

Kulturelle Ökosystemleistungen von Flusslandschaften: Erfassen – Bewerten – Planen

Von der Fakultät für Architektur und Landschaft
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktorin der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

genehmigte Dissertation von
Dipl.-Geogr. Julia Thiele

2021

Referentin:

Prof. Dr. Christina von Haaren

Institut für Umweltplanung

Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Korreferent:

Prof. Dr. Stephan Pauleit

Lehrstuhl für Strategie und Management der Landschaftsentwicklung

Technische Universität München

Tag der Promotion: 31.08.2020

Vorwort und Danksagung

Die kumulative Dissertation erstellte ich im Rahmen meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover. Aus der Bearbeitung des Forschungsprojektes „River Ecosystem Service Index“ (RESI) leitete ich das Dissertationsthema sowie erste Ergebnisse der Dissertation ab. RESI wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland – ReWaM“ gefördert.

Mit dem Dissertationsabschluss richte ich meinen Dank zunächst an meine Erstgutachterin, Prof. Dr. Christina von Haaren, die mich in allen Phasen der Doktorarbeit fachlich und moralisch betreute und unterstützte. Sie war jederzeit bereit, neue Versionen von Artikelmanuskripten zu lesen, sie mit konstruktiven Vorschlägen zu versehen und theoretische Hintergründe zu diskutieren. Trotz ihrer vielfältigen Aufgaben als Vizepräsidentin für Internationales der Leibniz Universität Hannover nahm sie sich während des gesamten Dissertationsprozesses stets Zeit für einen intensiven wissenschaftlichen Austausch und unterstützte mich entscheidend bei der kontinuierlichen Arbeit an Manuskripten.

Prof. Dr. Christian Albert danke ich für die hilfreichen Hinweise zur Strukturierung von Artikeln, zur Auswahl von Fachzeitschriften und zum Umgang mit Gutachten. Während der gesamten Bearbeitungszeit konnte ich Prof. Dr. Christian Albert jederzeit um fachlichen Rat bitten.

Johannes Hermes danke ich für einen exzellenten fachlichen Austausch über die Verarbeitung und Analyse von räumlichen Daten. In angespannten Situationen hatte er immer ein offenes Ohr. Unsere Terrassendiskussionen über knifflige GIS-Fragen waren eine wichtige moralische und fachliche Stütze. Bei Dr. Bartlett Warren-Kretschmar bedanke ich mich für das Korrekturlesen von englischen Ausarbeitungen. Den Instituts-Kolleginnen und -Kollegen danke ich für lebendige Diskussionen während der Kaffeepausen. Sie waren mein moralischer und fachlicher Anker. Mareike Otters und Katrin Kampfrath danke ich für das Korrekturlesen des Rahmentextes.

Der Koordinatorin des Forschungsprojektes „RESI“, Dr. Simone Podschun, danke ich für ihre Unterstützung bei der Beschaffung von räumlichen Daten. Mit Dr. Simone Podschun konnte ich mich während der Bearbeitungszeit über aktuelle Entwicklungen in der Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen fachlich austauschen.

Mathias Scholz gab mir als Auenexperte hilfreiche Rückmeldungen während der Methodenentwicklung. Der Projektleiter des Forschungsprojektes „RESI“, PD Dr. Martin Pusch, half mir durch konstruktive Fragen, die Dissertation voranzubringen.

Berlin, April 2020

Julia Thiele

Inhaltsverzeichnis

Vorwort und Danksagung.....	II
Inhaltsverzeichnis.....	i
Abbildungsverzeichnis.....	iii
Tabellenverzeichnis.....	vi
Abkürzungsverzeichnis.....	vii
Kurzfassung.....	ix
Abstract.....	xiii
1 Einleitung und Hintergrund.....	1
2 Zielsetzung und Forschungsfragen.....	7
3 Fachliche Grundlagen und Forschungsstand.....	9
3.1 Wie lassen sich kulturelle ÖSL von Flusslandschaften klassifizieren?.....	9
3.2 Wie können die Inhalte kultureller ÖSL theoretisch eingeordnet und für die Planung strukturiert werden?.....	13
3.2.1 Konzeptionelle Bewertungsmodelle: Ein Überblick.....	13
3.2.2 Konzeptionelles Bewertungsmodell der Dissertation.....	18
3.3 Wie werden kulturelle ÖSL von Flusslandschaften bislang bewertet?.....	19
3.3.1 Räumliche und indikatorbasierte Erfassungs- und Bewertungsansätze.....	20
3.3.2 Ökonomische Bewertungsverfahren.....	22
4 Vorgehen.....	24
4.1 Arbeitsschritte.....	24
4.2 Untersuchungsgebiet.....	27
4.3 Methoden.....	29
4.3.1 Vergleich der Landschaftsbilder von Flusslandschaften und der restlichen Landesfläche Deutschlands (Frageblock A).....	30
4.3.2 Entwicklung einer GIS-basierten Bewertungsmethode für die Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften und Bewertung der Erholungsinfrastruktur (Frageblock B).....	32
4.3.3 Befragung zur Erholungsnutzung und Gegenüberstellung der Bereitstellungsbewertung zwischen den Wohnorten und aufgesuchten Erholungsorten (Frageblock C).....	34
4.3.4 Integration der Bewertung kultureller ÖSL in den River Ecosystem Service Index und Synthese sowie Sensitivitätstest der Bewertung kultureller ÖSL (Frageblock D).....	36
5 Veröffentlichungen der kumulativen Dissertation.....	39
5.1 Veröffentlichung 1.....	39
5.2 Veröffentlichung 2.....	41

5.3	Veröffentlichung 3.....	42
5.4	Veröffentlichung 4.....	43
6	Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse.....	45
6.1	Ergebnisse der Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen	45
6.1.1	Landschaftsbildbewertung von Flusslandschaften sowie Vergleich der Landschaftsbilder von Flusslandschaften und der restlichen Fläche Deutschlands	45
6.1.2	Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe	47
6.2	Bewertung der Erholungsinfrastruktur	52
6.2.1	Ergebnisse der bundesweiten Bewertung der Erholungsinfrastruktur.....	52
6.2.2	Ergebnisse einer lokalen Bewertung am Beispiel der bayerischen Donau	54
6.3	Bewertung der Nutzung	55
6.3.1	Ergebnis des KÖSL ^{MAP} -Verfahrens am Beispiel der morphologischen Aue der bayerischen Donau.....	55
6.3.2	Zusammenfassende Ergebnisdarstellung der Befragung von Erholungsnutzenden.....	58
6.4	Implementierung der Bewertung kultureller ÖSL in den RESI und Synthese der indikatorbasierten Bewertung kultureller ÖSL für die Anwendung in der Praxis	63
6.4.1	Implementierung und Sensitivität der KÖSL ^{MAP} -Indikatoren	63
6.4.2	Synthese	68
7	Zusammenfassende Diskussion.....	72
7.1	Zusammenfassende Darstellung der Zielerfüllung und Einordnung der Ergebnisse in den Kontext vergleichbarer Studien.....	72
7.2	Selektion der betrachteten Klassen kultureller ÖSL und Übertragbarkeit der CAESaR- Indikatoren	74
7.3	Räumliche Daten als Bewertungsgrundlage: Stärken und Herausforderungen unter Berücksichtigung einer Indikatornutzung in der Praxis.....	76
7.4	Relevanz der Bewertung kultureller ÖSL für die Flusslandschaftsplanung	80
8	Schlussfolgerungen und Ausblick	84
	Literatur.....	89
	Anhang: Veröffentlichung 3	102

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Etappen der modernen Geschichte von Ökosystemleistungen (nach Gómez-Baggethun et al. 2014, S. 1213).....	2
Abb. 2:	Erstes Kaskadenmodell zur Visualisierung der Beziehung zwischen Biodiversität, Ökosystemfunktionen und -leistungen und dem menschlichen Wohlergehen (Grafik: Haines-Young & Potschin 2010).	13
Abb. 3:	Anwendung der ÖSL-Kaskade: Wasserreinigung (Grafik: Maes et al. 2012)....	15
Abb. 4:	Konzeptionelles ÖSL-Modell zur Verdeutlichung der Beziehungen von Funktionen (engl. functions), Dienstleistungen (engl. services) und Nutzen (engl. benefits) (Grafik: Burkhard et al. 2014). Das Grundprinzip wurde aus Haaren & Albert (2011) übernommen.....	16
Abb. 5:	Praxisorientiertes ÖSL-Bewertungsmodell (PRESET, Grafik: Haaren et al. 2014).....	17
Abb. 6:	Anwendung der Kaskade für aquatische Ökosysteme (Grafik: Rodrigues 2015) mit einer Erweiterung um die „Human Scale Development matrix“ (Max-Neef et al. 1989).	18
Abb. 7:	Praxistaugliches Bewertungsmodell kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften (Thiele et al. im Druck).....	19
Abb. 8:	Ökonomische Bewertungsmethoden für Ökosystemleistungen (nach Koetse et al. 2015).	22
Abb. 9:	Untersuchungsdesign der kumulativen Dissertation mit einer Zuordnung der Veröffentlichungen.....	24
Abb. 10:	79 morphologische Auen mit einem Zoom auf einen Rheinausschnitt zur Darstellung der drei Zonen (vgl. Koenzen & Günther-Diringer 2009).....	28
Abb. 11:	Morphologische Aue nach Koenzen & Günther-Diringer (2009), die in Segmente untergliedert ist (A: Segmentebene). Jedes Segment ist wiederum in Kompartimente unterteilt, die das Segment in rezente Aue, Altaue (rechts und links vom Fließgewässer) sowie Fließgewässer untergliedern (B: Fluss-Auen-Kompartimentebene) (Thiele et al. 2019a).....	29
Abb. 12:	Grundlegende Zuordnung von Wissenschaftsdisziplinen, aus denen in Bezug zum konzeptionellen Bewertungsmodell der Dissertation (Bildmitte) Methoden für die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL abgeleitet werden.....	30
Abb. 13:	Forschungsdesign der ersten Veröffentlichung (Thiele et al. 2019b).....	31
Abb. 14:	Schematische Darstellung der bundesweiten Indikatorbewertung (oben) und der Bewertung dieses Indikators mit weiteren regionalen Eingangsdaten (unten) (Thiele et al. im Druck).....	33
Abb. 15:	Grundlegende Arbeitsschritte des Übertrags der Indikatorbewertung kultureller ÖSL in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum, vorgestellt am Beispiel von Fluss-Auen-Kompartimenten der Donau bei Gerolfing.....	37
Abb. 16:	Graphische Zusammenfassung der zweiten Veröffentlichung (Thiele et al. 2020).....	41
Abb. 17:	Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild (LaBi) in 79 Flusslandschaften (Thiele et al. 2019b). Flusslandschaftsbereiche mit einer besonders hohen Bewertung werden dunkelblau hervorgehoben und die Flusslandschaften	

- namentlich in einem blauen Kasten dargestellt. Sehr gering bewertete Bereiche werden in roten Kästen namentlich erwähnt. 46
- Abb. 18: Prozentualer Anteil der Landbedeckungsklassen, die die am höchsten und am geringsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche je CAESaRNAT-Indikator prägen. Die am höchsten und am geringsten bewerteten Flusslandschaften wurden durch eine Klassifikation in zehn Klassen ermittelt. Für die höchste Klasse sind die drei Landbedeckungsklassen mit den größten prozentualen Anteilen abgebildet und für die kleinste Klasse zwei Landbedeckungsklassen, die den größten prozentualen Anteil an diesen Flusslandschaftsbereichen je Indikator ausmachen. Die Farbkodierung der Säulen des Diagramms entspricht der offiziellen Farbkodierung der europäischen CORINE-Klassifikation (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2018). Die Indikatoren sind wie folgt abgekürzt: nicht-wasserbezogene Aktivitäten (nWA), wasserbezogene Aktivitäten (WA), Natur- und Kulturerbe (NKE) und Landschaftsbild (LaBi) (Thiele et al. 2020). 48
- Abb. 19: Die obere linke Karte zeigt die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten (WA) mit der bundesweiten Methode (CAESaRNAT) für einen Donauabschnitt zwischen Bad Gögging und Weltenburg. Die obere rechte Karte visualisiert die WA-Bereitstellungsbewertung dieses Donauabschnittes mit der lokalen Methode (CAESaRLOC). Die untere Karte vergleicht die beiden Bewertungen durch Raster-Wert-Differenzen. In blau gefärbten Rasterzellen erzielt CAESaRNAT höhere Werte für die WA-Bereitstellung und in braun gefärbten Rasterzellen erlangt CAESaRLOC höhere Werte für die WA-Bereitstellung. 49
- Abb. 20: Die obere Karte zeigt die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe (NKE) mit dem bundesweiten Bewertungsverfahren (CAESaRNAT) für einen Donauabschnitt zwischen Regensburg und Straubing. Die mittlere Karte zeigt die NKE-Bereitstellungsbewertung dieses Donauabschnittes mit dem lokalen Bewertungsverfahren (Thiele et al. 2020). Die untere Karte visualisiert einen Vergleich der beiden Bewertungen durch Raster-Wert-Differenzen. In blau gefärbten Rasterzellen erzielt CAESaRNAT höhere Werte für die NKE-Bereitstellung und in braun gefärbten Rasterzellen erzielt CAESaRLOC höhere Werte für die NKE-Bereitstellung. 51
- Abb. 21: Bewertung der Erholungsinfrastruktur in 79 Flusslandschaften nach der Methode von Thiele et al. (im Druck). Flusslandschaftsbereiche mit einer besonders hohen Bewertung sind durch einen blauen Kasten namentlich hervorgehoben und Flusslandschaften sowie Flusslandschaftsbereiche mit einer sehr geringen Bewertung durch einen roten Kasten. 53
- Abb. 22: Bewertung der Erholungsinfrastruktur unter Berücksichtigung weiterer Subindikatoren (z. B. Dichte von Angelvereinen, Thiele et al. im Druck) am Beispiel der bayerischen Donau mit Zoom auf Regensburg. Hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche sind durch einen blau unterlegten Schriftzug hervorgehoben. 54
- Abb. 23: Recherchierte und digitalisierte Angel- und Paddelvereine sowie Verleihstationen entlang der bayerischen Donau und das dortige Rad- und Wanderwegenetz. Die obere Abbildung zeigt die Gesamtbewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlichen Beitrag. 55
- Abb. 24: Kartographische Darstellung der vier Subindikatorergebnisse zur Bewertung der tatsächlichen Nutzung kultureller ÖSL in Flusslandschaften nach dem KÖSLMAP-Verfahren (Thiele et al. im Druck). Der untere Bereich der Abbildung zeigt das Indikatorergebnis mit einem Zoom auf Regensburg und einer

	Klassifikation des Ergebnisses in Quantile.....	57
Abb. 25:	Angaben der Befragten zu den ausgeübten Aktivitäten bei ihrem letzten Ausflug an einen großen Fluss (UG Donau, Nahe, Aller) oder Bach (UG Sachsen). Das Balkendiagramm zeigt, wie viel Prozent der Befragten diese Aktivität ausübten (nach Rayanov et al. 2018). Bei den großen Fließgewässern wurden insgesamt 2,3 Aktivitäten benannt und bei den Befragten kleiner Fließgewässer 2 Aktivitäten. Die Aktivitäten Schwimmen und Bootfahren wurden nicht für Gewässer 2. Ordnung abgefragt.....	58
Abb. 26:	Häufigkeit der Besuche und genutztes Verkehrsmittel zur Anreise (Gewässer 1. Ordnung).....	60
Abb. 27:	Häufigkeit der Besuche und genutztes Verkehrsmittel zur Anreise (Gewässer 2. Ordnung).....	60
Abb. 28:	Relevanz der landschaftlichen Ausstattung für die persönliche Wahl der Fließgewässerdestination (UG Donau, Nahe und Aller), dargestellt in Prozent.	61
Abb. 29:	Wirkung des letzten Flusslandschaftsbesuchs auf das menschliche Wohlergehen.....	62
Abb. 30:	Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild (A), Natur- und Kulturerbe (B), nicht-wasserbezogene Aktivitäten (C) und wasserbezogene Aktivitäten (D) in dem RESI-Bewertungsraum und der RESI-Bewertungsskala, vorgestellt am Beispiel der morphologischen Aue der bayerischen Donau.....	64
Abb. 31:	Synthese der Bewertung kultureller ÖSL nach dem aufgestellten Bewertungsrahmen mithilfe von Spinnendiagrammen, vorgestellt am Beispiel von zwei Auenkompartimenten der Donau. Für die Bereitstellung wurde das Landschaftsbild (LaBi), Natur- und Kulturerbe (NKE), nicht-wasserbezogene Aktivitäten (nWA) und wasserbezogene Aktivitäten (WA) durch Indikatoren bewertet (Thiele et al. 2020). Die Erholungsinfrastruktur (Erholungsinfra.) und die Nutzung (Nutzung) wurden ebenfalls indikatorbasiert bewertet (Thiele et al. im Druck). Die Spinnendiagramme zeigen die Bewertungen auf der 5-stufigen RESI-Bewertungsskala (Podschun et al. 2018b) und können für jedes Auen-Fluss-Kompartiment erstellt werden.	69

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Vergleich von Klassifikationen kultureller ÖSL nach dem Vorgehen von HIRONS et al. (2016), ausgehend von CICES V4.3 (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013) und in Bezug auf das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT FÜR FEUCHTGEBIETE UND WASSER (2005b) und der TEEB-Studie für Wasser und Feuchtgebiete (RUSSI et al. 2012) (Quelle: THIELE et al. im Druck).....	10
Tab. 2:	Darstellung des Vorgehens der Dissertation in Arbeitsschritten mit einer Zuordnung der Forschungsfragen, Methoden und der Veröffentlichung.....	25
Tab. 3:	Potenzielle Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen des Forschungsprojektes „Wilde Mulde“ (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2017) auf Indikatoren zur Bewertung kultureller ÖSL nach THIELE et al. (2020) und THIELE et al. (im Druck).....	66
Tab. 4:	Paarweise Korrelation nach Spearman zwischen den Bereitstellungsindikatoren kultureller ÖSL für 79 Flusslandschaften in Deutschland. Die Indikatoren wurden nach THIELE et al. (2020) bewertet. Der p-Wert ist bei der Gesamtheit der paarweisen Korrelationen $<0,001$. Es besteht eine signifikante Abweichung des ermittelten Korrelationskoeffizienten von Null.	70
Tab. 5:	Paarweise Korrelation nach Spearman zwischen den Indikatoren kultureller ÖSL für die Flusslandschaft der bayerischen Donau. Die Bereitstellungsindikatoren wurden nach THIELE et al. (2020) bewertet, die Indikatoren für die Erholungsinfrastruktur und die tatsächliche Nutzung nach THIELE et al. (im Druck). Die Indikatoren wurden vor der Korrelation in den RESI-Bewertungsraum und die RESI-Bewertungsskala transformiert. Der p-Wert ist bei der Gesamtheit der paarweisen Korrelationen $<0,001$. Es besteht eine signifikante Abweichung des ermittelten Korrelationskoeffizienten von Null.....	71

Abkürzungsverzeichnis

ArcGIS	GIS-Softwareprodukte des Unternehmens ESRI
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BLfD	Bayerisches Landesamt für Denkmalpflege
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
CAESaR Index	Cultural Ecosystem Services of River Landscapes Index
CE	Choice Experiment
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CVM	Contingent Valuation Method
ESRI	Environmental Systems Research Institute
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GIS	Geoinformationssystem
HpnV	Heutige potenzielle natürliche Vegetation
HQ	Hochwasser (H steht für hoch und Q für die Abflussmenge)
HWRM-RL	Hochwasser-Risiko-Management-Richtlinie
HyWa	Hydrologie und Wasserbewirtschaftung
In_StröHmunG	Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung
KÖSL	Kulturelle Ökosystemleistungen
LaBi	Landschaftsbild
LBM-DE	Landbedeckungsmodell für Deutschland
MA	Millennium Ecosystem Assessment
NKE	Natur-und Kulturerbe
nWA	Möglichkeiten für nicht-wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (Abkürzung: nicht-wasserbezogene Aktivitäten)
ÖSL	Ökosystemleistungen
OSM	OpenStreetMap
PCA	Principal Component Analysis
R	freie Programmiersprache
RESI	River Ecosystem Service Index
ReWaM	Regionales Wasserressourcen-Management
RStudio	Eine integrierte Entwicklungsumgebung für R
SDG	Sustainable Development Goals
SUP	Strategische Umweltprüfung

TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UG	Untersuchungsgebiet
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
WA	Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (Abkürzung: wasserbezogene Aktivitäten)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Kurzfassung

Schlagworte: Kulturelle Ökosystemleistungen; Flusslandschaften; räumliche Modellierung; Indikatorentwicklung

Flusslandschaften bieten die Möglichkeit der Ausübung vielfältiger Freizeitaktivitäten. Fließgewässer und ihre Auen werden wegen ihrer landschaftlichen Schönheit geschätzt, sie sind beliebte Ausflugsziele und Orte der Inspiration. Aus der Perspektive des Ökosystemleistungskonzepts stellen Flüsse und Auen zahlreiche kulturelle Ökosystemleistungen (ÖSL) bereit. Durch kulturelle ÖSL entsteht ein Nutzen, der das menschliche Wohlergehen beeinflusst. In der Dissertation sind kulturelle ÖSL definiert als Beiträge der Ökosysteme zu den materiellen und immateriellen Vorteilen, z. B. Fähigkeiten und Erfahrungen der Menschen, die sich aus einer Umwelt-Mensch-Beziehung entwickeln und ermöglicht werden. Es bedarf in der Regel eines menschlichen Beitrags zu ihrer Inanspruchnahme. Teilweise genügt aber auch die bloße Existenz einer kulturell aufgeladenen Landschaft, um Wertschätzung durch die Menschen zu erzeugen.

Durch die Nutzung von Flusslandschaften für Infrastrukturen, Siedlungen und die Landwirtschaft ist die Bereitstellung kultureller ÖSL beeinträchtigt. Nach dem Auenzustandsbericht wird nur noch rund ein Drittel der ehemaligen Überschwemmungsflächen von Flüssen bei Hochwasserereignissen überflutet. Vor dem Hintergrund der weitreichenden Beeinträchtigung von Flusslandschaften liefert die Bewertung ihrer ÖSL ein Entscheidungswerkzeug für Renaturierungsmaßnahmen und erleichtert die Kommunikation zwischen Entscheidungstragenden von Planungsprozessen und der Öffentlichkeit. In den letzten Jahren entstand eine Vielzahl von konzeptionellen ÖSL-Ansätzen und Methoden zur Bewertung von ÖSL, die sich aber zumeist auf terrestrische Ökosysteme beziehen. Bislang werden kulturelle ÖSL zwar in Klassifikationssystemen von ÖSL benannt, jedoch zumeist nicht vollständig bewertet. Versorgungs- und Regulationsleistungen werden hingegen häufiger als kulturelle ÖSL bei einer ÖSL-Bewertung von Flusslandschaften quantifiziert.

Eine möglichst substanzielle und quantitative Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL ist jedoch wichtig für eine Integration kultureller ÖSL in Planungsprozesse. Eine Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL unterstützt auf einer bundesweiten Skala dabei, diejenigen Flusslandschaftsbereiche zu identifizieren, die ein Defizit in der Bereitstellung kultureller ÖSL vorweisen. Diese Flusslandschaftsbereiche können in bundesweite Strategien integriert werden, um hier geeignete Renaturierungsmaßnahmen durchzuführen. Andererseits können Flusslandschaftsbereiche, die im bundesweiten Vergleich eine besonders hohe Bereitstellung kultureller ÖSL vorweisen, erhalten und geschützt werden. Eine lokale Operationalisierung kultureller ÖSL unterstützt Planungsprozesse, da Stakeholder sowie die Bevölkerung über den aktuellen Status von kulturellen ÖSL in Flusslandschaften informiert werden und dadurch geeignete Handlungsoptionen kommuniziert werden können.

Ziel der Dissertation ist es, den Wert kultureller ÖSL von Flusslandschaften in Deutschland zu ermitteln. Die Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL soll mittels einer transparenten, die Spezifika von Flusslandschaften berücksichtigenden Methode umgesetzt werden. Indem die Bereitstellung (z. B. des Landschaftsbildes) und die Nutzung kultureller ÖSL in verschiedenen Flusslandschaftsbereichen vergleichbar werden, wird es möglich, Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen sowie Schutz- und Entwicklungsprioritäten abzuleiten.

Für die Zielsetzung werden vier Frageblöcke aufgestellt:

- Im Frageblock A wird ermittelt, ob Flusslandschaften auf einer bundesweiten Ebene besonders wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild sind. Studien und Befragungen heben das Landschaftsbild als eine Art Leitklasse kultureller ÖSL hervor. Der Schutz des Landschaftsbildes ist im Bundesnaturschutzgesetz und in planungsrechtlichen Instrumenten verankert. Ohne einen quantitativen „Beweis“ wird Flüssen und Auen häufig eine „schöne“ Landschaft zugeschrieben.
- Der Frageblock B beinhaltet die Fragestellung, wie die Bereitstellung, der menschliche Beitrag und die Nutzung von kulturellen ÖSL auf lokaler und bundesweiter Ebene räumlich erfasst und bewertet werden können, um die Bewertungen in Planungsprozesse integrieren zu können. Neben dem Landschaftsbild werden die kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe erfasst und bewertet.
- Im Frageblock C werden die Ausstattungen einer Flusslandschaft erhoben, die für Erholungssuchende besonders wichtig sind, sowie der Nutzen des Flusslandschaftsbesuchs auf das menschliche Wohlergehen.
- Im Frageblock D werden eine Implementierung der Bewertung kultureller ÖSL in einen praxistauglichen ÖSL-Gesamtindex für Flusslandschaften (River Ecosystem Service Index – RESI) und eine räumliche Synthese von der Bewertung der Bereitstellung und Nutzung vorgenommen.

Die Fragestellungen erfordern den Einsatz eines Methodenmix aus der Geographie, den Sozialwissenschaften und den Umweltwissenschaften (insbesondere der Umweltplanung). Die Entwicklung und Anwendung eines Methodenmix resultiert aus dem transdisziplinären Charakter des ÖSL-Konzepts. Das Untersuchungsgebiet umfasst 79 morphologische Auen (Synonym: Flusslandschaften), die sich aus den drei Zonen rezente Aue, Altaue und Fließgewässer zusammensetzen. Die lokale Bewertung kultureller ÖSL wird in der morphologischen Aue der bayerischen Donau umgesetzt.

Zur Beantwortung des ersten Frageblocks wird auf eine existierende, deutschlandweite Bewertung des Landschaftsbildes zurückgegriffen, die als Raster bereitgestellt ist. Als weiterer Dateneingang wird eine Abgrenzung von 79 morphologischen Auen genutzt. In einem geographischen Informationssystem (GIS) wird das Landschaftsbild der Flusslandschaften und der restlichen Fläche Deutschlands bestimmt und statistisch verglichen. Mithilfe des Welch-Tests wird überprüft, ob sich die Mittelwerte der beiden Landschaftsbilder statistisch signifikant unterscheiden. Durch einen Geoverarbeitungs-Workflow werden Flusslandschaftszonen und Flusslandschaftsbereiche ermittelt, die eine besonders hohe Landschaftsbildbewertung vorweisen. Landschaftliche Elemente und Ausstattungen, die typisch für hohe Landschaftsbildbewertungen von Flusslandschaften sind, werden über einen statistischen Vergleich von prozentualen Abweichungen der Mittelwerte einzelner (Sub-)Indikatoren der Landschaftsbildbewertung ermittelt. Für (Sub-)Indikatoren mit einer besonders hohen prozentualen Abweichung wird Landbedeckung bestimmt.

Ein Kartier-Verfahren, das KÖSL^{MAP}-Verfahren, wird entwickelt, um die Bereitstellung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe, der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung zu erfassen und zu bewerten (Frageblock B). Das KÖSL^{MAP}-Verfahren basiert auf der Bewertung von Indikatoren mit räumlichen Daten, wodurch hoch und gering bewertete Flusslandschaftsbereiche abgegrenzt, kartographisch visualisiert und statistisch verglichen werden können. Ein Indikator setzt sich aus einer Kombination und Gewichtung verschiedener Subindikatoren zusammen, die mit räumlichen Daten in einem GIS bewertet werden. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert ein Indikatoren-Set, das auf bundesweit einheitlichen räumlichen Daten ba-

siert. Dieses Indikatoren-Set kann durch weitere Subindikatoren erweitert und ergänzt werden, die räumliche Daten lokaler Behörden als Berechnungsgrundlage benötigen. Für eine automatisierte Bewertung der Subindikatoren werden GIS-Modelle entwickelt, die eine zeitsparende und reproduzierbare Bewertung jedes Subindikators ermöglichen. Durch die entwickelten Geoverarbeitungs-Workflows werden die einzelnen Indikatoren in Raster auf einer Skala von 0 bis 100 bewertet. Die räumlich-konkreten Bewertungen werden für die 79 Flusslandschaften in Raster mit einer Auflösung von 100 × 100 m (bundesweite Bewertung) und 10 × 10 m (lokale Bewertung) dargestellt.

Eine repräsentative qualitative Online-Befragung wird durchgeführt, um zu untersuchen, welche Ausstattungen einer Flusslandschaft für Erholungssuchende von besonderer Bedeutung sind. Der Nutzen eines Flusslandschaftsbesuches wird auf einer Likert-Skala für verschiedene Kategorien ermittelt. In den Fragebogen wird ein Kartier-Werkzeug integriert, mit dem die Befragten ihren wichtigsten Besuchspunkt markieren können. Um zu überprüfen, ob die Erholungsorte der Befragten eine höhere Bereitstellungsbewertung vorweisen, werden in einem GIS die Mittelwerte von Puffern um Erholungsorte und Wohnorte verglichen (Frageblock C).

Zur Implementierung der Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL in den RESI wird die Rasterbewertung von der Bewertungsskala 0–100 in die RESI-Bewertungsskala und den -Bewertungsraum transformiert. Der RESI nutzt eine fünfstufige Bewertungsskala und Fluss-Auen-Kompartimente als Bewertungsraum. Für die Übertragung wird ein weiterer Geoverarbeitungs-Workflow entwickelt. Um die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL, der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung in einem Bewertungsraum einander gegenüberzustellen, werden Spinnendiagramme je Fluss-Auen-Kompartiment konzipiert (Frageblock D).

Die Ergebnisse des Landschaftsbildvergleiches zeigen, dass die Landschaftsbildbewertung der Flusslandschaften geringer ist als die Bewertung der restlichen Fläche von Deutschland. Die rezenten Auen und Fließgewässer weisen jedoch ein höher bewertetes Landschaftsbild auf. Altauen erzielen die geringste Landschaftsbildbewertung. Sie sind vom Überflutungsregime abgetrennt und haben weniger flusslandschaftsspezifische Landschaftselemente. Flusslandschaftsbereiche, die eine hohe Reliefdynamik, prägnante Ausstattungen (z. B. Laubhölzer) und ein Fließgewässernetz als seltene Landbedeckung vorweisen, sind in Bezug auf ihre Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild besonders schützenswert.

In rezenten Auen ist die Bewertung der Bereitstellung generell höher als in der Altaue. Die Landbedeckungsklassen „nicht bewässertes Ackerland“, „Industrie- und Gewerbeflächen“ und „nicht durchgängig städtische Prägung“ charakterisieren Auenbereiche mit einer geringen Bewertung für die Bereitstellung kultureller ÖSL. In hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen der Bereitstellungsindikatoren Landschaftsbild, nicht-wasserbezogene Aktivitäten und wasserbezogene Aktivitäten sind hingegen die Landbedeckungsklassen „Laubwälder“, „Gewässerläufe“ und „Wiesen und Weiden“ prägend. Hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche des Bereitstellungsindikators Natur- und Kulturerbe werden hingegen von „nicht bewässertes Ackerland“ und „nicht durchgängig städtische Prägung“ bedeckt. Die bundesweite und lokale Bewertung zeigt bei der Analyse der häufigen Landbedeckungen und Auenzonen in hoch und gering bewerteten Flusslandschaftsbereichen vergleichbare Resultate. Ein Vergleich der beiden Ergebnistraster verdeutlicht jedoch lokale Differenzen, da lokale Eingangsdaten eine wesentlich höhere Anzahl an Bewertungselementen enthalten.

Die Flusslandschaftsbereiche mit der am höchsten bewerteten Erholungsinfrastruktur verteilen sich zumeist auf Altauen, die von „nicht bewässertem Ackerland“, „Laubwäldern“ und „Wiesen und Wei-

den“ geprägt sind. Das Indikatorergebnis für die Bewertung der Nutzung zeigt hohe Werte in Städten und in touristisch stark frequentierten Flusslandschaftsbereichen.

Die Erholungssuchenden präferieren für Ausflüge zu Flusslandschaften ruhige, natürliche Flusslandschaften mit einer Sichtbarkeit des Fließgewässers, um spazieren zu gehen und Rad zu fahren. Der Besuch einer Flusslandschaft bewirkt bei den Befragten einen Stressabbau und einen körperlichen Ausgleich. Die Erholungsorte wiesen eine höhere Bereitstellungsbeurteilung für kulturelle ÖSL auf als die Wohnorte der Befragten.

Die paarweisen Korrelationen nach Spearman zeigen keine starken Zusammenhänge zwischen den Bereitstellungsindikatoren. Ein mäßiger Zusammenhang wird zwischen den wasserbezogenen Aktivitäten und dem Landschaftsbild festgestellt. Zwischen den verschiedenen konzeptionellen Bewertungsbereichen werden ebenfalls keine starken Zusammenhänge gefunden. Wasserbezogene Aktivitäten und die Nutzung zeigen einen mäßigen Zusammenhang. Um die Bewertung der Praxis zugänglich zu machen, werden Indikator Kennblätter angefertigt. Es wird zudem belegt, dass die aufgestellten Indikatoren sensitiv für Renaturierungsmaßnahmen sind.

Der Einsatz von räumlichen Eingangsdaten ermöglicht eine indikatorbasierte Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL, der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung. Da die Bewertung kultureller ÖSL räumlich vorliegt, ist es möglich, die Bewertung in den RESI-Bewertungsraum und die RESI-Bewertungsskala zu übertragen. Der RESI berücksichtigt dadurch erstmalig die drei Bereiche versorgende, regulierende und kulturelle ÖSL in Flusslandschaften. Sowohl die erzeugten Karten als auch die Spinnendiagramme können Entscheidungsträger nutzen, um Maßnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung von kulturellen ÖSL in Planungsprozesse einzubeziehen und sie zu kommunizieren.

Die Bewertung zeigt räumlich explizite Flusslandschaftsbereiche mit einer besonders geringen Bereitstellung und Bereiche, die aufgrund einer hohen Bereitstellung kultureller ÖSL geschützt werden sollten. Die Ergebnisse können genutzt werden, um Flusslandschaftsbereiche zur Umsetzung von bundesweiten Strategien (z. B. Bundesprogramm „Blaues Band“) zu identifizieren. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert eine Erweiterung und Ergänzung zu bestehenden Bewertungen im Gewässerkontext (z. B. WRRL, Auenzustandsbericht), die bislang keine kulturellen ÖSL berücksichtigten. Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren erfüllt die Zielsetzung des „Action 5“ der EU-Biodiversitätsstrategie, da es transparente und reproduzierbare Indikatoren bereitstellt. Die Dissertation liefert damit einen Beitrag zum internationalen Diskurs um Bewertungsverfahren von kulturellen ÖSL.

Die aufgestellten Indikatoren und ihre Bewertung helfen, Wissen über kulturelle ÖSL von Flusslandschaften bereitzustellen, zu erweitern und Zusammenhänge zwischen der Bereitstellung und der Nutzung von kulturellen ÖSL darzustellen. Eine differenzierte Bewertung der Bereitstellung und der Nutzung von kulturellen ÖSL liefert Erkenntnisse über deren Unterschiede in einer räumlichen Einheit. Diese Erkenntnisse können genutzt werden, um planerische Handlungsoptionen abzuwägen. Die Bewertung kultureller ÖSL ist auf weitere Untersuchungsgebiete übertragbar, wenn die Rahmenbedingungen vergleichbar sind und räumliche Daten zur Verfügung stehen. Weiterer Forschungsbedarf besteht in der tatsächlichen Integration von kulturellen ÖSL in die Planungspraxis von Flusslandschaften. Der planerische Umgang mit Unterschieden in der Bereitstellung von kulturellen ÖSL und ihrer Inanspruchnahme ist bisweilen ebenfalls wenig erforscht.

Abstract

Keywords: Cultural ecosystem services; River landscapes; Spatial modelling; Indicator development

River landscapes offer the possibility to practice a wide range of leisure activities, and they are popular destinations. Rivers and their floodplains are valued for their landscape aesthetic quality, and they are places of inspiration. From the perspective of the ecosystem services concept, rivers and floodplains provide diverse cultural ecosystem services (CES). CES provide benefits that influence human well-being. In the Ph.D. thesis, CES are defined as ecosystem contributions to material and immaterial benefits, e.g. human capabilities and experiences, which are created and enabled by an environment-human relationship. CES usually require a human contribution to their utilization. In some cases, however, the mere existence of a culturally-charged landscape is sufficient to cause appreciation of the people.

The use of river landscapes for infrastructures, settlements and agriculture impairs offered-CES. Offered-CES are ecosystem contributions that may benefit humans. According to the German Floodplain Status Report, these ecosystem contributions are at risk, because only one-third of the original floodplains are still flooded during flood events. Against the background of the far-reaching degradation of river landscapes, the identification and assessment of their ecosystem services are of high importance for the communication of their ecosystem services. The concept of ecosystem services supports the identification of sustainable and resource-saving management options in order to promote decision-making processes. In recent years, a variety of conceptual approaches to ecosystem services has been developed, but most of them relate to terrestrial ecosystems. So far, CES have been classified as ecosystem services, but they have not been fully integrated into ecosystem service assessments. Provisioning and regulating services are more often quantified than CES in ecosystem service assessment of river landscapes.

However, the integration of CES in planning processes depends on a substantial and quantitative assessment of CES. A nationwide CES assessment can help identify those river landscape areas that show a deficit of CES. These river landscape areas could be integrated into nationwide planning and protection strategies in order to implement appropriate renaturation measures. Furthermore, river landscape areas with particularly high CES in a nationwide comparison should be maintained and protected. Planners and decision-makers can use a local quantification of CES to inform stakeholders and the local public about the current status of CES in river landscapes and to communicate suitable options for action to improve the current status.

The aim of the Ph.D. thesis was to assess the value of cultural ecosystem services of river landscapes in Germany. This should be achieved by a transparent method that takes into consideration the specifics of riverine landscapes. By differentiating and comparing the landscape aesthetic quality and recreational value of different river landscapes and their zones, it is possible to derive protection and development measures and priorities.

Four question-sets were formulated for this aim:

- Question-set A determined on a national level, whether river landscapes are particularly valuable for landscape aesthetic quality in comparison to other landscapes. Landscape aesthetic quality was highlighted as a key class of CES in previous studies and surveys and it is embodied in the German Federal Nature Conservation Act and in landscape planning instruments.

Without quantitative “evidence”, rivers and floodplains are often attributed to a “beautiful” landscape.

- Question-set B included the research question of how offered- and utilized-CES can be spatially assessed on a local and national level in order to integrate the assessment into planning processes. The CES classes landscape aesthetic quality, non-water-related activities, water-related activities and heritage were considered.
- Question-set C focused on the features of river landscapes that are particularly important for people seeking recreation and on the benefits of the river landscape experience for human well-being. The question-set C also investigated whether offered-CES is higher in recreational areas than in the residential areas surrounding respondents.
- Question-set D investigated the implementation of the CES assessment in a “River Ecosystem Service Index” (RESI) and a spatial synthesis of the assessment of offered- and utilized-CES.

The research questions required the use of mixed methods from geography, social sciences and environmental sciences (especially environmental planning). The combination of methods developed and applied resulted from the transdisciplinary character of the ÖSL concept. The study area comprised 79 morphological riparian zones (synonym: river landscape), consisting of active floodplains, historical floodplains, and river courses. The local assessment of CES was implemented in the river landscape of the Bavarian Danube.

In order to answer the first question-set, an existing, Germany-wide assessment of landscape aesthetic quality was used, which was provided as a raster data. The delineation of 79 morphological floodplains represented a further data input of the first question-set. In a geographic information system (GIS) the landscape aesthetic quality of the river landscapes and of other landscapes was assessed and statistically compared. The Welch test was applied to verify whether the difference of the mean values of the two landscape aesthetic quality grids was statistically significant. A geoprocessing workflow was used to identify river landscape zones and river landscape areas that received particularly high scores for landscape aesthetic quality. Landscape elements and features that are typical of river landscapes with high landscape aesthetic quality scores were identified by a comparison of percentage deviations. The mean values of the individual (sub-) indicators were considered. The land cover was also determined for (sub-) indicators with a particularly high percentage deviation.

The CES^{MAP}-Approach was established to assess offered-CES of the CES classes non-water-related activities, water-related activities and heritage (question-set B). This approach was also used to assess the recreational infrastructure and the utilization of CES. The approach is based on an assessment of indicators with spatial data, whereby high and low valued river landscape areas can be delimited, cartographically visualized and statistically compared. An indicator is composed of a combination of different sub-indicators and weightings, which have been assessed with spatial data in a GIS. One set of indicators was based on spatial data that were available in the same quality across Germany. A further indicator set also used local spatial data for the CES assessment. For an automated assessment of each sub-indicator in a grid, models have been constructed that allow a time-saving and reproducible assessment of each sub-indicator. Through the developed geoprocessing workflows, the individual indicators are rated on a scale of 0–100 for each grid cell. The CES^{MAP}-Approach was carried out spatially for the 79 river landscapes with a grid resolution of 100 × 100 m (nationwide assessment) and 10 × 10 m (local assessment).

A representative, qualitative online survey investigated the features of a river landscape that were particularly important for people seeking recreation. The benefits of a river landscape visit on human well-being for different categories were evaluated using a Likert scale (question-set C). The survey included a mapping tool that enabled respondents to mark their most important visiting points. In order to verify whether the respondents' recreational areas show higher offered-CES scores, the mean values of buffers around recreational areas and residential areas were compared in a GIS.

The RESI used floodplain-river compartments as rating areas instead of raster pixels as in the CES^{MAP}-Approach. Moreover, the RESI rating scale did not range from 0–100 but had an ordinal scale with 5 classes, where 1 means non-existent or very low and 5 means very high. A geoprocessing workflow transformed the offered-CES assessment into the RESI rating area and scale. Spider diagrams enabled the comparison of the assessments of offered-CES, recreational infrastructure as human input and utilized-CES. Spider diagrams were produced for each floodplain-river compartment of the 79 riverine landscapes

The results of the landscape aesthetic quality comparison show that the landscape aesthetic quality of river landscapes is lower than the landscape aesthetic quality of the rest of Germany. In contrast, active floodplains and river courses have higher scores for landscape aesthetic quality than the rest of Germany. Historical floodplains achieve the lowest landscape aesthetic quality scores. They are disconnected from the flooding regime and have less landscape elements that are specific to river landscapes. River landscape areas with high relief dynamics, distinctive features (e.g. deciduous forest) and a network of running waters as rare land cover are particularly valuable for the protection of the CES class landscape aesthetic quality.

In active floodplains the assessment of offered CES is generally higher than in historical floodplains. The land cover classes “non-irrigated arable land”, “industrial and commercial units” and “discontinuous urban fabric” characterize floodplain areas with a low rating for offered-CES. On the contrary, the land cover classes “broad-leaved forest”, “watercourses” and “pastures” are predominant highly valued river landscape areas of the offered CES indicators landscape aesthetic quality, non-water-related activities and water-related activities. In contrast, highly valued river landscape areas of the offered-CES indicator heritage are covered by “non-irrigated arable land” and “discontinuous urban fabric”. The nationwide and local CES assessment yields similar results, when analyzing the frequent land cover and floodplain zones in high and low-rated river landscape areas. A comparison of the nationwide and local result grids of heritage shows local differences, because local input data contained a considerably higher number of elements.

The river landscape areas with the most highly valued recreational infrastructure are primarily distributed over historical floodplains, which are characterized by “non-irrigated arable land”, “broad-leaved forest” and “pastures”. The indicator result for the assessment of utilization shows high values in cities and in the Weltenburger Enge, which is highly frequented by tourists.

The Spearman correlation coefficients show no strong correlation between offered-CES indicators. A moderate correlation was established between water-related activities and landscape aesthetic quality. No strong correlations were found between the practical evaluation framework sections (offered- and utilized-CES) either. However, water-related activities and the utilized-CES show a moderate correlation. In order to make the assessment more accessible to practitioners, indicator fact sheets were prepared and each indicator assessment was mapped. It was also found that the established indicators are sensitive to renaturation measures.

The implementation of spatial data enabled an indicator-based assessment of offered- and utilized-CES as well as recreational infrastructure. Because the assessment of CES is spatially distributed, the assessment could be transferred to the RESI rating area and the RESI rating scale. For this reason, RESI was the first assessment of all ecosystem service categories in the river landscape context. Through the CES^{MAP}-Approach, decision-makers can use maps of the CES assessment and spider diagrams to communicate the CES status quo of river landscapes. The assessment shows spatially explicit river landscape areas with particularly low offered-CES and areas that should be protected due to high offered-CES. The results could be used to identify river landscape areas that could be implemented in nationwide strategies (e.g. Blue Ribbon Germany). The CES^{MAP}-Approach delivers an extension and supplement to existing assessments in the river landscape context (e.g. Water Framework Directive, floodplain status report), which have not yet taken CES into account. The CES assessment with the CES^{MAP}-Approach fulfilled the objective of “Action 5” of the EU Biodiversity Strategy, as it provides transparent and reproducible indicators. The Ph.D. thesis thus contributes to the international discourse on valuation techniques for cultural ecosystem services. The established indicators and their assessment are helpful to provide and extend knowledge about CES of river landscapes and to illustrate connections between offered- and utilized-CES. This differentiated assessment of offered- and utilized-CES can be used to evaluate planning options. The assessment of CES can be transferred to other study areas, if the general conditions are comparable and spatial data are available. Further research is needed about the actual integration of CES into the planning practice of river landscapes. In addition, how differences in offered- and utilized-CES are handled in planning has barely been researched.

1 Einleitung und Hintergrund

Flusslandschaften haben facettenreiche gesellschaftliche Bedeutungen (CHIARI 2010). Erste Siedlungen wurden entlang von Flüssen errichtet und auch heute leben mehr als 50 Prozent der Weltbevölkerung in weniger als drei Kilometer Entfernung zu einem Binnengewässer (KUMMU et al. 2011). Fließgewässer sind Transportwege und ihre Auen werden zur landwirtschaftlichen Produktion und als Siedlungsflächen genutzt (TOCKNER et al. 2010, SCHINDLER et al. 2014). Auch wegen ihrer landschaftlichen Schönheit werden Fließgewässer und ihre Auen geschätzt (THIELE et al. 2019b, MOSLEY 1989, JUNKER & BUCHECKER 2008, BROWN & DANIEL 1991, COTTET et al. 2013, GREGORY & DAVIS 1993, ZHAO et al. 2012). Erholungssuchende üben vielfältige Aktivitäten im Freien in Flusslandschaften aus, wie beispielsweise Radfahren, Paddeln und Angeln (MELSTROM et al. 2015). Flusslandschaften sind Destinationen für die Naherholung und den Tourismus (RAYANOV et al. 2018) und Orte der Bildung, Inspiration und Ausübung von Festen (LOKGARIWAR et al. 2013, RODRIGUES 2015). WANTZEN et al. (2016) führen deswegen den Ausdruck „River Culture“ ein, dem sie einen universellen Charakter zuschreiben. Aus der Perspektive des Ökosystemleistungskonzepts stellen Flüsse und Auen zahlreiche kulturelle Ökosystemleistungen (ÖSL) bereit (POSTHUMUS et al. 2010, SCHOLZ et al. 2012, TURNER et al. 2008, MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005a, 2005b).

Seit den 1990er-Jahren hält das Konzept der ÖSL vor dem Hintergrund des Klimawandels, des Verlusts der biologischen Vielfalt und der weiterhin wachsenden Ressourcenentnahme Einzug in den internationalen Umweltdiskurs (DAILY 1997, DE GROOT et al. 2010). Die Anzahl der Veröffentlichungen zu ÖSL ist seit 2005 stark angestiegen (MCDONOUGH et al. 2017, CHAUDHARY et al. 2015). Doch das ÖSL-Konzept ist keinesfalls neu: Der Begriff „Potenzial“ wird in Zusammenhang mit Eigenschaften der Landschaft erstmals von BOBEK & SCHMITHÜSEN (1949) erwähnt, wobei das Potenzial vor allem auf abiotische Faktoren bezogen wird, die gewisse biozönotische Gestaltungen zulassen (HAAREN & HÖRLITZ 1993). Etwa 20 Jahre später konstatiert LANGER (1970), dass sich ein ökologisches Potenzial aus der abiotischen Geländequalität und den Lebensgemeinschaften ergibt. Hierdurch unterscheidet er in Kulturwerke des Menschen und in natürliche Ausstattung als Grundlage von Nutzungsmöglichkeiten (HAAREN & HÖRLITZ 1993, LANGER 1970). In der DDR wird der Potenzialbegriff nutzungsorientiert als Grundlage ökonomisch ausgerichteter räumlicher Planung definiert (HAAREN & HÖRLITZ 1993). NEEF (1966) unterscheidet hier einmalig nutzbare Potenziale und ständig nutzbare Potenziale, wobei das Potenzial erst durch den menschlichen Eingriff zu einem von der Gesellschaft erwünschten Gut transformiert wird und so eine Nutzungsoption beinhaltet (HAAREN & HÖRLITZ 1993, NEEF 1966). Der Naturraumpotenzialansatz wird durch HAASE (1978) verbreitet und definiert als „Leistungsvermögen eines Naturraums, das es ermöglicht, eine bestimmte Menge von Leistungen zur Befriedigung von Bedürfnissen der Gesellschaft zu vollbringen“ (HAASE 1978, HAAREN & HÖRLITZ 1993). In der Bundesrepublik werden die Grundgedanken des Naturraumpotenzialansatzes in dem neu entstandenen Aufgabenfeld der Landschaftsplanung zur Entwicklung pragmatischer Erfassungsverfahren relevanter Aspekte des Naturhaushaltes aufgegriffen (HAAREN & HÖRLITZ 1993). Zeitgleich wird der Funktionsbegriff zur Beschreibung der natürlichen Umwelt zwecks wirtschaftlicher Bewertung von den Niederländern van der Maarel und Dauvellier genutzt, im Nimwegener Funktionssystem ausgearbeitet und 1978 unter Einbezug des Naturraumpotenzialansatzes im „Globalökologischen Modell“ dargelegt (KOCH et al. 2012). Ein Artikel des Journals *Science* beschreibt 1977 Dienstleistungen im Zusammenhang mit Ökologie (WESTMAN 1977). Die Genealogie des Begriffs ÖSL ist auf jene Zeit zurückzuführen, in der ein Nachdenken über die Endlichkeit der natürlichen Ressourcen einsetzt und der Begriff der Nachhaltig-

keit durch den Bericht „Die Grenzen des Wachstums“ für den Club of Rome (MEADOWS et al. 1972) gesellschaftspolitische Relevanz erlangt (Abb. 1).

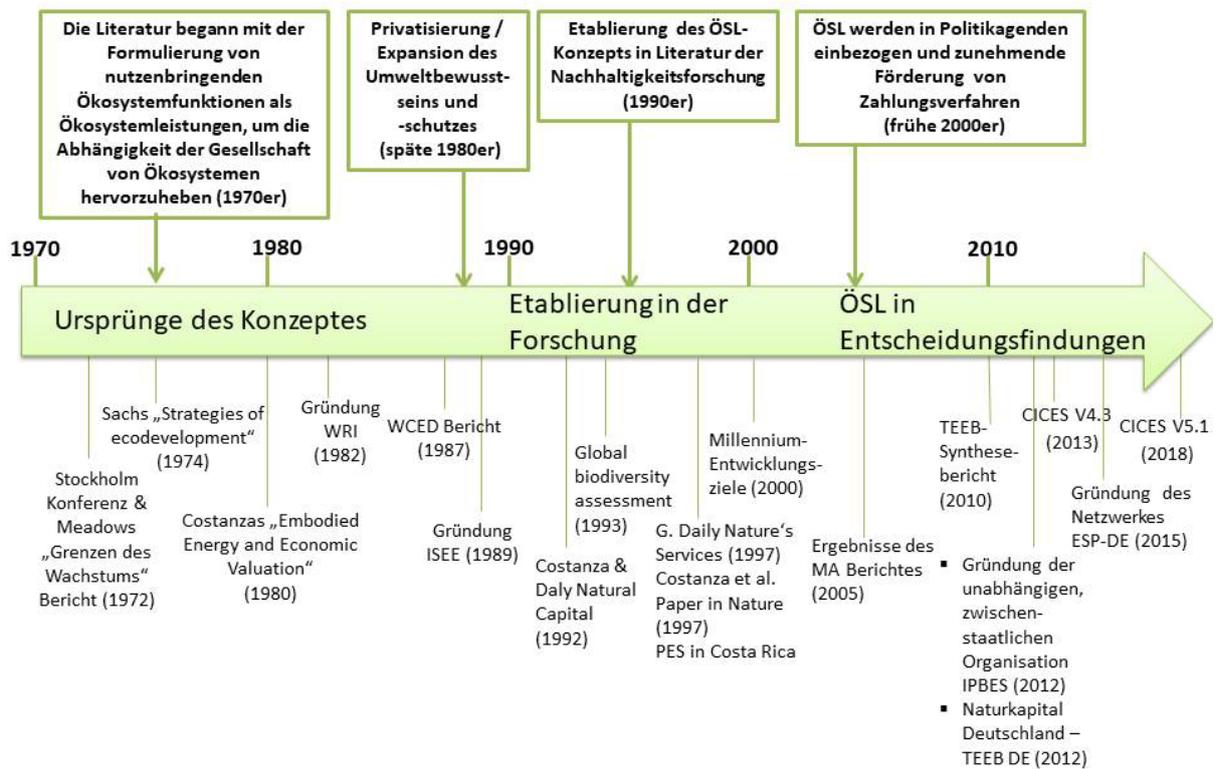


Abb. 1: Etappen der modernen Geschichte von Ökosystemleistungen (nach GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2014, S. 1213).

Seit der Veröffentlichung des Millennium Ecosystem Assessment Reports (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005a, 2005b) und der TEEB-Studie (TEEB 2010) diskutieren Wissenschaft und Politik intensiv über das ÖSL-Konzept (EGOH et al. 2012). Nach einer Aufforderung des ehemaligen UN-Generalsekretärs Kofi Annan wird im Jahr 2000 der erste globale Ansatz erstellt, in dem gefordert wird: „[A]ssess the consequences of ecosystem change for human well-being and the scientific basis for action needed to enhance the conservation and sustainable use of those systems and their contribution to human well-being“ (HAINES-YOUNG & POTSCHEIN 2010, S. 111; zit. nach Millennium Ecosystem Assessment, 2005c).

ÖSL werden im MA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005b, 2005a) definiert als Nutzen (engl. benefits), die die Menschen aus Ökosystemen ziehen. Diese allgemein gehaltene Definition eignet sich im Diskussionskontext, ist jedoch im Zusammenhang mit einer Bewertung von ÖSL zu generalisierend (FISHER & KERRY TURNER 2008, BOYD & BANZHAF 2007). In diesem Dissertationsvorhaben werden ÖSL definiert als Strukturen und Prozesse von Ökosystemen, die mitunter durch den Einsatz von Arbeit, Technik, wirtschaftlicher, sozialer und institutioneller Infrastruktur zu heutigem oder zukünftigem, direktem oder indirektem Wohlergehen der Menschen beitragen (FISHER et al. 2008, DANLEY & WIDMARK 2016, HAINES-YOUNG & POTSCHEIN 2013, DAILY 1997). In dem anthropozentrischen Konzept steht der Nutzen von Ökosystemen für das menschliche Wohlergehen im Vordergrund (SCHRÖTER et al. 2014b), denn ÖSL werden generell als Beiträge von Ökosystemstrukturen für das menschliche Wohlergehen angesehen (BURKHARD et al. 2012a). Das ÖSL-Konzept hat zum Ziel, Leistungen von Ökosystemen einfacher in Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen und eine nachhaltige Landnutzung zu

gewährleisten. Der Überbeanspruchung der natürlichen Lebensbedingungen könnte durch die Anwendung des Konzepts entgegengewirkt werden (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Das Konzept kann als Kommunikationsunterstützungswerkzeug bei der Auswahl von beispielsweise Renaturierungsmaßnahmen von Flusslandschaften dienen, um Interessenkonflikten vorzubeugen und alle Akteure einzubeziehen (PODSCHUN et al. 2018b).

In den vergangenen Jahren wurde eine Vielzahl von konzeptionellen ÖSL-Ansätzen, ÖSL-Klassifikationssystemen und Methoden zur Erfassung und Bewertung von ÖSL entwickelt (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005a, TEEB 2010, DE GROOT et al. 2010, EGOH et al. 2012, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013, MAES et al. 2014, BURKHARD et al. 2012b, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018, HAAREN et al. 2014). Diese Ansätze beziehen sich zumeist auf terrestrische Ökosysteme. Sie schreiben aquatischen Ökosystemen zwar eine sehr hohe ÖSL-Bereitstellung zu, berücksichtigen die spezifische Dynamik und Konnektivität von Flüssen und ihren Auen hingegen nicht. Nur wenige Publikationen betrachten ÖSL-Klassifikationssysteme und Bewertungen für aquatische und terrestrische Ökosysteme (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005b, RUSSI et al. 2012, GRIZZETTI et al. 2015, CLERICI et al. 2014, BARK et al. 2015). ÖSL werden nach dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005a) und TEEB (2010) in vier Bereiche untergliedert: Die Basisleistungen (z. B. Wasserkreislauf, Nährstoffkreisläufe) sind nicht unmittelbar für den Menschen nutzbar und bilden die Grundlage der drei Bereiche Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen und kulturelle ÖSL (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012). Neuere Klassifikationen, wie beispielsweise die internationale Referenzliste „Common International Classification of Ecosystem Services“ (CICES), unterscheiden hingegen die drei Bereiche versorgende, regulierende und kulturelle ÖSL (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018). In der aktuellsten CICES Version V 5.1 wird zudem eine Differenzierung der drei ÖSL-Bereiche in biotisch und abiotisch vorgenommen (CICES 2018).

Vor dem Hintergrund der weitreichenden Beeinträchtigung von Flusslandschaften durch ihre vielfältige Nutzung ist die Erfassung und Bewertung der ÖSL von Flusslandschaften für die Kommunikation ihrer ÖSL und ihre Einbindung in die Umweltplanung von hoher Relevanz (SCHÄFER & KOWATSCH 2015, SCHOLZ et al. 2012, TOCKNER et al. 2010, SCHINDLER et al. 2014). Nach dem Auenzustandsbericht wird nur noch rund ein Drittel der ehemaligen Überschwemmungsflächen von Flüssen bei Hochwasserereignissen überflutet. Nur ein Prozent der rezenten Auen kann auf der fünfstufigen Bewertungsskala des Auenzustandsberichts als „sehr gering verändert“ eingestuft werden. Bei den Altauen entfällt diese Klasse sogar vollkommen (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009). Kulturelle ÖSL werden in die Bewertung des Auenzustandes nicht integriert. In der Studie „Ökosystemfunktionen von Flussauen“ (SCHOLZ et al. 2012) werden erstmalig ÖSL von Auen bundesweit quantifiziert und zum Teil monetarisiert. Die Potenziale von Flussauen für die Hochwasserretention, den Rückhalt von Nährstoffen, die Vermeidung von Treibhausgasemissionen und für den Erhalt der biologischen Vielfalt werden in der Studie abgeschätzt. Eine Bewertung kultureller ÖSL wird in dieser Studie hingegen nicht vorgenommen. Die Bewertung von Flüssen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ermittelt und überwacht den biologischen und chemischen Zustand. Ziel der WRRL ist die Wiederherstellung des natürlichen Zustands (RL 2000/60/EG). Die zustandsbasierte Bewertung der Fließgewässer mittels der WRRL ermöglicht jedoch keine Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL in Flusslandschaften (THIELE et al. 2019b).

Die mit am häufigsten rezipierte Definition von kulturellen ÖSL wird bereits 2005 im MA Report aufgestellt. Kulturelle ÖSL werden hier definiert als „nonmaterial benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation, and aesthetic ex-

periences“ (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005a, S. 40).¹ Diese Definition wird sowohl von wissenschaftlichen Artikeln als auch im Glossar der häufig zitierten TEEB-Studie genutzt (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012, TEEB 2018). CHAN et al. veröffentlichen 2012 eine leicht abgeänderte Definition kultureller ÖSL. Sie werden hier definiert als „ecosystems' contributions to the non-material benefits (e.g., capabilities and experiences) that arise from human–ecosystem relationship“ (CHAN et al. 2012, S. 9). FISH et al. (2016) verstehen kulturelle ÖSL nicht als Teil einer Subjekt-Objekt-Ontologie, die Menschen für die Erlangung bestimmter „benefits“ für das Wohlergehen nutzen, sondern als relationale Prozesse und Entitäten, die Menschen durch die Interaktion mit Ökosystemen aktiv gestalten und ausdrücken. Die Philosophie hinter ihrer Betrachtungsweise von kulturellen ÖSL ist relational und beruht auf der Ablehnung von linearen Konstruktionen der Beiträge, die Ökosysteme für das menschliche Wohlergehen leisten können. Die Definition kultureller ÖSL von COSTANZA et al., „ecosystem services that combine with built, human, and social capital to produce recreation, aesthetic, scientific, cultural identity, or other cultural benefits“ (COSTANZA et al. 2011, S. 2) suggeriert, dass es den mühelosen Fluss von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen nicht gibt. Er wird häufig in die ÖSL-Kaskade interpretiert (BRAAT & DE GROOT 2012). Kulturelle ÖSL werden deswegen in einer neueren Definition beschrieben als „the contributions ecosystems make to human well-being in terms of the identities they help frame, the experiences they help enable and the capabilities they help equip“ (FISH et al. 2016, S. 212). In dieser Dissertation sind kulturelle ÖSL definiert als Beiträge der Ökosysteme zu den materiellen und immateriellen Vorteilen (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005a), z. B. Fähigkeiten und Erfahrungen der Menschen, die sich aus einer Umwelt-Mensch-Beziehung entwickeln und ermöglicht werden (CHAN et al. 2012). Sie entstehen aus einer passiven oder aktiven Auseinandersetzung oder in Interaktion mit bestimmten Strukturen und Eigenschaften von Ökosystemen, die ästhetisch, historisch und kulturell aufgeladen sind. Sie können deswegen nur vor dem Hintergrund der kulturellen Prägung von Personen und Gesellschaften erlebt werden. Es bedarf in der Regel eines menschlichen Beitrags (wie z. B. der Erholungsinfrastruktur) zur tatsächlichen Inanspruchnahme, die das menschliche Wohlergehen beeinflusst. Es genügt aber auch teilweise die bloße Existenz einer kulturell aufgeladenen Landschaft, um Wertschätzung durch die Menschen zu erzeugen.

Bislang werden kulturelle ÖSL zwar in Klassifikationssystemen von ÖSL benannt (POSTHUMUS et al. 2010, TEEB 2010, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013, GRIZZETTI et al. 2015, MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005b, EGOH et al. 2012, 2012), jedoch nicht vollständig in die Bewertungen integriert (HERNÁNDEZ-MORCILLO et al. 2013, PARACCHINI et al. 2014). Versorgungs- und Regulationsleistungen werden häufiger bei ÖSL-Bewertungen von Flusslandschaften quantifiziert als kulturelle ÖSL (HANNA et al. 2018). Erholung/Tourismus ist nach dem Literaturreview von HANNA et al. (2018) die am häufigsten bewertete kulturelle ÖSL. Sie wird 47-mal mit 41 verschiedenen Indikatoren quantifiziert. Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild wird 19-mal bewertet, gefolgt von den KÖSL-Klassen „Erbe“ und „Bildung“ (HANNA et al. 2018). Die im Vergleich zu Versorgungs- und Regulationsleistungen geringere Anzahl an Indikatoren für die Bewertung von kulturellen ÖSL ist auf die materielle und immaterielle Dimension kultureller ÖSL zurückzuführen (MILCU et al. 2013, CHAN et al. 2012). Fehlende Datengrundlagen sind ein weiteres Hindernis für die Integration einer Bewertung kultureller ÖSL in eine Bewertung von ÖSL von Flusslandschaften. Bestehende Bewertungen basieren häufig auf regionalen

¹ Definitionen werden in englischer Originalsprache zitiert.

Befragungen. Die unterschiedliche Betrachtungsweise verschiedener Disziplinen auf Indikatoren von kulturellen ÖSL bereitet zudem Schwierigkeiten bei der Bewertung und Darstellung (AMBROSE-OJI & PAGELLA 2012, PARACCHINI et al. 2014, AMBROSE-OJI & PAGELLA 2012). Immaterielle, schwer zu erfassende ÖSL sind relevante Bestandteile des sozio-ökonomischen Systems (MILCU et al. 2013) und sollten deswegen in Entscheidungsprozesse integriert werden. Ihr Einbezug in Strategien kann wichtige Informationen bieten. Beispielsweise steigt die Bewertung kultureller ÖSL durch eine Wiederherstellung der Multifunktionalität einer Landschaft (SCHINDLER et al. 2014). Ohne einen quantitativen „Beweis“ wird Flüssen und Auen häufig eine „schöne“ Landschaft und vielfältige kulturelle ÖSL zugeschrieben (TEEB 2010, WANTZEN et al. 2016).

Eine möglichst substanzielle und quantitative Darstellung kultureller ÖSL wäre jedoch wichtig für die Integration kultureller ÖSL in Planungsprozesse. Eine Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL kann auf einer bundesweiten Skala helfen, diejenigen Flusslandschaftsbereiche zu identifizieren, die ein Defizit in der Bereitstellung kultureller ÖSL vorweisen. Diese Flusslandschaftsbereiche können in bundesweite Strategien, wie beispielsweise das Bundesprogramm „Blaues Band“ (BMVI & BMU 2018), integriert werden, um durch Renaturierungsmaßnahmen ihre Bereitstellung für kulturelle ÖSL zu steigern. Die Bewertung kultureller ÖSL kann Entscheidungsprozesse bezüglich der Wahl eines Renaturierungsgebietes unterstützen. Andererseits können Flusslandschaftsbereiche, die im bundesweiten Vergleich eine besonders hohe Bereitstellung kultureller ÖSL zeigen, erhalten und geschützt werden. Eine lokale Bewertung kultureller ÖSL kann in Planungsprozessen genutzt werden, um Stakeholder und die Bevölkerung über den aktuellen Status von kulturellen ÖSL in Flusslandschaften zu informieren und ihre Veränderungen durch Maßnahmenoptionen zu kommunizieren. Würde beispielsweise die Bewertung des Landschaftsbildes durch eine Renaturierungsmaßnahme positiv beeinflusst werden, so könnte die Akzeptanz für die Renaturierungsmaßnahme gesteigert werden (KÜCHLER-KRISCHUN 2007, GOBSTER et al. 2007). Die Wahl einer geeigneten Renaturierungsmaßnahme für einen lokalen Flusslandschaftsbereich kann ebenfalls unterstützt werden, da diejenige Renaturierungsmaßnahme als Handlungsoption identifiziert wird, welche die Bereitstellung kultureller ÖSL besonders positiv beeinflusst. Entscheidungsprozesse profitieren von einer Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL, da ergänzende Informationen zu den Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen bereitgestellt werden (PODSCHUN et al. 2018b).

Eine Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL erweitert das Wissen über diese ÖSL. Dadurch wird ein Beitrag zur Erreichung des „Action 5“ der EU-Biodiversitätsstrategie (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011a) geleistet. Eine Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften ergänzt und komplementiert zudem eine Bewertung des biologischen und chemischen Zustands nach der WRRL (VLACHOPOULOU et al. 2014). Die Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften liefert einen Beitrag für einen River Ecosystem Service Index (RESI). Im Gegensatz zu vergangenen Forschungsvorhaben (SCHOLZ et al. 2012) erfasst und bewertet der RESI nicht nur die versorgenden und regulierenden ÖSL, sondern berücksichtigt auch kulturelle ÖSL. Der RESI ist eine praxisnahe Bewertung von ÖSL im Gewässerkontext, dessen Anwendung eine sektorenübergreifende Kommunikations- und Informationsbasis schafft. Der RESI erleichtert die Ableitung von Bewirtschaftungsoptionen und unterstützt eine

Lösung von Interessenkonflikten (PODSCHUN et al. 2018b). Die Dissertation steht so im Kontext des abgeschlossenen Forschungsprojektes „River Ecosystem Service Index“² (RESI).

² Das Projekt war ein Verbundvorhaben der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM).

2 Zielsetzung und Forschungsfragen

Das Landschaftsbild wird in Studien und Befragungen als eine Art Leitklasse kultureller ÖSL hervorgehoben und ist im Bundesnaturschutzgesetz und in planungsrechtlichen Instrumenten verankert. Ohne einen quantitativen „Beweis“ wird Flüssen und Auen häufig eine „schöne“ Landschaft zugeschrieben. Ziel der Dissertation ist es, erstmalig statistisch zu überprüfen, ob Flusslandschaften im bundesweiten Vergleich besonders „schön“ und damit bedeutend und wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild sind.

Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften ist eine häufig identifizierte Wissenslücke (HANNA et al. 2018). Ein weiteres Ziel der Dissertation ist deswegen die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL nach einem praxisnahen Bewertungsrahmen mit einer transparenten, reproduzierbaren und übertragbaren Methode, die in einen River Ecosystem Service Index (RESI) integriert werden kann. Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften umfasst sowohl die Bereitstellung als auch die Nutzung und den Nutzen für das menschliche Wohlergehen. Neben dem Landschaftsbild werden die kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe betrachtet.

Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften soll so konzipiert werden, dass transparente und von der Praxis reproduzierbare Indikatoren entwickelt und umgesetzt werden (VAN OUDENHOVEN et al. 2018). Die Indikatoren zur Erfassung und Bewertung sollen für jede morphologische Aue in Deutschland nutzbar sein und einen Vergleich zwischen Flusslandschaften auf Bundesebene ermöglichen.

Für die Zielsetzung werden im Rahmen der Dissertation vier Frageblöcke aufgestellt:

- Frageblock A: Bereitstellung kultureller ÖSL mit Fokus auf das Landschaftsbild
 - Sind Flusslandschaften auf einer bundesweiten Ebene besonders wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild? Die Untersuchung überprüft die Hypothese, dass Flusslandschaften besonders „schön“ und wertvoll für die kulturelle ÖSL Landschaftsbild sind.
 - Welche Zonen und Abschnitte von Flusslandschaften weisen ein besonders hohes Landschaftsbild auf und welche landschaftlichen Merkmale und Ausstattungen sind für eine hohe Bewertung ausschlaggebend?
- Frageblock B: Erfassung und Bewertung der Bereitstellung, des menschlichen Beitrags und der Nutzung kultureller ÖSL von Flusslandschaften
 - Wie kann die Bereitstellung von kulturellen ÖSL auf bundesweiter und lokaler Ebene räumlich erfasst und bewertet werden, um die Bewertung in eine integrative Flusslandschaftsplanung reproduzierbar und transparent einbeziehen zu können?
 - Wie können der menschliche Beitrag und die potenzielle Nutzung von kulturellen ÖSL auf bundesweiter und lokaler Ebene räumlich erfasst und bewertet werden, um sie in eine integrative Flusslandschaftsplanung einbeziehen zu können?
- Frageblock C: Tatsächliche Nutzung von Flusslandschaften durch Erholungssuchende und Erfassung des Nutzens

- Welche Merkmale und Ausstattungen sind für Erholungssuchende von Flusslandschaften besonders wichtig und sollten deswegen bei Renaturierungsmaßnahmen berücksichtigt werden?
- Welche Aktivitäten werden in Flusslandschaften bevorzugt ausgeübt und welchen Nutzen ziehen Flusslandschaftsbesuchende daraus?
- Inwiefern unterscheidet sich die Bereitstellung kultureller ÖSL an den aufgesuchten Erholungsorten von der Bereitstellung kultureller ÖSL in der Wohnumgebung?
- Frageblock D: Implementierung der Bewertung kultureller ÖSL in einen praxistauglichen ÖSL-Gesamtindex für Flusslandschaften
 - Wie kann die Bewertung kultureller ÖSL als Teilindex in einen River Ecosystem Service Index integriert und für eine Anwendung im Gewässerkontext nutzbar gemacht werden?
 - Inwiefern sind die Indikatoren sensitiv für Renaturierungsmaßnahmen und inwiefern ist eine räumliche Synthese von der Bewertung der KÖSL-Bereitstellung und der Nachfrage ohne Informationsverlust und in verständlicher Form möglich?

Die indikatorbasierte Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL soll ein Entscheidungswerkzeug für Renaturierungsmaßnahmen liefern, um die Kommunikation zwischen Entscheidungstragenden von Planungsprozessen und der Öffentlichkeit zu erleichtern.

3 Fachliche Grundlagen und Forschungsstand

Die Fachliteratur bietet eine Vielzahl von Klassifikationen und konzeptionellen Bewertungsansätzen zu kulturellen ÖSL. An einer spezifischen Klassifikation kultureller ÖSL von Flusslandschaften und einem Bewertungsansatz, der sich insbesondere für eine Integration und Anwendung in der Praxis eignet, mangelt es jedoch bisweilen. Die Selektion von relevanten und geeigneten Klassen kultureller ÖSL und die Erstellung eines konzeptionellen Bewertungsrahmens sind erforderlich für die Entwicklung der Bewertungsmethoden.

3.1 Wie lassen sich kulturelle ÖSL von Flusslandschaften klassifizieren?

Die Bewertung von kulturellen ÖSL ist nur möglich, wenn sie in Klassen differenziert und definiert werden. Eine Klassifizierung ermöglicht bei einer einheitlichen Herangehensweise einen Vergleich der Bewertung je Klasse auf einer Skala. Zur Identifikation von geeigneten Klassen kultureller ÖSL für das Dissertationsvorhaben werden die Klassifikationen des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT für Feuchtgebiete und Wasser (2005b), der TEEB-Studie für Wasser und Feuchtgebiete (RUSSI et al. 2012) und die Versionen 4.3 und 5.1 (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013) der gemeinsamen internationalen Klassifikation von ÖSL (CICES) verglichen.

Das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT für Feuchtgebiete und Wasser (2005b) differenziert zwischen den kulturellen ÖSL „Landschaftsbild“, „Erholung“, „Bildung“ sowie „spirituelle und inspirierende Bedeutung“. Der Bericht unterstreicht, dass Auen eine signifikante Bedeutung für das Landschaftsbild und erzieherische, kulturelle und spirituelle Vorzüge bieten. Feuchtgebiete³, die Fließgewässer und Auen einschließen, seien wegen ihrer Ästhetik wichtige Tourismusdestinationen und ermöglichen die Ausübung vielfältiger Freizeit- und Tourismusaktivitäten (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005b).

Die kulturelle ÖSL „Erholung“ ist unter der Bezeichnung „Ökotourismus und Erholung“ ebenfalls im TEEB-Bericht für Wasser und Feuchtgebiete aufgeführt (RUSSI et al. 2012). Im Gegensatz zum ersten TEEB-Synthesebericht (2010) wird die Klasse „Tourismus“ hier umbenannt in „Ecotourismus“ und mit der Klasse „Erholung“ kombiniert. „Landschaft und Ausstattungswerte“ sowie „kulturelle Werte und Inspiration“ sind die beiden weiteren kulturellen ÖSL des TEEB-Berichts für Wasser und Feuchtgebiete (RUSSI et al. 2012). Die CICES-Klassifikation (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013) unterscheidet elf kulturelle ÖSL und ist damit wesentlich differenzierter als die zuvor beschriebenen Klassifikationen (Tab. 1). Die Version 5.1 bietet eine weitere kulturelle ÖSL unter der Bezeichnung „Other“ (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018) und eine weitere Klassifikation für abiotische Faktoren.

Da zu Beginn des Dissertationsvorhabens die CICES Version 5.1 noch nicht vorlag, wird die Version 4.3 als Vorlage für den Vergleich und die Selektion kultureller ÖSL genutzt. Die hierarchische Struktur von CICES basiert auf dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005a), da CICES auf finale ÖSL fokussiert. Die CICES-Klassifikation unterscheidet bei den kulturellen ÖSL zwischen der physischen und intellektuellen Interaktion mit Ökosystemen und spiritueller oder symbolischer Interaktion

³ Nach der Konvention von Ramsar werden Feuchtgebiete in Artikel 1 wie folgt definiert: „Feuchtgebiete im Sinne dieses Übereinkommens sind Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebiete oder Gewässer, die natürlich oder künstlich, dauernd oder zeitweilig, stehend oder fließend, Süß-, Brack- oder Salzwasser sind, einschließlich solcher Meeresgebiete, die eine Tiefe von sechs Metern bei Niedrigwasser nicht übersteigen“ (UNESCO 1994).

(HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013). Zur Verdeutlichung werden diese Bereiche in der Version 5.1 umbenannt in „Direct, in-situ and outdoor interactions with living systems that depend on presence in the environmental setting“ und „Indirect, remote, often indoor interactions with living systems that do not require presence in the environmental setting“ (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018, CICES 2018). Die direkte, physische Interaktion unterscheidet zwei Gruppen. Die erste Gruppe umfasst kulturelle ÖSL, die ein Erleben durch direkte Nutzung beschreiben (z. B. Vogelbeobachtung, Wandern, Freizeitangeln). Die intellektuelle und repräsentative Gruppe enthält beispielsweise die kulturellen ÖSL „Erbe“, „Landschaftsbild“ oder „Bildung“ (Tab. 1).

Der spirituelle oder symbolische Bereich untergliedert sich ebenfalls in zwei Gruppen. Die erste Gruppe umfasst kulturelle ÖSL mit symbolischer und religiöser Bedeutung, während die andere Gruppe die kulturellen ÖSL „Characteristics or features of living systems that have an existence value“ und „Characteristics or features of living systems that have an option or bequest value“ auflistet (CICES 2018).

Die vier vorgestellten kulturellen ÖSL des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT für Feuchtgebiete und Wasser (2005b), „Landschaftsbild“, „Erholung“, „spirituell und inspirierend“ und „Bildung“, sind in der CICES-KÖSL-Klassifikation mit identischer oder vergleichbarer Bezeichnung enthalten (CICES 2013, 2018). Auch die drei kulturellen ÖSL des TEEB-Berichts für Wasser und Feuchtgebiete (RUSSI et al. 2012) können in der CICES-Klassifikation verortet werden (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich von Klassifikationen kultureller ÖSL nach dem Vorgehen von HIRONS et al. (2016), ausgehend von CICES V4.3 (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013) und in Bezug auf das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT FÜR FEUCHTGEBIETE UND WASSER (2005b) und der TEEB-Studie für Wasser und Feuchtgebiete (RUSSI et al. 2012) (THIELE et al. 2020a).

Bereich	Gruppe	Klasse	Beispiel nach CICES (2013)
Physische und intellektuelle Interaktion mit der Biota, mit Ökosystemen und Land-/Meereslandschaften	Physische und experimentelle Interaktion ^a	Experimentelle Nutzung von Pflanzen, Tieren und Land-/Meereslandschaften in verschiedenen ökologischen Umgebungen	In situ Wald- und Vogelbeobachtung, Schnorcheln, Tauchen etc.
		Physische Nutzung von Land- und Meereslandschaft in verschiedenen Umgebungen	Spazieren, Wandern, Klettern, Bootfahren, Freizeitangeln und Freizeitjagen
	Intellektuelle und repräsentative Interaktion ^e	Wissenschaft	Gegenstand der Forschung sowohl vor Ort als auch durch andere Medien
		Bildung ^d	Gegenstand der Bildung sowohl vor Ort als auch durch andere Medien
		Natur- und Kulturerbe ^f	Historische Zeugnisse, kulturelles Erbe, z. B. in Gewässern und Böden konserviert
		Unterhaltung	Ex situ Betrachtung/Erfahrung der natürlichen Welt durch die Medien

		Landschaftsbild ^{b, f}	Gefühl und Sinn für den Ort, künstlerische Darstellung der Natur
Spirituelle oder symbolische Interaktion mit der Biota, mit Ökosystemen und Land-/Meereslandschaften	Spirituell und/oder symbolisch ^c	Symbolik	Emblematische Pflanzen und Tiere (z. B. British Rose)
		Heilig und/oder religiös	Spirituelle, rituelle Identität (z. B. heilige Orte, heilige Pflanzen)
	Andere kulturelle Leistungen	Existenz	Freude durch Wildarten, Wildnis, Ökosysteme, Land- und Meereslandschaften
		Vermächtnis	Bereitschaft zur Erhaltung von Pflanzen, Tieren, Ökosystemen, Land-/Meereslandschaften für die Erfahrung und Nutzung durch zukünftige Generationen; moralische/ethische Anschauung oder Überzeugung
<p>^a MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b): Erholung; RUSSI et al. (2012): Ökotourismus und Erholung</p> <p>^b MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b): Landschaftsbild</p> <p>^c MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b): spirituelle und inspirierende Bedeutung; RUSSI et al. (2012): Kulturelle Werte und inspirierende Dienstleistungen</p> <p>^d MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b): Bildung</p> <p>^e RUSSI et al. (2012): Kulturelle Werte und inspirierende Dienstleistungen, z. B. Bildung, Kunst und Forschung</p> <p>^f RUSSI et al. (2012): Landschafts- und Ausstattungswert</p>			

Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild ist eine Schlüsselklasse kultureller ÖSL (THIELE et al. 2019b, HERMES et al. 2018), da sie andere kulturelle ÖSL beeinflusst. Es ist beispielsweise nachgewiesen, dass der Erholungseffekt höher ist, wenn die Aktivität in einer besonders attraktiven Landschaft stattfindet (WALZ & BERGER 2004). Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild ist neben den hier vorgestellten Klassifikationen auch in anderen Klassifikationen mit Bezug zu Flusslandschaften und kulturellen ÖSL aufgeführt (GRIZZETTI et al. 2015, EGOH et al. 2012, MAES et al. 2014, BARK et al. 2015, LIQUETE et al. 2013, DE GROOT et al. 2010). Der Frageblock A untersucht diese Schlüsselklasse kultureller ÖSL (vgl. Kap. 2).

Die kulturelle ÖSL Natur- und Kulturerbe wird sowohl in CICES (2013) geführt als auch in den Klassifikationen von LIQUETE et al. (2013), MAES et al. (2014) und BARK et al. (2015) und wird als weitere kulturelle ÖSL für das Dissertationsvorhaben selektiert. Die Aufnahme erfolgte, da Flusslandschaften durch kulturelle Praktiken geformt wurden und werden, und aus diesen Landschaften mit beispielsweise historischen Monumenten ein Nutzen (nicht im ökonomischen Sinne) entsteht. Ein möglicher Nutzen der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe ist eine spirituelle Bereicherung und die durch historische Merkmale hervorgerufene Identifikation mit einer Landschaft – aber auch eine ästhetische Erfahrung. Die kulturelle ÖSL Natur- und Kulturerbe ist als Ergänzung zu der Bewertung des Landschaftsbildes zu interpretieren, da die bewerteten Elemente ebenso die Eigenart einer Landschaft und so ihr Landschaftsbild beeinflussen. TENGBERG et al. (2012) schlagen folgende Definition für Kulturerbe als kulturelle ÖSL vor: „[...] cultural heritage as being features within landscapes significant in some way to the present, including not only historical objects or landscape features (cultural and natural) but also intangible aspects such as stories, knowledge systems and traditions

[...]” (TENGBERG et al. 2012, S. 17). Die Definition beinhaltet materielles und immaterielles Erbe. Materielles Kulturerbe umfasst Kulturlandschaften⁴, Architekturdenkmäler und -ensembles, archäologische Stätten sowie Museums- und Bibliotheksbestände (BIERWERTH 2014). Die kulturelle ÖSL Natur- und Kulturerbe ist hier definiert als die Gesamtheit materieller Objekte (z. B. Denkmäler) sowie gedanklicher und kultureller Reflexionen materieller Naturgüter durch den Menschen und als lebendige kulturelle Ausdrucksformen, die nicht fassbar sind (THIELE et al. 2020a).

Die CICES-Gruppe „physische und experimentelle Interaktion“ ist im MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b) unter der Bezeichnung „Erholung“ und im TEEB-Bericht für Wasser und Feuchtgebiete (RUSSI et al. 2012) unter der kulturellen ÖSL „Ökotourismus und Erholung“ wiederzufinden. In Anlehnung an die CICES-KÖSL-Klassen „experimentelle Nutzung von Pflanzen, Tieren und Land-/Meereslandschaften in verschiedenen ökologischen Umgebungen“ und „physische Nutzung von Land- und Meereslandschaft in verschiedenen Umgebungen“ (CICES 2018) werden die kulturellen ÖSL Möglichkeiten für nicht-wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft⁵ (kurz: nicht-wasserbezogene Aktivitäten) und Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (kurz: wasserbezogene Aktivitäten) integriert. Unter der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten sind Merkmale der Flusslandschaft zu verstehen, die Aktivitäten im Freien zur Förderung der Gesundheit und Erholung durch aktive und immersive Interaktion ermöglichen (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018). Sie ist definiert als die Nutzung der Flusslandschaft für Sport und Erholung im weitesten Sinne und umfasst beispielsweise Wandern, Radfahren oder Campen in der Flusslandschaft. Für die Ausübung dieser Aktivitäten sind weder spezifisches Wissen noch Infrastruktureinrichtungen erforderlich. Die kulturelle ÖSL Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft ist eine flusslandschaftsspezifische Klasse kultureller ÖSL. Sie beschreibt die Nutzung von Flusslandschaften für das Freizeitangeln, Baden, nichtmotorisiertes und motorisiertes Bootfahren zum Zweck der Erholung, Stressreduktion und Erhalt und Wiederherstellung der physischen und psychischen Gesundheit. Die kulturelle ÖSL wasserbezogene Aktivitäten unterscheidet sich von der Klasse nicht-wasserbezogene Aktivitäten durch den Einsatz spezifischen Wissens und ebensolcher Fähigkeiten, wie beispielsweise Angeln oder Paddeln sowie die dafür nötigen Infrastrukturen.

Die CICES-Klassen „Wissenschaft“ und „Bildung“ sind schwer räumlich abzugrenzen, da alle Prozesse und Strukturen einer Flusslandschaft Gegenstand der Bildung und Forschung sein können. Ihre tatsächliche Nutzung kann jedoch durch Befragungen erfasst und bewertet werden (z.B. PLIENINGER et al. 2013, RAYANOV et al. 2018).

Das Dissertationsvorhaben hat eine praxistaugliche Quantifizierung kultureller ÖSL von Flusslandschaften zum Ziel. Deswegen werden nur diejenigen KÖSL-Klassen selektiert, die bei der Bewertung der Bereitstellung durch räumliche Daten erfasst werden können. Der zweite CICES-Bereich „spirituelle und symbolische Interaktion“ (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013, CICES 2013) wird vor diesem Hintergrund nicht in die Klassifikation aufgenommen. Eine räumliche Bewertung ist nach Sichtung der verfügbaren räumlichen Daten in Deutschland nicht flächendeckend möglich. Beispielsweise kann die CICES-KÖSL-Klasse „Vermächtnis“ nur bewertet werden, wenn räumliche Daten der gefährdeten

⁴ Hier werden die bewerteten Flusslandschaften als Kulturlandschaften verstanden, deswegen werden sie nicht separat bewertet.

⁵ Diese Klasse wird im RESI-Kontext als „unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft“ bezeichnet (PODSCHUN et al. 2018a, PODSCHUN et al. 2018b).

Arten bundesweit vorliegen (CICES 2018). Da die Klasse „Vermächtnis“ wiederum Gegenstand der CICES-KÖSL-Klassen „Bildung“ und „Forschung“ ist, käme es hier zu einer Doppelbewertung. Auch um Doppelbewertungen von CICES-KÖSL-Klassen zu vermeiden, wird die Anzahl der Klassen kultureller ÖSL reduziert. Die Klasse „Existenz“ wird ebenfalls nicht integriert. Sie bezieht sich auf ein moralisches Wohlbefinden, das sich beispielsweise auf Gesetze oder Richtlinien auswirken kann, die wiederum durch Maßnahmengestaltung das Flussökosystem beeinflussen. Dieses ist jedoch schwer räumlich zu erfassen und abzugrenzen.

Zusammenfassend werden die kulturellen ÖSL Landschaftsbild (LaBi), Natur- und Kulturerbe (NKE), Möglichkeiten für nicht-wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (nWA) und Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (WA) aus bestehenden Klassifikationen zur Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL selektiert (vgl. Kap. 3.2).

3.2 Wie können die Inhalte kultureller ÖSL theoretisch eingeordnet und für die Planung strukturiert werden?

3.2.1 Konzeptionelle Bewertungsmodelle: Ein Überblick

Um das ÖSL-Konzept in Planungsprozesse integrieren und es als Kommunikationsinstrument nutzen zu können (MAES et al. 2016a, NEßHÖVER et al. 2013, ALBERT et al. 2016), werden konzeptionelle Rahmenmodelle entwickelt. Die konzeptionellen Rahmenmodelle stellen umsetzungsrelevante Inhalte der ÖSL heraus und visualisieren sie in Kaskaden. Die Erstellung der Kaskaden spielt eine Schlüsselrolle in der Formalisierung von ÖSL in der Wissenschaft (BALVANERA et al. 2014).

In der ÖSL-Literatur wird häufig auf die Kaskade von HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010) verwiesen (Abb. 2), die von DE GROOT et al. (2010) adaptiert und leicht modifiziert wurde. HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010) unterscheiden in ihrer Kaskade zwischen ökologischen Strukturen und Prozessen, die von lebenden Organismen erzeugt werden, und dem Nutzen, den Menschen eventuell erhalten. Es wird angemerkt, dass in der realen Welt die Zusammenhänge nicht so trivial und linear seien (ebd.).

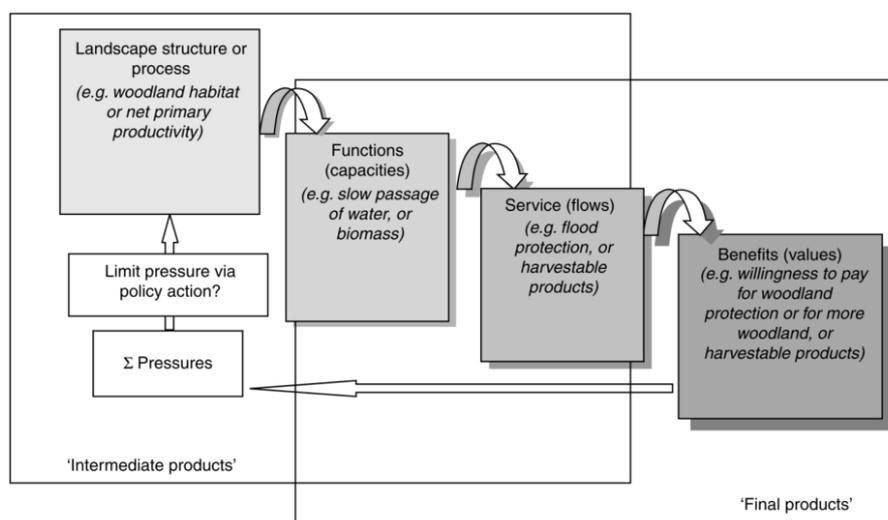


Abb. 2: Erstes Kaskadenmodell zur Visualisierung der Beziehung zwischen Biodiversität, Ökosystemfunktionen und -leistungen und dem menschlichen Wohlergehen (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2010).

Mithilfe eines Beispiels wird die Idee der Kaskade verdeutlicht: Das Vorhandensein der ökologischen Strukturen einer Aue bringt die Fähigkeit hervor, den Durchfluss des Oberflächenwassers zu verlang-

samen. Diese Funktion hat das Potenzial, die Intensität einer Flut zu verändern, und dieses wird von den Menschen als nützlich interpretiert. Deshalb ist es nach HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010) hilfreich, diese Fähigkeit zu separieren und Funktion zu nennen. Ob diese Funktion jedoch als Dienstleistung (engl. service) angesehen wird, hängt davon ab, ob diesem Hochwasserschutz ein Nutzen zugesprochen wird. Dabei ist zu berücksichtigen, so HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010), dass Menschen und Gesellschaften an diversen Lokalitäten und zu verschiedenen Zeitpunkten diese Funktion unterschiedlich beurteilen. Deswegen seien ein Verständnis des geographischen Kontextes, gesellschaftlicher Entscheidungen und Werte ebenso wichtig wie das Wissen über die Strukturen und Dynamiken von Ökosystemen selbst. Der Begriff „Funktionen“ wird in dieser Kaskade als eine Fähigkeit von Ökosystemen definiert, potenziell nützlich für den Menschen zu sein (DAILY 1997, COSTANZA et al. 1997, DE GROOT 1992). An dieser Stelle sei auf die Kritik von JAX (2005) verwiesen, der anmerkte, dass der Begriff „Funktionen“ eine Vielzahl anderer Bedeutungen in der Ökologie hat. Die Kaskade verdeutlicht und visualisiert die Idee des ÖSL-Konzepts, dass „service“ von menschlichen Bedürfnissen abhängt (Abb. 2). ÖSL definieren sich deswegen immer aus menschlichen Aktivitäten und Bedürfnissen. Die Kaskadenpunkte sollten eher als Aufforderung gesehen werden, die Komplexität einer Problemstellung zu fassen, als wasserdichte Definitionen zu liefern (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2010). Zudem müssen „services“ nicht direkt in Anspruch genommen werden (FISHER & KERRY TURNER 2008, COSTANZA 2008, HAAREN et al. 2014).

DE GROOT et al. (2010) haben die Kaskade von HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010) dahingehend verändert, dass biophysikalische Strukturen und Prozesse sowie die sich potenziell daraus ergebenden Funktionen in einem Kasten dargestellt werden. Die Veränderung beruht auf der Annahme, dass ÖSL immer aus den Bedürfnissen der Menschen definiert und abgeleitet werden. Dieser Kasten, Ökosysteme und Biodiversitäten, wird über die „services“ mit einem zweiten Kasten verbunden, der als „menschliches Wohlergehen“ im soziokulturellen Kontext betitelt wird (ebd.). Die Funktionen liegen zwischen den biophysikalischen Strukturen und Prozessen der Ökosysteme und den ÖSL. Die ÖSL-Kaskade wird als hilfreiches Konzept zur räumlich explizierten Bewertung von Ökosystemen und deren Nutzen angesehen (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018, DE GROOT et al. 2010) und um die Notwendigkeit einer nachhaltigen Nutzung von Ökosystemen zu betonen (MAES et al. 2012). Für eine Anwendung des ÖSL-Konzeptes im paneuropäischen Kontext und zur Unterstützung der europäischen Biodiversitätsstrategie wenden MAES et al. (2012) die Kaskade für die regulierenden ÖSL „Wasserreinigung“ von Süßwasserökosystemen an (Abb. 3).

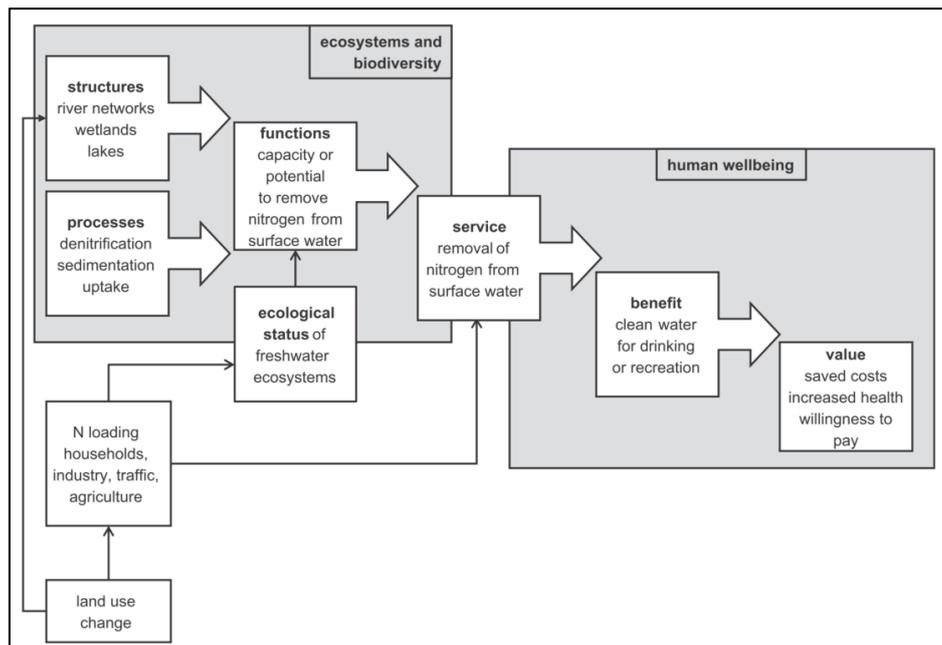


Abb. 3: Anwendung der ÖSL-Kaskade: Wasserreinigung (MAES et al. 2012).

Räumliche Indikatoren werden durch die Verwendung der Kaskade verbunden, um eine Bewertung der ÖSL in Kartenform darzustellen. Wasser, das durch überschüssigen Stickstoff verunreinigt ist, wird beim Durchströmen von Flüssen, Bächen, Seen oder Meeresmündungen gefiltert. Die Ökosysteme bieten die biophysikalische Struktur der Denitrifikation, um diese Leistung zu erbringen (MAES et al. 2012). Ihre Kaskade bezeichnet die Fähigkeit der Stickstoffentnahme „Ökosystemfunktion“ (Abb. 3). Die ÖSL ist hiernach das Entfernen von Stickstoff aus einer Wasserphase, wenn Stickstoff in das Gewässernetz gelangt ist. Dies führt zu einer verbesserten Wasserqualität in den stromabwärts gelegenen Bereichen und kann Wasseraufbereitungskosten vermeiden.

BURKHARD et al. (2012b) haben die Debatte um die Differenzierung in Funktionen (engl. functions), Dienstleistungen (engl. services) und Nutzen (engl. benefits) aufgenommen (DE GROOT et al. 2010, HAAREN & ALBERT 2011), um die Kaskade weiterzuentwickeln. Ihre erstellte Kaskade differenziert zwischen Angebot (engl. supply) und Nachfrage (engl. demand) von ÖSL. Das ÖSL-Angebot bezieht sich auf die Fähigkeit eines spezifischen geographischen Raums, Bündel von ÖSL bereitzustellen. Die ÖSL-Nachfrage ist definiert als Summe aller Güter und Dienstleistungen, die aktuell in einem bestimmten Raum und über eine Zeitspanne konsumiert oder genutzt werden. Sowohl das ÖSL-Angebot als auch die ÖSL-Nachfrage sind von einer regionalen, ökologischen Integrität abhängig, die von menschlichen Aktivitäten und Entscheidungen beeinflusst wird (BURKHARD et al. 2012b). Diese weiteren konzeptionellen Untergliederungen werden von BURKHARD et al. (2014) um die zusätzlichen Beiträge (engl. additional inputs) erweitert. Es sind anthropogene Beiträge (z. B. Dünger, Technik, Arbeit, Wissen), die „ecosystem service potential“ zu „ecosystem service flow“ konvergieren lassen (Abb. 4).

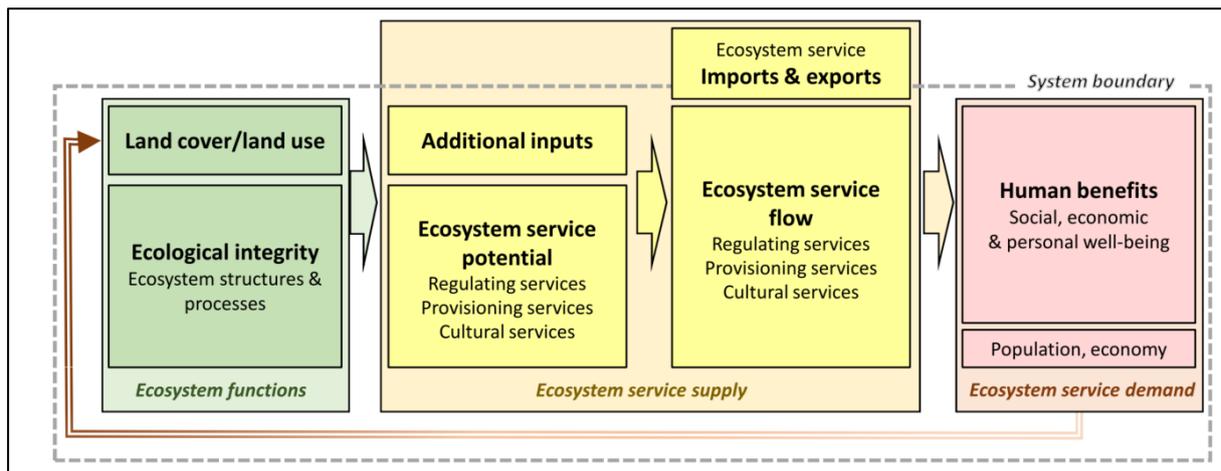


Abb. 4: Konzeptionelles ÖSL-Modell zur Verdeutlichung der Beziehungen von Funktionen (engl. functions), Dienstleistungen (engl. services) und Nutzen (engl. benefits) (BURKHARD et al. 2014). Das Grundprinzip wurde aus HAAREN & ALBERT (2011) übernommen.

Das praxisorientierte ÖSL-Bewertungsmodell PRESET von HAAREN et al. (2014) hat das Ziel, eine Struktur für eine ÖSL-Bewertung in der Landschafts- und Umweltplanung bereitzustellen. Das Modell greift dabei den soziokulturellen Rahmen auf, der unter anderem von HAINES-YOUNG & POTSCHEIN (2010) und HAAREN & ALBERT (2011) beschrieben wurde. Es stellt sicher, dass aktuell nicht genutzte ÖSL in Entscheidungen einbezogen werden. Im Zentrum des Modells sind die ÖSL, die in bereitgestellte ÖSL (engl. offered ES) und genutzte ÖSL (engl. utilized ES) differenziert werden (Abb. 5). Das Ergebnis der Bewertung von bereitgestellten ÖSL, genutzten ÖSL und Gütern sowie des Nutzens liefert bei der Erarbeitung von Plänen bessere Informationen. Jedes Ergebnis der Bewertungskomponenten hat eine separate Rolle bei Entscheidungsfindungen und sollte deswegen einzeln bewertet werden (HAAREN et al. 2014). Im PRESET-Modell werden gesellschaftliche Werte und Normen mit der ÖSL-Bewertung verknüpft, die häufig in einer regulatorischen Wertebasis verankert sind. So können beispielsweise eudämonistische oder ökozentrische Umweltmotive die Formulierung von Existenzwerten in internationalen Abkommen (z. B. Übereinkommen über die biologische Vielfalt, WRRL, FFH-RL) im Hinblick auf einen nicht nutzungsabhängigen Wert unterstützen (ebd.).

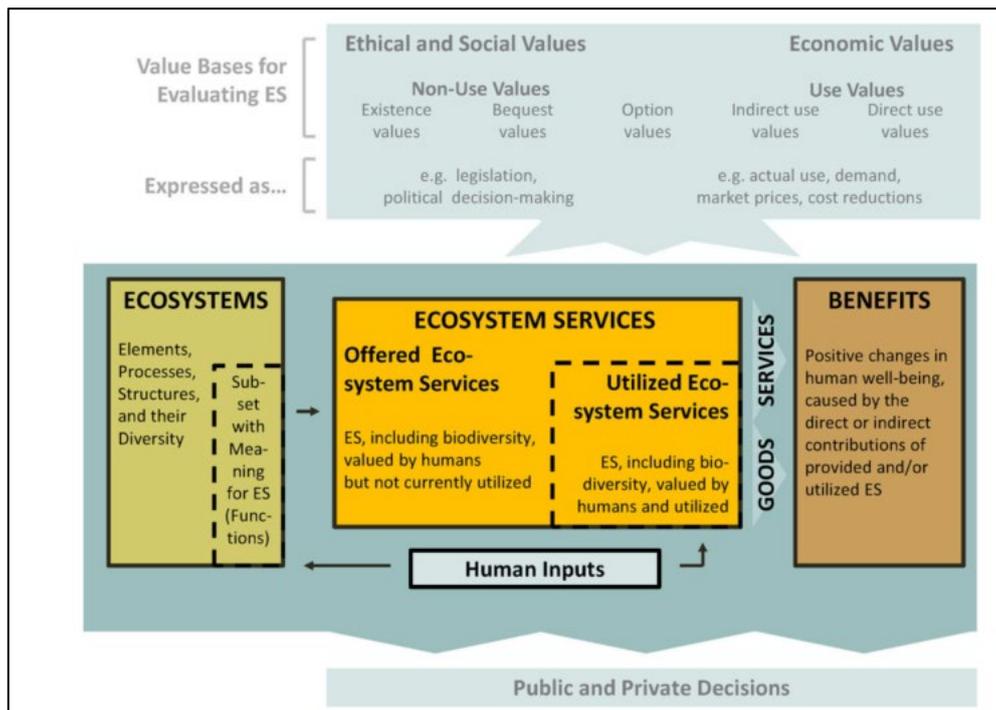


Abb. 5: Praxisorientiertes ÖSL-Bewertungsmodell (PRESET)(HAAREN et al. 2014).

FISH et al. (2016) erstellen ein Rahmenkonzept, das spezifisch kulturelle ÖSL betrachtet. Bei kulturellen ÖSL geht es nach FISH et al. (2016) um ein Verständnis von Lebensmodalitäten, an denen Menschen teilnehmen, sowie um die Erzeugung und Reflexion von Werten und die Geschichten, die Menschen teilen und durch materielle oder symbolische Praktiken schaffen. Kulturelle ÖSL werden nicht als Subjekt-Objekt-Ontologie verstanden, sondern als relationale Prozesse und Entitäten, die Menschen durch die Interaktion mit Ökosystemen aktiv gestalten und ausdrücken (ebd.). Der konzeptionelle Rahmen für kulturelle ÖSL von FISH et al. (2016) unterscheidet deswegen zwischen „Umwelträumen“ (engl. environmental spaces), in denen Menschen miteinander und mit der Umgebung interagieren, und „kulturellen Praktiken“ (engl. cultural practices), die als symbolische und interpretative Interaktionen zwischen Mensch und natürlicher Umgebung definiert werden. Kultureller Nutzen (engl. cultural benefits) und Kulturgüter (engl. cultural goods) werden von FISH et al. (2016) unterschieden. Über dem Konzeptrahmen stehen kulturelle Werte, die als kollektive Prinzipien und Lebensziele verstanden werden, sowie die damit verbundenen Normen und Erwartungen. Ein biophysikalischer Bereich wirkt auf die Umwelträume und die kulturellen Praktiken, die den kulturellen Nutzen ermöglichen. Der kulturelle Nutzen formt wiederum die kulturellen Praktiken und Umwelträume (FISH et al. 2016).

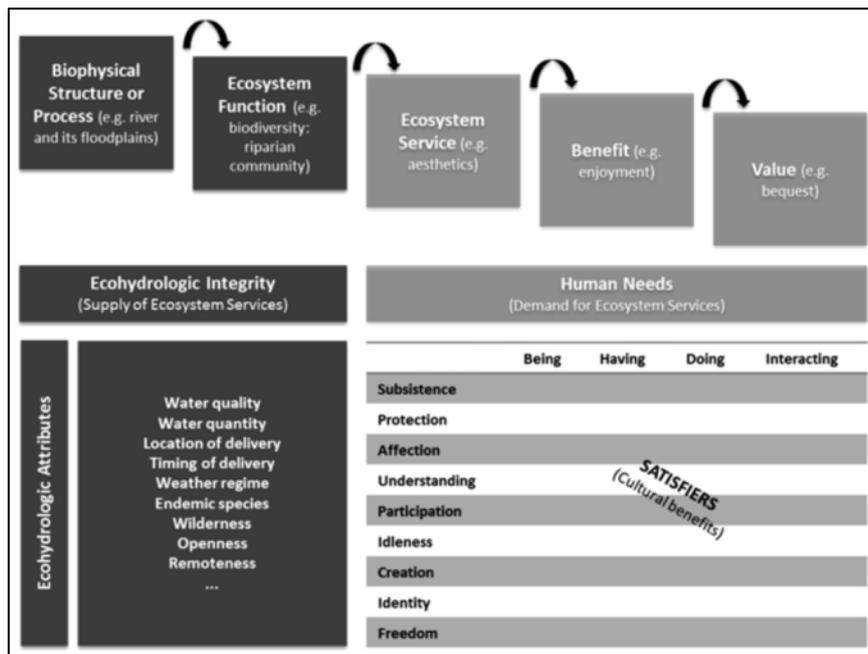


Abb. 6: Anwendung der Kaskade für aquatische Ökosysteme (RODRIGUES 2015) mit einer Erweiterung um die „Human Scale Development matrix“ (MAX-NEEF et al. 1989).

RODRIGUES (2015) überträgt das Kaskadenmodell von HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2018, 2010) auf aquatische Ökosysteme (Abb. 6), um die Bereitstellung für kulturelle ÖSL durch aquatische Ökosysteme zu visualisieren. Hierbei wird der Begriff ökohydrologische Eigenschaften (engl. ecohydrologic integrity) eingeführt, der von dem Begriff „ecosystem integrity“ abgeleitet und synonym genutzt wird (KANDZIORA et al. 2013). Jede kulturelle ÖSL hat spezifische ökohydrologische Eigenschaften (BRAUMAN et al. 2007), die die Präferenzen von Personen beeinflussen (RODRIGUES 2015). RODRIGUES (2015) integriert zur Beschreibung der menschlichen Bedürfnisse eine Matrix der Bedürfnisse und Zufriedenheiten (MAX-NEEF et al. 1989) in seine ÖSL-Kaskade (Abb. 6).

3.2.2 Konzeptionelles Bewertungsmodell der Dissertation

Für das Dissertationsvorhaben wird ein Bewertungsmodell für kulturelle ÖSL erstellt, das eine praxistaugliche Bewertung ermöglicht. Die aquatischen und terrestrischen biophysikalischen Strukturen und Prozesse von Flusslandschaften und ihr Zusammenspiel ermöglichen gemeinsam mit gesellschaftlichen Normen und Werten kulturelle ÖSL (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2010, DE GROOT et al. 2010). In Anlehnung an das PRESET-Modell von HAAREN et al. (2014) und den konzeptionellen Rahmen kultureller ÖSL von FISH et al. (2016) wird im Bewertungsmodell der Dissertation sowohl der soziokulturelle Rahmen integriert als auch eine Differenzierung zwischen Angebot und Nachfrage bzw. bereitgestellten und genutzten ÖSL (Abb. 7). Bereitgestellte (kulturelle) ÖSL sind die Gesamtheit der Beiträge von Flusslandschaften, die zumindest potenziell von Menschen genutzt werden können, jedoch aktuell nicht genutzt werden müssen (HAAREN et al. 2014). Das öffentliche Bedürfnis nach ÖSL wird unabhängig von einer tatsächlichen Nutzung berücksichtigt. Die Nachfrage nach kulturellen ÖSL steht in einer komplexen Verbindung mit sozioökonomischen Faktoren, wie beispielsweise dem demographischen Wandel, technischen Innovationen (VILLAMAGNA et al. 2013) und individuellen Bedürfnissen potenziell Begünstigter (SCHRÖTER et al. 2014a). Die Nachfrage nach kulturellen ÖSL definiert sich sowohl aus der direkten Inanspruchnahme und Konsumierung (BURKHARD et al. 2014) als auch aus dem Bedürfnis nach einem gewissen Niveau einer ÖSL (WOLFF et al. 2015). Das gesellschaft-

lich gewünschte Niveau einer ÖSL kann dabei höher sein als die tatsächliche Nutzung und Bereitstellung. Deswegen wird der Kasten „gewünschtes Niveau“ in Abb. 7 größer dargestellt als der Kasten „direkte Inanspruchnahme (SCHRÖTER et al. 2014a). Bei der Bewertung der Nachfrage können immaterielle ÖSL mittels bestimmter Präferenzen oder durch beobachtete Aktivitäten bewertet werden (PARACCHINI et al. 2014, NAHUELHUAL et al. 2014). Die direkte Nutzung sowie Präferenzen und Werte sind bei der Bewertung der Nachfrage kultureller ÖSL zu betrachten (WOLFF et al. 2015).

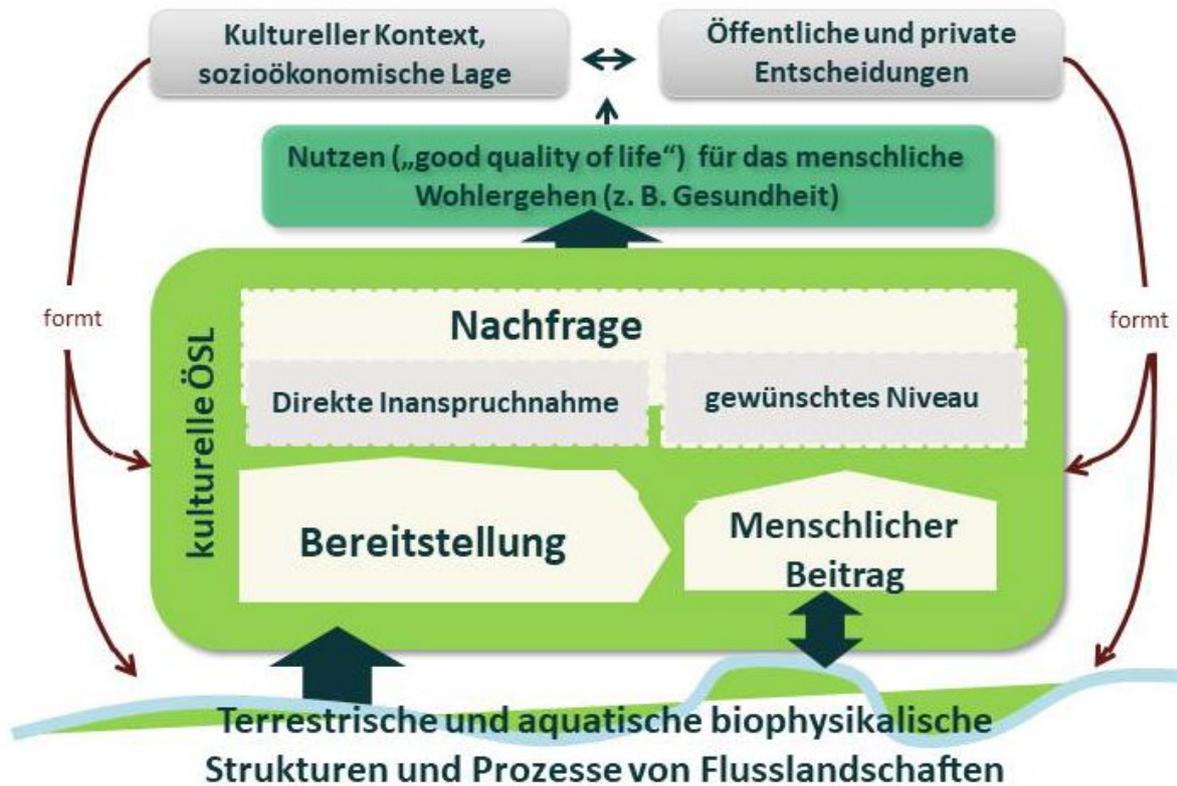


Abb. 7: Praxistaugliches Bewertungsmodell kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften (THIELE et al. 2020a).

Um bereitgestellte kulturelle ÖSL in eine Nachfrage zu transformieren, bedarf es eines menschlichen Beitrags, wie beispielsweise einer Erholungsinfrastruktur (HAAREN et al. 2014). Kommt es durch den menschlichen Beitrag zu einer Nutzung, entsteht daraus ein Nutzen, wie beispielsweise physischer oder psychischer Ausgleich. Durch die Ausführung von kulturellen Praktiken entstehen zudem Kulturgüter (FISH et al. 2016). Die Kulturgüter und der Nutzen beeinflussen das menschliche Wohlergehen. Kulturelle Werte, die als kollektive Prinzipien verstanden werden, sowie die damit verbundenen Normen und Erwartungen beeinflussen die Sichtweise auf Ökosysteme. Die Sichtweisen führen wiederum zu öffentlichen und individuellen Entscheidungen, die einen unmittelbaren Einfluss auf Ökosysteme und ihre ÖSL-Bereitstellung ausüben (ebd.).

3.3 Wie werden kulturelle ÖSL von Flusslandschaften bislang bewertet?

Die Nachfrage nach ÖSL von Flusslandschaften steigt kontinuierlich, ihre nachhaltige Bereitstellung ist jedoch gefährdet (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005b). Die Ökosysteme der Flusslandschaften sind nämlich überproportional bedeutend als Lebensgrundlagen, aber auch überproportional stark gefährdet (VÖRÖSMARTY et al. 2010). Das normative ÖSL-Konzept bietet eine holistische Möglichkeit zur Bewertung der vielfältigen Beiträge von Flusslandschaften für das menschliche Wohler-

gehen (SCHRÖTER et al. 2017). Um das ÖSL-Konzept in Entscheidungsfindungen integrieren zu können, müssen geeignete Bewertungsmethoden und -modelle vorliegen, die für praktische Entscheidungsfindungsprozesse angewendet werden können. Die Methodenvielfalt zur Erfassung und Bewertung von ÖSL ist sehr divers, denn es existieren sowohl Methoden, die eine quantitative Erfassung vornehmen, als auch qualitative, monetäre und nichtmonetäre Bewertungen (SCHRÖTER-SCHLAACK 2014). Generell erfordert die Bewertung von ÖSL Interdisziplinarität (HÄYHÄ & FRANZESE 2014) und methodischen Pluralismus als Schlüsselemente einer integrativen Bewertung (GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2014). Durch eine Bewertung kann aufgezeigt werden, welchen Einfluss individuelle und gesellschaftliche Verhaltensweisen auf die Umwelt haben. Die Resultate von Bewertungen tragen daher zu einer Sensibilisierung der Öffentlichkeit bei (HANSJÜRGENS 2015).

3.3.1 Räumliche und indikatorbasierte Erfassungs- und Bewertungsansätze

Die räumliche Erfassung und Bewertung von ÖSL hat in den letzten Jahren als Bewertungsmethode eine zunehmende Popularität erreicht (HÄYHÄ & FRANZESE 2014). Eine räumliche ÖSL-Bewertung ermöglicht einerseits die Identifikation von Gebieten, die eine besonders hohe oder geringe Bereitstellung von beispielsweise der kulturellen ÖSL Landschaftsbild vorweisen (HERMES et al. 2018). Andererseits kann die Bewertung der Bereitstellung mit der Nutzung im identischen Untersuchungsraum verglichen werden, wenn die Nutzung ebenfalls räumlich bewertet wurde (VERHAGEN et al. 2015). Findet eine Bewertung verschiedener ÖSL-Klassen in einem spezifischen Untersuchungsraum statt, können Trade-offs statistisch analysiert und beispielsweise mit Polar- oder Spinnendiagrammen visualisiert werden (HOWE et al. 2014). Eine räumliche ÖSL-Bewertung bildet die Grundlage, Auswirkungen verschiedener Renaturierungsmaßnahmen auf ÖSL zu analysieren, um ÖSL in Planungsprozesse zu integrieren und geeignete Maßnahmen zu identifizieren. Mithilfe von Szenarien lassen sich die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf verschiedene ÖSL abbilden. Beispielsweise kann verglichen werden, welchen Einfluss eine Deichrückverlegung auf die kulturelle ÖSL Landschaftsbild oder wasserbezogene Aktivitäten hat. Zusätzlich ermöglicht ein räumlicher Bewertungsansatz eine Kartierung von hoch oder gering bewerteten ÖSL, die visualisiert und damit kommuniziert werden können, um schließlich Entscheidungsprozesse zu unterstützen (MAES et al. 2012, VAN BERKEL & VERBURG 2014).

Für die räumliche Bewertung von ÖSL wurden sehr diverse Ansätze entwickelt. Sie reichen von expertenbasierten Bewertungsansätzen (BURKHARD et al. 2012b) über partizipative Methoden mit geographischen Informationssystemen (z. B. public participation geographic information system) als Bottom-up-Ansatz ((BROWN et al. 2012, BROWN & KYTTÄ 2014, BEICHLER 2015, GARCÍA-NIETO et al. 2015) und den Einsatz von Softwarelösungen (z. B. InVest) bis hin zu indikatorbasierten Ansätzen, die räumliche Daten integrieren (z.B. SCHIRPKE et al. 2018, PEÑA et al. 2015, PARACCHINI et al. 2014, KIENAST et al. 2012, CASADO-ARZUAGA et al. 2014). Die Analyse von Social-Media-Daten (z. B. Instagram, Flickr) ist eine weitere räumliche Bewertungsmethode (GUERRERO et al. 2016, TENERELLI et al. 2016, WOOD et al. 2013, YOSHIMURA & HIURA 2017, GLIOZZO et al. 2016). Eine Bewertung mit Social-Media-Daten wurde in den vergangenen Jahren vor allem zur räumlichen Bewertung kultureller ÖSL eingesetzt und steht wegen mangelnder Repräsentativität in der Kritik. Im Folgenden werden einige Ansätze für die Bewertung kultureller ÖSL vorgestellt und dem entsprechenden Kaskadenbereich zugeordnet (vgl. Kap. 3.2).

Die räumliche Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild, die als Kulisse vieler Aktivitäten im Freien dient (vgl. Kap. 3.1), wird von HERMES et al. (2018) mit einem intersubjektiven Ansatz für die gesamte Fläche Deutschlands durchgeführt. Hierfür werden auf Basis einer Literaturlauswertung Indi-

katoren aufgestellt, die gewöhnliche und häufige Präferenzen der Bevölkerung sowie gesetzliche Festschreibungen widerspiegeln. Die Indikatoren werden über Landschaftsstrukturmaße, wie beispielsweise den Patch-Density-Index und den Shannon-Diversant-Index (SHDI), mit räumlichen Daten in einem geographischen Informationssystem (GIS) bewertet. Die Bewertungsskala reicht von 0 bis 100, wobei die Bewertung in 100 × 100 m Rasterzellen abgebildet ist. Diese indikatorbasierte Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild kann dem konzeptionellen Bewertungsbereich Bereitstellung zugeordnet werden (vgl. Kap. 3.2).

PARACCHINI et al. (2014) erstellen einen „recreation potential index“ zur Bewertung der Bereitstellung der kulturellen ÖSL „Erholung im Freien“, die nach den hier aufgestellten Klassen kultureller ÖSL synonym zur Klasse nicht-wasserbezogene Aktivitäten betrachtet werden kann (vgl. Kap. 3.1). Für ihren Index werden Indikatoren auf der Grundlage von Befragungsergebnissen und einer Literaturlauswertung aufgestellt, die für die Bevölkerung wichtige landschaftliche Ausstattungen reflektieren (z. B. Schutzgebiete). Zur Bewertung von sechs Bereitstellungsindikatoren nutzen PEÑA et al. (2015) räumliche Daten, die ebenfalls auf landschaftlichen Ausstattungen beruhen (z. B. Präsenz von Wasserkörpern und Bergen). Auch SCHIRPKE et al. (2018) setzen für die Bewertung der Bereitstellung ihrer kulturellen ÖSL „Erholung im Freien“ verschiedene landschaftliche Ausstattungen und Merkmale ein. Basierend auf einer Literaturlauswertung werden beispielsweise der Hemerobie-Index, das Vorhandensein von Schutzgebieten oder die Dichte von Berggipfeln in einem GIS bewertet. In dieser Studie wird die Bewertung ebenfalls in 100 × 100 m Rastern und auf einer Skala von 0 bis 100 dargestellt (SCHIRPKE et al. 2018).

In einem Literaturreview zur Bewertung der ÖSL-Nachfrage werden angewandte Methoden in fünf Gruppen differenziert: empirische Methoden, partizipative Ansätze, expertenbasierte Ansätze, prozessbasierte Modelle und monetäre Bewertungen (WOLFF et al. 2015). Die meisten Bewertungen der Nachfrage nach kulturellen ÖSL werden über einen Methodenmix vorgenommen, bei dem partizipative und expertenbasierte Ansätze kombiniert werden (PALOMO et al. 2013, NAHUELHUAL et al. 2014). Empirische Ansätze (z. B. Befragungen) werden zur Bewertung der Nachfrage bei kulturellen ÖSL häufiger genutzt als bei Versorgungs- oder Regulierungsleistungen. Für die Bewertung der Nachfrage greifen SCHIRPKE et al. (2018) auf Bevölkerungs- und Tourismusstatistiken zurück. PEÑA et al. (2015) ließen online Landschaftsfotos bewerten und beziehen die Befragungsergebnisse über eine Hauptkomponentenanalyse (engl. Principal component analysis – PCA) in eine räumliche Bewertung ein. Für die räumliche Bewertung der Nachfrage nach der kulturellen ÖSL Landschaftsbild auf der japanischen Insel Hokkaido setzen YOSHIMURA & HIURA (2017) Daten der Online-Fototauschplattform „Flickr“ ein. Die Nachfrage nach Freizeitangeln an Binnengewässern als eine Aktivität im Freien wird von VILLAMAGNA et al. (2014) über die Anzahl verkaufter Angellizenzen eines Jahres und in Kombination mit den Wohnorten der Freizeitangler räumlich bewertet. Die Nachfrage nach Aktivitäten im Freien ist in anderen Studien über die Zugänglichkeit von Erholungsorten oder die Nähe dieser Orte zur Bevölkerung bewertet (NAHUELHUAL et al. 2014, PARACCHINI et al. 2014). Diese Bewertungen berücksichtigen den menschlichen Beitrag (z. B. Erholungsinfrastruktur; vgl. Kap. 3.2).

Zusammenfassend erfolgt die räumliche Bewertung der Bereitstellung von ÖSL häufig über expertenbasierte Indikatoransätze, die wiederum auf Literaturlauswertungen und Befragungsergebnissen aufbauen. Ansätze zur räumlichen Bewertung der Nachfrage integrieren häufig Befragungen, Social-Media-Daten sowie statistische Angaben über beispielsweise verkaufte Angellizenzen oder die Bevölkerungszahl in einem Untersuchungsraum.

3.3.2 Ökonomische Bewertungsverfahren

Monetäre Bewertungen von ÖSL können externe Effekte quantifizieren und internalisieren sowie einen Beitrag dazu leisten, öffentlich genutzte ÖSL in effizienter Weise bereitzustellen (OLSCHEWSKI 2017). Wegen technischer Probleme und ethischer Bedenken werden monetäre Bewertungen von ÖSL besonders kritisch reflektiert (de DE GROOT et al. 2010). Die Methoden werden in marktbasierter und nicht-marktbasierter Methoden differenziert (KOETSE et al. 2015). Die marktbasierter Methode verwendet für ÖSL-Bewertungen direkte Marktpreise, die Berechnungen von Wiederbeschaffungskosten und vermiedenen Schadenskosten beinhalten (Abb. 8). Diese Methoden eignen sich vor allem zur monetären Bewertung von Versorgungs- und Regulierungsleistungen, während kulturelle ÖSL nicht explizit mit dieser Methodik bewertet werden können. Kulturelle ÖSL werden hingegen mit indirekten Marktbewertungsmethoden bewertet (ebd.). Sie beziehen sich auf die Bewertung offensichtlicher Präferenzen (engl. „revealed preferences“) (SAMUELSON 1938), die auf dem tatsächlichen Konsum- oder Produzentenverhalten basieren und identifizieren, wie nicht-vermarktete Güter den aktuellen Markt anderer Güter beeinflussen. Die am häufigsten indirekt angewandte Methode ist der hedonische Preisansatz (z. B. Immobilienpreismethode), der Verkaufspreise von zwei Waren (z. B. Häusern) vergleicht (BÖCK et al. 2018). Hierfür werden zwei Produkte benötigt, die eine vergleichbare Ausstattung besitzen, aber sich beispielsweise in ihrem Standort und ihren Umweltqualitäten unterscheiden (z. B. Entfernung zu einem Fließgewässer, Sichtbarkeit des Wassers). Die Differenz in den Verkaufspreisen von beispielsweise Häusern kann als Zahlungsbereitschaft (engl. willingness to pay) interpretiert und zur Bewertung von ÖSL genutzt werden (KOETSE et al. 2015). Für die Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild nutzen SCHIRPKE & TAPPEINER (2016) den hedonischen Preis auf Basis von Immobilien in der Nähe von Natura-2000-Gebieten.

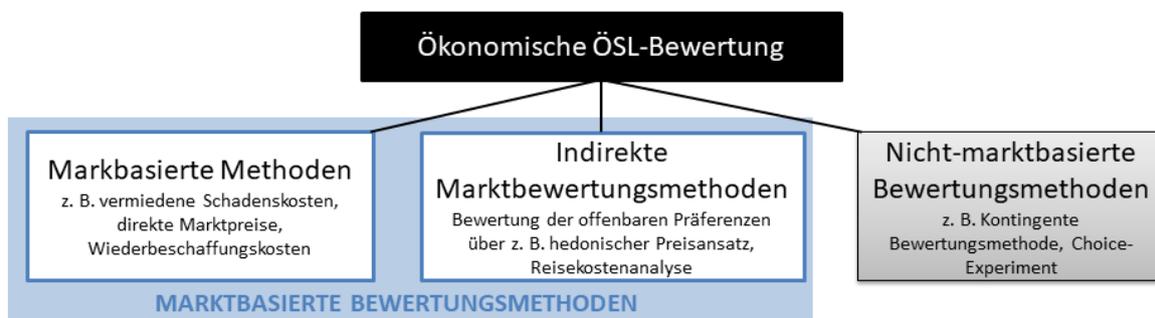


Abb. 8: Ökonomische Bewertungsmethoden für Ökosystemleistungen (nach KOETSE et al. 2015).

Eine weitere bekannte, indirekte Marktbewertungsmethode ist der Reisekostenansatz, der beispielsweise für die Bewertung der kulturellen ÖSL „Erholung“ genutzt wird (GILLESPIE et al. 2017, WILLIS & GARROD 1990, CLOUGH & MEISTER 1991, PIRIKIYA et al. 2016). Die Methode bewertet die komplementären privaten Kosten, die bei der Inanspruchnahme von öffentlichen Gütern entstehen. Die komplementären Kosten werden als Indikator für die Wertschätzung eingesetzt. Diese Methode unterliegt der Grundannahme, dass „die Aufwendung für die Nutzung des öffentlichen Gutes mindestens der Wertschätzung für dieses Gut entspricht“ (MEYERHOFF 1998, S. 26). WILLIS & GARROD (1990) wenden die Reisekostenmethode an, um die informelle Erholung (z. B. Spaziergehen) entlang von Kanälen von Montgomery und Lancaster abzuleiten. GILLESPIE et al. (2017) nutzen die Reisekostenanalyse in Kombination mit der kontingenten Bewertungsmethode, die eine Zahlungsbereitschaft ermittelt, zur Abschätzung von Wertänderungen im Zusammenhang mit Veränderungen des Standortzustandes des Hawkesbury-Nepean Flusssystemes in Australien.

Die Methode der „stated preference“ (SP) wird für eine ÖSL-Bewertung herangezogen, wenn eine Bewertung mit offenbaren Präferenzen nicht möglich und eine Veränderung der Bereitstellung einer ÖSL hypothetisch ist (KOETSE et al. 2015). Die Methode ist in der Literatur nicht ins Deutsche übersetzt (AXHAUSEN & SAMMER 2001) und gehört zu den nicht-marktbasierten Methoden. SP ist eine seit über 30 Jahren und von verschiedenen Disziplinen angewandte Befragungsmethode, die Befragte mit hypothetischen Märkten konfrontiert und dabei ihre Haltung, Reaktion oder Präferenz bewertet (AXHAUSEN & SAMMER 2001). Die Kontingente Bewertungsmethode (engl. Contingent Valuation Method – CVM) und das Entscheidungsexperiment (engl. Choice Experiment – CE) sind die zwei bekanntesten Ansätze. Die Kontingente Bewertungsmethode ist eine Zahlungsbereitschaftsmethode, die mithilfe von Fragebögen die Zahlungsbereitschaft von Individuen für beispielsweise veränderte Umweltqualitäten abbildet und so eine Wertschätzung ermittelt (PRUCKNER 1995). Die Methode umfasst das direkte Abfragen der maximalen Zahlungsbereitschaft als Wertschätzungsindikator für die Veränderung einer ÖSL, beispielsweise eine mögliche Abgabe zur Erhaltung von Feuchtgebieten, die Lebensraum für eine beliebte, aber gefährdete Tierart bieten (KOETSE et al. 2015). Das CE gründet auf traditioneller mikroökonomischer Theorie (LOUVIERE 1988). Bei einem CE wählen befragte Personen aus verschiedenen (Handlungs-)Alternativen, die Choice-Sets genannt werden, die von ihnen präferierte Alternative. Durch eine systematische Variation der Attribute, z. B. Zugang zum Flussufer oder Vielfalt der Fischfauna, kann festgestellt werden, welche Bedeutung ihnen bei der abgefragten Auswahlentscheidung zukommt (AUSPURG & LIEBE 2011). Ein CE wird beispielsweise eingesetzt, um den potenziellen Einfluss von Entwicklungsstrategien auf Fließgewässer in Australien zu bewerten (ZANDER & STRATON 2010).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass für die ökonomische Bewertung von Versorgungs- und Regulationsleistungen marktbasierende Methoden (z. B. potenziell vermiedene Hochwasserschäden, direkter Marktpreis) eingesetzt werden (DEHNHARDT 2015). Indirekte Methoden und nicht-marktbasierte Methoden werden hingegen vor allem zur Monetarisierung von kulturellen ÖSL herangezogen (HIRSCHFELD & SAGEBIEL 2014). Hier liegt der Fokus zumeist auf der kulturellen ÖSL „Erholung und Tourismus“ (MILCU et al. 2013). Abschließend kann konstatiert werden, dass die Bewertungsmethoden für die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL sehr divers sind. Sie umfassen verschiedene wissenschaftliche Disziplinen, wie beispielsweise die Sozialwissenschaften, die Umweltökonomie und Geoinformatik. In der Dissertation werden räumliche und indikatorbasierte Erfassungs- und Bewertungsmethoden eingesetzt, da sie transparent und reproduzierbar sind sowie vergleichbare Bewertungsergebnisse auf Bundesebene liefern. Ein räumlicher Bewertungsansatz für kulturelle ÖSL ermöglicht eine Integration der Bewertung kultureller ÖSL in einen ÖSL-Gesamtindex für Flusslandschaften. Um die tatsächliche Nutzung und den Nutzen für das menschliche Wohlergehen erfassen und bewerten zu können, werden Methoden aus der empirischen Sozialforschung eingesetzt.

4 Vorgehen

4.1 Arbeitsschritte

Die Zielsetzung des Dissertationsvorhabens erfordert im ersten Arbeitsschritt eine detaillierte Auswertung bestehender Ansätze zur Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL (Abb. 9). In diesem grundlegenden Arbeitsschritt werden bestehende Klassifikationen von kulturellen ÖSL hinsichtlich ihrer möglichen Verwendung für das Vorhaben betrachtet. Der Arbeitsschritt wird mit einer Identifikation jener kulturellen ÖSL abgeschlossen, die in dem Dissertationsvorhaben erfasst und bewertet werden. Die identifizierten kulturellen ÖSL werden dabei teilweise spezifisch für Fluss- und Auenlandschaften modifiziert (vgl. Kap. 3.1).

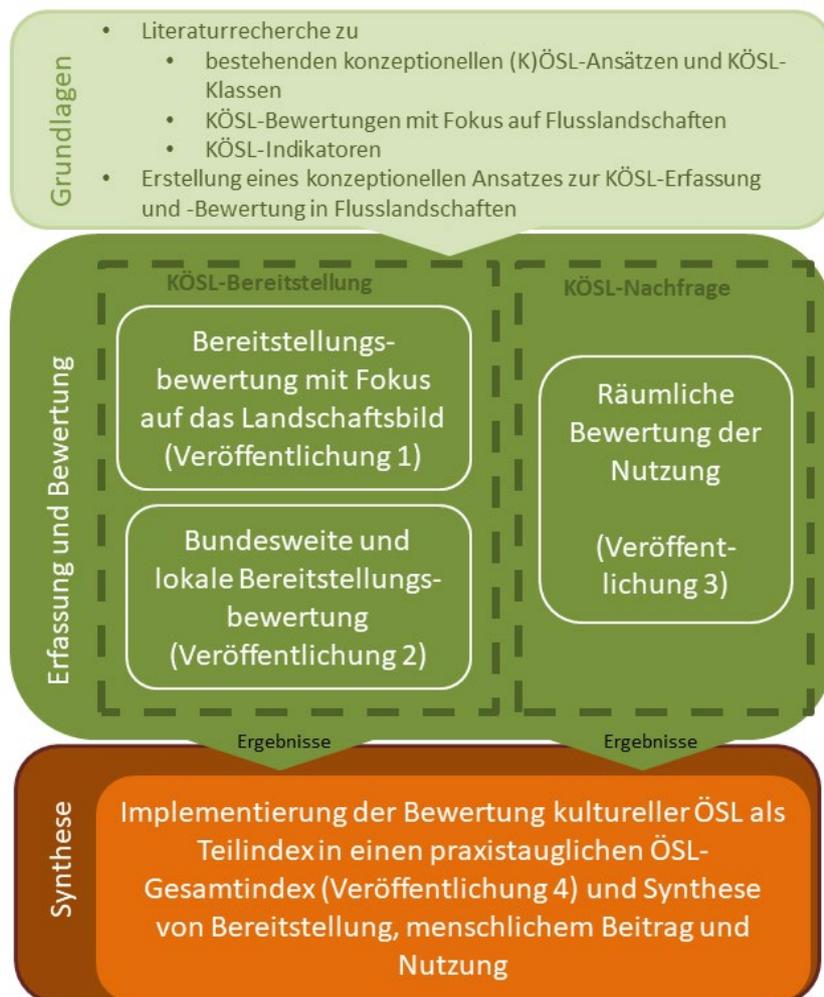


Abb. 9: Untersuchungsdesign der kumulativen Dissertation mit einer Zuordnung der Veröffentlichungen.

Die Literaturrecherche beinhaltet des Weiteren eine Sichtung aktueller Bewertungsmethoden und Indikatoren für kulturelle ÖSL mit einem besonderen Fokus auf Flusslandschaften. In einem darauf aufbauenden Arbeitsschritt wird ein konzeptioneller Bewertungsrahmen für eine praxisnahe Bewertung kultureller ÖSL entwickelt (vgl. Abb. 7), an dem sich alle weiteren Arbeitsschritte orientieren.

Die Bereitstellung kultureller ÖSL in Flusslandschaften wird durch zwei grundlegende Arbeitsschritte untersucht (vgl. Tab. 2). Einerseits wird überprüft, ob Flusslandschaften im Vergleich zur restlichen Fläche von Deutschland besonders wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild

sind und welche Eigenschaften einer Flusslandschaft zu einer hohen Landschaftsbildbewertung beitragen (Veröffentlichung 1, THIELE et al. 2019b). In einem weiteren Arbeitsschritt werden andererseits transparente und reproduzierbare Indikatoren für die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL entwickelt (Veröffentlichung 2, THIELE et al. 2020b). Hierfür werden spezifische Eigenschaften von Flusslandschaften näher betrachtet und es wird eine Methode entwickelt, die diese Eigenschaften als Bereitstellung für die kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe erfasst und bewertet. Bestehende Indikatoren für kulturelle ÖSL und Befragungsergebnisse werden ebenfalls betrachtet und analysiert, um für jede kulturelle ÖSL einen Indikator entwickeln zu können, der mithilfe von räumlichen Daten in einem GIS bewertet werden kann. Die Bewertung wird zur vereinfachten Reproduzierbarkeit in GIS-Modellen automatisiert. Abhängig von der Datenverfügbarkeit werden ein bundesweites und ein lokales Indikatoren-Set zur Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften entwickelt (THIELE et al. 2020b).

Im nächsten Arbeitsschritt wird dem konzeptionellen Bewertungsrahmen folgend die Erfassung und Bewertung des menschlichen Beitrags und der Nachfrage nach kulturellen ÖSL von Flusslandschaften vorgenommen (Veröffentlichung 3, THIELE et al. 2020a). Zur Ermittlung des Nutzens (engl. benefits) von Flusslandschaftsbesuchen auf das menschliche Wohlergehen wird eine standardisierte, repräsentative Online-Befragung durchgeführt (RAYANOV et al. 2018).

Die Implementierung der indikatorbasierten Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL wird über die Entwicklung eines weiteren Geoverarbeitungs-Workflows in den RESI durchgeführt (Veröffentlichung 4, PODSCHUN et al. 2018b). Dieser Arbeitsschritt bereitet die indikatorbasierte Bewertung kultureller ÖSL so auf, dass sie in die einheitliche Bewertungsskala und den einheitlichen Bewertungsraum des RESI integriert werden kann. Die Indikatoren und ihre Integration in den RESI werden zudem praxistauglich dargestellt, indem Indikator Kennblätter mit einheitlichem Layout erstellt werden (PODSCHUN et al. 2018a, PODSCHUN et al. 2018b).

Tab. 2: Darstellung des Vorgehens der Dissertation in Arbeitsschritten mit einer Zuordnung der Forschungsfragen, Methoden und der Veröffentlichung.

Arbeitsschritt	Forschungsfrage	Methode	Zuordnung zu Veröffentlichungen
Erstellung eines konzeptionellen Bewertungsrahmens und Identifikation von kulturellen ÖSL, die erfasst und bewertet werden	Welche Elemente sind für einen praxisrelevanten Bewertungsansatz von kulturellen ÖSL erforderlich? Welche Klassen kultureller ÖSL lassen sich transparent und reproduzierbar bewerten und werden in aktuellen Studien häufig bewertet?	Auswertung von Literatur mit einem Vergleich von internationalen Bewertungsmodellen und Klassen kultureller ÖSL	Rahmentext
Vergleich des Landschaftsbildes von Flusslandschaften und der restlichen Landesfläche von Deutschland	Sind Flusslandschaften auf einer bundesweiten Ebene besonders wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild? <hr/> Welche Zonen und Abschnitte der Flusslandschaften weisen ein besonders hohes Landschaftsbild auf und	Statistischer Vergleich einer intersubjektiven Bewertung des Landschaftsbildes mit der Software ArcGIS 10.5 <hr/> Geostatistik unter Einsatz der Software ArcGIS 10.5 und der freien Program-	<i>Ecological Indicators</i> , Hauptautorin (Veröffentlichung 1) DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.01.003

	welche landschaftlichen Merkmale und Ausstattungen sind für eine hohe Landschaftsbildbewertung vorteilhaft?	miersprache R mit der Benutzeroberfläche RStudio (Version 1.0.143)	
Entwicklung einer GIS-basierten Bewertungsmethode für die Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften	Wie kann die Bereitstellung kultureller ÖSL auf bundesweiter Ebene mit einem Übersichtsverfahren räumlich erfasst und bewertet werden, so dass die Bewertung vergleichbar ist und diejenigen Flusslandschaften identifiziert werden können, die bei einer bundesweiten Flusslandschaftsplanung eine besondere Berücksichtigung finden sollten?	Entwicklung von Indikatoren, die mit bundesweit vergleichbaren, räumlichen Daten automatisiert über Modelle in der GIS-Software ArcGIS bewertet werden	<i>Ecosystem Services</i> , Hauptautorin (Veröffentlichung 2)
	Wie lässt sich dieses Übersichtsverfahren für eine Bewertung der Bereitstellung auf lokaler Ebene zur Identifikation von Gebieten mit hoher oder geringer Bereitstellung im Kontext von lokaler Datenverfügbarkeit erweitern?	Entwicklung von Indikatoren, die mit regionalen, räumlichen Daten automatisiert über Modelle mit der GIS-Software ArcGIS bewertet werden	
	Wie können der menschliche Beitrag und die Nutzung von kulturellen ÖSL räumlich erfasst und bewertet werden, um sie in eine integrative Flusslandschaftsplanung reproduzierbar und transparent einbeziehen zu können?	Entwicklung von Indikatoren, die mit vergleichbaren räumlichen Daten automatisiert über Modelle in der GIS-Software ArcGIS bewertet werden	Beitrag in der Schriftenreihe des Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Hauptautorin (Veröffentlichung 3)
Befragung zur Erholungsnutzung von Flusslandschaften und Gegenüberstellung der Bereitstellung kultureller ÖSL in der Wohnumgebung und den aufgesuchten Erholungsorten	Welche Merkmale und Ausstattungen sind für Erholungssuchende von Flusslandschaften bei der Wahl des Ausflugsortes besonders relevant und sollten deswegen bei Renaturierungsmaßnahmen berücksichtigt werden?	Standardisierte und repräsentative Online-Befragung, statistische Auswertung mit der Software SPSS, R (Version 3.2.5, 2016-04-14) und Excel 2010 und Darstellung der aufgesuchten Freizeitorte mit der GIS-Software ArcGIS 10.5 und 10.6	Rahmentext und RAYANOV et al. (2018)*
	Welche Aktivitäten werden in Flusslandschaften bevorzugt ausgeübt und welchen Nutzen (engl. benefits) ziehen Flusslandschaftsbesuchende daraus?		
	Inwiefern unterscheidet sich die Bereitstellung kultureller ÖSL an den aufgesuchten Erholungsorten von der Bereitstellung kultureller ÖSL in der Wohnumgebung?	Vergleich der Mittelwerte der Bereitstellungsindikatoren zwischen Wohnort und aufgesuchtem Erholungsort	Rahmentext
Implementierung der KÖSL-Bewertung in einen praxistauglichen ÖSL-Gesamtindex für Flusslandschaften und Synthese der	Wie kann die Bewertung kultureller ÖSL als Teilindex in einen River Ecosystem Service Index (RESI) integriert und für eine Anwendung im Gewässerkontext nutzbar gemacht werden?	Integration der Bereitstellungsindikatoren kultureller ÖSL in eine einheitliche RESI-Bewertungsskala und Bewertungsraum über geostatistische Verfahren mit der Software ArcGIS 10.5 und 10.6	<i>Hydrologie und Wasserbewirtschaftung</i> , Zweitautorin (Veröffentlichung 5) DOI: 10.5675/HyWa_2

Bewertung kultureller ÖSL	Inwiefern ist eine räumliche Synthese von der Bewertung der KÖSL-Bereitstellung und Nachfrage ohne Informationsverlust und in verständlicher Form möglich?	Synthese einer GIS-basierten Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL, des menschlichen Beitrags und der Nutzung	018.6_7 Rahmentext und PODSCHUN et al. (2018a)*
*Nebenveröffentlichung, da keine Haupt- bzw. Zweitautorenschaft besteht			

Der letzte Arbeitsschritt umfasst eine Synthese der Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL, des menschlichen Beitrags und der Nutzung. Diese Synthese ermöglicht Bewertungsdifferenzen und Synergien in einem Bewertungsraum zu visualisieren, um entsprechende planerische Maßnahmen zu kommunizieren.

4.2 Untersuchungsgebiet

Morphologische Auen (Synonym: Flusslandschaften) bilden das Hauptuntersuchungsgebiet der Dissertation (Abb. 10). Sie umfassen denjenigen Bereich einer Landschaft, der bei Hochwasser überflutet werden könnte, wenn es keine gewässerbaulichen Veränderungen gäbe (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009). Flusslandschaften nehmen eine zentrale Rolle im Wasser- und Stoffkreislauf ein, da zu ihren natürlichen Funktionen die Grundwasserneubildung, der Wasserrückhalt und ein erhebliches Potenzial zum Sediment- und Nährstoffrückhalt zählen (KOENZEN & KURTH 2016). Der Wechsel von Überflutung und Trockenfall prägt die sehr dynamischen Lebensräume der Flusslandschaften mit unterschiedlichen und miteinander verzahnten Standortbedingungen (RODE & SCHOLZ 2000). Freifließende Gewässer gestalten das Flussbett durch Geschiebe und unterschiedliche Wasserstände und weisen so eine hohe morphologische Dynamik auf. Die Dynamik fördert eine Entwicklung von Sand- und Kiesbänken sowie von Mäandern mit Gleit- und Prallhängen. Eisvögel (*Alcedo atthis*), Uferschwalben (*Riparia riparia*), Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) und Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*) nutzen Gleit- und Prallhänge als Habitate (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2017). Entlang der Wasserläufe gedeihen Pionier-Krautpflanzen, die sich zwischen Hochwasserereignissen entwickeln und sich jährlich neu ansiedeln. Daran angrenzend bilden sich Auenterrassen, die im unteren Bereich von Weichholzauen (z. B. Weiden und Erlen) und in höher gelegenen Auenbereichen von Hartholzauen (z. B. Eschen, Ahorn, Ulmen) geprägt werden (ROULTER et al. 2005).

Die Grenzen morphologischer Auen sind in der Landschaft häufig durch Stufen als Auenrand in der Geländetopographie erkennbar (SCHOLZ et al. 2005, S. 9). Der Mensch greift mit dem Deichbau in die natürliche Überflutungsdynamik ein und unterbricht sie teilweise (ebd.). Die morphologische Aue untergliedert sich deswegen in die rezente Aue, eine Altaue und das Hauptfließgewässer:

- Als aktive oder rezente Aue werden jene Bereiche der morphologischen Aue bezeichnet, die aktuell noch überflutet werden können (BRUNOTTE et al. 2009, SCHOLZ et al. 2005, SCHOLZ et al. 2012, KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009).
- Die Altauen (Synonyme: inaktive Aue, Binnendeichflächen, fossile Aue nach (SCHOLZ et al. 2005, S. 10) umfassen jene Flächen der morphologischen Aue, die durch Gewässerbau und Deiche vom Überflutungsregime entkoppelt sind (HARMS et al. 2018). Sie stehen aber durch Dränge- bzw. Qualmwasser mit der Abflusssdynamik eines Fließgewässers in Verbindung (SCHOLZ et al. 2005, S. 9).

- Die Fläche des Hauptfließgewässers ist eine weitere Zone der morphologischen Aue.

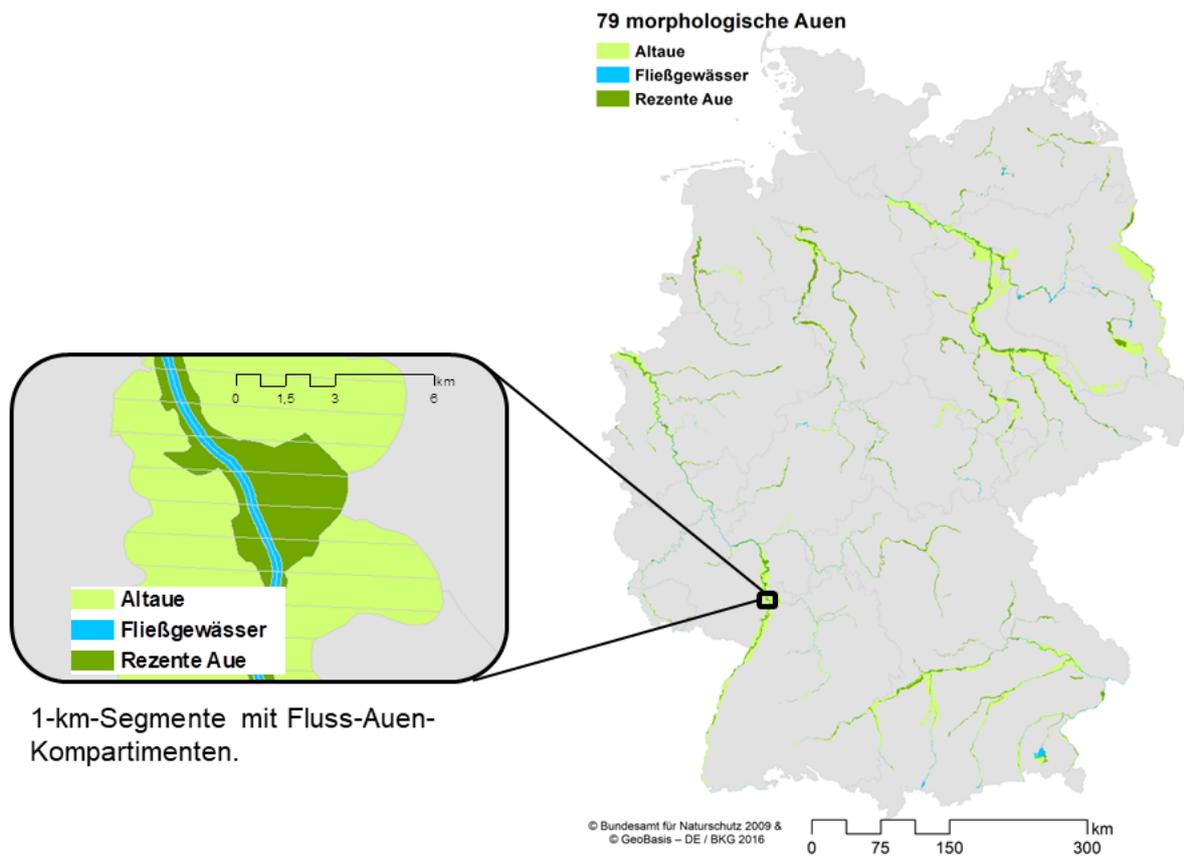


Abb. 10: 79 morphologische Auen mit einem Zoom auf einen Rheinausschnitt zur Darstellung der drei Zonen (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009).

Die morphologischen Auen werden für 79 deutsche Fließgewässer ab einer Einzugsgebietsgröße von 1 000 km² räumlich mit ihren Zonen abgegrenzt (Abb. 10). Diese Abgrenzung umfasst eine Fläche von ca. 15 500 km² und ca. 10 200 Flusskilometer (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009). Die Abgrenzung der morphologischen Auen wird erstmalig zur Ermittlung des Auenzustandes (ebd.) durchgeführt und für die Bewertung von Ökosystemfunktionen (SCHOLZ et al. 2012) und für Empfehlungen naturnaher Auenentwicklung eingesetzt (HARMS et al. 2018). Die räumliche Abgrenzung der morphologischen Auen basiert auf holozänen Flussablagerungen in geologischen Übersichtskarten. Die genaue Abgrenzung erfolgt im Maßstab 1:10 000–1:25 000 unter Einbezug des Digitalen Geländemodells Deutschland und in Übereinstimmung mit Luftbildern und dem Digitalen Landschaftsmodell (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009, S. 7).

Die Zonierung der morphologischen Aue in drei Zonen (Altaue, rezente Aue und Fließgewässer) ist für die Dissertation von besonderer Bedeutung. Die Zonierung ermöglicht einen Vergleich von Bewertungen kultureller ÖSL je Zone (THIELE et al. 2019b, THIELE et al. 2020b, THIELE et al. 2020a). Aus den Vergleichen lassen sich wiederum Rückschlüsse bezüglich der Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf kulturelle ÖSL ableiten.

Die morphologische Aue unterteilt sich in der Länge in 1-km-Segmente, die wiederum in Fluss-Auen-Kompartimente gegliedert werden (HARMS et al. 2018). Die Auenkompartimente unterscheiden sich in die rezente Aue und die Altaue, jeweils rechts und links vom Ufer in Fließrichtung (Abb. 11).

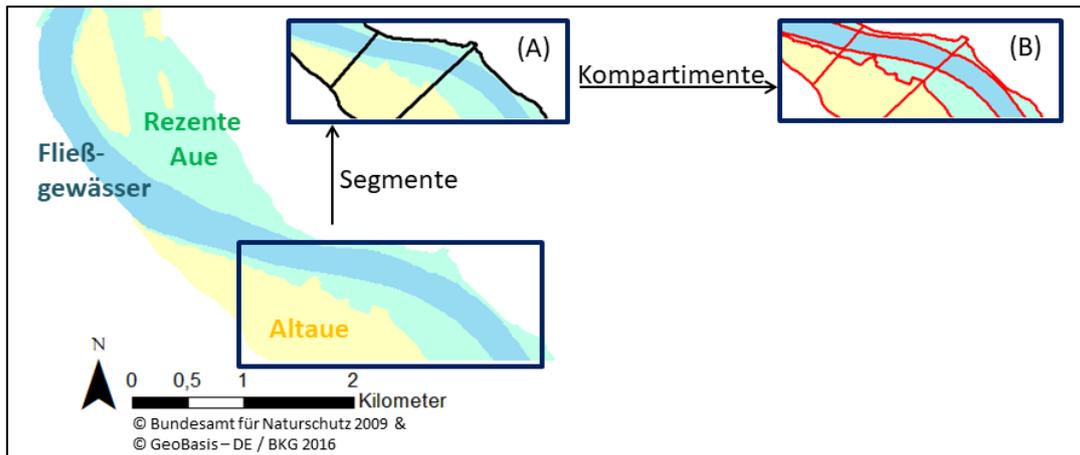


Abb. 11: Morphologische Aue nach KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER (2009), die in Segmente untergliedert ist (A: Segmentebene). Jedes Segment ist wiederum in Kompartimente unterteilt, die das Segment in rezente Aue, Altaue (rechts und links vom Fließgewässer) sowie Fließgewässer untergliedern (B: Fluss-Auen-Kompartimentebene) (THIELE et al. 2019a).

Für die empirische Befragung zur Erholungsnutzung und Wertschätzung von Fließgewässern werden Aller, Nahe und Donau als Untersuchungsgebiete der Gewässer 1. Ordnung genutzt. Die Flächen ihrer morphologischen Auen werden um eine 80-km-Zone erweitert (RAYANOV et al. 2018), da laut einer Grundlagenuntersuchung des dwif e. V. bei Tagesausflügen rund 80 km für „organisierte Fahrten“ und „Besuche von Sehenswürdigkeiten/Attraktionen“ innerhalb Deutschlands zurückgelegt werden (DWIF E.V. 2014, S. 40). Diese Untersuchungsgebiete werden durch zwei Untersuchungsgebiete mit Gewässern 2. Ordnung ergänzt, um einen Vergleich der Nutzung erarbeiten zu können (RAYANOV et al. 2018).

4.3 Methoden

Die aufgeworfenen Fragestellungen erfordern den Einsatz eines Methodenmix aus der Geographie, den Sozialwissenschaften, den Umweltwissenschaften (insbesondere der Umweltplanung) und der Umweltökonomie (Abb. 12). Die Entwicklung und Anwendung eines Methodenmix resultiert aus dem transdisziplinären Charakter des ÖSL-Konzepts (COSTANZA & KUBISZEWSKI 2012, SCHRÖTER et al. 2014b). Das ÖSL-Konzept umfasst ökologische, ökonomische und soziale Mechanismen und verbindet Umweltsysteme mit Politik und Entscheidungsfindung. Es baut Brücken zwischen Wissenschaft und Praxis und ermöglicht integrierte, transdisziplinäre Lösungsansätze (SCHRÖTER et al. 2014b, S. 519). Beispielsweise konstatieren CHAN et al. (2012), dass die Charakterisierung von immateriellen Werten im ÖSL-Konzept Methoden aus verschiedenen Sozialwissenschaften erfordert.

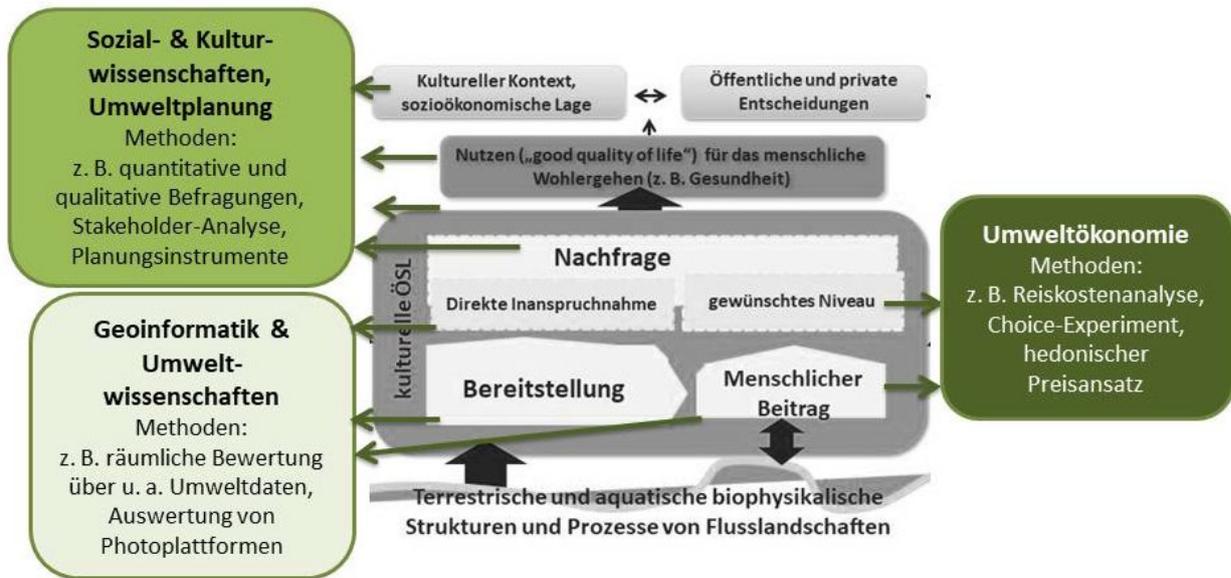


Abb. 12: Grundlegende Zuordnung von Wissenschaftsdisziplinen, aus denen in Bezug zum konzeptionellen Bewertungsmodell der Dissertation (Bildmitte) Methoden für die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL abgeleitet werden.

Eine ausführliche Methodenbeschreibung erfolgt in den wissenschaftlichen Veröffentlichungen (vgl. Kap. 5). Im Folgenden werden deswegen nicht die einzelnen Indikatoren vorgestellt, sondern das grundlegende Verfahren der Indikatorentwicklung und Bewertung sowie die Übertragung der indikatorbasierten Bewertung in den RESI.

4.3.1 Vergleich der Landschaftsbilder von Flusslandschaften und der restlichen Landesfläche Deutschlands (Frageblock A)

Das Forschungsdesign zur Verifikation oder Falsifikation der Hypothese, dass die Landschaftsbildbewertung in Flusslandschaften höher als in der restlichen Fläche von Deutschland ist, beinhaltet die Entwicklung eines Geoverarbeitungs-Workflows und quantitative statistische Auswertungen (Abb. 13). Hierfür wird auf eine existierende, deutschlandweite Bewertung des Landschaftsbildes zurückgegriffen (HERMES 2018), die auf einem intersubjektiven Bewertungsansatz mit räumlichen Daten basiert (HERMES et al. 2018). HERMES et al. (2018) leiten die generellen Präferenzen für landschaftliche Ausstattungen und Elemente aus Studien ab und bewerten sie mit Landschaftsstrukturmaßen. Die Landschaftsstrukturmaße werden als Subindikatoren genutzt, um die drei Hauptindikatoren Vielfalt, Natürlichkeit und Eigenart in Rastern mit einer Auflösung von 100 × 100 m zu bewerten. Die Bewertungen werden in einem GIS durchgeführt und auf einer Kardinalskala zwischen 0 und 100 abgebildet. Die Bewertungsskala resultiert aus einer Normalisierung mit dem höchsten und niedrigsten in Deutschland gefundenen Wert (ebd.). Die Abgrenzung von 79 morphologischen Auen inklusive ihrer Zonen ist ein weiterer Dateneingang (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009) vgl. Abb. 11). Zusammen mit dem Raster der Landschaftsbildbewertung ermitteln THIELE et al. (2019b) das Landschaftsbild von Flusslandschaften (RLAQ: River landscape aesthetic quality) und der restlichen Fläche Deutschlands (OLAQ: Other landscape aesthetic quality) (vgl. Abb. 13). Die restliche Fläche Deutschlands ist definiert als die Gesamtfläche Deutschlands ohne die Fläche der morphologischen Auen.

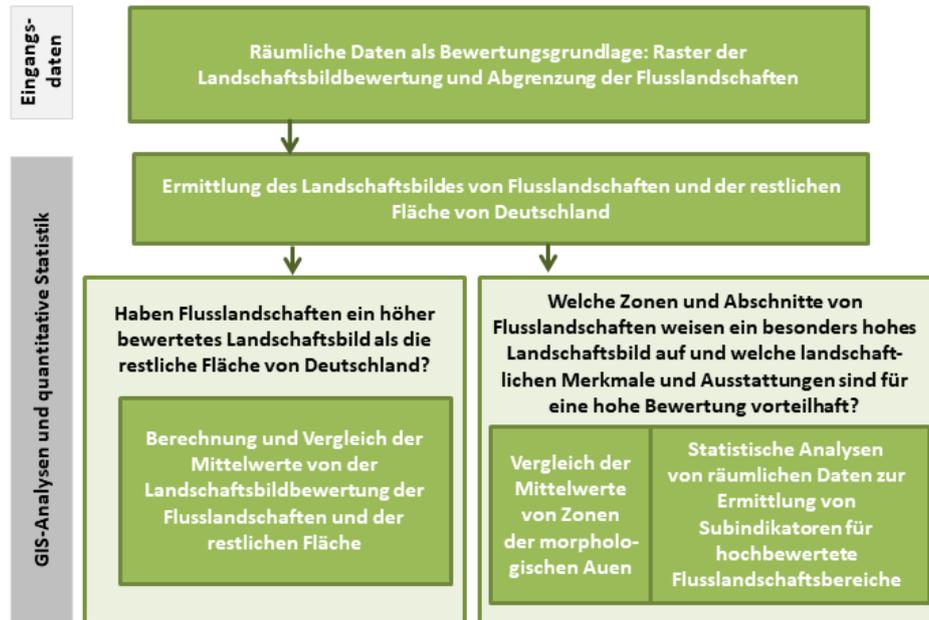


Abb. 13: Forschungsdesign der ersten Veröffentlichung (THIELE et al. 2019b).

Für beide Landschaftsbildbewertungen werden Verteilungskurven angefertigt und die Mittelwerte berechnet. Der Welch-Test überprüft in „R“, der freien Programmiersprache für statistische Auswertungen, ob sich die Mittelwerte für RLAQ und OLAQ statistisch signifikant unterscheiden. Es wird dieser Test eingesetzt, da die unabhängigen Stichproben ungleiche Varianzen aufweisen und der Welch-Test robuster als der t-Test oder der Mann-Whitney-U-Test ist (KUBINGER et al. 2009, RASCH et al. 2011, RUXTON 2006).

Die weitere Untersuchung aus THIELE et al. (2019b) bezieht sich spezifisch auf die Landschaftsbildbewertung der Flusslandschaften. Für eine Visualisierung der Bewertungen von RLAQ und der Hauptindikatoren nach HERMES et al. (2018) werden Karten angefertigt. Mit einem weiteren Geoverarbeitungs-Workflow wird diejenige Zone der morphologischen Aue ermittelt, die eine besonders hohe Landschaftsbildbewertung erlangt.

Zur Ermittlung von landschaftlichen Elementen und Ausstattungen, die typisch für hohe Landschaftsbildbewertungen von Flusslandschaften sind, werden einzelne (Sub-)Indikatoren von besonders hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen betrachtet. Hierfür wird die Landschaftsbildbewertung von Flusslandschaften in zehn Klassen mit gleichen Intervallen klassifiziert. Die am höchsten bewertete Klasse wird selektiert und mit den Polygonen der 79 morphologischen Auen verschnitten. Hierdurch werden je Zone Flusslandschaftsbereiche generiert, welche die höchsten Landschaftsbildbewertungen zeigen. Bereiche, die größer als 100 ha sind, werden zur weiteren Untersuchung der typischen Ausstattungen genutzt. Um typische (Sub-)Indikatoren für sehr hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche zu identifizieren, werden in einem weiteren Schritt Mittelwerte für alle Subindikatoren der Landschaftsbildbewertung nach HERMES et al. (2018) in den sieben hoch bewerteten Bereichen berechnet. So wird je Flusslandschaftsbereich und (Sub-)Indikator ein Mittelwert errechnet, der durch die Berechnung der prozentualen Abweichung den Mittelwerten der (Sub-)Indikatoren je Zone gegenübergestellt wird. Haben (Sub-)Indikatoren in den hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen eine besonders hohe, positive prozentuale Abweichung, wird die aktuelle Landbedeckung und Landnutzung des Flusslandschaftsbereichs bestimmt (SCHIRPKE et al. 2016). Mit diesem Vorgehen können

sowohl Subindikatoren identifiziert werden, die in besonders hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen eine sehr hohe, positive Abweichung vom Mittelwert aufweisen, als auch Landbedeckungen der hoch bewerteten Flusslandschaftsbereiche.

4.3.2 Entwicklung einer GIS-basierten Bewertungsmethode für die Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften und Bewertung der Erholungsinfrastruktur (Frageblock B)

Um die Bereitstellung kultureller ÖSL, die Erholungsinfrastruktur und die Nutzung praxistauglich zu bewerten, wird ein Kartier-Verfahren, das KÖSL^{MAP}-Verfahren, entwickelt und umgesetzt (Frageblock B). Basierend auf aktuellen Studien (PARACCHINI et al. 2014, MAES et al. 2014, GRIZZETTI et al. 2015, HERMES et al. 2018, VILLAMAGNA et al. 2014, PEÑA et al. 2015, SCHIRPKE et al. 2018) wird für die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe je ein Indikator entwickelt (THIELE et al. 2020b). Die Bewertung des Landschaftsbildes nach HERMES et al. (2018) bildet einen weiteren Bereitstellungsindikator. Neben den Bereitstellungsindikatoren wird ein Indikator für die Erholungsinfrastruktur und ein Indikator für die Nutzung entwickelt (THIELE et al. 2020a). Die Indikatoren werden auf bundesweiter Ebene bewertet (Abb. 14, oben). Über die Integration weiterer räumlicher Daten, die von Behörden auf Bundeslandebene bereitgestellt werden, kann das Indikatoren-Set für eine detailliertere lokale Bewertung erweitert werden (THIELE et al. 2020b, THIELE et al. 2020a).

Ein Indikator setzt sich aus einer Kombination und Gewichtung verschiedener Subindikatoren zusammen, die mit räumlichen Daten in einem GIS bewertet werden. Räumliche Daten verschiedener Behörden bilden die Grundlage der Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL. Bei der Datenbeschaffung sind zunächst diejenigen räumlichen Daten anzufragen, die bundesweit in vergleichbarer Qualität zur Verfügung stehen und regelmäßig aktualisiert werden (THIELE et al. 2020b). Kann jedoch ein Subindikator nicht mit bundesweit vergleichbaren Daten bewertet werden, wird nach bundeslandweiten und schließlich nach regionalen Daten recherchiert und eine Beschaffung durch Anfragen bei den entsprechenden Behörden vorgenommen. Es wird abschließend ein bundesweites Indikatoren-Set generiert (CAESaR^{NAT}), das regional mit weiteren Subindikatoren (CAESaR^{LOC}) optional erweitert werden kann (Abb. 14, unten).

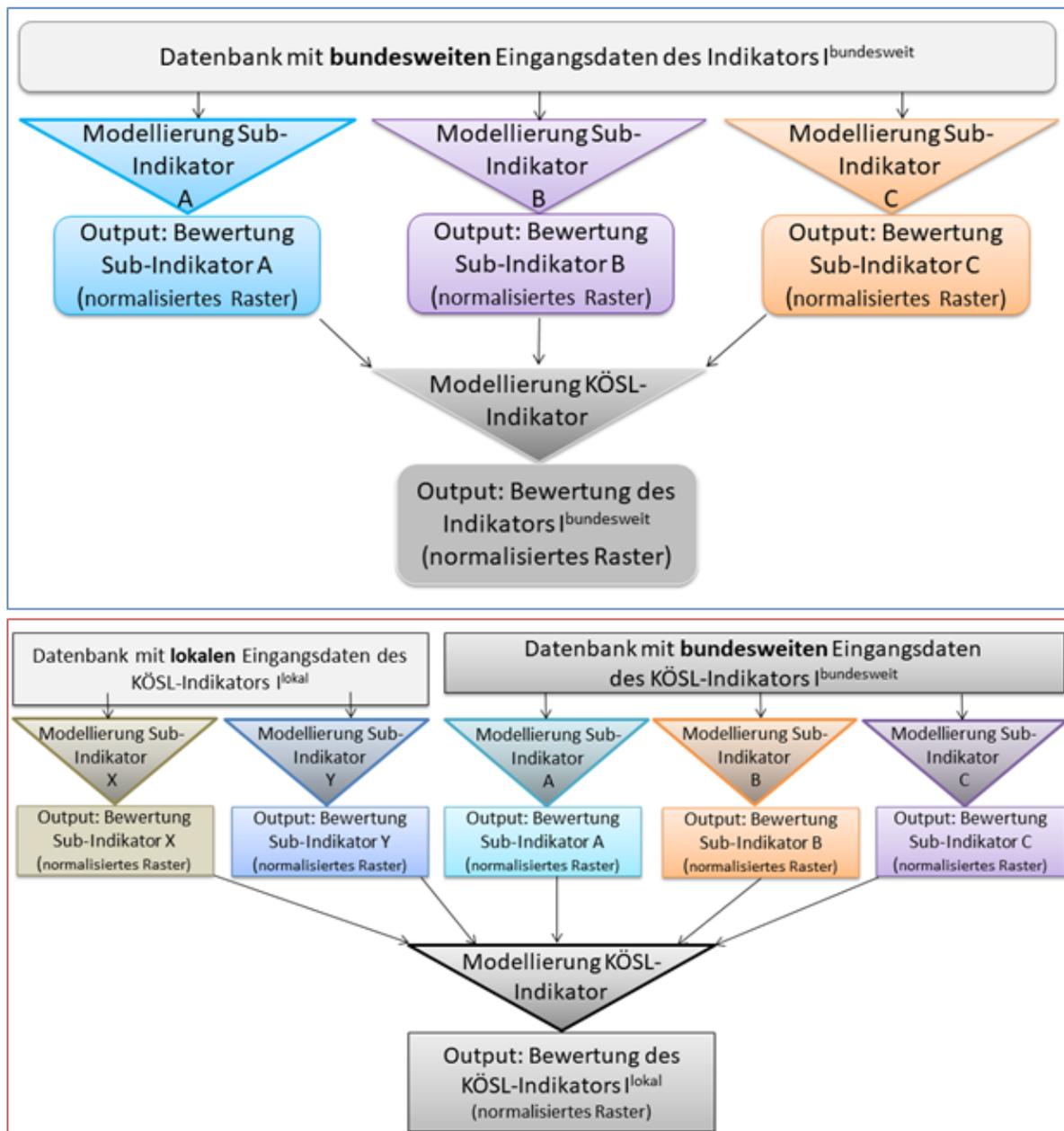


Abb. 14: Schematische Darstellung der bundesweiten Indikatorbewertung (oben) und der Bewertung dieses Indikators mit weiteren regionalen Eingangsdaten (unten) (THIELE et al. 2020a).

Für die automatisierte Bewertung jedes Subindikators in einem Raster werden Modelle mit der GIS-Software ArcGIS 10.5 und 10.6 von ESRI im ModelBuilder⁶ entwickelt, die eine zeitsparende und reproduzierbare Bewertung jedes Subindikators ermöglichen. In den Modellen werden die räumlichen Daten zunächst in ein einheitliches Koordinatensystem projiziert und diejenigen Elemente (Polygone, Linien und Punkte) selektiert,⁷ die für den jeweiligen Subindikator von Relevanz sind. In weiteren

⁶ Der ModelBuilder „ist eine visuelle Programmiersprache für die Erstellung von Geoverarbeitungs-Workflows“ (ESRI 2018).

⁷ Die Selektionen der Subindikatoren und ihre Eingangsdaten werden detailliert in THIELE et al. 2020b vorgestellt. Auf die Veröffentlichung sei zur Vermeidung von Wiederholungen hiermit verwiesen.

Geoverarbeitungsprozessen werden beispielsweise Dichteanalysen durchgeführt, die zu einem Ergebnistraster je Subindikator führen (Abb. 14). Die Bewertungen der einzelnen Subindikatoren werden zu einem Indikator je KÖSL-Klasse (THIELE et al. 2020b) bzw. der Erholungsinfrastruktur und Nutzung (THIELE et al. 2020a) zusammengeführt. Die Bewertung jedes Subindikators und des abschließend erzeugten Rasters mit der Gesamtindikatorbewertung wird mit einer Normalisierung zwischen 0 und 100 abgeschlossen [1]. Die Normalisierungen sind für die Überlagerung der Subindikatoren zu einem Indikator grundlegend, da durch die Normalisierung eine identische Bewertungsskala je Subindikator erzeugt wird (LARONDELLE et al. 2014, RABE et al. 2018, HERMES et al. 2018).

$$v' = \left(\frac{v - \min}{\max - \min} \right) \times 100 \text{ [1] (vgl. LARONDELLE et al. 2014, S.122)}$$

v' ist das normalisierte Ergebnistraster
v ist das Eingangsraster
min der geringste Wert im Eingangsraster
max der höchste Wert im Eingangsraster

Die Bewertung wird räumlich für die 79 abgegrenzten morphologischen Auen in Rastern mit einer Auflösung von 100 × 100 m (bundesweite Bewertung, CAESaR^{NAT}) bzw. von 10 × 10 m (regionale Bewertung, CAESaR^{LOC}) vorgenommen (THIELE et al. 2020b).

Die genutzten räumlichen Daten und die einzelnen Bereitstellungsindikatoren werden detailliert in THIELE et al. (2020b) beschrieben. Die (Sub-)Indikatoren für die Erholungsinfrastruktur und Nutzung werden in THIELE et al. (2020a) vorgestellt.

4.3.3 Befragung zur Erholungsnutzung und Gegenüberstellung der Bereitstellungsbewertung zwischen den Wohnorten und aufgesuchten Erholungsorten (Frageblock C)

Eine repräsentative Online-Befragung mit einem integrierten Choice-Experiment wird initiiert, um die aktuelle Erholungsnutzung und die Wertschätzung von Fließgewässern mit einer empirischen Erhebung zu ermitteln (RAYANOV et al. 2018, S. 411).⁸

Der Fragebogen informiert in einem Begrüßungstext zunächst über die Hintergründe der Befragung und weist die Befragten auf die vertrauliche Behandlung der Ergebnisse hin. Die Postleitzahlen werden abgefragt, um Befragten regional angepasste Fragebogenabschnitte zu zuordnen (BEREKOVEN et al. 1977). Die Fragen zur Erfassung der Erholungsnutzung und des soziodemographischen Hintergrundes sind für alle Befragten identisch.

Zur Ermittlung des Freizeit- und Erholungsverhaltens wird gefragt, von welchen Landschaftselementen (z. B. Berge oder Hügel, überwiegender Waldanteil) der letzte private Ausflug ins Grüne oder in die Natur geprägt war. Sowohl kürzere Unternehmungen als auch Kurzreisen mit bis zu drei Übernachtungen werden berücksichtigt. Die Häufigkeit der Besuche eines Fließgewässers innerhalb der vergangenen zwölf Monate, die ausgeübten Aktivitäten (Mehrfachantworten sind möglich) und das vorwiegend für die Anreise genutzte Verkehrsmittel werden in weiteren Fragen ermittelt. In den Fragebogen ist ein Kartier-Werkzeug integriert, mit dem die Befragten ihren wichtigsten Besuchspunkt oder Haltepunkt bei ihrer Freizeitunternehmung entlang des Fließgewässers markieren kön-

⁸ Die soziodemographischen Merkmale und Fragen zum Freizeit- und Erholungsverhalten wurden zudem mit weiteren Forschungsvorhaben abgestimmt (z. B. Befragung der Bundesanstalt für Gewässerkunde), die zu diesem Zeitpunkt Befragungen an Fließgewässern plant. Prinzipiell können so das Untersuchungsgebiet und der Stichprobenumfang für diese Fragen vergrößert werden.

nen. Zusammen mit der Abfrage des Hauptwohnsitzes⁹ ist so die Möglichkeit gegeben, die zurückgelegte Distanz zwischen Quell- und Zielort zu berechnen. Um Rückschlüsse auf die Wirkung der Freizeitaktivität an einem Fließgewässer auf das menschliche Wohlergehen ziehen zu können (vgl. Abb. 7), wird auf einer Likert-Skala gefragt (MENOLD & BOGNER 2014), ob durch den Ausflug beispielsweise Stress abgebaut werden konnte. Die Bewertung erfolgt auf einer vierstufigen Likert-Skala (trifft voll und ganz zu, trifft eher zu, trifft eher nicht zu, trifft überhaupt nicht zu), die durch die zusätzliche Antwortoption „weiß nicht, keine Angabe“ ergänzt wurde (REINECKE 2014). Diese Bewertungsskala wird ebenfalls bei der Frage nach der Relevanz von landschaftlichen Merkmalen und Ausstattungen (z. B. Ruhe, Natürlichkeit des Flusses und der Aue) eingesetzt.

An den Frageblock zur Ermittlung der Freizeit- und Erholungsnutzung von Fließgewässern schließt ein Choice-Experiment an. In einem Choice-Set können sich die Befragten zwischen dem Status quo und zwei Alternativen entscheiden, wobei jede Möglichkeit unterschiedliche monetäre Kosten und Ausprägungen (Level) der Alternativen (Attribute) darstellt (AUSPURG & LIEBE 2011). Die Auswahl der Attribute ist ein relevanter Schritt bei der Erstellung eines Choice-Experiments, deswegen werden hierfür nach Sichtung und Auswertung vergleichbarer Experimente (DECKER & WATSON 2016, ZANDER et al. 2010, VAN ZANTEN et al. 2016, BLIEM & GETZNER 2012) Fokusgruppendifkussionen mit potenziellen Nutzern der Fließgewässer von RAYANOV et al. (2018) durchgeführt. Insgesamt werden vier Attribute (Nutzung der Aue, Uferbeschaffenheit, Zugänglichkeit, Rad- und Wanderwege) mit je drei Levels eingesetzt (RAYANOV et al. 2018). Nach der Vorstellung des Choice-Experiments wählen die Befragten neunmal auf dem Choice-Set zwischen Alternativen. Die Befragung schließt mit einer Abfrage der soziodemographischen Merkmale (ebd.).¹⁰

Die aufgesuchten Erholungsorte der Befragten und die markierte Wohnumgebung erhalten in einem weiteren GIS-basierten Arbeitsschritt einen 500-m-Puffer, um zu prüfen, ob die Erholungsorte der Befragten eine höhere Bereitstellungsbewertung für die vier betrachteten kulturellen ÖSL vorweisen. Hierfür werden Mittelwerte je Pufferbereich und Bereitstellungsindikator berechnet und die Mittelwerte zwischen den Wohnortpuffern und Erholungsortpuffern verglichen. Zusätzlich wird ein 1000-m-Puffer um die markierten Erholungs- und Wohnorte berechnet und die hauptsächliche Landnutzung (Datenquelle: LBM-DE 2012 vom BKG) in den Puffern bestimmt. Mit diesem Arbeitsschritt werden weitere Erkenntnisse zur landschaftlichen Ausstattung der Erholungs- und Wohnorte ermittelt.

In dem Dissertationsvorhaben wird ein Methodenmix zur Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL angewandt, der sich aus Methoden der Geographie, der Sozialwissenschaften und der Umweltp lanung zusammensetzt. Zur Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL, des menschlichen Beitrags und der Nutzung kultureller ÖSL wird ein Kartier-Verfahren, das KÖSL^{MAP}-Verfahren, entwickelt (THIELE et al. 2020b, THIELE et al. 2020a).¹¹ Je KÖSL-Klasse wird ein Bereitstel-

⁹ Die Befragten markieren ein Gebäude in der unmittelbaren Wohnumgebung und aus Datenschutzgründen nicht ihren eigenen Wohnsitz.

¹⁰ Die hier vorgestellte Befragung wurde im Rahmen von zwei Forschungsvorhaben durchgeführt („RESI“ und „In_StröHmunG“ (Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung). Beide Forschungsprojekte waren Vorhaben der Fördermaßnahme „ReWaM“ (Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). Die Befragung in den Untersuchungsregionen von Donau, Nahe und Aller war vor allem für das Forschungsprojekt „RESI“ entscheidend, während die Befragung an Gewässern 2. Ordnung für den Ausgang des Vorhabens „In_StröHmunG“ von besonderer Bedeutung war.

¹¹ In diesem Rahmentext werden nicht die einzelnen Indikatoren erneut beschrieben, sondern das allgemeine Prinzip des Verfahrens vorgestellt.

lungsindikator erarbeitet, der mit räumlichen Daten in einem GIS bewertet wird. Nach dem Prinzip des KÖSL^{MAP}-Verfahrens wird ein weiterer Indikator für die Bewertung der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung erstellt. Zur Erfassung und Bewertung der tatsächlichen Nutzung wird ebenfalls eine repräsentative Bevölkerungsbefragung mit einem integrierten Kartier-Werkzeug durchgeführt. Die Befragung ermöglicht einen Erkenntnisgewinn bezüglich des Nutzens (engl. benefits) eines Flusslandschaftsbesuches auf das menschliche Wohlergehen und lokalisiert Wohn- und Erholungsorte. Die Lokalisierung der Wohn- und Erholungsorte liefert Daten für einen GIS-basierten Vergleich der Bereitstellungsbewertungen je KÖSL-Klasse und einen Landbedeckungsvergleich der Wohn- und Erholungsorte.

4.3.4 Integration der Bewertung kultureller ÖSL in den River Ecosystem Service Index und Synthese sowie Sensitivitätstest der Bewertung kultureller ÖSL (Frageblock D)

Die Bewertungsskala des RESI ist fünfstufig und reicht von 1 (sehr gering bis fehlend) bis 5 (sehr hoch) (PODSCHUN et al. 2018b). Die fünfstufige Bewertungsskala schafft eine Anschlussfähigkeit an etablierte und erprobte gewässerökologische Bewertungen und Instrumente, wie beispielsweise die europäische Wasserrahmenrichtlinie. Die Bewertung kultureller ÖSL erfolgt in Rastern mit einer Auflösung von 100 × 100 m und einer normalisierten Bewertungsskala von 0 bis 100 (THIELE et al. 2020b). Um die Bereitstellungsbewertung in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum zu integrieren, wird ein Geoverarbeitungs-Workflow entwickelt (PODSCHUN et al. 2018b, THIELE et al. 2020a).

Als Bewertungsraum werden im RESI keine Rasterzellen, sondern Fluss-Auen-Kompartimente genutzt (Abb. 11 und Abb. 15). Für die Übertragung der Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL nach THIELE et al. (2020b) in die räumliche RESI-Bewertungseinheit wird zunächst ein Mittelwert je Fluss-Auen-Kompartiment der RESI-Modellregionen¹² berechnet. In einem darauf aufbauenden Geoverarbeitungsschritt werden die Mittelwerte in Quintile klassifiziert (Abb. 15). Die Quintil-Grenzen beziehen sich auf die morphologischen Auen der RESI-Modellregionen, da die Übertragung zunächst für die RESI-Modellregionen durchgeführt wird. Die Indikatoren und Quintil-Grenzen für die RESI-Modellregionen werden für eine Anwendung in der Praxis anschaulich in Indikatorkennblättern beschrieben (PODSCHUN et al. 2018a). Hierfür werden sie mit den Farbcodes der entsprechenden RESI-Bewertungsskala unterlegt, beispielsweise rot für die RESI-Bewertung 1 – sehr gering bis fehlend (PODSCHUN et al. 2018a, S. 105-128).

¹² Morphologische Auen von Elbe, Donau, Rhein, Nahe, Wupper und Nebel; ursprünglich waren auch Spree und Havel vorgesehen.

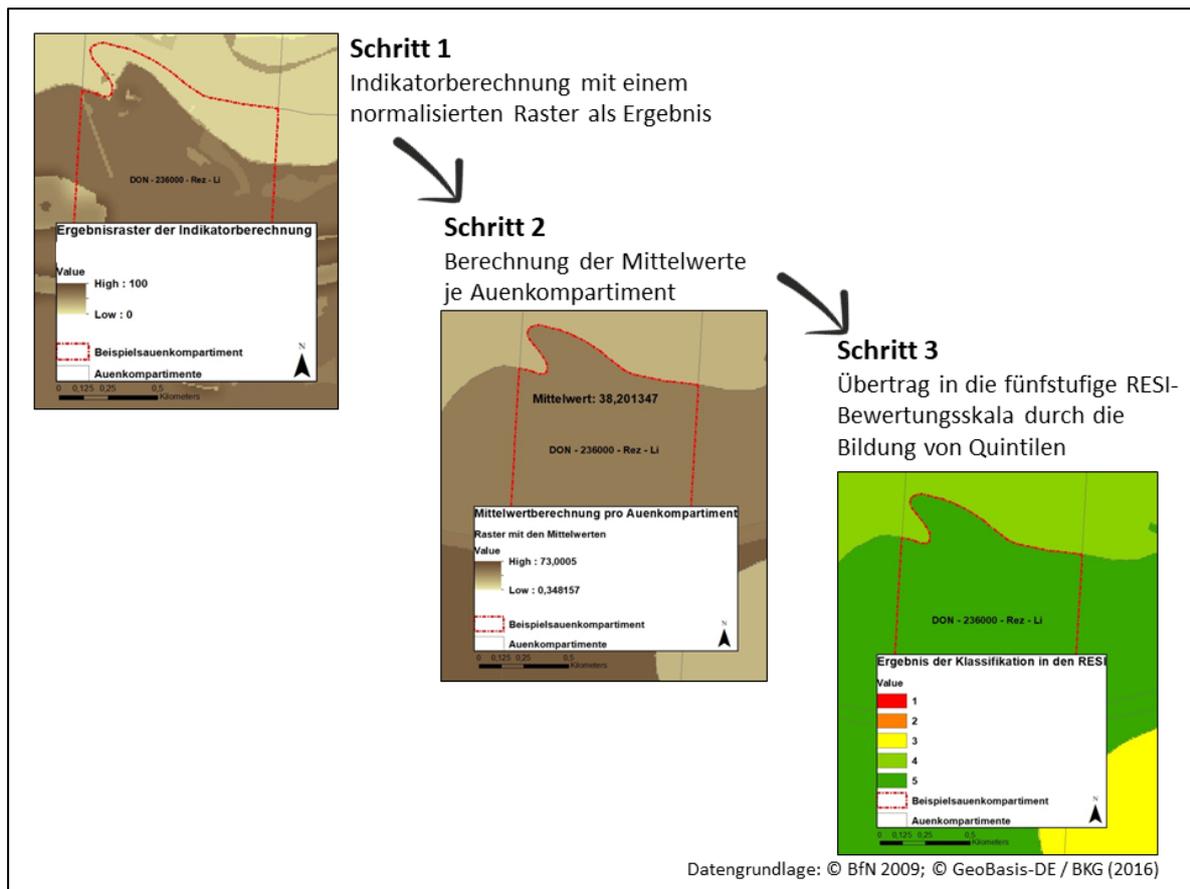


Abb. 15: Grundlegende Arbeitsschritte des Übertrags der Indikatorbewertung kultureller ÖSL in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum, vorgestellt am Beispiel von Fluss-Auen-Kompartimenten der Donau bei Gerolfing.

Um die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung für einen Bezugsraum gegenüberzustellen (vgl. zweite Forschungsfrage im Frageblock D, Kap. 2), werden Spinnendiagramme je Fluss-Auen-Kompartiment entworfen. Die Spinnendiagramme zeigen die Bewertung kultureller ÖSL in der fünfstufigen Bewertungsskala des RESI je Fluss-Auen-Kompartiment. Die Anwendung dieser Skala ermöglicht eine anschauliche Visualisierung und erleichtert die Vereinbarkeit im Gewässerbereich (PODSCHUN et al. 2018b), da eine fünfstufige Bewertungsskala im Gewässerkontext bekannt und somit anschlussfähig ist.

Die indikatorbasierte Bewertung kultureller ÖSL mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren soll ein Kommunikationswerkzeug zur Untersetzung von Entscheidungsprozessen bei der Wahl von Renaturierungsmaßnahmen liefern und so zur Verbesserung des Gewässer- und Auenzustandes beitragen (THIELE et al. 2020b). Die Sensitivität der Indikatoren gegenüber Renaturierungsmaßnahmen ist hierfür eine Voraussetzung. Am Beispiel der Renaturierungsmaßnahmen des aktuellen Forschungsprojektes „Wilde Mulde“ (UFZ 2019) werden die Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen auf die Bewertung kultureller ÖSL vorgestellt, um die Sensitivität des KÖSL^{MAP}-Verfahrens aufzuzeigen. In dem Forschungsprojekt „Wilde Mulde“ werden zur Initiierung der morphologischen Erneuerung sowie zur Verbesserung und zum Erhalt der ÖSL Maßnahmen zur Revitalisierung im Unterlauf der Mulde geplant und umgesetzt. Diese Maßnahmen umfassen das Einbringen von Raubäusern, die Wiederherstellung eines Naturufers mit einem Prall- und Gleithang, den Anschluss eines Seitenarms und die Aufforstung von vier Hektar Hartholzauenwald mit Eichen-, Ulmen und Eschenbeständen (SCHULZ-

ZUNKEL et al. 2017). Die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Indikatoren zur Bewertung kultureller ÖSL werden verbal-argumentativ überprüft.

Die konzeptionellen Bewertungsbereiche kultureller ÖSL Bereitstellung, Nutzung und der hierzu benötigte menschliche Beitrag werden getrennt im Spinnendiagramm dargestellt und nicht zu einer Zahl verrechnet. Ein Informationsverlust kann dadurch vermieden werden, da beispielsweise eine Differenz zwischen der Bereitstellungsbewertung und ihrer Nutzung sichtbar wird. Die Darstellung der Bewertung kultureller ÖSL in Spinnendiagrammen liefert relevante Informationen für Planungsprozesse von Flusslandschaften, die in Entscheidungsprozesse integriert werden können. Spinnendiagramme erbringen erste Erkenntnisse über mögliche Trade-offs zwischen den bewerteten kulturellen ÖSL und ihren konzeptionellen Bewertungsbereichen (CASTRO et al. 2016, SCHIRPKE et al. 2019), die anschließend statistisch belegt werden können. Trade-offs im Zusammenhang mit ÖSL sind die Zusammenhänge zwischen verschiedenen ÖSL (hier: kulturelle ÖSL) und ihren Bewertungsbereichen. Der Zusammenhang zwischen den aufgestellten Indikatoren wird durch die Berechnung des paarweisen Korrelationskoeffizienten nach Spearman ermittelt (JALIGOT et al. 2019, SCHIRPKE et al. 2019). In Anlehnung an SCHIRPKE et al. (2019) sind signifikante Korrelationskoeffizienten nach COHEN (1992) klassifiziert in: hoch korreliert ($|r| \geq 0,5$), mäßig korreliert ($0,3 \leq |r| < 0,5$) und schwach korreliert ($0,1 \leq |r| < 0,3$).

Zusammengefasst wird in der Dissertation ein indikatorbasiertes Kartier-Verfahren, das KÖSL^{MAP}-Verfahren, zur Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL, des menschlichen Beitrags und der Nutzung kultureller ÖSL von Flusslandschaften entwickelt. Das Verfahren basiert auf einem Geoverarbeitungs-Workflow, der räumliche Daten als Eingang nutzt. Die Ergebnisse aus dem KÖSL^{MAP}-Verfahren werden durch den Einsatz räumlicher Statistik in den RESI übertragen. Spinnendiagramme visualisieren zur Synthese die Bewertungen der einzelnen Bewertungsbereiche kultureller ÖSL. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert ein visuelles Kommunikationsunterstützungswerkzeug, das Entscheidungsprozesse bei der Wahl von Renaturierungsmaßnahmen unterstützen kann.

5 Veröffentlichungen der kumulativen Dissertation

Die kumulative Dissertation umfasst vier Veröffentlichungen. Die erste Veröffentlichung beinhaltet den Frageblock A und wurde im Journal *Ecological Indicators* publiziert (THIELE et al. 2019b). Die Veröffentlichung hatte einen Peer-Review-Prozess durchlaufen.

Die zweite und dritte Veröffentlichung umfassen die Bearbeitung des Frageblocks B. Die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL wurde in *Ecosystem Services* veröffentlicht und in einem Single-blind-review-Prozess begutachtet. Die dritte Veröffentlichung ergänzt die Bewertung der Bereitstellung um den konzeptionellen Bewertungsbereich der Nutzung und die dazu nötige Erholungsinfrastruktur (THIELE et al. 2020a). Diese Veröffentlichung macht die Bereitstellungsbewertung einem deutschsprachigen Publikum zugänglich und wurde von Projektbeteiligten des Forschungsprojektes „River Ecosystem Service Index“ begutachtet. Die dritte Veröffentlichung erscheint voraussichtlich im Winter 2020 in der Schriftenreihe des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ).

Der Frageblock C wurde in RAYANOV et al. (2018) und in den Rahmentext integriert. Da keine Erst- oder Zweitautorenschaft für RAYANOV et al. (2018) besteht, ist dieser Artikel eine Nebenveröffentlichung. RAYANOV et al. (2018) wurde in der praxisnahen Fachzeitschrift *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (HyWa)* veröffentlicht. Für den Artikel wurden Fragen zur Erfassung der Erholungs- und Freizeitnutzung von Flusslandschaften sowie des soziökonomischen Hintergrundes der Befragten entwickelt und ausgewertet. Die deskriptiven statistischen Auswertungen zweier Vorab-Auswertungen wurden zudem eigenständig durchgeführt und als Vorlage für den Artikel genutzt.

Die vierte Veröffentlichung behandelt Forschungsfragen des Frageblocks D. Sie wurde in dem Fachmagazin *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (HyWa)* veröffentlicht. Zur Beantwortung des Frageblocks D wurde darüber hinaus auf die Publikation PODSCHUN et al. (2018a) zurückgegriffen. In diese Veröffentlichung wurden die eigenständig angefertigten Indikatorkennblätter für die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften integriert (PODSCHUN et al. 2018a, S. 105-128).

5.1 Veröffentlichung 1

Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? – An indicator-based exploration in Germany

Thiele, J.; von Haaren, C.; Albert, C.

Veröffentlicht in

Ecological Indicators (101), 31–40. (Akzeptiert am 02.01.2019)

DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.01.003

Zusammenfassung

Flusslandschaften werden als schöne Landschaften wahrgenommen. Innerhalb des Ökosystemleistungskonzepts ist das Landschaftsbild eine kulturelle ÖSL, die von einer Landschaft bereitgestellt wird. Das Landschaftsbild kann als eine Art Schlüsselklasse der kulturellen ÖSL betrachtet werden, da es den Nutzen anderer kultureller ÖSL beeinflusst. Einen Beweis für die besondere Rolle von Flusslandschaften für das Landschaftsbild im Vergleich zu der restlichen Fläche Deutschlands gibt es bislang jedoch nicht.

Der Artikel behandelt deswegen die Fragestellung, ob Flusslandschaften auf einer bundesweiten Skala besonders wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild sind. Es wird zudem der Fragestellung nachgegangen, welche Zonen und Abschnitte der Flusslandschaften ein besonders hohes Landschaftsbild aufweisen und welche landschaftlichen Merkmale und Ausstattungen für eine hohe Landschaftsbildbewertung vorteilhaft sind.

Eine existierende deutschlandweite Landschaftsbildbewertung, die auf einem indikatorbasierten, intersubjektiven Verfahren basiert, wird für einen statistischen Vergleich der beiden Landschaftsbilder genutzt. Die Abgrenzung der Flusslandschaften beinhaltet 79 morphologische Auen. In einem GIS werden Mittelwerte der Landschaftsbildbewertung der einzelnen Zonen der morphologischen Auen berechnet, um aus den Ergebnissen Handlungsempfehlungen zur Einbindung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild in die Flusslandschaftsplanung abzuleiten. Die Relevanz der einzelnen Indikatoren der Landschaftsbildbewertung wird hierfür ebenfalls für die 79 Flusslandschaften statistisch untersucht.

Die Ergebnisse zeigen, dass Fließgewässer und rezente Auen durchschnittlich ein höher bewertetes Landschaftsbild aufweisen als die restliche Fläche Deutschlands. Die Altauen, das heißt diejenigen Bereiche, die durch Deiche vom Überflutungsregime abgeschnitten sind, zeigen hingegen ein geringer bewertetes Landschaftsbild im Vergleich zu den rezenten Auen, den Fließgewässern und der restlichen Fläche Deutschlands. Dieses Resultat ist auf den hohen Grad der Modifikation durch die vielfältige Nutzung der Altaue zurückzuführen. Die negativen Auswirkungen der Nutzungen auf das Landschaftsbild werden durch diese Studie belegt. Flusslandschaften mit seltenen Landbedeckungen (z. B. Weinanbau), prägnanten Merkmalen (z. B. alte Bäume) und einer hohen Reliefenergie werden besonders hoch bewertet.

Generell kann der Einbezug der kulturellen ÖSL Landschaftsbild bei Renaturierungsmaßnahmen zu einer Steigerung der Akzeptanz führen, wenn der Effekt der Renaturierungsmaßnahme auf das Landschaftsbild kommuniziert wird. Eine Deichrückverlegung wirkt sich beispielsweise positiv auf eine Landschaftsbildbewertung aus, wenn Altauen an das Überflutungsregime wiederangeschlossen werden.

Eigener Beitrag zum Artikel

JT konzipierte das Forschungsdesign und verfasste das Manuskript. Die statistischen und räumlichen Auswertungen und die Grafiken wurden von JT erstellt. Die Methode wurde von JT entwickelt. Manuskriptversionen wurden von CA und CvH kommentiert und von JT überarbeitet. Die Gutachterkommentare wurden unter Abstimmung mit CvH und CA von JT eingearbeitet.

5.2 Veröffentlichung 2

Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes

Thiele, J.; Albert, C.; Hermes, J.; von Haaren, C.;

Veröffentlicht in

Ecosystem Services (42), 101080 (Akzeptiert am 02.02.2020)

DOI: 10.1016/j.ecoser.2020.101080

Flusslandschaften bieten die Möglichkeit der Ausübung von vielfältigen Freizeitaktivitäten, sie werden für ihr Landschaftsbild geschätzt und sind Orte der Inspiration und Bildung. Durch diese kulturellen ÖSL entsteht ein Nutzen, der das menschliche Wohlergehen beeinflusst. Bislang fehlen transparente, übertragbare und praxistaugliche Erfassungs- und Bewertungsmethoden für die Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften. Eine Erfassung und Bewertung von Orten mit besonderem Wert für die Bereitstellung kultureller ÖSL leistet einen wichtigen Beitrag in Flussgebietsplanungen und -strategien. Die Bewertung kultureller ÖSL unterstützt Planungsverfahren dabei, geeignete Maßnahmen zu identifizieren, zu kommunizieren und Flusslandschaftsbereiche zu identifizieren, die besonders schützenswert für die Bereitstellung kultureller ÖSL sind.

Der Artikel hat eine bundesweite und lokale Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL zum Ziel. Das Forschungsdesign umfasst die Entwicklung eines Cultural Ecosystem Services of River Landscapes Index (CAESaR) (Abb. 16), der Indikatoren für eine bundesweit vergleichbare Bewertung (CAESaR^{NAT}) zur Verfügung stellt. Für die kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe¹³ wird je ein Indikator konzipiert, der durch räumliche Daten in einem GIS bewertet werden kann. Eine existierende Bewertung des Landschaftsbildes ist ebenfalls in das Indikatoren-Set integriert. Das bundesweite Bewertungsverfahren kann durch den Einbezug von lokalen räumlichen Daten regional zum CAESaR^{LOC} erweitert werden. CAESaR^{NAT} wurde in 79 Flusslandschaften angewandt und die Indikatoren von CAESaR^{LOC} wurden für die Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL in der Flusslandschaft der bayerischen Donau genutzt.

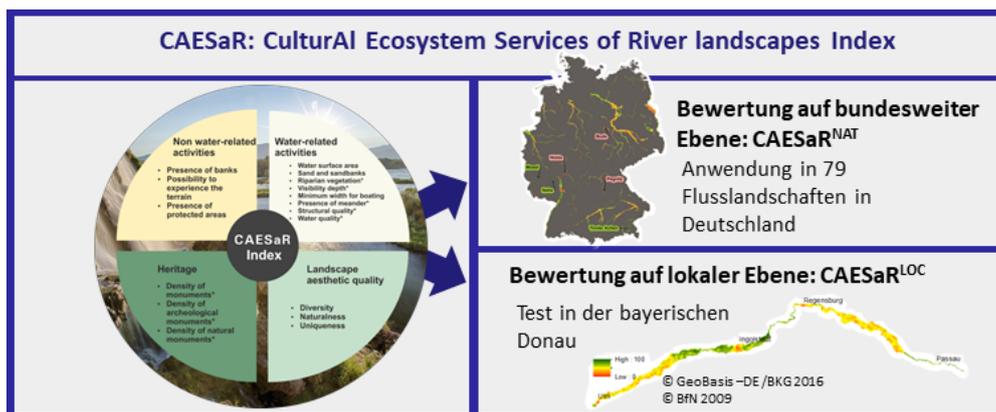


Abb. 16: Graphische Zusammenfassung der zweiten Veröffentlichung (THIELE et al. 2020b).

Die Ergebnisse für die bundesweite Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild und Natur- und Kulturerbe zeigen, dass Flusslandschaften mit einem höheren Anteil an rezenten Auen im Vergleich

¹³ In THIELE et al. 2020b ist die KÖSL-Klasse Natur- und Kulturerbe als „Heritage“ bezeichnet.

zu ihrem Anteil an Altauen meist höhere Bewertungen erzielen. Gering bewertete Flusslandschaftsbereiche werden von den Landbedeckungsklassen nach CORIEN-Nomenklatur „nicht bewässertes Ackerland“ und „nicht durchgängig städtische Prägung“ bedeckt. Die Landbedeckungsklassen „Laubwälder“, „Wasserrläufe“ und „Wiesen und Weiden“ prägen hingegen hoch bewertete Bereitstellungsbewertungen. Die Indikatorbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe weicht von diesem Resultat ab, da die Landbedeckungsklasse „nicht durchgängig städtische Prägung“ hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche prägt. Sowohl besonders hoch als auch besonders gering bewertete Flusslandschaftsbereiche für die Indikatorbewertung von CAESaR^{NAT} werden von der Gewässergroßlandschaft Flach- und Hügelland geprägt. Hieraus lässt sich ableiten, dass nicht das Gefälle ausschlaggebend für eine besonders hohe Bereitstellung von kulturellen ÖSL ist.

Räumliche Daten eignen sich als Eingangsdaten von Indikatoren zur Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL. CAESaR^{NAT} und CAESaR^{LOC} sind in Untersuchungsgebiete mit vergleichbaren Rahmenbedingungen übertragbar, wenn geeignete räumliche Daten vorliegen. Die vorgeschlagenen Indikatoren des bundesweiten und lokalen CAESaR-Index können unter leichter Modifikation der Subindikatoren auf beispielsweise Seen- oder Küstenlandschaften übertragen werden. Das vorgestellte Indikatoren-Set liefert eine Ergänzung zu bestehenden Richtlinien und Bewertungen, welche kulturelle ÖSL bislang nicht berücksichtigen (z. B. Auenzustandsbericht, WRRL). Die Indikatoren identifizieren Flusslandschaftsbereiche, die ein Defizit in der Bereitstellung kultureller ÖSL haben, und Flusslandschaftsbereiche, die besonders wertvoll für kulturelle ÖSL sind. Diese Erkenntnisse können von Entscheidungsträgern genutzt werden, um Orte für Renaturierungsmaßnahmen zu identifizieren und geeignete Maßnahmen zu kommunizieren.

Eigener Beitrag zum Artikel

JT erstellte die Struktur des Artikels. CAESaR^{NAT} und CAESaR^{LOC} wurden von JT entwickelt und in den Untersuchungsgebieten umgesetzt. Manuskriptentwürfe und die darin enthaltenen Abbildungen und Tabellen wurden von JT angefertigt. Kommentare der Gutachtenden wurden von JT in die Manuskriptentwürfe eingearbeitet.

5.3 Veröffentlichung 3

Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften

Thiele, J.; Albert, C.; von Haaren, C.;

Akzeptiert zur Veröffentlichung in

In: Fischer-Bedtker, C., Fischer, H., Mehl, D., Podschun, S., Pusch, M., Stammel, B. & M. Scholz (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 213-252.

<https://www.ufz.de/index.php?de=36795>

Zusammenfassung

Fließgewässer und Auen sind Austragungsorte zahlreicher kultureller Praktiken. Sie bieten Möglichkeiten für vielfältige Aktivitäten im Freien und sind beliebte Ziele für den Tourismus und die Naherholung (RAYANOV et al. 2018, RODRIGUES 2015). Reizente Auen und Fließgewässer weisen im Vergleich zur restlichen Landschaft von Deutschland ein höher bewertetes Landschaftsbild auf (THIELE et al. 2019b). Durch die Nutzung von Flusslandschaften für die Schifffahrt, als Siedlungsfläche und für die landwirtschaftliche Produktion ist die Bereitstellung kultureller ÖSL beeinträchtigt. Die Biodiversitäts-

strategie sieht die Wiederherstellung von mindestens 15 % der beschädigten Ökosysteme bis 2020 vor (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011b). Da das Konzept der ÖSL eine nachhaltige Landnutzung und die Berücksichtigung von ÖSL in Entscheidungsprozessen zum Ziel hat (GRUNEWALD & BASTIAN 2013), trägt es zur Zielerfüllung der Biodiversitätsstrategie bei und ist eine Ergänzung zu bestehenden Richtlinien.

Vor diesem Hintergrund konzentriert sich der Artikel auf die Methodenentwicklung zur Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften nach einem Bewertungsrahmen, der von HAAREN et al. (2014) abgeleitet wurde. Der Beitrag hat eine umfassende Bewertung kultureller ÖSL zum Ziel, um diese in den praxisnahen River Ecosystem Service Index (RESI) integrieren zu können (PODSCHUN et al. 2018b). Für die Bewertung der Bereitstellung, Erholungsinfrastruktur und Nutzung wird ein transparentes und reproduzierbares Verfahren erarbeitet. Die Bewertungen kultureller ÖSL basieren auf einer Modellierung von Indikatoren in einem GIS, wobei die jeweiligen Indikatoren aus aktuellen Studien abgeleitet und in einem iterativen Prozess mit einem Forschungsverbund diskutiert wurden. Die räumliche Bewertung kultureller ÖSL ist auf einer Kardinalskala abgebildet, die aus einer Normalisierung zwischen 0 und 100 resultiert.

Der Beitrag stellt erstmals deutschsprachig ein indikatorbasiertes Bewertungsverfahren für kulturelle ÖSL von Flusslandschaften nach einem praxisnahen Bewertungsmodell vor, wobei der Bewertungsansatz in den aktuellen Diskurs um Bewertungsverfahren von kulturellen ÖSL einzuordnen ist. Der Beitrag ergänzt THIELE et al. (2020b), da er einen methodischen Ansatz zur Erfassung und Bewertung des menschlichen Beitrags und der Nutzung beinhaltet.¹⁴

Eigener Beitrag zum Artikel

Der Beitrag wurde selbstständig von JT konzipiert und verfasst. Die Methode wurde von JT entwickelt und in den Untersuchungsgebieten umgesetzt. Kommentare aus einem RESI-internen Reviewprozess wurden von JT selbstständig in das Manuskript eingearbeitet.

5.4 Veröffentlichung 4

**Das Konzept der Ökosystemleistungen –
eine Chance für integratives Gewässermanagement**
Podschun, S. A.; Thiele, J.; Dehnhardt, A.; Mehl, D.; Hoffmann, T.; Albert, C.; von Haaren, C.;
Deutschmann, K.; Fischer, C.; Scholz, M.; Costea, G.; Pusch, M.
Veröffentlicht in
Hydrologie & Wasserbewirtschaftung, 62, (6), 453–468.
DOI: 10.5675/HyWa_2018,6_7

Zusammenfassung

Flusslandschaften gehören zu den dynamischsten Ökosystemen Europas und sind Biodiversitäts-Hotspots. Die Konnektivität von Fließgewässern und Auen ist häufig durch Hochwasserschutzanlagen eingeschränkt. In der Praxis fehlt bisweilen ein übergreifender Ansatz zur gemeinsamen Nutzung und Bewirtschaftung von Fließgewässern und ihren Auen. Das Konzept der ÖSL ermöglicht es, nachhaltige und ressourcenschonende Bewirtschaftungsoptionen zu identifizieren und damit Entscheidungspro-

¹⁴ Die Veröffentlichung ist im Anhang.

zesse zu vereinfachen. Bislang wurde die Anwendung des ÖSL-Konzepts vor allem in urbanen oder ruralen Kontexten getestet und es fehlen ökosystemübergreifende Ansätze (z. B. aquatisch, terrestrisch, semiaquatisch). Deswegen wurde im Projekt „River Ecosystem Service Index“ ein Ansatz entwickelt, um eine Vielzahl von ÖSL von Fluss- und Auenökosystemen sektorenübergreifend zu identifizieren, zu bewerten und darzustellen (PODSCHUN et al. 2018b).

Der RESI bildet sowohl die drei etablierten Hauptgruppen der versorgenden, regulativen und kulturellen ÖSL ab als auch Basisleistungen. Der Artikel behandelt die Forschungsfragen, wie das ÖSL-Konzept für die Anwendung im Gewässerkontext nutzbar gemacht werden kann und inwiefern das Konzept relevant für die Praxis ist.

Hierzu wurden in einem iterativen Prozess ÖSL-Klassen der CICES-Version 4.3 auf eine Bewertung im deutschen Datenkontext geprüft. Insgesamt wurden aus CICES (2013) 27 Ökosystemleistungen in 15 Untergruppen für den RESI identifiziert und zusammengefasst.

Die Erfassung und Bewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten ist in dem Artikel als Erfassungs- und Bewertungsbeispiel vorgestellt. Hierfür wird die Bewertung der einzelnen Subindikatoren beschrieben, deren Bewertung in 100 × 100 m Rastern erfolgt (THIELE et al. 2020b). Jeder Subindikator wird mit einem Geoverarbeitungs-Workflow in einem GIS bewertet, wobei die Bewertung mit einer Normalisierung abgeschlossen wurde. Anschließend beschreibt der Beitrag die GIS-basierte Übertragung der Indikatorergebnisse in die fünfstufige Bewertungsskala des RESI.

Um die ÖSL-Bewertungen des RESI in die Praxis einbringen zu können, stellt der Artikel ein einheitliches Indikatorkennblatt vor und definiert Begriffe des ÖSL-Konzepts. Denn eine Befragung im Projektrahmen zur Anwendung des ÖSL-Konzepts in Bezug zu Flusslandschaften ergab, dass 87 % der befragten Behördenvertreter daran interessiert sind, das ÖSL-Konzept in ihre Arbeit zu integrieren.

Eigener Beitrag zum Artikel

Die Zweitautorin JT erarbeitete die iterative Umsetzung des ÖSL-Konzepts im Projektrahmen mit, welche im Artikel beschrieben ist. Der Artikelabschnitt zu den kulturellen ÖSL (Definition, Methode, Abbildungen) wurde von JT erarbeitet und verfasst. Bei der Definition der Begriffe lieferte JT Beiträge und bearbeitete verschiedene Manuskriptversionen sowie Abbildungen des Artikels.

6 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse

6.1 Ergebnisse der Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen

6.1.1 Landschaftsbildbewertung von Flusslandschaften sowie Vergleich der Landschaftsbilder von Flusslandschaften und der restlichen Fläche Deutschlands

Die entwickelte Methode ermöglicht einen Vergleich der Landschaftsbilder von Flusslandschaften mit der restlichen Fläche Deutschlands. Die Bewertung des Landschaftsbildes von Flusslandschaften ist im Vergleich zur Landschaftsbildbewertung der restlichen Fläche Deutschlands nicht höher. Die Hypothese, dass das Landschaftsbild von Flusslandschaften im Gesamten höher bewertet wird als das Landschaftsbild der restlichen Fläche von Deutschland, wurde widerlegt (THIELE et al. 2019b). Als besonders wichtig für die Landschaftsbildbewertung von Flusslandschaften erweist sich der Hauptindikator Vielfalt. Dieser Hauptindikator ist bei der Landschaftsbildbewertung der Flusslandschaften höher bewertet als bei der Bewertung der restlichen Fläche Deutschlands. Besonders die Subindikatoren der Vielfaltsbewertung Strukturvielfalt und Vielfalt der Landbedeckung erlangen in Flusslandschaften höhere Mittelwerte. Die Hauptindikatoren Natürlichkeit und Eigenart erzielen höhere Mittelwerte in der restlichen Fläche Deutschlands. Zwei der drei Subindikatoren für die Bewertung der Eigenart zeigen jedoch in den Flusslandschaften höhere Mittelwerte (THIELE et al. 2019b).

Abb. 17 zeigt die Landschaftsbildbewertungen in 79 Flusslandschaften. Es fällt auf, dass die Elbe zwischen der Elbrücke Riesa und Wittenberge ein geringeres Landschaftsbild vorweist als beispielsweise die Lenzen-Wustrower Elbniederungen. Um diese Auffälligkeit zu erklären, werden die einzelnen Hauptindikatoren der Landschaftsbildbewertung nach HERMES et al. (2018) in einem GIS verglichen. Der Hauptindikator Eigenart zeigt zwischen Elbrücke Riesa und Wittenberge geringe Werte. In diesem Flusslandschaftsbereich ist das Gartenreich Dessau-Wörlitz. Das Gartenreich ist im Vergleich zu dem Bereich zwischen der Elbrücke Riesa und Wittenberge höher bewertet, da der Subindikator der Eigenart provokante Elemente hier besonders hohe Werte erzielt. Der Hauptindikator Vielfalt erlangt im Gartenreich Dessau-Wörlitz ebenfalls höhere Bewertungen als in den südlich angrenzenden Bereichen. Allgemein ist anzumerken, dass die Bewertungen der einzelnen Subindikatoren und Hauptindikatoren betrachtet werden müssen, um regionale Ergebnisse erläutern und interpretieren zu können. Da die Bewertungsergebnisse über Geoverarbeitungsschritte mit räumlichen Daten erzielt werden, hängt ihre Vollständigkeit und Aktualität von den genutzten räumlichen Eingangsdaten ab.



Abb. 17: Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild (LaBi) in 79 Flusslandschaften (THIELE et al. 2019b). Flusslandschaftsbereiche mit einer besonders hohen Bewertung werden dunkelblau hervorgehoben und die Flusslandschaften namentlich in einem blauen Kasten dargestellt. Sehr gering bewertete Bereiche werden in roten Kästen namentlich erwähnt.

Die statistische Untersuchung der drei Zonen der morphologischen Aue (Altaue, rezente Aue und Fließgewässer, siehe Kap. 4.2) führt zu dem Resultat, dass Altauen im Durchschnitt das am geringsten bewertete Landschaftsbild vorweisen. Grund hierfür ist ihre Nutzung für Infrastrukturen, Siedlungen, Gewerbe oder landwirtschaftliche Produktion. Gleichzeitig nimmt die Altaue den größten Anteil an der morphologischen Aue ein. Das Landschaftsbild der rezenten Auen und des Fließgewässers ist höher bewertet als das Landschaftsbild der gesamten morphologischen Aue und das Landschaftsbild der restlichen Flächen von Deutschland (THIELE et al. 2019b).

Es kann folglich resümiert werden, dass vor allem die Hauptindikatoren Eigenart und Vielfalt in sehr hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen höhere Bewertungen vorwiesen. Der Hauptindikator Natürlichkeit erlangt hingegen generell bereits hohe Bewertungen.

Renaturierungsmaßnahmen, die einen Einfluss auf die Hauptindikatoren der Landschaftsbildbewertung ausüben, können zu einer Steigerung der Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild beitragen. Das Landschaftsbild der Altauen hat das größte Steigerungspotenzial, um das gesamte Landschaftsbild der morphologischen Auen zu erhöhen.

6.1.2 Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe

THIELE et al. (2020b) erfassen und bewerten neben dem Landschaftsbild die Bereitstellung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe. Die bundesweite Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten zeigt, dass 80 % der sehr geringen Bereitstellungsbewertungen in Altauen liegen. Diese Flusslandschaftsbereiche werden von den Landbedeckungsklassen „Industrie und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen“ und „nicht durchgängige städtische Prägung“¹⁵ geprägt. „Laubwälder“ und „Wiesen und Weiden“ bedecken hingegen Flusslandschaftsbereiche, die hohe Indikatorwerte für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten erzielen (Abb. 18). Diese Flusslandschaftsbereiche sind zu 51 % in der rezenten Aue.¹⁶

Der Bereitstellungsindikator für die kulturelle ÖSL wasserbezogene Aktivitäten bewertet Flusslandschaften mit einem hohen Gewässeranteil im Vergleich zur Auenfläche sehr hoch. Die Flusslandschaften von Mosel oder Großache zeigen beispielsweise sehr hohe Indikatorbewertungen, da sie einen Fließgewässeranteil von 46 % an der morphologischen Aue vorweisen (THIELE et al. 2020b). Die Flusslandschaften von Wertach und Dosse zeigen bei einem Vergleich der Mittelwerte der 79 betrachteten Flusslandschaften die niedrigsten Mittelwerte, da diese Flusslandschaften einen sehr hohen Altauenanteil und nur einen geringen Fließgewässeranteil in ihren morphologischen Auen vorweisen (vgl. Anhang C in THIELE et al. 2020b). Die am niedrigsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche sind zu 94 % in der Altaue verortet und zu 61 % von „nicht bewässertem Ackerland“ und zu 18 % von „Wiesen und Weiden“ bedeckt (Abb. 18). Die Bewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten in der bayerischen Donau mit der lokalen Bewertungsmethode (CAESaR^{LOC}) zeigt in Bezug auf die Landbedeckung und Verteilung der Flusslandschaftszonenanteile vergleichbare Ergebnisse.

¹⁵ Zur Überlagerung wird das Digitale Landbedeckungsmodell (LBM-DE2012) genutzt, das die CORINE-Nomenklatur (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE 2018) enthält. Die Bezeichnungen der Landbedeckungsklassen sind deswegen als Zitat in der Ergebnisbeschreibung gekennzeichnet.

¹⁶ In THIELE et al. (2020b) werden die räumlichen Verteilungen von hohen und geringen Bewertungen der Bereitstellungsindikatoren beschrieben und kartographisch dargestellt.

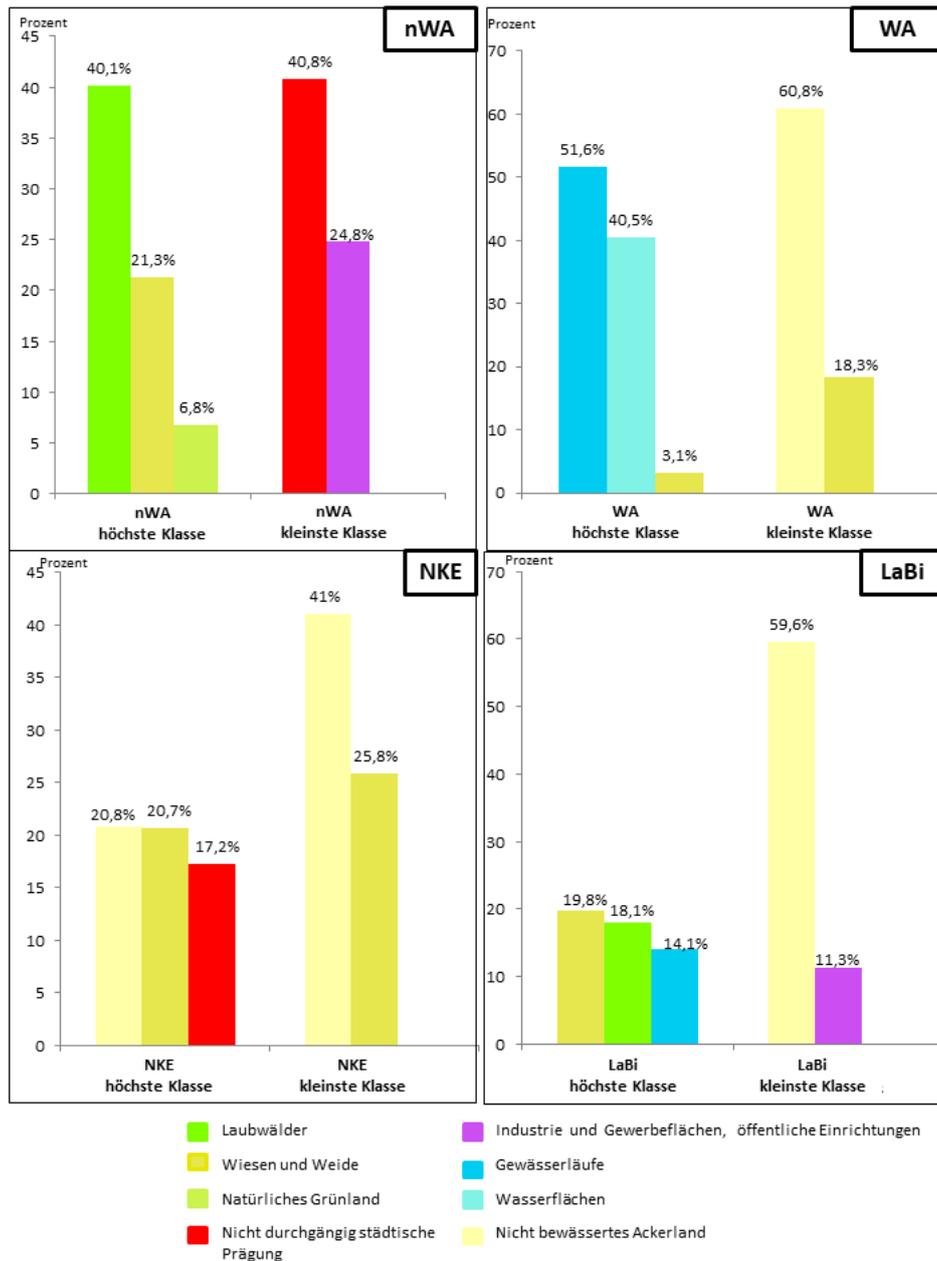


Abb. 18: Prozentualer Anteil der Landbedeckungsklassen, die die am höchsten und am geringsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche je CAESaR^{NAT}-Indikator prägen. Die am höchsten und am geringsten bewerteten Flusslandschaften wurden durch eine Klassifikation in zehn Klassen ermittelt. Für die höchste Klasse sind die drei Landbedeckungsklassen mit den größten prozentualen Anteilen abgebildet und für die kleinste Klasse zwei Landbedeckungsklassen, die den größten prozentualen Anteil an diesen Flusslandschaftsbereichen je Indikator ausmachen. Die Farbkodierung der Säulen des Diagramms entspricht der offiziellen Farbkodierung der europäischen CORINE-Klassifikation (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE 2018). Die Indikatoren sind wie folgt abgekürzt: nicht-wasserbezogene Aktivitäten (nWA), wasserbezogene Aktivitäten (WA), Natur- und Kulturerbe (NKE) und Landschaftsbild (LaBi) (THIELE et al. 2020b).

Ein Vergleich der bundesweiten und lokalen Bewertung von wasserbezogenen Aktivitäten zeigt, dass die Auflösung in 10 × 10 m Raster von CAESaR^{LOC} zu exakteren Abgrenzungen der Fließgewässer führt (Abb. 19). Die Bewertung des Fließgewässers ist durch die Integration weiterer Subindikatoren in CAESaR^{LOC} (z. B. Laufkrümmung) höher. Bei einer Nutzung der Bewertungsmethode in Planungspro-

zessen sollte deswegen CAESaR^{LOC} für die Bewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten genutzt werden, wenn kein Vergleich zwischen Flusslandschaften erstellt werden soll.

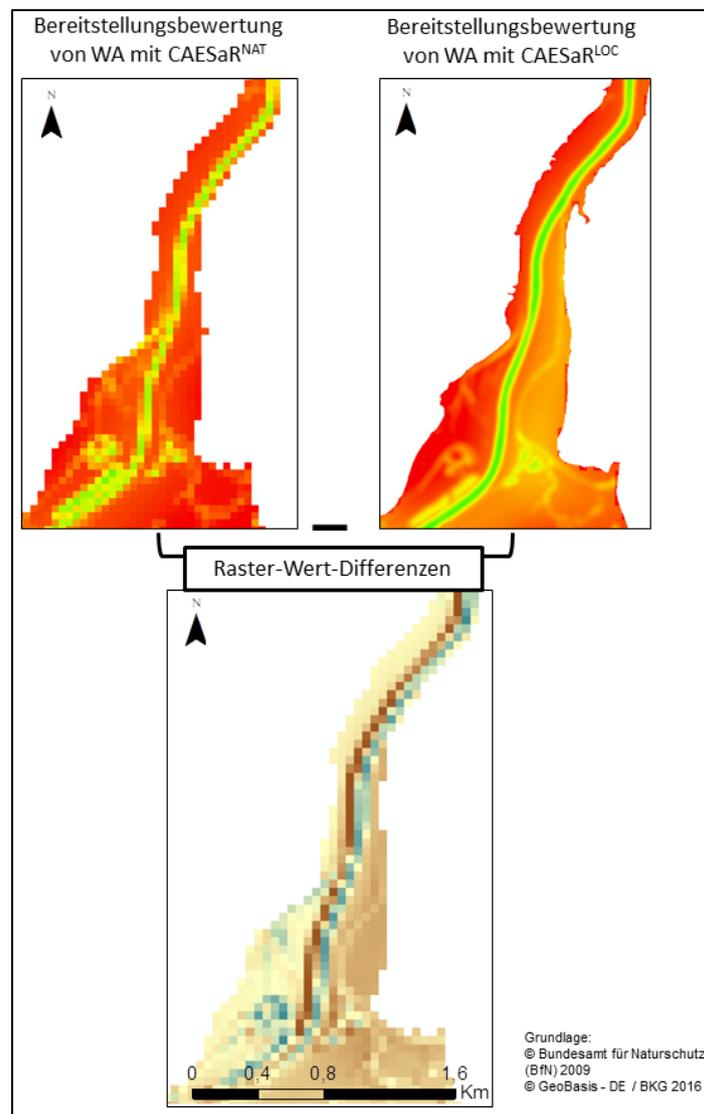


Abb. 19: Die obere linke Karte zeigt die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten (WA) mit der bundesweiten Methode (CAESaR^{NAT}) für einen Donauabschnitt zwischen Bad Gögging und Weltenburg. Die obere rechte Karte visualisiert die WA-Bereitstellungsbewertung dieses Donauabschnittes mit der lokalen Methode (CAESaR^{LOC}). Die untere Karte vergleicht die beiden Bewertungen durch Raster-Wert-Differenzen. In blau gefärbten Rasterzellen erzielt CAESaR^{NAT} höhere Werte für die WA-Bereitstellung und in braun gefärbten Rasterzellen erlangt CAESaR^{LOC} höhere Werte für die WA-Bereitstellung.

Die am höchsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche für den Bereitstellungsindikator der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe sind zu 21 % von „Wiesen und Weiden“ und zu 21 % von „nicht bewässertem Ackerland“ bedeckt (Abb. 18). Die Mosel, Fränkische Saale und Altmühl erreichen die höchsten Mittelwerte im Vergleich zu den 79 bewerteten morphologischen Auen. „Nicht bewässertes Ackerland“ bedeckt zu 41 % und „Wiesen und Weiden“ zu 26 % die am niedrigsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche der Bereitstellungsbewertung von der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe (Abb. 18). Die sehr niedrig bewerteten Bereiche werden geprägt von Altauen (65 %) und überlagern sich zu 85 % mit der Gewässergroßlandschaft Flach- und Hügelland, die unter anderem in Teilen Norddeutschlands vorkommt (vgl. Anhang D in THIELE et al. 2020b).

Für die Bereitstellungsbewertung der morphologischen Aue der bayerischen Donau werden nach dem lokalen Verfahren Daten des Bayerischen Landesamtes für Denkmalpflege einbezogen (THIELE et al. 2020b). Ein Vergleich der Eingangsdaten für die Boden- und Baudenkmäler zeigt, dass die lokalen Eingangsdaten eine wesentlich höhere Anzahl an Bau- und Bodendenkmälern vorweisen. Insgesamt zählen die Datensätze des bayerischen Landesamtes 2 310 Bau- und Bodendenkmäler für den Bereich der morphologischen Aue der bayerischen Donau, während die Selektion aus dem BasisDLM lediglich 448 Elemente enthält. Hinsichtlich der Landbedeckung und Verteilung der Flusslandschaftszonen unterscheiden sich die bundesweite und die lokale Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe nur geringfügig (THIELE et al. 2020b). Die Unterschiede der beiden Bewertungen werden jedoch bei der Berechnung der Raster-Wert-Differenzen deutlich (Abb. 20). Besonders in Städten erzielt die lokale Bewertung (CAESaR^{LOC}) höhere Werte als die bundesweite NKE-Bewertung (CAESaR^{NAT}), da die Anzahl der Boden- und Baudenkmäler in den Daten der lokalen Behörden in diesen Bereichen höher ist. In ländlichen Gebieten erlangt die bundesweite NKE-Bewertung im Vergleich zur lokalen NKE-Bewertung hingegen höhere Werte. Konkrete lokale Planungsvorhaben sollten räumliche Daten deswegen mit Luftbildern abgleichen, um Unsicherheiten hinsichtlich der Vollständigkeit lokaler Daten gegenüber denen des BasisDLM abschätzen und überprüfen zu können.

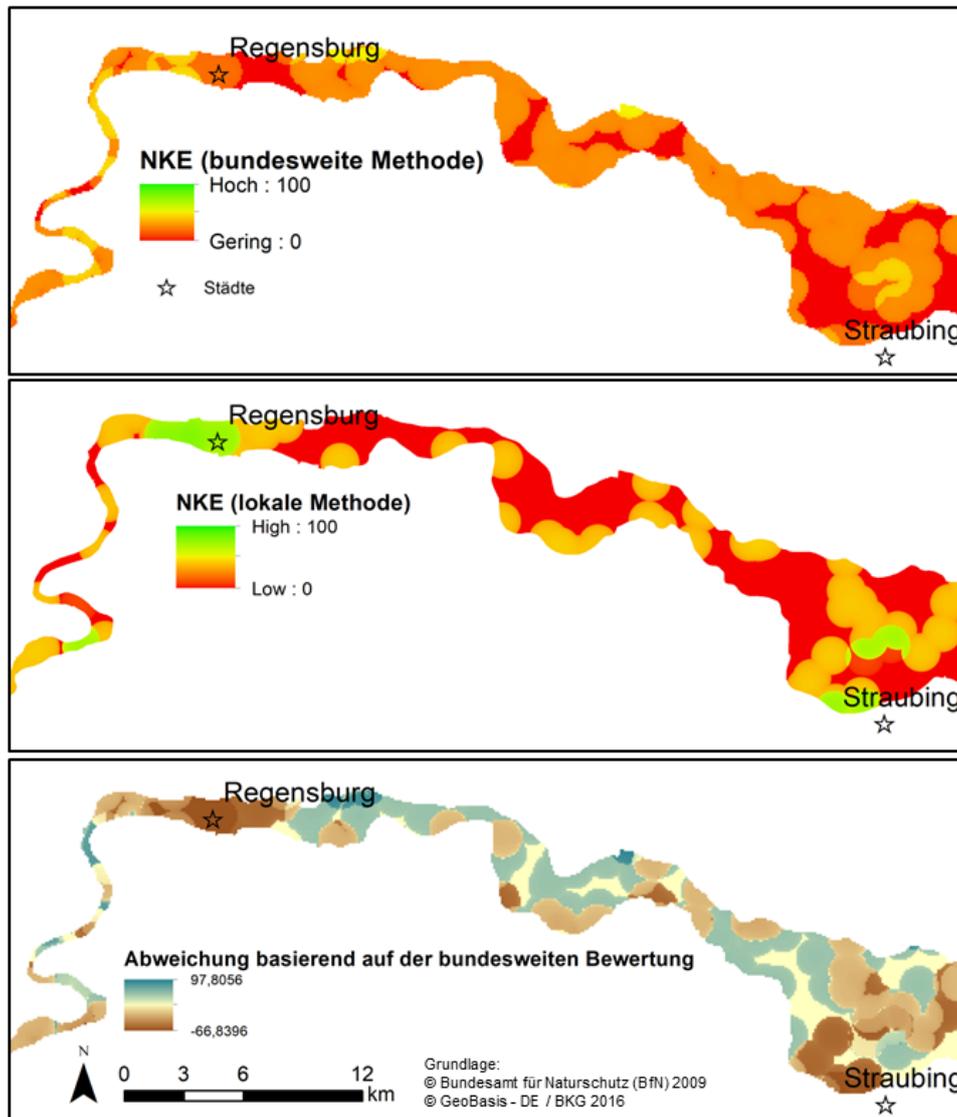


Abb. 20: Die obere Karte zeigt die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe (NKE) mit dem bundesweiten Bewertungsverfahren (CAESaR^{NAT}) für einen Donauabschnitt zwischen Regensburg und Straubing. Die mittlere Karte zeigt die NKE-Bereitstellungsbewertung dieses Donauabschnittes mit dem lokalen Bewertungsverfahren (THIELE et al. 2020b). Die untere Karte visualisiert einen Vergleich der beiden Bewertungen durch Raster-Wert-Differenzen. In blau gefärbten Rasterzellen erzielt CAESaR^{NAT} höhere Werte für die NKE-Bereitstellung und in braun gefärbten Rasterzellen erzielt CAESaR^{LOC} höhere Werte für die NKE-Bereitstellung.

Hohe Bewertungen für die Bereitstellungsindikatoren nicht-wasserbezogene Aktivitäten und Landschaftsbild werden zusammenfassend in Flusslandschaftsbereichen gefunden, die von „Wiesen und Weiden“, „Laubwäldern“, rezenten Auen und Fließgewässern geprägt sind (Kap. 6.1.1). Hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche des Bereitstellungsindicators Natur- und Kulturerbe werden von der Landbedeckungskategorie „nicht bewässertes Ackerland“ und „Wiesen und Weiden“ bedeckt. Ein Vergleich der bundesweiten und lokalen Bewertungsmethode für den Bereitstellungsindikator der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe zeigt, dass die lokalen Datensätze in den Städten eine größere Anzahl von Boden- und Baudenkmälern als das BasisDLM vorweisen. Außerhalb von Städten weist hingegen die bundesweite Bewertung mit Daten aus dem BasisDLM im Vergleich zur lokalen NKE-Bereitstellungsbewertung höhere Werte auf. Der Bereitstellungsindikator wasserbezogene Aktivitäten erzielt hohe Bewertungen in Flusslandschaften, die eine große Wasserfläche vorweisen. Die Un-

tersuchung der am höchsten und am niedrigsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche zeigt, dass sehr hohe Bewertungen vor allem in der rezenten Aue und im Fließgewässer lokalisiert sind. Besonders niedrig bewertete Bereiche sind hingegen häufig von Altauen geprägt, die von den Landbedeckungsklassen „nicht bewässertes Ackerland“ und „nicht durchgängige städtische Prägung“ bedeckt werden.

6.2 Bewertung der Erholungsinfrastruktur

6.2.1 Ergebnisse der bundesweiten Bewertung der Erholungsinfrastruktur

Der Indikator der Erholungsinfrastruktur erzielt im bundesweiten Vergleich vor allem in südlicheren Flusslandschaften hohe Bewertungen. Weitere Hotspots für die Erholungsinfrastruktur von Flusslandschaften bilden die Städte Leipzig, Dessau-Roßlau und Wörlitz.¹⁷ Der Indikator der Erholungsinfrastruktur erlangt des Weiteren besonders hohe Bewertungen entlang des Oberrheins und im Verlauf der Lahn bis Wetzlar. Die morphologische Aue der Isar bei München zeigt ebenfalls hohe Werte für die Erholungsinfrastruktur genauso wie der Lech zwischen Augsburg und der Donaumündung. Die Flusslandschaft der Donau erzielt vor allem zwischen Ulm und Donauwörth hohe Indikatorwerte (Abb. 21).

Morphologische Auen kleiner Fließgewässer im Nordosten von Deutschland erlangen hingegen besonders geringe Indikatorwerte (z. B. Elde, Penne und Trebel). Die Flusslandschaften von Penne und Elde zeichnet das gemeinsame Merkmal aus, dass ihre Altauenanteile geringer als die Anteile der rezenten Auen sind und die Flusslandschaften nur einen sehr geringen Fließgewässeranteil von ca. 5,5 % vorweisen (THIELE et al. 2020b). Der Oderbruch erreicht ebenfalls sehr geringe Bewertungen für die Erholungsinfrastruktur (Abb. 21).

¹⁷ Diese Ergebnisse sind bislang unveröffentlicht, da THIELE et al. (2020a) die detaillierte Beschreibung der Methodik nach den Vorgaben der Herausgeber berücksichtigt und nicht eine Ergebnisdarstellung. Die Ergebnisse werden deswegen im Vergleich zu dem vorigen Kapitel in einem höheren Detailgrad vorgestellt.

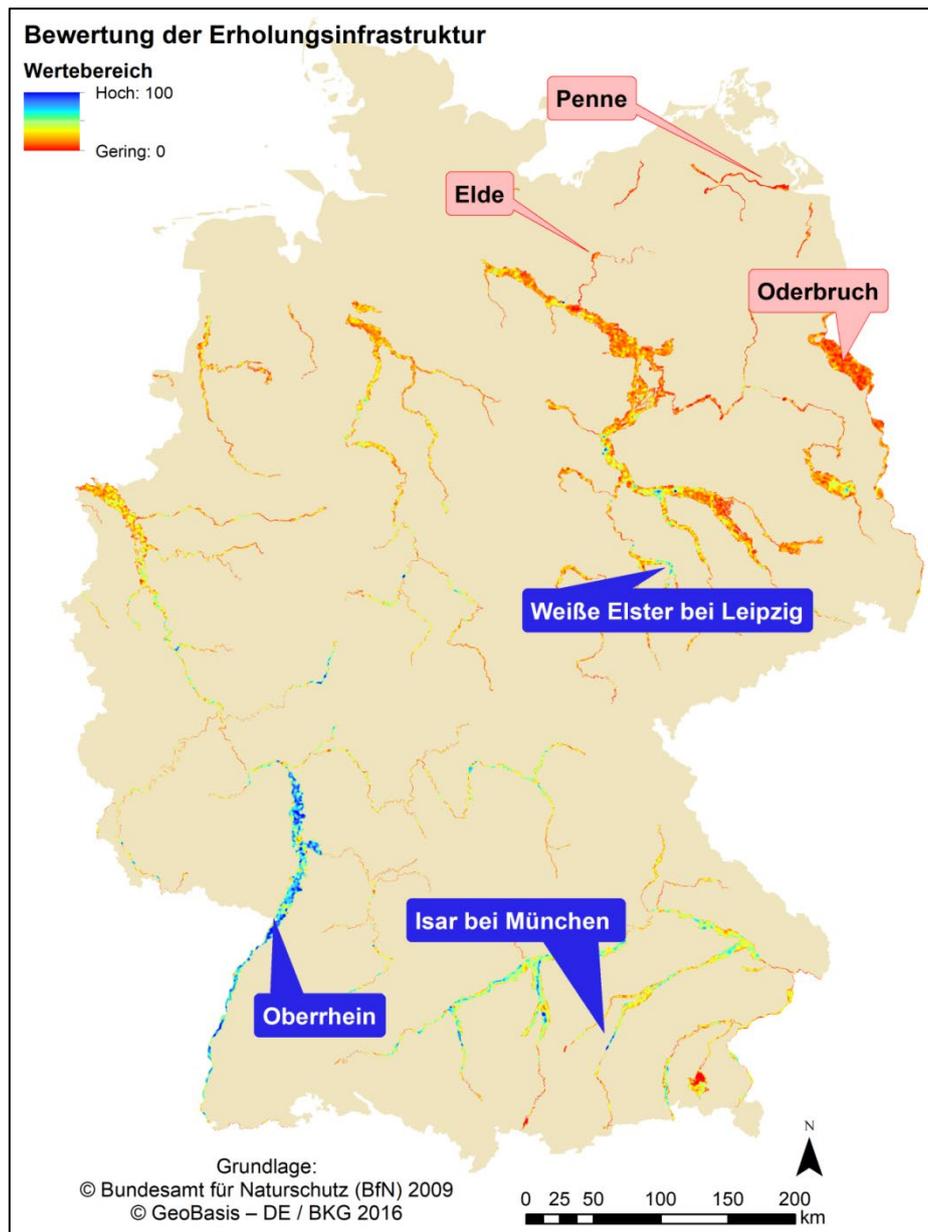


Abb. 21: Bewertung der Erholungsinfrastruktur in 79 Flusslandschaften nach der Methode von THIELE et al. (2020a). Flusslandschaftsbereiche mit einer besonders hohen Bewertung sind durch einen blauen Kasten namentlich hervorgehoben und Flusslandschaften sowie Flusslandschaftsbereiche mit einer sehr geringen Bewertung durch einen roten Kasten.

Die Überlagerung sehr hoch bewerteter Flusslandschaftsbereiche mit dem Digitalen Landbedeckungsmodell (LBM-DE2012) zeigt, dass 37 % von der Landbedeckungskategorie „nicht bewässertes Ackerland“, 20 % von der Landbedeckungskategorie „Laubwälder“ und 11 % von der Landbedeckungskategorie „Wiesen und Weiden“ bedeckt werden. Die Landbedeckungskategorien „Gewässerläufe“ und „nicht durchgängige städtische Prägung“ prägen zu je 6 % die am höchsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche für den Indikator der Erholungsinfrastruktur. Die Flusslandschaftsbereiche mit der am höchsten bewerteten Erholungsinfrastruktur verteilen sich zu 73 % auf die Altauen und zu 22 % auf die rezenten Auen. Die am geringsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche der Indikatorbewertung sind zu 38 % von der Landbedeckungskategorie „nicht bewässertes Ackerland“, zu 26 % von „Wie-

sen und Weiden“ und zu 9 % von „Wasserflächen“ bedeckt. Diese Bereiche werden zu 56 % von Alt-auen, zu 15 % von Fließgewässern und zu 29 % von rezenten Auen bedeckt.

6.2.2 Ergebnisse einer lokalen Bewertung am Beispiel der bayerischen Donau

Die Bewertung der Erholungsinfrastruktur mit der lokalen Bewertungsmethode (THIELE et al. 2020a) entlang der morphologischen Aue der bayerischen Donau zeigt besonders hohe Indikatorwerte in Städten und kleineren Ortschaften, wie beispielsweise im Kurort Bad Abbach (Abb. 22). Zwischen Neustadt an der Donau und Regensburg ist die Bewertung der Erholungsinfrastruktur ebenfalls hoch.

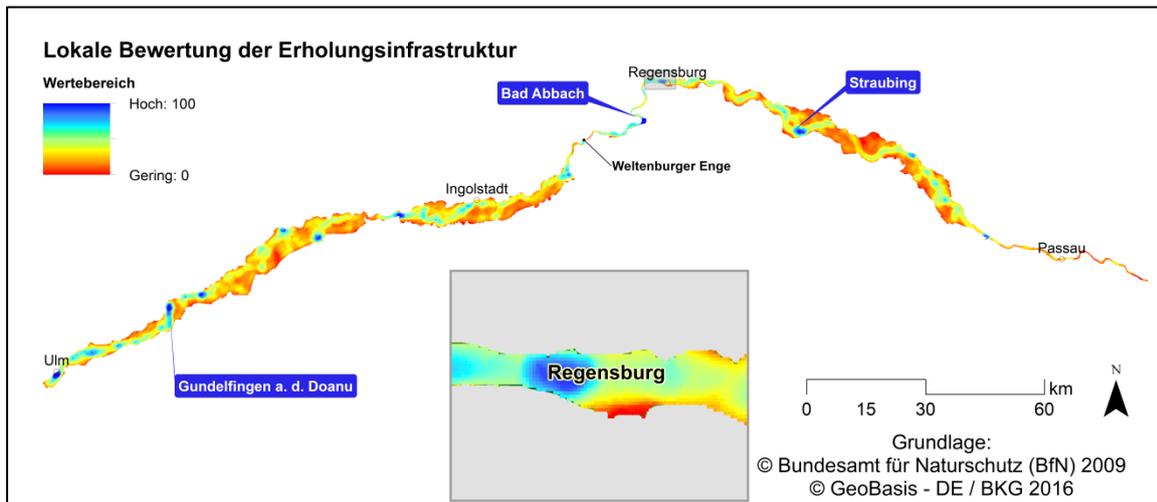


Abb. 22: Bewertung der Erholungsinfrastruktur unter Berücksichtigung weiterer Subindikatoren (z. B. Dichte von Angelvereinen, (THIELE et al. 2020a) am Beispiel der bayerischen Donau mit Zoom auf Regensburg. Hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche sind durch einen blau unterlegten Schriftzug hervorgehoben.

Die Bewertung der Erholungsinfrastruktur ist zwischen Regensburg und der Weltenburger Enge besonders hoch, da unter anderem der Subindikator Anzahl an Personenschifffahrtsunternehmen (PSU) hier die höchste Anzahl an Unternehmen vorweist. Siedlungen erzielen hohe Bewertungen für die Erholungsinfrastruktur, da sie Hotspots für gastronomische Angebote, Beherbergungen und Standorte von spezifischen Infrastruktureinrichtungen, wie beispielsweise Paddel- und Angelvereinen sowie Verleihstationen, sind (Abb. 23). Ein Vergleich zwischen OSM-Daten (OpenStreetMap) und den digitalisierten Paddelvereinen und Verleihstationen zeigt, dass die Datensätze bis auf einen Verein identisch sind. OSM-Daten hätten in diesem Fall für die Dichteberechnung der spezifischen Infrastruktureinrichtungen eingesetzt werden können. In anderen Untersuchungsregionen wurden jedoch Datenlücken in den OSM-Daten festgestellt. Entlang des Gewässerlaufs der Donau erreicht die Bewertung der Erholungsinfrastruktur hohe Bewertungen, die auf das (Rad-)Wegenetz zurückzuführen sind (Abb. 23).

Ein Vergleich zwischen Flusslandschaftsbereichen mit besonders hohen und geringen Bewertungen der Erholungsinfrastruktur zeigt, dass die am höchsten bewerteten Flusslandschaftsbereiche von der Landbedeckung „Laubwälder“, „nicht bewässertes Ackerland“ und „Gewässerläufe“ bedeckt sind.¹⁸ Diese Bereiche liegen zu 51 % in der Altaue und zu 37 % in der rezenten Aue. Die sehr gering bewerteten

¹⁸ Datenquelle der Landbedeckung: Digitales Landbedeckungsmodell (LBM-DE2012)

teten Flusslandschaftsbereiche werden zu 49 % von der Landbedeckungsklasse „nicht bewässertes Ackerland“ und zu 23 % von der Landbedeckungsklasse „Wiesen und Weiden“ bedeckt. Diese Bereiche werden zu 86 % der Altaue und zu 10 % der rezenten Aue zugeordnet.

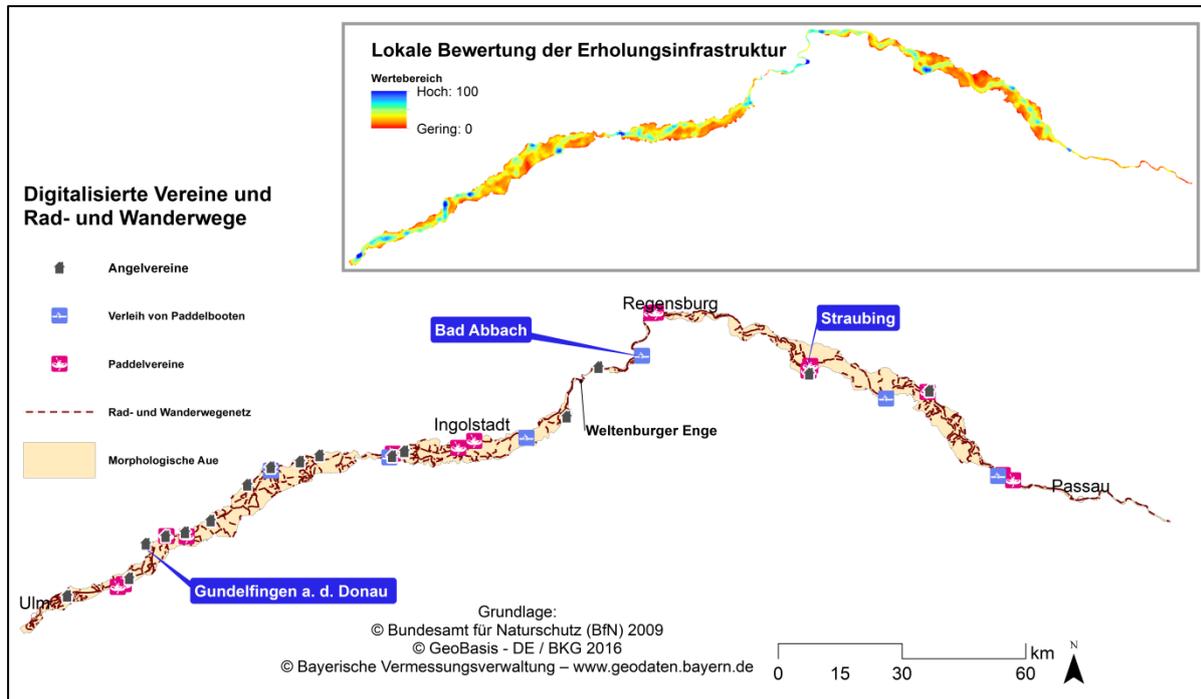


Abb. 23: Recherchierte und digitalisierte Angel- und Paddelvereine sowie Verleihstationen entlang der bayerischen Donau und das dortige Rad- und Wanderwegenetz. Die obere Abbildung zeigt die Gesamtbewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlichen Beitrag.

Zusammenfassend ist die Erholungsinfrastruktur der bayerischen Donau auf agrarisch geprägten Flächen der Altauen besonders gering. Hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche sind hingegen von „Laubwäldern“ und „nicht bewässertem Ackerland“ geprägt, da diese von Freizeitwegenetzen durchzogen werden. Der Flusslauf der bayerischen Donau zeigt hohe Werte, wenn die Anzahl von Fahrgastschiffsanbietern im Vergleich zu anderen Abschnitten der bayerischen Donau und die Dichte von Häfen, Anlegern und Paddelvereinen in der Umgebung der Donau hoch sind.

6.3 Bewertung der Nutzung

6.3.1 Ergebnis des KÖSL^{MAP}-Verfahrens am Beispiel der morphologischen Aue der bayerischen Donau

Die Bewertung der Nutzung mit dem Kartier-Verfahren (KÖSL^{MAP}-Verfahren) erfolgt über die Berechnung und Überlagerung der Subindikatoren Bevölkerungszahlen, Übernachtungszahlen, Passagiere je Flusskilometer und aufgesuchte Orte von Befragten (THIELE et al. 2020a).

Der Subindikator Bevölkerungszahl erlangt in urban geprägten Flusslandschaftsbereichen der morphologischen Aue der bayerischen Donau hohe Bewertungen, wie beispielsweise in Ulm und Ingolstadt (Abb. 24). In ländlich geprägten Regionen ist die Subindikatorbewertung hingegen sehr gering (z. B. Naturwaldreservat Neugeschüttwörth). Der Subindikator zum fünfjährigen Mittel der Übernachtungszahlen auf Kreisebene erzielt vor allem in den östlichen Abschnitten der bewerteten morphologischen Aue hohe Werte. Die Landkreise Passau, Regensburg und Kelheim erlangen die

höchsten Bewertungen des Subindikators Übernachtungszahlen. Der Landkreis Donau-Ries zeigt hingegen die geringsten Übernachtungszahlen bezogen auf das fünfjährige Mittel von 2012 bis 2016. Besonders hohe Bewertungen für den Subindikator Passagiere je Flusskilometer erreichen Donauabschnitte zwischen Regensburg und Straubing und zwischen Vilshofen an der Donau und Passau. Westlich von Kelheim ist die Donau für die Gastfahrtschiffahrt nicht befahrbar, dementsprechend sind die Resultate des Subindikators Passagiere je Flusskilometer westlich von Kelheim gering. In einer Befragung zur Nutzung von Fließgewässern markieren Befragte ihre wichtigsten aufgesuchten Erholungsorte in der besuchten Flusslandschaft (RAYANOV et al. 2018). Die markierten Orte werden als Dateneingang des Subindikators aufgesuchte Orte von Befragten genutzt. Das Kloster Weltenburg, die Weltenburger Enge sowie die Städte Regensburg, Passau und Ingolstadt zeigen hohe Bewertungen für den Subindikator aufgesuchte Orte von Befragten. Zwischen Ulm und Neuburg an der Donau erzielt dieser Subindikator hingegen sehr geringe Bewertungen.

Das Indikatorergebnis für die Bewertung der Nutzung kultureller ÖSL nach dem KÖSL^{MAP}-Verfahren zeigt eine deutliche Ost-West-Differenz in der bewerteten morphologischen Aue der bayerischen Donau. Der westliche Bereich erlangt bis auf die Bereiche um Ulm, Donauwörth und Neuburg an der Donau eher geringe Bewertungen, da vier Subindikatoren im westlichen Bereich geringe Bewertungen vorweisen.

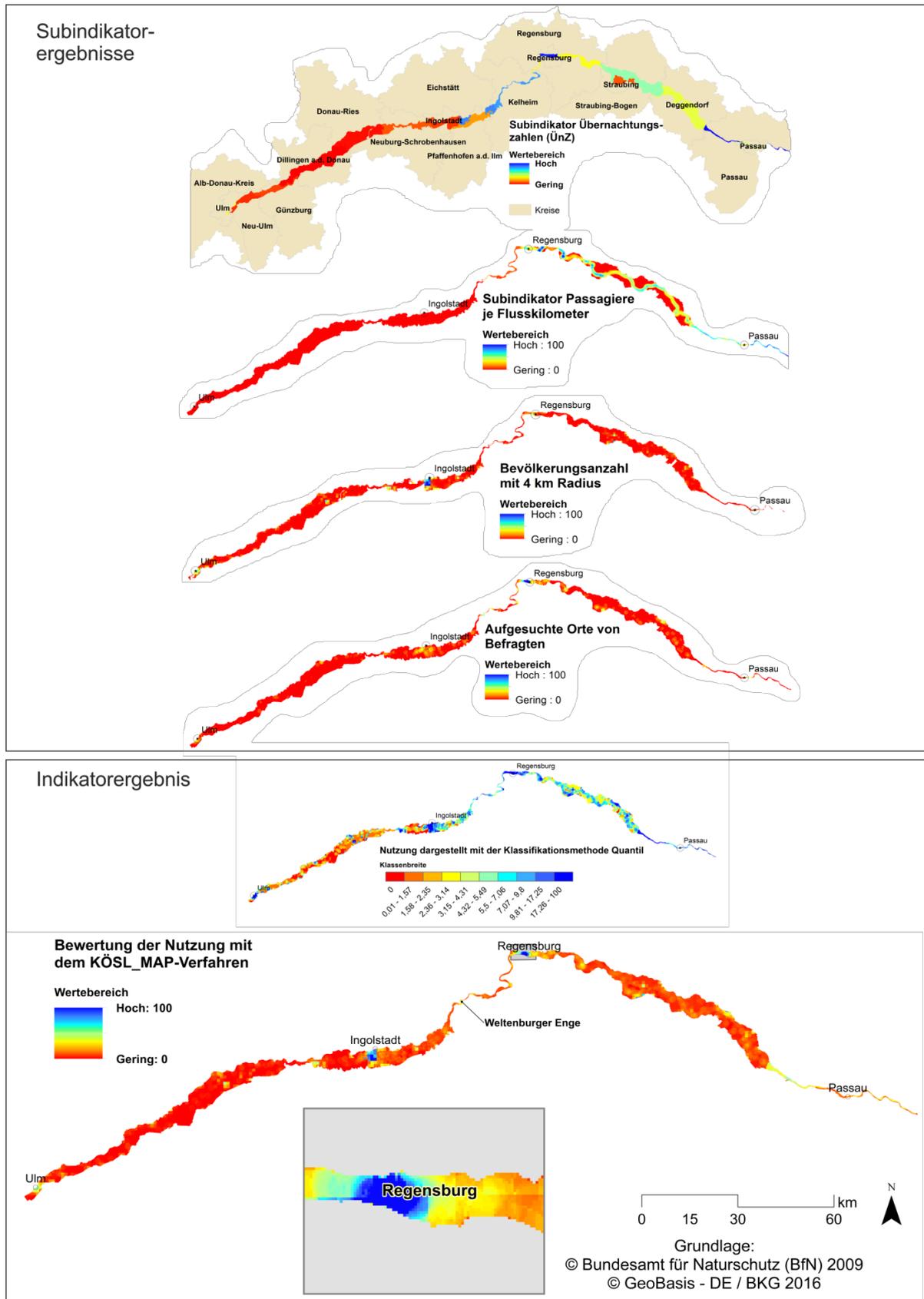


Abb. 24: Kartographische Darstellung der vier Subindikatorergebnisse zur Bewertung der tatsächlichen Nutzung kultureller ÖSL in Flusslandschaften nach dem KÖSL^{MAP}-Verfahren (THIELE et al. 2020a). Der untere Bereich der Abbildung zeigt das Indikatorergebnis mit einem Zoom auf Regensburg und einer Klassifikation des Ergebnisses in Quantile.

Der Indikator für die Nutzung präsentiert hingegen hohe Bewertungen in Ingolstadt, der Weltenburger Enge, Regensburg und im Kreis Passau. Die hohen Bewertungen um Passau sind vor allem auf den Subindikator Übernachtungszahlen und Passagiere je Flusskilometer zurückzuführen. Die Weltenburger Enge erzielt hingegen für alle Subindikatoren bis auf den Subindikator Bevölkerungszahlen hohe Bewertungen.

6.3.2 Zusammenfassende Ergebnisdarstellung der Befragung von Erholungsnutzenden

In der repräsentativen Online-Umfrage werden insgesamt 4 598 Personen in vier Untersuchungsgebieten (UG) zu ihrer Erholungsnutzung von kleinen und großen Fließgewässern und deren Auen befragt (RAYANOV et al. 2018). Der Rahmentext zeigt Auswertungen der Befragung, die zum Teil noch nicht in RAYANOV et al. (2018) vorgestellt oder überarbeitet wurden, wie beispielsweise die Häufigkeit der Besuche einer Flusslandschaft in Bezug zum genutzten Verkehrsmittel und zurückgelegte Entfernung zwischen Erholungs- und Wohnort.

Die am häufigsten ausgeübten Aktivitäten bei dem letzten Besuch eines großen Flusses sind „Spazieren gehen oder Wandern“ (67 %), „Fahrrad fahren“ (31 %) und „Tiere oder Pflanzen beobachten, Landschaft erleben“ (28 %, vgl. Abb. 25). Die Aktivität des Spazierengehens wird an kleinen Fließ-

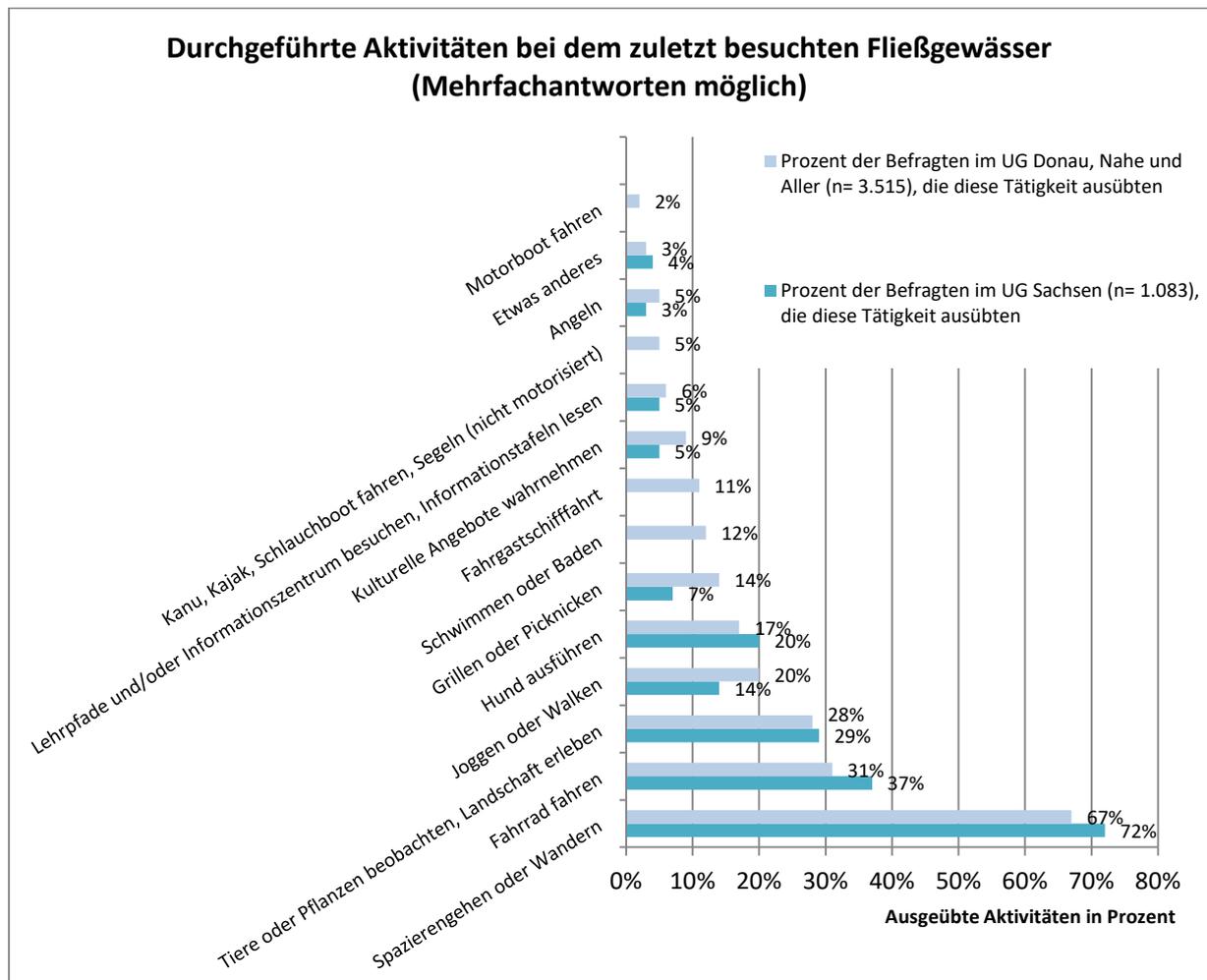


Abb. 25: Angaben der Befragten zu den ausgeübten Aktivitäten bei ihrem letzten Ausflug an einen großen Fluss (UG Donau, Nahe, Aller) oder Bach (UG Sachsen). Das Balkendiagramm zeigt, wie viel Prozent der Befragten diese Aktivität ausübten (RAYANOV et al. 2018). Bei den großen Fließgewässern wurden insgesamt 2,3 Aktivitäten benannt und bei den Befragten kleiner Fließgewässer 2 Aktivitäten. Die Ak-

tivitäten Schwimmen und Bootfahren wurden nicht für Gewässer 2. Ordnung abgefragt.

gewässern sogar von 72 % der Befragten ausgeübt, 37 % fahren Rad und 29 % beobachten Tiere und erleben die Landschaften. An größeren Flüssen werden nur von einem geringen Anteil der Befragten wasserbezogene Aktivitäten ausgeübt: Baden (12 %), Paddeln (5 %), Motorboot fahren (2 %) und Fahrgastschiffahrt (11 %). Nur 6 % der Befragten an Gewässern 1. Ordnung und 5 % der Befragten an Gewässern 2. Ordnung gaben an, Lehrpfade und/oder Informationszentren zu besuchen oder Informationstafeln zu lesen. Die kulturelle ÖSL Bildung ist so in der tatsächlichen Nutzung weniger nachgefragt als die tatsächliche Nutzung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten oder das Landschaftsbild. Kulturelle Angebote werden von 9 % der befragten Besucher*innen großer Fließgewässer wahrgenommen. An kleinen Fließgewässern üben lediglich 5 % der Befragten diese Aktivität aus.

Der überwiegende Teil der Befragten (62 %) sucht innerhalb von zwölf Monaten ein- bis dreimal pro Monat oder seltener ein Fließgewässer zu Freizeit- oder Erholungszwecken auf (Gewässer 1. Ordnung). Lediglich 14 % der Befragten besuchen mindestens fünfmal pro Woche oder mehr als einmal pro Woche ein Fließgewässer. Die UG (Untersuchungsgebiete) der Gewässer 1. Ordnung werden in einer geringeren Frequenz aufgesucht als die UG der Gewässer 2. Ordnung. In den UG der Gewässer 1. Ordnung nutzen die Befragten vor allem das Auto (58 %) zur Anreise; nur 15 % gehen zu Fuß und weitere 15 % fahren mit dem Fahrrad zur Fließgewässerdestination. Erholungssuchende in den UG von Donau, Nahe und Aller legen durchschnittlich 44,9 Kilometer zurück, um einen wichtigen Besuchspunkt ihres Ausfluges zu erreichen. Das UG Aller erzielt mit durchschnittlich 54,06 km den höchsten Durchschnittswert. Im UG Donau legen die Befragten durchschnittlich 47,86 km zurück und im UG Nahe 36,93 km. Aus diesen Ergebnissen kann nicht die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die Anfahrtsdistanz von der Größe des Fließgewässers abhängig ist. Die Befragten sächsischer UG (Gewässer 2. Ordnung) hatten kein Kartier-Werkzeug in ihrer Befragung. Deswegen konnte die Entfernung zwischen Wohn- und Erholungsort für diese Befragten nicht berechnet werden. Die Befragten der UG der Gewässer 2. Ordnung erreichen zu 71 % durch nichtmotorisierten Individualverkehr kleine Flüsse oder Bäche zu Freizeit- und Erholungszwecken. Das Auto nutzen bei dieser Stichprobe 24 % der Befragten als Verkehrsmittel für die Anreise.

Die Auswertung der Häufigkeit von Flussbesuchen und des dazu genutzten Verkehrsmittels zur Anreise zeigt, dass die Befragten der Gewässer 1. Ordnung um so häufiger zu Fuß gehen oder das Fahrrad nutzen, je häufiger sie ein Fließgewässer aufsuchen (Abb. 26). Auch der Zug wird bei häufigeren Flusslandschaftsbesuchen stärker genutzt als bei seltenen Aufenthalten. Das Auto nutzen hingegen viele Befragte zur Anreise, wenn sie nur selten Flusslandschaften besuchen.

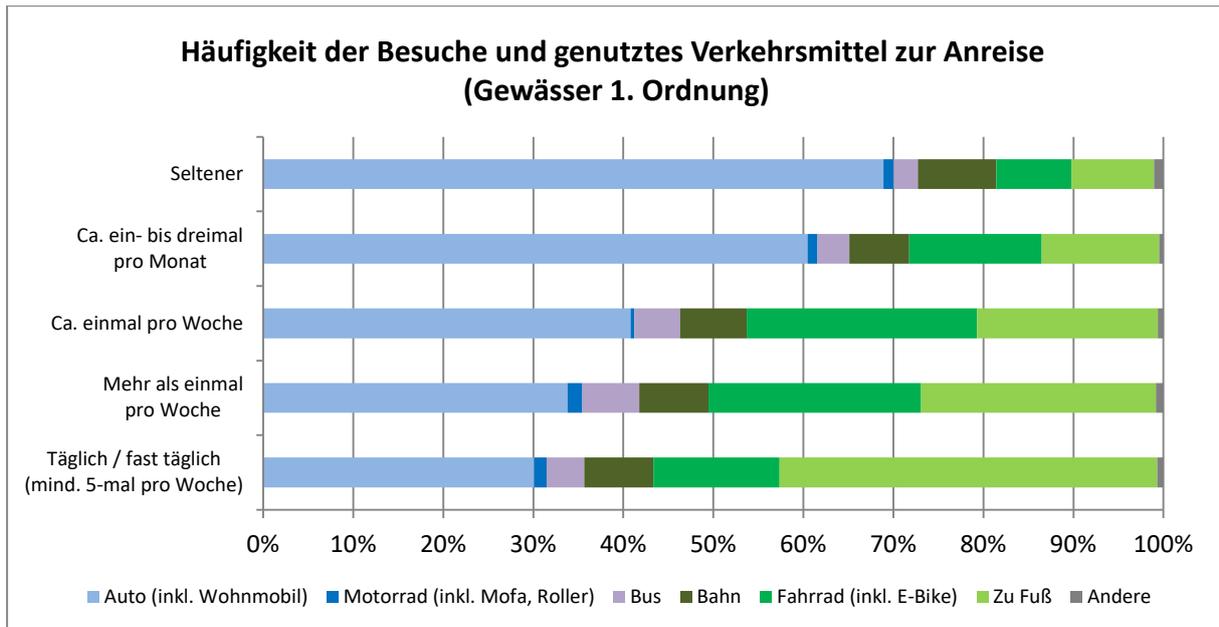


Abb. 26: Häufigkeit der Besuche und genutztes Verkehrsmittel zur Anreise (Gewässer 1. Ordnung).

Bei den Befragten der Gewässer 2. Ordnung zeigt sich ein ähnliches Muster, wobei der nicht-motorisierte Individualverkehr generell häufiger in Anspruch genommen wurde (Abb. 27).

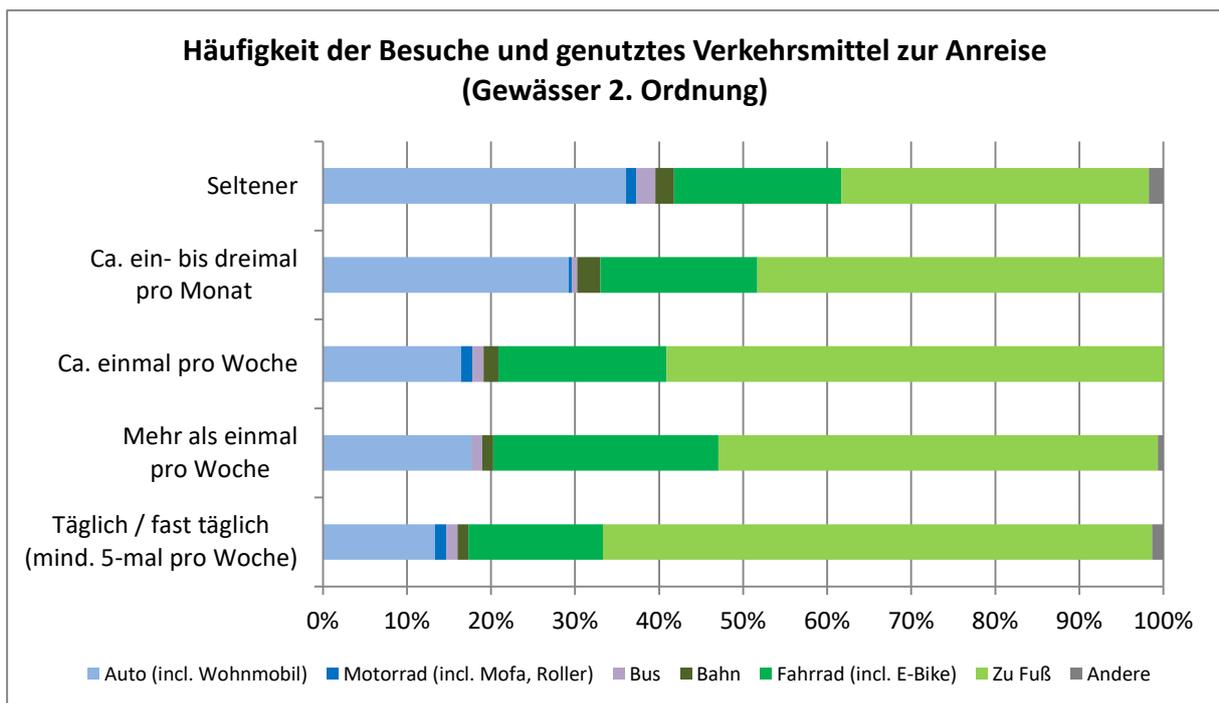


Abb. 27: Häufigkeit der Besuche und genutztes Verkehrsmittel zur Anreise (Gewässer 2. Ordnung).

Die Befragten der UG Gewässer 1. Ordnung werden nach der Relevanz von landschaftlichen Ausstattungen für die persönliche Wahl der Gewässerdestination gefragt, um Beweggründe für die Wahl eines Erholungsortes zu erfassen. Über 80 % der Befragten sehen Ruhe, die Sichtbarkeit des Flusses sowie die Natürlichkeit des Flusses und der Auen als sehr wichtig bzw. wichtig an (Abb. 28). Das Vorhandensein von Informationstafeln und Besucherzentren bewerten hingegen nur 14 % der Befragten als sehr wichtig und 29 % der Befragten als wichtig für die Wahl des Ziels. Die kulturelle ÖSL Bildung

spielt für die Befragten auch hier eher eine untergeordnete Rolle. Eine gute Erreichbarkeit mit dem PKW ist für die Befragten ein sehr wichtiges bzw. wichtiges Kriterium. Hingegen ist eine gute Erreichbarkeit der Gewässerdestination mit dem öffentlichen Nahverkehr nur für 46 % der Befragten eine wichtige oder sehr wichtige Ausstattung. Die Ausstattung der Flusslandschaft mit beschilderten Wander- und Radwegen ist für 62 % der Befragten der UG Gewässer 1. Ordnung sehr wichtig oder wichtig.

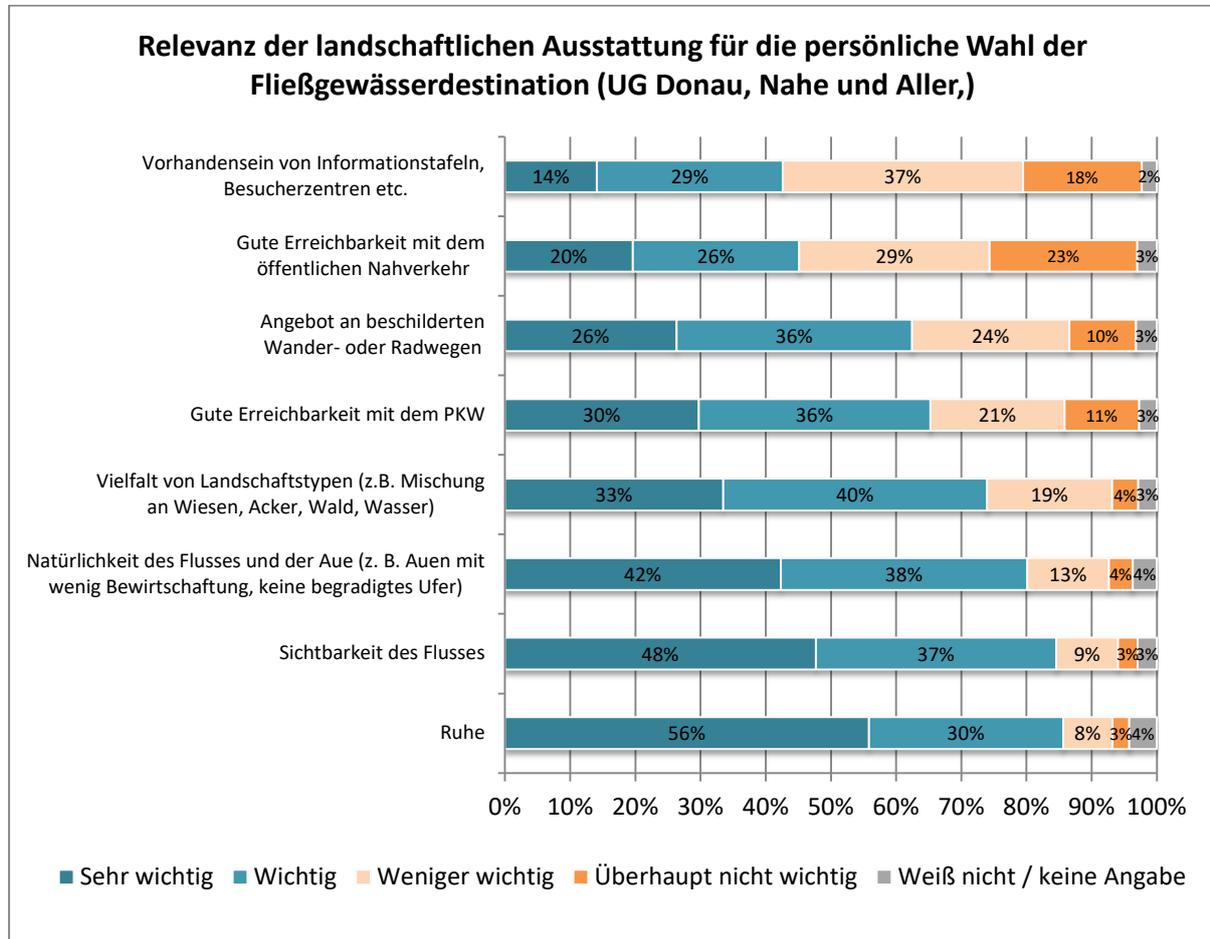


Abb. 28: Relevanz der landschaftlichen Ausstattung für die persönliche Wahl der Fließgewässerdestination (UG Donau, Nahe und Aller), dargestellt in Prozent.

Auf einer vierstufigen Likert-Skala mit einer Option für keine Angaben wurden die Befragten der UG Gewässer 1. Ordnung nach der Wirkung des Flusslandschaftsbesuchs auf das menschliche Wohlbefinden gefragt (vgl. konzeptioneller Bewertungsansatz in Abb. 7). Die Antwortoption „Ich fühlte mich entspannt und konnte Stress abbauen“ trifft auf 54 % der Befragten „voll und ganz zu“ und auf weitere 40 % der Befragten trifft diese Aussage „eher zu“. Der Flusslandschaftsbesuch bewirkt bei 45 % der Befragten „voll und ganz“ einen körperlichen Ausgleich und bei 46 % trifft die Aussage „Ich fühlte mich körperlich ausgeglichen“ „eher zu“. Ein Gefühl der Zugehörigkeit zur Landschaft haben 32 % der

Befragten „voll und ganz“. Diese Aussage erzielt damit die geringste Prozentzahl für die Antwortoption „Trifft voll und ganz zu“ (Abb. 29).¹⁹

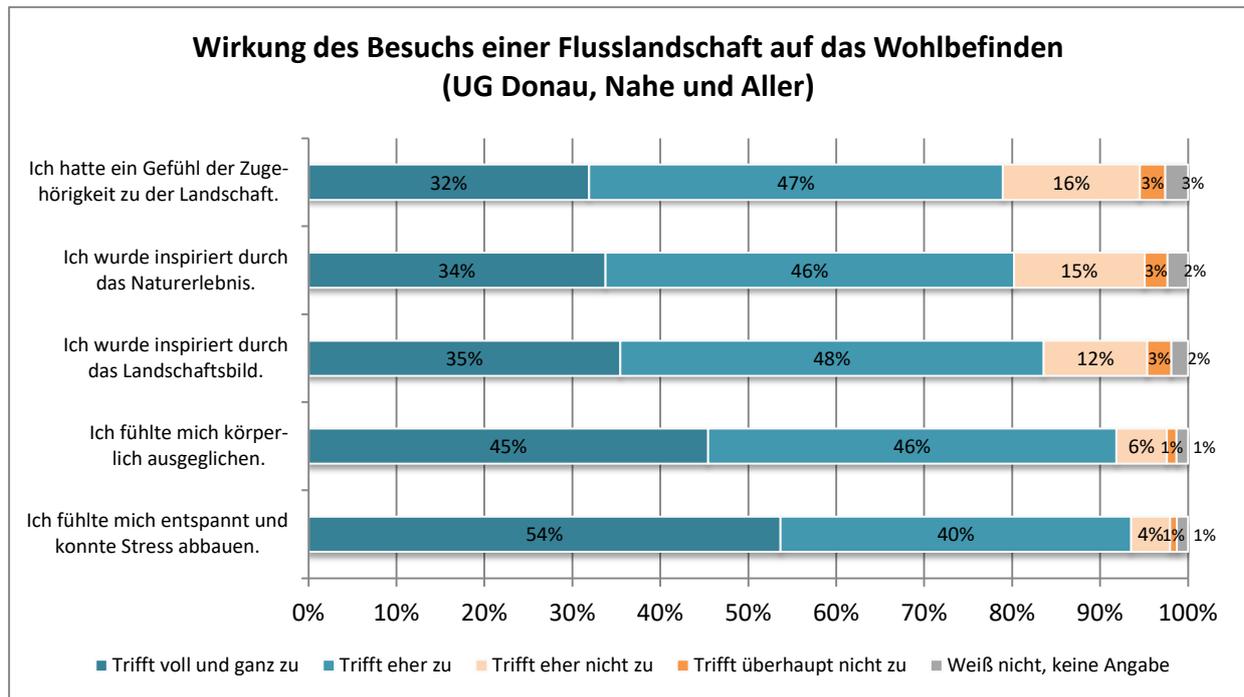


Abb. 29: Wirkung des letzten Flusslandschaftsbesuchs auf das menschliche Wohlergehen.

Um weitere Erkenntnisse über die landschaftliche Ausstattung der besuchten Orte zu erzielen, wurde ein 1000-m-Puffer um die markierten Erholungsorte gelegt und dieser mit der Landnutzung (LBM-DE 2012) verschnitten. Die Landbedeckung in den 1000-m-Puffern um die Erholungsorte ist zu 30 % von der Landbedeckungskategorie „nicht bewässertes Ackerland“, zu 23 % von „nicht durchgängig städtische Prägung“, zu 11 % von der Klasse „Laubwälder“ und zu 9 % von „Weiden und Wiesen“ bedeckt. Ein 1000-m-Puffer um die Wohnorte zeigt hingegen zu 51 % die Landbedeckungskategorie „nicht durchgängig städtische Prägung“.

Der Mittelwert der 500-m-Puffer um die Wohnorte beträgt für die kulturelle ÖSL Landschaftsbild 43. Der Mittelwert der 500-m-Puffer um die eingezeichneten Erholungsorte der Befragten erreicht hingegen einen Wert von 49. Das Landschaftsbild ist folglich an den Erholungsorten der Befragten höher bewertet als an ihren Wohnorten. Die Mittelwerte der Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe sind hingegen in der Wohnumgebung nur leicht geringer (Mittelwert 15) als in den 500-m-Puffern um die aufgesuchten Erholungsorte (Mittelwert 17). Die Wohnorte liegen häufig in der Nähe von Monumenten, die als Subindikator der Bereitstellungsbewertung genutzt wurden (THIELE et al. 2020b). Die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe zwischen den Wohn- und Erholungsorten unterscheidet sich deswegen nur geringfügig. Für die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten ist der Unterschied zwischen den Mittelwerten der 500-m-Puffer um die Wohn- und Erholungsorte deutlicher: Bei dem 500-m-

¹⁹ Das Choice-Experiment wurde von den Mitautoren in RAYANOV et al. 2018 ausgewertet, deswegen werden die Ergebnisse hier nicht präsentiert, sondern nur eigene Auswertungen und Diagramme.

Puffer um den Wohnort der Befragten liegt der Mittelwert bei 2 und bei den aufgesuchten Erholungsorten bei 9. Die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten zeigt wiederum eine deutliche Differenz beim Mittelwertvergleich zwischen den Wohnorten und aufgesuchten Erholungsorten. Die Puffer um die Wohnorte zeigen einen Mittelwert von 11, die 500-m-Puffer um die aufgesuchten Erholungsorte haben hingegen einen Mittelwert von 20.

Zusammenfassend besuchen Erholungssuchende Flusslandschaften und Bäche, um spazieren zu gehen, Fahrrad zu fahren, die Landschaft zu erleben und Tiere zu beobachten. Ein Großteil der Befragten besucht eine Flusslandschaft seltener als einmal pro Woche, wobei kleinere Fließgewässer mit dem Rad oder zu Fuß erreicht werden. Größere Fließgewässer werden häufig mit dem Auto besucht. Je häufiger Flusslandschaften zu Erholungszwecken aufgesucht werden, desto häufiger wird der nicht-motorisierte Individualverkehr zur Anreise genutzt – besonders bei kleinen Fließgewässern. Die Erholungssuchenden präferieren bei der Wahl des Ausflugsziels ruhige, natürliche Flusslandschaften mit einer Sichtbarkeit des Fließgewässers. Eine gute Erreichbarkeit mit dem PKW und ausgebaute Freizeitwege sind ebenfalls relevante Ausstattungen für die Wahl der Fließgewässerdestination. Der Besuch einer Flusslandschaft bewirkt bei den Befragten einen Stressabbau und einen körperlichen Ausgleich. Die Bereitstellung kultureller ÖSL ist an den aufgesuchten Erholungsorten höher als in der Wohnumgebung der Befragten. Die aufgesuchten Erholungsorte werden von „nicht bewässertem Ackerland“, „Laubwäldern“ und „Weiden und Wiesen“ geprägt.

6.4 Implementierung der Bewertung kultureller ÖSL in den RESI und Synthese der indikatorbasierten Bewertung kultureller ÖSL für die Anwendung in der Praxis

6.4.1 Implementierung und Sensitivität der KÖSL^{MAP}-Indikatoren

Die Implementierung der Bewertung kultureller ÖSL nach dem KÖSL^{MAP}-Verfahren in den RESI liefert Bewertungen auf einer fünfstufigen Bewertungsskala je Fluss-Auen-Kompartiment. Die Ergebniskarten werden hier am Beispiel der RESI-Modellregion Donau vorgestellt. Weitere Beispiele sind in FISCHER-BEDTKE et al. (2020) integriert.

Die Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild zeigt in der morphologischen Aue der bayerischen Donau in urban geprägten Gebieten eine niedrigere Bewertung, wie beispielsweise in Regensburg oder Ulm (Abb. 30). Der Donauabschnitt zwischen der Iller- und Lechmündung stellt ebenfalls ein gering bewertetes Landschaftsbild bereit (Bewertungsstufe 1 und 2). Diese geringe Bewertung ist vor allem auf die geringe Bewertung der Hauptindikatoren Vielfalt und Eigenart zurückzuführen. Hingegen ist die Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild in der Schlucht von Weltenburg und in den Abschnitten bei Neuburg an der Donau sehr hoch (Bewertungsstufe 5).

Die Bewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe (lokale Bewertungsmethode, vgl. THIELE et al. 2020b) weist eine sehr geringe oder geringe Bewertung im Bereich der schwäbischen Donau (Iller bis Lechmündung) auf. Hier werden die Subindikatoren Dichte der Baudenkmäler, Dichte der Bodendenkmäler und Dichte der Naturdenkmäler, die mit gleicher Gewichtung in den NKE-Indikator eingehen, sehr gering bewertet (Bewertungsstufe 1). Im östlichen Bereich der morphologischen Aue der bayerischen Donau ist die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe hingegen hoch bewertet (Abb. 30).

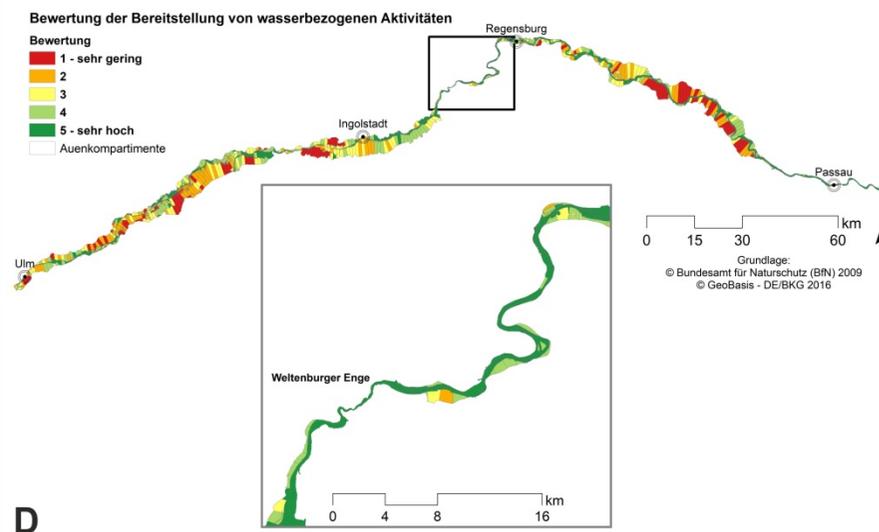
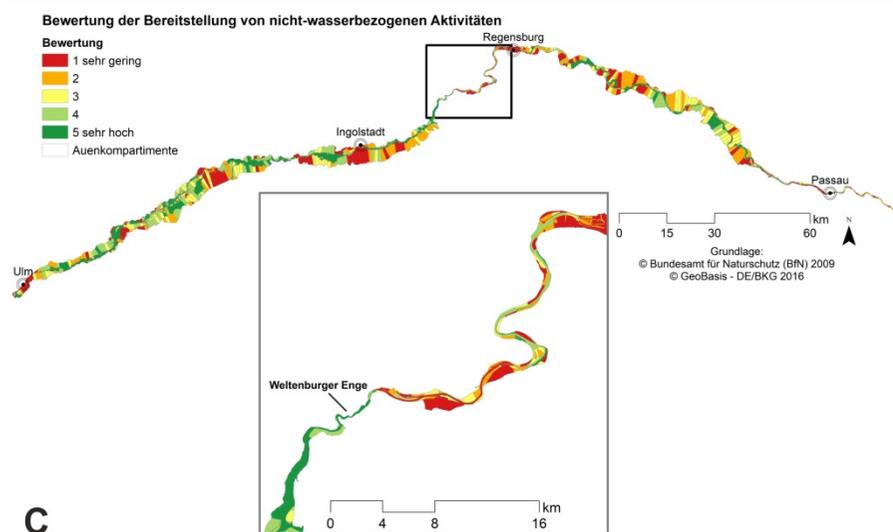
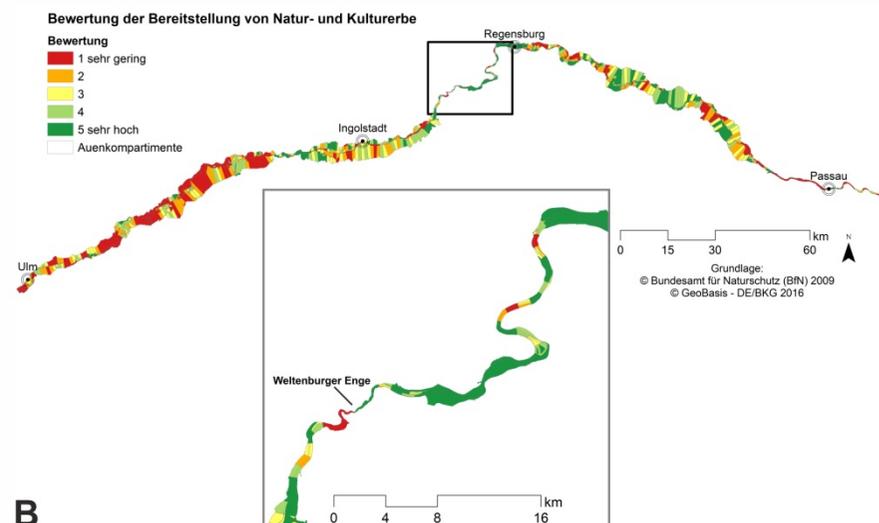
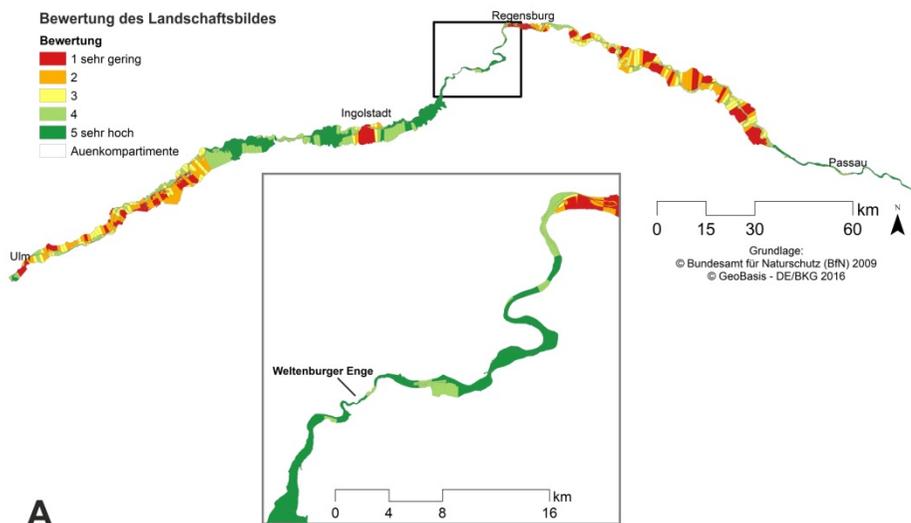


Abb. 30: Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild (A), Natur- und Kulturerbe (B), nicht-wasserbezogene Aktivitäten (C) und wasserbezogene Aktivitäten (D) in dem RESI-Bewertungsraum und der RESI-Bewertungsskala, vorgestellt am Beispiel der morphologischen Aue der bayerischen Donau.

Die Städte Regensburg und Passau sind sehr hoch bewertet, da die Subindikatoren Dichte der Baudenkmäler und Dichte der Bodendenkmäler in diesen Donauabschnitten besonders hoch bewertet wurden. Die Schlucht von Weltenburg weist ebenfalls eine sehr hohe Bewertung für die Bereitstellung dieser kulturellen ÖSL auf.

Eine sehr geringe Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten (lokale Bewertungsmethode, vgl. THIELE et al. 2020b) weist die morphologische Aue der bayerischen Donau östlich von Ingolstadt und im Bereich von Regensburg und Ulm auf (Abb. 30). Die Bereitstellungsbewertung zeigt im Bereich der morphologischen Aue der schwäbischen Donau teilweise eine hohe bis sehr hohe Bewertung (Bewertungsstufe 4 und 5). Diese hohe Bewertung ist auf die hohe Bewertung des Subindikators Erlebbarkeit des Raums zurückzuführen. Aber auch der Subindikator Uferverfügbarkeit erlangt in diesem Abschnitt im Vergleich zum Gesamtuntersuchungsraum höhere Bewertungen. Die Schlucht von Weltenburg hat ebenfalls eine sehr hohe Bewertung, die unter anderem auf die sehr hohe Bewertung des Subindikators Vorhandensein von Schutzgebieten zurückzuführen ist.

Die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten (lokale Bewertungsmethode, vgl. THIELE et al. 2020b) ist im Abschnitt der schwäbischen Donau sehr inhomogen und deckt die gesamte RESI-Bewertungsskala ab (Abb. 30). Die Auenkompartimente im Bereich von Günzburg, Offingen, Wertingen und Buttenwiesen haben größtenteils sehr geringe Bewertungen. Dieses ist durch die sehr geringe bis fehlende Bewertung derjenigen Subindikatoren zu erklären, die zumeist ein Fließgewässer als Berechnungseingang erforderten. Die Auenkompartimente bei Dillingen und Höchstädt an der Donau weisen hingegen höhere Werte für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten auf. Hier nehmen einzelne Subindikatoren, wie beispielsweise die Strukturgüte, sehr hohe Werte an (FISCHER-BEDTKE et al. 2020).

Um die Indikatorbewertung für die Praxis nachvollziehbar und reproduzierbar aufzubereiten, wurden einheitliche Indikator Kennblätter entworfen. Die Bereitstellungsbewertungen kultureller ÖSL wurden in dieses einheitliche Schema übertragen (PODSCHUN et al. 2018a, S. 104 - 130). Die Indikator Kennblätter zeigen zunächst die bewertete kulturelle ÖSL mit einer kurzen Definition und den bewerteten Auenzonen. Es folgt eine Vorstellung der Subindikatoren und der Indikatorberechnung. In einem weiteren Abschnitt werden die Klassenbreiten der fünfstufigen Bewertungsskala des RESI präsentiert, die sich auf die RESI-Modellregionen beziehen. Mit einer Vorstellung der Bedeutung des Indikators, der Erweiterungsmöglichkeiten, der Referenzen und der Datenquellen enden die Indikator Kennblätter.

Die Beschreibung der Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen auf die Indikatoren der Bewertung kultureller ÖSL zeigt, dass die Indikatoren sensitiv für die Renaturierungsmaßnahmen des Forschungsvorhabens „Wilde Mulde“ sind (Tab. 3).

Tab. 3: Potenzielle Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen des Forschungsprojektes „Wilde Mulde“ (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2017) auf Indikatoren zur Bewertung kultureller ÖSL nach THIELE et al. (2020b) und THIELE et al. (2020a).

Konzeptionelle Bewertungsbereiche mit ihren Indikatoren	Maßnahmen des Forschungsvorhabens „Wilde Mulde“			
	Einbringen von Raubäumen	Wiederherstellung eines Naturufers	Anschluss eines Seitenarms	Aufforstung eines Hartholzauenwaldes
Bereitstellung: Nichtwasserbezogene Aktivitäten (nWA)	Raubäume gestalten das Ufer und beeinflussen so die Bereitstellung für nichtwasserbezogene Aktivitäten. Diese Räume können zum Verweilen und zum Beobachten von Natur und Landschaft genutzt werden. Eine mögliche Ausweitung des Ufers beeinflusst den Subindikator zur Uferverfügbarkeit positiv.	An den entstehenden Prallufersollen können sich Habitate für Eisvögel (<i>Alcedo atthis</i>) und Uferschwalben (<i>Riparia riparia</i>) entwickeln. An dem Gleitufer bilden sich Kiesbänke aus, die als Habitat für Flussregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>) und Flussuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>) dienen (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2017). Es kann so ein neues Vogelschutzgebiet entstehen, das die Bewertung von nWA positiv beeinflusst.	<ul style="list-style-type: none"> Potenziell nutzen Biber (<i>Castor fiber</i>) bevorzugt flache und langsame Gewässerbereiche als Habitat und können hierdurch beobachtet werden Die Uferlänge nimmt zu und deswegen steigt ihr Subindikator (THIELE et al. 2020b). 	Da Hartholzauenwälder mitunter geschützt werden, nimmt der Subindikator Vorhandensein von Schutzgebieten zu.
Bereitstellung: Wasserbezogene Aktivitäten (WA)	<ul style="list-style-type: none"> Raubäume bieten der Fischfauna einen Lebensraum, deswegen beeinflusst die wasserbezogene Aktivität Angeln positiv. Steigerung des Subindikators Strukturqualität (THIELE et al. 2020b). Potenzielle Steigerung eines Erlebniswertes beim Paddeln durch entstehende Wirbelströmungen, die den Subindikator Dichte von Stromschnellen und die Strömungsgeschwindigkeit positiv beeinflussen. Durch die Raubäume hervorgerufene flache Flussbereiche steigern ein Baderlebnis. 	<ul style="list-style-type: none"> Die Bewertung des Subindikators Dichte von Sand (THIELE et al. 2020b) nimmt zu Der Subindikator zur Bewertung der Ufervegetation (THIELE et al. 2020b) wird positiv beeinflusst. Die Bewertung des Subindikators Präsenz von Mäandern (THIELE et al. 2020b) steigt. Eine Steigerung der Bewertung des Subindikators Strukturqualität (THIELE et al. 2020b) ist zu erwarten. 	<ul style="list-style-type: none"> Der Subindikator zur Bewertung der Wasseroberfläche (THIELE et al. 2020b) erzielt höhere Werte. Durch den Anschluss eines Seitenarms wird eine Verbindung zwischen der Mulde und dem Fährsee hergestellt. Bei ausreichendem Wasserstand kann der Anschluss für wasserbezogene Aktivitäten genutzt werden. 	<ul style="list-style-type: none"> Die Bewertung der Subindikatoren für die Bereitstellung der wasserbezogenen Aktivitäten verändert sich nicht unmittelbar. Der Subindikator Ufervegetation verändert sich voraussichtlich aufgrund der Entfernung zur Aufforstung nicht.
Bereitstellung: Natur- und Kulturerbe (NKE)	Solange keine Boden-, Bau- oder Naturdenkmäler durch die Maßnahmen verändert werden, haben die vier hier betrachteten Renaturierungsmaßnahmen keine Auswirkungen auf die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe. Bei der Maßnahme Wiederherstellung des Naturufers ist beispielsweise ein maximaler Entwicklungskorridor festgelegt, so dass keine Bodendenkmäler negativ beeinflusst werden.			

<p>Bereitstellung: Landschaftsbild (LaBi)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Der Strukturreichtum der Flusslandschaft und die wahrgenommene Natürlichkeit nehmen zu und dadurch auch die Bewertung des Landschaftsbildes. ▪ Auch die Eigenartsbewertung als ein Hauptindikator des Landschaftsbildes nimmt durch dieses markante Element zu. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Potenziell könnten sich neue Weichholzauen entwickeln (SCHULZ-ZUNDEL et al. 2017), die einen positiven Einfluss auf die Strukturvielfalt und wahrgenommene Natürlichkeit hätten. Die Landschaftsbildbewertung würde deswegen ansteigen. ▪ Die Reliefvielfalt würde als ein Subindikator der Landschaftsbildbewertung (HERMES et al. 2018) zunehmen. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eine Zunahme der Wasserfläche hätte eine positive Auswirkung auf die Bewertung der Eigenart, Strukturvielfalt und Natürlichkeit, dadurch würde die Bewertung des Landschaftsbildes zunehmen. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eine Aufforstung eines Hartholzauenwaldes würde die Natürlichkeit als Hauptindikator der Landschaftsbildbewertung steigern. ▪ Die Vielfalt würde durch einen Hartholzauenwald zunehmen.
<p>Erholungsinfrastruktur</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Informationstafeln, die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Flusslandschaft erörtern, tragen zu einer Steigerung der Erholungsinfrastruktur bei. ▪ Neue Aussichtspunkte verbessern die Erholungsinfrastruktur. ▪ Ein Angebot von Exkursionen zu den Renaturierungsmaßnahmen fördert die Nutzung der kulturellen ÖSL Bildung. ▪ Eine App mit Informationen zu den Maßnahmen an den jeweiligen Standorten und in Verbindung mit einer Radtour unterstützt die Erholungsinfrastruktur digital. ▪ Durch einen festgelegten Entwicklungskorridor bei der Wiederherstellung eines Naturufers ist der Fortbestand der Infrastruktur gesichert. 			
<p>Nutzung</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Touristische Vermarktung der Maßnahmen trägt zu einer Steigerung von Ausflügen an den Unterlauf der Mulde bei. Dabei sollte auf Konzepte eines nachhaltigen Tourismus gesetzt werden. ▪ Bildungseinrichtungen können die Maßnahmegebiete besuchen, um über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen aufzuklären und ihren Einfluss auf die Flusslandschaft vorzustellen. Dieses kann langfristig zu einer Akzeptanzsteigerung von Renaturierungsmaßnahmen führen, wenn die Auswirkungen von Maßnahmen erlebt werden können (ARNOLD et al. 2009). ▪ Das Paddel- und Angelerlebnis nimmt durch die veränderte Ufer- und Sohlestruktur zu. 			

Konkret werden beispielsweise durch die Wiederherstellung eines Naturufers mit einem sich entwickelnden Prall- und Gleithang der Strukturreichtum und die Eigenart der Landschaft positiv beeinflusst. Dadurch steigt die Bewertung des Landschaftsbildes. Da Raubäume der Fischfauna als Habitat dienen und die Strukturgüte des Gewässerabschnittes verbessern, steigt die Bereitstellung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten durch diese Renaturierungsmaßnahme. Einschränkend ist hinzuzufügen, dass zwar die Bewertung der Bereitstellungsindikatoren für wasserbezogene Aktivitäten, das Landschaftsbild und nicht-wasserbezogene Aktivitäten zunimmt, dass Paddeln und Angeln jedoch auf der unteren Mulde aktuell nicht gestattet sind (AMTSBL. D. LVWA S-A).

6.4.2 Synthese

Die Synthese der Bewertung kultureller ÖSL greift die einzelnen, konzeptionellen Bewertungsbereiche auf (vgl. Kap. 3.2) und vergleicht ihre Bewertungen je RESI-Bewertungsraum. Je Auen-Fluss-Kompartiment wurden dafür Spinnendiagramme angefertigt (Abb. 31), die sowohl die Bewertung der einzelnen Bereitstellungsindikatoren als auch die Bewertung der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung nach dem KÖSL^{MAP}-Verfahren enthalten (THIELE et al. 2020a, THIELE et al. 2020b).

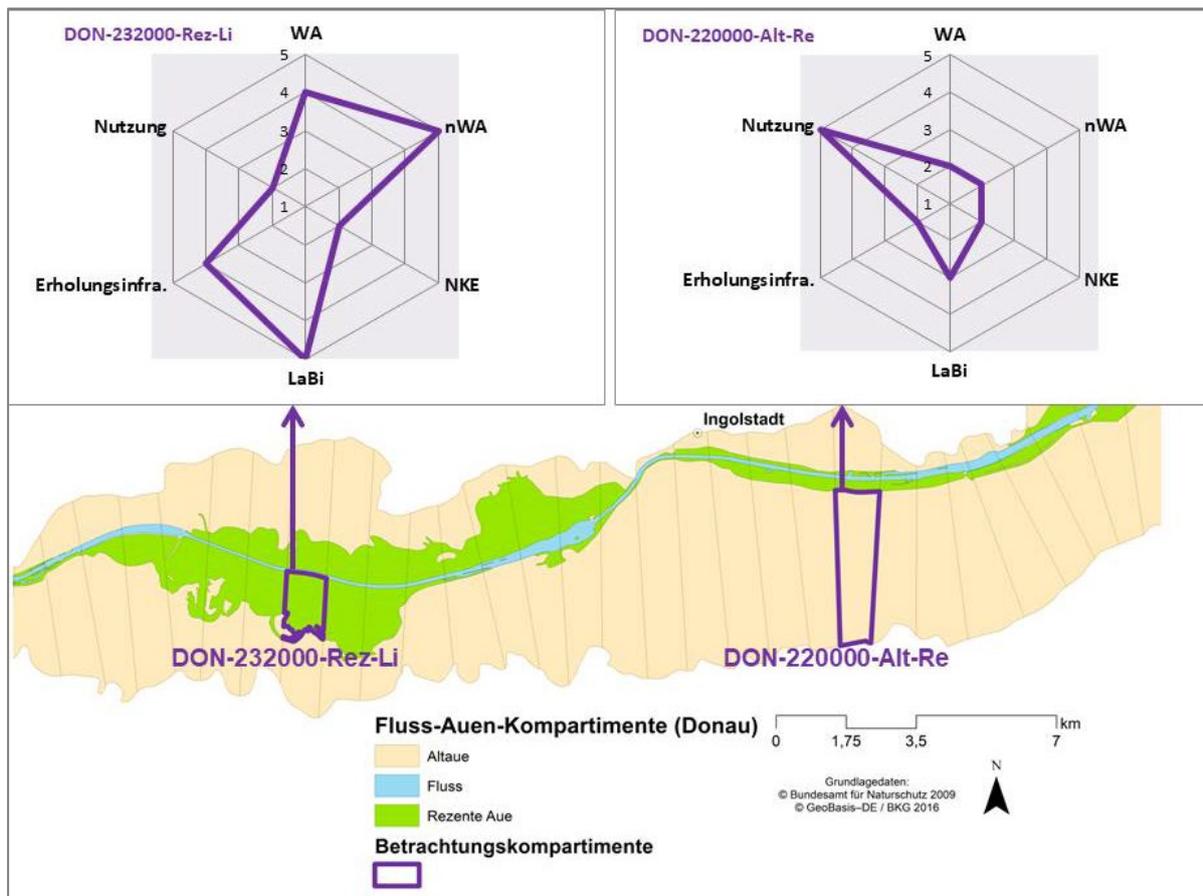


Abb. 31: Synthese der Bewertung kultureller ÖSL nach dem aufgestellten Bewertungsrahmen mithilfe von Spinnendiagrammen, vorgestellt am Beispiel von zwei Auenkompartimenten der Donau. Für die Bereitstellung wurde das Landschaftsbild (LaBi), Natur- und Kulturerbe (NKE), nicht-wasserbezogene Aktivitäten (nWA) und wasserbezogene Aktivitäten (WA) durch Indikatoren bewertet (THIELE et al. 2020b). Die Erholungsinfrastruktur (Erholungsinfra.) und die Nutzung (Nutzung) wurden ebenfalls indikatorbasiert bewertet (THIELE et al. 2020a). Die Spinnendiagramme zeigen die Bewertungen auf der 5-stufigen RESI-Bewertungsskala (PODSCHUN et al. 2018b) und können für jedes Auen-Fluss-Kompartiment erstellt werden.

In den hier vorgestellten Bewertungen der beiden Beispielkomponenten ist zu erkennen, dass die Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild in dem Beispiel der rezenten Aue (DON-232000-Rez-Li) höher ist als in dem Auenkompartiment der Altaue (DON-220000-Alt-Re). Ebenso ist die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten und nicht-wasserbezogene Aktivitäten in dem Beispielauenkompartiment der rezenten Aue höher als in dem Beispielkompartiment der Altaue (Abb. 31). Die Darstellung der Bewertungsergebnisse in Spinnendiagrammen ist für jedes Fluss-Auen-Kompartiment möglich und kann genutzt werden, um die Bewertungen der einzelnen Fluss-Auen-Kompartimente zu vergleichen.

Die Berechnung der paarweisen Korrelationskoeffizienten nach Spearman zeigt keine hohen Zusammenhänge zwischen der bundesweiten Bereitstellungsbewertung von kulturellen ÖSL in Flusslandschaften (Tab. 4). Die Bereitstellungsbewertungen der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten und Landschaftsbild erzielen mit einem $r = 0,37$ einen mäßigen Zusammenhang und erreichen damit den höchsten Korrelationskoeffizienten. Die Bereitstellungsbewertungen der kulturellen ÖSL Landschaftsbild und nicht-wasserbezogene Aktivitäten erlangen den zweithöchsten positiven Zusammenhang. Der Zusammenhang ist jedoch gering, da der Korrelationskoeffizient $0,29$ beträgt (SCHIRPKE et

al. 2019). Die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe zeigen den einzigen negativen Zusammenhang, der jedoch sehr gering ausfällt.

Tab. 4: Paarweise Korrelation nach Spearman zwischen den Bereitstellungsindikatoren kultureller ÖSL für 79 Flusslandschaften in Deutschland. Die Indikatoren wurden nach THIELE et al. (2020b) bewertet. Der p-Wert ist bei der Gesamtheit der paarweisen Korrelationen $<0,001$. Es besteht eine signifikante Abweichung des ermittelten Korrelationskoeffizienten von Null.

	Landschaftsbild	Natur- und Kulturerbe	Nicht-wasserbezogene Aktivitäten	Wasserbezogene Aktivitäten
Landschaftsbild	1	0,16	0,29	0,37
Natur- und Kulturerbe		1	-0,14	0,11
Nicht-wasserbezogene Aktivitäten			1	0,17
Wasserbezogene Aktivitäten				1

Die Zusammenhänge zwischen den Bewertungsbereichen Bereitstellung und Nutzung werden am Beispiel der morphologischen Aue der bayerischen Donau vorgestellt (Tab. 5). Den höchsten positiven Zusammenhang zeigen die Bereitstellungsbewertungen der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten und Landschaftsbild, da Wasserflächen in beiden Indikatorbewertungen hohe Bewertungen erzielen (THIELE et al. 2020a, THIELE et al. 2020b). Hierbei handelt es sich jedoch nur um einen mäßigen Zusammenhang. Einen mäßigen Zusammenhang weisen gleichfalls die Bereitstellungsbewertungen für wasserbezogene Aktivitäten und für nicht-wasserbezogene Aktivitäten auf. Die Bewertung der Nutzung zeigt eine mäßige Korrelation zur Bereitstellungsbewertung wasserbezogener Aktivitäten ($r = 0,39$).

Tab. 5: Paarweise Korrelation nach Spearman zwischen den Indikatoren kultureller ÖSL für die Flusslandschaft der bayerischen Donau. Die Bereitstellungsindikatoren wurden nach THIELE et al. (2020b) bewertet, die Indikatoren für die Erholungsinfrastruktur und die tatsächliche Nutzung nach THIELE et al. (2020a). Die Indikatoren wurden vor der Korrelation in den RESI-Bewertungsraum und die RESI-Bewertungsskala transformiert. Der p-Wert ist bei der Gesamtheit der paarweisen Korrelationen $<0,001$. Es besteht eine signifikante Abweichung des ermittelten Korrelationskoeffizienten von Null.

	Landschaftsbild	Natur- und Kulturerbe	Nicht-wasserbezogene Aktivitäten	Wasserbezogene Aktivitäten	Erholungsinfrastruktur	Nutzung
Landschaftsbild	1	0,05	0,14	0,39	0,06	0,15
Natur- und Kulturerbe		1	-0,08	0,05	0,20	0,19
Nicht-wasserbezogene Aktivitäten			1	0,37	0,10	-0,18
Wasserbezogene Aktivitäten				1	0,25	0,39
Erholungsinfrastruktur					1	0,26
Nutzung						1

Einen schwachen negativen Zusammenhang zeigen die Bereitstellungsbewertung nicht-wasserbezogene Aktivitäten und die Bewertung der Nutzung sowie die Bereitstellungsbewertungen Natur- und Kulturerbe und nicht-wasserbezogene Aktivitäten.

Zusammengefasst ermöglicht die Bewertung kultureller ÖSL nach dem KÖSL^{MAP}-Verfahren eine Transformation in die fünfstufige RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum (Fluss-Auen-Kompartimente). Die Bereitstellungsindikatoren kultureller ÖSL sind in einheitlichen Indikatorkennblättern dargestellt, um die Zugänglichkeit zur Praxis zu erhöhen. Eine Synthese der konzeptionellen Bewertungsbereiche in Spinnendiagrammen ermöglicht eine Visualisierung der Bewertungen kultureller ÖSL je Fluss-Auen-Kompartiment. Die Korrelationen zwischen den Bereitstellungsindikatoren zeigen keine starken Zusammenhänge für das bundesweite und lokale Bewertungsverfahren. Das lokale Bewertungsverfahren demonstriert einen mäßigen Zusammenhang zwischen den Bereitstellungsbewertungen der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten und Landschaftsbild sowie zwischen wasserbezogene Aktivitäten und nicht-wasserbezogene Aktivitäten. Die verschiedenen konzeptionellen Bewertungsbereiche weisen ebenfalls keine starken Zusammenhänge auf. Der Korrelationskoeffizient für die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten und der Nutzung zeigt einen mäßigen Zusammenhang.

7 Zusammenfassende Diskussion

7.1 Zusammenfassende Darstellung der Zielerfüllung und Einordnung der Ergebnisse in den Kontext vergleichbarer Studien

Das Landschaftsbild der 79 untersuchten Flusslandschaften ist nach der Landschaftsbildbewertung von HERMES et al. (2018) nicht höher bewertet als das Landschaftsbild der restlichen Fläche Deutschlands. Die aufgestellte Hypothese, dass Flusslandschaften generell ein höher bewertetes Landschaftsbild als die restlichen Flächen von Deutschland bereitstellen, wurde widerlegt (THIELE et al. 2019b). Jedoch zeigen die Landschaftsbildbewertungen der rezenten Auen und der Fließgewässer höhere Mittelwerte als die Landschaftsbildbewertungen der restlichen Flächen Deutschlands. Der Hauptindikator Vielfalt weist bei der Landschaftsbildbewertung der Flusslandschaften als einziger Hauptindikator des Landschaftsbildes nach HERMES et al. (2018) höhere Bewertungen auf als bei der Bewertung der restlichen Fläche Deutschlands. Die Subindikatoren Reliefvielfalt (Subindikator für Vielfalt) und Seltenheit von Landnutzungstypen (Subindikator für Eigenart) sind besonders entscheidend für hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche.

Der Einsatz einer GIS-basierten Bewertung in Kombination mit deskriptiver Statistik ist für eine Bewertung und für einen Vergleich von Landschaftsbildern auf bundesweiter Ebene und zur Bewertung des Landschaftsbildes von Flusslandschaften geeignet. Existierende Studien zur Ermittlung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild von Flusslandschaften konzentrieren sich zumeist auf einzelne Flusslandschaften und nutzen Befragungen mit beispielsweise Fotos von Flusslandschaften als Bewertungsmethode (MOSLEY 1989, BROWN & DANIEL 1991, GREGORY & DAVIS 1993, COTTET et al. 2013, ZHAO et al. 2012, JUNKER & BUCHECKER 2008). Die Ergebnisse der befragungsbasierten Landschaftsbildbewertungen sind jedoch nicht uneingeschränkt räumlich abgrenzbar. Befragungen zum Landschaftsbild sind zudem sehr zeitaufwendig und kostenintensiv, wohingegen eine GIS-basierte Bewertungsmethode, die auf allgemeinen Präferenzen aufbaut (HERMES et al. 2018), transparente und reproduzierbare Indikatoren liefert. Ein Ansatz, der auf räumlichen Daten basiert, ermöglicht ein Monitoring, durch welches beispielsweise die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf das Landschaftsbild ermittelt werden können.

Die genutzten Geodaten zur räumlichen Abgrenzung von Flusslandschaften enthalten Informationen zu den Flusslandschaftszonen (rezente Aue, Altaue und Fließgewässer). Mithilfe dieser Informationen wurde berechnet, dass die Landschaftsbildbewertung der Altauen geringer ist als die Landschaftsbildbewertung der restlichen Landesfläche von Deutschland. Die geringere Bewertung des Landschaftsbildes in den Altauen ist darauf zurückzuführen, dass die Altauen vom Überflutungsregime abgetrennt sind und deswegen weniger flusslandschaftsspezifische Landschaftselemente vorweisen. Ein weiterer Grund ist die menschliche Modifikation der Altauen zu Siedlungsgebieten, Flächen für agrarische Produktion oder Infrastruktureinrichtungen. Nach dem Auenzustandsbericht wird derzeit nur noch ein Drittel der ursprünglichen Überschwemmungsflächen von Flüssen bei großen Hochwasserereignissen überflutet (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009). Im Falle der Donau variiert der Verlust der Überschwemmungsflächen stromaufwärts der Lechmündung abschnittsweise erheblich, da in Bereichen mit sehr schmalen Talböden teilweise bis zu 100 % der morphologischen Aue als Überflutungsfläche erhalten sind (ebd.). In diesen Bereichen, beispielsweise im Donaudurchbruch Weltenburger Enge, erlangen die Indikatoren der Bereitstellungsbewertung hohe Resultate (THIELE et al. 2020b). Geringe Bewertungen weisen hingegen breitere Auen auf, die zumeist von einem Verlust der

Überschwemmungsflächen von mehr als 50 % gekennzeichnet sind. In Bereichen großer Siedlungen reicht der Verlust über 90 % (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009). In der bundesweiten Bewertung und im Vergleich zur restlichen Fläche erzielen die rezenten Auen und Fließgewässer eine höhere Bereitstellung für die kulturelle ÖSL Landschaftsbild. Flusslandschaftsbereiche, die noch an das Überflutungsregime angeschlossen sind und so mehr flusslandschaftsspezifische Elemente aufweisen, haben eine höhere Bereitstellung für das Landschaftsbild als die restlichen Flächen Deutschlands. Dieses Resultat ist vergleichbar mit Ergebnissen von HOWLEY (2011) und WHERRETT (2010).

Weiterer zentraler Gegenstand des Dissertationsvorhabens war die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL mit einem praxisnahen Bewertungsrahmen (vgl. Abb. 7), da bislang nur wenige Studien die konzeptionellen Unterschiede der Bereitstellung kultureller ÖSL und ihrer Inanspruchnahme mittels Indikatoren betrachtet und bewertet haben (SCHIRPKE et al. 2019). Hierfür wurden zunächst weitere kulturelle ÖSL aus internationalen Klassifikationen selektiert und Indikatoren für die Bewertung der Bereitstellung (THIELE et al. 2020b), der Erholungsinfrastruktur als menschlichem Beitrag und der Nutzung entwickelt (THIELE et al. 2020a). Der menschliche Beitrag ist nötig, um die Bereitstellung kultureller ÖSL in eine Nutzung zu transformieren. Die tatsächliche Nutzung und der Nutzen für das menschliche Wohlergehen wurden zudem mit einer Befragung erfasst und bewertet (RAYANOV et al. 2018). Eine Methode zur Integration der Bewertung kultureller ÖSL in einen praxisnahen River Ecosystem Service Index wurde erarbeitet, um das ÖSL-Konzept im Rahmen einer integrativen Fließgewässerplanung einsetzen zu können (PODSCHUN et al. 2018b).

Neben dem Landschaftsbild (LaBi) wurde die Bereitstellung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten (nWA), wasserbezogene Aktivitäten (WA) und Natur- und Kulturerbe (NKE) im Indikatorrahmen „Cultural Ecosystem Services of River landscapes“ (CAESaR) räumlich explizit erfasst und bewertet (THIELE et al. 2020b). Diese bewerteten kulturellen ÖSL leiteten sich aus CICES (2013), CICES (2018), dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b) und RUSSI et al. (2012) ab. Es wurde ein Indikatoren-Set entwickelt, das bundesweit vergleichbare Ergebnisse erzeugt (CAESaR^{NAT}) und durch lokale Eingangsdaten erweitert werden kann (CAESaR^{LOC}). Die Ergebnisse zeigen erneut, dass die CAESaR-Indikatoren in den rezenten Auen im Vergleich zur Altaue zumeist höhere Bewertungen erzielen. Die Landbedeckungsklassen nach der CORINE-Klassifikation „nicht bewässertes Ackerland“ und künstliche Oberflächen, wie beispielsweise „nicht durchgängig städtische Prägung“, charakterisieren Auenbereiche mit einer geringen Bewertung für die Bereitstellung kultureller ÖSL. In hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen der Bereitstellungsindikatoren LaBi, nWA und WA sind hingegen die Landbedeckungsklassen „Laubwälder“, „Gewässerläufe“ und „Wiesen und Weiden“ prägend. Hoch und gering bewertete Flusslandschaftsbereiche erstrecken sich unter anderem in der Gewässergroßlandschaft Flach- und Hügelland. Aus diesem Ergebnis wurde abgeleitet, dass die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL nicht vom Gefälle abhängig ist (, S. 24THIELE et al. 2020b).

Die Bewertung der Indikatoren mittels räumlicher Daten in einem GIS erweist sich als praktikabel, um nach einem einheitlichen und reproduzierbaren Verfahren hoch und gering bewertete Flusslandschaftsbereiche identifizieren und miteinander vergleichen zu können. Im Vergleich mit Studien, die eine GIS-basierte Bewertung von kulturellen ÖSL zum Ziel hatten (HERMES et al. 2018, PARACCHINI et al. 2014, PEÑA et al. 2015, SCHIRPKE et al. 2016), umfasst CAESaR nicht nur die Bewertung einer kulturellen ÖSL. Im Hinblick auf die Subindikatoren nutzen beispielsweise PARACCHINI et al. (2014) Schutzgebiete, Küstenlinien sowie die Ufer von Seen als Subindikatoren zur Bewertung von Erholungspotenzialen. Diese Subindikatoren bilden unter leichter Modifikation Subindikatoren des Bereitstellungsindi-

kators für nicht-wasserbezogene Aktivitäten (THIELE et al. 2020b). PARACCHINI et al. (2014) ermitteln ebenfalls geringe Bewertungen in intensiv genutzten Agrarlandschaften. PEÑA et al. (2015) identifizieren hohe Bewertungen für das Erholungspotenzial auf geschützten und natürlichen Flächen. Dieses Ergebnis ist vergleichbar mit den Ergebnissen der Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten (THIELE et al. 2020b). Auch hier zeigen morphologische Auen hohe Bewertungen, die einen Schutzstatus vorweisen (z. B. Mittelalpe oder Blies). SCHIRPKE et al. (2016) erfassen in einer Untersuchung zum Landschaftsbild in den Zentralalpen hohe Landschaftsbildbewertungen für Flächen mit natürlichen alpinen Wiesen. Dieses Ergebnis ist vergleichbar mit Auswertungsergebnissen der Landschaftsbildbewertung von Flusslandschaften (THIELE et al. 2019b). Flusslandschaftsbereiche, die von der Landbedeckungsklasse „Wiesen und Weiden“ bedeckt sind (THIELE et al. 2020b), weisen hohe Bewertungen auf.

Zur Synthese der Indikatorbewertung werden Spinnendiagramme je Fluss-Auen-Kompartiment erstellt und paarweise Korrelationskoeffizienten berechnet. Die Bereitstellungsbewertungen der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten und Landschaftsbild zeigen den höchsten positiven Zusammenhang bei der bundesweiten und lokalen Bewertung beider Bereitstellungsindikatoren. Einen positiven Zusammenhang weisen die Indikatoren der Nutzung, Erholungsinfrastruktur und der Bereitstellung wasserbezogener Aktivitäten auf. Hieraus lässt sich ableiten, dass für die kulturelle ÖSL wasserbezogene Aktivitäten eine Erholungsinfrastruktur vorhanden ist und diese Bereitstellung potenziell in Anspruch genommen werden kann. Es bestehen folglich Synergien zwischen der Bereitstellung wasserbezogener Aktivitäten, Erholungsinfrastruktureinrichtungen und ihrer Nutzung. Aus der positiven Korrelation zwischen den Bereitstellungsbewertungen der kulturellen ÖSL Landschaftsbild, wasserbezogene Aktivitäten und nicht-wasserbezogene Aktivitäten ist abzuleiten, dass die Bereitstellungen dieser kulturellen ÖSL Synergien aufweisen. Vergleichbare Ergebnisse erzielt eine Untersuchung zu kulturellen ÖSL in der Schweiz, auch hier korrelieren das Landschaftsbild und Aktivitäten im Freien positiv (JALIGOT et al. 2019). Hingegen weist die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe einen negativen Zusammenhang zur Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten auf und steht damit im Kontrast zu der Schweizer Studie. Die Bewertung der Erholungsinfrastrukturen als menschlicher Beitrag und die Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild zeigen lediglich einen sehr geringen Zusammenhang. Es ist deswegen regional zu überprüfen, inwiefern hoch bewertete Flächen für die kulturelle ÖSL Landschaftsbild unter Berücksichtigung des Naturschutzes und eines geeigneten Nutzungskonzepts zugänglich gemacht werden können.

7.2 Selektion der betrachteten Klassen kultureller ÖSL und Übertragbarkeit der CAESaR-Indikatoren

Das Dissertationsvorhaben hatte eine praxisrelevante und reproduzierbare Bewertung von kulturellen ÖSL von Flusslandschaften zum Ziel und bewertete die kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten, Natur- und Kulturerbe und Landschaftsbild. Die Selektion dieser kulturellen ÖSL von Flusslandschaften wurde unter der Voraussetzung umgesetzt, dass die Erfassung und Bewertung mit existierenden räumlichen Daten durchgeführt wird. Bestehende räumliche Daten können von administrativen Institutionen abgefragt werden, um die Bewertung in weiteren Untersuchungsgebieten zu reproduzieren. Eine Implementierung der Bewertung kultureller ÖSL in die Planung von Fließgewässern und ihren Auen ist durch den Einsatz räumlicher Daten somit möglich. Der CICES-Bereich „spirituelle und symbolische Interaktion“ (CICES 2013) wurde vor diesem Hin-

tergrund nicht betrachtet, da keine geeigneten räumlichen Daten bei Behörden abgefragt werden konnten.

Die Selektion der betrachteten kulturellen ÖSL erfolgte zudem unter der Voraussetzung, diejenigen Klassen kultureller ÖSL zu bewerten, die im Untersuchungsraum Präferenzen der Allgemeinheit und bestehende rechtliche Rahmen abbilden (HERMES et al. 2018, HAAREN et al. 2014). So hat beispielsweise die Befragung von Erholungssuchenden in Flusslandschaften bestätigt, dass vor allem nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wie beispielsweise Spaziergehen und Radfahren, ausgeübt werden (RAYANOV et al. 2018). Fahrgastschiffahrt, Baden, nicht-motorisiertes Bootfahren und Angeln sind die am häufigsten ausgeübten Aktivitäten, die der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten zuzuordnen sind. Die Befragten konnten weitere Aktivitäten angeben, die in den vorgegebenen Antwortmöglichkeiten nicht enthalten waren. Es stellte sich jedoch heraus, dass die Befragten hierbei bereits abgefragte Aktivitäten unter anderen Bezeichnungen nannten. Deswegen kann davon ausgegangen werden, dass die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten, welche die Aktivitäten nicht-motorisiertes Bootfahren, Bootfahren, Schwimmen und Baden sowie Angeln berücksichtigt, durchaus den am häufigsten ausgeübten Aktivitäten im Untersuchungsraum entspricht.

Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild ist nach HERMES et al. (2018) eine Art Leitklasse der kulturellen ÖSL. Das Landschaftsbild ist überdies im Recht verankert. Das Bundesnaturschutzgesetz stellt „die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie [den] Erholungswert von Natur und Landschaft“ (BNATSCHG) für künftige Generationen explizit unter Schutz. Auch in bestehenden und etablierten planungsrechtlichen Instrumenten, wie der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), ist die Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes verankert.

Die Bewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe beschränkt sich in diesem Vorhaben auf das materielle Natur- und Kulturerbe, das durch die Dichte von Naturdenkmälern, archäologischen Denkmälern und Baudenkmälern erhoben wurde (THIELE et al. 2020b). Die Relevanz dieser bewerteten kulturellen ÖSL für den untersuchten Raum ist sowohl auf das Bundesnaturschutzgesetz zurückzuführen, das in § 28 den Schutz von Naturdenkmälern verankert hat (BNATSCHG), als auch auf regionale Verordnungen (STADT HAMELN 2011, STADT OSNABRÜCK 2012). In den international geltenden SDGs (Sustainable Development Goals) ist die kulturelle ÖSL „Natural heritage & Diversant“ die am häufigsten geforderte kulturelle ÖSL (GEIJENDORFFER et al. 2017). Archäologische Denkmäler und Baudenkmäler sind für die lokale Bevölkerung und den Tourismus wichtige Kulturgüter und werden international von der UNESCO geschützt. Der Schutz von Baudenkmälern ist bundeslandspezifisch im Denkmalschutzgesetz festgeschrieben, z. B. im Bayerischen Denkmalschutzgesetz BAYERISCHES DENKMALSCHUTZGESETZ – BAYDSCHG). Natur- und Kulturdenkmäler werden von Erholungssuchenden in Flusslandschaften ebenfalls aufgesucht (RAYANOV et al. 2018) und sind deswegen für den untersuchten Raum sowohl seitens rechtlicher Rahmenbedingungen als auch für die Bevölkerung und den Tourismus von Bedeutung (KNAPS & HERRMANN 2018). Neben markanten Felsnadeln oder Bäumen (Beispiele für Naturdenkmäler), archäologischen Denkmälern und Baudenkmälern umfasst die kulturelle ÖSL Natur- und Kulturerbe immaterielles Erbe wie beispielsweise Feste, Tänze, Märchenerzählungen oder Gemälde (TENGBERG et al. 2012). Diese konnten jedoch nicht räumlich mit bestehenden Daten abgegrenzt werden. Immaterielles Erbe wird deswegen nicht bei der Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe berücksichtigt.

Die Bewertung kultureller ÖSL mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren kann auf weitere Untersuchungsgebiete übertragen werden. Die Subindikatoren bauen auf allgemeinen Präferenzen, rechtlichen Rahmenbe-

dingungen, naturgeographischen Strukturen und Prozessen auf. Diese Rahmenbedingungen müssen in einem anderen Untersuchungsgebiet vergleichbar sein, um die Indikatoren ohne Modifikation übertragen zu können. Sind die Rahmenbedingungen nicht vergleichbar, können die vorgestellten kulturellen ÖSL und ihre Indikatoren nicht pauschal übertragen werden. Es müsste eine Anpassung der selektierten kulturellen ÖSL und der Indikatoren entsprechend der Präferenzen und Bedingungen anderer Untersuchungsgebiete vorgenommen werden. Folglich ist zu argumentieren, dass die Indikatoren zur Bewertung der Bereitstellung, des menschlichen Beitrags und der Nutzung kultureller ÖSL von Flusslandschaften (THIELE et al. 2020a, THIELE et al. 2020b) unter vergleichbaren Rahmenbedingungen bewertet werden können, wenn entsprechende räumliche Daten zur Verfügung stehen. Für eine Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL in beispielsweise dem mediterranen Raum muss die Bewertung hingegen angepasst werden, da die Rahmenbedingungen nicht vergleichbar sind. Das Abflussregime ist im mediterranen Raum gekennzeichnet von extremen, saisonalen Schwankungen mit Niedrigwasser, ausgetrockneten Flussbetten und einer Reduktion der Wasseroberfläche in isolierten Becken (ARGYROUDI et al. 2009). Der Guadiana, der durch Spanien und Portugal fließt, führt beispielsweise für bis zu vier Monate im Jahr kein Wasser. Einerseits beeinflusst die Abwesenheit des Fließgewässers das Landschaftsbild und andererseits müssten die Subindikatoren Sichttiefe und Wasseroberfläche der Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten entsprechend modifiziert werden. Eine Modifikation müsste ebenso für den Subindikator Uferlinie der Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten vorgenommen werden. Des Weiteren ist zu überprüfen, welche wasserbezogenen und nicht-wasserbezogenen Aktivitäten von Bedeutung für das Untersuchungsgebiet sind. Wenn weitere oder andere Aktivitäten von Relevanz für das Untersuchungsgebiet sind, müssten bestehende Subindikatoren entsprechend modifiziert oder Subindikatoren für die Bereitstellung dieser Aktivitäten entwickelt werden. Die Aktivität Schlittschuhlaufen ist beispielsweise nicht in der Bewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten berücksichtigt, da sie in dem untersuchten Raum kaum ausgeübt wird. Nichtsdestoweniger kann diese Aktivität in anderen Untersuchungsräumen von Bedeutung sein. Hieran anschließend müsste gleichfalls die Bewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag und der Nutzung weiterentwickelt werden. Die bewertete kulturelle ÖSL wasserbezogene Aktivitäten könnte für weitere landschaftliche Räume angepasst werden, wenn beispielsweise eine Küsten- oder Gebirgsregion Gegenstand einer Bewertung von kulturellen ÖSL ist.

Eine Befragung mit 3 131 Teilnehmenden zu kulturellen ÖSL in Nationalparks von Südafrika zeigt, dass die kulturelle ÖSL „Spiritualität und Religion“ nach dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005a) von hoher Bedeutung für die Befragten ist (AMENT et al. 2017). BARK et al. (2015) untersuchten am Barwon-Darling im Südosten von Australien den Nutzen von kulturellen ÖSL nach CHAN et al. (2012). Das Ergebnis ihrer Studie zeigt, dass vor allem die kulturellen Werte in Fließgewässerplanungen berücksichtigt werden sollten. Zudem stellen BARK et al. (2015) heraus, dass die indigenen Präferenzen und Werte nicht ausreichend im ÖSL-Konzept repräsentiert werden. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die hier selektierten kulturellen ÖSL möglicherweise in anderen Untersuchungsgebieten angepasst oder erweitert werden müssen.

7.3 Räumliche Daten als Bewertungsgrundlage: Stärken und Herausforderungen unter Berücksichtigung einer Indikatornutzung in der Praxis

Die Zielsetzung der Dissertation erfordert eine exakte räumliche Abgrenzung von hoch und gering bewerteten Flusslandschaftsbereichen für kulturelle ÖSL (THIELE et al. 2019b, THIELE et al. 2020b, PO-

DSCHUN et al. 2018b). Das entwickelte KÖSL^{MAP}-Verfahren basiert auf der Bewertung von Indikatoren mit räumlichen Daten, wodurch hoch und gering bewertete Flusslandschaftsbereiche abgegrenzt, kartographisch visualisiert und statistisch verglichen werden können. Die Nutzung von räumlichen Daten zur Bewertung von Indikatoren spezifischer kultureller ÖSL ermöglicht einerseits einen Vergleich der Landschaftsbildbewertung zwischen den morphologischen Auen und der restlichen Fläche Deutschlands. Andererseits wird die Bereitstellung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe bewertet und kartographisch visualisiert. Zusätzlich ermöglicht der Einsatz von räumlichen Daten die Bewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag und der Nutzung in einem GIS. Die Bewertungen werden in Karten visualisiert, um hoch und gering bewertete Flusslandschaftsbereiche herauszustellen. Die Karten können genutzt werden, um Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf einzelne kulturelle ÖSL herauszustellen. Hierfür ist jedoch ein Vergleich des Zustandes vor der Renaturierung mit dem Zustand nach der Renaturierung erforderlich (NEBHÖVER et al. 2013).

Durch eine indikatorbasierte Bewertung mithilfe von räumlichen Daten können die Bewertungsergebnisse, die in Rastern vorliegen, in weitere räumliche Abgrenzungen übertragen werden (THIELE et al. 2020a). Die Bewertungsergebnisse ermöglichen statistische Vergleiche der konzeptionellen Bewertungsbereiche und eine Visualisierung der Ergebnisse je Bewertungsbereich in Spinnendiagrammen. Sowohl die erzeugten Karten als auch die Spinnendiagramme der einzelnen Fluss-Auen-Kompartimente unterstützen Entscheidungsträger dabei, Maßnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung von beispielsweise der kulturellen ÖSL Landschaftsbild zu kommunizieren. Die Ergebnisdarstellung in Spinnendiagrammen für räumlich explizit abgrenzbare Flusslandschaftsbereiche ermöglicht die Visualisierung von Zusammenhängen in einem spezifischen Flusslandschaftsbereich. Diese Informationen können genutzt werden, um Flusslandschaftsbereiche zu identifizieren, die beispielsweise eine hohe Bereitstellung für die kulturelle ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten vorweisen, jedoch eine geringe Bewertung für die Erholungsinfrastruktur und für ihre Nutzung erzielen. Ein möglicher Ausbau der Erholungsinfrastruktur sollte nur unter nachhaltigen Gesichtspunkten und unter Berücksichtigung weiterer ÖSL umgesetzt werden.

Eine Bewertung mit räumlichen Eingangsdaten ermöglicht eine Verschneidung der Resultate mit weiteren räumlichen Daten, um unter anderem untersuchen zu können, welche Landbedeckungsklassen hoch bewertete oder gering bewertete Flusslandschaftsbereiche charakterisieren. Die Untersuchung von besonders hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen für die kulturelle ÖSL Landschaftsbild zeigt, dass besonders hoch bewertete Altauen unter anderem von deutschlandweit seltenen Landbedeckungsklassen, wie beispielsweise „Weinbauflächen“, geprägt werden (THIELE et al. 2019b). Aus dem Ergebnis, dass auch Altauen hohe Landschaftsbildbewertungen erzielen, ist abzuleiten, dass Flusslandschaftsplanungen und Strategien die gesamte Flusslandschaft als eine Einheit betrachten sollten. Die Wiederherstellung einer vertikalen und horizontalen Konnektivität von Flusslandschaften beeinflusst kulturelle ÖSL positiv. Die Untersuchung hoch bewerteter Flusslandschaften für die Landschaftsbildbewertung verdeutlicht, dass die Landbedeckungsklassen „Laubwälder“, „Wiesen und Weiden“ und seltene Anbauformen hoch bewertete Bereiche besonders prägen (THIELE et al. 2019b). „Wiesen und Weiden“, „Laubwälder“ und „Gewässerläufe“ sind Landbedeckungsklassen, die hoch bewertete Flusslandschaftsbereiche für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten und nicht-wasserbezogene Aktivitäten bedecken (THIELE et al. 2020b). Folglich eignen sich diese Landbedeckungsklassen zur Förderung kultureller ÖSL in der Planung von Renaturierungsmaßnahmen. Mit dem Anbau seltener Kulturen und der Wiederherstellung flusslandschaftsspezifischer

Elemente und Ausstattungen, wie dem Weich- und Hartholzauenwald, werden kulturelle ÖSL integriert (CICES-Klassen „Erbe“, „Symbolik“ und „Existenz“, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018), die in der Bewertung des KÖSL^{MAP}-Verfahrens bislang nicht explizit berücksichtigt wurden. Dieses ist damit zu begründen, dass Weich- und Hartholzauenwälder beispielsweise eine hohe symbolische Bedeutung in Regionen einnehmen, die von Weich- und Hartholzauenwäldern geprägt werden.

Das KÖSL^{MAP}-Verfahren ermöglicht durch den Einsatz von räumlichen Daten eine Integration der Bewertung kultureller ÖSL in einen River Ecosystem Service Index (THIELE et al. 2020a, PODSCHUN et al. 2018b). Da die Bewertung kultureller ÖSL räumlich vorliegt, ist diese in den RESI-Bewertungsraum und die RESI-Bewertungsskala übertragbar. Die Bewertung von kulturellen ÖSL mit transparenten und übertragbaren Indikatoren unterstützt durch ihre Integration in den RESI eine multifunktionale Fließgewässerplanung. Eine Landschaftsbildbewertung von Flusslandschaften, die hingegen auf Befragungen mit Fotografien gründet (PFLÜGER et al. 2010), identifiziert als Resultat zwar flusslandschaftsspezifische Elemente, die von den Befragten als besonders schön wahrgenommen werden, jedoch liefert sie zunächst keine räumlichen Abgrenzungen von hoch oder gering bewerteten Flusslandschaftsbereichen. Eine Integration in einen RESI wäre mit diesem methodischen Ansatz deswegen nicht möglich und darüber hinaus mit Unsicherheiten verbunden, wenn die Befragungsergebnisse räumlich abgegrenzt werden würden. Dennoch liefern Befragungen das Grundgerüst zur Ermittlung allgemeiner Präferenzen. Auf den Befragungsergebnissen bauen indikatorbasierte Bewertungen mit räumlichen Daten auf. Die Auswertung von Studien, die Befragungsergebnisse in Indikatoren integrieren, war deswegen ein wichtiger Arbeitsschritt bei der Erstellung des Cultural-Ecosystem-Services-of-River-landscapes-Indikatorrahmens (CAESaR) (THIELE et al. 2020b). In einem Subindikator der lokalen Bewertung der Nutzung werden Befragungsergebnisse aus RAYANOV et al. (2018) einbezogen (THIELE et al. 2020a). Um aufgesuchte Erholungsorte räumlich abbilden und sie in einen Subindikator übertragen zu können, wurde in die Befragung ein Kartier-Werkzeug integriert. Es bleibt anzumerken, dass die Befragung mit einem integrierten Kartier-Werkzeug kostenintensiv ist, wenn sie von einem Befragungsinstitut online durchgeführt wird.

Für die Abgrenzung der Flusslandschaften wurde ein räumlicher Datensatz des Bundesamtes für Naturschutz (2009) verwendet, der sowohl für die Erstellung des Auenzustandsberichtes (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009) genutzt wurde als auch für weitere Forschungsprojekte, wie beispielsweise das Projekt „Wilde Mulde“ (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2017). Dieser Datensatz beginnt mit der Abgrenzung einzelner Fluss-Auen-Segmente jeweils an der Stelle des Fließgewässers, an dem das Einzugsgebiet 1 000 km² überschreitet. Quellnahe Bereiche berücksichtigt der Datensatz folglich nicht (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009). Es ist davon auszugehen, dass quellnahe Bereiche eine hohe Bereitstellung für die kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten und Landschaftsbild vorweisen. Beide Bereitstellungsbewertungen zeigen einen vergleichsweise hohen, positiven Zusammenhang zueinander (vgl. Tab. 4). Von einer hohen Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL im Quellbereich ist auch auszugehen, da Altauen hier nicht vorhanden sind oder nur einen geringen Anteil an der Flusslandschaft ausmachen. Altauen weisen im Vergleich zu der rezenten Aue und dem Fließgewässer eine geringere Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL auf (THIELE et al. 2020b, THIELE et al. 2019b).

Der Einsatz von räumlichen Daten für eine Bewertung kultureller ÖSL auf verschiedenen räumlichen Skalen ist jedoch auch mit Einschränkungen und Unsicherheiten aufgrund der Qualität der genutzten Eingangsdaten verbunden. Einerseits kann nicht die gesamte Breite der in CICES (2018) beschriebenen kulturellen ÖSL bewertet werden, da beispielsweise für die kulturelle ÖSL „Elements of living systems used for entertainment or representation“ keine geeigneten räumlichen Daten existieren

und somit nicht zur Verfügung stehen (vgl. Kap. 7.2). Andererseits sind auch keine geeigneten räumlichen Daten für die Bereitstellungsbewertung einiger Subindikatoren der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten verfügbar (THIELE et al. 2020b). Subindikatoren zur Bewertung der Wasserhygiene (KEELER et al. 2015), wie die Konzentration von *Escherichia coli* (*E. coli*) und intestinale Enterokokken, werden beispielsweise aufgrund fehlender räumlicher Daten nicht berücksichtigt (THIELE et al. 2020b). Die Nutzung von Fließgewässern zum Baden ist bei erhöhten Konzentrationen von hygienisch relevanten Bakterienformen eingeschränkt (GASSE et al. 2009). Die europäische Badegewässerrichtlinie (RL 2000/60/EG) schreibt zur Minderung eines Infektionsrisikos für die zwei mikrobiologischen Parameter *E. coli* und intestinale Enterokokken Grenzwerte vor. Die Grenzwerte aus der europäischen Badegewässerrichtlinie können als Parameter für einen weiteren Subindikator der Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivität genutzt werden. Doch Konzentrationen von *E. coli* und intestinale Enterokokken werden aktuell nur dann an Fließgewässern gemessen und statistisch erfasst, wenn Fließgewässerabschnitte bereits als Badegewässer ausgewiesen sind oder wenn eine Ausweisung geplant ist. Hygienische Parameter finden auch keine Berücksichtigung in der WRRL. Bei einer Bewertung des hygienischen Zustands des Fließgewässers ist zu bedenken, dass sich die Qualität des Wassers je nach Wetterlage verändert (GASSE et al. 2009, THIELE et al. 2020a).

Die Strömungsgeschwindigkeit, die Konzentration von Phytoplankton und die Konzentration von Cyanobakterien beeinflussen ebenfalls die Bereitstellung der wasserbezogenen Aktivität Baden. Sie könnten als weitere mögliche Subindikatoren in CAESaR integriert werden (THIELE et al. 2020a). Die Fließgeschwindigkeit gibt einen allgemeinen Hinweis, ob sich der Gewässerabschnitt zum Baden eignet. Da jedoch Daten über die Fließgeschwindigkeit aus beispielsweise QSim, dem Gewässergütemodell der Bundesanstalt für Gewässerkunde (KIRSCHESCH 2009), Buchten mit Bademöglichkeit nicht berücksichtigen und keine offiziellen Fließgeschwindigkeitsbegrenzungen existieren, ist die Fließgeschwindigkeit nicht im Indikatoren-Set integriert (THIELE et al. 2020a, THIELE et al. 2020b). Die Konzentration von Cyanobakterien wird nicht als Subindikator für die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten berücksichtigt, da die Massenentwicklung zumeist in Stehgewässern auftritt. Ein Konzentrationswert ist zudem nicht zu verallgemeinern, da Massenentwicklungen von Cyanobakterien stark variieren und mitunter sehr unterschiedliche Toxingehalte aufweisen (THIELE et al. 2020a, DWA 2016).

Für das nicht-motorisierte Bootfahren als wasserbezogene Aktivität wurde der Subindikator Dichte von Stromschnellen in THIELE et al. (2020b) vorgeschlagen, der vor allem in Bezug auf das Kayakfahren im Wildwasser bedeutend für den Erlebniswert ist (SHAW et al. 2016). Im Digitalen Basis-Landschaftsmodell (BasisDLM) werden zwar Stromschnellen als Grunddatenbestand (ADV 2015) geführt, jedoch finden sich diese nach den Eingangsdaten nur außerhalb des Untersuchungsgebietes. Ein Vergleich des BasisDLM zwischen den einzelnen Bundesländern zeigt, dass nicht alle Bundesländer in gleicher Qualität und Tiefe die Kennungen in den Attributtabelle der räumlichen Daten umsetzen. Diese Unterschiede führen zu Unsicherheiten aufgrund nicht quantifizierbarer Differenzen in der Tiefe der Datenklassifikation zwischen den Bundesländern.

Für die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe wird auf bundesweiter Ebene das BasisDLM als Dateneingang genutzt. Die Bewertung der Dichte von Baudenkmalern und Bodendenkmälern in der morphologischen Aue der bayerischen Donau nutzt hingegen Vektordaten des Bayerischen Landesamtes für Denkmalpflege (BLfD). Ein Vergleich der beiden Eingangsdaten ergibt, dass die Eingangsdaten vom BLfD eine größere Anzahl von Elementen enthält als der bundes-

weite Datensatz. Ein Vergleich der bundesweiten und lokalen Bewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe zeigt, dass sich die unterschiedlichen Eingangsdaten auf die Bewertungsergebnisse auswirken (vgl. Kap. 6.1.2). Wenn eine Fragestellung keinen bundesweiten Vergleich der Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften erfordert, sollten die detaillierteren Eingangsdaten von lokalen Institutionen für die Bewertung kultureller ÖSL genutzt werden. Neben dem Einsatz von lokalen Daten können bei dem lokalen Bewertungsverfahren Stakeholder eingebunden werden, um die unterschiedlichen Bau- und Bodendenkmäler bezüglich ihrer aktuellen Relevanz zu gewichten. Diese Erweiterung der Subindikatorbewertung ist zwar zeitaufwendig, ermöglicht aber einen Einbezug weiterer Expert*innen und ein partizipatives Verfahren.

Die Bewertung des Landschaftsbildes könnte Subindikatoren zu flusslandschaftsspezifischen Ausstattungen berücksichtigen, wie beispielsweise Mäander. Räumliche Daten, die diese Ausprägungen beinhalten, sind nur lokal verfügbar. Sie eignen sich deswegen nicht für eine bundesweite Quantifizierung mit einem Vergleich des Landschaftsbildes von Flusslandschaften und den restlichen Flächen von Deutschland. Fließgewässer sind für etwa 90 % der Befragten einer Schweizer Studie attraktive Landschaftselemente (ARNOLD et al. 2009) und naturnahe Fließgewässer sind für die Befragten wichtige Landschaftselemente. Auch die Naturbewusstseinsstudie von 2013 zeigt, dass 65 % der Befragten naturnah gestaltete Flüsse und Bäche attraktiver finden als begradigte Flüsse (BMUB & BfN 2014). Die Bewertung des Landschaftsbildes könnte vor diesem Hintergrund bei einer lokalen Bewertung durch Subindikatoren ergänzt werden, die flusslandschaftsspezifische Landschaftselemente explizit widerspiegeln.

Der Nutzen von kulturellen ÖSL auf das menschliche Wohlergehen wurde unter anderem über eine Befragung bewertet. Um die Bewertung des Nutzens zeitsparend in die Praxis integrieren zu können, wäre die Bereitstellung einer standardisierten Online-Befragung eine mögliche Option. Die standardisierte Befragung kann ein Kartier-Werkzeug beinhalten, mit dem Befragte ihre Erholungsorte in der Flusslandschaft verorten. Die Wirkungen des Flusslandschaftsbesuches auf das menschliche Wohlergehen lassen sich ebenfalls reproduzierbar und zeitsparend mit einer zur Verfügung gestellten Befragung ermitteln. Die eingezeichneten Erholungsorte können beispielsweise mit der Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL verschnitten werden. Hierdurch werden Differenzen zwischen den Bewertungsbereichen räumlich sichtbar. Eine Befragung ist unerlässlich, um räumliche Informationen zu den tatsächlichen Erholungsorten zu generieren. Bestehende räumliche Daten und Social-Media-Daten können den Nutzen und die konkrete tatsächliche Nutzung hingegen nicht oder nur eingeschränkt repräsentativ abbilden.

7.4 Relevanz der Bewertung kultureller ÖSL für die Flusslandschaftsplanung

Die Indikatoren zur Bewertung kultureller ÖSL können Planungsverfahren und Strategien unterstützen. Einerseits werden durch das Bewertungsverfahren Flusslandschaftsbereiche identifiziert, die eine besondere Bedeutung für die Bereitstellung von kulturellen ÖSL haben. Andererseits ermöglicht die Bewertung einen Vergleich des aktuellen Status der kulturellen ÖSL mit dem Zustand nach der Maßnahme, der durch Karten und Diagramme visualisiert, kommuniziert und in partizipativen Planungsprozessen integriert werden kann (THIELE et al. 2020b). In Bezug auf die Planung von Flusslandschaften sind unter anderem die Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG), die Hochwasserrisiko-Management-Richtlinie (RL 2007/60/EG) und die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG) von Relevanz (PODSCHUN et al. 2018b). Die Berücksichtigung kultureller ÖSL ist in diesen bestehenden Richtlinien nicht vorgesehen. Auf der europäischen Ebene fordert das Ziel 2 der EU-

Biodiversitätsstrategie bis 2020 den Erhalt von Ökosystemen und ÖSL sowie deren Verbesserung durch grüne Infrastruktur und Wiederherstellung von mindestens 15 % der verschlechterten Ökosysteme (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011a). Da unter anderem nur noch rund ein Drittel der ehemaligen Auenflächen an das Überflutungsregime angeschlossen ist (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009), gehören Flusslandschaften in Deutschland größtenteils zu den verschlechterten Ökosystemen. Die Bewertung von kulturellen ÖSL liefert deswegen eine Erweiterung und Ergänzung bestehender Richtlinien auf europäischer Ebene. VLACHOPOULOU et al. (2014) fordern ebenfalls die Anwendung des ÖSL-Konzepts, um die Ziele der WRRL zu erreichen und die Etablierung von gewässerbaulichen Maßnahmen zu unterstützen. Die Bewertung kultureller ÖSL nach dem KÖSL^{MAP}-Verfahren hilft der Zielerfüllung der EU-Biodiversitätsstrategie, um diejenigen Flusslandschaftsbereiche zu identifizieren, die im bundesweiten Vergleich eine besonders geringe wie auch eine besonders hohe Bereitstellung für kulturelle ÖSL vorweisen.

Auf bundesweiter Ebene verdeutlicht die „Nationale Strategie der biologischen Vielfalt“, dass kein vergleichbarer künstlicher Ersatz für Leistungen der Natur in Bezug auf das Landschaftsbild und die Erholungswerte geschaffen werden kann (BMUB 2007). Aus sozialen und kulturellen Gründen wird deswegen die Sicherung und Ermöglichung von Naturerfahrungen und -erlebnissen als wichtiger Aspekt für die Persönlichkeitsentwicklung betrachtet und in die Strategie integriert (ebd.). Auch hier hilft das KÖSL^{MAP}-Verfahren, um Flächen mit einer besonderen Bedeutung für kulturelle ÖSL zu identifizieren und diese Flächen beispielsweise unter Schutz zu stellen. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren kann auf bundesweiter Ebene zur Identifikation von geeigneten Maßnahmegebieten für beispielsweise das Bundesprogramm „Blaues Band“ dienen (THIELE et al. 2020a). Dieses Bundesprogramm hebt hervor, dass Bundeswasserstraßen für die Freizeitgestaltung und zur Erholung (z. B. Fahrgastschiffahrt, Kanufahren, Angeln oder Wandern) genutzt werden. In den zukünftigen Handlungsrahmen ist die Aufwertung von Nebenwasserstraßen für das Landschaftsbild und die Freizeit und Erholung durch Renaturierungen integriert (BMVI & BMU 2018). Das entwickelte KÖSL^{MAP}-Verfahren ist sowohl bei der Flächenauswahl einsetzbar als auch bei der Gegenüberstellung der Auswirkungen von verschiedenen Handlungsoptionen. Stakeholder können in einem partizipativen Planungsprozess geeignete Handlungsoptionen mithilfe von Karten und Auswertungen durch das KÖSL^{MAP}-Verfahren identifizieren.

Auf kommunaler Ebene tragen die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) und die Strategische Umweltprüfung (SUP) gemäß dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) vorausschauend dazu bei, die Auswirkungen von Plänen, Programmen und Projekten auf (kulturelle) ÖSL zu untersuchen (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE). Die Umweltverträglichkeitsprüfung identifiziert, beschreibt und bewertet unmittelbare und mittelbare Auswirkungen eines Projektes in Bezug auf fünf Faktoren. Faktoren der aktuellen UVGP umfassen beispielsweise „Bevölkerung und die menschliche Gesundheit“ und „Sachgüter, kulturelles Erbe und Landschaft“ (RL 2014/52/EU). Aktuell werden kulturelle ÖSL nicht explizit berücksichtigt, auch wenn sie in den Faktoren wiederzufinden sind (KARJALAINEN et al. 2013, BAKER et al. 2013). Die Bewertung der Faktoren in der UVP erfolgt oft verbalargumentativ anhand von Leitparametern (LANDESARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1997). Diese werden von den einzelnen Gutachtenden unterschiedlich ausgelegt. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert hingegen ein transparentes und reproduzierbares Verfahren, das unter Modifikationen auch zur Bewertung der Faktoren „Sachgüter, kulturelles Erbe und Landschaft“ und „Bevölkerung und menschliche Gesundheit“ (RL 2014/52/EU) genutzt werden kann.

Die Bewertung kultureller ÖSL mit den aufgestellten Indikatoren (THIELE et al. 2020a, THIELE et al. 2020b) hilft, das Wissen über kulturelle ÖSL von Flusslandschaften bereitzustellen, zu erweitern und

Zusammenhänge zwischen der Bereitstellung und der Nutzung von kulturellen ÖSL darzustellen. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert deswegen einen Beitrag zur Erreichung des „Action 5“ der EU-Biodiversitätsstrategie (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011a), da ein transparentes und reproduzierbares Bewertungsverfahren erstellt wurde. Dieses wird von der Arbeitsgruppe „MAES“ gefordert, die zur Zielerreichung des „Action 5“ etabliert wurde (MAES et al. 2016b). Das Bewertungsverfahren erleichtert Stakeholdern den Zugang zum ÖSL-Konzept, da in einer gemeinsamen Sprache der Nutzen auf das menschliche Wohlergehen abgeleitet werden kann (BERGHÖFER et al. 2015, PODSCHUN et al. 2018b). Die Bewertung der kulturellen ÖSL liefert eine Grundlage, um auch außerhalb des Umweltbereiches einen politischen Wandel zu unterstützen, indem die gesellschaftliche Relevanz von Umweltveränderungen herausgestellt wird (BERGHÖFER et al. 2015, PARTIDARIO & GOMES 2013).

Die Konzeptualisierung von kulturellen ÖSL ist in der Wissenschaft nicht unumstritten. TREPL (2014) argumentiert beispielsweise, dass es keine kulturellen ÖSL gebe, da Ökosysteme nicht als naturwissenschaftlicher Gegenstand und mit der entsprechenden Definition behandelt würden. Hierzu ist anzumerken, dass die Strukturen und Prozesse der Fließgewässer und Auen sehr wohl in die entwickelten Subindikatoren zur Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL integriert wurden (THIELE et al. 2020b). Natürlich bilden Modelle, die auf räumlichen Daten basieren, nicht die Gesamtheit der Strukturen und Prozesse ab. Das ÖSL-Konzept ist letztlich eine Möglichkeit, die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen einfacher visualisieren und kommunizieren zu können. Die Akzeptanz soll dadurch gesteigert werden, um weiteren Biodiversitätsverlusten und Degradationen von Ökosystemen entgegenzuwirken (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Das hier vorgestellte Bewertungsverfahren liefert dazu eine Möglichkeit, auch wenn die Komplexität der Ökosysteme nicht in ihrer Gesamtheit in den Indikatoren widerspiegelt ist.

KIRCHHOFF (2018) kritisiert an kulturellen ÖSL, dass die intrinsischen Werte der Natur nicht angemessen berücksichtigt werden. Die eigentlichen ästhetischen, moralischen und symbolischen Werte geraten aus dem Blick und ihre Erhaltung werde nicht angemessen in den Praxisfeldern Umwelt-, Natur- und Biodiversitätsschutz beachtet (KIRCHHOFF 2018). Fünf Kritikpunkte am Konzept der kulturellen ÖSL führt KIRCHHOFF (2018) bei seiner Analyse auf, wovon drei Punkte im Folgenden vorgestellt und diskutiert werden. Einerseits sollte nach KIRCHHOFF (2018) von Werten im attributiven Sinne anstatt von „Dienstleistungen (services) und Vorteilen (benefits)“ gesprochen werden, da Dienstleistungen und Vorteile in Bezug zu kulturellen ÖSL nicht umfassend genug seien. Hierzu ist zu erwähnen, dass in dem Dissertationsvorhaben Indikatoren entwickelt wurden, die aus allgemeinen Präferenzen des Untersuchungsraums abgeleitet wurden. Diese Indikatoren werden genutzt, um die Bereitstellung und die Nutzung kultureller ÖSL in Flusslandschaften zu erfassen und zu bewerten. Der Nutzen eines Flusslandschaftsbesuches wurde methodisch über eine Befragung erfasst, in der subjektive Auswirkungen eines Flusslandschaftsbesuchs abgefragt wurden. Durch Befragungsergebnisse einer repräsentativen Stichprobe können somit sehr wohl der Nutzen eines Flusslandschaftsbesuchs erfasst und die Relevanz von landschaftlichen Ausstattungen ermittelt werden. Besonders wichtig bewertete landschaftliche Ausstattungen können wiederum in die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen integriert werden. Der zweite Kritikpunkt von KIRCHHOFF (2018) besagt, dass mit dem Konzept der kulturellen ÖSL der Gegenstand der unter dem Konzept gefassten Werte falsch verstanden werde. Gegenstand der Werte seien „nicht Ökosysteme, sondern Natur, die ästhetisch, symbolisch oder auch moralisch wahrgenommen wird“ (KIRCHHOFF 2018). Er schlägt deswegen vor, von „Werten der Natur“ zu sprechen. Hierbei stellt sich die Frage, wie „Natur“ definiert wird, wenn Kulturlandschaften Gegenstand einer Bewertung kultureller ÖSL sind.

Einige Wissenschaftler*innen nutzen den Begriff Landschaftsleistungen anstatt Ökosystemleistungen (BASTIAN et al. 2014, FAGERHOLM et al. 2019). Das Dissertationsvorhaben verwendet den Terminus Ökosystemleistungen, um einen Diskurs um die Begriffe nicht erneut aufzurollen, sondern vielmehr die Bewertung kultureller ÖSL konsequent vorzustellen. Das ÖSL-Konzept mit dem Bereich der kulturellen ÖSL ist international genauso etabliert wie der Begriff Ökosystemleistungen (MAES et al. 2016a, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018).

Als einen weiteren Kritikpunkt bringt KIRCHHOFF an, dass die „onthologischen und konstitutionstheoretischen Fehler im Konzept der kulturellen ÖSD zu methodischen Fehlern bei der Erfassung der intrinsischen ästhetischen, symbolischen und moralischen Werte von Natur“ (KIRCHHOFF 2018) führen. Durch diese Fehler bei der Erfassung und Bewertung würden Maßnahmen zur Erhaltung und Optimierung dieser Werte falsch oder nicht optimal konzipiert. In dem Dissertationsvorhaben wurden ein praxisorientierter Bewertungsrahmen kultureller ÖSL sowie Indikatoren für die Bewertungsbereiche entwickelt. Diese Indikatoren ermöglichen eine räumliche Darstellung und Auswertung von hoch und gering bewerteten Flusslandschaften. Letztlich kann die Bewertung dabei unterstützen, Flusslandschaftsbereiche mit hohen Indikatorwerten zu schützen und Flusslandschaftsbereiche mit geringen Indikatorwerten durch Maßnahmen zu fördern. Die Indikatoren sind zudem sensitiv für Renaturierungsmaßnahmen (vgl. Tab. 3). Dadurch kann in partizipativen Planungsprozessen aufgezeigt werden, welche Verbesserungen sich für kulturelle ÖSL durch Renaturierungsmaßnahmen einstellen. Ein höher bewertetes Landschaftsbild führt beispielsweise zu einer Akzeptanzsteigerung von Renaturierungsmaßnahmen (KÜCHLER-KRISCHUN 2007, GOBSTER et al. 2007, ARNOLD et al. 2009). Das erstellte KÖSL^{MAP}-Verfahren trägt deswegen zur Unterstützung von Renaturierungsmaßnahmen bei, hilft bei der Flächenauswahl und liefert einen Wissenszugewinn in Bezug auf kulturelle ÖSL.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Landschaftsbild beeinflusst andere kulturelle ÖSL, da beispielsweise ein attraktives Landschaftsbild den Erholungswert einer Flusslandschaft steigert (OTHMAN et al. 2015, ARNOLD et al. 2009). Der Vergleich der Landschaftsbildbewertung von Flusslandschaften und der restlichen Fläche Deutschlands zeigt, dass einerseits die Landschaftsbildbewertungen der rezenten Auen und der Fließgewässer höher sind als die Landschaftsbildbewertung der restlichen Fläche Deutschlands. Andererseits erzielen Altauen die geringste mittlere Landschaftsbildbewertung. Ihre Landschaftsbildbewertung ist auch geringer als die Landschaftsbildbewertung der restlichen Flächen Deutschlands (THIELE et al. 2019b). Stark modifizierte Flusslandschaften sind deswegen weniger wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild. Flusslandschaftsbereiche mit einer besonders hohen Landschaftsbildbewertung werden hingegen von seltenen Landbedeckungsklassen (z. B. Weinbauflächen) und von einer hohen Dichte von prägnanten Elementen geprägt. Diese Resultate können bei der Identifikation von geeigneten Renaturierungsmaßnahmen Berücksichtigung finden, um das Landschaftsbild von Flusslandschaften wiederherzustellen und zu schützen. Renaturierungsmaßnahmen finden eher Akzeptanz in der Bevölkerung, wenn sie das Landschaftsbild positiv beeinflussen (KÜCHLER-KRISCHUN 2007, GOBSTER et al. 2007, ARNOLD et al. 2009). Eine Visualisierung des Landschaftsbildes vor und nach einer Renaturierungsmaßnahme mit Karten und Diagrammen unterstützt deswegen die Akzeptanzsteigerung für eine Renaturierungsmaßnahme. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert hierfür die nötigen Indikatoren.

Mit räumlichen Daten wurde die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, nicht-wasserbezogene Aktivitäten und wasserbezogene Aktivitäten sowie ihre Erholungsinfrastruktur und Nutzung vorgenommen. Hierzu wurde das KÖSL^{MAP}-Verfahren entwickelt, das mit Indikatoren lokale und bundesweite Bewertungen liefert. Die Nutzung beeinflusst wiederum das menschliche Wohlergehen durch einen entstandenen Nutzen (FISH et al. 2016). Der entstandene Nutzen konnte nicht mithilfe von räumlichen Daten erfasst und bewertet werden. Er wurde vielmehr über eine repräsentative Online-Umfrage ermittelt. Aktuelle Forschungsprojekte, wie beispielsweise der „AQUATAG“ (VENOHR et al. 2018), versuchen, den Nutzen für das menschliche Wohlergehen mit georeferenzierten Social-Media-Daten zu bewerten. Diese Methoden werden in Bezug auf ihre Repräsentativität kritisch betrachtet. Eine Online-Befragung, die standardisiert mit einem Kartierwerkzeug zur Verfügung steht, wäre ein möglicher Zugewinn, um Forschung zum Nutzen kultureller ÖSL auf das menschliche Wohlergehen voranzutreiben. Daraus lässt sich die Schlussfolgerung ziehen, dass mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL, des menschlichen Beitrags und der Nutzung von kulturellen ÖSL über räumliche Daten möglich ist. Der Nutzen wurde hingegen durch eine Befragung ermittelt, wodurch eine Grenze des Einsatzes räumlicher Daten in der Bewertung von kulturellen ÖSL aufgezeigt wurde.

Eine differenzierte Bewertung der Bereitstellung und der Nutzung von kulturellen ÖSL mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert Erkenntnisse über deren Unterschiede in einer räumlichen Einheit. Diese Erkenntnisse dienen der Abwägung von planerischen Handlungsoptionen. Hierfür wurde eine Visualisierung der konzeptionellen Bewertungsbereiche in Karten und Spinnendiagrammen vorgenommen.

Die Visualisierungen wurden für 79 Flusslandschaften erstellt, wobei die Gegenüberstellung der Bewertungen von den konzeptionellen Bewertungsbereichen in Spinnendiagrammen je Fluss-Auen-Kompartiment erfolgte. Insgesamt wurden Bewertungen von vier kulturellen ÖSL für ihre Bereitstel-

lung, die Erholungsinfrastruktur und die Nutzung erfasst, bewertet und gegenübergestellt. Das Dissertationsvorhaben liefert mit dieser Bewertung kultureller ÖSL in Flusslandschaften einen Beitrag im internationalen Diskurs zur Bewertung kultureller ÖSL. In diesem Diskurs wurden in den vergangenen Jahren zwar große Fortschritte erzielt (SCHIRPKE et al. 2019, HERMES et al. 2018), eine indikatorbasierte Bewertung kultureller ÖSL ist hingegen immer noch selten (HANNA et al. 2018).

Das KÖSL^{MAP}-Verfahren basiert auf existierenden räumlichen Daten und ist räumlich und zeitlich reproduzierbar. Es hat sich gezeigt, dass dieses Verfahren auf andere Untersuchungsregionen übertragbar ist, wenn die Rahmenbedingungen vergleichbar sind und räumliche Daten zur Verfügung stehen. Die Subindikatoren und ihre Gewichtung können für weitere Untersuchungsregionen modifiziert und variiert werden, wenn beispielsweise andere wasserbezogene Aktivitäten von Relevanz für einen Untersuchungsraum sind. Die aufgestellten CAESaR-Indikatoren bilden ebenso eine Grundlage zur Bewertung kultureller ÖSL von Küsten- und Seenlandschaften. Hieraus lässt sich schlussfolgern, dass das Bewertungsverfahren ohne Modifikation auf Untersuchungsräume mit vergleichbaren Rahmenbedingungen übertragbar ist. Unter Modifikation kann das Verfahren auch in weiteren Untersuchungsräumen angewendet werden, um kulturelle ÖSL in Planungsverfahren zu integrieren.

Die Bewertung der einzelnen Indikatoren erfolgte in Rastern, die eine räumlich exakte Integration in einen River Ecosystem Service Index ermöglichen und erleichtern. Über die Bildung von Mittelwerten und eine Klassifikation der CAESaR-Indikatoren wurde die Bewertung kultureller ÖSL in die fünfstufige RESI-Bewertungsskala und die Fluss-Auen-Kompartimente als RESI-Bewertungsraum transformiert (THIELE et al. 2020a). Die Bewertung kultureller ÖSL wurde dadurch in eine Gesamtbewertung weiterer ÖSL aus den Bereichen der regulativen und versorgenden ÖSL integriert. Diese Bewertungen können in Entscheidungsprozesse eingebracht werden, da das ÖSL-Konzept Anknüpfungspunkte zur Ergänzung von bestehenden Planungsinstrumenten bereitstellt (PODSCHUN et al. 2018b).

Akteure im Gewässerkontext zeigten in einer Befragung ein großes Interesse am ÖSL-Konzept (ebd.). Die Bereitstellungsindikatoren kultureller ÖSL wurden bereits während der Erstellung des Dissertationsvorhabens in einer internen Planung des Wasserwirtschaftsamts Donauwörth eingesetzt, um die Auswirkungen verschiedener Handlungsoptionen darzustellen. Es lässt sich ableiten, dass die Indikatoren und das Bewertungsverfahren das Interesse von verschiedenen Akteuren geweckt haben und die Bereitstellungsindikatoren bereits eine Umsetzbarkeit in Planungsprozessen beweisen konnten. Auch bestehende Forschungsvorhaben, wie das Forschungsprojekt „Wilde Mulde“ (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2017), nutzen die aufgestellten Indikatoren. Um einen Überblick über die Indikatorberechnung zur Bereitstellungsbewertung zu erleichtern, wurden für die Bereitstellungsindikatoren Indikatorerkennblätter erarbeitet und in einem Anwendungshandbuch veröffentlicht (PODSCHUN et al. 2018a).

Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren erfüllt die Zielsetzung des „Action 5“ der EU-Biodiversitätsstrategie (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011a). Einerseits erweitert die Anwendung des Verfahrens das Wissen über kulturelle ÖSL, da das Verfahren räumlich explizite Bewertungen liefert. Die Bewertungen zeigen, welche Flusslandschaftsbereiche besonders bedeutend für die Bereitstellung, die Erholungsinfrastruktur und die Nutzung kultureller ÖSL sind und in welchen Flusslandschaftsbereichen ein mögliches Defizit besteht. Andererseits ist das KÖSL^{MAP}-Verfahren transparent und reproduzierbar, da es auf Indikatoren basiert, die unter Einbezug räumlicher Daten bewertet wurden. Dies entspricht einer Forderung der Arbeitsgruppe „MAES“ (MAES et al. 2016b), die zur Zielerreichung des „Action 5“ der EU-Biodiversitätsstrategie eingesetzt wurde. Hieraus ist die Schlussfolgerung zu ziehen, dass die aufgestellten Indikatoren einen Beitrag zur Zielerreichung der EU-Biodiversitätsstrategie liefern. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren stellt Informationen über besonders hoch

bewertete Flusslandschaftsbereiche für kulturelle ÖSL bereit. Es bleibt zu diskutieren, inwiefern diese Bereiche geschützt und erhalten werden können. Die Nutzung von hoch bewerteten Flusslandschaftsbereichen für kulturelle ÖSL erfordert nachhaltige Nutzungsstrategien, um diese Bereitstellung zu erhalten.

Das Bewertungsverfahren ist eine Erweiterung und Ergänzung von bestehenden Bewertungen im Gewässerkontext. Auf Bundesebene ist eine Integration der Indikatoren zur Bewertung kultureller ÖSL in bundesweite Strategien möglich. Die Ergebnisse der Indikatorbewertung sind einsetzbar, um Flusslandschaftsbereiche zur Umsetzung von bundesweiten Strategien (z. B. Bundesprogramm „Blau Band“) zu identifizieren. Die Bewertung ist des Weiteren eine Ergänzung zum Auenzustandsbericht (KOENZEN & GÜNTHER-DIRINGER 2009), der bislang keine kulturellen ÖSL in die Zustandsbewertung integriert hat. Die Faktoren „Sachgüter, kulturelles Erbe und Landschaft“ und „Bevölkerung und menschliche Gesundheit“ (RL 2014/52/EU) der UVPG beinhalten kulturelle ÖSL und werden überwiegend verbal-argumentativ bewertet. Die Transparenz ihrer Bewertung lässt sich durch das KÖSL^{MAP}-Verfahren erhöhen, wenn die Indikatoren entsprechend modifiziert werden. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren ist schlussendlich sowohl als Ergänzung und Erweiterung von bundesweiten Bewertungen im Gewässerkontext zu sehen, als auch als transparentes Verfahren, um spezifische Planungsvorhaben mit einem partizipativen Planungsansatz zu unterstützen. Hierfür stellt es räumlich explizite Ergebnisse in Form von Karten und Diagrammen bereit.

Die Sensitivität der KÖSL-Indikatoren für Renaturierungsmaßnahmen wurde am Beispiel der Maßnahmen des Forschungsprojektes „Wilde Mulde“ gezeigt. Die Indikatoren ermöglichen eine Bewertung der Bereitstellung und Nutzung kultureller ÖSL vor und nach einer Maßnahme. Die Bewertungen kultureller ÖSL lassen sich in einen partizipativen Planungsprozess integrieren, um die Auswirkungen verschiedener Handlungsoptionen unter Einbezug eines Akteursnetzwerkes zu diskutieren. Mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren ist so eine Entwicklung und Identifikation von geeigneten Lösungen für die Verbesserung oder den Erhalt kultureller ÖSL in einem spezifischen Gebiet möglich.

Die Bewertung kultureller ÖSL mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert Karten, ermöglicht statistische Auswertungen und stellt die Visualisierung der konzeptionellen Bewertungsbereiche in Spinnendiagrammen bereit, um Beziehungen zwischen einzelnen Bewertungsbereichen in einer räumlichen Einheit aufzuzeigen. Diese Resultate der Bewertung kultureller ÖSL unterstützen partizipative Planungsprozesse. Es lässt sich ableiten, dass eine monetäre Bewertung von kulturellen ÖSL nicht zwingend erforderlich ist, um diese in Planungsprozesse integrieren zu können.

Die Bewertung kultureller ÖSL mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren ist von der Qualität und dem Vorhandensein räumlicher Eingangsdaten abhängig, die von Behörden bereitgestellt werden (THIELE et al. 2020b). Die Eingangsdaten stehen Forschungsprojekten zumeist kostenfrei zur Verfügung. Um das Bewertungsverfahren uneingeschränkt in Planungsverfahren nutzen und integrieren zu können, sollten die Daten der Allgemeinheit zur Verfügung stehen.

Aufgrund von Datenlücken wurde nicht die Gesamtheit der aufgestellten Subindikatoren bewertet. Es bedarf deswegen einer Bereitstellung und gegebenenfalls Erzeugung von geeigneten räumlichen Daten, um (kulturelle) ÖSL in Fließgewässerplanungen weitreichend integrieren zu können. In diesem Zusammenhang ist die Forderung zu unterstreichen, dass Kartierschlüssel und eine Attributzuweisung in den Bundesländern vereinheitlicht werden sollten, um die Vergleichbarkeit von Bewertungsergebnissen zu gewährleisten und Unsicherheiten vorzubeugen. Die Kartier-Schlüssel sollten dabei so

konzipiert sein, dass sie bei einer erneuten Erhebung der räumlichen Daten nicht verändert werden. Nur so ist ein kontinuierliches Monitoring von Bewertungen zu gewährleisten.

Um Zusammenhänge, Synergien und Trade-offs zwischen versorgenden, regulierenden und kulturellen ÖSL von Flusslandschaften verstehen und in Planungsprozesse integrieren zu können, bedarf es weiterer Forschung. Im Dissertationsvorhaben wurden die kulturellen ÖSL so erfasst und bewertet, dass sie in einen River Ecosystem Service Index integriert werden konnten. Dieser Index bezieht sich bislang auf die Bereitstellung, da bei einigen regulierenden ÖSL keine Differenzierung zwischen den Bewertungsbereichen der Bereitstellung und Nutzung gemacht werden konnte. Nichtsdestoweniger wäre eine Untersuchung des Zusammenhangs, der Synergien und Trade-offs mittels Korrelationsanalysen und Bagplots zwischen den Bereitstellungen verschiedener ÖSL-Bereiche ein wichtiger Beitrag für Strategieentwicklungen und Entscheidungsfindungen in der Fließgewässer- und Auenplanung. Diese Untersuchungen würden die Erstellung von ÖSL-Bündeln ermöglichen, die Synergien und Trade-offs von verschiedenen ÖSL räumlich abbilden könnten. Die Ermittlung dieser Zusammenhänge ist bisweilen wenig erforscht (SCHIRPKE et al. 2019).

Die Forschung in Bezug auf Bewertungsverfahren von ÖSL hat in der vergangenen Dekade stark zugenommen. Die Anzahl an Indikatoren für kulturelle ÖSL ist im Vergleich zu Indikatoren für regulierende oder versorgende ÖSL geringer (HANNA et al. 2018, JONES et al. 2019). Das Dissertationsvorhaben leistet einen Beitrag, um diese Lücke zu schließen. Studien zu kulturellen ÖSL bewerten häufig eine spezifische ÖSL, wie beispielsweise die kulturelle ÖSL Landschaftsbild (HERMES et al. 2018). Das KÖSL^{MAP}-Verfahren liefert zusätzlich Indikatoren für die Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL nicht-wasserbezogene Aktivitäten, wasserbezogene Aktivitäten und Natur- und Kulturerbe. Die Erholungsinfrastruktur und die Nutzung wurden ebenfalls indikator-basiert bewertet. Die Subindikatoren der einzelnen Indikatoren spiegeln dabei flusslandschaftsspezifische Ausstattungen und Elemente wider. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass Flusslandschaftsbereiche, die von Laubwäldern, Wiesen, Gewässerläufen und einer hohen Morphodynamik geprägt werden, hohe Bereitstellungsbewertungen erzielen. Diese Flusslandschaftsbereiche sollten einerseits erhalten und geschützt werden und nur mit nachhaltigen Nutzungskonzepten zugänglich gemacht werden. Andererseits sind diese Merkmale durch Renaturierungsmaßnahmen zu fördern, um die Bereitstellung kultureller ÖSL zu erhöhen.

Weiterer Forschungsbedarf besteht in der tatsächlichen Integration von kulturellen ÖSL in die Planungspraxis von Fließgewässern und Auen. Bislang wurden zwar verschiedene Bewertungsmethoden getestet und für diverse Untersuchungsregionen angewandt, jedoch wurden sie nicht in offizielle Strategien oder Planungsprozesse integriert. Weitere Forschung sollte auf eine Integration von kulturellen ÖSL in Planungsprozessen und Strategien fokussieren. Im Gegensatz zu kulturellen ÖSL finden aktuell vor allem die regulierenden ÖSL indirekt beispielsweise in der Wasserrahmenrichtlinie (RL 2007/60/EG) oder der Hochwasserrisiko-Management-Richtlinie (RL 2007/60/EG) Berücksichtigung. Anknüpfungspunkte für eine Integration von kulturellen ÖSL bieten vor allem die UVP (KARJALAINEN et al. 2013) oder die europäische und bundesweite Biodiversitätsstrategie (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011a, BMUB 2007). Hemmnisse bei der Umsetzung und Integration von kulturellen ÖSL in Planungsprozesse bestehen bislang mitunter bei dem technischen, zeitlichen und personellen Aufwand, ein Aspekt, der im KÖSL^{MAP}-Verfahren berücksichtigt wurde. Zukünftig sollten räumliche Daten und die Bewertungsmethoden kultureller ÖSL zentral gespeichert und zugänglich gemacht werden. Dem ÖSL-Konzept wird zwar häufig bescheinigt, für partizipative Planungsprozesse einen wichtigen Beitrag zu leisten (ALBERT et al. 2014, TURKELBOOM et al. 2017), jedoch ist das Konzept bislang vor allem

Gegenstand von wissenschaftlichen Untersuchungen (GRÊT-REGAMEY et al. 2017). Eine tatsächliche, praktische Anwendung in partizipativen Planungsverfahren ist deswegen erstrebenswert. In diesem Zusammenhang besteht Forschungsbedarf zum Einsatz geeigneter Bewertungsskalen und Visualisierungen, um die Bewertungen von kulturellen ÖSL verständlich aufzubereiten und in Planungsprozesse zu integrieren. Weiter sollte auch untersucht werden, inwiefern die Akzeptanz für Renaturierungsmaßnahmen tatsächlich durch den Einbezug des ÖSL-Konzeptes gesteigert werden kann.

Ein weiterer Forschungsbedarf besteht sowohl in der theoretischen als auch praktischen Auseinandersetzung mit Zusammenhängen und Differenzen zwischen den konzeptionellen Bewertungsbereichen der Bereitstellung und der Nutzung kultureller ÖSL. Es bleibt zu überprüfen, welche nachhaltigen Tourismus- und Naherholungskonzepte bei Differenzen zwischen den konzeptionellen Bewertungsbereichen eingesetzt werden können. Eine Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL soll folglich nicht den Effekt nach sich ziehen, dass hoch bewertete Flusslandschaften ohne Einschränkungen nutzbar gemacht werden. Vielmehr ist hier die Anwendung nachhaltiger Tourismuskonzepte gefragt, um die Bereitstellung kultureller ÖSL in Planungen zu berücksichtigen, zu fördern und zu schützen.

Literatur

- ADV (2015): ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM – Version 7.0.2.
- ALBERT, C., ARONSON, J., FÜRST, C., OPDAM, P. (2014): Integrating ecosystem services in landscape planning – Requirements, approaches, and impacts. *Landscape Ecol* 29, (8), 1277–1285.
- ALBERT, C., GALLER, C., HERMES, J., NEUENDORF, F., HAAREN, C. von, LOVETT, A. (2016): Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. *Ecological Indicators*, (61), 100–113.
- AMBROSE-OJI, B., PAGELLA, T. (2012): Spatial Analysis and Prioritisation of Cultural Ecosystem Services: A Review of Methods – Research Report, Forest Research, Surry.
- AMENT, J., MOORE, C., HERBST, M., CUMMING, G. (2017): Cultural Ecosystem Services in Protected Areas – Understanding Bundles, Trade-Offs, and Synergies. *Conservation Letters* 10, (4), 440–450.
- ARGYROUDI, A., CHATZINIKOLAOU, Y., POIRAZIDIS, K., LAZARIDOU, M. (2009): Do intermittent and ephemeral Mediterranean rivers belong to the same river type? *Aquatic Ecology* 43, (2), 465–476.
- ARNOLD, M., SCHWARZWÄLDER, B., ZBINDEN, M., BEER-TOTH, K., BAUMGART, K. (2009): Mehrwert naturnaher Wasserläufe. Untersuchung zur Zahlungsbereitschaft mit besonderer Berücksichtigung der Erschliessung für den Langsamverkehr. *Umwelt-Wissen* 0912, Bern.
- AUSPURG, K., LIEBE, U. (2011): Choice-Experimente und die Messung von Handlungsentscheidungen in der Soziologie. *Köln Z Soziol* 63, (2), 301–314.
- AXHAUSEN, K., SAMMER, G. (2001): „Stated responses“: Überblick, Grenzen, Möglichkeiten. *Arbeitsbericht Verkehrs- und Raumplanung* 73, IVT, ETH Zürich.
- BAKER, J., SHEATE, W., PHILLIPS, P., EALES, R. (2013): Ecosystem services in environmental assessment - Help or hindrance? *Environmental Impact Assessment Review* 40, 3–13.
- BALVANERA, P., SIDDIQUE, I., DEE, L., PAQUETTE, A., ISBELL, F., GONZALEZ, A., BYRNES, J., O’CONNOR, M., HUNGATE, B., GRIFFIN, J. (2014): Linking Biodiversity and Ecosystem Services – Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *BioScience* 64, (1), 49–57.
- BARK, R., BARBER, M., JACKSON, S., MACLEAN, K., POLLINO, C., MOGGRIDGE, B. (2015): Operationalising the ecosystem services approach in water planning – A case study of indigenous cultural values from the Murray–Darling Basin, Australia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11, (3), 239–249.
- BASTIAN, O., GRUNEWALD, K., SYRBE, R.-U., WALZ, U., WENDE, W. (2014): Landscape services – The concept and its practical relevance. *Landscape Ecol* 29, (9), 1463–1479.
- Bayerisches Denkmalschutzgesetz (BayDSchG) in der in der Bayerischen Rechtssammlung (BayRS 2242-1-WK) veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch § 1 Abs. 255 der Verordnung vom 26. März 2019 (GVBl. S. 98) geändert worden ist.
- BEICHLER, S. (2015): Exploring the link between supply and demand of cultural ecosystem services – towards an integrated vulnerability assessment. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11, (3), 250–263.
- BEREKOVEN, L., ECKERT, W., ELLENRIEDER, P. (1977): *Marktforschung*, Gabler Verlag, Wiesbaden.
- BERGHÖFER, A., WITTICH, A., WITTMER, H., RODE, J., EMERTON, L., VAN ZYL, H. (2015): Analysis of 19 ecosystem service assessments for different purposes – insights from practical experience. *ValuES Project Report.*, Leipzig, Eschborn.

- BIERWERTH, G. (2014): Kulturerbe – Online-Lexikon zur Kultur und Geschichte der Deutschen im östlichen Europa, Download unter <http://ome-lexikon.uni-oldenburg.de/begriffe/kulturerbe/>. (10.04.2020).
- BLIEM, M., GETZNER, M. (2012): Willingness-to-pay for river restoration – Differences across time and scenarios. *Environ Econ Policy Stud* 14, (3), 241–260.
- BMUB (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt – Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007.
- BMUB, BfN (2014): Naturbewusstsein 2014 – Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt.
- BMVI, BMU (2018): Bundesprogramm Blaues Band Deutschland – Eine Zukunftsperspektive für die Wasserstraßen– beschlossen vom Bundeskabinett am 1. Februar 2017, Bonn.
- BOBEK, H., SCHMITHÜSEN, J. (1949): Die Landschaft im logischen System der Geographie. *Erdkunde* 3, (2), 112–120.
- BÖCK, K., POLT, R., SCHÜLTING, L. (2018): Ecosystem Services in River Landscapes. In: SCHMUTZ, S., SENDZIMIR, J., Hrsg., *Riverine Ecosystem Management. Science for Governing Towards a Sustainable Future*, Springer International Publishing, Cham, 413–433.
- BOYD, J., BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? – The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, (2-3), 616–626.
- BRAAT, L., DE GROOT, R. (2012): The ecosystem services agenda – Bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services* 1, (1), 4–15.
- BRAUMAN, K., DAILY, G., DUARTE, T., MOONEY, H. (2007): The Nature and Value of Ecosystem Services – An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, (1), 67–98.
- BROWN, G., KYTTÄ, M. (2014): Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS) – A synthesis based on empirical research. *Applied Geography* 46, 122–136.
- BROWN, G., MONTAG, J., LYON, K. (2012): Public Participation GIS – A Method for Identifying Ecosystem Services. *Society & Natural Resources* 25, (7), 633–651.
- BROWN, T., DANIEL, T. (1991): Landscape Aesthetics of Riparian Environments – Relationship of Flow Quantity to Scenic Quality Along a Wild and Scenic River. *Water Resour. Res.* 27, (8), 1787–1795.
- BRUNOTTE, E., KOENZEN, U., MEHL, D., AMBERGER, P., BONN, R., DÖPKE, M. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2018): CORINE Land Cover 10ha – CLC10 (2012), Download unter <http://www.geodatenzentrum.de/docpdf/clc10.pdf>. (12.07.2019).
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (2009): Geofachdaten des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). Auensegmente und Bilanzierung – Segmente.shp.
- Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 8 des Gesetzes vom 13. Mai 2019 (BGBl. I S. 706) geändert worden ist.
- BURKHARD, B., DE GROOT, R., COSTANZA, R., SEPPELT, R., JØRGENSEN, S., POTSCHIN, M. (2012a): Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, 1–6.
- BURKHARD, B., KANDZIORA, M., HOU, Y., MÜLLER, F. (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *LO*, (34), 1–32.
- BURKHARD, B., KROLL, F., NEDKOV, S., MÜLLER, F. (2012b): Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21, 17–29.

- CASADO-ARZUAGA, I., ONAINDIA, M., MADARIAGA, I., VERBURG, P. (2014): Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. *Landscape Ecol* 29, (8), 1393–1405.
- CASTRO, A., VAUGHN, C., JULIAN, J., GARCÍA-LLORENTE, M. (2016): Social Demand for Ecosystem Services and Implications for Watershed Management. *J Am Water Resour Assoc* 52, (1), 209–221.
- CHAN, K., SATTERFIELD, T., GOLDSTEIN, J. (2012): Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74, 8–18.
- CHAUDHARY, S., MCGREGOR, A., HOUSTON, D., CHETTRI, N. (2015): The evolution of ecosystem services – A time series and discourse-centered analysis. *Environmental Science & Policy* 54, 25–34.
- CHIARI, S. (2010): Raumbedarf für multifunktionale Flusslandschaften – Potentielle Synergien zwischen ökologischen Erfordernissen und den Bedürfnissen der Freizeit- und Erholungsnutzung, Wien.
- CICES (2013): Version 4.3 – Spreadsheet, Download unter <https://cices.eu/resources/>. (10.04.2020).
- CICES (2018): Version 5.1 – Spreadsheet, Download unter https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/03/Finalised-V5.1_18032018.xlsx. (10.04.2020).
- CLERICI, N., PARACCHINI, M., MAES, J. (2014): Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones. *Ecohydrology & Hydrobiology* 14, (2), 107–120.
- CLOUGH, P., MEISTER, A. (1991): Allowing for multiple-site visitors in travel cost analysis. *Journal of environmental management* 32, (2), 115–125.
- COHEN, J. (1992): A power primer. *Psychological Bulletin* 112, (1), 155–159.
- COSTANZA, R. (2008): Ecosystem services – Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141, (2), 350–352.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- COSTANZA, R., KUBISZEWSKI, I. (2012): The authorship structure of “ecosystem services” as a transdisciplinary field of scholarship. *Ecosystem Services* 1, (1), 16–25.
- COSTANZA, R., KUBISZEWSKI, I., ERVIN, D., BLUFFSTONE, R., BOYD, J., BROWN, D., CHANG, H., DUJON, V., GRANER, E., POLASKY, S., SHANDAS, V., YEAKLEY, A. (2011): Valuing ecological systems and services. *F1000 biology reports* 3, (14), 1–6.
- COTTET, M., PIÉGAY, H., BORNETTE, G. (2013): Does human perception of wetland aesthetics and healthiness relate to ecological functioning? *Journal of environmental management* 128, 1012–1022.
- DAILY, G. (1997): *Nature's services – Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington, DC, xx, 392.
- DANLEY, B., WIDMARK, C. (2016): Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecological Economics* 126, 132–138.
- DE GROOT, R.S. (1992): *Functions of Nature, Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*, Wolters-Noordhoff, Groningen.
- DE GROOT, R.S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L., WILLEMEN, L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, (3), 260–272.
- DECKER, K., WATSON, P. (2016): Estimating willingness to pay for a threatened species within a threatened ecosystem. *Journal of Environmental Planning and Management* 60, (8), 1347–1365.
- DEHNHARDT, A. (2015): Herausforderungen der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen aus ökonomischer Sicht – 5. Ökologisches Kolloquium der BfG. Präsentation.

- DWA (2016): Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht.
- DWIF E.V. (2014): Tagesreisen der Deutschen – Grundlagenuntersuchung.
- EGOH, B., DRAKOU, E., DUNBAR, M., MAES, J., WILLEMEN, L. (2012): Indicators for mapping ecosystem services: a review, Luxembourg.
- ESRI (2018): Was ist ModelBuilder?, Download unter <https://pro.arcgis.com/de/pro-app/help/analysis/geoprocessing/modelbuilder/what-is-modelbuilder-.htm>. (28.03.2019).
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2011a): Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020, Amt für Veröff. der Europ. Union, Luxemburg, 27 S.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2011b): Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. – KOM/2011/0244 endg., Download unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>. (14.04.2019).
- FAGERHOLM, N., EILOLA, S., KISANGA, D., ARKI, V., KÄYHKÖ, N. (2019): Place-based landscape services and potential of participatory spatial planning in multifunctional rural landscapes in Southern highlands, Tanzania. *Landscape Ecol* 34, (7), 1769–1787.
- FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., SCHOLZ, M., Hrsg. (2020): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig.
- FISH, R., CHURCH, A., WINTER, M. (2016): Conceptualising cultural ecosystem services – A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services* 21, 208–217.
- FISHER, B., KERRY TURNER, R. (2008): Ecosystem services – Classification for valuation. *Biological Conservation* 141, (5), 1167–1169.
- FISHER, B., TURNER, K., ZYLSTRA, M., BROUWER, R., DE GROOT, R., FARBER, S., FERRARO, P., GREEN, R., HADLEY, D., HARLOW, J., JEFFERISS, P., KIRKBY, C., MORLING, P., MOWATT, S., NAIDOO, R., PAAVOLA, J., STRASSBURG, B., YU, D., BALMFORD, A. (2008): ECOSYSTEM SERVICES AND ECONOMIC THEORY – INTEGRATION FOR POLICY-RELEVANT RESEARCH. *Ecological Applications* 18, (8), 2050–2067.
- GARCÍA-NIETO, A., QUINTAS-SORIANO, C., GARCÍA-LLORENTE, M., PALOMO, I., MONTES, C., MARTÍN-LÓPEZ, B. (2015): Collaborative mapping of ecosystem services – The role of stakeholders' profiles. *Ecosystem Services* 13, 141–152.
- GASSE, J., STEINMETZ, H., KRAMPE, J. (2009): Untersuchungen zur hygienischen Qualität kleiner Fließgewässer. *Österr Wasser- und Abfallw* 61, (11-12), 178–183.
- GEIJZENDORFFER, I., COHEN-SHACHAM, E., CORD, A., CRAMER, W., GUERRA, C., MARTÍN-LÓPEZ, B. (2017): Ecosystem services in global sustainability policies. *Environmental Science & Policy* 74, 40–48.
- GILLESPIE, R., COLLINS, D., BENNETT, J. (2017): Adapting the travel cost method to estimate changes in recreation benefits in the Hawkesbury–Nepean River. *Australasian Journal of Environmental Management* 24, (4), 375–391.
- GLOZZO, G., PETTORELLI, N., HAKLAY, M. (2016): Using crowdsourced imagery to detect cultural ecosystem services – A case study in South Wales, UK. *E&S* 21, (3).
- GOBSTER, P., NASSAUER, J., DANIEL, T., FRY, G. (2007): The shared landscape – What does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecol* 22, (7), 959–972.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E., MARTÍN-LÓPEZ, B., BARTON, D., BRAAT, L., KELEMEN, E., GARCÍA-LLORENTE, M. (2014): State-of-the-Art Report on Integrated Valuation of Ecosystem Services – EU FP7 OpenNESS Project Deliverable D.4.1/WP4.
- GREGORY, K., DAVIS, R. (1993): The Perception of Riverscape Aesthetics – An Example from Two Hampshire Rivers. *Journal of environmental management* 39, (3), 171–185.

- GRÊT-REGAMEY, A., ALTWEGG, J., SIRÉN, E., VAN STRIEN, M., WEIBEL, B. (2017): Integrating ecosystem services into spatial planning—A spatial decision support tool. *Landscape and Urban Planning* 165, 206–219.
- GRIZZETTI, B., LANZANOVA, D., LIQUETE, C., REYNAUD, A., RANKINEN, K., HELLSTEN, S., FORSIUS, M., CARDOSO, A.-C. (2015): Cook-book for water ecosystem service assessment and valuation, Luxembourg.
- GRUNEWALD, K., BASTIAN, O. (2013): Ökosystemleistungen (ÖSD) - mehr als eine Modewort? In: GRUNEWALD, K., BASTIAN, O., Hrsg., *Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele*, Springer Spektrum, Berlin, 1–11.
- GUERRERO, P., MØLLER, M., OLAFSSON, A., SNIZEK, B. (2016): Revealing Cultural Ecosystem Services through Instagram Images – The Potential of Social Media Volunteered Geographic Information for Urban Green Infrastructure Planning and Governance. *UP* 1, (2), 1.
- HAAREN, C. von, ALBERT, C. (2011): Integrating ecosystem services and environmental planning – Limitations and synergies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 7, (3), 150–167.
- HAAREN, C. von, ALBERT, C., BARKMANN, J., GROOT, R. de, SPANGENBERG, J., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., HANSJÜRGENS, B. (2014): From explanation to application – Introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management. *Landscape Ecol* 29, (8), 1335–1346.
- HAAREN, C. von, HÖRLITZ, T. (1993): Naturraumpotentiale für die Landschaftsplanung – Bilanz und Perspektiven. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover: Beiträge zur räumlichen Planung, (33), 61–76.
- HAASE, G. (1978): Zur Ableitung von Naturraumpotentialen. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, (2), 113–124.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D. G., FRID, C., Hrsg., *Ecosystem ecology. A new synthesis*, Cambridge University Press, Cambridge, New York, 110–139.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES).
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- HANNA, D., TOMSCHA, S., OUELLET DALLAIRE, C., BENNETT, E., HOOFTMAN, D. (2018): A review of riverine ecosystem service quantification – Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology* 55, (3), 1299–1311.
- HANSJÜRGENS, B. (2015): Zur Neuen Ökonomie der Natur – Kritik und Gegenkritik. *Wirtschaftsdienst* 95, (4), 284–291.
- HARMS, O., DISTER, E., GERSTNER, L., EGGER, G., HEIM, D., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U., KURTH, U., MODRAK, P. (2018): Potenziale zur naturnahen Auenentwicklung – Bundesweiter Überblick und methodische Empfehlungen für die Herleitung von Entwicklungszielen. *BfN-Skripten* 489, Bonn.
- HÄYHÄ, T., FRANZESE, P. (2014): Ecosystem services assessment – A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling* 289, 124–132.
- HERMES, J. (2018): KOeSL-Ergebnisse-Geodaten_V1, LUH, Download unter https://data.uni-hannover.de/dataset/koesl-ergebnisse-geodaten_v1.
- HERMES, J., ALBERT, C., HAAREN, C. von (2018): Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. *Ecosystem Services* 31, 296–307.

- HERNÁNDEZ-MORCILLO, M., PLEININGER, T., BIELING, C. (2013): An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicators* 29, 434–444.
- HIRONS, M., COMBERTI, C., DUNFORD, R. (2016): Valuing Cultural Ecosystem Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41, (1), 545–574.
- HIRSCHFELD, J., SAGEBIEL, J. (2014): Holistische Bewertung von Ökosystemleistungen - Äpfel, Birnen und Biodiversität. *ÖW* 29, (2), 25–26.
- HOWE, C., SUICH, H., VIRA, B., MACE, G. (2014): Creating win-wins from trade-offs? – Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change* 28, 263–275.
- HOWLEY, P. (2011): Landscape aesthetics – Assessing the general publics' preferences towards rural landscapes. *Ecological Economics* 72, 161–169.
- JALIGOT, R., HASLER, S., CHENAL, J. (2019): National assessment of cultural ecosystem services – Participatory mapping in Switzerland. *Ambio* 48, (10), 1219–1233.
- JAX, K. (2005): Function and “functioning” in ecology – What does it mean? *Oikos* 111, (3), 641–648.
- JONES, L., HOLLAND, R., BALL, J., SYKES, T., TAYLOR, G., INGWALL-KING, L., SNADDON, J., S.-H. PEH, K., LADLE, R. (2019): A place-based participatory mapping approach for assessing cultural ecosystem services in urban green space. *People and Nature*, (2), 123–137.
- JUNKER, B., BUCHECKER, M. (2008): Aesthetic preferences versus ecological objectives in river restorations. *Landscape and Urban Planning* 85, (3-4), 141–154.
- KANDZIORA, M., BURKHARD, B., MÜLLER, F. (2013): Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54–78.
- KARJALAINEN, T., MARTTUNEN, M., SARKKI, S., RYTKÖNEN, A.-M. (2013): Integrating ecosystem services into environmental impact assessment – An analytic–deliberative approach. *Environmental Impact Assessment Review* 40, 54–64.
- KEELER, B., WOOD, S., POLASKY, S., KLING, C., FILSTRUP, C., DOWNING, J. (2015): Recreational demand for clean water – Evidence from geotagged photographs by visitors to lakes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13, (2), 76–81.
- KIENAST, F., DEGENHARDT, B., WEILENMANN, B., WÄGER, Y., BUCHECKER, M. (2012): GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. *Landscape and Urban Planning* 105, (4), 385–399.
- KIRCHHOFF, T. (2018): "Kulturelle Ökosystemdienstleistungen" – Eine begriffliche und methodische Kritik, Verlag Karl Alber, Freiburg, München.
- KIRSCHESCH, V. (2009): QSim – Das Gewässergütemodell der Bundesanstalt für Gewässerkunde – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktondynamik in Fließgewässern.
- KNAPS, F., HERRMANN, S. (2018): Analyzing Cultural Markers to Characterize Regional Identity for Rural Planning. *RUR LANDSC* 5, (1), 1–15.
- KOCH, M., RECK, H., SCHOLLES, F., FRANK, H., HAMPP, K. (2012): Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie in Planung und Prüfung – Endbericht.
- KOENZEN, U., GÜNTHER-DIRINGER, D. (2009): Auenzustandsbericht – Flussauen in Deutschland, Berlin.
- KOENZEN, U., KURTH, A. (2016): Auentypologie. In: PATT, H., Hrsg., Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Springer Vieweg, Berlin, Heidelberg.
- KOETSE, M., BROUWER, R., VAN BEUKERING, P. (2015): Economic valuation methods for ecosystem services. In: BOUMA, J. A., VAN BEUKERING, P. J., Hrsg., *Ecosystem Services*, Cambridge University Press, Cambridge, 108–131.

- KUBINGER, K., RASCH, D., MODER, K. (2009): Zur Legende der Voraussetzungen des t -Tests für unabhängige Stichproben. *Psychologische Rundschau* 60, (1), 26–27.
- KÜCHLER-KRISCHUN, J., Hrsg. (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt – Vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Reihe Umweltpolitik, BMU, Berlin.
- KUMMU, M., MOEL, H. de, WARD, P., VARIS, O. (2011): How close do we live to water? A global analysis of population distance to freshwater bodies. *PloS one* 6, (6), 1-13.
- LANDEARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1997): UVP-Leitlinien – Arbeitsmaterial für die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Wasserwirtschaft, Berlin.
- LANGER, H. (1970): Die ökologische Gliederung der Landschaft und ihre Bedeutung für die Fragestellung der Landschaftspflege. *Landschaft und Stadt* (Beiheft).
- LARONDELLE, N., HAASE, D., KABISCH, N. (2014): Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change* 26, 119–129.
- LIQUETE, C., PIRODDI, C., DRAKOU, E., GURNEY, L., KATSANEVAKIS, S., CHAREF, A., EGOH, B. (2013): Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services – A systematic review. *PloS one* 8, (7), 1-15.
- LOKGARIWAR, C., CHOPRA, R., SMAKHTIN, V., BHARATI, L., O'KEEFFE, J. (2013): Including cultural water requirements in environmental flow assessment – An example from the upper Ganga River, India. *Water International* 39, (1), 81–96.
- LOUVIERE, J. (1988): *Analyzing decision making – Metric conjoint analysis*, Sage Publ, Newbury Park, Calif.
- MAES, J., CROSSMAN, N., BURKHARD, B. (2016a): Mapping Ecosystem Services. In: POTSCHIN, M. et al., Hrsg., *Routledge handbook of ecosystem services*, Routledge Taylor & Francis Group earthscan from Routledge, London, New York.
- MAES, J., EGOH, B., WILLEMEN, L., LIQUETE, C., VIHERVAARA, P., SCHÄGNER, J., GRIZZETTI, B., DRAKOU, E., LA NOTTE, A., ZULIAN, G., BOURAOUI, F., LUISA PARACCHINI, M., BRAAT, L., BIDOGLIO, G. (2012): Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1, (1), 31–39.
- MAES, J., LIQUETE, C., TELLER, A., ERHARD, M., PARACCHINI, M., BARREDO, J., GRIZZETTI, B., CARDOSO, A., SOMMA, F., PETERSEN, J.-E., MEINER, A., GELABERT, E., ZAL, N., KRISTENSEN, P., BASTRUP-BIRK, A., BIALA, K., PIRODDI, C., EGOH, B., DEGEORGES, P., FIORINA, C., SANTOS-MARTÍN, F., NARUŠEVIČIUS, V., VERBOVEN, J., PEREIRA, H., BENGTTSSON, J., GOCHEVA, K., MARTA-PEDROSO, C., SNÄLL, T., ESTREGUIL, C., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., PÉREZ-SOBA, M., GRÊT-REGAMEY, A., LILLEBØ, A., MALAK, D., CONDÉ, S., MOEN, J., CZÚCZ, B., DRAKOU, E., ZULIAN, G., LAVALLE, C. (2016b): An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* 17, 14–23.
- MAES, J., TELLER, A., ERHARD, M., MURPHY, P., PARACCHINI, M., BARREDO, J., GRIZZETTI, B., CARDOSO, A., SOMMA, F., PETERSON, J.-E., M., A., G., E.R., ZAL, N., KRISTENSEN, P., BASTRUP-BIRK, A., BIALA, K., ROMAO, C., PIRODDI, C., EGOH, B., FIORINA, C., SANTOS, F., NARUŠEVIČIUS, V., VERBOVEN, J., PEREIRA, H., BENGTTSSON, J., KREMENA, G. (2014): Mapping and assessment of ecosystems and their services – Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020 : 2nd report - final, February 2014, Luxembourg.
- MAX-NEEF, M., ELIZALDE, A., HOPENHAYN, M. (1989): *Human scale development*, The Dag Hammarskjöld Centre, Uppsala, Schweden.
- MCDONOUGH, K., HUTCHINSON, S., MOORE, T., HUTCHINSON, J. (2017): Analysis of publication trends in ecosystem services research. *Ecosystem Services* 25, 82–88.

- MEADOWS, D., MEADOWS, D., ZAHN, E., MILLING, P., HECK, H.-D. (1972): Die Grenzen des Wachstums – Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit, Dt. Verl.-Anst, Stuttgart.
- MELSTROM, R., LUPI, F., ESSELMAN, P., STEVENSON, R. (2015): Valuing recreational fishing quality at rivers and streams. *Water Resour. Res.* 51, (1), 140–150.
- MENOLD, N., BOGNER, K., unter Mitarbeit von GESIS - Leibniz-Institut für Sozialwissenschaften (2014): Gestaltung von Ratingskalen in Fragebögen, *SDM-Survey Guidelines* (GESIS Leibniz Institute for the Social Sciences).
- MEYERHOFF, J. (1998): Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen – Stand der Diskussion und mögliche Bedeutung für das BMBF-Programm „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“, Berlin.
- MILCU, A., HANSPACH, J., ABSON, D., FISCHER, J. (2013): Cultural Ecosystem Services – A Literature Review and Prospects for Future Research. *Ecology and Society* 18, (3), 1–35.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005a): Ecosystems and human well-being – Synthesis, Island Press, Washington, DC.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b): Ecosystems and human well-being: Wetlands and water – Synthesis, Island Press, Washington, DC.
- MOSLEY, M. (1989): Perceptions of New Zealand River Scenery. *New Zealand Geographer* 45, (1), 2–13.
- NAHUELHUAL, L., CARMONA, A., LATERRA, P., BARRENA, J., AGUAYO, M. (2014): A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services – The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators* 40, 90–101.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE: Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung, Hannover, Leipzig.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung., München, ifuplan, Leipzig, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Bonn, Bundesamt für Naturschutz, 92 S.
- NEEF, E. (1966): Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials. *Forschung und Fortschritt*, (3), 65–96.
- NEBHÖVER, C., TIMAEUS, J., WITTMER, H., KRIEG, A., GEAMANA, N., VAN DEN HOVE, S., YOUNG, J., WATT, A. (2013): Improving the Science-Policy Interface of Biodiversity Research Projects. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 22, (2), 99–103.
- OLSCHESKI, R. (2017): Bewertung von Ökosystemleistungen – Eine Bestandsaufnahme. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 168, (1), 3–13.
- OTHMAN, N., MOHAMED, N., ARIFFIN, M. (2015): Landscape Aesthetic Values and Visiting Performance in Natural Outdoor Environment. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 202, 330–339.
- PALOMO, I., MARTÍN-LÓPEZ, B., POTSCHEIN, M., HAINES-YOUNG, R., MONTES, C. (2013): National Parks, buffer zones and surrounding lands – Mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services* 4, 104–116.
- PARACCHINI, M., ZULIAN, G., KOPPEROINEN, L., MAES, J., SCHÄGNER, J., TERMANSEN, M., ZANDERSEN, M., PEREZ-SOBA, M., SCHOLEFIELD, P., BIDOGLIO, G. (2014): Mapping cultural ecosystem services – A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators* 45, 371–385.
- PARTIDARIO, M., GOMES, R. (2013): Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 40, 36–46.
- PEÑA, L., CASADO-ARZUAGA, I., ONAINDIA, M. (2015): Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. *Ecosystem Services* 13, 108–118.

- PFLÜGER, Y., RACKHAM, A., LARNED, S. (2010): The aesthetic value of river flows – An assessment of flow preferences for large and small rivers. *Landscape and Urban Planning* 95, (1-2), 68–78.
- PIRIKIYA, M., AMIRNEJAD, H., OLADI, J., ATAIE SOLOUT, K. (2016): Determining the recreational value of forest park by travel cost method and defining its effective factors. *Journal of Forest Science* 62, (9), 399–406.
- PLIENINGER, T., DIJKS, S., OTEROS-ROZAS, E., BIELING, C. (2013): Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* 33, 118–129.
- PODSCHUN, S., ALBERT, C., COSTEA, G., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, C., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HARTJE, V., HOFFMANN, T., HORNUNG, L., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H., LINNEMANN, K., MEHL, D., RAYANOV, M., RITZ, S., RUMM, A., SANDER, A., SCHMIDT, M., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., HAAREN, C. von, WILDNER, M., PUSCH, M. (2018a): RESI - Anwenderhandbuch. IGB-Berichte 31/2018.
- PODSCHUN, S., THIELE, J., DEHNHARDT, A., MEHL, D., HOFFMANN, T., ALBERT, C., HAAREN, C. von, DEUTSCHMANN, K., FISCHER, C., SCHOLZ, M., COSTEA, G., PUSCH, M. (2018b): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62, (6), 453–468.
- POSTHUMUS, H., ROUQUETTE, J., MORRIS, J., GOWING, D.J.G., HESS, T. (2010): A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics* 69, (7), 1510–1523.
- PRUCKNER, G. (1995): Der kontingente Bewertungsansatz zur Messung von Umweltgütern – Stand der Debatte und umweltpolitische Einsatzmöglichkeiten. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht*, (18), 503.536.
- RABE, S.-E., GANTENBEIN, R., RICHTER, K.-F., GRÊT-REGAMEY, A. (2018): Increasing the credibility of expert-based models with preference surveys – Mapping recreation in the riverine zone. *Ecosystem Services* 31, 308–317.
- RASCH, D., KUBINGER, K., MODER, K. (2011): The two-sample t test – Pre-testing its assumptions does not pay off. *Stat Papers* 52, (1), 219–231.
- RAYANOV, M., DEHNHARDT, A., GLOCKMANN, M., HARTJE, V., HIRSCHFELD, J., LINDOW, M., SAGEBIEL, J., THIELE, J., WELLING, M. (2018): Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbereitschaftsstudie in vier Regionen Deutschlands. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62, (6), 410–422.
- REINECKE, J. (2014): Grundlagen der standardisierten Befragung. In: BAUR, N., BLASIUS, J., Hrsg., *Handbuch Methoden der empirischen Sozialforschung*, Springer VS, Wiesbaden, 601–617.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – ABl. L 327 vom 22.12.2000, L327, 1–83.
- Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.
- Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (Text von Bedeutung für den EWR), L 288/27, 1–8.
- Richtlinie 2014/52/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. April 2014 zur Änderung der Richtlinie 2011/92/EU über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten Text von Bedeutung für den EWR, L 124, 1–18.

- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen – ABl. L 206, 22.7.1992, p.7, L 206, 1–58.
- RODE, M., SCHOLZ, M. (2000): Auen als Teil der Flusslandschaft. UFZ-Jahresbericht 98-99, 110–119.
- RODRIGUES, J. (2015): Cultural Services in Aquatic Ecosystems. In: CHICHARO, L. et al., Hrsg., *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*, Springer Netherlands, Dordrecht, 35–56.
- ROULTER, C., BONNARD, L., LUSSL, S. (2005): Die Aue der Schweiz. BUWAI, HRSG., Bern, Download unter https://www.waldwissen.net/wald/naturschutz/gewaesser/wsl_auen_schweiz/wsl_auen_schweiz_faltblatt_de.pdf. (10.04.2020).
- RUSSI, D., BRINK., P. ten, FARME, A., BADURA, T., COATES, D., FÖRSTER, J., DAVIDSON, N. (2012): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*, London and Brussels.
- RUXTON, G. (2006): The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann–Whitney U test. *Behavioral Ecology* 17, (4), 688–690.
- SAMUELSON, P. (1938): A Note on the Pure Theory of Consumer's Behaviour. *Economica* 5, (17), 61.
- SCHÄFER, A., KOWATSCH, A. (2015): *Gewässer und Auen - Nutzen für die Gesellschaft*, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHINDLER, S., SEBESVARI, Z., DAMM, C., EULLER, K., MAUERHOFER, V., SCHNEIDERGRUBER, A., BIRÓ, M., ESSL, F., KANKA, R., LAUWAARS, S., SCHULZ-ZUNKEL, C., VAN DER SLUIS, T., KROPIK, M., GASSO, V., KRUG, A., T. PUSCH, M., ZULKA, K., LAZOWSKI, W., HAINZ-RENETZEDER, C., HENLE, K., WRBKA, T. (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes – Relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecol* 29, (2), 229–244.
- SCHIRPKE, U., CANDIAGO, S., EGARTER VIGL, L., JÄGER, H., LABADINI, A., MARSONER, T., MEISCH, C., TASSER, E., TAPPEINER, U. (2019): Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. *The Science of the total environment* 651, (Pt 1), 928–941.
- SCHIRPKE, U., MEISCH, C., MARSONER, T., TAPPEINER, U. (2018): Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. *Ecosystem Services* 31, 336–350.
- SCHIRPKE, U., TAPPEINER, U. (2016): Bewertung von Ökosystemleistungen in Natura-2000-Gebieten. *AGIT – Journal für Angewandte Geoinformatik*, (2), 452–461.
- SCHIRPKE, U., TIMMERMANN, F., TAPPEINER, U., TASSER, E. (2016): Cultural ecosystem services of mountain regions – Modelling the aesthetic value. *Ecological Indicators* 69, 78–90.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H., BORN, W., HENLE, K. (2012): *Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion : Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3508 850 100)*, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F., HENLE, K., Hrsg. (2005): *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen – Mit 31 Tabellen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 4*, Weißensee-Verl., Berlin.
- SCHRÖTER, M., BARTON, D., REMME, R., HEIN, L. (2014a): Accounting for capacity and flow of ecosystem services – A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecological Indicators* 36, 539–551.
- SCHRÖTER, M., STUMPF, K., LOOS, J., VAN OUDENHOVEN, A., BÖHNKE-HENRICHS, A., ABSON, D. (2017): Refocusing ecosystem services towards sustainability. *Ecosystem Services* 25, 35–43.
- SCHRÖTER, M., VAN DER ZANDEN, E., VAN OUDENHOVEN, A., REMME, R., SERNA-CHAVEZ, H., GROOT, R. de, OPDAM, P. (2014b): Ecosystem Services as a Contested Concept – A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters* 7, (6), 514–523.

- SCHRÖTER-SCHLAACK, C., Hrsg. (2014): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Vierte Veranstaltung der Workshop-Reihe des Bundesamtes für Naturschutz ... 15. - 18. April 2013, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., RAST, G., SCHRENNER, H. (2017): Wilde Mulde – Revitalisierung einer Wildflusslandschaft in Mitteldeutschland. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 54, 46–65.
- SHAW, E., KUMAR, V., LANGE, E., LERNER, D. (2016): Exploring the utility of Bayesian Networks for modeling cultural ecosystem services – A canoeing case study. *The Science of the total environment* 540, 71–78.
- STADT HAMELN (2011): Verordnung zum Schutz von Naturdenkmälern in der Stadt Hameln - Naturdenkmalverordnung.
- STADT OSNABRÜCK (2012): Verordnung zum Schutz von Naturdenkmälern in der Stadt Osnabrück (12.10.2012). *Amtsbl. für die Stadt Osnabrück* Nr. 17.
- TEEB (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusion and recommendations of TEEB.*
- TEEB (2018): Glossary of terms – Cultural ecosystem services, Download unter <http://www.teebweb.org/resources/glossary-of-terms/>. (10.04.2020).
- TENERELLI, P., DEMŠAR, U., LUQUE, S. (2016): Crowdsourcing indicators for cultural ecosystem services – A geographically weighted approach for mountain landscapes. *Ecological Indicators* 64, 237–248.
- TENGBERG, A., FREDHOLM, S., ELIASSON, I., KNEZ, I., SALTZMAN, K., WETTERBERG, O. (2012): Cultural ecosystem services provided by landscapes – Assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services* 2, 14–26.
- THIELE, J., ALBERT, C., HAAREN, C. von (2019a): Schlussbericht RESI - Modul "kulturelle Ökosystemleistungen", Hannover.
- THIELE, J., ALBERT, C., HAAREN, C. von (2020a): Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften. In: FISCHER-BEDTKE, C. et al., Hrsg., *River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen.*, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig.
- THIELE, J., ALBERT, C., HERMES, J., HAAREN, C. von (2020b): Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. *Ecosystem Services*, (42), 101080.
- THIELE, J., HAAREN, C. von, ALBERT, C. (2019b): Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? – An indicator-based exploration in Germany. *Ecological Indicators*, (101), 31–40.
- TOCKNER, K., PUSCH, M., BORCHARDT, D., LORANG, M. (2010): Multiple stressors in coupled river–floodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1), 135–151.
- TREPL, L. (2014): Es gibt keine kulturellen Ökosystemdienstleistungen, Download unter <https://scilog.spektrum.de/landschaft-oekologie/es-gibt-keine-kulturellen-oekosystemdienstleistungen/>. (19.12.2019).
- TURKELBOOM, F., LEONE, M., BARÓ, F., LANGEMEYER, J., GARCÍA-LLORENTE, M., DICK, J., DAVID, B., STRANGE, E., ZULIAN, G., YLI-PELKONEN, V., PASTUR, G.-M., PERI, P., ULENAERS, P. (2017): Local planning with ecosystem services and stakeholder participation. *OpenNess brief* 7.
- TURNER, R., GEORGIU, S., FISHER, B. (2008): *Valuing ecosystem services – The case of multi-functional wetlands*, Earthscan, London.
- UFZ (2019): *Wilde Mulde – Revitalisierung einer Wildflusslandschaft in Mitteldeutschland*, Download unter https://www.ufz.de/export/data/2/191249_WWF_WildeMulde_fin.pdf.

- UNESCO (1994): Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung – Ramsar, Iran, 2.2.1971 geändert durch das Pariser Protokoll vom 3.12.1982 und die Regina-Änderungen vom 28.5.1987, Paris.
- VAN BERKEL, D., VERBURG, P. (2014): Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators* 37, 163–174.
- VAN OUDENHOVEN, A., SCHRÖTER, M., DRAKOU, E., GEIJZENDORFFER, I., JACOBS, S., VAN BODEGOM, P., CHAZEE, L., CZÚCZ, B., GRUNEWALD, K., LILLEBØ, A., MONONEN, L., NOGUEIRA, A., PACHECO-ROMERO, M., PERENNOU, C., REMME, R., ROVA, S., SYRBE, R.-U., TRATALOS, J., VALLEJOS, M., ALBERT, C. (2018): Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. *Ecological Indicators* 95, 417–426.
- VAN ZANTEN, B., ZASADA, I., KOETSE, M., UNGARO, F., HÄFNER, K., VERBURG, P. (2016): A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosystem Services* 17, 87–98.
- VENOHR, M., LANGHANS, S., PETERS, O., HÖLKER, F., ARLINGHAUS, R., MITCHELL, L., WOLTER, C. (2018): The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. *Environ. Rev.* 26, (2), 199–213.
- VERHAGEN, W., VERBURG, P., SCHULP, N., STÜRCK, J. (2015): Mapping ecosystem services. In: BOUMA, J. A., VAN BEUKERING, P. J., Hrsg., *Ecosystem Services*, Cambridge University Press, Cambridge, 65–86.
- Verordnung über das Naturschutzgebiet „Untere Mulde“ in den Gemarkungen Altjeßnitz, Bitterfeld, Bobbau, Dessau, Friedersdorf, Greppin, Jeßnitz, Kleutsch, Mildensee, Muldenstein, Raguhn, Retzau, Schierau, Sollnitz, Törten und Waldersee vom 16.12.2003.
- VILLAMAGNA, A., ANGERMEIER, P., BENNETT, E. (2013): Capacity, pressure, demand, and flow – A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity* 15, 114–121.
- VILLAMAGNA, A., MOGOLLÓN, B., ANGERMEIER, P. (2014): A multi-indicator framework for mapping cultural ecosystem services – The case of freshwater recreational fishing. *Ecological Indicators* 45, 255–265.
- VLACHOPOULOU, M., COUGHLIN, D., FORROW, D., KIRK, S., LOGAN, P., VOULVOULIS, N. (2014): The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. *The Science of the total environment* 470-471, 684–694.
- VÖRÖSMARTY, C., MCINTYRE, P., GESSNER, M., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., GLIDDEN, S., BUNN, S., SULLIVAN, C., LIERMANN, C., DAVIES, P. (2010): Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555–561.
- WALZ, U., BERGER, A. (2004): Analyse der Auswirkungen des Landschaftswandels auf die Erholungseignung. In: STROBL, J. et al., Hrsg., *Angewandte Geoinformatik*, Heidelberg, 760–771.
- WANTZEN, K., BALLOUCHE, A., LONGUET, I., BAO, I., BOCOUM, H., CISSÉ, L., CHAUHAN, M., GIRARD, P., GOPAL, B., KANE, A., MARCHESI, M., NAUTIYAL, P., TEIXEIRA, P., ZALEWSKI, M. (2016): River Culture – An eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. *Ecohydrology & Hydrobiology* 16, (1), 7–18.
- WESTMAN, W. (1977): How Much Are Nature's Services Worth? *Science* 197, (4307), 960–964.
- WHERRETT, J. (2010): Creating Landscape Preference Models Using Internet Survey Techniques. *Landscape Research* 25, (1), 79–96.
- WILLIS, K., GARROD, G. (1990): The Individual Travel-Cost Method and the Value of Recreation – The Case of the Montgomery and Lancaster Canals. *Environ Plann C Gov Policy* 8, (3), 315–326.
- WOLFF, S., SCHULP, C.J.E., VERBURG, P. (2015): Mapping ecosystem services demand – A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators* 55, 159–171.

- WOOD, S., GUERRY, A., SILVER, J., LACAYO, M. (2013): Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. *Scientific reports* 3:2976, 1–7.
- YOSHIMURA, N., HIURA, T. (2017): Demand and supply of cultural ecosystem services – Use of geotagged photos to map the aesthetic value of landscapes in Hokkaido. *Ecosystem Services* 24, 68–78.
- ZANDER, K., GARNETT, S., STRATON, A. (2010): Trade-offs between development, culture and conservation–willingness to pay for tropical river management among urban Australians. *Journal of environmental management* 91, (12), 2519–2528.
- ZANDER, K., STRATON, A. (2010): An economic assessment of the value of tropical river ecosystem services – Heterogeneous preferences among Aboriginal and non-Aboriginal Australians. *Ecological economics : the transdisciplinary journal of the International Society for Ecological Economics* 69, (12), 2417–2426.
- ZHAO, J., LUO, P., WANG, R., CAI, Y. (2012): Correlations between aesthetic preferences of river and landscape characters. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 21, (2), 123–132.

Anhang: Veröffentlichung 3

Hinweis:

Die Veröffentlichung ist der Arbeit als eigenständiges Werk beigelegt und zeigt deswegen eigene Kapitelüberschriften, Quellenverweise und Seitenzahlen.

Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften

THIELE, J., ALBERT, C. & C. VON HAAREN

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	214
1.1	Anlass und Zielsetzung.....	214
1.2	Grundlagen: Definition, Klassen und Bewertungsrahmen kultureller Ökosystemleistungen für den RESI.....	215
2	Ansatz zur Erfassung und Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen: KÖSL ^{MAP}	219
2.1	Methodisches Vorgehen bei der Bewertung eines Indikators.....	219
2.2	Übertragung in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum	221
2.3	Indikatoren zur Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller Ökosystemleistungen	222
2.3.1	Landschaftsbild: Indikator und Daten.....	222
2.3.2	Natur- und Kulturerbe: Indikator und Daten.....	223
2.3.3	Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft: Indikator und Daten	225
2.3.4	Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft: Indikator und Daten.....	229
2.4	Erfassung und Bewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag kultureller Ökosystemleistungen.....	238
2.4.1	Bundesweite Berechnung.....	238
2.4.2	Erweiterungsmöglichkeiten für eine regionale Quantifizierung der Erholungsinfrastruktur.....	240
2.5	Erfassung und Bewertung der Nutzung kultureller Ökosystemleistungen mit dem KÖSL ^{MAP} -Verfahren.....	243
3	Zusammenfassung	245
4	Literaturverzeichnis.....	246

1 Einleitung

1.1 Anlass und Zielsetzung

Fließgewässer und Auen sind Austragungsort zahlreicher kultureller Praktiken, die einen nicht materiellen Nutzen für das menschliche Wohlergehen haben (Rodrigues 2015, Maltby & Acreman 2011, Aylward et al. 2005). So bieten sie Möglichkeiten für vielfältige Aktivitäten im Freien (Melstrom et al. 2015) und sind beliebte Ziele für den Tourismus und die Naherholung (Rayanov et al. 2018). Im Vergleich zur restlichen Landschaft von Deutschland weisen rezente Auen und Fließgewässer ein höherwertiges Landschaftsbild auf (Thiele et al. 2019). Sie sind dadurch besonders wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen Ökosystemleistung (ÖSL) Landschaftsbild (Hermes et al. 2018). Flusslandschaften dienen darüber hinaus als Inspirationsquelle; sie sind Orte der Bildung (Rodrigues 2015) und Orte der Ausübung religiöser Feste (Lokgariwar et al. 2013). Wantzen et al. (2016) haben für die soziokulturelle Interaktion zwischen Menschen und Flusslandschaften den Begriff „River Culture“ eingeführt, dem sie einen universalen Charakter zuschreiben.

Die Bereitstellung kultureller ÖSL ist durch den Ausbau der Flusslandschaften zu Transportwegen, landwirtschaftlichen Produktionsflächen und Siedlungsflächen beeinträchtigt (Tockner et al. 2010, Vörösmarty et al. 2010, Tockner & Stanford 2002). Das zweite Ziel der von der Europäischen Kommission 2011 verabschiedeten Biodiversitätsstrategie sieht die Wiederherstellung von mind. 15 % der beschädigten Ökosysteme bis 2020 vor (Europäische Kommission 2011). Der bestehenden Überbeanspruchung von Ökosystemen kann durch die Anwendung des ÖSL-Konzeptes entgegengewirkt werden, da das Konzept eine nachhaltige Landnutzung und die Berücksichtigung von ÖSL in Entscheidungsprozessen zum Ziel hat (Grunewald & Bastian 2013). Renaturierungsmaßnahmen wirken positiv auf die Bereitstellung kultureller ÖSL, wie z. B. auf das Landschaftsbild (Tunstall et al. 2000, Vermaat et al. 2016, Seidl & Stauffacher 2013, Schindler et al. 2014). Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften könnte die Umsetzung von Renaturierungsprojekten z. B. im Sinne der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) oder der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) unterstützen, indem die Bewertung kultureller ÖSL als Kommunikationsinstrument von Entscheidungsträgern eingesetzt wird (Vollmer et al. 2015, Vlachopoulou et al. 2014, Thiele et al. 2019).

Bestehende Instrumente und Richtlinien mit Bezug zu Flusslandschaften, wie beispielsweise die WRRL, fokussieren auf die Ermittlung und Überwachung des biologischen und chemischen Zustands. Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL wurden hingegen nicht integriert. Ebenso werden in aktuellen Studien zu ÖSL-Bewertungen von Flusslandschaften Versorgungs- und Regulationsleistungen häufiger quantifiziert als kulturelle ÖSL (Hanna et al. 2018). Als Begründung für diese Forschungslücke werden häufig fehlende Datengrundlagen sowie unterschiedliche Definitionen und Betrachtungsweisen kultureller ÖSL zwischen Fachdisziplinen gesehen (Ambrose-Oji & Pagella 2012, Vidal-Abarca Gutiérrez & Suárez Alonso 2013, Paracchini et al. 2014, Cooper et al. 2016, Rabe et al. 2018).

Dieser Beitrag konzentriert sich vor diesem Hintergrund auf die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften, um deren Bewertung in den praxisnahen River Ecosystem Service Index (RESI) zu integrieren. Ziel ist eine räumliche Bewertung kultureller ÖSL mit einem transparenten und in der Praxis reproduzierbaren Verfahren. Dazu wurde ein bundesweiter Bewertungsansatz erarbeitet, der einen deutschlandweiten Vergleich der Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften ermöglicht und der durch den Einbezug von lokalen räumlichen Daten erweitert werden kann. Der Begriff Flusslandschaften wird synonym zum Terminus morphologische Aue verwendet.

1.2 Grundlagen: Definition, Klassen und Bewertungsrahmen kultureller Ökosystemleistungen für den RESI

Kulturelle ÖSL werden als Beiträge der Ökosysteme zu den immateriellen Vorteilen (MEA 2005a) definiert, die sich aus einer Umwelt-Mensch-Beziehung entwickeln oder durch sie ermöglicht werden (Chan et al. 2012). Sie entstehen aus einer passiven oder aktiven Interaktion mit den Ökosystemen. Die Auseinandersetzungen basieren auf der soziokulturellen Prägung der interagierenden Person und erfordern zumeist einen menschlichen Beitrag (wie z. B. eine Erholungsinfrastruktur) zur tatsächlichen Inanspruchnahme der kulturellen ÖSL (Burkhard et al. 2014, von Haaren et al. 2014). Dieser Definition liegt zum einen die häufig zitierte Definition des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005a) zugrunde, wonach kulturelle ÖSL als „nonmaterial benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation, and aesthetic experiences“ definiert werden (MEA 2005a). Zum anderen wird der konzeptionelle Ansatz von Fish et al. (2016) berücksichtigt, der kulturelle ÖSL relational betrachtet sowie lineare Konstruktionen ablehnt. Konkret werden kulturelle ÖSL als „[...] *the contributions ecosystems make to human well-being in terms of the identities they help frame, the experiences they help enable and the capabilities they help equip*“ beschrieben (Fish et al. 2016: 212).

Um kulturelle ÖSL praxistauglich erfassen und bewerten zu können, ist eine geeignete Klassifikation für den Bezugsraum der morphologischen Auen nötig. Zur Bildung dieser Klassen wurden die Klassifikationen des MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (MEA 2005b), der TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)-Bericht für Wasser und Feuchtgebiete (Russi et al. 2012) sowie CICES (The Common International Classification of Ecosystem Services) V 4.3 und V 5.1 miteinander verglichen (CICES 2013, 2018) (Tab. 1). Zusammen mit der Sichtung und Auswertung spezifischer Publikationen zu ÖSL von Flusslandschaften (Bark et al. 2015, Clerici et al. 2014, Egoh et al. 2012, Grizzetti et al. 2015, Zander & Straton 2010, Rabe et al. 2018, Rodrigues 2015, Vermaat et al. 2016, Kerr & Swaffield 2012) wurden daraus die folgenden vier kulturellen Ökosystemleistungs-(KÖSL-)Klassen für den RESI erstellt:

- Landschaftsbild
- Natur- und Kulturerbe
- Möglichkeiten für nicht-wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (abgekürzt unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft)
- Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft

Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild kann als Schlüsselklasse kultureller ÖSL betrachtet werden, da das Landschaftsbild einen Einfluss auf andere kulturelle ÖSL ausübt (Hermes et al. 2018, Thiele et al. 2019). Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild ist sowohl in den Klassifikationen von CICES, TEEB und MA (Tab. 1) enthalten als auch in weiteren KÖSL-Klassifikationen mit aquatischem und terrestrischem Bezug (Grizzetti et al. 2015, Maes et al. 2014, De Groot et al. 2010). Als weitere Klasse wurde Natur- und Kulturerbe berücksichtigt, da Flusslandschaften aufgrund ihrer bevorzugten Nutzung als Siedlungsraum von kulturellen Praktiken geformt und geprägt sind. Aus diesen Landschaften entsteht durch die Interaktion mit beispielsweise historischen Monumenten oder das Ausüben alter handwerklicher Praktiken, die einen Bezug zur landschaftlichen Ausstattung haben, ein Nutzen für das menschliche Wohlergehen. Dieser Nutzen muss nicht materieller Natur sein. Hierzu zählen beispielsweise auch das Erlernen von Wissen, die Inspiration oder eine spirituelle Bereicherung. Da die historischen Monumente auf das Landschaftsbild wirken und das Landschaftsbild andere kulturelle ÖSL-Klassen beeinflusst, ist die Klasse Natur- und Kulturerbe als Ergänzung zur Bewertung des Landschaftsbildes einzuordnen. Die bewerteten historischen Elemente charakterisieren nämlich ebenso die Eigenart einer Landschaft und diese ist wiederum

Kulturelle Ökosystemleistungen

ein Subindikator für die Bewertung des Landschaftsbildes (Hermes et al. 2018). In Anlehnung an die Definition von Tengberg et al. (2012), die materielles und immaterielles Erbe umfasst, ist die kulturelle ÖSL Natur- und Kulturerbe definiert als die Gesamtheit aller materiellen Objekte sowie die gedankliche und kulturelle Reflexion materieller Naturgüter durch den Menschen und lebendige kulturelle Ausdrucksformen, die nicht fassbar sind. Die Klasse wurde sowohl in den KÖSL-Klassifikationen von Liquete et al. (2013) und Maes et al. (2014) gelistet als auch in CICES V 4.3 und V 5.1 (CICES 2013, 2018) (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich von Klassifikationen kultureller ÖSL nach dem Vorgehen von Hirons et al. (2016), ausgehend von CICES V 4.3 (Haines-Young & Potschin 2013) und in Bezug auf das Millennium Ecosystem Assessment (2005b) sowie auf Russi et al. (2012).

Bereich	Gruppe	Klasse
Physische und intellektuelle Interaktion mit der Biota, mit Ökosystemen und mit Land-/Meereslandschaften	Physische und experimentelle Interaktion	Nutzung von Pflanzen, Tieren und Land- / Meereslandschaften in verschiedenen ökologischen Umgebungen (im Sinne von „erfahren“)
		Physische Nutzung von Land- und Meereslandschaften in verschiedenen Umgebungen
	Intellektuelle und repräsentative Interaktion ^e	Wissenschaft
		Bildung ^d
		Natur- und Kulturerbe ^f
		Unterhaltung
Spirituelle oder symbolische Interaktion mit der Biota, mit Ökosystemen und Land-/Meereslandschaften	Spirituell und/oder symbolisch ^c	Symbolik
		Heilig und/oder religiös
	Andere kulturelle ÖSL	Existenz
		Vermächtnis
a) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Erholung, Russi et al. (2012): Ökotourismus und Erholung b) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Landschaftsbild c) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): spirituelle und inspirierende Bedeutung, Russi et al. (2012): Kulturelle Werte und inspirierende Dienstleistungen d) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Bildung e) Russi et al. (2012): Kulturelle Werte und inspirierende Dienstleistungen, z. B. Bildung, Kunst und Forschung f) Russi et al. (2012): Landschafts- und Ausstattungswert		

CICES V 4.3 und V 5.1 (Haines-Young & Potschin 2013, 2018) führen die Gruppe „physische und experimentelle Interaktion“ (Tab. 1). Sie ist im TEEB-Bericht für Wasser und Feuchtgebiete (Russi et al. 2012) unter der KÖSL-Klasse „Ökotourismus und Erholung“ und im MEA (2005b) unter der Bezeichnung „Erholung“ wiederzufinden. Aus dieser CICES-Gruppe, die zwei Klassen beinhaltet, wurden für die Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL im RESI zwei Klassen abgeleitet¹. Die Klasse unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft ist definiert als die Möglichkeit der Nutzung einer Flusslandschaft zu Erholungszwecken durch Aktivitäten im Freien (Radfahren, Spazierengehen). Da sich die KÖSL-Klasse unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft auf

¹ Abgeleitet von vor allem den CICES-Klassen „Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions“ und „Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions“ (Haines-Young & Potschin 2018).

Aktivitäten im Freien bezieht, die theoretisch auch in Landschaften ohne Fließgewässer ausgeübt werden könnten, wurde die weitere KÖSL-Klasse „Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten“ durch Merkmale der Flusslandschaft von der CICES-Gruppe „physische und experimentelle Interaktion“ abgeleitet (Tab. 1). Sie beschreibt spezifische Nutzungen der Flusslandschaft (Freizeitanlagen, Baden, nicht motorisiertes und motorisiertes Bootfahren) zum Zweck der Erholung, der Stressreduktion sowie der physischen und psychischen Gesundheit. Merkmale der Flusslandschaft erlauben so die Förderung der Gesundheit und Erholung durch aktive und umfassende Interaktion (Haines-Young & Potschin 2018).

Die CICES-KÖSL-Klassen „Wissenschaft“ und „Bildung“ sind bei einer räumlichen Bewertung der Bereitstellung (Haaren et al. 2014, Albert et al. 2016) kultureller ÖSL schwer zu erfassen und abzugrenzen. Jedoch können sie bei der Bewertung der Nachfrage im Sinne des konzeptionellen Bewertungsrahmens nach Haaren et al. (2014) durch eine Befragung quantifiziert werden (siehe beispielsweise Plieninger et al. 2013). Der zweite CICES-Bereich „spirituelle und symbolische Interaktion“ (Haines-Young & Potschin 2013) wurde nicht in die Klassifikation des RESI integriert, da diese Klassen nicht über bestehende Datensätze räumlich abgegrenzt werden können.

Um die vier aufgestellten kulturellen ÖSL erfassen und bewerten zu können, bedarf es eines in der Praxis einsetzbaren Bewertungsrahmens. Aufbauend auf dem praxisorientierten ÖSL-Bewertungsmodell (Haaren et al. 2014) und dem konzeptionellen Rahmen für kulturelle ÖSL von Fish et al. (2016) wurde für die Bewertung kultureller ÖSL im RESI eine Differenzierung nach Angebot und Nachfrage (Burkhard et al. 2014, Kandziora et al. 2013) bzw. bereitgestellten und genutzten ÖSL (Haaren et al. 2014) vorgenommen. Bereitgestellte kulturelle ÖSL sind Beiträge der Flusslandschaften, die potenziell vom Menschen heute oder zukünftig genutzt werden könnten (Haaren et al. 2014, Bastian et al. 2012). Sie werden durch die terrestrischen und aquatischen biophysikalischen Strukturen und Prozesse von Flusslandschaften ermöglicht (Abb. 1). Menschliche Beiträge, wie beispielsweise die Erholungsinfrastruktur, gestatten eine tatsächliche Nutzung der Bereitstellung (Burkhard et al. 2014). Die Nachfrage kann unterschieden werden in eine tatsächliche, direkte Inanspruchnahme (z. B. Kanufahren, Erleben der Landschaft) und ein gewünschtes Niveau der Leistung, das von gesellschaftlichen Werten abhängt (z. B. Erleben von „Naturnähe“). Dieses wird zumeist in Normen ausgedrückt, wobei das gewünschte Niveau die direkte Nutzung überschreiten kann (Abb. 1). Der Kasten „gewünschtes Niveau“ ist deswegen größer als der Kasten der direkten Inanspruchnahme (Schröter et al. 2014, Wolff et al. 2015). Die Nachfrage nach kulturellen ÖSL steht dabei in einer komplexen Verbindung mit indirekten Treibern (Hauck et al. 2015), wie beispielsweise dem demographischen Wandel, Verhaltensnormen oder technischen Innovationen (Villamagna et al. 2013) und individuellen Bedürfnissen potenziell Begünstigter (Schröter et al. 2014). Da sowohl die Bewertung von Ökosystemen als auch die Sichtweise auf Ökosysteme von aktuellen Leitbildern und gesellschaftlichen Normen geprägt wird, wurde in dem Bewertungsrahmen die soziokulturelle und ökonomische Dimension aufgenommen, die u. a. auf Entscheidungen wirkt. Die soziokulturelle und ökonomische Dimension unterliegt einem ständigen gesellschaftlichen Wandel. Dadurch verändern sich auch die Einstellungen, die Präferenzen und die daraus resultierenden Handlungen gegenüber Ökosystemen.

In den RESI wurde der konzeptionelle Bewertungsbereich der Bereitstellung kultureller ÖSL integriert (Abb. 1), da bei beispielsweise den regulierenden ÖSL Aspekte der Bereitstellung und Nachfrage nicht unmittelbar voneinander zu trennen sind. Aus diesem Grund wurde innerhalb des RESI auch für kulturelle ÖSL von einer räumlichen Bewertung der Erholungsinfrastruktur und der Nachfrage abgesehen. Auf eine Berechnung eines Komplexindikators, der das Angebot, den menschlichen Beitrag und die Nachfrage berücksichtigt, wurde verzichtet, da gerade die Unterschiede in den Ergebnissen je Raumeinheit zwischen den Bewertungsbereichen (Bereitstellung,

Kulturelle Ökosystemleistungen

menschlicher Beitrag, Nachfrage) relevant für Entscheidungsträger sein können. Für die Unterstützung von Entscheidungsträgern kann die Information, dass beispielsweise eine Flusslandschaft eine hohe Bereitstellung für die kulturelle ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft vorweist, aber nur eine geringe Bewertung des menschlichen Beitrags und der Nachfrage, von Relevanz sein.

Aufbauend auf der vorgestellten Definition für kulturelle ÖSL, den vier identifizierten KÖSL-Klassen und dem Bewertungsrahmen wird im folgenden Kapitel die Methode der Bewertung vorgestellt.

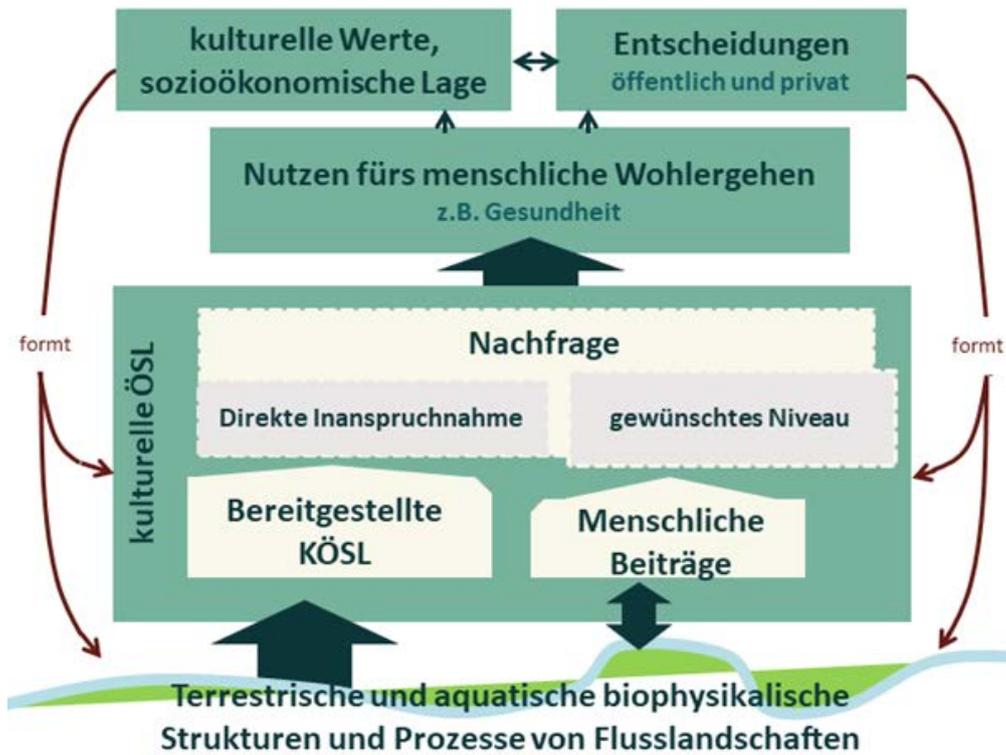


Abb. 1: Praxistauglicher Bewertungsrahmen für kulturelle ÖSL.

2 Ansatz zur Erfassung und Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen: KÖSL^{MAP}

In dem ÖSL-Bewertungsdiskurs wurden diverse Kartier-Verfahren (engl. Mapping) entwickelt, die von expertenbasierten Ansätzen (Burkhard et al. 2012) über partizipative GIS-Methoden (z. B. public participation geographic information system) in Form eines Bottom-up-Ansatzes (Brown et al. 2012, Brown & Kyttä 2014) bis hin zum Einsatz von automatisierten Werkzeugen (z. B. Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST)) reichen. Indikatorbasierte Ansätze, die räumliche Daten als Basis nutzen (z. B. Schirpke et al. 2018, Peña et al. 2015, Paracchini et al. 2014, Kienast et al. 2012, Casado-Arzuaga et al. 2014), sind weitere verbreitete Kartier-Verfahren, die sich vor allem durch ihre Transparenz und Reproduzierbarkeit auszeichnen. Daten von Plattformen wie „Flickr“ und „Instagram“ wurden ebenfalls in räumliche Bewertungsansätze kultureller ÖSL integriert (Wood et al. 2013, Yoshimura & Hiura 2017, Gliozzo et al. 2016).

Die Bereitstellung kultureller ÖSL werden mit einem indikatorbasierten Kartier-Verfahren erfasst und bewertet (Thiele et al. 2020), das als KÖSL^{MAP}-Verfahren benannt wurde. KÖSL^{MAP} identifiziert räumlich abgrenzbare Gebiete, die eine besonders hohe oder geringe Bereitstellung von beispielsweise der kulturellen ÖSL Landschaftsbild vorweisen (Hermes et al. 2018). Die Bewertungsmethode basiert auf räumlichen Daten und der Verwendung eines Geographischen Informationssystem (GIS). Eine räumliche Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL ermöglicht dadurch eine verständliche und schnelle Kommunikation der Ergebnisse in Form von Karten (Robinson & Petchenik 1975, Crampton 2001, Dransch et al. 2010). Die Quantifizierung der Bereitstellung mit KÖSL^{MAP} bietet zudem die Möglichkeit, Trade-offs zwischen ÖSL statistisch zu analysieren und beispielsweise mit Spinnendiagrammen zu visualisieren (Howe et al. 2014).

Im Folgenden wird das grundlegende Vorgehen bei der Erfassung und Bewertung eines Indikators vorgestellt, um darauf aufbauend den Übertrag der Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL in den RESI darzustellen. Die Berechnung der einzelnen Indikatoren wird in einem weiteren Abschnitt detailliert behandelt. Hier werden auch Indikatoren für die Erfassung und Bewertung der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung vorgestellt, die bislang nicht in den RESI integriert wurden.

2.1 Methodisches Vorgehen bei der Bewertung eines Indikators

Ein Indikator bildet sich aus einer Kombination verschiedener Subindikatoren (Abb. 2). Für die Entwicklung geeigneter Indikatoren und deren Subindikatoren wurden zunächst aktuelle indikatorbasierte Ansätze gesichtet (z. B. Schirpke et al. 2018, Peña et al. 2015, Paracchini et al. 2014, Kienast et al. 2012, Casado-Arzuaga et al. 2014). Im Anschluss an die Literaturrecherche erfolgte die Auswahl der potenziellen Subindikatoren anhand der Datenverfügbarkeit in Deutschland. Es wurde verifiziert, ob die in der Literatur identifizierten potenziellen Subindikatoren bundesweit mit verfügbaren räumlichen Daten bewertet werden könnten. Diejenigen Subindikatoren, die sich aufgrund der Datenverfügbarkeit für eine bundesweite Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL eignen, wurden in einem bundesweiten Indikator je kultureller ÖSL aufgenommen. Die bundesweit anwendbaren und räumlich vergleichbaren Indikatoren können durch das Einbeziehen weiterer Subindikatoren ergänzt werden, die räumliche Daten von regionalen Behörden als Bewertungsgrundlage benötigen (Abb. 2). Für die Bewertung ist ein GIS erforderlich.

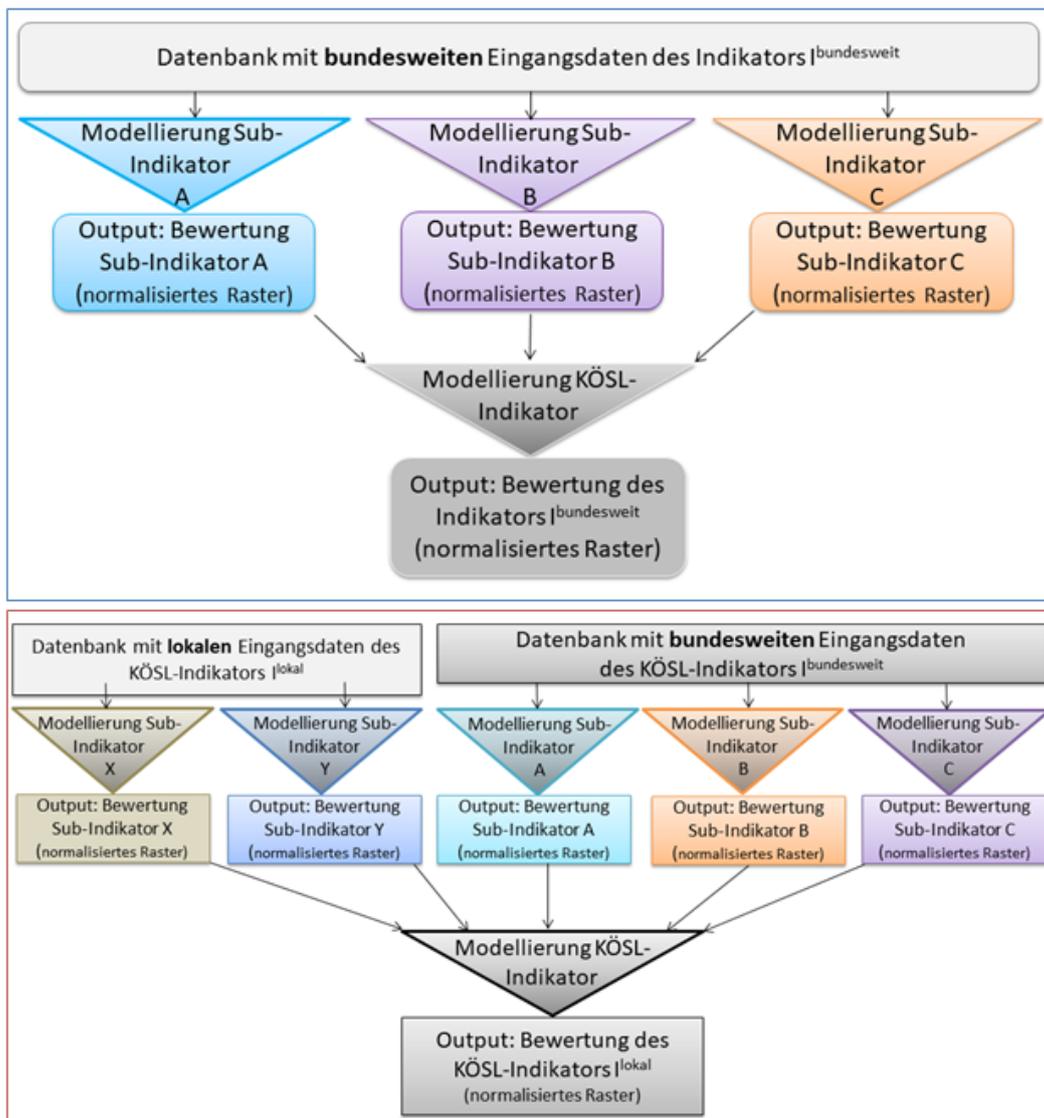


Abb. 2: Schematische Darstellung der bundesweiten Indikatorbewertung (blauer Rahmen) und der Bewertung dieses Indikators mit weiteren regionalen Eingangsdaten, die als Eingangsdaten für ergänzende Sub-Indikatoren genutzt wurden (roter Rahmen).

Die Bewertung der Subindikatoren wurden durch die Erstellung von Modellen im „ModelBuilder“¹ der GIS-Software ArcGIS 10.5 und 10.6 von ESRI je Subindikator automatisiert. Hierdurch ist eine zeitsparende Reproduktion der Bewertung gegeben. Der Workflow der Modelle umfasste grundlegend eine Transformation der Eingangsdaten in ein einheitliches Koordinatensystem und die Selektion derjenigen Features, die für einen spezifischen Subindikator zur Bewertung relevant sind. In weiteren Geoverarbeitungsschritten wurden beispielsweise Nachbarschaftsanalysen durchgeführt. Die Raster hatten eine Auflösung von 100 × 100 m (bundesweite Bewertung) oder 10 × 10 m (lokale Bewertung). Um die einzelnen Subindikatoren zu einem Indikator zusammenzufügen, wurde der Workflow jeder Subindikatorbewertung und Indikatorberechnung mit einer Normalisierung zwischen 0 und 100 abgeschlossen (Gleichung 1, vgl. Hermes et al. 2018, Rabe et al. 2018, Larondelle et al. 2014). Die Bewertung bezieht sich auf Rasterzellen.

¹ Der ModelBuilder „ist eine visuelle Programmiersprache für die Erstellung von Geoverarbeitungs-Workflows“ (ESRI 2018b).

$$v' = \left(\frac{v - \min}{\max - \min} \right) \times 100 \quad \text{Gl. 1}$$

mit:

v' = ist das normalisierte Ergebnisraster

v = ist das Eingangsraster

\min = der kleinste Wert des Eingangsrasters

\max = der höchste Wert im Eingangsraster

2.2 Übertragung in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum

Die RESI-Bewertungsskala ist fünfstufig von 1 (sehr gering bis fehlend) bis 5 (sehr hoch). Als einheitlicher Bewertungsraum wurden Fluss-Auen-Kompartimente genutzt, die unterteilt in Altaue, rezente Aue und Fluss vorliegen (s. Podschun et al. 2020 in diesem Buch).

Um die Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL der Raster in die Fluss-Auen-Kompartimente zu übertragen, wurden Mittelwerte für die Fluss-Auen-Kompartimente der RESI-Modellregionen berechnet. Die erzeugten Mittelwerte wurden in einem weiteren Berechnungsschritt in Quintile klassifiziert (Abb. 3). Die Quintilen-Grenzen dieser Berechnung haben so zunächst die RESI-Modellregionen als Gültigkeitsbereich (Podschun et al. 2018a, 2018b). Da sich die Quintile auf die RESI-Modellregionen beziehen, sind die Spannweiten der Bewertungsklassen nicht übertragbar.

Die Operationalisierung der Bereitstellung kultureller ÖSL in Flusslandschaften mit dem beschriebenen Vorgehen KÖSL^{MAP} basiert auf einer Pilotstudie, in der erstmals mittels räumlicher Daten eine möglichst umfassende Bewertung der angepassten CICES-Klassen vorgenommen wurde.

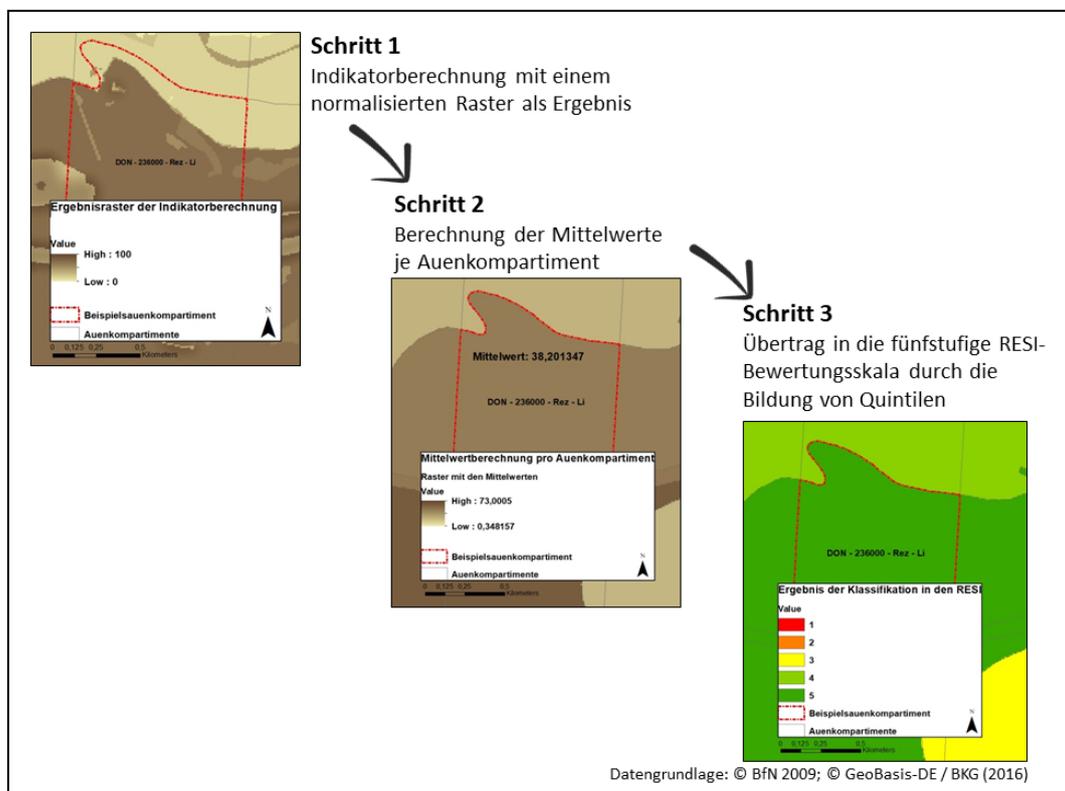


Abb. 3: Übertragung der Rasterbewertung kultureller ÖSL in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum.

2.3 Indikatoren zur Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller Ökosystemleistungen

2.3.1 Landschaftsbild: Indikator und Daten

Das Landschaftsbild nach Hermes et al. (2018) wird charakterisiert durch Vielfalt (V_{de}), Natürlichkeit (N_{de}) und Eigenart (E_{de}). Diese Charakteristika bilden die Subindikatoren des Landschaftsbildes (Abb. 4 und Gleichung 2 (vgl. Hermes et al. 2018)).

$$f_{\text{Landschaftsbild}} = (V_{de} + N_{de} + E_{de})^{\text{normalisiert}} \quad \text{Gl. 2}$$

Sie werden über Landschaftsstrukturmaße mit weiteren Subindikatoren quantifiziert und anschließend mit gleicher Gewichtung überlagert. Die Summe der drei Subindikatoren wurde abschließend normalisiert.



Abb. 4: Subindikatoren zur Berechnung des Landschaftsbildes nach Hermes et al. (2018).

Die Vielfalt der Landschaft wurde nach Hermes et al. (2018) über drei Subindikatoren berechnet:

- Landnutzungsvielfalt, die sich aus der Berechnung des Shannon-Diversity-Index (SHDI) und Patch-Density-Index (PD) zusammensetzt,
- Strukturvielfalt, die über den Edge-Density-Index, die Dichte an Strukturelementen (z. B. besondere Gewässermerkmale) und die Vielfalt an Elementtypen erhoben wird, und
- Reliefvielfalt

Die Natürlichkeit wurde über den Subindikatoren Abwesenheit von Lärm, Abwesenheit von technischen Elementen und die wahrgenommene Natürlichkeit ermittelt. Zur Berechnung der wahrgenommenen Natürlichkeit wurde der Hemerobie-Index (Walz & Stein 2014) durch Hermes et al. (2018) angepasst. Die Berechnung der Eigenart erfolgte über die Seltenheit von Landnutzungsklassen im nationalen Vergleich (Anteil >3 %), den Anteil eines Landschaftstyps im nationalen Vergleich und landschaftsprägende Elemente (z. B. Burgen) (Hermes et al. 2018).

Folgende Daten werden für die Analyse herangezogen: ATKIS-Basis-DLM, DGM25, LBM 2012 und

BfN-Landschaftstypen. Eine detaillierte Beschreibung der Bewertungsmethodik ist in der Publikation von Hermes et al. (2018) dargelegt. Diese Landschaftsbildbewertung wurde für den RESI angewendet, da die Bewertung auf aktuellen Erkenntnissen zur Erfassung und Bewertung mit Hilfe eines GIS basiert und eine deutschlandweite Bewertung mit räumlichen Daten in vergleichbarer Qualität vornimmt.

2.3.2 Natur- und Kulturerbe: Indikator und Daten

2.3.2.1 Bundesweite Berechnung

Landschaften werden durch kulturelle Praktiken geformt und geprägt. Aus diesen Landschaften mit beispielsweise historischen Monumenten entsteht ein Nutzen, der einen Einfluss auf das menschliche Wohlergehen hat. Tengberg et al. (2012) schlagen folgende Definition für das Kulturerbe im Zusammenhang mit ÖSL vor: „[...] *cultural heritage as being features within landscapes significant in some way to the present, including not only historical objects or landscape features (cultural and natural) but also intangible aspects such as stories, knowledge systems and traditions [...]*“. Materielles Kulturerbe umfasst Kulturlandschaften², Architekturdenkmäler und -ensembles, archäologische Stätten sowie Museums- und Bibliotheksbestände (Bierwerth 2014). Auf Grundlage von dieser Definition wurden Elemente aus dem ATKIS-Katalog selektiert, die im Grunddatenbestand enthalten sind, sowie Naturdenkmäler. Die KÖSL-Klasse Natur- und Kulturerbe wurde über die Subindikatoren Anzahl an Punkten, Linien und Flächen mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe ($PNKE_{de}$, $LNKE_{de}$ und $FNKE_{de}$) erfasst und bewertet (Tab. 2, Gleichung 3). Die in dem Basis-DLM als Natur- und Kulturdenkmäler ausgewiesenen Elemente und UNESCO Kultur- und Naturerbestätten bildeten die Datengrundlage.

$$f_{NKE_{bundesweit}} = (\ln(PNKE_{de}) + \ln(FNKE_{de}) + \ln(LNKE_{de}))^{normalisiert} \quad \text{Gl. 3}$$

Leider konnte kein Datensatz für Flächen des nationalen Naturerbes einbezogen werden, da diese nicht zur Verfügung gestellt werden. Ebenfalls ist zu betonen, dass die Baudenkmäler im ATKIS-Katalog (Kennung 71009, ADF 2711) nicht als Grunddatenbestand ausgezeichnet sind und somit nicht deutschlandweit einheitlich vorliegen. Es wurden Daten von Landesämtern für die Quantifizierung der Baudenkmäler angefragt.

Für die Berechnung der Subindikatoren wurde der ModelBuilder der GIS-Software ArcGIS von ESRI eingesetzt: Über eine Iteration wurden die Elemente je Bundesland selektiert und mit dem Werkzeug „Merge“ zusammengeführt. Die Polygone des Subindikators ($FNKE_{de}$) erhielten ein neues Feld mit dem Wert 1. Sie wurden über dieses Wertefeld in Raster umgewandelt (Werkzeug: Polygon to Raster), um sie anschließend zu überlagern, wobei die Anzahl der überlagerten Elemente berechnet wurde (Werkzeug: Cell Statistics). Die Berechnung dieser und der anderen Subindikatoren wurde mit der Berechnung des natürlichen Logarithmus und einer Normalisierung abgeschlossen (Abb. 2). Die Berechnung der Subindikatoren $PNKE_{de}$ und $LNKE_{de}$ erforderte den Einsatz der Werkzeuge „Polyline to Raster“ und „Point to Raster“. Der Indikator Gleichung 3 leistet auf bundesweiter Ebene eine kartographische Darstellung und Bewertung der Bereitstellung von Natur- und Kulturerbe.

² Hier werden die bewerteten Flusslandschaften als Kulturlandschaften verstanden, deswegen werden sie nicht separat bewertet.

Tab. 2: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe.

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsgröße	Datenquelle
Punkte mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe	$PNKE_{de}$	0–100	Normalisierung der Anzahl pro 10000 m ² zwischen 1 und 100	Basis-DLM, UNESCO
Flächen mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe	$FNKE_{de}$	0–100	Normalisierung der Anzahl pro 10000 m ² zwischen 1 und 100	Basis-DLM, UNESCO
Linien mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe	$LNKE_{de}$	0–100	Normalisierung der Anzahl pro 10000 m ² zwischen 1 und 100	Basis-DLM, UNESCO

2.3.2.2 Lokale Berechnung mit weiteren Subindikatoren am Beispiel der bayerischen Donau

Die Quantifizierung der Bereitstellung von der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe erfolgt über die Subindikatoren Dichte der Baudenkmäler (BaD_{BY}), Dichte der Bodendenkmäler (BoD_{BY}) und Dichte der Naturdenkmäler (ND) mit einer angepassten Bewertung (Tab. 3):

$$f_{NKE_{lokal}} = (\ln(BaD_{BY}) + \ln(BoD_{BY}) + \ln(ND))^{normalisiert} \quad \text{Gl. 4}$$

Für die Bewertung der Subindikatoren wurden räumliche Daten der Bau- und Bodendenkmäler vom bayerischen Landesamt für Denkmalpflege (BLfD) zur Verfügung gestellt. Die bekannten Baudenkmäler wurden nach Art. 1 Abs. 2 und Art. 2 BayDSchG (Denkmalliste) kartiert, die Bodendenkmäler nach Art. 1 Abs. 4 & Art. 2 BayDSchG (Denkmalliste). Flächige Elemente für Bayern waren in der Ebene „AX_Denkmalschutzrecht“ (AdV 2015) des Basis-DLMs hingegen nicht enthalten.

Tab. 3: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die lokale Operationalisierung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (lokal)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte der Baudenkmäler	BaD_{BY}	0–100	Normalisierung der Anzahl pro 100 m ² über deren Kernel-Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für die morphologische Aue der bayerischen Donau	Bayerisches Landesamt für Denkmalpflege
Dichte der Bodendenkmäler	BoD_{BY}	0–100	Normalisierung der Anzahl pro 100 m ² über deren Kernel-Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für die morphologische Aue der bayerischen Donau	Bayerisches Landesamt für Denkmalpflege
Dichte der Naturdenkmäler	ND	0–100	Normalisierung der Anzahl pro 100 m ² über deren Kernel-Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für die morphologische Aue der bayerischen Donau	Basis-DLM

Die Dichteberechnung der Subindikatoren (BaD_{BY} , BoD_{BY} und ND) erfolgte mit dem Geoverarbeitungswerkzeug „Kernel Density“ und einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018). Für alle Subindikatoren wurde der natürliche Logarithmus berechnet bevor sie normalisiert wurden. Die einzelnen Subindikatoren wurden normalisiert und mit dem Werkzeug „Cell Statistics“ zusammengerechnet. Abschließend wurde eine erneute Normalisierung zu dem Indikator (Gleichung 4) vorgenommen.

Da keine Daten zum immateriellen Kulturerbe verfügbar sind, wurde das immaterielle Kulturerbe nicht in dem bundesweiten oder lokalen Indikator berücksichtigt. Entscheidungsträger auf lokaler Ebene könnten jedoch von der zeitaufwendigen Analyse des immateriellen Kulturerbes profitieren, die eine Recherche und Digitalisierung erfordert.

2.3.3 Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft: Indikator und Daten

2.3.3.1 Bundesweite Berechnung

Die kulturelle ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (UI) beschreibt das Erleben von Tieren, Pflanzen und Landschaft durch Aktivitäten (z. B. Wandern oder Radfahren) zum Zweck der Erholung. Diese Klasse wurde aus den CICES-Klassen „Experiential use of plants, animals and land-/seascapes in different environmental settings“ und „Physical use of land-/seascapes in different environmental settings“ abgeleitet (Haines-Young & Potschin 2013). Sie beschreibt die Möglichkeit, Flora und Fauna einer Flusslandschaft zum Zweck der Erholung zu erleben. Das menschliche Wohlergehen kann dadurch hinsichtlich seiner physischen und psychischen Gesundheit gesteigert werden, da beispielsweise Stress durch das Beobachten von Natur abgebaut werden kann (Schäffer 2016). Die Bereitstellung wurde über drei Subindikatoren quantifiziert (Tab. 4).

Tab. 4: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Ufer- und Gewässerverfügbarkeit	UGV _{de}	0–100	Normalisierte Uferlänge pro 100 × 100 m Rasterzelle und normalisierte Wasserfläche pro 100 × 100 m Rasterzelle mit abschließender Normalisierung	LBM-DE2012
Erlebbarkeit des Raums	EdR _{de}	0–100	Möglichkeit, eine Landoberfläche aufgrund ihrer Landbedeckung zu erleben (Bewertung auf Grundlage der CORINE-Klassifikation)	LBM-DE2012
Vorhandensein von Schutzgebieten	VvS _{de}	0–100	Vorhandensein von Schutzgebieten (vgl. Grizzetti et al. 2015) 0 = Kein Schutzgebiet 100 = Schutzgebiet	Nationalparks, Biosphärenreservate, Naturparks, Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Vogelschutzgebiete, FFH-Gebiete

Kulturelle Ökosystemleistungen

Die Quantifizierung der Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (UGV) erfolgte über die Uferlänge je 100×100 m und die Wasserfläche je 100×100 m. Beide Berechnungen wurden nach einer Normalisierung zwischen 0 und 100 summiert und erneut zum Subindikator UGV_{de} normalisiert. Das Landbedeckungsmodell (LBM-DE 2012) war die Berechnungsgrundlage für diesen Subindikator, der bundesweit vereinbar ist.¹

Die Bewertung des Subindikators Erlebbarkeit des Raums (EdR) basiert auf einer Einschätzung der Durchlässigkeit von Landnutzungsklassen, um eine Flusslandschaft erleben zu können (Tab. 5). Bebaute Flächen wurden bei dieser Bewertung nicht berücksichtigt, da die Datengrundlage (LBM-DE 2012) keine Unterscheidung in öffentliche und private Grundstücke zulässt. Den Landnutzungsklassen wurden mit dem Werkzeug „Reclassify“ Werte zwischen 0 und 95 zugewiesen (Thiele et al. 2020). Als Datengrundlage diente das LBM-DE 2012, so dass eine bundesweite Bewertung möglich ist.

Das potenziell zu beobachtende Artenspektrum wird mit dem Subindikator Vorhandensein von Schutzgebieten (VvS_{de}) quantifiziert. Da Schutzgebiete u. a. den Schutz von seltenen Tier- und Pflanzenarten beinhalten, ist davon auszugehen, dass in Schutzgebieten ein breites Artenspektrum beobachtet werden kann. Es wurden die Schutzgebietskategorien Naturschutzgebiete, Nationalparks, Biosphärenreservate, Landschaftsschutzgebiete, Naturparks, FFH-Gebiete und europäische Vogelschutzgebiete berücksichtigt. Für die Berechnung wurden die Polygone mit den Schutzgebietskategorien zunächst in Raster übertragen, wobei jede Rasterzelle den Wert 1 erhielt (Werkzeug: Polygone to Raster). Flusslandschaftsbereiche, die von Schutzgebieten bedeckt sind, erhielten den Wert 100 und Flusslandschaftsbereiche, die nicht als Schutzgebiet ausgewiesen sind, wurden mit 0 bewertet. Der Subindikator lässt sich bundesweit quantifizieren mit der Einschränkung, dass die Ausweisungskriterien für Schutzgebiete von den Bundesländern erhoben werden und so mitunter nicht übereinstimmen. Die Daten der Schutzgebiete wurden vom BfN zur Verfügung gestellt.

Die drei Subindikatoren (Tab. 4) wurden mit gleicher Gewichtung zu einem Indikator zusammengesetzt, der abschließend normalisiert wurde:

$$f_{UI_{bundesweit}} = (UGV_{de} + EdR_{de} + VvS_{de})^{normalisiert} \quad \text{Gl. 5}$$

mit:

UGV = Ufer- und Gewässerverfügbarkeit

EdR = Erlebbarkeit des Raums

VvS = Vorhandensein von Schutzgebieten

¹ Die verwendeten Geoverarbeitungsschritte können der Beschreibung für eine lokale Berechnung im nächsten Abschnitt entnommen werden. Die Dichteberechnung wurde bei der bundesweiten Indikatorberechnung nicht durchgeführt, hier wurde die Wasserfläche bzw. Uferlänge mit Hilfe eines Fischnetzes auf ein Raster mit 100×100 m Auflösung übertragen.

Tab. 5: Einschätzung der Durchlässigkeit von Landnutzungsklassen als Bewertungsgrundlage für den Subindikator Erlebbarkeit des Raums der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

CLC CODE	Name der Klasse	Bewertung
111	Durchgängig städtische Prägung	k.A.
112	Nicht durchgängig städtische Prägung	k.A.
121	Industrie und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen	k.A.
122	Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen	k.A.
123	Hafengebiete	k.A.
124	Flughafen	0
131	Abbaufläche	0
132	Deponien und Abraumhalden	0
133	Baustellen	0
141	Städtische Grünflächen	95
142	Sport- und Freizeitanlagen	k.A.
211	Nicht bewässertes Ackerland	30
221	Weinbaufläche	60
222	Obst- und Beerenobstbestände	85
231	Wiesen und Weiden	50
242	Komplexe Parzellenstruktur	50
243	Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe	50
311	Laubwälder	85
312	Nadelwälder	70
313	Mischwälder	85
321	Natürliches Grünland	95
322	Heiden und Moorheiden	85
324	Wald-Strauch-Übergangsstadien	70
331	Strände, Dünen und Sandfläche	95
332	Felsen ohne Vegetation	3
333	Flächen mit spärlicher Vegetation	90
334	Brandflächen	90
335	Gletscher und Dauerschneegebiete	3
411	Sümpfe	15
412	Torfmoore	10
421	Salzwiesen	20
423	In den Gleitzonen liegende Flächen	5
511	Gewässerläufe	0
512	Wasserfläche	0
521	Lagunen	0
522	Mündungsgebiete	0
523	Meere und Ozeane	0

2.3.3.2 Lokale Berechnung mit weiteren Subindikatoren am Beispiel der bayerischen Donau

Bei der lokalen Bewertung (bzw. Bewertung einer Modellregion) wurde die Bewertungsgröße des Subindikators Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (UGV) leicht angepasst in die Summe aus normalisierter Uferdichte je 100 m² und normalisierter Dichte der Wasserfläche je 100 m² mit abschließender Normalisierung zum Subindikator UGV. Der lokale Indikator wurde nach dem Vorbild des bundesweiten Indikators wie folgt zusammengesetzt:

$$f_{UI_{lokal}} = (UGV + EdR + VvS)^{normalisiert} \quad \text{Gl. 6}$$

mit:

UGV = Ufer- und Gewässerverfügbarkeit

EdR = Erlebbarkeit des Raums

VvS = Vorhandensein von Schutzgebieten

Der Subindikator Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (UGV) wurde über die Dichte der Uferlänge je 100 m² und die Dichte der Wasserfläche je 100 m² quantifiziert (Grizzetti et al. 2015, Peña et al. 2015). Hierfür wurden aus dem Landbedeckungsmodell (LBM-DE 2012) die Flächen mit den CORINE-Codes 511 und 512 selektiert, um die Liniendichte bzw. die Dichte der Wasseroberfläche je 100 m² in einem Raster mit 10 m Auflösung zu bestimmen. Die selektierten Polygone wurden zunächst zusammengeführt (Werkzeug: Dissolve). Die Berechnung der Liniendichte erforderte als nächsten Geoverarbeitungsschritt das Werkzeug „Polygone to Line“, gefolgt von einer Berechnung der Dichte (Werkzeug: Kernel Density). Für die Berechnung der Dichte der Wasserfläche wurden die selektierten und zusammengeführten Polygone mit einem Fischnetz (Werkzeug: Create Fishnet) überlagert (Werkzeug: Intersect), wobei das Fischnetz der Ausdehnung der Untersuchungsfläche (hier: 10 m Raster der morphologischen Aue der bayerischen Donau) entsprach. Die Werkzeuge „Polygone to Raster“ und „Raster to Point“ (mit der Wasserfläche als Wertefeld) wurden anschließend durchgeführt. Die Dichteberechnung der Punkte, die den Flächeninhalt der Wasseroberfläche enthielten, wurde mit einem Suchradius von 100 m zur Glättung der Übergänge durchgeführt (Werkzeug: Kernel Density). Für die Dichteberechnung der Uferlinie wurde der gleiche Suchradius verwendet. Beide Raster wurden nach einer Normalisierung überlagert (Werkzeug: Weighted Sum), hierbei floss die Dichte der Wasserfläche mit der Gewichtung von 0,4 und die Dichte der Uferlinien mit der Gewichtung von 0,6 ein. Eine abschließende Normalisierung bedeutete die Generierung des Subindikators UGV.

Die Berechnung der Subindikatoren EdR und VvS entspricht der bundesweiten Berechnung. Es wurde lediglich die Rasterauflösung auf 10 m angepasst und mit der Abgrenzung der morphologischen Aue der bayerischen Donau normalisiert.

Der Erweiterungssubindikator rechtlich ausgewiesene Luftkurorte wurde für jedes Bundesland recherchiert und mit einem Gemeinde-Datensatz verschnitten (© GeoBasis-DE/BKG 2015). Die rechtlichen Grundlagen für die Ausweisung eines Luftkurortes werden in „Begriffsbestimmungen – Qualitätsstandards für die Prädikatisieren von Kurorten, Erholungsorten und Heilbrunnen“ durch den Deutschen Tourismusverband e.V (DTV) und dem deutschen Heilbäderverband e. V. (DHV) (DTV & DHV 2005) dargelegt. Die Anerkennung als Luftkurort erfolgt auf der Basis eines Gesetzes bzw. einer Verordnung des jeweiligen Bundeslandes (z. B. Bayerische Anerkennungsverordnung – BayAnerkV). Diejenigen Gemeinden, die als Luftkurorte ausgewiesen wurden und in

der Fläche der morphologischen Auen liegen, wurden mit dem Wert 100 quantifiziert. An der bayerischen Donau befinden sich beispielsweise keine Luftkurorte, deswegen wurde der Subindikator nicht in den Indikator (Gleichung 6) integriert.¹

2.3.4 Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft: Indikator und Daten

2.3.4.1 Bundesweite Berechnung

Die Subindikatoren für die kulturelle ÖSL Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (im Folgenden abgekürzt mit wasserbezogene Aktivitäten) wurden nach den Aktivitäten Baden, Angeln, nicht motorisiertes Bootfahren und motorisiertes Bootfahren unterteilt.

Drei Subindikatoren wurden für eine bundesweite Berechnung eingesetzt (Tab. 6), da zum Berechnungszeitpunkt nur für diese Subindikatoren bundesweite Geodaten zur Verfügung standen. Aus diesen Subindikatoren wurde folgender Indikator für die Bewertung der Bereitstellung wasserbezogener Aktivitäten gebildet:

$$f_{WA_{bundesweit}} = (DSB_{de} + NMB_{de} + MB_{de})^{normalisiert} \quad \text{Gl. 7}$$

mit:

DSB_{de} = Dichte von Sand/Sandbänken

NMB_{de} = Mindestbreite für nicht motorisiertes Bootfahren

MB_{de} = Mindestbreite für motorisiertes Bootfahren

Die Dichte von Sand und Sandbänken (DSB_{de}) wurde als bundesweiter Subindikator berechnet und auf einer Skala von 0 bis 100 normalisiert. Für die Berechnung der Dichte wurde folgende Selektion aus dem Basis-DLM (© GeoBasis-DE/BKG 2016) vorgenommen (Werkzeug: Select): Objektart 55001, Art 1640 in gew02 und 43007, OFM 1040 in veg03. Diese Auswahl wurde in ein Raster mit 100 m Auflösung überführt (Werkzeug: Polygon to Raster) und es wurde eine Nachbarschaftsanalyse (Werkzeug: Focal Statistics) mit 1000 m Suchradius durchgeführt (Hermes et al. 2018). Anschließend wurde mit dem Ergebnis und dem Werkzeug „Raster Calculator“ die Dichte für die gesamte Fläche von Deutschland berechnet. Diese Geoverarbeitungsschritte wurden getrennt für die beiden Ebenen (gew02 und veg03) vorgenommen. Abschließend wurden die beiden Dichteberechnungen summiert (Werkzeug: Cell Statistics) und zu dem Subindikator DSB_{de} normalisiert.

¹ Da der Rechercheaufwand für diesen Subindikator hoch ist und die Rechercheergebnisse je nach Quelle der ausgewiesenen Luftkurorte eines Bundeslandes variieren, ist dies ein Erweiterungssubindikator. Dieser kann mit halbem Gewicht in die Summe der drei Subindikatoren (Gleichung) einfließen. Es wurde festgestellt, dass sich die Listen mit Luftkurorten in ihrer Güte erheblich unterscheiden. In der Liste von Rheinland-Pfalz (Quelle: Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz) sind beispielsweise die Gemeindenamen aufgeführt, während in Hessen (Quelle: HA Hessen Agentur GmbH) Stadt- und Ortsteil spezifiziert werden. Die aufgeführten Luftkurorte wurden aus dem Gemeindedatensatz des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG 2014) selektiert. Dabei konnten nicht immer alle aufgeführten Luftkurorte ermittelt werden.

Kulturelle Ökosystemleistungen

Tab. 6: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der kulturellen ÖSL Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte von Sand/Sandbänken	DSB _{de}	0–100	Normalisierung der bundesweiten Dichteberechnung zwischen 0 und 100	Basis-DLM
Min. Breite von 5m (Mindestbreite für nicht motorisiertes Bootfahren)	NMB _{de}	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Gewässerabschnitt mit mindestens 5 m Breite als Voraussetzung für nicht motorisiertes Bootfahren	DLM250
Min. Breite von 12 m (Mindestbreite für motorisiertes Bootfahren)	MB _{de}	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Gewässerabschnitt mit mindestens 12 m Breite als Voraussetzung für motorisiertes Bootfahren	DLM250

Die Ableitung des Subindikators NMB_{de} (Mindestbreite für nicht motorisiertes Bootfahren) erfolgte durch folgende Eingangsgrößen: Eine Expertenbefragung beim Deutschen Kanu-Verband e.V., bei einem Sachverständigenbüro für bauliche Anlagen der Sportschifffahrt und bei einem Dozenten¹ ergab, dass eine Faustformel für die Mindestbreite von nicht motorisiertem Bootfahren angewendet werden kann. Die Mindestbreite setzt sich zusammen aus der Möglichkeit, das Boot zu drehen, mindestens aber das Paddel zu bewegen, ohne das Ufer zu berühren. Es wurden 5 m als Mindestbreite für kleine Kajaks festgesetzt. Es muss jedoch angemerkt werden, dass dieses eine Faustregel ist, d. h., an Engstellen können diese 5 m auch unterschritten werden und ein Paddeln auf dem Fließgewässer wäre dennoch möglich. Die Berechnung erfolgte über eine Selektion derjenigen Fließgewässer, die breiter als 5 m sind (Werkzeug: Select mit dem Ausdruck: BRG² >= 5). Die Auswahl wurde in ein Raster mit 100 m Auflösung und den Wert 100 überführt (Werkzeug: Feature to Raster).

Der Subindikator MB_{de} (Mindestbreite für motorisiertes Bootfahren) wurde in Anlehnung an die Bewertung der Bereitstellung für das nicht motorisierte Bootfahren über Expertenaussagen festgelegt und beträgt 12 m. Diese 12 m beziehen sich auf ein kleines motorisiertes Boot mit einer Breite von 2,5 m und einer Länge von 6 m. Die Mindestbreite wurde zurückgeführt auf eine Sogwirkung, die zwischen zwei fahrenden Booten entsteht, sowie einen ausreichenden Abstand zum Ufer, da hier oft Steinpackungen vorhanden sind (Abstand zum Ufer 2,5 m, Boot A 2,5 m, Abstand zwischen den Booten 2 m, Boot B 2,5 m, Abstand zum Ufer 2,5 m). Die Bewertung erfolgte über eine Selektion derjenigen Fließgewässer, die breiter als 12 m sind (Werkzeug: Select mit dem Ausdruck: BRG >= 12). Die Auswahl wurde in ein Raster mit 100 m Auflösung überführt (Werkzeug: Feature to Raster).

¹ Anonymisierung zugesichert.

² Breite des Gewässer (AdV 2015)

2.3.4.2 Lokale Berechnung mit weiteren Subindikatoren am Beispiel der bayerischen Donau

Eine lokale Berechnung (bzw. Berechnung einer Modellregion) der Bereitstellung wasserbezogene Aktivitäten erfolgte über folgende Subindikatoren und angepasste Bewertungsgrößen (Tab. 7).

Für die Bildung des Indikators wurden die Subindikatoren je Aktivität summiert (vgl. Gleichung 8). Die erste Klammer steht für die Aktivität Baden, gefolgt vom motorisierten Bootfahren und nicht motorisierten Bootfahren, die zu einer Summe zusammengefasst wurden), wenn mehr als ein Subindikator für eine Aktivität aufgestellt wurde (Ausnahme: Angeln, bewertet mit dem Subindikator StK_{ges}):

$$f_{WA_{lokal}} = \left\{ StK_{ges} + (ST + DSB + UB)^{normalisiert} + [(WT_{90} + MB)^{normalisiert} + (WT_{60} + NMB + LK)^{normalisiert}]^{normalisiert} \right\}^{normalisiert} \quad \text{Gl. 8}$$

mit:

StK_{ges} = Strukturgüte

ST = Sichttiefe

DSB = Dichte von Sand/Sandbänken

UB = Uferbewuchs

WT_{90} = Wassertiefe, Wassertiefe unter 60 cm wurde mit 0 bewertet

MB = Min. Breite von 12 m

WT_{60} = Wassertiefe, Wassertiefe unter 90 cm wurde mit 0 bewertet

NMB = Min. Breite von 5 m

LK = Laufkrümmung

Kulturelle Ökosystemleistungen

Tab. 7: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die lokale Operationalisierung der kulturellen ÖSL Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (lokal)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte von Sand/Sandbänken	DSB ¹	0–100	Normalisierung der Kernel-Dichte pro 100 m ² mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet	Basis-DLM
Min. Breite von 5 m	NMB	0–100	Gewässerabschnitt mit mindestens 5 m Breite als Voraussetzung für nicht motorisiertes Bootfahren, die selektierten Line-Features werden über eine Kernel-Dichte mit 100 m Suchradius in einem Raster mit 10 m Auflösung berechnet und für das Untersuchungsgebiet normalisiert.	Basis-DLM
Min. Breite von 12 m	MB	0–100	Gewässerabschnitt mit mindestens 12 m Breite als Voraussetzung für motorisiertes Bootfahren, die selektierten Polygon-Features werden nach einer Überführung in Punkt-Features über eine Kernel-Dichte mit 100 m Suchradius in einem Raster mit 10 m Auflösung berechnet und für das Untersuchungsgebiet normalisiert.	Basis-DLM
Sichttiefe	ST	0–100	Interpolation der Schwebstoffkonzentration: Bei einer Schwebstoffkonzentrationen unter 10 g/m ³ liegt die Sichttiefe bei 1 m oder darüber (Morrison, o. J.) und anschließende Dichteberechnung mit 100 m Suchradius ²	Schwebstoffkonzentrationen und Pegel
Laufkrümmung	LK	0–100	Bewertung der Laufkrümmung durch die Gewässerstrukturkartierung: Reklassifikation der Laufkrümmungsbewertung mit einer anschließenden Dichteberechnung über einen 1000-m-Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet	Gewässerstrukturkartierung
Uferbewuchs	UB	0–100	Bewertung des Uferbewuchses durch die Gewässerstrukturkartierung: Reklassifikation der Bewertung des Bewuchses mit einer anschließenden Dichteberechnung über einen 1000-m-Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet	Gewässerstrukturkartierung
Strukturgüte	StK _{ges}	0–100	Umkehrung der Skalierung und Reklassifikation der Strukturgüteskala mit einer Dichteberechnung über einen 1000-m-Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet	Gewässerstrukturkartierung
Wassertiefe	WT ₆₀	0–100	Mittelwert der täglichen Wassertiefen vom 01.01.2011 bis 31.12.2015, normalisiert zwischen 0 und 100. Wassertiefen unter 60 cm wurden mit 0 bewertet.	
Wassertiefe	WT ₉₀	0–100	Mittelwert der täglichen Wassertiefen vom 01.01.2011 bis 31.12.2015, normalisiert zwischen 0 und 100. Wassertiefen unter 90 cm würden mit 0 bewertet.	BfG, Bayerisches Landesamt für Umwelt

¹ Dieser Subindikator ist für die bayerische Donau (Untersuchungsgebiet dieser Berechnung) weniger bedeutend, da nur sehr wenige Elemente in der morphologischen Aue der bayerischen Donau kartiert und somit selektiert wurden.

² Nur die Pegel Dillingen, Kelheim, Deggendorf und Passau-Kachlet standen für die Berechnung an der bayerischen Donau zur Verfügung.

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das Baden

Der lokale Subindikator Sichttiefe (ST) ist nicht nur entscheidend für die Badesicherheit, sondern auch für die Qualität des Badeserlebnisses. Dieser Subindikator sollte über Trübungsdaten erhoben werden, jedoch lagen zum Zeitpunkt der Erstellung der Berechnung keine Trübungsdaten für die Modellregionen im RESI vor. Allerdings war eine indirekte Bewertung des Subindikators über Schwebstoffkonzentrationen möglich. Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) hat dem Projekt RESI 14-tägige Messwerte der Schwebstoffkonzentration zur Verfügung gestellt. Über die Schwebstoffkonzentrationen konnte indirekt die Trübung mit dem Subindikator Sichttiefe (ST) in der Modellregion bayerische Donau bewertet werden. Je höher die Schwebstoffkonzentration ist, desto schlechter eignet sich ein Gewässer für das Baden. Bei einer Schwebstoffkonzentrationen unter 10 g/m^3 liegt die Sichttiefe bei 1 m oder darüber (Morrison, o. J.). Für die Quantifizierung des Subindikators wurde zunächst aus den 14-tägigen Messwerten der Median für die Monate Mai bis September für die Jahre 2012 bis 2014 errechnet und in die Attributtabelle des entsprechenden Pegels übertragen. Es wurde der Median berechnet, da er robust gegenüber Ausreißern ist. Anschließend wurde der Mittelwert aus den drei Werten des Medians gebildet, um einen durchschnittlichen Median über drei Jahre zu erhalten. Da dem Projekt nur vier Pegel in digitalisierter Form vorliegen, können nur diese bewertet werden (Dillingen, Kelheim, Deggendorf und Passau-Kachlet). Alle gemittelten Mediane für die Monate Mai bis September der Jahre 2012 bis 2014 liegen unter 10 g/m^3 , so dass eine Sichttiefe von 1 m oder mehr angenommen werden kann. Da mit abnehmender Schwebstoffkonzentration die Sichttiefe zunimmt, wurden elf Klassen gebildet und auf die Normalisierung zwischen 0 und 100 übertragen (s. Tab. 8). Die ermittelten Ergebnisse für die vier Pegel der Donau können der Tabelle 9 entnommen werden.

Tab. 8: Klassenbreite der Schwebstoffkonzentration.

Breite der Klassen	Wert
0–0,99	100
1–1,99	90
2–2,99	80
3–3,99	70
4–4,99	60
5–5,99	50
6–6,99	40
7–7,99	30
8–8,99	20
9–9,99	10
10 und >10	0

Tab. 9: Ergebnisse der Bewertung der Schwebstoffkonzentration an der Donau

Pegel	Median 2012 (Mai bis September) g/m ³	Median 2013 (Mai bis September) g/m ³	Median 2014 (Mai bis September) g/m ³	Mittelwert der Mediane 2012- 2014 (Mai bis September) g/m ³	Wert nach Klasse
Dillingen	8,5	9,5	4,5	7,5	30
Kelheim	9,6	4,8	7	7,1	30
Deggendorf	7	12	8,5	9,2	10
Passau- Kachlet	7	9,5	8,5	8,3	20

Um die Mittelwerte der Mediane für die vier Pegel auf das gesamte Gewässer zu übertragen, wurde mit der Methode „Spline“ interpoliert. Es wurde diese Methode gewählt, da die Messwerte große räumliche Lücken aufweisen und davon auszugehen ist, dass die Werte auf geringer Distanz nicht sprunghaft ansteigen. Die interpolierten Rasterwerte wurden abschließend klassifiziert (Abb. 5). Aus dem interpolierten und klassifizierten Raster wurden mit dem Werkzeug „Raster to Point“ Punkte berechnet, wobei die Klassifikation als Wertefeld herangezogen wurde. Über diese Punkte und die klassifizierten Werte wurde eine Dichte für die Untersuchungsregion der bayerischen morphologischen Aue berechnet (Werkzeug: Kernel Density), die abschließend zu dem Subindikator „ST“ normalisiert wurde.

Die Berechnung der Dichte von Sand und Sandbänken (DSB) erforderte zunächst die gleiche Selektion wie die bundesweite Bewertung (vgl. vorheriger Abschnitt). Die selektierten Polygone wurden mit dem Werkzeug „Polygone to Raster“ in Raster mit 10 m Auflösung überführt und mit dem Werkzeug „Raster to Point“ in Punkte umgewandelt. Anschließend erfolgte die Berechnung der Dichte (Werkzeug: Kernel Density) mit einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018). Die Berechnung des Subindikators wurde mit einer Normalisierung abgeschlossen. Allerdings ist die Selektion in der betrachteten Modellregion morphologische Aue der bayerischen Donau, in der der Pilottest der Berechnung durchgeführt wurde, sehr gering.

Der Uferbewuchs (UB) ist ein weiterer Subindikator für die Bereitstellung dieser Aktivität, denn nur wenn die Uferstruktur einen Zugang zum Fließgewässer zulässt, kann gebadet werden. Die Bewertung erfolgt über eine Einschätzung des Uferbewuchses auf einer Skala von 0 bis 100. Die neu klassifizierte Bewertung floss in eine Dichteberechnung (Werkzeug: Kernel Density) mit dem Wert der Klassifikation und einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018) mit ein. Eine Normalisierung beendete die Berechnung dieses Subindikators.

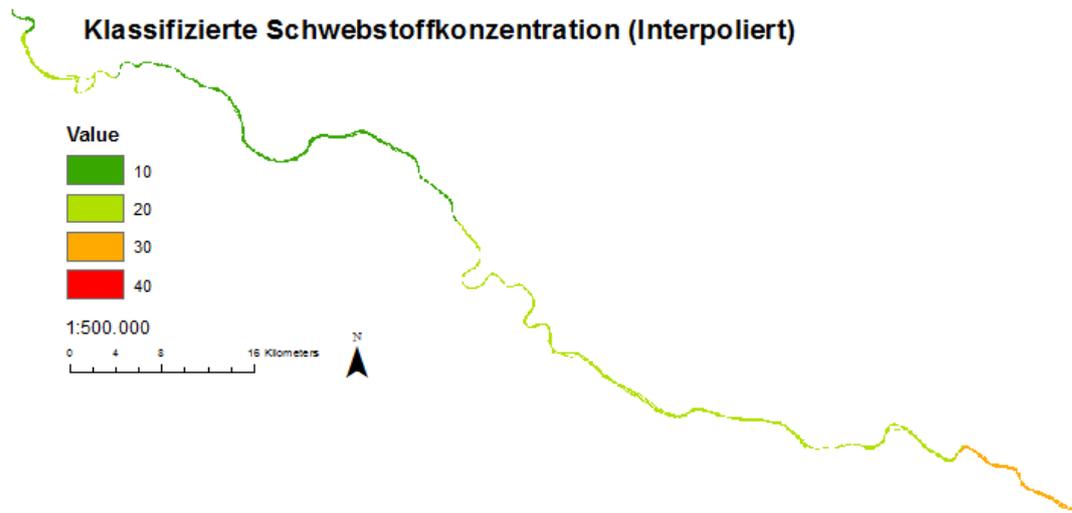


Abb. 5: Quantifizierung der Sichttiefe über die Schwebstoffkonzentration, vorgestellt an einem Abschnitt der bayerischen Donau (Datengrundlage: LfU).

Weitere Subindikatorvorschläge zur Quantifizierung des Badens

Konzentration von intestinalen Enterokokken (koloniebildende Einheiten (KbE) / 100 ml) und *Escherichia coli* (KbE / 100 ml): Die Nutzung von Fließgewässern zum Baden kann aufgrund erhöhter Konzentrationen von hygienisch relevanten Bakterienformen eingeschränkt sein (Gasse et al. 2009). Um ein Infektionsrisiko zu mindern, schreibt die europäische Badegewässerrichtlinie (2006/7/EWG) für die zwei mikrobiologischen Parameter *Escherichia coli* (*E. coli*) und *intestinale Enterokokken* Grenzwerte vor.

Diese Parameter sind Erweiterungssubindikatoren für die Bereitstellung der wasserbezogenen Aktivität Baden als kulturelle Praxis (Wantzen et al. 2016, Fish et al. 2016). Bislang werden diese hygienischen Parameter jedoch nur dann in Fließgewässern bewertet, wenn es sich bereits um ausgewiesene Badegewässer handelt oder wenn ein Flussabschnitt als Badegewässer ausgewiesen werden soll. Die WRRL klammert die hygienischen Parameter bewusst aus, denn diese werden in der EU-Badegewässerrichtlinie festgehalten. Aus der Bewertung der WRRL oder der ökologischen Gewässergüte (vgl. Saprobien-Index, Trophie-Index) lassen sich folglich keine Aussagen darüber treffen, ob die hygienischen Voraussetzungen für das Baden erfüllt werden. Die Gewässergüte bewertet ebenfalls keine hygienischen Parameter. Die Erweiterungssubindikatoren *E. coli* und *intestinale Enterokokken* konnten deswegen nicht bewertet werden, da es die Datenverfügbarkeit nicht zulässt. Bei einer Bewertung des hygienischen Zustands des Fließgewässers ist zu bedenken, dass sich die Qualität des Wassers je nach Wetterlage verändert. Es bedürfte deswegen eines ständigen Monitorings. Das ReWaM-Forschungsprojekt „FLUSSHYGIENE“ führte Messreihen von sowohl physikalisch-chemischen Parametern als auch mikrobiellen Indikatororganismen und Krankheitserregern in vier Referenzgebieten durch (Kompetenzzentrum Wasser Berlin o. J.).

Ebenso beeinflussen die Fließgeschwindigkeit, die Konzentration an Cyanobakterien und die Konzentration an Phytoplankton das Baderlebnis und könnten als weitere mögliche Erweiterungssubindikatoren herangezogen werden. Der Wert der Fließgeschwindigkeit kann einen allgemeinen Hinweis darauf geben, ob sich der Gewässerabschnitt zum Baden eignet. Doch da beispielsweise die Fließgeschwindigkeitsdaten aus eindimensionalen Modellen, wie z. B. QSim, keine Buchten mit Bademöglichkeit berücksichtigen und keine offiziellen Fließgeschwindigkeitsbegrenzungen recherchiert werden konnten, wird die Fließgeschwindigkeit nicht in das Indikatoren-Set aufgenommen.

Die Konzentration an Cyanobakterien wird nicht als Subindikator berücksichtigt, da eine Massenentwicklung eher in Standgewässern auftritt. Ein Konzentrationswert kann zudem nicht verallgemeinert werden, da die Massenentwicklung von Cyanobakterien stark variiert und mitunter sehr unterschiedliche Toxingehalte zur Folge hat (DWA 2016).

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das nicht motorisierte Bootfahren (wie z. B. Kanu- oder Kajakfahren)

Die Ermittlung und Quantifizierung der Bereitstellung für das nicht motorisierte Bootfahren als wasserbezogene Aktivitäten erfolgte über fünf Subindikatoren, wobei sich zwei Subindikatoren auf Wildwasser beziehen, die in der Pilotstudie nicht berechnet wurden:

Wassertiefe (WT₆₀): Aus der Anlage 6 zum Protokoll der Konferenz „Freizeit- und Kanuwandersport“ (21. und 22.10.2006) wurde eine Mindestwassertiefe von 30 cm für erfahrene Kanuten festgehalten. Da es sich um eine Angabe für erfahrene Paddler handelt, wurde als Grenzwert für den Subindikator Mindesttiefe eine Wassertiefe von mindestens 60 cm angenommen. Dies ist eine konservative Grenzfestlegung, die auf einer Expertenaussage mit einer gewässerökologischen Sichtweise basiert und deren Ziel es ist, Sohlenkontakt zu vermeiden. Aufgrund der Datenverfügbarkeit im RESI wurde der Subindikator nicht bundesweit bewertet. Zur Bewertung dieses Subindikators würden Daten zu Wasserständen aus einer hydrologischen Modellierung benötigt, die hier jedoch nicht vorliegen.

Min. Breite von 5 m (NMB): Für die lokale Berechnung der Breite wurde das Linien-Feature gew01_l aus dem Basis-DLM herangezogen (© GeoBasis-DE/BKG 2016) und nach denjenigen Abschnitten selektiert, die breiter als 5 m sind (Werkzeug: Select über das Feld BRG). Über die Breitenangaben wurde in einem weiteren Geoverarbeitungsschritt die Dichte bestimmt (Werkzeug: Kernel Density). Zudem wurden die Flächen (gew01_f, OBJART = '44001') selektiert (Werkzeug: Select) und in ein Raster mit 10 m Auflösung transformiert (Werkzeug: Polygon to Raster). Das Raster wurde in ein Punkt-Feature überführt (Werkzeug: Raster to Point), um im Anschluss eine Dichteberechnung über die extrahierten Punkte durchführen zu können. Beide Dichteberechnungen wurden mit dem Werkzeug „Cell Statistics“ zusammengerechnet und zum Subindikator NMB normalisiert.

Da ein mäandrierender Fluss das Paddeln für den Erholungssuchenden interessant und abwechslungsreich gestaltet, ist die Laufkrümmung ein weiterer Subindikator (LK). Die Laufkrümmung wird aus Daten der Strukturgütekartierung je Gewässerabschnitt auf einer Skala von 0 bis 100 bewertet. Ein gradliniger Flussabschnitt wird mit 0 bewertet und ein mäandrierender Abschnitt hingegen mit 100. Aus den Werten dieser Berechnung wurde mit dem Linien-Feature eine Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) berechnet (Werkzeug: Kernel Density), die abschließend zum Subindikator LK normalisiert wurde. Auch aus Synergiegründen zu bestehenden Bewertungsverfahren (Ziel des RESI) ist der Einbezug der Gewässerstrukturgüte (hier die Laufkrümmung) in die Bereitstellung fürs nicht motorisierte Bootfahren als positiv zu bewerten.

Die Fließgeschwindigkeit könnte als Subindikator für Wildwasserfahrten quantifiziert werden, jedoch liegen hierfür keine Daten vor. Der Subindikator bezieht sich zudem nicht auf die im RESI betrachteten Modellregionen. Er ist jedoch aufgeführt, da das Subindikator-Set auf alle Flüsse Deutschlands übertragbar sein soll. Die Dichte von Stromschnellen ist ebenfalls ein Subindikator für Wildwasserfahrten und kann mit Daten aus dem Basis-DLM bundesweit auf einer Skala von 0 bis 100 quantifiziert werden. Diese Quantifizierung wurde bereits umgesetzt, auch wenn die Modellregionen kaum Stromschnellen enthalten.

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das motorisierte Bootfahren

Die Quantifizierung der Bereitstellung für motorisiertes Bootfahren als wasserbezogene Aktivitäten erfolgte über zwei Subindikatoren:

Min. Breite von 12 m (MB): Für die Berechnung wurden Wasserflächen (gew01 im BasisDLM) mit dem Werkzeug „Select“ ausgewählt und in ein Raster mit 10 m Auflösung transformiert (Werkzeug: Polygon to Raster). Die Werte der Rasterzellen wurden in Punkte mit dem Wert der Wasserfläche in Quadratmetern überführt (Werkzeug: Raster to Point), aus denen die Dichte berechnet wurde. Die Dichteberechnung wurde abschließend zu dem Subindikator MB normalisiert.

Der zweite Subindikator ist die Mindesttiefe (WSd₉₀), die von den Experten auf 90 cm für kleine Motorboote (2,5 m breit und unter 7 m lang) festgesetzt wurde. Bei dieser Mindesttiefe würde ein ausreichender Abstand zur Sohle unter Einbezug der Eintauchtiefe des Motors bestehen. Die Bewertung würde über Wassertiefen aus einem hydrologischen Model erfolgen. Aufgrund der Datenverfügbarkeit ist der Subindikator nicht bundesweit bewertbar. Würden Fließgewässerabschnitte die Mindesttiefe nicht erfüllen, so würden sie mit 0 bewertet werden. Bei einer Erfüllung der Mindesttiefe erfolgt eine Bewertung mit 100. Die Berechnung des Subindikators ist identisch mit der Berechnung der WSd₆₀. Insgesamt ist zu betonen, dass die aufgeführten Mindestwerte (WSd₉₀ und WSd₆₀) eine Orientierung sind und nach Möglichkeit an das zu analysierende Gewässer angepasst werden sollten.

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das Angeln

Die Freizeitbeschäftigung Angeln findet typischerweise in der Natur am Gewässer statt, der gesellschaftliche Nutzen ist vielfältig (z. B.: Entspannung, Erholung) (Arlinghaus 2004). Mittels einer Befragung wurde festgestellt, dass Karpfen, Salmoniden (forellenartige Fische), Hecht, Dorsch und Aal die am häufigsten den Gewässern entnommenen Fischarten sind (Arlinghaus 2004). Der Großteil der Angler bevorzugt Uferangeln mit natürlichen Ködern, „wobei mit Vorliebe in möglichst naturnahen Gewässern größere, natürlich reproduzierte Fische gezielt beangelt wurden“ (Arlinghaus 2004). Da es nicht den einen „typischen“ Freizeitangler gibt (Arlinghaus et al. 2014, Beardmore et al. 2013), müssen Subindikatoren für die Bereitstellung diese Multidimensionalität des Freizeitangelns berücksichtigen. Die Auswahl eines Angelplatzes wird von sechs Faktoren beeinflusst: „[C]osts, fishing quality, environmental quality, facility development, encounters with other anglers, and regulations“ (Hunt 2005). Das Freizeitangeln wird von der Bereitstellung anderer ÖSL (z. B. Ästhetik, Wasserqualität) unterstützt. Villamagna et al. (2014) identifizierten in ihrer Studie aus Virginia und North Carolina die Habitatqualität und die Fischabundanz als relevante Faktoren für die „Capacity“ (hier: Bereitstellung). Da ihnen keine Daten für die Fischabundanz zur Verfügung standen, analysierten sie die Habitatqualität anhand der vier Indikatoren Verfügbarkeit von Oberflächenwasser, Artenreichtum von Wildfisch („game-fish“), Wasserqualität und Vorhandensein von Auwald.

Vor diesem Hintergrund und zur Vermeidung von Doppelbewertungen wird folgender Subindikator für die Bereitstellung der Aktivität Freizeitangeln aufgestellt: Bewertung der Gewässerstrukturgüte (StK_{ges}). Die Bewertung erfolgte über eine Klassifikation der Gewässerstrukturgüte von 0 bis 100. Über diese Klassifikation wurde eine Dichteberechnung mit dem Werkzeug „Kernel Density“ vorgenommen, und zwar bei einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018). Die Bewertung wurde mit einer Normalisierung abgeschlossen.

Die bundesweite Bewertung der Strukturgüte aus dem Jahr 2000 wird aufgrund des Alters nicht in den RESI eingebunden. Jedoch wäre ein Vergleich für die Modellflüsse ein weiterer möglicher Arbeitsschritt, um Erkenntnisse zu einer Veränderung zu generieren.

Kulturelle Ökosystemleistungen

Die Ufer- und Wasserverfügbarkeit, die Sichttiefe oder das Landschaftsbild wären ebenfalls wichtige Parameter für die wasserbezogene Aktivität Angeln, werden aber bereits an anderer Stelle bewertet. Um eine Doppelbewertung zu vermeiden, wurden sie hier nicht erneut einbezogen.

Da in Studien aufgezeigt werden konnte, dass nichtangel- bzw. nichtfangspezifische Aktivitäten (z. B. Naturerleben, Einsamkeit) wichtigere Motive für das Freizeitangeln sind als angel- bzw. fangspezifische Aktivitäten (z. B. das Fangen vieler Fische) (Driver & Knopf 1976, Ensinger 2015, Fedler & Ditton 1994, Ditton & Sutton 2004), wurde kein Subindikator für die Fischabundanz aufgestellt.

2.4 Erfassung und Bewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag kultureller Ökosystemleistungen

2.4.1 Bundesweite Berechnung

Um die bereitgestellten kulturellen ÖSL (z. B. ein hoch bewertetes Landschaftsbild) tatsächlich in Anspruch nehmen zu können, ist ein menschlicher Beitrag nötig (

Abb. 1). Als menschlicher Beitrag ist in Bezug auf kulturelle ÖSL die (Erholungs-)Infrastruktur (EI) relevant (Paracchini et al. 2014, Wolff et al. 2015). Durch die tatsächliche Nutzung, die durch den menschlichen Beitrag ermöglicht wird, entstehen Effekte auf das menschliche Wohlergehen, wie beispielsweise auf die Gesundheit (Albert et al. 2016, Burkhard et al. 2014).

Die Bewertung der Erholungsinfrastruktur erfolgte über folgende Subindikatoren (Tab. 10, Gleichung 9), aufbauend auf Hermes et al. (unveröffentlicht).

$$f_{EI_{bundesweit}} = \left[3 * WN + \left(PP + \frac{BeH}{3} + CP + FZA + GA + Gmie \right)^{normalisiert} + \right. \\ \left. BiG + BG + AuF + BPF \right]^{normalisiert} \quad \text{Gl. 9}$$

mit:

WN = Wegenetzdichte

PP = Parkplatzdichte

BeH = Beherbergungsdichte

CP = Campingplatzdichte

FZA = Freizeitanlagendichte

GA = Grünanlagendichte

Gmie = Gastronomiedichte

BiG = Dichte an Bildungseinrichtungen

BG = Dichte der EU-Badegewässer

AuF = Dichte von Anlegern (Sportboote), Fährhäfen und Personenfähren, Bootsverleih

BPF = Dichte von Beobachtungsplattformen

Tab. 10: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag für kulturelle ÖSL.

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode (in Anlehnung an die Berechnung des Subindikators „provokante Elemente“ nach Hermes et al. (2018))	Datenquelle
Wegenetzdichte incl. Seilbahnen (Fußweg, Fahrwegachse)	WN	0–100	Normalisierte Dichte von Linien in einem 1000-m-Suchradius	Basis-DLM
Dichte an Bildungseinrichtungen (Informationsstellen, Lehrpfade etc.)	BiG	0–100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM (Open Street Map)
Parkplatzdichte	PP	0–100	Punktdichte und Patch Density: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Freizeitlagendichte (z. B. Zoo)	FZA	0–100	Punktdichte und Patch Density: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Grünanlagendichte	GA	0–100	Punktdichte und Patch Density: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Beherbergungsdichte	BeH	0–100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM
Gastronomiedichte	Gmie	0–100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM
Campingplatzdichte	CP	0–100	Punktdichte und Patch Density in einem 1000-m-Suchradius: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Dichte der EU-Badegewässer	BG	0–100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	UBA (auf Anfrage)
Dichte von Anlegern (Sportboote), Fährhäfen und Personenfähren, Bootsverleih (über OSM)	AuF	0–100	Normalisierte Dichte von Punkten/ Linien und Flächen in einem 1000-m-Suchradius	Basis-DLM, OSM
Dichte von Beobachtungsplattformen, etc.	BPF	0–100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM

Für die Berechnung der Erholungsinfrastruktur wurde ebenfalls ein Indikator (Gleichung 9) entwickelt, der automatisiert in einem GIS-Modell ermittelt werden kann. In dem Modell wurden die einzelnen Infrastruktureinrichtungen zunächst mit einer SQL (Structured Query Language)-Abfrage aus dem Basis-DLM und den OSM (Open Street Map)-Daten selektiert, damit in einem weiteren Geoverarbeitungsschritt die Dichte für einen 1-km-Radius berechnet werden kann. Der 1-km-Radius wurde aufgrund der Annahme gewählt, dass die selektierten Infrastruktureinrichtungen einen Wirkungsraum auf Nutzende erzielen und diese bereit sind, beispielsweise einen ausgewiesenen Radweg zu nutzen, wenn sich dieser 1 km entfernt von ihrem Standort befindet. Die Werkzeuge „Point Density“ und „Line Density“ der ESRI-Software ArcGIS wurden bei der Quantifizierung der Subindikatoren in das Modell integriert (Tab. 10). Die Dichte von Flächen wird über die Patch Density (McGarigal & Marks 1995) mit Hilfe der Werkzeuge „Focal Statistics“ und „Raster Calculator“ berechnet (Hermes et al. 2018). Flächen, die kleiner als ein Hektar sind, wurden in Punkte konvertiert und anschließend bei der Berechnung der Punktdichte berücksichtigt.

Der Indikator für die Erholungsinfrastruktur (Gleichung 9) berücksichtigt die Wegenetzdichte (WN) dreifach, da diese sowohl für Freizeitausflüge als auch für Tagesausflüge und (Kurz-)Reisen relevant ist. Des Weiteren ist das Wegenetz für alle wasserbezogenen Aktivitäten und sonstige Interaktionen mit der Flusslandschaft entscheidend. Zur Berechnung der Wegenetzdichte wurden die Objektart „Weg, Pfad, Steig“ und die Geometrie von Wirtschaftswegen (Kennung 42008) berücksichtigt. Die Dichte der Seilbahnen wurde ebenfalls als normalisiertes Raster berücksichtigt.

Die Klammer enthält die Dichteberechnungen der Subindikatoren PP, BeH, CP, FZA, GA und Gmie. Je Subindikator wurde die Punktdichte und die Patch Density berechnet. Waren die selektierten Elemente der Subindikatoren PP, FZA, GA und CP größer als ein Hektar, wurde die Dichte der Flächen mit einer Patch Density (McGarigal & Marks 1995) in einem 1-km-Radius bestimmt (Hermes et al. 2018). Die einzelnen Dichteberechnungen (Point/Patch/Line) der jeweiligen Subindikatoren wurden summiert und zum Subindikatorergebnis normalisiert. Der Subindikator Beherbergungsdichte (BeH) wurde nur zu einem Drittel in die Bewertung der Erholungsinfrastruktur einbezogen, da er lediglich für Reisen mit Übernachtungen von Bedeutung ist. Der Subindikator wurde mit OSM-Daten quantifiziert. Diese Daten weisen regionale Unterschiede auf, da sie mit einem Bottom-up-Ansatz generiert werden. Das Basis-DLM zeigte jedoch ebenfalls regionale Unterschiede in der Ausweisung von Flächen, die sich vor allem an Bundesländergrenzen festmachen lassen.

Die Klammer enthält die Berechnung und Zusammenführung von Subindikatoren, die eher einen unspezifischen Charakter aufweisen und die Nachfrage nach allen vier aufgestellten Klassen kultureller ÖSL grundlegend ermöglichen. Die Ausübung wasserbezogener Aktivitäten kann jedoch durch weitere Einrichtungen, wie beispielsweise einen Anleger, vereinfacht werden. Die Einrichtungen können auch eine ungesteuerte Nutzung lenken, indem regulierte Zutritte geschaffen werden.

Die Dichte von Anlegern, Bootsverleihstationen, Fährhäfen und –Linien sowie von Sport- und Yachthäfen wurde in den Subindikator AuF für den menschlichen Beitrag der kulturellen ÖSL „Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft integriert. Daten zu Anlegern, Fährhäfen sowie Sport- und Yachthäfen sind in dem Basis-DLM als Grunddatenbestand enthalten und konnten so selektiert und bundesweit quantifiziert werden. Bootsverleihstationen wurden aus dem OSM-Datenbestand selektiert. Der Subindikator BiG wurde spezifisch für die kulturelle ÖSL Wissenschaft und Erholung (Haines-Young & Potschin 2013) aufgestellt. Dieses gilt gleichfalls für den Subindikator BPF, wobei dieser auch für die nicht-wasserbezogene Aktivität der Naturbeobachtung von Bedeutung ist (kulturelle ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft). Weitere spezifische Subindikatoren für wasserbezogene Aktivitäten und Interaktionen mit der Flusslandschaft (z. B. BG) wurden ebenso als einzelne Summanden betrachtet und nicht in die „unspezifischen“ Infrastruktureinrichtungen mit eingerechnet.

Die Berechnung des Indikators erfolgt nach dem KÖSL^{MAP}-Ansatz (siehe Kapitel 2.1).

2.4.2 Erweiterungsmöglichkeiten für eine regionale Quantifizierung der Erholungsinfrastruktur

Bei einer regionalen Bewertung der Erholungsinfrastruktur besteht die Möglichkeit, weitere Subindikatoren in die Bewertung des Indikators einzubeziehen (Abb. 2). Diese Subindikatoren sind nicht in die bundesweite Indikatorberechnung integriert, da sie zum Teil einen hohen Rechercheaufwand und eigene Digitalisierungen der Rechercheergebnisse erfordern. Im Folgenden werden ergänzende Subindikatoren für eine lokale Erweiterung der Berechnung der Erholungsinfrastruktur vorgestellt, deren Anwendung für die RESI-Modellregion bayerische Donau getestet wurde

(Tab. 11). Die Berechnung erfolgt nach dem Vorgehen von KÖSL^{MAP} in einem 10-x-10-m-Raster (lokale Berechnung), wobei die Ergebnisse der einzelnen Subindikatoren in dem letzten Schritt des Geoverarbeitungsworkflows normalisiert wurden (s. Kap. 2.1). Die Subindikatoren für spezifische Aktivitäten wurden nach den Befragungsergebnissen gewichtet (Rayanov et al. 2018) in eine Gesamtbewertung der Erholungsinfrastruktur der bayerischen Donau einbezogen. Der Subindikator Dichte der Angelvereine (AV) wurde beispielsweise nur zu 4 % in der Gesamtbewertung berücksichtigt. Subindikatoren, die sich auf motorisierten und nichtmotorisierten Bootfahren bezogen, wurden zu einem Subindikator summiert, der unter Berücksichtigung der Prozentangaben doppelt in die Berechnung der Erholungsinfrastruktur einfließt. Der Grund war die nicht immer eindeutige Trennung der Verwendung von Infrastruktureinrichtungen, wie bspw. Anlegern in den Ausgangsdaten.

Der ergänzende Subindikator Dichte an Kanu- und Kajakverleihstationen sowie Rudervereinen (KKR) wurde erfasst, indem nach Ruder-, Kanu- und Kajakvereinen sowie nach Verleihstationen in der Modellregion recherchiert wurde.¹ Die Ergebnisse der Onlinerecherche wurden über die Angaben der Adressen digitalisiert. Hierdurch wurde ein Punktdatensatz erstellt, der mit einer Dichteanalyse in einem 10-x-10-m-Raster bewertet wurde. Die Bewertung wurde in einem anschließenden Geoverarbeitungsschritt normalisiert (Abb. 2).

Ein weiterer Subindikator, der eine eigene Erstellung der Grundlagendaten bedarf, ist die Dichte der Angelvereine (AV). Bei der Recherche nach den Angelvereinen wurde zunächst der Oberverband gesucht und sich dann systematisch abwärts nach den einzelnen Vereinen vorgearbeitet. Diese Rechercheergebnisse wurden mit einer Internetrecherche (Suchbegriff „Angeln + Donau“) abgeglichen. Gefundene Vereine wurden tabellarisch aufgelistet und als Point-Feature digitalisiert. Dieser Datensatz war Eingang für eine anschließende Dichteanalyse. Der Subindikator ausgewiesene Angelgewässer (AAG) basiert auf einer Onlinerecherche nach Karten, die anschließend georeferenziert wurden. Der Workflow erforderte im nächsten Schritt eine Digitalisierung der Gewässer, die in ein Raster mit dem Wert 100 übertragen wurden. Ebenfalls ist der Fischbesatz (FiB) ein regional ergänzend einzusetzender Subindikator für die Berechnung des menschlichen Beitrags (Gleichung 9), der spezifisch für das Freizeitangeln aufgestellt wurde. Der mittels Telefonbefragung recherchierte Fischbesatz wurde in der Tabelle der digitalisierten Angelgewässer aufgenommen. Der Wertebereich wurde in einem weiteren Schritt normalisiert.

Die Anzahl an Personenschiffahrtsunternehmen pro Flusskilometer ist ein weiterer lokal anwendbarer Subindikator für die Berechnung des menschlichen Beitrags kultureller ÖSL von Flusslandschaften. Bewertungsgrundlage ist eine Digitalisierung der Recherche nach Schifffahrtsanbietern und deren Routen. Die Routen wurden auf die bayerische Donau übertragen, so dass für jeden Flusskilometerabschnitt eine Anzahl an Anbietern ermittelt werden konnte. Dieses Ergebnis wurde in ein Raster übertragen (10 × 10 m Auflösung) und normalisiert. Der BfN-Fluss-Auen-Segment-Datensatz wurde als Dateneingang für die Angaben und die Abgrenzung der Flusskilometer genutzt. Sonderfahrten (z. B. Adventfahrten) wurden bei der Bewertung nicht berücksichtigt. Die Befahrbarkeit (rechtliche Einschränkungen) von Fließgewässern mit Booten wurde in einem weiteren Subindikator abgebildet, der auf eigenen Recherchen und der Übertragung der Rechercheergebnisse auf Flusskilometer gründet. Flussabschnitte, die befahren werden können, wurden mit dem Wert 100 klassifiziert und Abschnitte, die nicht befahrbar sind, mit dem Wert 0. Die Klassifikation wurde für nicht motorisierte Boote und motorisierte Boote vorgenommen. Beide Ergebnisse wurden summiert und zu dem Subindikator BefA normalisiert. Bewertungs-

¹ Der Einsatz von OSM-Daten wurde getestet, jedoch wiesen die selektierten Daten sehr große regionale Unterschiede auf.

Kulturelle Ökosystemleistungen

grundlagen für die Befahrbarkeit des Fallbeispiels Donau mit motorisierten und nicht-motorisierten Boote waren unter anderem das Verzeichnis der Befahrungsregelungen (DKV 2011, 2016, GDWS 2014, BMVI 2015).

Tab. 11: Ergänzende Subindikatoren und Bewertungsgrößen für eine lokale Operationalisierung des menschlichen Beitrags.

Subindikatoren (lokal)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte an Kanu- und Kajakverleih-stationen sowie Rudervereinen	KKR	0–100	Onlinerecherche und Digitalisierung von Vereinen, normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius für das Untersuchungsgebiet	Eigener Datensatz (basierend auf einer Onlinerecherche)
Dichte an Angelvereinen	AV	0–100	Onlinerecherche und Digitalisierung von Vereinen, normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius für das Untersuchungsgebiet	
Ausgewiesene Angelgewässer	AAG	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Georeferenzierung von Angelkarten und Digitalisierung der ausgewiesenen Angelgewässer (AAG), die mit dem Wert 100 in ein 10-x-10- m-Raster als AAG transformiert werden	
Fischbesatz	FiB	0–100	Telefonische Befragung der Vereine und Übertragung der Besatzzahlen in die digitalisierten Angelgewässer, Normalisierung des ermittelten Wertebereichs	
Anzahl an Personenschifffahrtsunternehmen	PSU	0–100	Onlinerecherche der Personenschifffahrtsunternehmen und deren Routen, Übertragung der Rechercheergebnisse auf das Fließgewässer, um je Flusskilometer eine Anzahl an Personenschifffahrtsunternehmen zu erhalten, die abschließend zwischen 0 und 100 normalisiert werden	
Befahrbarkeit (rechtliche Einschränkungen)	BefA	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Recherche nach rechtlichen Einschränkungen für die Nutzung von Fließgewässern mit motorisierten und nicht motorisierten Booten und Übertragung der Ergebnisse auf Flusskilometer	
Wanderwege und Radwegenetz	WNERWEITERUNG	Integration in die WN Berechnung, s. Tab. 10: Normalisierte Dichte von Linien in einem 1000-m-Suchradius	Geoportal Bayern für bayerische Rad- und Wanderwege	

2.5 Erfassung und Bewertung der Nutzung kultureller Ökosystemleistungen mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren

Der aufgestellte Bewertungsrahmen für kulturelle ÖSL von Flusslandschaften wurde differenziert in Bereitstellung und Nachfrage (Abb. 1). In den RESI wurde die indikatorbasierte Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL nach dem KÖSL^{MAP}-Ansatz integriert (s. Kap. 2.1). Die Quantifizierung der Erholungsnutzung und Wertschätzung von Flusslandschaften wurde im Projekt RESI über eine Befragung mit einem integrierten Mapping-Werkzeug vorgenommen (Rybanov et al. 2018). Da in der Praxis die Erstellung und Durchführung einer Befragung zur Quantifizierung der Nutzung von Flusslandschaften nicht immer gegeben ist, folgt an dieser Stelle die Vorstellung von Subindikatoren zur Quantifizierung der Nutzung in einem GIS nach dem KÖSL^{MAP}-Ansatz.

- Bevölkerungszahlen (BZ, Zensusdaten in 1-×-1-km-Kacheln): Nach Paracchini et al. (2014) werden für einen kurzen Ausflug in der Wohnumgebung durchschnittlich 4 km zurückgelegt. Der Subindikator BZ berechnet für jeden Mittelpunkt eines 1-km-Fischnetzes die Summe der Bevölkerungszahl (Quelle der Bevölkerungszahlen: Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2018) in einem 4-km-Radius. Das Fischnetz überlappt mit dem Untersuchungsraum. Der Subindikator bezieht sich auf einen Personenkreis, der sich aufgrund der Wohnnähe ohne längere Fahrzeiten in der Flusslandschaft erholen könnte.
- Übernachtungszahlen (ÜnZ, fünfjähriges Mittel auf Kreisebene (NUTS -3)): Der Subindikator überträgt den fünfjährigen Mittelwert von Gästeübernachtungen je Kreis auf den Untersuchungsraum. Die Übernachtungszahlen stammen aus den Statistikabteilungen der Landesbehörde und wurden aus den monatlichen Zahlen errechnet (Bayerisches Landesamt für Statistik o. J.). In einem weiteren Arbeitsschritt wurden die Polygone in Raster umgewandelt und zum Subindikatorergebnis normalisiert. Der Wert jeder Rasterzelle entspricht dem fünfjährigen Mittelwert der Gästeübernachtungen je Kreis. Der Subindikator (Abkürzung: ÜnZ) bezieht sich vor allem auf (Kurz-)Reisen. Da bei Tagesausflügen oder Erholungsausflügen mit der Dauer bis zu vier Stunden keine Übernachtungen anfallen, wurde ÜnZ durch drei dividiert zum Endergebnis dieses Subindikators.
- Passagiere je Flusskilometer (Pas, dreijähriges Mittel): Über die Befragung von Personenschiffahrtsunternehmen wurde die Passagieranzahl eines Jahres ermittelt. Diese Angaben wurden in einem weiteren Schritt auf die gefahrenen Flusskilometer des Anbieters übertragen. Die Routen der Anbieter waren zuvor auf Grundlage des BfN-Fluss-Auen-Segment-Datensatzes und einer Digitalisierung der Routen je Anbieter räumlich abgebildet worden (vgl. Kap. 2.4.2). Die Anzahl der Passagiere der verschiedenen Anbieter auf einem Flusskilometer wurden summiert und in einem Punktdatensatz übertragen. Hieraus wurde eine Dichte mit einem Suchradius von 1000 m berechnet. Es wurde die Punktdichte berechnet, da sich die Passagiere nicht nur auf dem Fließgewässer aufhalten, sondern auch Landbesuche tätigen. Das Ergebnis wurde in einem weiteren Arbeitsschritt zum Subindikator Pas normalisiert. Der Subindikator richtet sich speziell an die Nutzung eines Fließgewässers für die motorisierte Ausflugsschiffahrt.
- Mitglieder von Ruder- und Kanuvereinen (MVK): Über eine Befragung wurde die Anzahl der Vereinsmitglieder eines Jahres ermittelt und in eine Spalte in die Vereinskoordinaten übertragen. Die Vereine wurden für die Berechnung des menschlichen Beitrags recherchiert und digitalisiert (s. Kap. 2.4.2). Paddelnde legen bei einer Kanutour zwischen 10 und 15 Kilometer zurück (CanoeGuide 2016), so dass eine Punktdichte mit der Mitgliederzahl als

Kulturelle Ökosystemleistungen

Dichtewertfeld und einem Suchradius von 6 km (halbe Strecke) berechnet wurde. Es wurde angenommen, dass die Anzahl der Vereinsmitglieder Rückschlüsse auf die Nutzung des Fließgewässers zulässt. Die Interpolation wurde abschließend zum Subindikator MVK normalisiert.

- Für einen weiteren Subindikator wurde die Anzahl der vergebenen Angellizenzen (AL) bei den recherchierten und digitalisierten Vereinen abgefragt (Villamagna et al. 2014). Die Angeltgewässer der Lizenzen wurden digitalisiert und erhielten den Wert der vergebenen Angellizenzen. Dieses Ergebnis wurde in einem Raster normalisiert (Subindikator AL).
- Aufgesuchte Orte von Befragten (AOB): Dieser ergänzende Subindikator AOB konnte integriert werden, da bei einer Befragung nach den aufgesuchten Erholungsorten gefragt wurde. Bei einer Tour sollte der wichtigste Besuchspunkt oder ein wichtiger Haltepunkt während der Tour entlang des Flusses auf einer Karte markiert werden (Rayanov et al. 2018). Die Punkte wurden auf das Untersuchungsgebiet reduziert. Der Subindikator wurde aus der normalisierten Punktdichte mit einem 1000-m-Suchradius berechnet.

Die Subindikatoren wurden zu einem Ergebnisraster der Nutzung summiert (Gleichung 10). Hierbei wurden die Ergebnisse einer repräsentativen Befragung zur Freizeitnutzung großer Fließgewässer zur Gewichtung der Subindikatoren gewässerspezifischer Freizeitnutzungen (z. B. Angeln) einbezogen (Rayanov et al. 2018). Fotoplattformen oder Social-Media-Daten wurden hingegen nicht in die Bewertung der Nutzung integriert, da die Repräsentativität nicht zwangsläufig gegeben ist.

$$f_{Nutzung} = [BZ + \ddot{U}nZ + (Pas * 0,1) + (MVK * 0,05) + (AL * 0,04) + AOB]^{normalisiert} \quad \text{Gl. 10}$$

mit:

- BZ = Bevölkerungszahlen
- ÜnZ = Übernachtungszahlen
- Pas = Passagiere je Flusskilometer
- MVK = Mitglieder von Ruder- und Kanuvereinen
- AL = Angellizenzen
- AOB = Aufgesuchte Orte der Befragten

3 Zusammenfassung

In diesem Beitrag wurde ein Index zur Erfassung und Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (nichtwasserbezogene Aktivitäten) und Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (wasserbezogene Aktivitäten) vorgestellt. Die indikatorbasierte Methode wird als KÖSL^{MAP}-Verfahren bezeichnet. Sie erfasst und bewertet kulturelle ÖSL von Flusslandschaften. Für die Bewertung wurde, abgeleitet von Haaren et al. (2014), ein praxistauglicher Bewertungsrahmen für kulturelle ÖSL erarbeitet und als Bewertungsgrundlage genutzt. Der Bewertungsrahmen beinhaltet die Bewertungsebenen Bereitstellung kultureller ÖSL, menschlicher Beitrag, Inanspruchnahme von kulturellen ÖSL und Nutzen für das menschliche Wohlergehen. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren basiert auf räumlichen Daten, wodurch es räumlich und zeitlich reproduzierbar und transparent ist. Es erleichtert so eine Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL in der Praxis.

Abgeleitet von Thiele et al. (2020) bietet das KÖSL^{MAP}-Verfahren für die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL und des menschlichen Beitrags (hier: Erholungsinfrastruktur) ein Indikatorset, das bundesweite Bewertungsergebnisse liefert. Für eine regionale Bewertung stellt die Methode ergänzende Subindikatoren bereit, die regionale Geodaten als Bewertungsgrundlage einbeziehen. Damit können kulturelle ÖSL von Flusslandschaften mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren sowohl bundesweit als auch lokal erfasst und bewertet werden (Thiele et al. 2020).

Da die Bewertung in Rasterform erfolgt, ist eine Integration in den RESI gesichert. Aus den Rastern der Indikatorbewertungen wurde für jedes Fluss-Auen-Kompartiment ein Mittelwert berechnet. Die erzeugten Mittelwerte wurden über eine Klassifikation in den fünfstufigen RESI transformiert. Vier Indikatoren bewerteten die Bereitstellung kultureller ÖSL: Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft und wasserbezogene Aktivitäten. Der menschliche Beitrag und die Inanspruchnahme wurden mit je einem Indikator bewertet.

Der Nutzen für das menschliche Wohlergehen (engl. benefit) konnte methodisch jedoch nicht über Indikatoren abgebildet werden, deren Bewertung auf räumlichen Daten basiert. Für die Bewertung der Benefits wurden Personen befragt, die Fließgewässer und Auen in der Freizeit nutzen (Rayanov et al. 2018).

4 Literaturverzeichnis

- AdV (2015): ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM. Version 7.0.2.
- Albert, C., Galler, Hermes, J., Neuendorf, F., Haaren, C. von & Lovett, A. (2016): Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. *Ecological Indicators* (61): 100–113.
- Ambrose-Oji, B. & Pagella, T. (2012): Spatial Analysis and Prioritisation of Cultural Ecosystem Services: A Review of Methods. Research Report, Forest Research. Surry.
- Arlinghaus, R. (2004): Angelfischerei in Deutschland - eine soziale und ökonomische Analyse. Berlin.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J. & Pagel, T. (2014): Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. *Journal of fish biology* 85 (6): 1843–1867.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J. & Belausteguigotia, J.C. (2005): Freshwater Ecosystem Services. In: Chopra, K. R. (Hrsg.): *Ecosystems and human well-being. Policy Responses, Volume 3*. Island Press. Washington, DC.
- Bark, R. H., Barber, M., Jackson, S., Maclean, K.; Pollino, C. & Moggridge, B. (2015): Operationalising the ecosystem services approach in water planning. A case study of indigenous cultural values from the Murray–Darling Basin, Australia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11 (3): 239–249.
- Bark, R. H., Robinson, C. J. & Flessa, K.W. (2016): Tracking cultural ecosystem services. Water chasing the Colorado River restoration pulse flow. *Ecological Economics* 127: 165–172.
- Bastian, O., Haase, D. & Grunewald, K. (2012): Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators* 21: 7–16.
- Bayerisches Landesamt für Statistik (o. J.): Tourismus und Gastgewerbe. https://www.statistik.bayern.de/statistik/wirtschaft_handel/tourismus/index.html. (Stand 27.2.2018).
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L. M. & Arlinghaus, R. (2013): Evaluating the Ability of Specialization Indicators to Explain Fishing Preferences. *Leisure Sciences* 35 (3): 273–292.
- Beichler, S. A. (2015): Exploring the link between supply and demand of cultural ecosystem services – towards an integrated vulnerability assessment. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11 (3): 250–263.
- Bierwerth, G. (2014): Kulturerbe. In: Online-Lexikon zur Kultur und Geschichte der Deutschen im östlichen Europa. <http://ome-lexikon.uni-oldenburg.de/begriffe/kulturerbe/>. (Stand 10.4.2020).
- BMVI (2015): Wassermotorräder auf Binnenschiffahrtsstraßen.
- Brown, G. & Kyttä, M. (2014): Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS). A synthesis based on empirical research. *Applied Geography* 46: 122–136.
- Brown, G., Montag, J. M. & Lyon, K. (2012): Public Participation GIS. A Method for Identifying Ecosystem Services. *Society & Natural Resources* 25 (7): 633–651.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F. (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* (34): 1–32.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. & Müller, F. (2012): Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21: 17–29.
- CanoeGuide (2016): Tageskilometer bei einer Kanutour. <https://www.canoeguide.net/vorbereitung/tageskilometer-bei-einer-kanutour>. (Stand 23.5.2016)

- Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I. & Verburg, P. H. (2014): Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. *Landscape Ecology* 29 (8): 1393–1405.
- Chan, K. M.A., Satterfield, T. & Goldstein, J. (2012): Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74: 8–18.
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Service) (2013): Towards a Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. <https://cices.eu/resources/>. (Stand 10.4.2020).
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Service) (2018): Notes on the current revision (V5.1, 18/03/2018). https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/03/Finalised-V5.1_18032018.xlsx. (Stand 10.4.2020).
- Clerici, N., Paracchini, M.L. & Maes, J. (2014): Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones. *Ecohydrology & Hydrobiology* 14 (2): 107–120.
- Cooper, N., Brady, E., Steen, H. & Bryce, R. (2016): Aesthetic and spiritual values of ecosystems. Recognising the ontological and axiological plurality of cultural ecosystem 'services'. *Ecosystem Services* 21: 218–229.
- Crampton, J. W. (2001): Maps as social constructions. Power, communication and visualization. *Progress in Human Geography* 25 (2): 235–252.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemen, L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7 (3): 260–272.
- Ditton, R. & Sutton, S. (2004): Substitutability in recreational fishing. *Human Dimensions of Wildlife* 9: 87–102.
- DKV (Deutscher Kanu-Verband) (2011): DKV-Sportprogramm 2011. https://kanu-club-langenfeld.de/downloads/DKV_sportprogramm2011.pdf (Stand 10.4.2020)
- DKV (Deutscher Kanu-Verband) (2016): http://www.kanu-bw.de/images/downloads/2016/Behandlungsregelungen_Vorg16_LKV01_NM.pdf (Stand 10.4.2020)
- Dransch, D., Rotzoll, H. & Poser, K. (2010): The contribution of maps to the challenges of risk communication to the public. *International Journal of Digital Earth* 3 (3): 292–311.
- Driver, B. & Knopf, R. (1976): Temporary escape: One product of sport fisheries management. *Fisheries* 1 (2): 21–29.
- DTV & DHV (Deutscher Tourismusverband e.V. & Deutscher Heilbäderverband e.V.) (Hrsg.) (2005): *Begriffsbestimmungen – Qualitätsstandards für die Prädikatisierung von Kurorten, Erholungsorten und Heilbrunnen*. 12. Auflage. Bonn.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2016): *Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht*.
- Egoh, B., Drakou, E. G., Dunbar, M. B., Maes, J. & Willemen, L. (2012): Indicators for mapping ecosystem services: a review. Publications Office of the European Union, 2012. Luxembourg. 114 S.
- Ensinger, J. (2015): *Nordostdeutsche Angler im Vergleich – sozioökonomische Charakteristika, Einstellungen, Wahrnehmungen und Verhaltensweisen der Angler in Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern*.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (2018a): <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/latest/extensions/spatial-analyst/what-is-the-spatial-analyst-extension.htm>. (Stand 10.5.2019).

- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (2018b): <https://pro.arcgis.com/de/pro-app/help/analysis/geoprocessing/modelbuilder/what-is-modelbuilder-.htm>. Stand 28.3.2019.
- Europäische Kommission (2011): <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>. (Stand 14.4.2019).
- Fedler, J. & Ditton, R. (1994): Understanding angler motivations in fisheries management. *Fisheries* 19 (4): 6–13.
- Fish, R., Church, A. & Winter, M. (2016): Conceptualising cultural ecosystem services. A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services* 21: 208–217.
- García-Nieto, A. P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C. & Martín-López, B. (2015): Collaborative mapping of ecosystem services. The role of stakeholders' profiles. *Ecosystem Services* 13: 141–152.
- Gasse, J., Steinmetz, H. & Krampe, J. (2009): Untersuchungen zur hygienischen Qualität kleiner Fließgewässer. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 61 (11-12): 178–183.
- GDWS (Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt) (2014): Verkehrsbericht 2013. Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt - Außenstelle Süd. Würzburg.
- Gliozzo, G., Pettorelli, N. & Haklay, M. (2016): Using crowdsourced imagery to detect cultural ecosystem services. A case study in South Wales, UK. *Ecology and Society* 21 (3).
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Rankinen, K., Hellsten, S., Forsius, M. & Cardoso, A.-C. (2015): Cook-book for water ecosystem service assessment and valuation. Luxembourg. 135 S.
- Grunewald, K. & Bastian, O. (2013): Ökosystemleistungen (ÖSD) - mehr als eine Modewort? In: Grunewald, K. & Bastian, O. (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Springer Spektrum. Berlin: 1–11.
- Guerrero, P., Møller, M.S., Olafsson, A. S. & Snizek, B. (2016): Revealing Cultural Ecosystem Services through Instagram Images. The Potential of Social Media Volunteered Geographic Information for Urban Green Infrastructure Planning and Governance. *Urban Planning* 1 (2): 1.
- Haaren, C. von, Albert, C., Barkmann, J., de Groot, R.S., Spangenberg, J.H., Schröter-Schlaack, C. & Hansjürgens, B. (2014): From explanation to application. Introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management. *Landscape Ecology* 29 (8): 1335–1346.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). 34 S.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. B. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- Hanna, D. E. L., Tomscha, S. A., Ouellet Dallaire, C., Bennett, E. M. & Hooftman, D. (2018): A review of riverine ecosystem service quantification. Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology* 55 (3): 1299–1311.
- Hauck, J., Winkler, K. J. & Priess, J. A. (2015): Reviewing drivers of ecosystem change as input for environmental and ecosystem services modelling. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 5: 9–30.
- Hermes, J., Albert, C. & Haaren, C. von (2018): Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. *Ecosystem Services* 31: 296–307.
- Hermes, J., Albert, C., Schmücker, D., Barkmann, J. & Haaren, C. von (unveröffentlicht): Die Qualität der Landschaft für Feierabend- und Wochenenderholung in Deutschland: Potenzial, Dargebot, Präferenzen, Nutzung. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Deutschland“.

- Hirons, M., Comberti, C. & Dunford, R. (2016): Valuing Cultural Ecosystem Services. *Annual Review of Environment and Resources* 41 (1): 545–574.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B. & Mace, G.M. (2014): Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change* 28: 263–275.
- Hunt, L. M. (2005): Recreational Fishing Site Choice Models. *Insights and Future Opportunities. Human Dimensions of Wildlife* 10 (3): 153–172.
- Kandziora, M., Burkhard, B. & Müller, F. (2013): Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28: 54–78.
- Kerr, G.N. & Swaffield, S.R. (2012): Identifying Cultural Service Values of a Small River in the Agricultural Landscape of Canterbury, New Zealand, Using Combined Methods. *Society & Natural Resources* 25 (12): 1330–1339.
- Kienast, F., Degenhardt, B., Weilenmann, B., Wäger, Y. & Buchecker, M. (2012): GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. *Landscape and Urban Planning* 105 (4): 385–399.
- Kompetenzzentrum Wasser Berlin (o. J.): Hygienisch relevante Mikroorganismen und Krankheitserreger in multifunktionalen Gewässern und Wasserkreisläufen (FLUSSHYGIENE). <https://www.kompetenz-wasser.de/de/project/flusshygiene/>. (Stand 22.8.2019).
- Larondelle, N., Haase, D. & Kabisch, N. (2014): Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change* 26: 119–129.
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E.G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A. & Egoh, B. (2013): Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services. A systematic review. *PloS one* 8 (7): 1-15.
- Lokgariwar, C., Chopra, R., Smakhtin, V., Bharati, L. & O’Keeffe, J. (2013): Including cultural water requirements in environmental flow assessment. An example from the upper Ganga River, India. *Water International* 39 (1): 81–96.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.-L., Barredo, J., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romao, C., Piroddi, C., Egoh, B., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H., Bengtsson, J., Kremena, G., Marta-Pedroso, C, Tord, S., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L. Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beau-faron, G., Lillebø, A., Malak, D.A., Liquete, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czucz, B., Drakou, E.G., Zulian, G. & Lavalle, C. (2014): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 Environment. 2nd Report – Final. Publications office of the European Union, Luxembourg. Technical Report 080.
- Maltby, E. & Acreman, M.C. (2011): Ecosystem services of wetlands. Pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal* 56 (8): 1341–1359.
- McGarigal, K. & Marks, B. (1995): FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland. 122 S.
- Melstrom, R. T., Lupi, F., Esselman, P.C. & Stevenson, R.J. (2015): Valuing recreational fishing quality at rivers and streams. *Water Resources Research* 51 (1): 140–150.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005a): Ecosystems and human well-being. Synthesis. Island Press. Washington, DC.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005b): Ecosystems and human well-being: Wetlands and water. Synthesis. Island Press. Washington, DC.
- Morrison, W. (o. J.): Estimation of Secchi Depth from Turbidity Data in the Willamette River at Portland (14211720). http://or.water.usgs.gov/will_morrison/images/secd_tbdy_linear_graph.png. (Stand 19.12.2020).

- Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P. A. & Bidoglio, G. (2014): Mapping cultural ecosystem services. A framework to assess the potential for outdoor recreation across the E& Ecological Indicators 45: 371–385.
- Peña, L., Casado-Arzuaga, I. & Onaindia, M. (2015): Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. *Ecosystem Services* 13: 108–118.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E. & Bieling, C. (2013): Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* 33: 118–129.
- Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., Haaren, C. von, Wildner, M. & Pusch, M. (2018a): RESI - Anwenderhandbuch 31/2018.
- Podschun, S. A., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T. G., Albert, C., Haaren, C. von, Deutschmann, K., Fischer, C., Scholz, M., Costea, G. & Pusch, M. (2018): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62 (6): 453–468.
- Rabe, S.-E., Gantenbein, R., Richter, K.-F. & Grêt-Regamey, A. (2018): Increasing the credibility of expert-based models with preference surveys – Mapping recreation in the riverine zone. *Ecosystem Services* 31: 308–317.
- Rayanov, M., Dehnhardt, A., Glockmann, M., Hartje, V., Hirschfeld, J., Lindow, M., Sagebiel, J., Thiele, J. & Welling, M. (2018): Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbereitschaftsstudie in vier Regionen Deutschlands. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62 (6): 410–422.
- Robinson, A. H. & Petchenik, B. B. (1975): The Map as a Communication System. *The Cartographic Journal* 12 (1): 7–15.
- Rodrigues, J. M. G. (2015): Cultural Services in Aquatic Ecosystems. In: Chicharo, L., Müller, F. & Fohrer, N. (Hrsg.): *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. Springer Netherlands. Dordrecht: 35–56.
- Russi, D., ten Brink, P., Farme, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J. & Davidson, N. (2012): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. IEEP. London and Brussels. 84 S.
- Schäffer, S. (2016): Naturerfahrungen und Gesundheit. Motorische Fähigkeiten, subjektive Gesundheitseinschätzungen und Einblicke in den Alltag von Waldkindergartenkindern.
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V., Schneidergruber, A., Biró, M., Essl, F., Kanka, R., Lauwaars, S.G., Schulz-Zunkel, C., van der Sluis, T., Kropik, M., Gasso, V., Krug, A., T. Pusch, M., Zulka, K.P., Lazowski, W., Hainz-Renetzeder, C., Henle, K. & Wrabka, T. (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes. Relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecology* 29 (2): 229–244.
- Schirpke, U., Meisch, C., Marsoner, T. & Tappeiner, U. (2018): Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. *Ecosystem Services* 31: 336–350.
- Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P. & Hein, L. (2014): Accounting for capacity and flow of ecosystem services. A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecological Indicators* 36: 539–551.
- Seidl, R. & Stauffacher, M. (2013): Evaluation of river restoration by local residents. *Water Resources Research* 49 (10): 7077–7087.

- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2018): Fläche und Bevölkerung nach Ländern <https://www.statistikportal.de/de/bevoelkerung/flaechen-und-bevoelkerung> (Stand 2.8.2019).
- Tenerelli, P., Demšar, & Luque, S. (2016): Crowdsourcing indicators for cultural ecosystem services. A geographically weighted approach for mountain landscapes. *Ecological Indicators* 64: 237–248.
- Tengberg, A., Fredholm, S., Eliasson, I., Knez, I., Saltzman, K. & Wetterberg, O. (2012): Cultural ecosystem services provided by landscapes. Assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services* 2: 14–26.
- Thiele, J., Albert, C., Hermes, J. & Haaren, C. von (2020): Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. *Ecosystem Services* (42): 101080.
- Thiele, J., Haaren, C. von & Albert, C. (2019): Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? An indicator-based exploration in Germany. *Ecological Indicators* (101): 31–40.
- Tockner, K., Pusch, M., Borchardt, D. & Lorang, M.S. (2010): Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1): 135–151.
- Tockner, K. & Stanford, J.A. (2002): Riverine flood plains. Present state and future trends. *Environmental Conservation* 29 (03): 308–330.
- Tunstall, S. M., Penning-Rowsell, E.C., Tapsell, S.M. & Eden, S.E. (2000): River Restoration. Public Attitudes and Expectations. *Water and Environment Journal* 14 (5): 363–370.
- Vermaat, J. E., Wagtendonk, A.J., Brouwer, R., Sheremet, O., Ansink, E., Brockhoff, T., Plug, M., Hellsten, S., Aroviita, J., Tylec, L., Giełczewski, M., Kohut, L., Brabec, K., Haverkamp, J., Poppe, M., Böck, K., Coerssen, M., Segersten, J. & Hering, D. (2016): Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. *Hydrobiologia* 769 (1): 121–135.
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. & Suárez Alonso, M.L. (2013): Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas? *Biodiversity and Conservation* 22 (11): 2469–2503.
- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L. & Bennett, E.M. (2013): Capacity, pressure, demand, and flow. A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity* 15: 114–121.
- Villamagna, A.M., Mogollón, B. & Angermeier, P.L. (2014): A multi-indicator framework for mapping cultural ecosystem services. The case of freshwater recreational fishing. *Ecological Indicators* 45: 255–265.
- Vlachopoulou, M., Coughlin, D., Forrow, D., Kirk, S., Logan, P. & Voulvoulis, N. (2014): The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. *The Science of the total environment* 470-471: 684–694.
- Vollmer, D., Prescott, M.F., Padawangi, R., Girot, C. & Grêt-Regamey, A. (2015): Understanding the value of urban riparian corridors. Considerations in planning for cultural services along an Indonesian river. *Landscape and Urban Planning* 138: 144–154.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. & Davies, P.M. (2010): Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561.
- Walz, U. & Stein, C. (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22 (3): 279–289.
- Wantzen, K. M., Ballouche, A., Longuet, I., Bao, I., Bocoum, H., Cissé, L., Chauhan, M., Girard, P., Gopal, B., Kane, A., Marchese, M.R., Nautiyal, P., Teixeira, P. & Zalewski, M. (2016): River Culture. An eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. *Ecology & Hydrobiology* 16 (1): 7–18.

Kulturelle Ökosystemleistungen

- Wolff, S., Schulp, C.J.E. & Verburg, P. H. (2015): Mapping ecosystem services demand. A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators* 55: 159–171.
- Wood, S. A., Guerry, A.D., Silver, J.M. & Lacayo, M. (2013): Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. *Scientific reports* 3:2976: 1–7.
- Yoshimura, N. & Hiura, T. (2017): Demand and supply of cultural ecosystem services. Use of geotagged photos to map the aesthetic value of landscapes in Hokkaido. *Ecosystem Services* 24: 68–78.
- Zander, K.K. & Straton, A. (2010): An economic assessment of the value of tropical river ecosystem services. Heterogeneous preferences among Aboriginal and non-Aboriginal Australians. *Ecological Economics* 69 (12): 2417–2426.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Dissertation selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt zu haben. Die Arbeit wurde noch nicht als Dissertation oder als Prüfungsarbeit vorgelegt.

Teile der Dissertation wurden mit Zustimmung der Erstgutachterin, Prof. Dr. Christina von Haaren, in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht oder eingereicht.

THIELE, J., HAAREN, C. von, ALBERT, C. (2019): Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? – An indicator-based exploration in Germany. *Ecological Indicators*, (101), 31–40.

(veröffentlicht)

THIELE, J., ALBERT, C., HERMES, J., HAAREN, C. von (2020): Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. *Ecosystem Services*, (42), 101080.

(veröffentlicht)

THIELE, J., ALBERT, C., HAAREN, C. von (2020): Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften. In: FISCHER-BEDTKE, C. et al., Hrsg., *River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen.*, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig.

(im Druck)

PODSCHUN, S., THIELE, J., DEHNHARDT, A., MEHL, D., HOFFMANN, T., ALBERT, C., HAAREN, C. von, DEUTSCHMANN, K., FISCHER, C., SCHOLZ, M., COSTEA, G., PUSCH, M. (2018): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62, (6), 453–468.

(veröffentlicht)

Berlin, April 2020



Julia Thiele