

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
iFZ – interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche
Grundlagen der Umweltsicherung
Justus-Liebig-Universität Gießen

Entwicklung eines räumlich-expliziten Prognose- systems für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen

Abschlussbericht

Gefördert unter dem AZ: 31612-33/0 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

Von

AG Prof. Dr. Lutz Breuer
(„AP 1 Hydrologisches Modell“)

Nadine Maier, M.Sc.

Dr. Philipp Kraft

AG Prof. Dr. Dr. habil. Dr. h. c. (TSU)
Annette Otte
(„AP 2 Habitatmodell“)

Johannes P. Gattringer, Bakk. MSc

Dr. Sarah Harvolk-Schöning

PD Dr. Tobias W. Donath
Universität Kiel

Gießen, Oktober 2018

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	31612/01	Referat	33/0	Fördersumme	352.220 €
----	-----------------	---------	-------------	-------------	------------------

Antragstitel Entwicklung eines räumlich-expliziten Prognosesystems für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen

Stichworte Arten-/Biotopschutz, Gewässer, Grünland, Naturschutz, Modell

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
3 Jahre + 11,5 Monate	15.11.2014	31.10.2018	1

Zwischenberichte jährlich

Bewilligungsempfänger	Justus-Liebig-Universität Gießen Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung Heinrich-Buff-Ring 26-32 35392 Gießen	Tel	0641-99-37160
		Fax	0641-99-37169
		Projektleitung	
		Prof. Dr. Dr. habil. Dr. h.c. (TSU) Annette Otte Prof. Dr. Lutz Breuer	
Koordination		Dr. Philipp Kraft Dr. Sarah Harvolk-Schöning	
Bearbeiter		Johannes Gattringer Nadine Maier unter externer Mitwirkung von PD Dr. Tobias W. Donath Universität Kiel	

Kooperationspartner Obere Naturschutzbehörden der Regierungspräsidien Darmstadt und Gießen
Landratsamt Darmstadt-Dieburg
Umweltamt der Stadt Riedstadt
DBU Naturerbe GmbH

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Die Hochwasserkatastrophen der letzten Jahrzehnte und aktuell in 2013 haben vor Augen geführt, dass rein technische Lösungen zum Hochwasserschutz nicht ausreichen, sondern dass eine Reaktivierung der Retentionsräume unvermeidbar ist, um solche Katastrophen in Zukunft zu verhindern. Gleichzeitig stehen Auengebiete aufgrund starker Flächenverluste im Fokus von Naturschutz- und Renaturierungsmaßnahmen. Neben der Wiederherstellung der Retentionsfunktion soll dabei auch die Habitatfunktion für auentypische, spezialisierte Arten (insb. Pflanzenarten) wiederhergestellt werden. Dieses Ziel konnte bei bisherigen Maßnahmen nicht für alle Artengruppen in gleichem Maße erreicht werden. Bei der Entwicklung von erfolgreichen und effizienten Renaturierungsmaßnahmen sowie dem Management von Restbeständen ist eine fundierte Entscheidungsgrundlage notwendig. Mit Hilfe interdisziplinärer Anwendung von hydrologischer Modellierung und Habitatmodellierung soll ein Werkzeug bereitgestellt werden, welches die Entwicklung optimierter Lösungen unterstützt.

Die Schwerpunkte des Projektes sind:

- Entwicklung eines räumlich expliziten hydrologischen Modells zur Simulation und Prognose von Grundwasserständen, sowie der Überflutungsdauer und -höhe. (Arbeitspaket 1).
- Entwicklung eines Habitatmodells auf Grundlage des hydrologischen Modells und der für das Gebiet vorhandenen sowie zusätzlichen vegetationskundlichen Daten (Arbeitspaket 2).
- Validierung und Anwendung des Prognosewerkzeugs innerhalb des Projektgebiets, Überprüfung der Plausibilität und Anwendbarkeit in einem zweiten Gebiet (Ringfurter Elbaue) (Arbeitspaket 3).

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Im Rahmen des Projekts wurden die Arbeitsschritte gegliedert nach den drei Arbeitspaketen bearbeitet. Es wurde ein Modellansatz entwickelt, der räumlich und zeitlich hochaufgelöste Simulationen des Wasserhaushaltes, die durch ein hydrologisches Modell generiert wurden, in ein Habitatmodell integriert.

- Als Projektgebiet diente das Gebiet Kühkopf-Knoblochsau (Hessen).
- Entwicklung eines räumlich expliziten, prozessorientierten hydrologischen Modells mit dem Modellbaukasten CMF (Catchment Modelling Framework): Es wurden unterschiedlich komplexe Modellvarianten entwickelt und getestet, um einen guten Kompromiss aus Datenverfügbarkeit und Anwenderfreundlichkeit zu erzielen.
- Die benötigten Parameterwerte wurden aus vorhandenen Datenbanken, Veröffentlichungen und Feldmessungen ermittelt. Des Weiteren wurden Eigenschaften der Vegetation integriert (pflanzenphysikalische Eigenschaften, Durchwurzelung).
- Die Parametersuche basierte auf einem Latin-Hypercube-Verfahren. Durch eine anschließende Unsicherheitsanalyse wurden die besten Parametersätze ermittelt. Das Modell wurde zeitlich mittels eines Split-Sample-Tests validiert.
- Das kalibrierte Modell wurde verwendet um den Einfluss des Klimawandels auf die Überflutungsparameter in dem Projektgebiet zu untersuchen. Hierfür wurden unterschiedliche globale und regionale Klimamodelle verwendet.
- Die Sensitivität von Auenwiesenarten gegenüber Überflutungsereignissen wurde im Rahmen von drei experimentellen Studien untersucht. Dabei wurde die Überflutungstoleranz von Stromtalpflanzen in Bezug auf folgende Faktoren untersucht: Alter der Jungpflanzen bei Flutung, Überflutungsdauer, Überflutungshöhe und Kombinationen von Überflutungs- bzw. Trockenheitsereignissen.
- Eine Vegetationsdatenbank wurde erstellt. Dabei wurden zahlreiche Monitoringflächen neu angelegt sowie Monitoring auf bestehenden Flächen durchgeführt.
- Für die Habitatmodellierung wurden 23 typische Zielarten von durchgeführten Stromtalwiesen-Wiederansiedelungsprojekten ausgewählt.
- Aus den Ergebnissen des hydrologischen Modells wurden eine Vielzahl von erklärenden Variablen (hydrologische Prädiktoren) abgeleitet. Damit konnten die dynamischen Informationen aus dem hydrologischen Modell in zeitinvariante Prädiktoren für die Habitatmodellierung überführt werden. Dabei wurden die Ergebnisse aus den Experimenten zur Überflutungstoleranz stark berücksichtigt.
- In einem dreistufigen Verfahren wurden die besten Prädiktoren sowie die besten Prädiktorenkombinationen identifiziert und Ensemblemodelle aus bivariaten Modellen erstellt, um die Habitateignung typischer Auenwiesenarten zu modellieren. Dafür wurden generalisierte lineare Modelle (GLM) verwendet.
- Die Güte des entwickelten Modells wurde mittels interner und externer Kreuzvalidierung getestet. Es wurden außerdem die hydrologischen Prädiktoren aus den Ergebnissen des hydrologischen Modells mit anderen Datengrundlagen für die Berechnung der Prädiktoren verglichen. Auch die generelle Relevanz der hydrologischen Daten im Habitatmodell wurde getestet.
- Das Habitatmodell wurde als Prognosewerkzeug im Projektgebiet angewendet. Dabei wurden räumlich explizite Projektion der Habitateignung der Zielarten erstellt.
- Die Ergebnisse der Einzelarten wurden für seltene und gefährdete Arten (Rote Liste Status in Hessen) sowie für typische Stromtalpflanzen (Stromtalpflanze im engeren Sinn nach Burkart 2001) auf Basis des gewichteten Mittelwerts der Modellgüte bzw. der Anzahl der Zielarten mit einer Habitateignung $> 0,4$ aggregiert.
- Ergänzend wurde die Habitateignung räumlich explizit für die Jahre 2050 und 2100 unter dem modellierten Einfluss des Klimawandels projiziert.
- Die Testung des Modells als Prognosewerkzeug in der Ringfurter Elbaue konnte aufgrund des Fehlens von essentiellen Modelleingangsdaten (für die Arbeitspakete 1 und 2) nicht wie geplant durchgeführt werden.

Ergebnisse und Diskussion

- Für das Projektgebiet wurden zwei hydrologische Modelle erstellt, die simultan den Grundwasserstand und den Oberflächenabfluss auf täglicher Basis simulierten. Für beide Modelle konnten Simulationen mit nur einem geringen Fehler im Vergleich zu vorhanden Grundwassermessungen erzielt werden (RMSE < 0,38 m).
- Die Ergebnisse des Modells zeigten auch bei der Validation mit Feldmessungen (täglicher Grundwasserstand) nur einen geringen Fehler (RMSE < 0,56 m).
- Unter Verwendung von zwei unterschiedlichen globalen Klimamodellen konnten für die Zukunft Veränderungen in den Überflutungscharakteristika der Aue projiziert werden. Jedoch sind die projizierten Ergebnisse stark unterschiedlich zwischen den verwendeten Klimamodellen.
- Die Ergebnisse der Experimente zur Überflutungstoleranz von Stromtalpflanzen zeigten, dass eine längere Überflutungsdauer, eine höhere Überflutungshöhe und die Interaktion der beiden Faktoren (d. h. die Intensität des Überflutungseffektes) sowie das Auftreten einer Überflutung bei jungem Alter der Pflanzen (jünger als 4–6 Wochen) zu erheblichen Einschränkungen des Pflanzenwachstums führen.
- Es wurden 120 neue Vegetationsaufnahmen durchgeführt und zusammen mit den vorhandenen Vegetationsdaten eine Datenbank mit 1.120 räumlich verorteten Vegetationsaufnahmen erstellt.
- Für die meisten Zielarten und im Durchschnitt konnte eine gute bis sehr gute Modellgüte erzielt werden.
- Beim Vergleich mit zwei anderen Datensätzen von hydrologischen Prädiktoren zeigte sich zudem, dass die Qualität des Habitatmodells unter der Verwendung der hydrologischen Prädiktoren aus dem hydrologischen Modell signifikant höher war. Hydrologische Prädiktoren, die auf wöchentlich gemessenen Grundwasserständen an 16 verschiedenen Messstellen in der Aue oder auf dem Wasserstand des angrenzenden Rheins basierten, führten zu deutlich schlechteren, aber immer noch guten Ergebnissen.
- Die schlechtesten Ergebnisse wurden erzielt, wenn keine hydrologischen Prädiktoren einbezogen wurden, was die Notwendigkeit der Berücksichtigung hydrologischer Gegebenheiten unterstreicht.
- Im Rahmen einer internen und externen Kreuzvalidierung im Projektgebiet konnte gezeigt werden, dass die Habitatmodellergebnisse räumlich übertragbar sind.
- In den Habitateignungskarten der 23 Zielarten sind die Bereiche mit hoher Habitateignung sichtbar.
- In den aggregierten Karten für Artengruppen (seltene und gefährdete Arten bzw. typische Stromtalpflanzen) sind Bereiche mit hoher Eignung für mehrere Arten zu erkennen.
- Unter Verwendung von diversen regionalen Klimamodellen wurde die Habitateignung in den Jahren 2050 und 2100 gezeigt. Für die jeweiligen Klimamodelle zeigte sich bei vielen Arten eine hohe Übereinstimmung der projizierten Habitateignung für die berechneten zukünftigen Jahre. Während für einige Arten eine gute Habitateignung für die Zukunft vorausgesagt wurde, wurde für andere Arten eine schlechtere Habitateignung in der Zukunft projiziert.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

- Die Ergebnisse des Projekts wurden auf zahlreichen nationalen und internationalen wissenschaftlichen Workshops und Konferenzen präsentiert.
- Im Rahmen des Projekts wurden bisher fünf wissenschaftliche Artikel in internationalen Zeitschriften veröffentlicht. Zwei weitere Artikel wurden bereits eingereicht und ein Artikel befindet sich derzeit in Ausarbeitung.

Fazit

- Die heterogenen Habitatansprüche der Stromtalarten erfordern eine komplexe Modellierung. Mit dem Ansatz einer Integration von räumlich und zeitlich hoch aufgelösten hydrologischen Daten in die Habitatmodellierung konnten gute Modellergebnisse in dem Untersuchungsgebiet erzielt werden.
- Die Projektergebnisse werden den Kooperationspartnern vor Ort (Obere Naturschutzbehörden des Regierungspräsidiums Darmstadt, Umweltamt der Stadt Riedstadt) zur Verfügung stehen, um zukünftige Renaturierungsmaßnahmen basierend auf den Habitateignungskarten aus dem entwickelten Prognosewerkzeug gezielt planen zu können.

INHALTSVERZEICHNIS

Projektkennblatt	2
Inhaltsverzeichnis	5
Verzeichnis von Abbildungen und Tabellen	8
Verzeichnis von Abkürzungen	11
Zusammenfassung	12
Einleitung	13
Untersuchungsgebiet	16
Klimatische Gegebenheiten	17
Landnutzung und Vegetation	17
Hydrologische Gegebenheiten	17
Hydrogeologische Gegebenheiten	17
AP1: Räumlich explizite hydrologische Modellierung	19
Vorbereitende Untersuchungen und Arbeitsschritte	19
Bodenphysikalische Untersuchungen	19
Erweiterung der zeitlichen Grundwassermessungen.....	19
Modellaufbau	20
Oberflächenabfluss	20
Parameterunsicherheit	21
Ergebnisse der Modellierung	21
Zukunftsprojektionen des Überflutungsverhaltens	24
AP2: Räumlich explizite Habitatmodellierung für Auenwiesenarten	26
Vorbereitende Untersuchungen und Arbeitsschritte	26
Ableitung der Sensitivität von Auenwiesenarten gegenüber Überflutungsereignissen	26
Neuanlage von Monitoringflächen und Aktualisierung des Monitorings bestehender Flächen	27

Erstellung und Analyse der Vegetationsdatenbank	27
Auswahl der Zielarten	29
Integrierter Aufbau des Habitatmodells	30
Ableitung hydrologischer Variablen aus der hydrologischen Modellierung (AP1)	30
Habitatmodellierung der Stromtalwiesen-Pflanzenarten	31
Anzahl der Prädiktoren in der Habitatmodellierung	35
AP3: Testung und Anwendung des Modells als Prognosewerkzeug	37
Validierung der Relevanz hydrologischer Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell.....	37
Kreuzvalidierung des Modells im Projektgebiet.....	38
Testung des Modells als Prognosewerkzeug in der Ringfurter Elbaue	40
Anwendung des Habitatmodells als Prognosewerkzeug im Projektgebiet	41
Räumliche explizite Projektion der Habitateignung der Zielarten	41
Aggregation der Habitateignung der Einzelarten zu Artengruppen	43
Räumlich explizite Projektion der zukünftigen Habitateignung.....	44
Fazit	47
Literaturverzeichnis.....	49
Anhang	52
A1 Veröffentlichungen im Rahmen des Projekts.....	52
A2 Abschlussarbeiten im Rahmen des Projekts	53
A3 Liste mit Beiträgen und Aktivitäten für das Projekt	54
A4 Programm des Projektreffens Exkursion mit Projektpartnern 28.5.2015	57
A5 Poster, die auf dem 6. Auenökologischen Workshop vom 12.–13.03.2015 in Rastatt präsentiert wurden	58
A6 Poster, das auf der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie vom 31.08.–04.09.2015 in Göttingen präsentiert wurde.....	60
A7 Poster, das auf der 8th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL) 30.09.–01.10.2015 in Gießen präsentiert wurde	61

A8	Poster, das auf der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie vom 05.09.–09.09.2016 in Marburg präsentiert wurde	62
A9	Poster, das auf der 9th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL) 20.09.–21.09.2016 in Gießen präsentiert wurde	63
A10	Poster, das auf dem 10th Annual Meeting of the Macroecology Working Group for the Ecological Society Germany, Austria & Switzerland 19.04.–21.04.2017 in Wien präsentiert wurde	64
A11	Poster, das auf der European Geoscience Union General Assembly 23.04.–28.04.2017 in Wien präsentiert wurde	65
A12	Abstracts des Vortrags auf dem 7. Auenökologischer Workshop, 16.05.–17.05.2017 in Koblenz	66
A13	Abstract des Vortrags auf dem 7. Auenökologischer Workshop, 16.05.–17.05.2017 in Koblenz	69
A14	Poster, das auf der 10th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL) 27.09.–28.09.2017 in Gießen präsentiert wurde	70
A15	Abstract des Vortrags auf dem 8. Auenökologischer Workshop, 20.03.–23.03.2018 in Gießen	71
A16	Abstract des Vortrags auf dem European Geoscience Union General Assembly, 09.04.–13.04.2018 in Wien	73
A17	Artenliste der gesamten Vegetationsdatenbank sortiert nach Häufigkeit.....	74
A18	Alle 95 getesteten hydrologischen, meteorologischen und morphologischen Prädiktoren	83
A19	Räumliche explizite Projektionen der Habitateignung.....	85

VERZEICHNIS VON ABBILDUNGEN UND TABELLEN

- Abbildung 1: Geografische Lage des Untersuchungsgebietes in Deutschland (unten links), digitales Geländemodell (Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation, HVBG, Wiesbaden, Germany) des Untersuchungsgebietes mit den Vegetationsaufnahme­flächen (Mitte) und dem Aufbau des hydrologischen Modelles (catchment modeling framework, CMF) mit der Struktur der unregelmäßigen Polygone und den vorhandenen Grundwassermessstellen (rechts) (Gattringer*, Maier* et al. 2018, eingereicht bei Ecohydrology)..... 16
- Abbildung 2: Mittlerer monatlicher Wasserstand (schwarze Linie), monatliche Maximal- und Minimal-Werte (grauer Bereich) in cm für den Pegel Nierstein-Oppenheim und monatlicher Niederschlag für die Station Raunheim (Balken) für die Jahre 2000 bis 2014. 17
- Abbildung 3: Zeitreihe der simulierten Wasserstände durch das CMF-Modell, verglichen mit den Messdaten der HLNUG für jeden der Grundwasserbrunnen in der Knoblochsau (oben) und dem Kühkopf (unten). Die Karte (unten links) zeigt die Lage des jeweiligen Grundwasserbrunnens (rot) und der übrigen Grundwasserbrunnen (schwarz) im Untersuchungsgebiet. Grau: Studienbereich, blau: Rhein und Altrhein, violett: Deich, schwarz: Grundwasserbrunnen. 22
- Abbildung 4: Vergleich der Simulationen des hydrologischen Modelles, wöchentlich gemessenen Grundwasserständen und stündlich aufgezeichneten Grundwasserständen durch einen Kapazitätslogger für je eine ausgewählte Messstelle im Gebiet Knoblochsau (oben) und Kühkopf (unten)..... 23
- Abbildung 5: Räumliche Verteilung der mittleren Überflutungstage (pro Jahr) für die nahe Zukunft (oben) und die ferne Zukunft (unten). Die Ergebnisse sind gemittelt für die Klimamodelle (1.Reihe) und für die RCPs der beiden Klimamodelle (2.Reihe)..... 25
- Abbildung 6: Projektgebiet Kühkopf-Knoblochsau mit Vegetations-Monitoringflächen: Bereits vorhandene Monitoringflächen (violette Punkte) sowie die 120 neuen Monitoringflächen (rote und blaue Punkte), die in bisher unterrepräsentierten Bereichen des Projektgebiets angelegt wurden, um bestehende Umweltgradienten möglichst vollständig abzudecken. 28
- Abbildung 7: Darstellung der wichtigsten Schritte des integrierten Modellaufbaus. ESM=Ensembles von kleinen Modellen, SDM=Species Distribution Model. Die grauen Felder stellen die Eingangsdaten für die folgenden Schritte dar. Die schwarzen Kästchen zeigen Modellierungsschritte an. Das Oberflächenwasser-Grundwassermodell (gestrichelte schwarze Linie) entspricht dem Modell aus dem AP1..... 30
- Abbildung 8: AUC Werte (Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve) der Habitatmodellierung für Stromtalpflanzen mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), bzw. ohne hydrologische Prädiktoren (nhy). (A) Ergebnisse für alle 23 Zielarten, (B) Ergebnisse für stark gefährdete und gefährdete Arten auf der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008), sowie (C) für Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001). Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den hydrologischen Prädiktorkalkulationsdatenbanken

(predictor calculation databases, $p < 0.05$) (Gattringer*, Maier* et al. 2018, eingereicht bei Ecohydrology).	34
Abbildung 9: AUC Werte (Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve) der Habitatmodellierung für Stromtalpflanzen mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), bzw. ohne hydrologische Prädiktoren (nhy). Ergebnisse für alle 23 Zielarten separat. Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den hydrologischen Prädiktorkalkulationsdatenbanken (predictor calculation databases, $p < 0.05$) (Gattringer*, Maier* et al. 2018, eingereicht bei Ecohydrology)..	35
Abbildung 10: Relative Häufigkeit der verwendeten Prädiktoren für alle Modellläufe des Habitatmodells. Abkürzungen der Prädiktoren in Tabelle 4.	36
Abbildung 11: Vergleich der internen und externen Kreuzvalidierung auf Basis des AUC für Habitatmodelle mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), und aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv). Ergebnisse für alle 23 Zielarten; Größere Punkte bedeuten eine bessere Übertragbarkeit der Modellergebnisse (berechnet nach Heikkinen et al. 2012).	39
Abbildung 12: AUC Werte (Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve) der externen Kreuzvalidierung für die Habitatmodellierung für Stromtalpflanzen mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), und aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv). Ergebnisse für alle 23 Zielarten; Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den hydrologischen Prädiktorkalkulationsdatenbanken (predictor calculation databases, $p < 0.05$).	39
Abbildung 13: Räumliche explizite Projektion der Habitateignung; Beispielhaft für die Zielart <i>Sanguisorba officinalis</i>	42
Abbildung 14: Räumliche explizite Projektion der Habitateignung aggregiert für (A) stark gefährdete und gefährdete Arten der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008), und für (B) Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001).	43
Abbildung 15: Darstellung der Anzahl der Zielarten mit einer Habitateignung $> 0,4$ für (A) stark gefährdete und gefährdete Arten der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008), und für (B) Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001).	44
Abbildung 16: Projizierte Habitateignung (in Prozent) für ausgewählte gefährdete und seltene Zielarten für die Jahre 2016, 2050 (RCP 4.5 und RCP 8.5) und 2100 (RCP 4.5 und RCP 8.5). Bereiche mit einer Spanne von mehr als 25% zwischen den RCMs sind grau eingefärbt. Gewässer sind blau dargestellt.	46

Tabelle 1: Übersicht über die analysierten Bodenproben aufgeteilt auf die unterschiedlichen Bereiche im Untersuchungsgebiet (Anzahl der Proben, Rohdichte (dB) und Gesamtporenvolumen (GPV)). Angegeben: (minimaler Wert–maximaler Wert), Mittelwert (fett).....	19
Tabelle 2: Zusammenfassung der Ergebnisse für die beiden Teilmodelle für die Kalibrations- und Validationsphase.....	22
Tabelle 3: Die 23 Zielarten der Habitatmodellierung. Burkart: Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001); RLS Hessen: Rote Liste Status in Hessen (Hemm et al. 2008), stark gefährdet = 2, gefährdet = 3, Vorwarnliste = V, nicht gefährdet = *; DB: Anzahl des Artenvorkommens in der Datenbank (in den final ausgewählten 226 Vegetationsaufnahmen); ELL F: Feuchtezahl und ~:Zeiger für starke Wechselfeuchte (Ellenberg et al. 1991). Die Nomenklatur der Pflanzenarten folgt Jäger (2017).	29
Tabelle 4: Die 19 ausgewählten Prädiktoren, die bei der Erstellung der Standard-Strategie-Habitatmodelle und ESM-Strategie-Habitatmodelle verwendet wurden.....	32
Tabelle 5: Übersicht über die Datenverfügbarkeit von Modelleingangsdaten für das geplante Testgebiet Ringfurther Elbaue.	41
Tabelle 6: Liste mit Minimalanforderungen an Daten für das integrierte Modell als Prognosewerkzeug.....	48

VERZEICHNIS VON ABKÜRZUNGEN

AP	Arbeitspaket
AUC	Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve, dimensionslos, zwischen 0,5 und 1
CMF	Catchment modelling framework; Modellbaukasten zur Erstellung hydrologischer Modelle
DWD	Deutscher Wetterdienst
ESM	Ensemblemodell aus bivariaten Einzelmodellen
GIS	Geographisches Informationssystem
GLM	Generalized Linear Model
GPS	Global Positioning System
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
HVBG	Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation
NSG	Naturschutzgebiet
RCP	Representative concentration pathway; Szenarien für die Entwicklung der Konzentration von klimarelevanten Treibhausgasen in der Atmosphäre
RCM	Regionales Klimamodell
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des Projekts wurde ein Modellansatz entwickelt, der räumlich und zeitlich hochaufgelöste Simulationen des Wasserhaushaltes, die durch ein hydrologisches Modell generiert werden, in ein Habitatmodell integriert. Das Modell wurde für das Projektgebiet Kühkopf-Knoblochsaue erstellt. Der Wasserhaushalt wurde über ein physikalisch basiertes, deterministisches Oberflächenwasser-Grundwassermodell mit dem Catchment Modeling Framework (CMF) erstellt, welches in der Lage ist, die Hauptprozesse darzustellen, die die Grundwasserdynamik und die Oberflächenwasserverteilung dominieren. Dadurch konnten dynamische Grundwasserstände der gesamten Aue über mehr als zehn Jahre berechnet werden. Aus diesen simulierten Wasserständen der Aue wurden hydrologische Prädiktoren als Eingangsdaten für das Habitatmodell abgeleitet. Aus über 80 verschiedenen Prädiktoren wurden anhand eines iterativen Prozesses und auf der Basis von artenspezifischen Überflutungsexperimenten 15 hydrologische Prädiktoren als die wichtigsten identifiziert. Darüber hinaus wurden ein meteorologischer und drei morphologische Prädiktoren als relevant für die Modellierung bestimmt. Vergleiche mit zwei anderen Datensätzen von hydrologischen Prädiktoren zeigten, dass die Qualität des Habitatmodells unter der Verwendung der hydrologischen Prädiktoren aus dem hydrologischen Modell signifikant höher war. Hydrologische Prädiktoren, die auf wöchentlich gemessenen Grundwasserständen an 16 verschiedenen Messstellen in der Aue oder auf dem Wasserstand des angrenzenden Rheins basierten, führten zu deutlich schlechteren, aber immer noch guten Ergebnissen. Die schlechtesten Ergebnisse wurden erzielt wenn keine hydrologischen Prädiktoren einbezogen wurden. Diese Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit der Berücksichtigung hydrologischer Gegebenheiten bei der Modellierung von Artenvorkommen. Ebenso wurde gezeigt, dass eine Bandbreite an hydrologischen Prädiktoren, einschließlich Prädiktoren für Trockenheit und Nässe, erforderlich sind, um Gruppen von Arten mit ihren vielfältigen und spezifischen ökohydrologischen Anforderungen simulieren zu können.

Für das Untersuchungsgebiet konnten für das Jahr 2016 Karten erstellt werden, die zeigen, wie hoch die potentielle Habitateignung jeder der 23 Zielarten in dem Projektgebiet ist. Ebenso wurde gezeigt in welchen Regionen die Bedingungen für besonders viele Arten sehr gut sind bzw. die Arten eine hohe Habitateignung haben. Diese Karten, die Interessierten zur Verfügung gestellt werden können, können direkt für Renaturierungsmaßnahmen eingesetzt werden um eine gezielte und wissenschaftlich basierte Auswahl an Renaturierungsflächen zu treffen. Mit Blick auf das sich ändernde Klima wurden ähnliche Karten für die Jahre 2050 und 2100 erstellt. Diese beinhalten jedoch zum Teil erhebliche Unsicherheiten, die durch unterschiedliche Klimamodelle begründet sind. Für die jeweiligen Klimamodelle zeigt sich jedoch bei vielen Arten eine hohe Übereinstimmung der projizierten Habitateignung für die berechneten zukünftigen Jahre und Emissionsszenarien von Treibhausgasen (RCPs). Auch diese Informationen können für die langfristige Planung von Renaturierungsmaßnahmen zusätzlich berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Projekts wurde somit eine Methode für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen entwickelt. Praktisch umgesetzt bietet diese Methode Möglichkeiten Renaturierungsmaßnahmen zur Wiederansiedelung seltener Stromtalpflanzen effizienter und effektiver zu planen und ökonomisch sinnvoll umzusetzen.

Gefördert unter dem AZ: 31612-33/0 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

EINLEITUNG

Um Hochwasserkatastrophen zu verhindern, sind rein technische Lösungen wie Erhöhung und Verstärkung der Deiche nicht ausreichend. Wichtig für den Hochwasserschutz ist daher vor allem die Schaffung von Retentionsräumen. Von den in Deutschland ursprünglich vorhandenen Überflutungsflächen in den Flussauen werden heute jedoch lediglich noch ein Drittel bei großen Hochwasserereignissen überflutet. Dieses eingeschränkte Überflutungspotential ist Folge der starken Veränderung der Auen und hat einen Habitatverlust für viele an Überflutungen angepasste Tier- und Pflanzenarten zur Folge. Zudem erfahren Auenlandschaften einen extrem starken Flächenverlust. Gründe hierfür sind unter anderem Ausdeichungen, Entwässerung und Veränderungen des Flusslaufes und der Flussgestalt, aber auch die Intensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung sowie Bebauung. Die Flussauen gehören damit zu den am stärksten veränderten und gefährdeten Lebensräumen in Deutschland und Mitteleuropa (Brunotte et al. 2009). Im besonderen Maße gefährdet ist das Auengrünland als wertgebender Teil der Aue bezüglich des Naturschutzes. Generell sind Stromtalwiesen durch eine große Artenvielfalt gekennzeichnet und als Lebensraum für einige gefährdete, hochspezialisierte Arten von höchster naturschutzfachlicher Bedeutung (Hölzel et al. 2006). Anthropogene Eingriffe in Form von veränderter Bewirtschaftung (z. B. Umwandlung von Grünland in Ackerland, erhöhte Mahdfrequenz im verbliebenen Grünland, Düngung, Brachfallen usw.) oder der Veränderung des hydrologischen Regimes (z. B. vermehrte Grundwasserentnahme, Absenkung des Grundwasserspiegels) führen zu einem Rückgang oder einem Ausfall der charakteristischen Pflanzenarten in der Aue. Besonders betroffen sind kennzeichnende Arten, die empfindlicher gegenüber Umweltfaktoren sind, wohingegen unempfindliche Arten überdauern können (Finck et al. 2017; Schnittler & Ludwig 1996). Wichtig bei der Reaktivierung der Auenbereiche ist daher nicht nur die Wiederherstellung der Retentionsfunktion der Aue, sondern auch die Wiederherstellung der Habitatfunktion für diese typischen, teils hochspezialisierten Arten. Da reaktivierte Auenbereiche nicht über alle Artengruppen hinweg die Habitatfunktion in gleichem Maße erfüllen können, muss die Renaturierung durch eine aktive Wiederansiedlung von auentypischen Arten beschleunigt oder oftmals erst ermöglicht werden. Die typischen Auenwiesenarten sind durch eine sehr langsame Ausbreitungsgeschwindigkeit von ca. 1 m pro Jahr gekennzeichnet (Burmeier et al. 2011; Donath et al. 2003), was deren Ausbreitung zusätzlich limitiert.

Demnach leistet die Renaturierung solcher artenreicher Auenwiesen einen wichtigen Beitrag für die Erhaltung der floristischen und faunistischen Biodiversität. Verschiedene Forschungsergebnisse zeigten die wichtigsten Steuergrößen für eine erfolgreiche Reetablierung von artenreichen Grünlandbeständen (Kiehl et al. 2010), wie zum Beispiel eine hohe Qualität des eingesetzten Saatgutes, geringe Nährstoffverfügbarkeit, geringe Konkurrenz in der frühen Etablierungsphase und auf den Zielbestand abgestimmte hydrologische Verhältnisse (Donath et al. 2007; Hölzel et al. 2006; Kiehl et al. 2010).

Für die effektive und effiziente Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen, die Ausweisung von Renaturierungsflächen und die Entwicklung von auentypischen Lebensräumen werden daher fundierte Entscheidungsgrundlagen benötigt, die sowohl hydrologische als auch Habitatfaktoren berücksichtigen. Einige wichtige Steuergrößen für eine Reetablierung von Arten können kosten-

Einleitung

günstig und zeitnah erfasst werden (z. B. Landnutzung und Höhenlage der Flächen), während hingegen die Bestimmung der hydrologischen Verhältnisse Schwierigkeiten bereiten kann.

Diese hydrologische Bestimmung ist geprägt von vielen, sich gegenseitig beeinflussenden Faktoren, zu denen zum Beispiel die Größe des Einzugsgebietes, die jahreszeitlichen ebenso wie die interannuellen Schwankungen des Abflusses zählen, aber auch das Klima. Wichtige Größen für den Zu- und Abfluss auf Flächen, sowie die Dauer der Überflutung sind die Lage der Flächen innerhalb der Aue, das Relief, die bodenphysikalischen Eigenschaften, der Grundwasserflurabstand und das Vorhandensein von Deichsystemen (Böger 1991; Leyer 2002). Dadurch ergibt sich eine unterschiedliche Dynamik in der Rezent- und Altaue. Als Rezentau wird dabei der Uferbereich bezeichnet, der rezent regelmäßig überflutet wird, während Flächen, die von den regelmäßigen Überflutungen abgekoppelt sind, als Altauen bezeichnet werden (Hölzel & Otte 2001; Leyer 2002).

In diesem Projekt soll daher erforscht werden, wie Renaturierungsprojekte unter den komplexen hydrologischen Gegebenheiten effizienter gestaltet werden können. In dem Projektgebiet, dem Naturschutzgebiet (NSG) „Kühkopf-Knoblochsaue“, sind einige Restbestände von auch europaweit seltenen und stark gefährdeten Stromtalwiesenarten (z. B. *Arabis nemorensis*, *Cnidium dubium*, *Scutellaria hastifolia*, *Viola pumila*) zu finden (Hemm et al. 2008; Schnittler & Günther 1999). In dem Projekt „Entwicklung eines räumlich-expliziten Prognosesystems für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen“ soll daher durch die interdisziplinäre Kombination eines Habitatmodells und eines hydrologischen Modells ein Werkzeug für die effiziente und effektive Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen erstellt werden. Dafür werden im Rahmen des Projektes ein hydrologisches Modell und ein Habitatmodell erstellt. Die Kombination der beiden Modelle soll eine räumlich explizite, nach Lebensraumtyp differenzierte Darstellung des Lebensraumpotentials ermöglichen. Basierend auf den Ergebnissen können dann Renaturierungsmaßnahmen bestimmt werden, um die floristische Biodiversität zu erhöhen.

Ein weiterer Faktor, der nicht außer Betracht gelassen werden sollte, sind zukünftige Veränderungen des Klimas und der Landnutzung. Habitatmodelle sind dafür geeignet potentielle Lebensräume für Arten in der Zukunft zu prognostizieren. Gleichzeitig ist das hydrologische Modell in der Lage zukünftige, veränderte Wasserverhältnisse in der Aue darzustellen. Für die Abflüsse im Rhein werden in der Zukunft größere Schwankungen in den extremen Wasserständen erwartet und jahreszeitlichen Schwankungen werden sich voraussichtlich ändern (Dokulil 2014; Middelkoop et al. 2001). Dies würde ebenso den Wasserhaushalt in der Aue ändern, da dieser stark mit dem Rheinwasserstand korreliert. Durch die Kopplung gelingt daher eine genauere Prognose der potentiellen Lebensräume, da dynamische Zustände beachtet und nicht als unverändert angenommen werden.

Die Arbeiten des Projekts wurden in drei Arbeitspakete (AP) gegliedert:

Im ersten Jahr wurde im AP1 (Räumlich explizite hydrologische Modellierung) ein vereinfachtes Testmodell, basierend auf den charakteristischen Gegebenheiten des Modellgebietes mit dem hydrologischen Modellbaukasten CMF (Kraft et al. 2011) erstellt. Außerdem wurden für die Erstellung eines räumlich expliziten Modells Eingangsdaten beschaffen und erhoben, sowie eine detaillierte hydrologische Bewertung des Modellgebietes vorgenommen. Eine Modellerstellung, -kalibration und -evaluation für das gesamte Untersuchungsgebiet fand im zweiten Jahr statt. Im dritten Jahr konnten mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Überflutungscharakteristi-

Einleitung

ken der Aue simuliert werden. Die Ergebnisse der Simulationen der Vergangenheit und der Zukunft wurden in das AP2 integriert.

Im AP2 (Räumlich explizite Habitatmodellierung für Auenwiesenarten) wurden die notwendigen vegetationskundlichen Daten zur Erstellung des Habitatmodells erhoben und in eine einheitliche Datenbank überführt. Um die Sensitivität von Stromtalwiesenarten gegenüber Überflutungsereignissen einschätzen zu können wurden drei Experimente durchgeführt, deren Ergebnisse v. a. für die Erstellung und Auswahl der hydrologischen Variablen dienten. In einem dreistufigen Modellierungsansatz wurde ein Habitatmodell für 23 Zielarten von ehemaligen Renaturierungsprojekten erstellt.

In AP3 (Testung und Anwendung des Modells als Prognosewerkzeug) wurde das Habitatmodell auf Basis verschiedener hydrologischer Eingangsdaten getestet. Zusätzlich wurden interne und externe Kreuzvalidierungsmaßnahmen durchgeführt. In weiterer Folge wurde das Prognosewerkzeug zur Erstellung von Habitat-Eignungskarten der 23 Zielarten auf Basis der aktuellen sowie der zukünftigen hydrologischen Situation genutzt.

UNTERSUCHUNGSGBIET

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Hessen, etwa 30 km südlich von Frankfurt. Das Gebiet umfasst eine Fläche von ca. 43 km² und beinhaltet das Naturschutzgebiet „Kühkopf-Knoblochsau“ (23 km²), das Naturschutzgebiet „Bruderlöcher“ (0,17 km²) und das Naturschutzgebiet „Großes Michelried bei Erfelden“ (0,23 km²).

Zur Vereinfachung wird im weiteren Verlauf das Untersuchungsgebiet in die zwei Regionen „Knoblochsau“ und „Kühkopf“ unterschieden, zu denen ebenso ungeschützte Flächen gerechnet werden (vgl. Abbildung 1).

Beide Gebiete werden durch einen Deich in zwei Bereiche unterteilt: die Altaue und die Rezentau. Die Rezentau befindet sich an der Flussseite und wird durch den Rhein regelmäßig überschwemmt. Die Altaue befindet sich landwärts und wird nur durch aufquellendes Grundwasser überschwemmt (Böger 1991; Hölzel & Otte 2001).

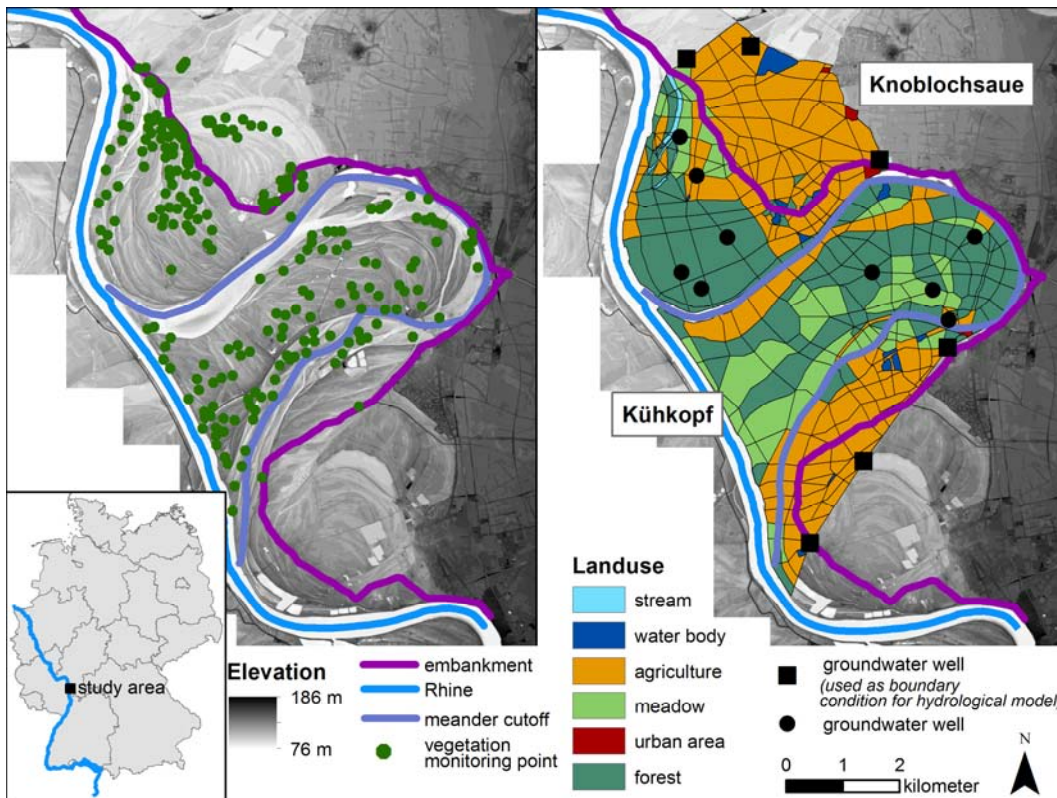


Abbildung 1: Geografische Lage des Untersuchungsgebietes in Deutschland (unten links), digitales Geländemodell (Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation, HVBG, Wiesbaden, Germany) des Untersuchungsgebietes mit den Vegetationsaufnahmeflächen (Mitte) und dem Aufbau des hydrologischen Modelles (catchment modeling framework, CMF) mit der Struktur der unregelmäßigen Polygone und den vorhandenen Grundwassermessstellen (rechts) (Gattringer*, Maier* et al. 2018, eingereicht bei Ecohydrology).

Klimatische Gegebenheiten

Klimadaten stehen von der Station Darmstadt (N: 49°52.85', E: 8°40.67'), betrieben vom Deutschen Wetterdienst (DWD), zur Verfügung. Zwischen 2000 und 2016 betrug der jährliche Niederschlag 730 mm (Winter: 166 mm, Frühjahr: 170 mm, Sommer: 225 mm, Herbst: 169 mm) und die mittlere jährliche Temperatur 10,5 °C (Winter: 2,3 °C, Frühjahr: 10,4 °C, Sommer: 18,8 °C, Herbst: 10,5 °C).

Landnutzung und Vegetation

Die Landnutzung im Projektgebiet ist, und war v. a. in der Vergangenheit, stark landwirtschaftlich geprägt (Böger 1991). In den 1980er Jahren wurde im Gebiet mit der Renaturierung von Grünland begonnen und zahlreiche Projekte zur Wiederansiedelung von Stromtalpflanzen wurden durchgeführt (Donath et al. 2007; Hölzel et al. 2006; Schmiede et al. 2012). Heute stehen große Teile des Projektgebiets unter Naturschutz und die Bestände der Stromtalpflanzen am hessischen Oberrhein zählen zu den wichtigsten Vorkommen der Artengemeinschaft der Stromtalwiesen (Richtlinie 92/43/EWG Anhang I; Lebensraumtyp 6440: Brenndolden-Auenwiesen der Stromtäler (*Cnidion dubii*)) in Zentraleuropa (Burkart 2001; Mathar et al. 2015).

Hydrologische Gegebenheiten

Der Pegel Nierstein-Oppenheim, betrieben durch die Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), befindet sich etwa 4 km flussabwärts des Untersuchungsgebietes (N: 49°51.89', E: 8°21.14'). Der mittlere Wasserstand an diesem Pegel war zwischen 2000 und 2016 bei 82,95 m. Der niedrigste Wasserstand lag bei 81 m (28.9.2003) und der höchste Wasserstand wurde am 6.4.2013 gemessen mit 87,1 m.

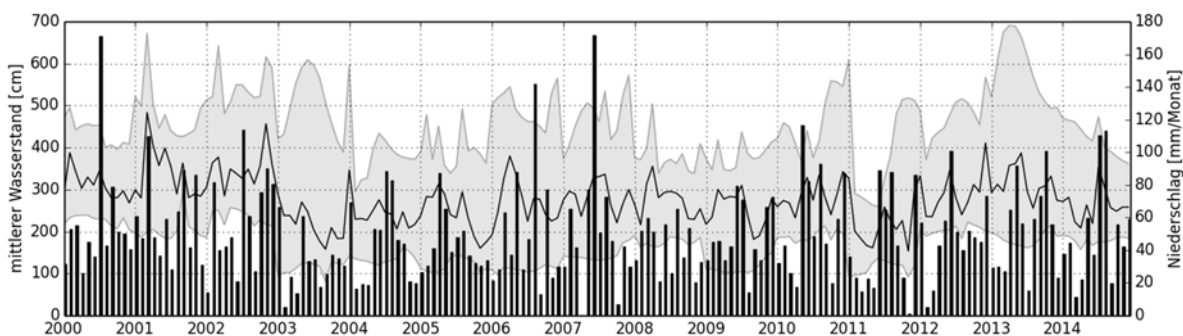


Abbildung 2: Mittlerer monatlicher Wasserstand (schwarze Linie), monatliche Maximal- und Minimal-Werte (grauer Bereich) in cm für den Pegel Nierstein-Oppenheim und monatlicher Niederschlag für die Station Raunheim (Balken) für die Jahre 2000 bis 2014.

Hydrogeologische Gegebenheiten

Im Naturschutzgebiet und auf den umliegenden Flächen befinden sich 28 Grundwassermessstellen, von denen 15 direkt in dem Untersuchungsgebiet liegen. Der Grundwasserstand in den Mess-

Untersuchungsgebiet

stellen wird einmal wöchentlich durch das HLNUG (Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie) gemessen.

Die Grundwassermessstellen liegen zwischen 89 und 3757 m vom Altrheinufer und zwischen 573 und 5375 m vom Rheinufer entfernt. Je näher eine Messstelle am Rhein oder Altrhein liegt, desto größer ist die Jahresschwankung des Grundwasserstandes, da der Grundwasserstand dem Wasserstand des Rheins mit nur einer kurzen Verzögerung folgt. Einzig die Grundwassermessstellen direkt hinter dem Deich zeigen hier eine Ausnahme: Trotz ihrer Nähe zum Altrhein weisen diese Grundwassermessstellen nur geringe jahreszeitliche Schwankungen auf. Die mittlere Jährliche Schwankung liegt zwischen 1,6–2,8 m (Knoblochsau, Rezentau), 0,6–1,5 m (Knoblochsau, Altaue), 1,6–2,2 m (Kühkopf, Rezentau) und bei 1,0 m (Kühkopf, Altaue).

AP1: RÄUMLICH EXPLIZITE HYDROLOGISCHE MODELLIERUNG

Das hydrologische Modell wurden mit dem Modellbaukasten Catchment Modeling Framework (CMF, Kraft et al. 2011) erstellt. Die Struktur von CMF eignete sich besonders gut, da das Modell an die zur Verfügung stehenden Eingangsdaten und Modellparameter angepasst werden kann und da einzelne Routinen erweiterbar oder ersetzbar sind.

Vorbereitende Untersuchungen und Arbeitsschritte

Bodenphysikalische Untersuchungen

Für ein besseres Verständnis der bodenphysikalischen Gegebenheiten wurden im Februar und März 2016 im Bereich der Knoblochsau und des Kühkopfs Bodenproben genommen. An insgesamt 44 Stellen wurde jeweils eine Bodenprobe in einer Tiefe von 20 cm und in einer Tiefe von 50 cm genommen. An einigen Messstellen war eine Beprobung in 50 cm Tiefe nicht möglich, so dass insgesamt 86 Bodenproben im Labor auf Porenvolumen (vgl. Tabelle 1) und Porenverteilung über die pF-Kurven nach der Drucktopfmethode analysiert wurden. Die Proben aus beiden Tiefen weisen dasselbe Muster auf: Poren mit einem Durchmesser zwischen 3 und 120 µm sind prozentual eher unterrepräsentiert, während die Poren < 3 µm und > 120 µm prozentual das meiste der Bodenprobe ausmachen.

Tabelle 1: Übersicht über die analysierten Bodenproben aufgeteilt auf die unterschiedlichen Bereiche im Untersuchungsgebiet (Anzahl der Proben, Rohdichte (dB) und Gesamtporenvolumen (GPV)). Angegeben: (minimaler Wert-maximaler Wert), Mittelwert (fett).

Tiefe	20 cm			50 cm			Gesamtgebiet
	Knoblochsau		Kühkopf	Knoblochsau		Kühkopf	
Gebiet	Altaue	Rezentaue		Altaue	Rezentaue		
Anzahl	18	14	13	14	14	13	85
dB (g/cm ³)	(0.87-1.86) 1.44	(1.06-1.56) 1.35	(0.92-1.64) 1.41	(1.07-1.65) 1.37	(1.2-1.74) 1.38	(1.04-1.71) 1.42	(0.87-1.74) 1.39
GPV (%)	(29.6-67.3) 45.65	(40.8-59.9) 48.82	(38.1-65.1) 46.64	(37.5-59.5) 48.3	(34.4-54.5) 47.8	(35.5-60.8) 46.12	(34.4-67.3) 47.38

Erweiterung der zeitlichen Grundwassermessungen

In fünf Grundwassermessstellen wurden über einen Zeitraum von 2,5 Jahren Odyssey Kapazitäts-Datenlogger installiert, die den stündlichen Grundwasserstand aufzeichneten. Diese wurden genutzt um einen Eindruck über die Reaktionsgeschwindigkeit des Grundwassers auf einen Anstieg des Rheinwasserstandes zu erhalten und um das hydrologische Modell für einen kurzen Zeitabschnitt auf täglicher Basis zu validieren.

Modellaufbau

Das Untersuchungsgebiet wurde für die Modellierung in zwei Teilmodelle unterteilt (Kühkopf und Knoblochsau), die getrennt voneinander aufgebaut, parametrisiert und simuliert wurden. Jedes Teilmodell ist weiter in einzelne unregelmäßige Polygone unterteilt, die sich in ihrer Höhenlage und ihrer Landnutzung ähneln. Bei der Unterteilung wurde insbesondere darauf geachtet, die Höhenunterschiede innerhalb eines Polygons zu minimieren. Das Teilmodell der Knoblochsau hat insgesamt eine Höhenvariation zwischen 81,35 m und 90,36 m. Die Höhenvariation innerhalb eines Polygons liegt zwischen 0,88 und 6,92 m (mittlere Höhendifferenz innerhalb eines Polygons: $3,19 \pm 1,12$ m, mittlere Größe der Polygone: 5.4 ± 7.7 ha, Anzahl: 272 Polygone). Die Höhenvariation des Kühkopf-Gebiets ist fast doppelt so groß wie die Variation in der Knoblochsau mit 16,05 m (81,10 m–97,15 m). Die Höhenvariation innerhalb eines Polygons liegt zwischen 0,93 und 7,27 m (mittlere Höhendifferenz innerhalb eines Polygons: $3,729 \pm 1,13$ m, mittlere Größe der Polygone: 7.43 ± 6.68 ha, Anzahl: 263 Polygone).

Beide Teilmodelle basieren auf dem gleichen Modellierungskonzept und unterscheiden sich lediglich in ihrer räumlichen Darstellung, d. h. der Anordnung und Anzahl der Polygone. Die folgende Beschreibung bezieht sich daher, wenn nicht ausdrücklich anders angegeben, auf beide Teilmodelle.

Zur Vereinfachung wurde das Modell als vereinfachtes Grundwasserströmungsmodell mit nur einer Bodenschicht aufgebaut, d. h. es gibt keine vertikale Unterteilung. Der gesättigte Fluss wird mit einem Darcy Ansatz berechnet. Die lateralen Wasserbewegungen in der ungesättigten Bodenzone werden durch das Richards Modell abgebildet und in der gesättigten Bodenzone mit dem Darcy Ansatz modelliert. Die oberirdischen Prozesse enthalten die Evaporation nach einem vereinfachten Penman-Monteith Modellansatz (Allen et al. 1998), sowie den Oberflächenabfluss durch direkte Überflutung oder durch aufsteigendes Grundwasser. Der angrenzende Rhein ist direkt mit dem Grundwasser der Aue verbunden und ist hauptsächlich verantwortlich für die Veränderungen des Grundwasserspiegels und die Überflutung der aktiven Aue. Daneben wurden verschiedene Vegetationsparameter implementiert, die sowohl die Evaporation als auch die Wasseraufnahme und -verteilung im Boden bedingen.

Angetrieben wird das Modell von den klimatischen Eingangsdaten (Temperatur, Niederschlag, relative Luftfeuchte), dem Wasserstand des Rheins und auf der Landseite (Knoblochsau: Nordost, Kühkopf: Südost) der Aue von dem Wasserstand in je drei Grundwassermessstellen. Als Wasserstände für den Rhein wurden Simulationen aus dem hydraulischen Modell FLYS der Bundeswasseranstalt für Gewässerkunde verwendet. Realistische Schätzungen der Anfangsbedingungen wurden durch externe Drift-Kriging (Goovaerts 1997) mit den verfügbaren Grundwasserdaten gewonnen.

Oberflächenabfluss

CMF ist prinzipiell in der Lage, Oberflächenwasserfließen als kinematische oder diffuse Welle zu simulieren. Da das Untersuchungsgebiet relativ flach ist, wäre die diffusive Welle eine gute Näherung für den Oberflächenwasserfluss (Singh 1996). Es zeigte sich jedoch in Testmodellen, dass diese Approximation zu langen Rechenzeiten, insbesondere bei großen Überflutungsereignissen,

führt. Um diese langen Rechenzeiten zu überwinden, wurde die Oberflächenströmung von St. Venant durch eine einfachere Oberflächenabflussgleichung ersetzt. Diese Funktion berechnete die Verteilung des Oberflächenwassers, basierend auf dem Wasserstand des Rheins im stationären Zustand, für jeden Tag. Das Konzept ist einfach: An jedem Tag wird die Höhe des Wasserspiegels des Rheins mit seinen direkt benachbarten Polygonen verglichen. Wenn der Wasserspiegel des Rheins höher ist als die Oberfläche der Polygone, wird das Polygon überflutet und der Wasserspiegel des Oberflächenwassers auf den gleichen Wasserpegel wie der Rhein gesetzt. Die Wasserstände aller benachbarten Polygone eines gefluteten Polygons werden dann rekursiv angepasst. Eine detaillierte Beschreibung der neu entwickelten Gleichung findet sich in (Maier et al. 2017).

Parameterunsicherheit

Modellergebnisse können durch eine Vielzahl von Ungenauigkeiten im Modellierungsprozess beeinflusst werden. Da ein Modell immer bis zu einem gewissen Grad Fehler beinhaltet, gibt es auch keinen eindeutigen Parametersatz, der ein Modell beschreibt, sondern immer eine Vielzahl an Parametersätzen, die gute Simulationsergebnisse liefern können (Beven & Binley 1992). Im Rahmen einer GLUE-ähnlichen Methode wurde die Unsicherheit des Modells in Bezug auf die verwendeten Parameter untersucht. Dies war aufgrund der Vereinfachungen in der Modellstruktur und vor allem durch die Ersetzung der Oberflächenabflussgleichung durch eine vereinfachte stationäre Verteilung des Oberflächenwassers möglich, da dies die Rechenzeiten minimierte.

Für beide Teilmodelle wurden die gleichen Bodenparameter kalibriert: gesättigte Leitfähigkeit (m / Tag), Porosität (m^3 / m^3), Restwassergehalt (m^3 / m^3 Porosität / m^3 Boden) und Bodenmächtigkeit (m). Für die Generierung von 5000 Parametersätzen anhand eines Latin-Hypercube-Sampling-Ansatz (McKay et al. 1979) wurde das Tool SPOTPY (Houska et al. 2015) verwendet. Zur quantitativen Einschätzung der Modellergebnisse wurden folgende Gütemaße verwendet: Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE), mittlerer absolute Fehler (MAE) und normalisierter mittlerer quadratischer Fehler (NRMSE), definiert als das Verhältnis des RMSE zum Bereich der gemessenen Daten. Zur Bewertung für eine geeignete Simulation wurde der RMSE verwendet.

Ergebnisse der Modellierung

Die wöchentlichen Daten von sechs (Knoblochsau) oder vier (Kühkopf) Grundwasserbrunnen wurden verwendet, um die Teilmodelle zu kalibrieren und zu validieren. Die Kalibrierungsdauer betrug 2,5 Jahre (1.7.2002-30.6.2004) und repräsentierte eine große hydrologische Variabilität. Die Validierung erstreckte sich über 9,5 Jahre (7.1.2004-31.12.2013). Als Grenzwert für ein akzeptables Modellergebnis wurde ein $\text{RMSE} \leq 0.26$ m (Knoblochsau) und $\text{RMSE} \leq 0.38$ m (Knoblochsau) gesetzt.

Von den 5.000 Realisationen konnten für die Knoblochsau 104 und für den Kühkopf 72 als akzeptable Lösungen bewertet werden. Generell zeigen sich bessere Ergebnisse für die Knoblochsau, sowohl für den Kalibrations- als auch für den Validationszeitraum. Der mittlere Fehler ist für die Simulationen des Kühkopfes deutlich höher (vgl. Tabelle 2, Abbildung 3).

Tabelle 2: Zusammenfassung der Ergebnisse für die beiden Teilmodelle für die Kalibrations- und Validationsphase

	Kalibration		Validierung	
	Kühkopf	Knoblochsae	Kühkopf	Knoblochsae
mittlerer RMSE (m)	0.39	0.25	0.36	0.23
Spanne RMSE (m)	0.20-0.67	0.18–0.41	0.16-0.79	0.16–0.35
mittlerer MAE (m)	0.31	0.19	0.31	0.17
Spanne MAE (m)	0.15-0.60	0.12–0.34	0.12-0.73	0.11–0.29
Mittlerer NRMSE (%)	10.01	7.02	11.15	6.69
Spanne NRMSE (%)	5.28-17.56	5.48-10.38	4.98-20.15	4.00–9.90

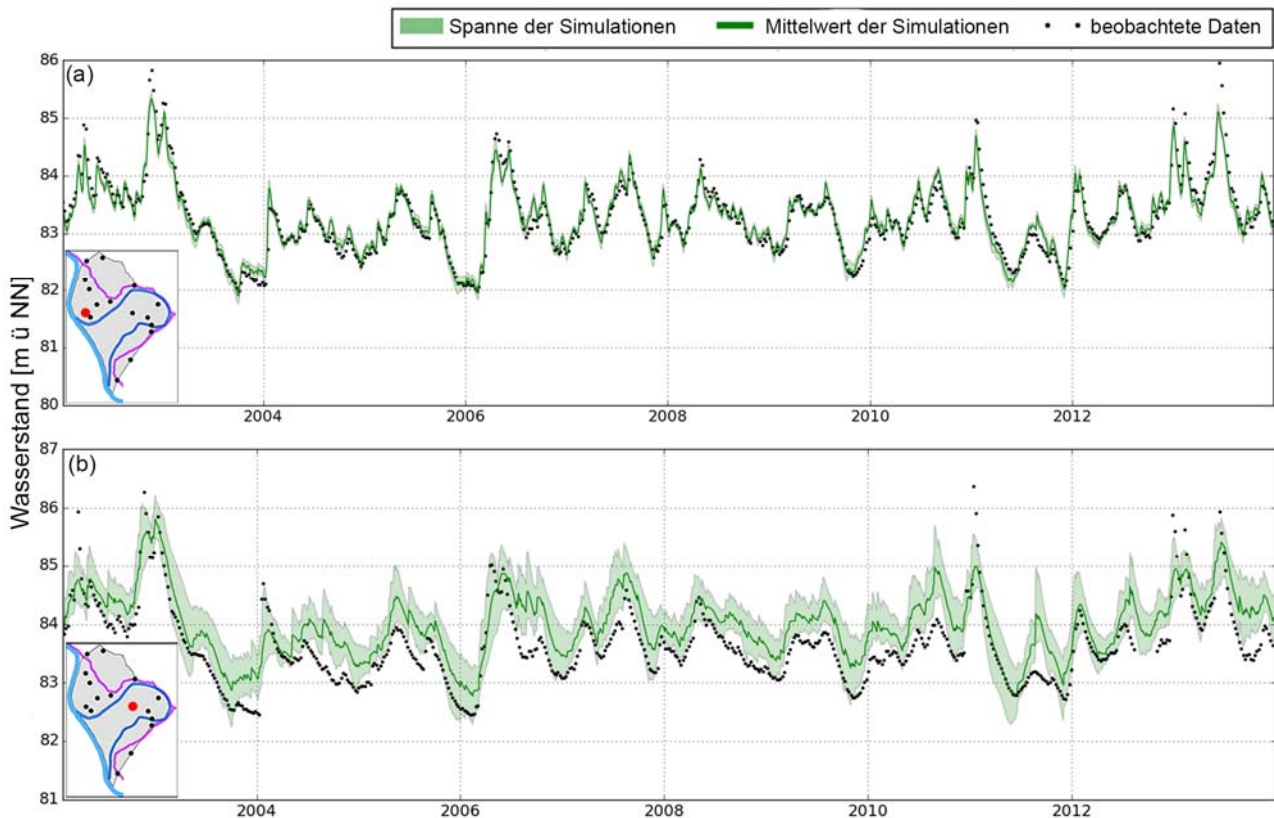


Abbildung 3: Zeitreihe der simulierten Wasserstände durch das CMF-Modell, verglichen mit den Messdaten der HLNUG für jeden der Grundwasserbrunnen in der Knoblochsae (oben) und dem Kühkopf (unten). Die Karte (unten links) zeigt die Lage des jeweiligen Grundwasserbrunnens (rot) und der übrigen Grundwasserbrunnen (schwarz) im Untersuchungsgebiet. Grau: Studienbereich, blau: Rhein und Altrhein, violett: Deich, schwarz: Grundwasserbrunnen.

Zur Validierung der Modelle wurden zusätzlich die stündlich aufgezeichneten Grundwasserständen der Odyssey Kapazitätslogger verwendet. Aufgrund der Datenverfügbarkeit konnte jedoch nur ein kurzer Zeitraum von 13 (Knoblochsae, Abbildung 4 oben) bzw. 11 Monaten (Kühkopf, Abbildung 4 unten) validiert werden. In beiden Modellen zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den wöchentlichen Daten und den Aufzeichnungen des Datenloggers. In der Knoblochs-ae stimmen die Simulationen des CMF-Modelles mit den täglichen Wasserstandsmessungen der Odyssey-

AP1: Räumlich explizite hydrologische Modellierung

Kapazitätssonde sehr gut überein (RMSE = 0,20 m). Die Simulationen im Kühkopf zeigen hingegen deutlich größere Schwankungen als die Odyssey-Kapazitätssonde (RMSE = 0,56 m).

Es kann angenommen werden, dass die gemessenen wöchentlichen Daten für die Kalibration und Validierung der Modelle, insbesondere für das Teilmodell der Knoblochsau, ausreichend sind.

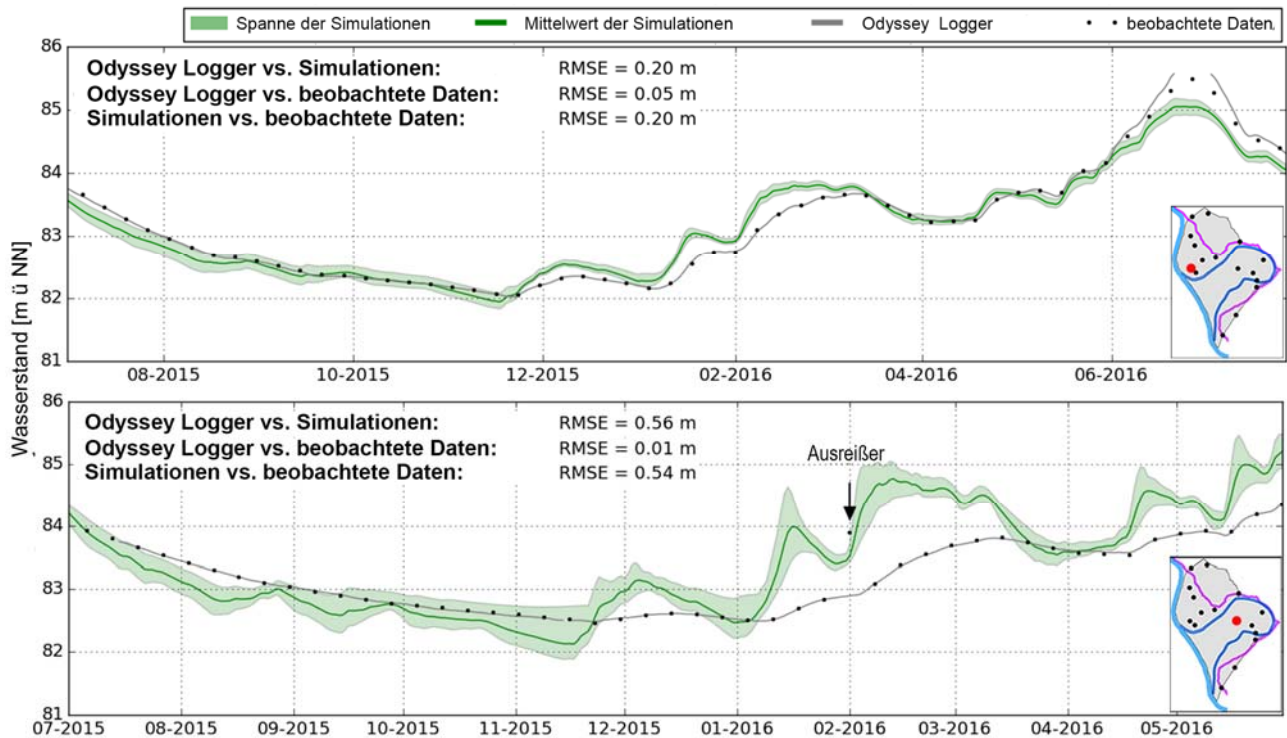


Abbildung 4: Vergleich der Simulationen des hydrologischen Modelles, wöchentlich gemessenen Grundwasserständen und stündlich aufgezeichneten Grundwasserständen durch einen Kapazitätslogger für je eine ausgewählte Messstelle im Gebiet Knoblochsau (oben) und Kühkopf (unten).

Der Modellaufbau, die Ergebnisse der Parameterunsicherheitsstudie und die Simulationsergebnisse wurden veröffentlicht in:

Maier, N., L. Breuer & P. Kraft, 2017: Prediction and uncertainty analysis of a parsimonious floodplain surface water-groundwater interaction model. Water Resources Research 53: 7678–7695. doi:10.1002/2017WR020749.

Zukunftsprojektionen des Überflutungsverhaltens

Basierend auf den Ergebnissen der zuvor beschriebenen Simulationen und Untersuchungen der Reliabilität der Modelle wurde für die Knoblochsau der Einfluss des Klimawandels auf das Überflutungsverhalten bewertet, da dieses Submodell deutlich besser abschneidet als das Kühkopf-Submodell. Hierfür wurde ein Modellrahmen erstellt, der sich zusammensetzt aus bias-korrigierten Klimamodelldaten, dem zukünftigen Abfluss des Rheins (modelliert über ein Niederschlags-Abflussmodell) und dem CMF-Modell, das den Grundwasser- und Oberflächenwasserstand projiziert. Mit diesem Modellansatz wurde auch der Beitrag unterschiedlicher Unsicherheitsquellen an der Gesamtunsicherheit bewertet.

Das Teilmodell der Knoblochsau wurde für die Projektionen der Zukunft aufgrund der begrenzten Datenverfügbarkeit für die Zukunft leicht modifiziert. Das ursprüngliche Modell wurde durch drei Quellen angetrieben: (1) Klimadaten, d. h. Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit; (2) den Wasserstand des Rheins; und (3) die Wasserstandsdaten von drei Grundwasserbrunnen im Landesinneren.

Die Klimadaten wurden aus zwei globalen Zirkulationsmodellen (GCMs) der Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (Taylor et al. 2012) ausgewählt: HadGEM2-ES (im weiteren Verlauf abgekürzt durch HadGEM) vom Met Office Hadley Centre und MPI-ESM-LR (im weiteren Verlauf abgekürzt durch MPI-ESM) vom Max-Planck-Institut für Meteorologie. Es wurden drei repräsentative Konzentrationspfade (RCP) betrachtet: RCP 2.6 (niedrige Treibhausgaskonzentration), RCP 4.5 (mittlere Treibhausgaskonzentration) und RCP 8.5 (hohe Treibhausgaskonzentration). Alle Klimadaten wurden mit der Methode des „quantile mapping“ auf systematische Unsicherheiten (Bias) korrigiert (Maraun et al. 2010; Themeßl et al. 2011), um die Trends von Modellen vergleichbar zu machen.

Die Daten für die zweite Eingangsquelle, dem Wasserstand des Rheins, wurden mit Hilfe eines Niederschlags-Abflussmodells generiert. Für diese Datengenerierung wurde das HBV-Modell (Bergström 1995; Lindström et al. 1997) als konzeptionelles hydrologisches Modell zur Simulation des Abflusses des Rheins verwendet. Nach der Kalibrierung und Validierung wurde das Modell mit den projizierten und bias-korrigierten Klimadaten angetrieben. Die generierten Zeitreihen wurden dann verwendet um das CMF Modell in Verbindung mit den Daten der Klimamodelle anzutreiben.

Vergleiche der verschiedenen Vorhersagen der jährlichen Überflutungstage ergaben die folgenden Ergebnisse (Abbildung 5): (1) basierend auf dem HadGEM Klimamodell waren die räumliche Ausdehnung und die Anzahl der jährlichen Überflutungstage größer, (2) basierend auf dem MPI-ESM-Modell wurden ähnliche jährliche Überflutungstage für alle RCPs und beide Zeiträume projiziert, während nach dem HadGEM-Modell die Projektionen für beide Zeiträume zwischen den RCPs stärker variieren und (3) basierend auf dem HadGem-Modell zeigt sich im Mittel eine Abnahme der Überflutungstage in der fernen Zukunft im Vergleich zur nahen Zukunft. Für das MPI-ESM Modell zeigt sich im Mittel keine große Veränderung von der nahen zur fernen Zukunft.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Unterschiede in der räumlichen Ausdehnung und Größe der mittleren jährlichen Überflutungstage und mittleren Überflutungsperioden zwischen den GCMs größer waren als zwischen den RCPs (mit einigen Ausnahmen).

Die Analyse der Überflutungsparameter unter dem Einfluss des Klimawandels wurden veröffentlicht in:

Maier, N., L. Breuer, A. Chamorro, P. Kraft & T. Houska, 2018: Multi-Source Uncertainty Analysis in Simulating Floodplain Inundation under Climate Change. Water 10: 809. doi:10.3390/w10060809

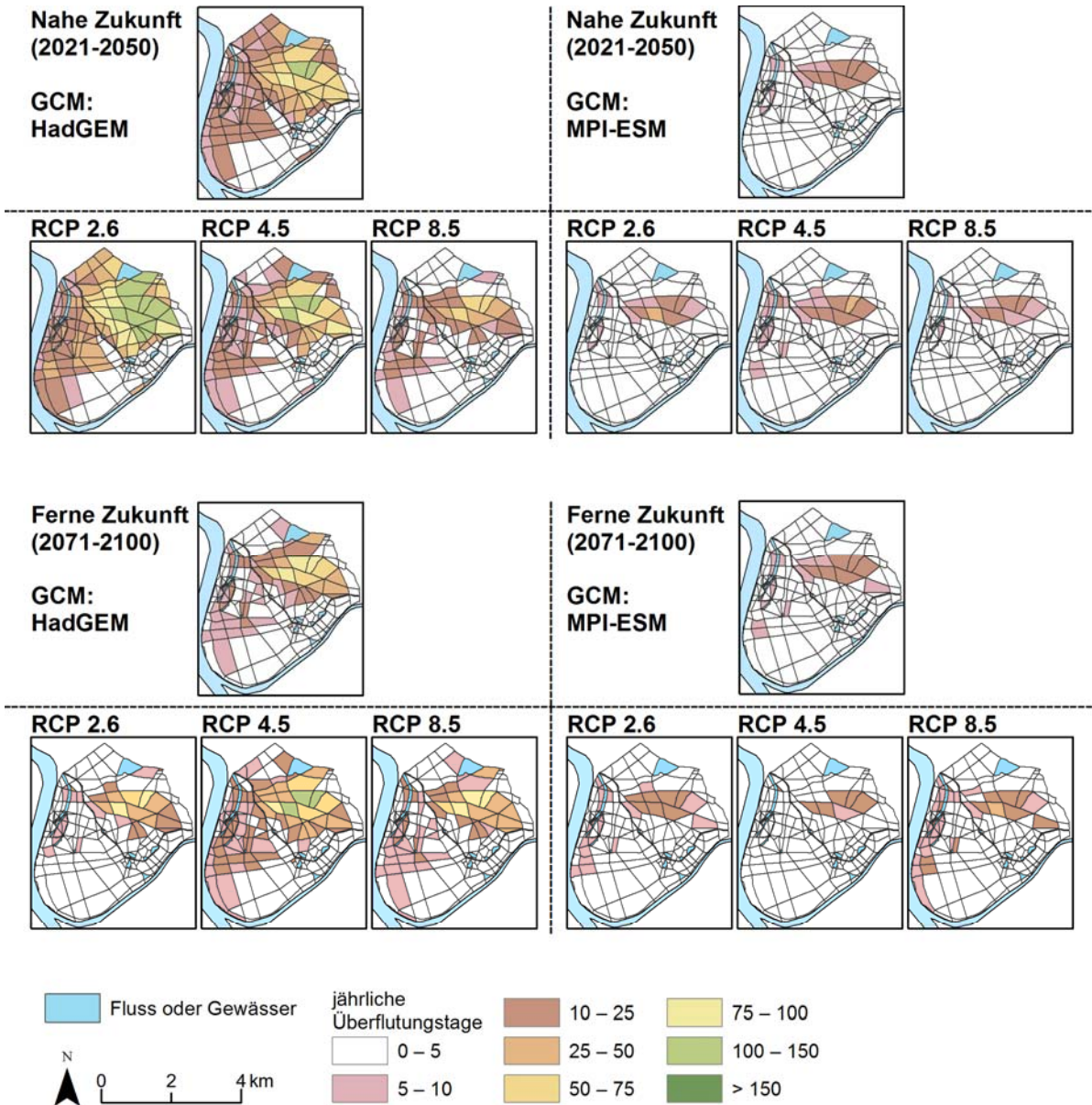


Abbildung 5: Räumliche Verteilung der mittleren Überflutungstage (pro Jahr) für die nahe Zukunft (oben) und die ferne Zukunft (unten). Die Ergebnisse sind gemittelt für die Klimamodelle (1. Reihe) und für die RCPs der beiden Klimamodelle (2. Reihe).

AP2: RÄUMLICH EXPLIZITE HABITATMODELLIERUNG FÜR AUENWIESENARTEN

Vorbereitende Untersuchungen und Arbeitsschritte

Ableitung der Sensitivität von Auenwiesenarten gegenüber Überflutungsereignissen

Es wurden drei Experimente durchgeführt, um die Sensitivität von Stromtalwiesenarten gegenüber Überflutungsereignissen einschätzen zu können. Die neuen Erkenntnisse aus diesen Experimenten sind essentielle Informationsquellen für die räumlich explizite Habitatmodellierung der Auenwiesenarten. Die Ergebnisse flossen insbesondere in die Erstellung und Auswahl der hydrologischen Prädiktoren (Kapitel *Ableitung hydrologischer Variablen aus der hydrologischen Modellierung (AP1)*, Seite 30) ein.

In dem ersten Experiment im Jahr 2015 wurden die Effekte von Überflutung auf junge Stromtalpflanzen mit unterschiedlichem Alter untersucht. Insgesamt 400 Individuen von 4 Stromtalarten (je 2 mit Präferenz für trockenere bzw. feuchtere Mikrohabitate) wurden für 2 Wochen geflutet. Die Pflanzen hatten bei der Überflutung ein Alter von 2, 4, 6, und 8 Wochen nach der Keimung. Außerdem wurde der Effekt des Sandgehalts im Boden auf die Überflutungstoleranz getestet (Boden-Sand Verhältnis von 3:1 bzw. 1:1). Es zeigte sich, dass das Auftreten einer Überflutung bei geringem Alter der Pflanzen (jünger als ca. 4–6 Wochen) in einer starken Einschränkung der Jungpflanzenentwicklung resultiert. Im Experiment hatten allerdings auch die simulierten, späteren Sommerhochwasser mit warmen Wassertemperaturen (und geringen Sauerstoffgehalten) einen schädlichen Effekt auf junge Pflanzen, was auch Daten aus früheren Studien nahelegen (Beard & Martin 1970). Wie vermutet, tolerieren die Pflanzen aus feuchteren Bereichen eine Überflutung besser als die von trockeneren Standorten. Der Effekt des Sandgehalts im Boden zeigte bei einer 2-wöchigen Überflutung im Experiment keine Unterschiede im Pflanzenwachstum. Diese Studie wurde in der wissenschaftlichen Zeitschrift PLoS ONE im Jahr 2017 veröffentlicht:

Gattringer, J.P., T.W. Donath, R.L. Eckstein, K. Ludewig, A. Otte & S. Harvolk-Schöning, 2017: Flooding tolerance of four floodplain meadow species depends on age. PLoS ONE 12: e0176869. doi: 10.1371/journal.pone.0176869

In einem weiteren Experiment im Jahr 2016 wurde die Sensitivität von Stromtalwiesenarten gegenüber der Überflutungshöhe bzw. der Überflutungsdauer eines Hochwasserereignisses untersucht. Es wurden vier Wochen alte Pflanzen von 12 Stromtalpflanzen (je sechs mit Präferenz für trockenere bzw. feuchtere Mikrohabitate) untersucht. Die Pflanzen wurden für zwei bzw. vier Wochen (Überflutungsdauer) und mit keiner, partieller bzw. kompletter Überflutung (Überflutungshöhe) behandelt. In Summe wurden hier 648 Pflanzenindividuen experimentell untersucht. Die Ergebnisse des Versuches zeigten, dass eine längere Überflutungsdauer, eine höhere Überflutungshöhe und die Interaktion der beiden Faktoren (d. h. Intensität des Überflutungseffektes) zu erheblichen Einschränkungen des Wachstums von jungen Stromtalpflanzenarten führen. Biomasse und Wuchslänge der Pflanzen nahmen in der Regel bei steigender Intensität des Überflutungseffektes ab. Dieses Ergebnis war sowohl bei ober- und unterirdischen Pflanzenteilen, sowie bei Arten aus feuchteren und auch trockeneren Bereichen zu beobachten. Diese Studie wurde in der wissenschaftlichen Zeitschrift Plant Ecology im Jahr 2018 veröffentlicht:

Gattringer, J.P., K. Ludewig, S. Harvolk-Schöning, T.W. Donath & A. Otte, 2018: Interaction between depth and duration matters: flooding tolerance of 12 floodplain meadow species. Plant Ecology 219: 973–984. doi: 10.1007/s11258-018-0850-2

Die komplexen hydrologischen Bedingungen in Auen erfordern von Stromtalwiesenarten nicht nur eine Anpassung an Überflutungsereignisse, sondern auch an Austrocknung. Daher wurde im Jahr 2016 in einem dritten Experiment der Einfluss von Überflutung, Trockenstress, sowie die Kombination beider Faktoren auf die Keimlingsentwicklung von acht Stromtalwiesenarten (je vier mit Präferenz für trockenere bzw. feuchtere Mikrohabitate, insgesamt 504 Individuen) untersucht. Die Pflanzen wurden entweder vier oder acht Wochen nach Keimung entweder (1) einer Überflutung mit anschließendem Trockenstress, (2) einem Trockenstressereignis mit anschließender Überflutung, (3) zwei Überflutungsereignissen oder (4) zwei Trockenstressereignissen ausgesetzt. Trockenstress hatte einen starken negativen Einfluss auf die Vitalität der untersuchten Arten. Dies zeigte sich auch darin, dass in den kombinierten Überflutungs-/Trockenheitsbehandlungen die Auswirkungen des Trockenstresses überwogen. Anpassungsstrategien waren vor allem bei den zum Zeitpunkt der Stressereignisse älteren Individuen sichtbar. Daraus lässt sich folgern, dass sowohl die Sequenz als auch der Zeitpunkt von Wasserstressereignissen eine wichtige Rolle für die Anpassungsfähigkeit von Stromtalwiesenarten spielen. Die Studie wurde in der wissenschaftlichen Fachzeitschrift *Plant Biology* zur Veröffentlichung eingereicht und wird nach einer ersten Begutachtung derzeit überarbeitet.

Neuanlage von Monitoringflächen und Aktualisierung des Monitorings bestehender Flächen

In den Monaten Mai und Juli 2015 und 2016 wurden insgesamt 120 Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Mit Hilfe einer Stratifizierung der Höhenstufen im Grünland konnten Flächen aus allen Höhenbereichen aufgenommen werden, was für die vollständige Abdeckung des Höhengradienten wichtig ist. Das Augenmerk der Flächenauswahl wurde dabei hauptsächlich auf bisher unterrepräsentierte Bereiche des Projektgebiets gelegt.

Erstellung und Analyse der Vegetationsdatenbank

Eine sehr wichtige Grundlage für die Erstellung eines Habitatmodells sind die Informationen zum aktuellen Vorkommen der Vegetation. Dafür wurde eine Vegetationsdatenbank in einem einheitlichen Datenbankformat für Vegetationsdaten erstellt. Das dafür verwendete Programm „Turboveg“ (Hennekens & Schaminée 2001) ist ein etabliertes Datenbankmanagementsystem für die Eingabe, Speicherung und Weiterverarbeitung von Daten aus Vegetationsaufnahmen. Neben Vegetationsdaten in unterschiedlichen Formaten aus mehreren bereits erfolgreich abgeschlossenen Forschungsprojekten im Projektgebiet wurden auch die neuesten Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 2015 und 2016 in diese Datenbank integriert. Ursprünglich wurden mehr als 1.400 Vegetationsaufnahmen aus neun Forschungsprojekten bzw. Monitoringkampagnen in die Datenbank eingegeben, teilweise jedoch ohne räumliche Verortung.

Insgesamt umfasst die Vegetationsdatenbank 1.120 Aufnahmen, die allesamt in ausreichender Qualität räumlich verortet sind, mit insgesamt 474 Pflanzenarten.

AP2: Räumlich explizite Habitatmodellierung für Auenwiesenarten

Nach taxonomischen Korrekturen und der Löschung von Einträgen, bei denen die Pflanze nicht auf Artniveau bestimmt werden konnte, sind aktuell 410 Arten in der Datenbank. Die häufigste Art in der Datenbank ist *Taraxacum sect. ruderalia* mit einem Vorkommen in 796 Aufnahmen, gefolgt von *Cirsium arvense* (789) und *Galium verum* agg. s. l. (742). 47 Arten kommen in jeweils nur einer Vegetationsaufnahme vor. Die gesamte Artenliste ist im Anhang (A17) zu finden.

Nach dem Ausschluss von Daten, die in mehreren Jahren am selben Standort aufgenommen wurden (zeitliche Pseudoreplikation), sind 408 Aufnahmen für die Analyse verwendbar. Die Lage dieser 408 Aufnahmen ist in Abbildung 6 dargestellt.

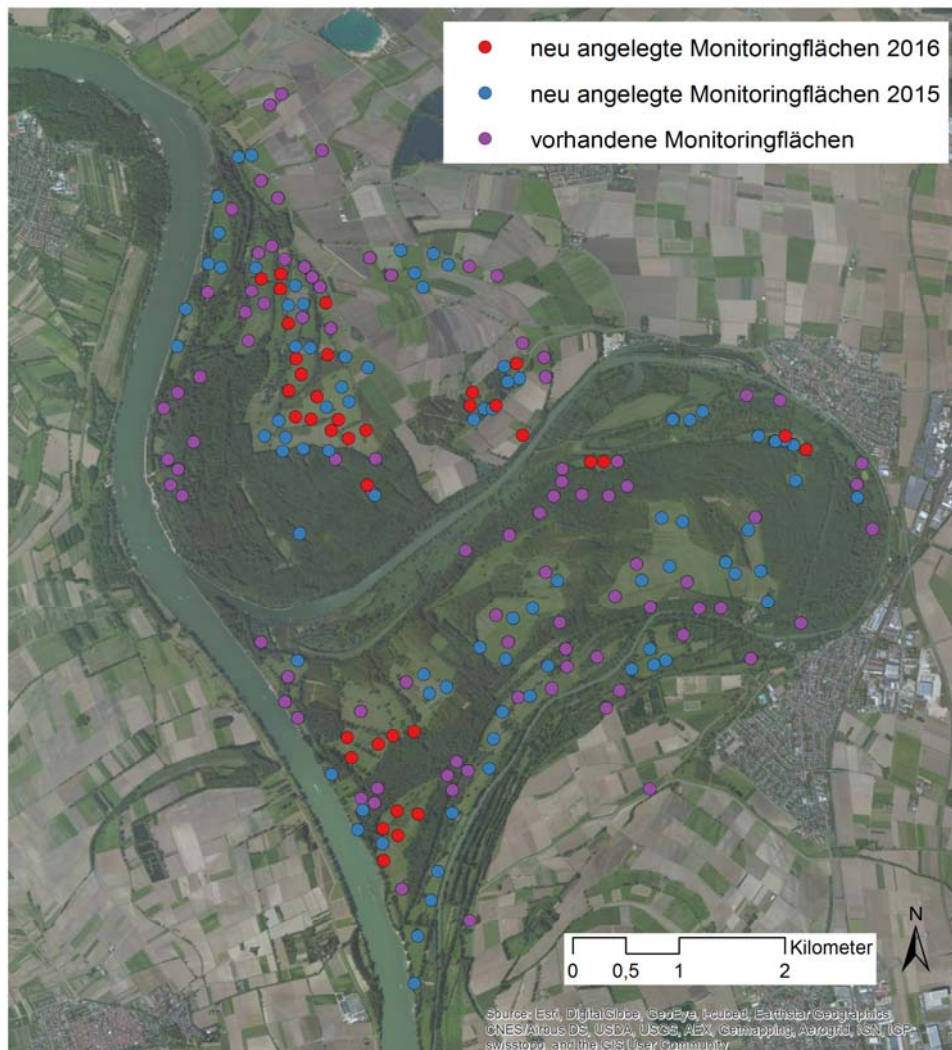


Abbildung 6: Projektgebiet Kühkopf-Knoblochsau mit Vegetations-Monitoringflächen: Bereits vorhandene Monitoringflächen (violette Punkte) sowie die 120 neuen Monitoringflächen (rote und blaue Punkte), die in bisher unterrepräsentierten Bereichen des Projektgebiets angelegt wurden, um bestehende Umweltgradienten möglichst vollständig abzudecken.

Aus den 408 Datensätzen der Vegetationsdatenbank wurden per Zufall 226 Aufnahmen ausgewählt, die mindestens 50 m voneinander entfernt sind. Dieser Schritt ist nötig, um den Effekt räumlicher Autokorrelation zu vermeiden. Dabei wird die Anzahl der Datensätze zwar weiter de-

zimiert, dies hat aber eine bessere Modellqualität zur Folge und ist eine übliche Praxis für die Habitatmodellierung (Dormann et al. 2007).

Auswahl der Zielarten

Für die Habitatmodellierung wurden 23 typische Zielarten (Tabelle 3) von durchgeführten Stromtalwiesen-Wiederansiedelungsprojekten (Donath et al. 2007) aus der Vegetationsdatenbank ausgewählt. Ein Auswahlkriterium war dabei, dass die Arten mindestens 10-mal im gesamten Gebiet vorkommen. Der Großteil der 23 Zielarten ist hauptsächlich mit dem pflanzensoziologischen Verband *Molinion caeruleae* assoziiert, weshalb eine Gruppierung der Arten anhand ihrer pflanzensoziologischen Zugehörigkeit nicht durchgeführt werden konnte.

Tabelle 3: Die 23 Zielarten der Habitatmodellierung. Burkart: Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001); RLS Hessen: Rote Liste Status in Hessen (Hemm et al. 2008), stark gefährdet = 2, gefährdet = 3, Vorwarnliste = V, nicht gefährdet = *; DB: Anzahl des Artenvorkommens in der Datenbank (in den final ausgewählten 226 Vegetationsaufnahmen); ELL F: Feuchtezahl und ~:Zeiger für starke Wechselfeuchte (Ellenberg et al. 1991). Die Nomenklatur der Pflanzenarten folgt Jäger (2017).

Art	Burkart	RLS Hessen	DB	ELL F
<i>Achillea millefolium</i> L.	0	*	95	4
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	0	*	49	4
<i>Arabis nemorensis</i> (Hoffm.) W. D. J. Koch	1	2	20	7
<i>Bromus racemosus</i> L.	0	3	25	8~
<i>Centaurea jacea</i> L.	0	*	25	indifferent
<i>Galium boreale</i> L.	1	3	14	6~
<i>Inula salicina</i> L.	0	V	23	6~
<i>Iris pseudacorus</i> L.	0	*	15	9
<i>Iris spuria</i> L.	0	3	15	7
<i>Leucanthemum vulgare</i> (Vaill.) Lam.	0	*	51	4
<i>Linum catharticum</i> L.	0	*	10	indifferent
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0	*	49	4
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	0	*	21	8~
<i>Peucedanum officinale</i> L.	1	3	19	4~
<i>Prunella vulgaris</i> L.	0	*	43	5
<i>Ranunculus acris</i> L.	0	*	64	6
<i>Rhinanthus alectorolophus</i> Pollich	0	V	11	4
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	1	*	57	6~
<i>Serratula tinctoria</i> L.	0	2	13	indifferent
<i>Silaum silaus</i> (L.) Schinz & Thell.	1	*	30	indifferent ~
<i>Thalictrum flavum</i> L.	1	*	16	8~
<i>Veronica maritima</i> L.	1	3	20	8~
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik.	0	*	12	3

Integrierter Aufbau des Habitatmodells

Im Folgenden wird die Integration von den Ergebnissen der hydrologischen Modellierung in ein Habitatmodell genauer erläutert. In Abbildung 7 sind die wesentlichen Schritte für das komplette Modell dargestellt. Das hydrologische Modell basiert auf Daten von den Grundwassermessstellen, den Wasserständen des Rheins, dem Höhenmodell und meteorologischen Daten. Der Modellaufbau und die Ergebnisse der Simulationen wurden in dem Kapitel *AP1: Räumlich explizite hydrologische Modellierung* dargestellt. Aus den Ergebnissen des hydrologischen Modelles, den simulierten täglichen Grund- und Oberflächenwasserständen wurden hydrologische Prädiktoren abgeleitet, die als Basis für das Habitatmodell dienen. Die Ableitung der hydrologischen Prädiktoren ist im folgenden Kapitel genauer erläutert. Neben den hydrologischen Prädiktoren wurden noch meteorologische und morphologische Prädiktoren aus den Klimadaten und den Geländehöhen errechnet.

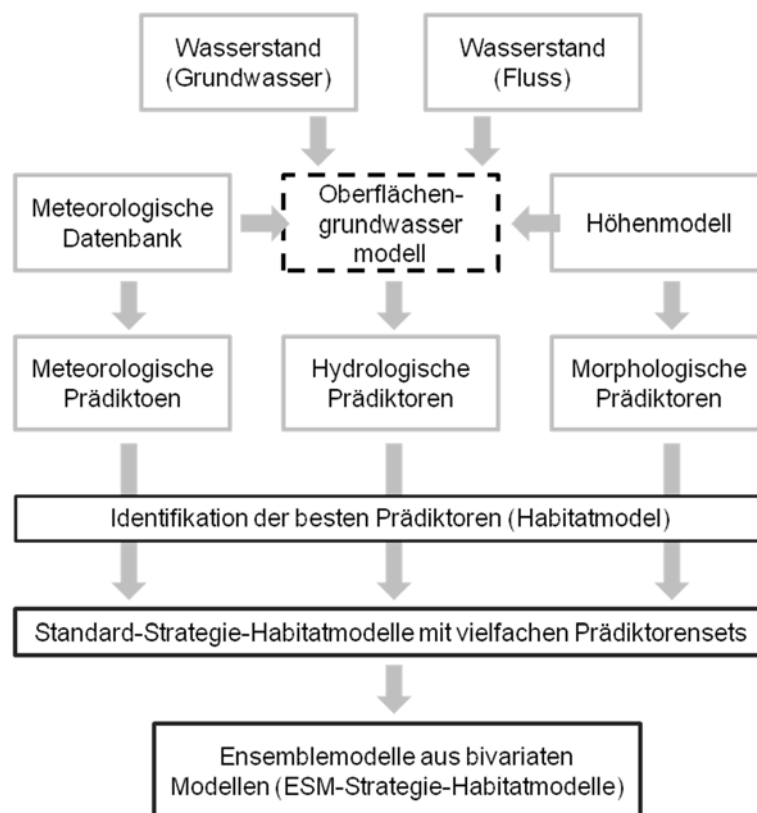


Abbildung 7: Darstellung der wichtigsten Schritte des integrierten Modellaufbaus. ESM=Ensembles von kleinen Modellen, SDM=Species Distribution Model. Die grauen Felder stellen die Eingangsdaten für die folgenden Schritte dar. Die schwarzen Kästchen zeigen Modellierungsschritte an. Das Oberflächenwasser-Grundwassermodell (gestrichelte schwarze Linie) entspricht dem Modell aus dem AP1.

Ableitung hydrologischer Variablen aus der hydrologischen Modellierung (AP1)

Die mittleren Grundwasserstände aus allen akzeptablen Modellsimulationen des hydrologischen Modelles (AP1) wurde mittels einer Kriging Interpolation (external drift kriging) (Goovaerts 1997) auf die Lagen der Vegetationsaufnahmen interpoliert. Da die Grundwasserdaten auf täglicher Basis vorliegen, jedoch für ein Habitatmodell zeitinvariante Prädiktoren benötigt werden, mussten

die dynamischen hydrologischen Daten in statische Prädiktoren transformiert werden. Bei der Erstellung der Prädiktoren wurden möglichst viele unterschiedliche Aspekte (Trockenheit, Überflutung, Feuchter Boden, Variabilität, Intensität, Dauer, etc.) eingebunden.

Insgesamt wurden 81 hydrologische, fünf meteorologische und neun morphologische Prädiktoren (Anhang A18) a priori für zwei unterschiedliche Zeitabschnitte definiert. Im ersten Fall wurde das gesamte Jahr betrachtet, während im zweiten Fall nur der Vegetationszeitraum beachtet wurde. Ebenso variierte die Anzahl der Jahre vor der Vegetationsaufnahme, die beachtet wurden. Hier wurden bis zu 6 Jahre vor der Aufnahme in die Berechnungen mit einbezogen. Die 81 hydrologischen Prädiktoren wurden basierend auf den Ergebnissen der Experimente (Kapitel *Ableitung der Sensitivität von Auenwiesenarten gegenüber Überflutungsereignissen* und (Gattringer et al. 2017, 2018)) und weiteren Experimenten (z. B. Van Eck et al. 2004) bzw. Modellierungsstudien (z. B. Leyrer 2005; Mosner et al. 2015) erstellt.

Habitatmodellierung der Stromtalwiesen-Pflanzenarten

Eine Habitatmodellierung besteht üblicherweise aus folgendem Arbeitsablauf (Guisan et al. 2017): Die Vegetationsinformation zu beobachteten Artenvorkommen wird mit Hilfe von diversen Umweltvariablen in einen ökologischen Raum gebracht, d. h. es wird die ökologische Nische der Arten auf Basis der vorliegenden Information bestimmt. Dies geschieht z. B. durch die Anwendung einer Regressionsanalyse (z. B. generalisierte lineare Modelle, GLM). Die ökologische Nische wird dann in ein geografisches Vorkommen der Art und eine Karte projiziert. Je genauer die Informationen zum Artenvorkommen die relevanten Umweltgradienten abdecken, umso präzisere Ergebnisse liefert die Modellierung über das potenzielle Vorkommen der Arten.

Um eine große Anzahl an potentiellen hydrologischen Prädiktoren zu testen und um die Rechenzeiten der Modellierung möglichst kurz zu halten, wurde ein dreistufiger Ansatz verfolgt: (1) Zuerst wurden Prädiktoren mit hohem Erklärungswert identifiziert. (2) Danach wurden die besten Kombinationen aus Prädiktoren (Prädiktorensets) ermittelt, indem Standard-Strategie-Habitatmodelle gerechnet wurden. (3) Zuletzt wurden unter Verwendung der besten Prädiktorensets aus dem zweiten Schritt Ensemblemodelle aus bivariaten Modellen (ESM-Strategie) modelliert, um mögliche Einschränkungen der Standard Strategie Habitatmodelle bei der Modellierung von Arten mit geringem Vorkommen zu umgehen. Die gesamte Habitatmodellierung wurde mit der Softwareumgebung R (Open Source Software und Programmiersprache für statistisches Rechnen und für statistische Grafiken) (R Core Team 2017) durchgeführt.

1. Einzelmodelle zur Identifikation der besten Prädiktoren

Um Prädiktoren mit hohem Erklärungswert zu identifizieren wurde das Artvorkommen von sieben repräsentativen Zielarten (*Arabis nemorensis*, *Centaurea jacea*, *Inula silicina*, *Leucanthemum vulgare*, *Ranunculus acris*, *Sanguisorba officinalis*, und *Veronica maritima*) mit jedem Prädiktor einzeln in Beziehung gesetzt. Dafür wurden generalisierte lineare Modelle (GLMs) erstellt. In Summe wurden 1.213 Einzelhabitatmodelle pro Art erstellt ((81 hydrologische Prädiktoren + 5 meteorologische Prädiktoren) x 14 Zeitperioden + 9 morphologische Prädiktoren).

Um die Modellergebnisse zu evaluieren und die Prädiktoren anhand ihres Erklärungswertes zu bewerten, wurde für jedes Einzelmodell der Nagelkerke's R^2 Wert (Nagelkerke 1991) berechnet.

AP2: Räumlich explizite Habitatmodellierung für Auenwiesenarten

Basierend auf diesem Qualitätskriterium wurden Prädiktoren mit wenig Erklärungswert bzw. Prädiktoren mit ähnlicher Information ausgeschlossen. Dies führte zur Identifikation von den 19 besten Prädiktoren (Tabelle 4).

Tabelle 4: Die 19 ausgewählten Prädiktoren, die bei der Erstellung der Standard-Strategie-Habitatmodelle und ESM-Strategie-Habitatmodelle verwendet wurden

Prädiktor	Beschreibung	Indikation
PH01	Standardabweichung des Grundwasserstandes [m]	
PH02	Absolute Spannweite des Grundwasserstandes [m]	
PH03, PH04, PH05	Längste Periode mit einem Grundwasserstand unter 1 m / 1,5 m / 2,5 m unterhalb der Geländeoberkante [Tage]	Trockenheit
PH06, PH07	Längste Periode mit einem Grundwasserstand über 2,5 m / 0,5 m unter GOK [Tage]	Feuchte
PH08, PH09	Summe der Tage mit einem Grundwasserstand über 2,5 m / 0,7 m unter GOK [Tage]	Trockenheit [Feuchte]
PH10	Summe der Tage mit einer Überflutungshöhe von mindestens 50 cm [Tage]	Überflutung
PH11	Längste Periode mit einer Überflutungshöhe von mindestens 50 cm [Tage]	Überflutung
PH12, PH13, PH14	Längste Periode mit einem Grundwasserstand geringer als 50 cm unter GOK und einer täglichen Niederschlagsmenge geringer als 1 mm, in den ersten 60 / 80 / 100 Tagen der Vegetationsperiode [Tage]	Trockenheit
PH15	Summe der Tage mit einem Grundwasserstand geringer als 50 cm unter GOK und täglichem Niederschlag < 1 mm, in den ersten 100 Tagen der Vegetationsperiode [Tage]	Feuchte
PM16	Längste Periode mit nassen Tagen (Niederschlagsmenge > 1 mm) [Tage]	
PN17*	Höhe über N. N. aus digitalem Höhenmodell [m]	
PN18*	Distanz zum Rhein bzw. Altrhein [m]	
PN19*	Distanz zur nächsten Gewässerfläche (Rhein, Altrhein oder Stillgewässer) [m]	

PH = hydrologische Prädiktoren, PM = meteorologische Prädiktoren, PN = morphologische Prädiktoren,
* = zeit-unabhängige Prädiktoren, GOK = Geländeoberkante

2. Standard-Strategie-Habitatmodelle

In einem nächsten Schritt wurden mit den besten 19 Prädiktoren Standard-Strategie-Habitatmodelle mit Hilfe des BIOMOD Frameworks (Thuiller et al. 2009) erstellt. Dafür wurden alle möglichen Prädiktorenkombinationen (d. h. Prädiktorenssets), die nicht miteinander interkorrelieren, berechnet (nach Dormann et al. 2013). Im Zuge eines Teil-Stichprobeverfahren (d. h. interne Kreuzvalidierung, 3-fach, 80:20; siehe auch AP 3) wurde jeweils der Nagelkerke's R^2 Wert berechnet und damit die 100 besten Prädiktorenssets ermittelt.

3. Ensemblemodelle aus bivariaten Modellen (ESM-Strategie-Habitatmodelle)

Wenn Habitatmodelle für seltene und gefährdete Arten mit wenigen Artvorkommen und einer großen Zahl an Prädiktoren gerechnet werden, entsteht oft ein Modell-Overfitting, das eingeschränkte Generalisierbarkeit mit sich bringt (Vaughan & Ormerod 2005). Um diese Einschränkungen zu überwinden wurden Ensemblemodelle aus bivariaten Modellen (ESM) nach Breiner et al. (2015) gerechnet. Bei dieser Methode werden in einem ersten Schritt bivariate Modelle aller möglichen Variablenpaare erstellt und einzeln evaluiert (auf Basis des AUC-Wertes, Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve, dimensionslos, zwischen 0,5 und 1). In einem zweiten Schritt werden dann Ensemblemodelle, basierend auf dem gewichteten Mittel von Somers D (Somers' $D = 2 \times AUC - 1$) der bivariaten Modelle erstellt und evaluiert (auf Basis des AUC-Wertes). Diese Technik wurde erst vor kurzem für die Modellierung von seltenen Arten entwickelt und zeigte dabei deutlich bessere Ergebnisse als herkömmliche Modelle (Breiner et al. 2015, 2018). Die ESM-Strategie-Habitatmodelle wurden mithilfe des R-Pakets *ecospat* (Di Cola et al. 2017) erstellt.

Die Modellergebnisse wurden anhand des AUC-Wertes ausgewertet. Über alle Arten gemittelt wurde ein AUC-Wert von 0,83 (Standardfehler 0,006) erzielt (Abbildung 8A, Box sgm). Bei den Einzelarten bewegt sich der AUC-Wert zwischen 0,91 (*Iris pseudacorus*) und 0,65 (*Ranunculus acris*) (Abbildung 9, Box sgm). Die AUC-Werte wurden nach Swets (1988) bewertet (exzellent: 0,9–1,0; gut: 0,8–0,9; befriedigend: 0,7–0,8; schlecht 0,6–0,7; und ungenügend: 0,5–0,6).

AP2: Räumlich explizite Habitatmodellierung für Auenwiesenarten

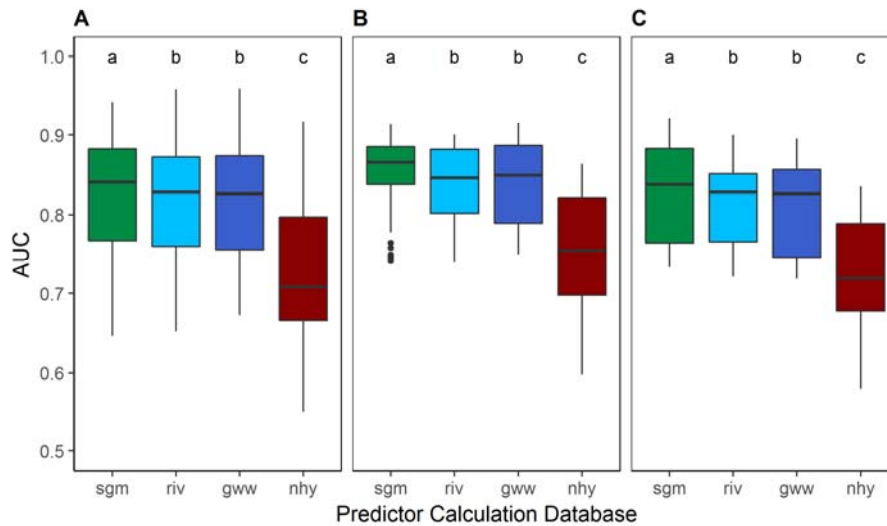


Abbildung 8: AUC Werte (Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve) der Habitatmodellierung für Stromtalpflanzen mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), bzw. ohne hydrologische Prädiktoren (nhy). (A) Ergebnisse für alle 23 Zielarten, (B) Ergebnisse für stark gefährdete und gefährdete Arten auf der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008), sowie (C) für Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001). Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den hydrologischen Prädiktorkalkulationsdatenbanken (predictor calculation databases, $p < 0.05$) (Gattringer*, Maier* et al. 2018, eingereicht bei Ecohydrology).

AP2: Räumlich explizite Habitatmodellierung für Auenwiesenarten

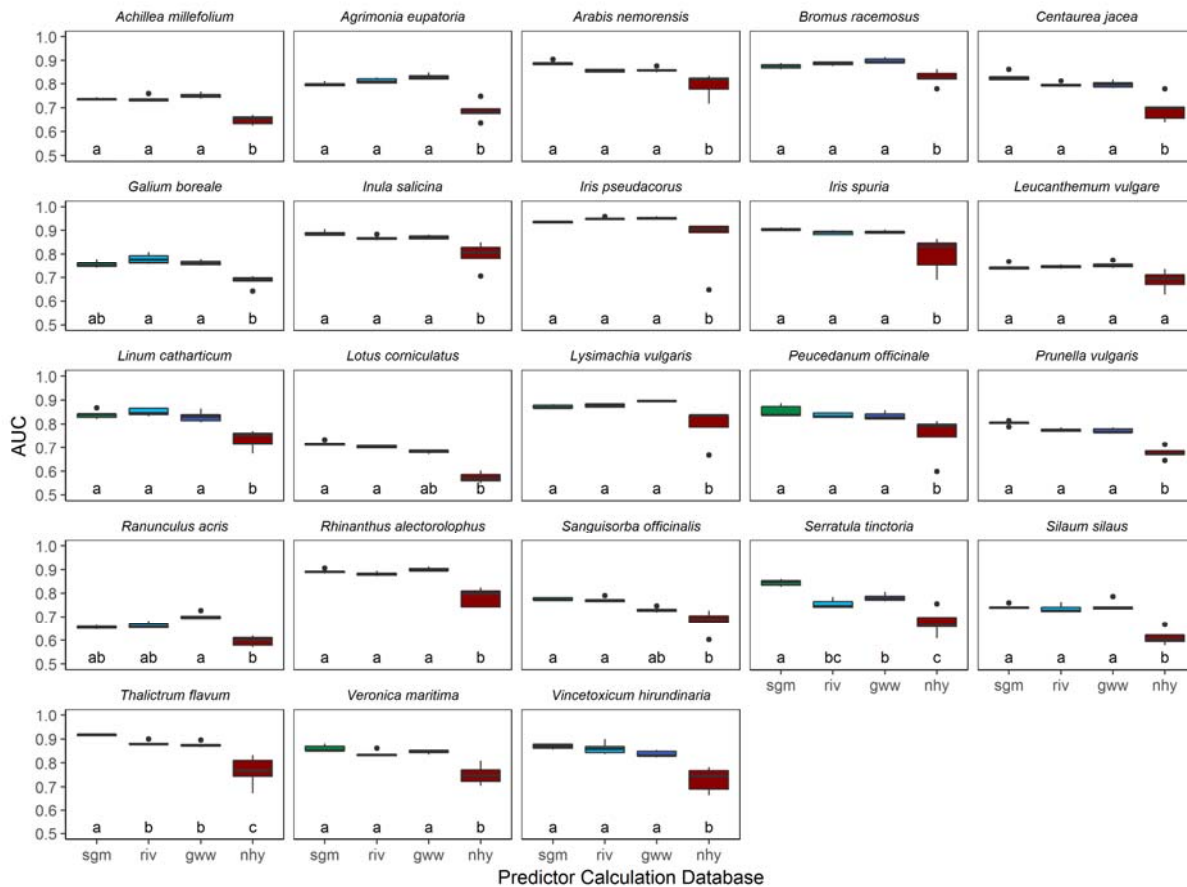


Abbildung 9: AUC Werte (Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve) der Habitatmodellierung für Stromtalpflanzen mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), bzw. ohne hydrologische Prädiktoren (nhy). Ergebnisse für alle 23 Zielarten separat. Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den hydrologischen Prädiktorkalkulationsdatenbanken (predictor calculation databases, $p < 0.05$) (Gattringer*, Maier* et al. 2018, eingereicht bei Ecohydrology).

Anzahl der Prädiktoren in der Habitatmodellierung

In der Habitatmodellierung wurde eine Vielzahl an hydrologischen, meteorologischen und morphologischen Prädiktoren getestet. Um die Modellierung möglichst einfach zu halten und damit z. B. auch die Rechenzeiten zu verringern, wurden die ursprünglich 95 Prädiktoren auf die besten 19 Prädiktoren reduziert. Mit Prädiktorensätzen aus diesen 19 Prädiktoren konnten die meisten der Zielarten gut modelliert werden. Eine weitere Einschränkung der Prädiktorenanzahl verringerte die Modellqualität für viele Arten und wurde deshalb nicht durchgeführt. Um die bestmöglichen Ergebnisse der Habitatmodellierung zu erhalten wurden Ensemblemodelle der sieben besten Prädiktorensätze pro Art erstellt.

Die relative Häufigkeit der verwendeten Prädiktoren zeigt, dass viele Prädiktoren in einer großen Anzahl an Modellen verwendet werden (Abbildung 10). Die wichtigsten hydrologischen Variablen sind PH01 (Standardabweichung des Grundwasserstandes) und PH08 (Summe der Tage mit einem Grundwasserstand höher als 2,5 m unterhalb der Geländeoberkante). Die drei am seltensten verwendeten Prädiktoren sind PH12, PH13 (Indikatoren für Trockenheit) und PH15 (Indikator für

AP2: Räumlich explizite Habitatmodellierung für Auenwiesenarten

Feuchte). Sogar der am seltenste verwendete Prädiktor PH15 kommt in 7% der Modelle vor und ist u. a. für die Modellierung von 5 Zielarten (davon 1 Stromtalpflanze im engeren Sinn nach Burkart (2001) (*Arabis nemorensis*) und 3 Rote Liste Arten in Hessen (Hemm et al. 2008) (*Arabis nemorensis*, *Bromus racemosus*, *Iris spuria*)) ein wichtiger Parameter und ist deshalb unter den 19 besten Prädiktoren zu finden.

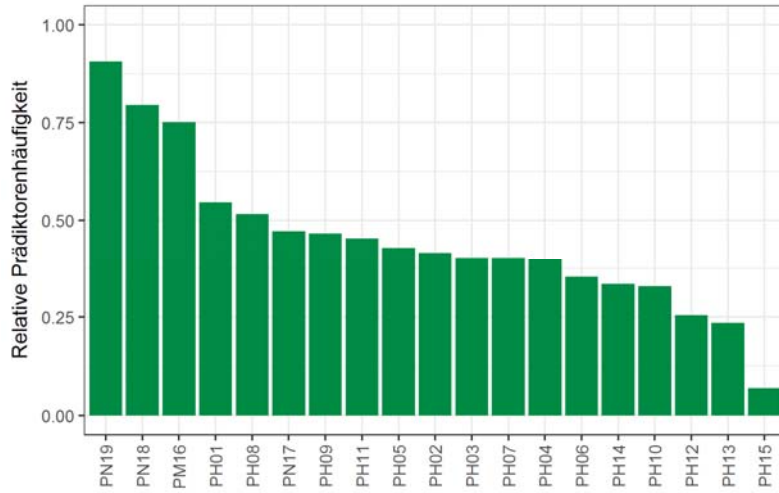


Abbildung 10: Relative Häufigkeit der verwendeten Prädiktoren für alle Modellläufe des Habitatmodells. Abkürzungen der Prädiktoren in Tabelle 4.

AP3: TESTUNG UND ANWENDUNG DES MODELLS ALS PROGNOSEWERKZEUG

Validierung der Relevanz hydrologischer Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell

Um die Wichtigkeit der hydrologischen Prädiktoren und deren Herleitung aus zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Simulationen für die Habitatmodellierung aufzuzeigen, wurde getestet welche Ergebnisse die Habitatmodellierung gänzlich ohne hydrologische Variablen bringt. Außerdem wurden weitere Varianten von hydrologischen Prädiktoren getestet. Insgesamt wurden drei weitere Datensätze an Prädiktoren erstellt und mit den hydrologischen Prädiktoren, die aus dem hydrologischen Modell abgeleitet wurden (im Folgenden abgekürzt durch *sgm*) verglichen. Der Modellaufbau des Habitatmodells ist in allen vier Fällen identisch und entspricht dem, der in dem Kapitel *Ensemblemodelle aus bivariaten Modellen (ESM-Strategie-Habitatmodelle)* beschrieben wurde:

- 1) Zur Beurteilung der generellen Relevanz von den hydrologischen Prädiktoren wurde in einem Datensatz nur die meteorologischen und morphologischen Prädiktoren verwendet (Abkürzung **nhy**).
- 2) Die hydrologischen Prädiktoren wurden aus den vorhandenen **Grundwasserdaten** hergeleitet (Abkürzung **gww**). Hierfür wurden die wöchentlich beobachteten Daten auf tägliche Daten linear interpoliert. Die Interpolation auf die Stellen mit Vegetationsaufnahmen wurde über ein Kriging-Verfahren durchgeführt, und die entsprechenden Prädiktoren berechnet. Neben den hydrologischen Prädiktoren wurden dieselben morphologischen und meteorologischen Prädiktoren verwendet.
- 3) Die hydrologischen Prädiktoren wurden aus Simulationen des **Rheinwasserstandes** des flusshydrologischen Webdienstes FLYS der Bundesanstalt für Gewässerschutz hergeleitet (Abkürzung **riv**). Der Wasserstand wurde auf die Stellen mit Vegetationsaufnahmen über ein Kriging-Verfahren interpoliert und die entsprechenden hydrologischen Prädiktoren berechnet. Neben den hydrologischen Prädiktoren wurden dieselben morphologischen und meteorologischen Prädiktoren verwendet.

Die dabei erzielten Ergebnisse des Habitatmodells wurden mit linearen gemischten Modellen (alle Arten gemeinsam, Art als Zufallsfaktor) bzw. ANOVAs (für jede Zielart einzeln) analysiert. Es zeigte sich deutlich, dass die Habitatmodelle mit hydrologischen Prädiktoren signifikant bessere Evaluationswerte erzielen als Modelle ohne hydrologische Variablen (*nhy*, $p < 0,001$, Abbildung 8A). Die hydrologischen Prädiktoren aus dem hydrologischen Modell (*sgm*) zeigen zusätzlich signifikant bessere Modellgüte (d. h. AUC) als die beiden anderen Möglichkeiten (*riv* und *gww*, Abbildung 8A). Die Habitatmodellgüte unterschied sich auch signifikant für stark gefährdete und gefährdete Arten auf der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008) sowie für Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001): für beide Artengruppen liefern Modelle mit hydrologischen Prädiktoren aus dem hydrologischen Modell die signifikant besten Ergebnisse (Abbildung 8B-C).

Ein Artikel über den integrierten Aufbau und die Ergebnisse der Habitatmodellierung sowie der Validierung im Vergleich mit anderen Eingangsdaten zur Ableitung der hydrologischen Prädiktoren wurde bei der internationalen Zeitschrift *Ecohydrology* zur Veröffentlichung eingereicht:

Gattringer, J.P., N. Maier*, L. Breuer, A. Otte, T.W. Donath, P. Kraft & S. Harvolk-Schöning, eingereicht: Modeling of rare flood meadow species distribution by a combined habitat-surface water-groundwater model. Eingereicht bei Ecohydrology.*

* Beide Autoren trugen gleichermaßen zum Artikel bei und sind daher gleichberechtigt als Erstautor zu betrachten

Kreuzvalidierung des Modells im Projektgebiet

Durch die Verwendung des BIOMOD Frameworks (Thuiller et al. 2009) wird bei jedem Modell-durchlauf eine interne Kreuzvalidierung mit einem Datasplit von 80:20 (80% der Daten werden für die Erstellung des Modells genutzt, 20% für die Validierung) durchgeführt. Dadurch werden AUC-Werte als Maß der Modellgüte berechnet (siehe auch Kapitel *Validierung der Relevanz hydrologischer Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell*, sowie Abbildung 8).

Zusätzlich wurde eine externe Kreuzvalidierung nach Heikkinen et al. (2012) durchgeführt um die Übertragbarkeit der Modellergebnisse auf neue Gebiete zu analysieren. Dafür wird der Gesamtdatensatz in zwei räumlich unabhängige Teildatensätze geteilt und die Modellerstellung anhand des einen (z. B. westlichen) Teildatensatzes und die Validierung mit Hilfe des Anderen (z. B. östlichen) durchgeführt. Der Gesamtdatensatz wurde dafür jeweils folgenderweise geteilt: westlich-östlich, östlich-westlich, nördlich-südlich, südlich-nördlich, Rezentau-Altau, Altaue-Rezentau, Kühkopf-Knoblochsau, Knoblochsau-Kühkopf.

Im Vergleich der internen mit der externen Kreuzvalidierung (Abbildung 11) wird sichtbar, dass die Modellergebnisse durchaus räumlich übertragbar sind. Arten, die eine gute Modellgüte in der internen Kreuzvalidierung zeigen, lieferten auch sehr ähnliche Ergebnisse für die externe Kreuzvalidierung. Zudem bestätigen die Ergebnisse der externen Kreuzvalidierung die signifikanten Unterschiede zwischen den Datensätzen zur Kalkulation der Prädiktoren (Abbildung 12): Die Eingangsdaten aus dem hydrologischen Modell (sgm) liefern signifikant bessere Modellergebnisse für die Modellierung der Zielarten als die Modelle, die auf den anderen zwei Datensätzen basieren.

AP3: Testung und Anwendung des Modells als Prognosewerkzeug

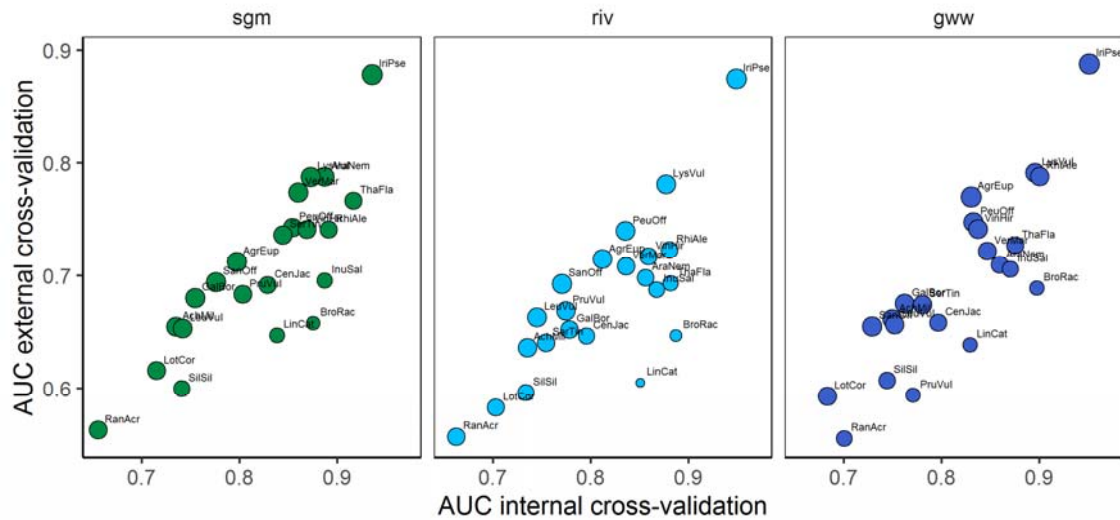


Abbildung 11: Vergleich der internen und externen Kreuzvalidierung auf Basis des AUC für Habitatmodelle mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), und aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv). Ergebnisse für alle 23 Zielarten; Größere Punkte bedeuten eine bessere Übertragbarkeit der Modellergebnisse (berechnet nach Heikkinen et al. 2012).

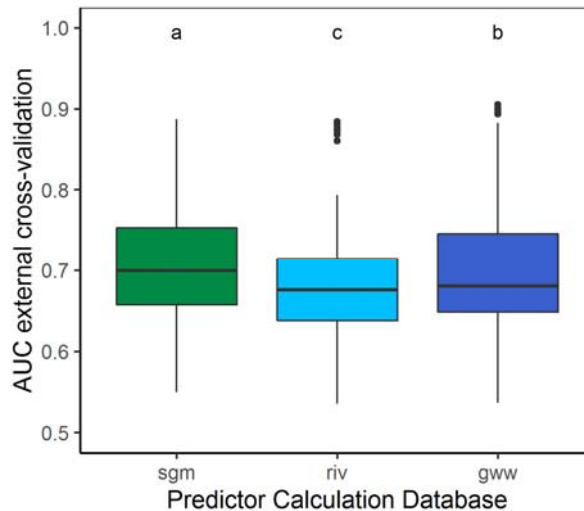


Abbildung 12: AUC Werte (Fläche unter der Receiver-Operating-Characteristic-Kurve) der externen Kreuzvalidierung für die Habitatmodellierung für Stromtalpflanzen mit hydrologischen Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell (AP1, sgm), aus gemessenen Grundwasserdaten (gww), und aus Simulationen des Rheinwasserstandes (riv). Ergebnisse für alle 23 Zielarten; Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den hydrologischen Prädiktorkalkulationsdatenbanken (predictor calculation databases, $p < 0.05$).

Testung des Modells als Prognosewerkzeug in der Ringfurther Elbaue

Für die ursprünglich geplante Modelltestung in dem Gebiet der DBU-Naturerbefläche Ringfurther Elbaue wurde versucht hydrologische bzw. vegetationsökologische Daten zu beschaffen. Grundwassermessstellen sind im Bereich der Ringfurther Elbaue nur sehr wenige vorhanden. Auf der östlichen Seite der Elbe befinden sich fünf Messstellen in der Nähe des angrenzenden Ortes Elbeparey (Entfernung zur Elbe ca. 2,5 km). Auf der westlichen Seite der Elbe sind keine aktuell betriebenen Messstellen in der Nähe der Aue vorhanden. Erste Messstellen lassen sich im Bereich der Ortschaft Tangerhütte finden, mit einer Entfernung zur Elbaue von ca. 10 km. In der Aue selbst sind keine Grundwassermessstellen vorhanden. Dies bietet keine ausreichende Grundlage um ein hydrologisches Modell, das auf den Grundwasserstand fokussiert, zu erstellen und zu kalibrieren.

Flussaufwärts des Gebietes befindet sich der Elbe-Pegel Rogätz (ca. 15 km), sowie flussabwärts in Tangermünde (ca. 22 km). Wasserstände für die Elbe im Bereich der Ringfurther Elbaue ließen sich auf Grundlage dieser beiden Pegel interpolieren.

Topografische Grunddaten wie ein Digitales Geländemodell sind beim Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt in entsprechender Qualität erhältlich.

Eine flächendeckende Landnutzungskartierung (Luftbildinterpretation) aus dem Jahr 2009 ist beim Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt erhältlich. Diese ebenfalls essentiellen Informationen sind zwar nicht optimal, aber vermutlich brauchbar.

Räumlich verortete Informationen zu einzelnen Arten, wie es für die Modellierung zwingend notwendig ist, gibt es nicht. Sowohl beim Landesamt für Umweltschutz, wie auch bei dem im Projektgebiet zur Planung des FFH-Managementplans tätigen Ökologiebüros RANA sind solche Daten nicht verfügbar. Es gibt lediglich halbquantitative Artenlisten, mit der Einschätzung nach selten und häufig, für Biotop-Polygone. Da die Polygongröße mit 0,5–32 ha jedoch sehr groß ist, ist eine Punktverortung der Arteninformationen daraus nicht möglich. Auch andere WissenschaftlerInnen, die in der betreffenden Region entlang der Elbe im Grünland forschen, wurden angefragt und konnten keine Hinweise auf bestehende Vegetationsdaten geben.

Die ursprünglich geplante Überprüfung der Anwendbarkeit des Prognosewerkzeuges auf den Flächen der Ringfurther Elbaue ist daher nicht möglich. Für dieses Gebiet fehlen mehrere essentielle Datengrundlagen, ohne die weder die hydrologische Modellierung noch die Habitatmodellierung erstellt werden können (Tabelle 5).

Tabelle 5: Übersicht über die Datenverfügbarkeit von Modelleingangsdaten für das geplante Testgebiet Ringfurther Elbaue.

Datentyp	Status
hydrologische Grunddaten: Pegel an der Elbe	vorhanden
hydrologische Grunddaten: Grundwassermessstellen	sehr wenige vorhanden
topografische Grunddaten: Orthofotos & Digitales Gelände Modell	vorhanden
flächendeckende Landnutzungsinformationen	vorhanden
punktverortete Informationen zum Vorkommen von Zielarten	nicht vorhanden

Anwendung des Habitatmodells als Prognosewerkzeug im Projektgebiet

Räumliche explizite Projektion der Habitateignung der Zielarten

Basierend auf der Habitatmodellierung aus AP2 können geografische Projektionen der Habitateignung der modellierten Zielarten für das gesamte Gebiet erstellt werden. Ausgehend von den modellierten räumlich expliziten Vorkommenswahrscheinlichkeiten der relevanten Arten kann in weiterer Folge abgeschätzt werden, wo eine zukünftige Renaturierung voraussichtlich erfolgreich verlaufen wird. Dies sind jene Bereiche, in denen die Standortbedingungen am ehesten den Habitatanforderungen der Arten entsprechen (Guisan et al. 2013). Im Rahmen des Projekts wurden solche Projektionen für die 23 Zielarten unter Verwendung des R-Pakets *ecospat* (Di Cola et al. 2017) generiert. Beispielhaft ist in Abbildung 13 die Habitateignung für die Zielart *Sanguisorba officinalis* gezeigt. Karten aller 23 Zielarten sind im Anhang (A19) zu finden.

Sanguisorba officinalis

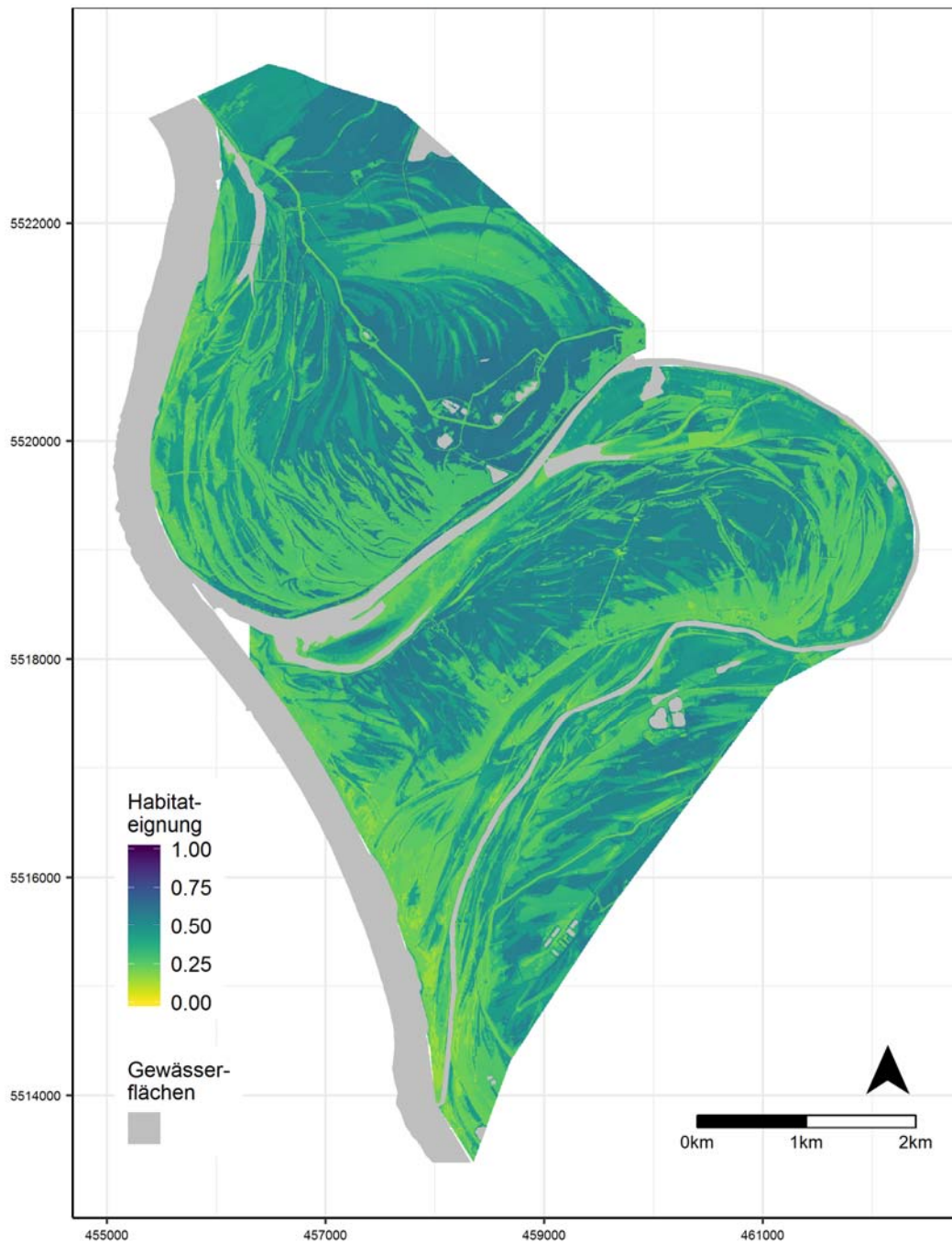


Abbildung 13: Räumliche explizite Projektion der Habitataignung; Beispielhaft für die Zielart *Sanguisorba officinalis*.

Aggregation der Habitateignung der Einzelarten zu Artengruppen

Wie im Kapitel *Auswahl der Zielarten* bereits erläutert, konnten keine Artengruppen anhand einer pflanzensoziologischen Einteilung der Arten vorgenommen werden. Da Renaturierungsmaßnahmen in der Regel v. a. die seltenen und gefährdeten Arten (Rote Liste Status in Hessen, Hemm et al. 2008) bzw. die typischen Stromtalpflanzen (Stromtalpflanze im engeren Sinn nach Burkart 2001) fördern möchten, wurden Gruppen anhand dieser zwei Kriterien erstellt. Diese zwei Gruppen zeigten auch in der Analyse der Habitatmodellierung gute Ergebnisse (Kapitel *Validierung der Relevanz hydrologischer Prädiktoren aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell*). Die Projektionen der Habitateignung wurden mithilfe des gewichteten Mittelwertes aggregiert (Abbildung 14; Anhang A19). Generell ist die Aggregation der Einzelarten zu Artengruppen aufgrund der ökologischen Heterogenität der Arten wahrscheinlich eher mit Vorsicht zu interpretieren (Burkart 2001). Es kann allerdings durchaus sinnvoll sein, die Artengruppen auf Basis des Artenvorkommens der Spenderflächen zu bilden und die Habitateignung dafür zu berechnen.

Zusätzlich wurden für die beiden Gruppen Karten mit der Anzahl der Zielarten mit einer Habitateignung $> 0,4$ erstellt (Abbildung 15). Gebiete mit einer hohen Habitateignung ($> 0,4$) für viele Zielarten sind so sichtbar. Diese Karten sind der Aggregation mittels gewichteten Mittelwertes sehr ähnlich.

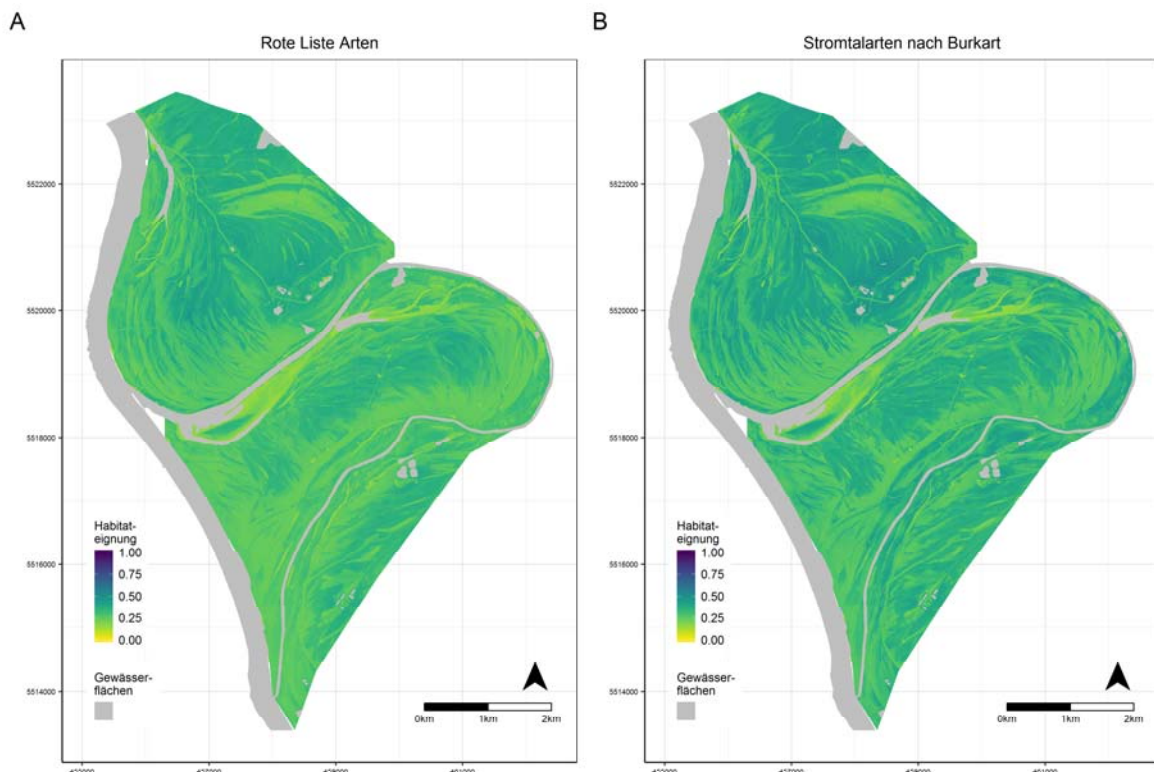


Abbildung 14: Räumliche explizite Projektion der Habitateignung aggregiert für (A) stark gefährdete und gefährdete Arten der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008), und für (B) Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001).

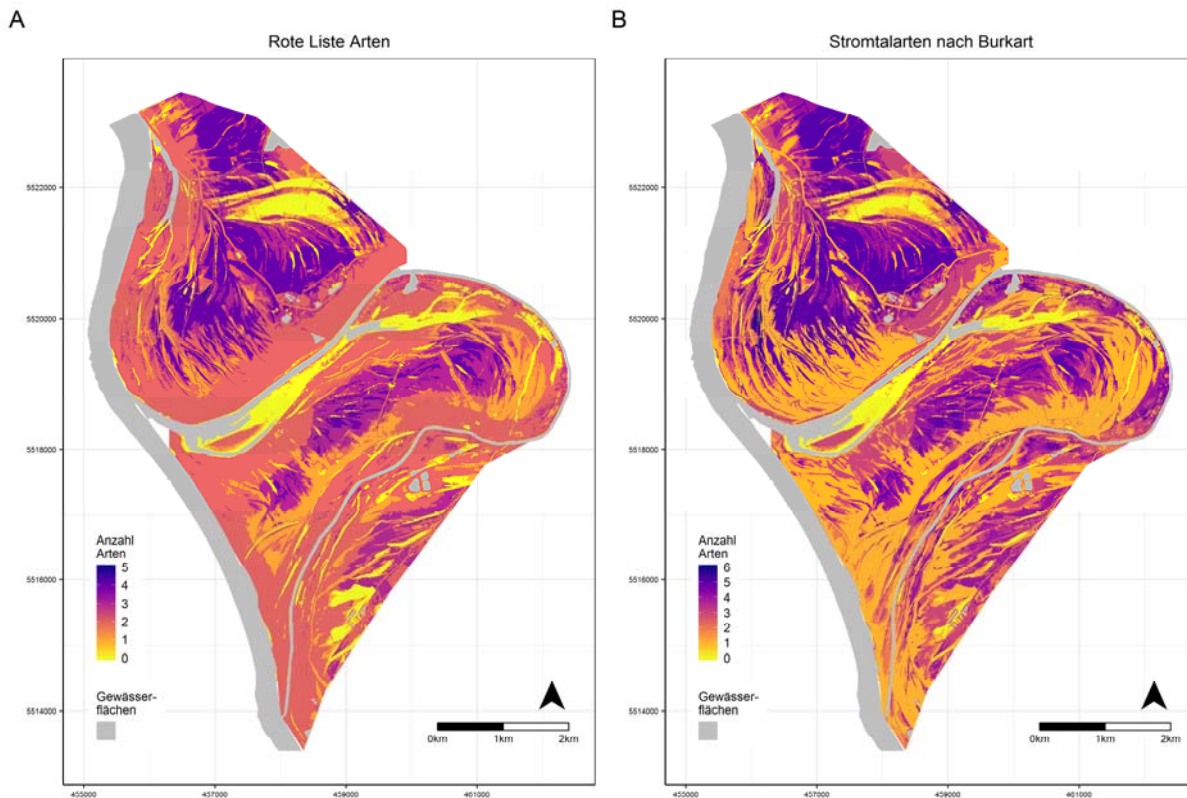


Abbildung 15: Darstellung der Anzahl der Zielarten mit einer Habitateignung > 0,4 für (A) stark gefährdete und gefährdete Arten der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008), und für (B) Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001).

Räumlich explizite Projektion der zukünftigen Habitateignung

Bei der Projektion der zukünftigen Habitateignung sollten zwei sich in der Zukunft verändernde Aspekte berücksichtigt werden: klimatische Veränderungen (Klimawandel) und Landnutzungsänderungen. Beide Einflussfaktoren können zu Änderungen des Wasserhaushalts in der Aue führen, bzw. sich gegenseitig beeinflussen (Betts 2005; Cramer et al. 2001).

Das hydrologische Modell, das in AP1 entwickelt wurde, ist in der Lage beide dieser Effekte zu integrieren und damit Wasserstände in der Aue für die Zukunft zu prognostizieren. Basierend auf den Ergebnissen erster Studien zum Einfluss des Klimawandels auf die Überflutungsdauer in der Aue (Kapitel *Zukunftsprojektionen* und (Maier et al. 2018)) wurden die Effekte des Klimawandels auf die Habitateignung in dem Projektgebiet untersucht. Der Fokus lag auf acht seltenen und gefährdeten Arten (*Arabis nemorensis*, *Bromus racemosus*, *Inula salicina*, *Lysimachia vulgaris*, *Peucedanum officinale*, *Veronica maritima*, *Rhinanthus alectorolophus* and *Serratula tinctoria*) und deren Habitateignung in den Jahren 2050 und 2100. Auf die gleiche Weise können in weiteren Studien auch die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen untersucht werden.

In anderen Studien (Dobler et al. 2012; Kay et al. 2009; Prudhomme & Davies 2009) und in den genannten vorangegangenen Studien im Gebiet der Knoblochsaue zu den Auswirkungen des Klimawandels wurden festgestellt, dass die Klimamodelle für die größte Varianz zwischen den Ergebnissen verantwortlich sind. Daher wurden für die Prognosen 15 verschiedene Klimamodelle verwendet um eine möglichst große Spanne der Auswirkungen des Klimawandels abzudecken. Hierfür wurden auf Europa bezogene Klimaprojektionen des Projektes EURO-CORDEX-11 (11° Auflösung) für die beiden RCPs 4.5 und 8.5 verwendet. Der Mittelwert der Habitateignung unter den unterschiedlichen Klimamodellen wurde ermittelt, sofern die Abweichungen zwischen den Klimamodellen nicht mehr als 25% betragen (Abbildung 15).

Es zeigen sich hier deutliche Unterschiede in der projizierten Habitateignung, sowohl zwischen den Arten als auch zwischen den Jahren und RCPs (zum Beispiel *Bromus racemosus*). Tendenziell deutet sich eher eine Abnahme der Habitateignung im Vergleich zum Jahr 2016 an.

AP3: Testung und Anwendung des Modells als Prognosewerkzeug

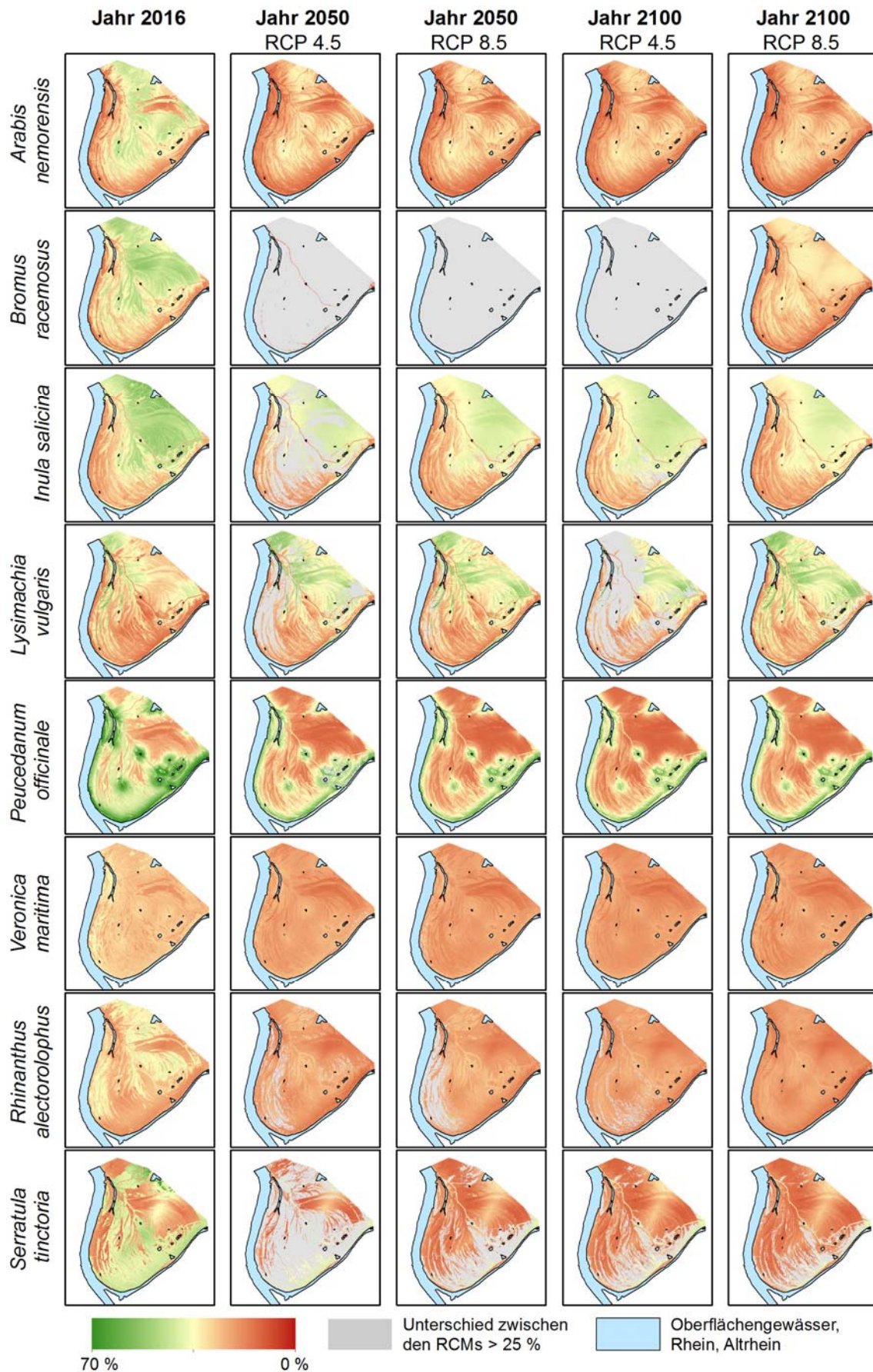


Abbildung 16: Projizierte Habitataignung (in Prozent) für ausgewählte gefährdete und seltene Zielarten für die Jahre 2016, 2050 (RCP 4.5 und RCP 8.5) und 2100 (RCP 4.5 und RCP 8.5). Bereiche mit einer Spanne von mehr als 25% zwischen den RCMs sind grau eingefärbt. Gewässer sind blau dargestellt.

FAZIT

Die heterogenen Eigenschaften und Habitatanforderungen der Stromtalarten erfordern eine komplexe Modellierung. Mit dem Ansatz einer Integration von räumlich und zeitlich hoch aufgelösten hydrologischen Daten in die Habitatmodellierung konnten gute Modellergebnisse in dem Untersuchungsgebiet erzielt werden. Insbesondere seltene und gefährdete Stromtalarten konnten mit hoher Präzision modelliert werden und hoben sich signifikant von anderen Berechnungsmethoden ab. Die Erzeugung hydrologischer Prädiktoren aus einem hydrologischen Modell mit einer angemessenen Darstellung der natürlichen Bedingungen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung einschließlich verschiedener Komponenten (Klimabedingungen, Bodeneigenschaften, Oberflächenwasserverteilung, Oberflächenwasser-Grundwasser-Wechselwirkung und Grundwasser) scheint daher ein guter Weg zu sein, um wertvolle Vorhersagen über mögliche Habitate zu treffen.

Das Modell wurde für das Projektgebiet Kühkopf-Knoblochsau entwickelt und in diesem auch intern sowie extern validiert. Diese Validierung des Modelles zeigte eine räumliche Übertragbarkeit der Modellergebnisse innerhalb des Projektgebietes. Eine Validierung des Modells in einem anderen Gebiet (z. B. einer Aue an der Elbe) konnte, aufgrund mangelnder Daten, jedoch nicht durchgeführt werden. Die minimalen Anforderungen an Daten, die für diesen Modellansatz benötigt werden, sind in Tabelle 6 dargestellt. Eine bedenkenlose Übertragung in andere Auengebiete wird aktuell noch kritisch angesehen, da Auen eine unterschiedliche Morphologie, unterschiedliche Bodeneigenschaften und dadurch sich unterschiedlich verhaltende Grundwassersysteme besitzen. Es ist daher durchaus möglich, dass in anderen Auengebieten andere hydrologische Prädiktoren für das Artenvorkommen einen höheren Erklärungswert besitzen als die 15 in diesem Projektgebiet identifizierten. Ebenso ist zu bedenken, dass die Artenzusammensetzung von Stromtalwiesen unterschiedlicher Flüsse sich zwar ähnelt, aber jedes Flusssystem in der Regel ein eigenes Set an Stromtalpflanzen beherbergt (Burkart 2001). Eventuell kann dadurch das Vorkommen spezifischer Arten nicht vorhergesagt werden, da das Habitatmodell nicht auf diese Arten angepasst wurde. Daher sollte die Forschung auf diesem Gebiet weiter vorangetrieben werden, um so die Möglichkeiten des integrierten Prognosewerkzeugs noch weiter zu testen.

Tabelle 6: Liste mit Minimalanforderungen an Daten für das integrierte Modell als Prognosewerkzeug

Information	Beschreibung	Modell
Oberflächengewässer	Wasserstand oder Abflussdaten (mit entsprechender Abflusskurve) des angrenzenden Flusses, möglichst in der Nähe des Untersuchungsgebietes	Hydrologisches Modell
Grundwasser	Grundwasserdaten (mind. wöchentliche Daten) über einen Zeitraum von mind. 5 Jahren zur Kalibrierung und Validierung des Modelles	Hydrologisches Modell
Digitales Höhenmodell	Mindestens mit Auflösung 5x5 m, besser 1x1 m	Hydrologisches Modell, Habitatmodell
Meteorologische Daten	Mindestens Niederschlag und Temperatur	Hydrologisches Modell
Landnutzungsinformation	Zur Berechnung der Distanz zu Gewässerflächen	Habitatmodell
Vegetationsdaten	Presence-Absence-Informationen zu Zielarten, räumlich verortet (GPS oder besser: differentielles GPS), Mindestabstand zwischen den Aufnahmen 50 m, mind. 10 Presence pro Art	Habitatmodell
Hydrologische Variablen	Am besten aus einem hydrologischen Modell abgeleitet, mit gleicher Auflösung wie das Höhenmodell, die 16 hydrologischen Prädiktoren sind in Tabelle 4 zu finden	Habitatmodell

Anhand der Ergebnisse kann nicht nur die Eignung eines Gebietes für eine spezifische Art ermittelt werden, sondern auch, ob ein Gebiet für mehrere Arten geeignet ist. Gerade solche Flächen sind dann geeignete Empfängerflächen für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen von gefährdeten Arten. Nützlich für Naturschutzmaßnahmen ist neben der Vorhersage von aktuell potentiell renaturierbaren Gebieten auch die Einschätzung der Gebiete in Bezug auf ihre zukünftige Habitateignung für seltene und gefährdete Arten. Dadurch bietet sich die Möglichkeit, Maßnahmen nachhaltiger und noch effizienter zu gestalten. Der hier entwickelte Modellansatz bietet die Möglichkeit solche Flächen zu identifizieren, da verschiedene Szenarien (z. B. Klimawandel mit unterschiedlichen Klimamodellen) und deren Auswirkungen in die Modellschritte implementiert werden können, um dadurch die Artenvorkommen in der Zukunft unter den entsprechenden Szenarien zu prognostizieren. Insgesamt hat sich gezeigt, dass die methodischen Ansätze sowie wissenschaftlichen Erkenntnisse dieses Projektes einen wesentlichen Beitrag zum praktischen Naturschutz leisten können.

LITERATURVERZEICHNIS

- Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes & M. Smith, 1998: Crop evapotranspiration. Bd. 56. Rome.
- Beard, J. & D.P. Martin, 1970: Influence of Water Temperature on Submersion Tolerance of Four Grasses. *Agronomy Journal* 62: 257–259.
- Bergström, S., 1995: The HBV model. S. 443–476 in: Vijay P. Singh (Hrsg.), *Computer models of watershed hydrology*. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publications.
- Betts, A.R., 2005: Integrated approaches to climate-crop modelling: needs and challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360: 2049–2065.
- Beven, K. & A. Binley, 1992: The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes* 6: 279–298.
- Böger, K., 1991: Grünlandvegetation im Hessischen Ried. Pflanzensociologische Verhältnisse und Naturschutzkonzeption. (Grassland vegetation in the Hessian Ried. Plant sociology and nature conservation concept.). Frankfurt/Main: Botanische Vereinigung für Naturschutz in Hessen (BVNH).
- Breiner, F.T., A. Guisan, A. Bergamini & M.P. Nobis, 2015: Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1210–1218.
- Breiner, F.T., M.P. Nobis, A. Bergamini & A. Guisan, 2018: Optimizing ensembles of small models for predicting the distribution of species with few occurrences. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 802–808.
- Brunotte, E., E. Dister, D. Günther-Diringer, U. Koenzen & D. Mehl, 2009: Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes (Floodplains in Germany. Recording and evaluation of floodplain conditions). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87: 1–141.
- Burkart, M., 2001: River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. *Global Ecology and Biogeography* 10: 449–468.
- Burmeier, S., R.L. Eckstein, A. Otte & T.W. Donath, 2011: Spatially-restricted plant material application creates colonization initials for flood-meadow restoration. *Biological Conservation* 144: 212–219.
- Cramer, W., A. Bondeau, F.I. Woodward, I.C. Prentice, R.A. Betts, V. Brovkin, P.M. Cox, V. Fisher, J.A. Foley, A.D. Friend, C. Kucharik, M.R. Lomas, N. Ramankutty, S. Sitch, B. Smith, A. White & C. Young-Molling, 2001: Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology* 7: 357–373.
- Di Cola, V., O. Broennimann, B. Petitpierre, F.T. Breiner, M. D’Amen, C. Randin, R. Engler, J. Pottier, D. Pio, A. Dubuis, L. Pellissier, R.G. Mateo, W. Hordijk, N. Salamin & A. Guisan, 2017: ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography* 40: 774–787.
- Dobler, C., S. Hagemann, R.L. Wilby & J. Stötter, 2012: Quantifying different sources of uncertainty in hydrological projections in an Alpine watershed. *Hydrology and Earth System Sciences* 16: 4343–4360.
- Dokulil, M., 2014: Impact of climate warming on European inland waters. *Inland Waters* 4: 27–40.
- Donath, T.W., S. Bissels, N. Hölzel & A. Otte, 2007: Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* 138: 224–234.
- Donath, T.W., N. Hölzel & A. Otte, 2003: The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science* 6: 13–22.
- Dormann, C.F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J.R.G. Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P.J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P.E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A.K. Skidmore, D. Zurell & S. Lautenbach, 2013: Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27–46.
- Dormann, C.F., J.M. McPherson, M.B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R.G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. Daniel Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P.R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F.M. Schurr & R. Wil-

Literaturverzeichnis

- son, 2007: Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609–628.
- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen, 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (Indicator values of plants in Central Europe). Göttingen: Goltze.
- Finck, P., S. Heinze, U. Raths, U. Riecken & A. Ssymyank, 2017: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung. (Red list of threatened habitat types in Germany. Third updated version). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 1–460.
- Gattringer, J.P., T.W. Donath, R.L. Eckstein, K. Ludewig, A. Otte & S. Harvolk-Schöning, 2017: Flooding tolerance of four floodplain meadow species depends on age. *PLoS ONE* 12: e0176869.
- Gattringer, J.P., K. Ludewig, S. Harvolk-Schöning, T.W. Donath & A. Otte, 2018: Interaction between depth and duration matters: flooding tolerance of 12 floodplain meadow species. *Plant Ecology* 219: 973–984.
- Goovaerts, P., 1997: Geostatistics for natural resources evaluation. New York: Oxford Univ. Press.
- Guisan, A., W. Thuiller & N.E. Zimmermann, 2017: Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R. Cambridge: Cambridge University Press.
- Guisan, A., R. Tingley, J.B. Baumgartner, I. Naujokaitis-Lewis, P.R. Sutcliffe, A.I.T. Tulloch, T.J. Regan, L. Brotons, E. McDonald-Madden, C. Mantyka-Pringle, T.G. Martin, J.R. Rhodes, R. Maggini, S.A. Setterfield, J. Elith, M.W. Schwartz, B.A. Wintle, O. Broennimann, M. Austin, S. Ferrier, M.R. Kearney, H.P. Possingham & Y.M. Buckley, 2013: Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16: 1424–1435.
- Heikkinen, R.K., M. Marmion & M. Luoto, 2012: Does the interpolation accuracy of species distribution models come at the expense of transferability? *Ecography* 35: 276–288.
- Hemm, K., A. Frede, R. Kubosch, D. Mahn, S. Nawrath, M. Uebeler, U. Barth, T. Gregor, K.P. Buttler, R. Hand, R. Cezanne, S. Hodvina & S. Huck, 2008: Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Red list of fern and seed plants in Hesse). Wiesbaden: Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV).
- Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminée, 2001: TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.
- Hölzel, N., S. Bissels, T.W. Donath, K. Handke, M. Harnisch & A. Otte, 2006: Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. Ergebnisse eines E+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 31: 1–263.
- Hölzel, N. & A. Otte, 2001: The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 12: 209–218.
- Houska, T., P. Kraft, A. Chamorro-Chavez & L. Breuer, 2015: SPOTting Model Parameters Using a Ready-Made Python Package. *PloS one* 10: e0145180.
- Kay, A.L., H.N. Davies, V.A. Bell & R.G. Jones, 2009: Comparison of uncertainty sources for climate change impacts: flood frequency in England. *Climatic Change* 92: 41–63.
- Kiehl, K., A. Kirmer, T.W. Donath, L. Rasran & N. Hölzel, 2010: Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11: 285–299.
- Kraft, P., K.B. Vaché, H.-G. Frede & L. Breuer, 2011: CMF. *Environmental Modelling & Software* 26: 828–830.
- Leyer, I., 2002: Auengrünland der Mittel- und Niederelbe: vegetationskundliche und -ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, der Altaue und am Auenrand der Elbe ; mit 26 Tabellen. Berlin, Stuttgart: Cramer in der Gebrüder-Borntraeger-Verlag-Buchh.
- Leyer, I., 2005: Predicting plant species' responses to river regulation. *Journal of Applied Ecology* 42: 239–250.
- Lindström, G., B. Johansson, M. Persson, M. Gardelin & S. Bergström, 1997: Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of Hydrology* 201: 272–288.

Literaturverzeichnis

- Maier, N., L. Breuer, A. Chamorro, P. Kraft & T. Houska, 2018: Multi-Source Uncertainty Analysis in Simulating Floodplain Inundation under Climate Change. *Water* 10: 809.
- Maier, N., L. Breuer & P. Kraft, 2017: Prediction and uncertainty analysis of a parsimonious floodplain surface water-groundwater interaction model. *Water Resources Research* 53: 7678–7695.
- Maraun, D., F. Wetterhall, A.M. Ireson, R.E. Chandler, E.J. Kendon, M. Widmann, S. Brienen, H.W. Rust, T. Sauter, M. Themeßl, V.K.C. Venema, K.P. Chun, C.M. Goodess, R.G. Jones, C. Onof, M. Vrac & I. Thiele-Eich, 2010: Precipitation downscaling under climate change. *Reviews of Geophysics* 48: 219.
- Mathar, W., T. Kleinebecker, N. Hölzel & B. Collins, 2015: Environmental variation as a key process of co-existence in flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 26: 480–491.
- McKay, M.D., R.J. Beckman & W.J. Conover, 1979: Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output from a Computer Code. *Technometrics* 21: 239–245.
- Middelkoop, H., K. Daamen, D. Gellens, W. Grabs, J.C. Kwadijk, H. Lang, B.W. Parmet, B. Schädler, J. Schulla & K. Wilke, 2001: Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the Rhine basin. *Climatic change* 49: 105–128.
- Mosner, E., A. Weber, M. Carambia, E. Nilson, U. Schmitz, B. Zelle, T. Donath & P. Horchler, 2015: Climate change and floodplain vegetation—future prospects for riparian habitat availability along the Rhine River. *Ecological Engineering* 82: 493–511.
- Nagelkerke, N.J.D., 1991: A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78: 691–692.
- Prudhomme, C. & H. Davies, 2009: Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 2: future climate. *Climatic Change* 93: 197–222.
- R Core Team, 2017: R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Schmiede, R., A. Otte & T.W. Donath, 2012: Enhancing plant biodiversity in species-poor grassland through plant material transfer – the impact of sward disturbance. *Applied Vegetation Science* 15: 290–298.
- Schnittler, M. & K.-F. Günther, 1999: Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. *Biodiversity & Conservation* 8: 891–925.
- Schnittler, M. & G. Ludwig (Hrsg.), 1996: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands [Red list of threatened plants of Germany]. Bde. 1-28, Bd. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn-Bad Godesberg: Landwirtschaftsverlag.
- Singh, V. P., 1996: Kinematic wave modeling in water resources. New York: Wiley.
- Swets, J.A., 1988: Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science (New York, N.Y.)* 240: 1285–1293.
- Taylor, K.E., R.J. Stouffer & G.A. Meehl, 2012: An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bulletin of the American Meteorological Society* 93: 485–498.
- Themeßl, M.J., A. Gobiet & A. Leuprecht, 2011: Empirical-statistical downscaling and error correction of daily precipitation from regional climate models. *International Journal of Climatology* 31: 1530–1544.
- Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler & M.B. Araújo, 2009: BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369–373.
- Van Eck, W.H.J.M., H.M. Van De Steeg, C.W.P.M. Blom & H. De Kroon, 2004: Is tolerance to summer flooding correlated with distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. *Oikos* 107: 393–405.
- Vaughan, I.P. & S.J. Ormerod, 2005: The continuing challenges of testing species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 42: 720–730.

ANHANG

A1 Veröffentlichungen im Rahmen des Projekts

Gattringer, J.P., T.W. Donath, R.L. Eckstein, K. Ludewig, A. Otte & S. Harvolk-Schöning, 2017: Flooding tolerance of four floodplain meadow species depends on age. *PLoS ONE* 12: e0176869.

Maier, N., L. Breuer & P. Kraft, 2017: Prediction and uncertainty analysis of a parsimonious floodplain surface water-groundwater interaction model. *Water Resources Research* 53: 7678–7695.

Gattringer, J.P., K. Ludewig, S. Harvolk-Schöning, T.W. Donath & A. Otte, 2018: Interaction between depth and duration matters: flooding tolerance of 12 floodplain meadow species. *Plant Ecology* 219: 973–984.

Maier, N., L. Breuer, A. Chamorro, P. Kraft & T. Houska, 2018: Multi-Source Uncertainty Analysis in Simulating Floodplain Inundation under Climate Change. *Water* 10: 809.

Volk, X.K., J.P. Gattringer, A. Otte & S. Harvolk-Schöning, 2018: Connectivity analysis as a tool for assessing restoration success. *Landscape Ecology* 33: 371–387.

Gattringer, J.P.*, N. Maier*, L. Breuer, A. Otte, T.W. Donath, P. Kraft & S. Harvolk-Schöning, eingereicht: Modeling of rare flood meadow species distribution by a combined habitat-surface water-groundwater model. Eingereicht bei *Ecohydrology*.

* Beide Autoren trugen gleichermaßen zum Artikel bei und sind daher gleichberechtigt als Erstautor zu betrachten

Harvolk-Schöning, S., J.P. Gattringer, A. Otte, eingereicht: Floodplain meadow species' reaction to flooding and drought – it's a matter of timing and sequence. Eingereicht bei *Plant Biology*.

A2 Abschlussarbeiten im Rahmen des Projekts

- Xenia Volk, 2016: Quantifizierung der Konnektivität zwischen artenreichen Grünlandbeständen und der Ausbreitungswahrscheinlichkeit von *Iris spuria*, *Peucedanum officinale*, *Sanguisorba officinalis* und *Serratula tinctoria* auf den Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. Masterarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Julia Bleuel, 2017: Wechselwirkung zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser im Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsau. Bachelorarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Sarah Krempig, 2017: Vorversuche in Klimaschränken zum Einfluss von Überflutung auf die Keimung von Stromtalwiesenarten. Bachelorarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Jana Puschner, 2017: Gewächshausversuche zur Auswirkung von Überflutungen auf die Keimfähigkeit von Samen. Bachelorarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Sonja Zwitzers, 2017: Einfluss der Konnektivität von Populationen des Arznei-Haarstrangs auf die Besiedelung mit *Gortyna borelii*. Masterarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Sophia Beyer, 2018: Analyse der hydrologischen Gegebenheiten am Hessischen Oberrhein und deren Einfluss auf das Vorkommen von Stromtalwiesenarten. Masterarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Florian Bartsch, laufend: Einfluss hydrologischer Parameter auf das Vorkommen von Stromtalwiesenarten auf kürzlich renaturierten Flächen am Hessischen Oberrhein. Masterarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Jessika Tangel, laufend: Renaturierung von Stromtalwiesen – Untersuchung der Samenbank von kürzlich renaturierten Flächen. Bachelorarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen.

A3 Liste mit Beiträgen und Aktivitäten für das Projekt

Abstimmungsgespräche, 05.04.2015:

Abstimmungsgespräche im Projektgebiet fanden mit Ralf Baumgärtel (Revierförster und Leiter des Umweltbildungszentrums Schatzinsel Kühkopf) und Vertretern der lokalen Naturschutzverbände statt, um die Freilandarbeit im Schutzgebiet Kühkopf-Knoblochsau abzustimmen. Dabei wurde u. a. ein Augenmerk auf die zeitliche Anpassung der Vegetationskartierungen an Interessen des ornithologischen Artenschutzes (Brutzeiten von Greifvögeln und Bodenbrütern) gelegt. Im Anschluss an dieses Treffen wurde die beim Regierungspräsidium Darmstadt beantragte Erlaubnis für die Betretung der Grünflächen im Projektgebiet mit dem Bescheid vom 22. April 2015 für die gesamte Projektlaufzeit genehmigt.

Projekttreffen und Exkursion mit Projektpartnern, 28.05.2015:

An dem Projekttreffen am 28. Mai nahmen Vertreter der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Herr Dr. Stock und Herr Dr. Fuellhaas), Hessen Forst (Ralph Baumgärtel), Stadt Riedstadt (Matthias Harnisch) und die Bearbeiter des Projektes der Justus-Liebig-Universität Gießen (Nadine Maier, M.Sc., Prof. Dr. Lutz Breuer, Johannes P. Gattringer, Bakk. MSc, Dr. Sarah Harvolk-Schöning, Prof. Dr. Dr. Annette Otte) teil. Nach einer Führung durch das Umweltbildungszentrum „Schatzinsel Kühkopf“ wurden erfolgreich renaturierte Stromtalwiesenflächen aus vergangenen Projekten besucht und die Vorgehensweise des aktuellen Projektes präsentiert und diskutiert. Das Programm des Projekttreffens ist in Anhang (A4) zu finden.

6. Auenökologischer Workshop, 12.–13.03.2015 in Rastatt:

Posterpräsentation des Projektvorhabens mit den Titeln: „Integriertes Modell zur Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen: 1) Hydrologisches Modell“, und „Integriertes Modell zur Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen: 2) Ökologisches Habitatmodell“ (Anhang A5).

Summer School, 06.–10.07.2015 in Wien:

Teilnahme an einer Summer School zum Thema „Runoff Prediction in Ungauged Basins“ für das AP1.

Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 31.08.–04.09.2015 in Göttingen:

Posterpräsentation des Projektvorhabens mit dem Titel: „Spatially explicit forecasting tool for flood meadows restoration“ (Anhang A6).

8th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL), 30.09.–01.10.2015 in Gießen:

Posterpräsentation des Teilprojekts: „Experiment zur Überflutungstoleranz von ausgewählten Stromtalwiesenarten“ (Anhang A7).

Winter School, 03.01.–09.01.2016 in Venedig:

Teilnahme an einer Winter School zum Thema „Patterns of Vegetation in Water-Controlled Ecosystems“ für das AP2.

Doktorandenworkshop Hydrologische Modellierung, 23.07.–24.07.2016 in Berlin:

Vortrag des Teilprojekts: „Integriertes Modell zur Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen“.

Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 05.09.–09.09.2016 in Marburg:

Posterpräsentation des Teilprojekts: „Experiment zur Überflutungstoleranz von ausgewählten Stromtalwiesenarten“ (Anhang A8).

9th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL), 20.09.–21.09.2016 in Gießen:

Posterpräsentation des Teilprojekts: „Experiment zur Überflutungstoleranz von ausgewählten Stromtalwiesenarten“ (Anhang A9).

10th Annual Meeting of the Macroecology Working Group for the Ecological Society Germany, Austria & Switzerland, 19.04.–21.04.2017 in Wien:

Posterpräsentation des Projekts mit dem Titel: „Spatially explicit forecasting tool for flood meadow restoration“ (Anhang A10).

European Geoscience Union General Assembly, 23.04.–28.04.2017 in Wien:

Posterpräsentation des Teilprojekts: „Prediction and uncertainty analysis of surface and groundwater exchange in a Rhine floodplain in south-west Germany“ (Anhang A11).

7. Auenökologischer Workshop, 16.05.–17.05.2017 in Koblenz:

Präsentation des Projekts mit den Titeln: „Räumlich explizites Vorhersagetool zur optimierten Renaturierung von Auengrünland. Teil 1: Hydrologisches Modell“, und „Räumlich explizites Vorhersagetool zur optimierten Renaturierung von Auengrünland. Teil 2: Habitatmodell“ (Anhang A12).

Präsentation des Teilprojekts: „Konnektivitätsanalyse als Werkzeug zur Bewertung des Renaturierungserfolgs im Auengrünland“ (Anhang A13).

10th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL), 27.09.–28.09.2017 in Gießen:

Posterpräsentation des Projekts mit dem Titel: „Spatially explicit forecasting tool for flood meadow restoration“ (Anhang A14).

8. Auenökologischer Workshop, 20.03.–23.03.2018 in Gießen:

Präsentation des Projekts mit dem Titel: „Vorhersage von potentiellen Lebensräumen von Auen-
grünland“ (Anhang A15).

European Geoscience Union General Assembly, 09.04.–13.04.2018 in Wien:

Präsentation des Teilprojekts: „How does climate change affect the inundation characteristics of a floodplain? A case study to assess the cascade of uncertainty in modeling the impact of climate change on inundation characteristics“ (Anhang A16).

A4 Programm des Projekttreffens Exkursion mit Projektpartnern 28.5.2015

**Exkursion:
Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein
Do. 28. Mai 2015**



Zeitplan:

- | | |
|-------------|--|
| 09:00 | Abholung der DBU-Projektbetreuer (Herr Dr. Stock und Herr Dr. Fuellhaas) von Hotel „Bett und Frühstück“ |
| 09:30 | Treffpunkt im Umweltbildungszentrum Schatzinsel Kühkopf |
| 09:30–10:30 | Ausstellungsbesuch der Schatzinsel Kühkopf
schatzinsel-kuehkopf.hessen.de/ Ralph Baumgärtel (Hessen Forst) |
| 10:30–12:00 | Renaturierte Stromtalwiesen auf artenarmen, alten Grünlandflächen (vormals Ackerflächen), Matthias Harnisch (Stadt Riedstadt) |
| | Präsentation des Projekts „Entwicklung eines räumlich-expliziten Prognose-systems für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen“
Nadine Maier (AG Breuer) und Johannes Gattringer (AG Otte) |
| 12:00–13:30 | Mittagessen im Gasthaus Altrheinschänke in Erfelden |
| 13:30–14:00 | Fahrt zum Parkplatz am NSG Riedwiesen von Wächterstadt |
| 14:00–16:30 | Besuch der Stromtalwiesen beim NSG Riedwiesen von Wächterstadt
Renaturierte Wiesen auf artenarmen Grünlandflächen
Matthias Harnisch |
| 16:30 | Ende bzw. Fahrt zum Hotel „Bett und Frühstück“ |

Bei Fragen:

Johannes Gattringer: johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

A5 Poster, die auf dem 6. Auenökologischen Workshop vom 12.-13.03.2015 in Rastatt präsentiert wurden

**Integriertes Modell zur Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen:
1) Hydrologisches Modell**

Maier, N.¹; Gattringer, J.²; Breuer, L.¹; Kraft, P.¹
¹Justus-Liebig-Universität Gießen, (Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt)
²Justus-Liebig-Universität Gießen, (Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung)

1 Ziel des Projektes

- Zur Reaktivierung der Auen und Wiederherstellung der Retentions- und Habitatfunktion werden Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Diese können durch aktive Wiederansiedlung beschleunigt werden.
 - Aber: die reaktivierten Auenbereiche können Habitatfunktion nicht über alle Artengruppen hinweg in gleichem Maße erfüllen.
 - Eine große Bedeutung für die Ausbildung der Auenvegetation und daher für die Planung von Renaturierungsmaßnahmen haben die **hydrologischen Verhältnisse**. Sind aber auch schwierig zu erfassen, aufgrund ihrer Komplexität und Dynamik.
- **Ziel des Projektes: Entwicklung eines Werkzeuges, um Renaturierungsmaßnahmen auf Auengrünlandflächen effektiv und effizient durchzuführen.**

2 Gebiet



NSG „Kühkopf-Knoblochsau“

Auenbereich: ca. 100 km²

Hydrologische Verhältnisse:

- **Frühjahr:** mehrwöchige (-monatige) Überstauung tieferliegender Bereiche durch:
 - (1) direkte Überflutung (Rezentaue)
 - (2) aufsteigendes Grundwasser (Altaue)
- **Sommer:** durch Wassermangel geprägte Periode

3 Methoden

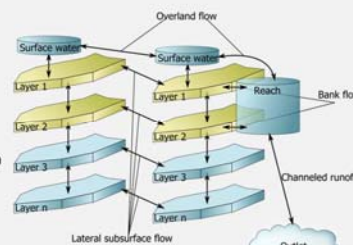
Hydrologischer Modellkasten CMF

(„Catchment Modelling Framework, Kraft et al. 2011)

► räumlich verteiltes, prozessorientiertes Modell

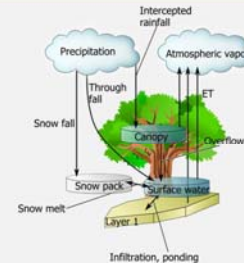
CMF eignet sich besonders, weil

- (1) ... das Modell an die zur Verfügung stehenden Modelleingangsdaten und Modellparameter angepasst werden kann.
- (2) ... die Struktur explizit für Modellkopplungen zu anderen Ökosystemmodellen konzipiert ist.



Prozesse innerhalb des Bodens:

- Laterale Wasserbewegung in der ungesättigte Bodenzone wird durch das Richards Modell abgebildet.
- Laterale Wasserbewegung in der gesättigte Bodenzone wird mit dem Darcy Ansatz modelliert.



Oberirdische Prozesse:

- Evaporation implementiert nach dem vereinfachten Penman-Monteith Modellansatz der FAO Richtlinie 56.
- Integration von Vegetationsparametern, die die Evapotranspiration und Wasseraufnahme und -verteilung im Boden bedingen.

4 Ausblick / Projektverlauf



Integriertes Modell zur Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen: 2) Ökologisches Habitatmodell

Gattringer, J. P. ¹; Maier, N. ²; Donath, T.W. ^{1,3}; Otte, A. ¹; Harvolk, S. ¹
¹Justus-Liebig-Universität Gießen, (Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung)
²Justus-Liebig-Universität Gießen, (Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt)
³Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (Institut für Natur- und Ressourcenschutz)

1 Ziel des Projektes

- Zur Reaktivierung der Auen und Wiederherstellung der Retentions- und Habitatfunktion werden Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Diese können durch aktive Wiederansiedlung beschleunigt werden.
 - Aber: die reaktivierten Auenbereichen können Habitatfunktion nicht über alle Artengruppen hinweg in gleichem Maße erfüllen.
 - Eine große Bedeutung für die Ausbildung der Auenvegetation und daher für die Planung von Renaturierungsmaßnahmen haben die **hydrologischenVerhältnisse**.
- **Ziel des Projektes: Entwicklung eines Werkzeuges, um Renaturierungsmaßnahmen auf Auengrünlandflächen effektiv und effizient durchzuführen.**

2 Gebiet



NSG „Kühkopf-Knoblochsau“
Auenbereich: ca. 100 km²

Stromtalwiesen Renaturierung am hessischen Oberrhein

- seit dem Jahr 2000
- auf ehemaligen Ackerflächen (BfN-Renaturierungsprojekt)
- auf artenarmen Grünlandflächen (DBU-Renaturierungsprojekt)

Karte des Untersuchungsgebiets

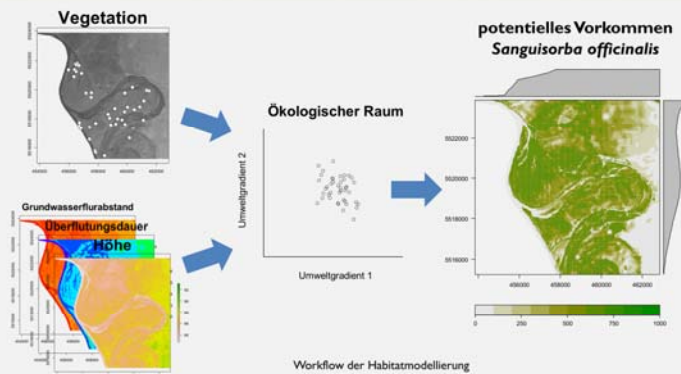
3 Methoden

Modellierung der Wahrscheinlichkeiten des Vorkommens typischer Stromtalwiesen-Arten

- Art-Informationen:
vorhandene & neue Vegetationsaufnahmen
- Umwelt-Informationen:
 (1) Grundwasserflurabstand,
 (2) Überflutungsdauer,
 (3) Höhe,
 (4) Landnutzung,
 (5) Entfernung zum nächsten Gewässer,
 (6) Auentyp, etc.

Zielarten z. B.:

- *Sanguisorba officinalis*
- *Peucedanum officinale*
- *Silium silaus*
- *Allium angulosum*
- *Inula britannica*
- *Veronica longifolia*
- *Galium boreale*
- *Gratiola officinalis*



Workflow der Habitatmodellierung

4 Ausblick / Projektverlauf



gefördert durch
DBU Projekt
 „Entwicklung eines räumlich-expliziten Prognose-systems für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen“.
 (Förderkennzeichen AZ 31612-33/0)

Johannes P. Gattringer
 Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung
 Justus-Liebig-Universität Gießen
 Heinrich-Buff-Ring 26-32
 D-35392 Giessen
 Tel.: +49 641 9937172
 johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

A6 Poster, das auf der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie vom 31.08.–04.09.2015 in Göttingen präsentiert wurde

Spatially explicit forecasting tool for flood meadows restoration

Gattringer JP^{1*}, Maier N², Donath TW³, Otte A¹, Breuer L², Kraft P², Harvolk S¹

¹Justus Liebig University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resource Management, Division of Landscape Ecology and Landscape Planning
²Justus Liebig University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resource Management, Division of Landscape, Water and Biogeochemical Cycles
³Christian Albrechts University Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Department of Landscape Ecology
 *johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

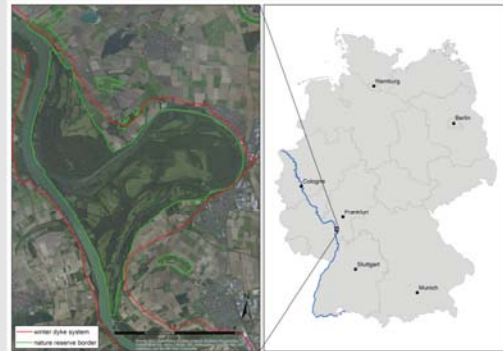
1 Flood meadows restoration

- Flood meadows in lowland regions are among the most threatened plant communities in Central Europe
- Successful restoration of species rich flood meadows at Hessian part of Upper Rhine since year 2000
- Hydrological situation is one of the major factors in terms of restoration success but difficult to assess

2 Goal of the project

- Distribution modelling of river corridor plants based on a spatially explicit hydrological model of the study region
- Development of a spatially explicit forecasting tool that improves the decision-making process of conservation and restoration measures for nature conservation authorities
- Increasing the effectiveness of investments in conservation measures with a prior estimation of the restoration success

3 Study area



Map of study area

4 Methods

Species distribution modelling of typical flood meadow species

Species information

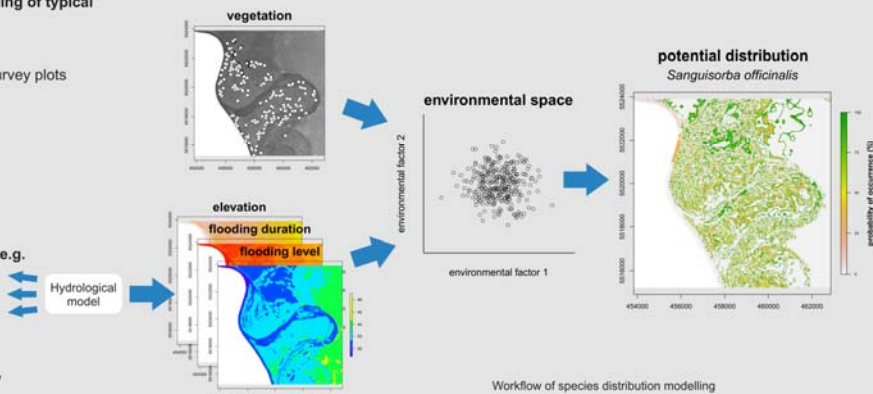
c. 1000 existing vegetation survey plots

Target species e.g.

- *Sanguisorba officinalis*
- *Peucedanum officinale*
- *Silaum silaus*
- *Inula britannica*
- *Veronica maritima*

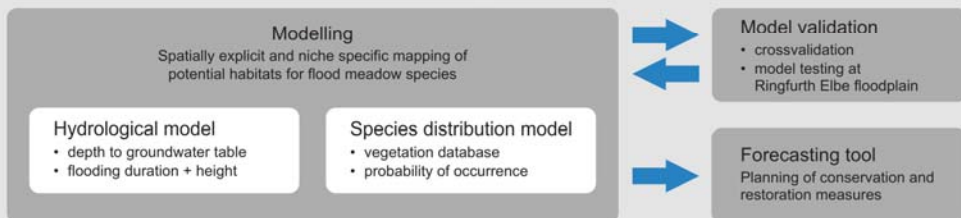
Environmental information e.g.

- depth to groundwater table
- flooding height
- flooding duration
- elevation
- land use
- distance to next water body
- type of floodplain



Workflow of species distribution modelling

5 Project outline



DBU Project
 Entwicklung eines räumlich-expliziten Prognosesystems für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlebensräumen.
 (Förderkennzeichen AZ 31612-33/0)



A7 Poster, das auf der 8th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL) 30.09.–01.10.2015 in Gießen präsentiert wurde

Flooding tolerance of flood meadow species of the Central European lowland

Gattringer JP¹*, Donath TW², Harvolk S¹, Eckstein RL³, Otte A¹

¹Justus Liebig University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resource Management, Division of Landscape Ecology and Landscape Planning

²Christian Albrechts University Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Department of Landscape Ecology

³Karlstad University, Department of Environmental and Life Sciences, Biology

*johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

1 Flood meadows

- ... are among the most threatened plant communities in Central Europe
- ... are on average flooded for up to 26 days per year
- ... harbour several endangered plant species adapted to periodic flooding
➔ flood meadow species



2 Aims of the Study

Investigating flooding effects on flood meadow species

Treatment effect

- Has a 2 weeks flooding period an effect on plants?
- If yes, does this effect decrease with age of seedlings?

Comparison of habitats

- Do plant species adapted to wet habitats grow higher compared to those of dry habitats during flooding treatment?

Soil effect

- Does higher sand content have an effect on plant growth?

3 Methods

2 plant species: wet flood meadow habitats

- *Sanguisorba officinalis*, Rosaceae
- *Veronica maritima*, Plantaginaceae

2 plant species: dryer flood meadow habitats

- *Sanguisorba minor*, Rosaceae
- *Veronica teucrium*, Plantaginaceae

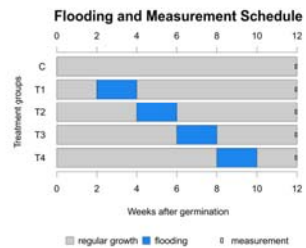
2 soil compositions

- soil sand ratio 3:1
- soil sand ratio 1:1

5 treatment groups

- C: control
- T1–T4: 2 weeks flooding treatment

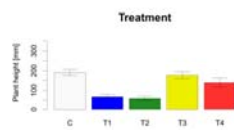
➔ 400 seedlings in total



4 Results

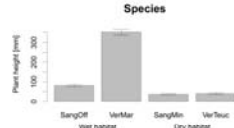
Treatment effect

- Flooding has effect on plants
- This effect does not clearly decrease with age



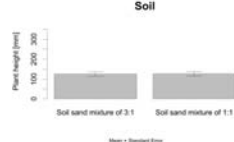
Comparison of habitats

- Plants adapted to wet flood meadow habitats show higher growth



Soil effect

- Different soil composition has no effect on plant growth



Flooding tolerance of flood meadow species of the Central European lowland

Gattringer JP^{1,2}, Donath TW², Harvolk S¹, Otte A¹

¹Justus Liebig University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resource Management, Division of Landscape Ecology and Landscape Planning
²Christian Albrechts University Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Department of Landscape Ecology
 ✉johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

1 Flood meadows

- ... are among the most threatened plant communities in Central Europe
- ... are on average flooded for up to 26 days per year
- ... harbour several endangered plant species adapted to periodic flooding
 → flood meadow species



2 Aims of the Study

Investigating flooding effects on flood meadow species

Treatment effect

- Has a 2 weeks flooding period an effect on plants?
- If yes, does this effect decrease with age of seedlings?

Comparison of habitats

- Do plant species adapted to wet habitats perform better compared to those of dry habitats during flooding treatment?

Soil effect

- Does higher sand content have an effect on plant growth?

4 Results

Treatment effect

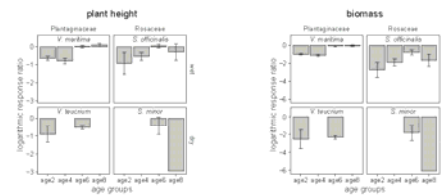
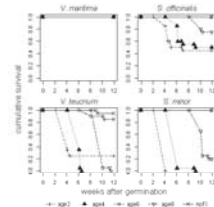
- Flooding had effect on plants
- This effect did not clearly decrease with age

Comparison of habitats

- Plants adapted to wet flood meadow habitats showed better performance

Soil effect

- Different soil composition had no effect on plant growth



3 Methods

2 plant species: wet flood meadow habitats

- *Veronica maritima*, Plantaginaceae
- *Sanguisorba officinalis*, Rosaceae

2 plant species: dryer flood meadow habitats

- *Veronica teucrium*, Plantaginaceae
- *Sanguisorba minor*, Rosaceae

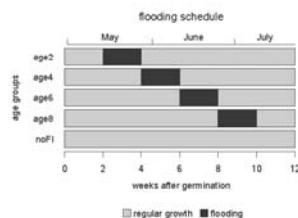
2 soil compositions

- soil sand ratio 3:1
- soil sand ratio 1:1

5 age groups

- noFI: control
- age2–8: 2 weeks flooding treatment

→ 400 seedlings in total



5 Conclusions

- Flood meadow vegetation indeed affected by seasonal discharge regime patterns
- Rise of vulnerabilities of flood meadow plants under predicted changes of climatic and hydrologic conditions
- For conservationists: Growing complexity regarding timing of floodplain meadow restoration campaigns



A9 Poster, das auf der 9th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL) 20.09.–21.09.2016 in Gießen präsentiert wurde

Flooding tolerance of flood meadow species of the Central European lowland

Gattringer JP¹, Donath TW², Harvolk S¹, Otte A¹

¹Justus Liebig University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resource Management, Division of Landscape Ecology and Landscape Planning

²Christian Albrechts University Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Department of Landscape Ecology

³johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

1 Flood meadows

... are among the most threatened plant communities in Central Europe

... are on average flooded for up to 26 days per year

... harbour several endangered plant species adapted to periodic flooding
→ flood meadow species



2 Aims of the Study

Investigating flooding effects on flood meadow species

Treatment effect

- Has a 2 weeks flooding period an effect on plants?
- If yes, does this effect decrease with age of seedlings?

Comparison of habitats

- Do plant species adapted to wet habitats perform better compared to those of dry habitats during flooding treatment?

Soil effect

- Does higher sand content have an effect on plant growth?

4 Results

Treatment effect

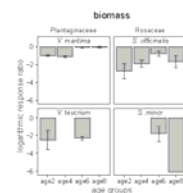
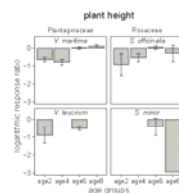
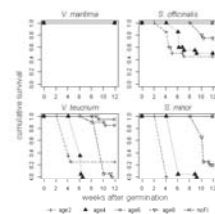
- Flooding had effect on plants
- This effect did not clearly decrease with age

Comparison of habitats

- Plants adapted to wet flood meadow habitats showed better performance

Soil effect

- Different soil composition had no effect on plant growth



3 Methods

2 plant species: wet flood meadow habitats

- *Veronica maritima*, Plantaginaceae
- *Sanguisorba officinalis*, Rosaceae

2 plant species: dryer flood meadow habitats

- *Veronica teucrium*, Plantaginaceae
- *Sanguisorba minor*, Rosaceae

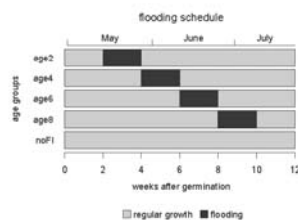
2 soil compositions

- soil sand ratio 3:1
- soil sand ratio 1:1

5 age groups

- noF1: control
- age2–8: 2 weeks flooding treatment

→ 400 seedlings in total



5 Conclusions

- Flood meadow vegetation indeed affected by seasonal discharge regime patterns
- Rise of vulnerabilities of flood meadow plants under predicted changes of climatic and hydrologic conditions
- For conservationists: Growing complexity regarding timing of floodplain meadow restoration campaigns



A10 Poster, das auf dem 10th Annual Meeting of the Macroecology Working Group for the Ecological Society Germany, Austria & Switzerland 19.04.-21.04.2017 in Wien präsentiert wurde

Spatially explicit forecasting tool for flood meadow restoration

Gattringer JP^{1,2}, Maier N², Donath TW³, Harvolk-Schöning S¹, Kraft P², Breuer L², Otte A¹

¹Division of Landscape Ecology and Landscape Planning, Research Centre for Biosystems, Land Use and Nutrition (IFZ), Justus Liebig University Giessen, Germany
²Chair of Landscape, Water and Biogeochemical Cycles, Research Centre for Biosystems, Land Use and Nutrition (IFZ), Justus Liebig University Giessen, Germany
³Department of Landscape Ecology, Institute for Natural Resource Conservation, Kiel University, Germany
 ✉ johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

1 Flood meadows

- ... among the most threatened plant communities in Central Europe (Habitats Directive habitat type 6440)
- ... restoration: successful since year 2000 at Hessian Upper Rhine
- ... with complex hydrology: a major factor on restoration success but difficult to assess



Fig. 1. Species rich flood meadow located in the study area (Photo: JPG)

2 Project goals

- Distribution modeling of river corridor plants based on a spatially explicit hydrological model of the study region
- Development of a spatially explicit forecasting tool that improves the decision-making process of conservation and restoration measures for nature conservation authorities
- Increasing the effectiveness of investments in conservation measures with a prior estimation of the restoration success

3 Hydrological modeling

- Spatially explicit, dynamic groundwater and surface water model
- Hydrological model framework: Catchment Model Framework Kraft et al. 2011, Envision Model, Sofwa, 20:828-835.
- Modeling of daily groundwater and flooding information
- Transformation to numerous hydrologic SDM predictors

4 Study area

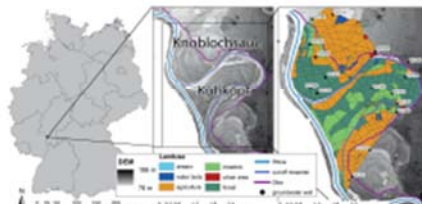


Fig. 2. Location of the study area (left), digital elevation model of the study area (center), and setup of the hydrological modeling with its irregular grid and land use (right)

5 Species distribution modeling

Species information

- typical restoration target species
- 346 vegetation survey plots

Hydrological predictors

- groundwater and flooding height
- sum-of-days and longest-period
- combinations with precipitation
- e.g.: number of flooding periods longer than 5 days
- more than 77 hydrological predictors tested

Non-hydrological predictors

- elevation and aspect
- distance to next water body
- type of floodplain
- precipitation

modeling with biomod2 Thuiller et al. 2009, Ecography, 32:369-373.

6 Preliminary results

Comparison of hydrological modeling vs. conventional hydrological input data

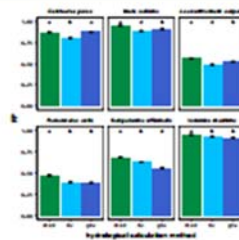


Fig. 3. SDM results of 3 best predictor combinations per group for 6 typical restoration target species. (a) full model, 4-10 predictors per group. Tukey HSD differences among groups (p<0.05) indicated by letters. (b) model: hydrological modeling; (c) river flow data; (d) groundwater data

7 Outlook

- Avoid possible overfitting: ESMs "Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models" Breiner et al. 2015, Methods Ecol. Evol., 6:1210-1218.
- Incorporate multiple target species
- Projection of "restoration maps"
- Model validation in Elbe river floodplain
- Scenarios: dike relocation, dike leakage,...



DBU Project
 Entwicklung eines räumlich-expliciten
 Prognosewerts
 für die ökologische Bewertung von
 Überflutungsereignissen
 in Auenbarkanalen
 (Förderkennzeichen AZ 3161201)



Interdisziplinäres
 Forschungszentrum
 Giessen Research Centre for
 Biosystems, Land Use and Nutrition



A11 Poster, das auf der European Geoscience Union General Assembly 23.04.-28.04.2017 in Wien präsentiert wurde

Prediction and uncertainty analysis of surface and groundwater exchange in a Rhine floodplain in south-west Germany

Nadine Maier¹, Lutz Breuer¹, Philipp Kraft¹
¹Justus Liebig University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resources Management, Landscape, Water and Biogeochemical Cycles, Germany

I AIM

- Floodplain have high groundwater level
- Floodplain vegetation depend on groundwater
- Inundations and the resulting exchange between surface water and groundwater are of importance for all floodplain ecosystems

Conclusion: Vegetation habitat models of floodplains should include detailed information of groundwater and surface water dynamics

Further perspective:

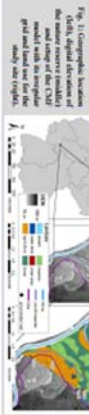
- Uncertainty assessment of the groundwater dynamics
- Use of such models and results as a basis for restoration measures, focusing on the re-establishment of rare species

II STUDY SITE

- Nature reserve "Kalkkopf-Knoblochsaue"
- Floodplain stream section of the Rhine in Hesse, Germany (area: 14,8 km²)

Hydrological conditions:

- Spring: Flooding of several weeks by (1) direct flooding (active floodplain)
- (2) flooding through groundwater (inactive floodplain)
- Summer: water deficiency



III METHODS & MODEL

Calibration & Validation, Uncertainty Assessment

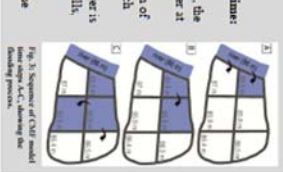
- Investigation of the model's parameter uncertainty following a GLLiE-like method (Genert and Binley, 1992)
- Calibration of four different soil parameters: saturated hydraulic conductivity, porosity and residual wetness and thickness of soil layer
- Generation of 5,000 different parameter sets with SPOFFY (Houtier et al. 2015), using a Latin Hypercube sampling approach
- Predictor variables: data from 4 – 6 groundwater monitoring wells, weekly measurements

Spatially explicit, fully distributed dynamic groundwater and surface water model

- Toolbox: Catchment model framework CMF (Kraft et al. 2011)
- irregular polygons (Kalkkopf: 337, Knoblochsaue: 270) with irregular size (114 – 450 000 m²) according to elevation and land use
- Simplification of the surface water equation
- single layer groundwater flow model
- Darcian approach for saturated lateral flow
- Lower boundary: no-flow boundary condition
- Lateral boundary conditions: Dirichlet boundary with time varying groundwater head and water level of the Rhine



- Reduction of large computation model run time:
- Instead of calculating the transient states of flooding, the distribution of surface water at steady state is calculated
- main concept: comparison of surface water heads for each time step:
- If the water level of the river is higher than the adjacent cells, the surface water level is adjusted. Consecutive procedure for all cells of the model.



IV RESULTS

Model performance

- Calibration period: 04.02.2002 – 30.06.2004
- Validation period: 01.07.2004 – 31.12.2013
- Objective functions: Root mean square error (RMSE) and mean absolute error (MAE) between the simulated and the observed groundwater heads.



Fig. 4: Comparison of simulated and observed groundwater head (m) (Example monitoring point, active floodplain)

Objective function	Calibration		Validation	
	RMSE [m]	MAE [m]	RMSE [m]	MAE [m]
Knoblochsaue (6 parameter sets)	0.18 – 0.41	0.12 – 0.34	0.16 – 0.49	0.11 – 0.42
Kalkkopf (4 parameter sets)	0.20 – 0.67	0.16 – 0.80	0.16 – 0.79	0.12 – 0.73
	RMSE: 0.39	MAE: 0.31	RMSE: 0.36	MAE: 0.31

Parameter uncertainty

- Behavioral runs:
- Knoblochsaue: 155 runs (RMSE < 0.26 m)
- Kalkkopf: 91 runs (RMSE < 0.38)

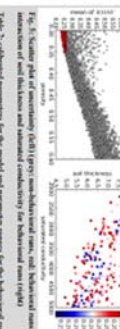


Fig. 5: Summary plot of behavioral (full) runs (multiplicity for behavioral runs) (assessment of soil thickness and saturated conductivity for behavioral runs (left))

Parameter	Knoblochsaue	Kalkkopf
Saturated conductivity [m/days]	2193 – 4956	160 – 1700
Porosity [dimless]	0.30 – 0.34	0.10 – 0.33
Residual wetness [water / porosity]	0.10 – 0.30	0.10 – 0.30
Soil thickness [m]	5.10 – 8.00	3.60 – 9.30

Spatially distributed results of inundation height, flooding time and duration

- About 28 % of the cells (4,2 km²) between 2002 and 2013 are in average more than one day flooded (excluded those polygons representing streams and lakes)
- Maximum flooding height: 0.45 m above ground
- Longest flooding period: 25 days
- surface water behind the dike (north-east part of the study area) is a result of the rising groundwater level

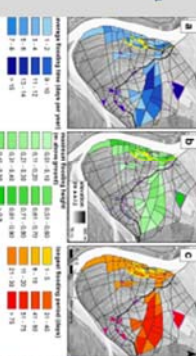


Fig. 6: Comparison of average flooding time (a), maximum flooding height (b) and longest flooding period (c) of the study area. Polygons with yellow borders are dikes as data. Streams and lakes are grey and blue polygons are polygons representing streams and lakes.

V DISCUSSION

- Model simplification by varying grid size
- Simplification of the Model lead to:
 - Reduction of computation model run times
 - Simulation of larger floodplains for several years by complex, distributed groundwater – surface water models
 - Possibility to run an uncertainty analysis with several thousand different model runs and resulting parameter sets
- Parameter uncertainty of the model:
 - obtained parameters of the best parameters sets are effective and not real (due to simplifications)
 - Model mainly depends on the porosity of the soil (Knoblochsaue)
 - The smaller the saturated conductivity the larger soil thickness
 - the uncertainty due to the parameters of the model is small: in average 14 % of total range of groundwater level

Contact:
 Nadine Maier, M. Sc.,
 Justus Liebig University Giessen, Germany
 +49 641 99 37395
 nadine.maier@umwelt.uni-giessen.de

References
 Beven, K. & Binley A. (1992). DOI: 10.1002/hyp.3360060305
 Houtier et al. (2015). DOI:10.1371/journal.pone.0145180
 Kraft, et al. (2011). DOI:10.1016/j.envsoft.2010.12.009.



JUSTUS-LIEBIG-UNIVERSITÄT GIESSEN
 Institute for Landscape Ecology and Resources Management

DBU Projekt
 Entwicklung eines räumlich-variablen Prognoseystems für die ökologische Bewertung von Überflutungsereignissen in Auenlandschaften
 Förderkennzeichen AZ 31612-33/0

A12 Abstracts des Vortrags auf dem 7. Auenökologischer Workshop, 16.05.–17.05.2017 in Koblenz

Räumlich explizites Vorhersagetool zur optimierten Renaturierung von Auengrünland. Teil 1: Hydrologisches Modell

Nadine Maier¹, Johannes P. Gattringer², Lutz Breuer¹, Philipp Kraft¹

¹ Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26–32, 35392 Gießen, nadine.maier@umwelt.uni-giessen.de.

² Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26–32, 35392 Gießen, Deutschland. johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

Zur Reaktivierung der Auen und Wiederherstellung der Retentions- und Habitatfunktionen werden in Auenbereichen Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt, die durch aktive Wiederansiedlung der Vegetation beschleunigt werden können. Jedoch können die reaktivierten Auenbereiche die Habitatfunktion nicht über alle Artengruppen hinweg in gleichem Maße erfüllen. Von großer Bedeutung für die Ausbildung von Auengrünland sind die hydrologischen Verhältnisse. Für die effektive und effiziente Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen, der Ausweisung von Renaturierungsflächen und die Entwicklung von auentypischen Lebensräumen werden daher fundierte Entscheidungsgrundlagen benötigt, die sowohl hydrologische als auch zum Beispiel topografische und edaphische Habitateigenschaften berücksichtigen.

Für das Naturschutzgebiet „Kühkopf-Knoblochsau“ (Hessen, Deutschland) wurde ein Modell entwickelt, das bei der Planung von Renaturierungsprojekten effektiv und effizient helfen soll. Dafür wurden in ein hoch aufgelöstes Habitatmodell, neben den typischen topografischen Variablen, zusätzlich hydrologische Variablen integriert. Diese hydrologischen Vorhersagevariablen wurden aus einem zeitlich und räumlich hoch aufgelösten hydrologischen Modell gewonnen.

Das hydrologische Modell wurden mit CMF („Catchment Modelling Framework“) (Kraft et al. 2011) erstellt und beinhaltet die Interaktion von Grundwasser mit dem Oberflächenabfluss. Der gesamte Auenbereich wurde in die zwei Bereiche „Knoblochsau“ und „Kühkopf“ unterteilt. Jedes Gebiet wurde für das Modell in unregelmäßige Polygone (270–400) mit unterschiedlichen Größen (114–480.000 m²) unterteilt, basierend auf ähnlichen Höhen und Landnutzungen. Für jedes Gebiet wurden das Klima, der Wasserstand des Rheins und der Grundwasserstand von drei Grundwassermessstellen als treibende Eingangsdaten verwendet. Für die Kalibration des Modelles wurden Daten von weiteren vier bis sechs Grundwassermessstellen in den jeweiligen Gebieten verwendet. Nach einem Latin Hypercube Sampling Verfahren wurden für jedes Gebiet 5.000 Simulation durchgeführt, um daraus Parametersets zu erhalten, die die besten Simulationen liefern (Modellkalibrierung). Für beide Gebiete konnten sehr gute Ergebnisse sowohl für den Kalibrierungszeit-

A12

raum von 2,5 Jahren (Wurzel der mittleren quadratische Abweichung RMSE: 0,18 m–0,28 m), als auch für den Validierungszeitraum von 9,5 Jahren (RMSE: 0,16 m–0,23 m) erreicht werden. In einem weiteren Schritt wurden aus diesen zeitlich hochaufgelösten Simulationen hydrologische Variablen (z. B.: Anzahl an Überflutungstagen, längste Überflutungsperiode) für alle Polygone abgeleitet, die dann in das Habitatmodell integriert wurden.

Kraft, P., K.B. Vaché, H.-G. Frede & L. Breuer, 2011: CMF. *Environmental Modelling & Software* 26: 828–830.

Räumlich explizites Vorhersagetool zur optimierten Renaturierung von Auengrünland. Teil 2: Habitatmodell

Johannes P. Gattringer¹, Nadine Maier², Tobias W. Donath³, Sarah Harvolk-Schöning¹ & Annette Otte¹

¹ Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen. Heinrich-Buff-Ring 26–32, 35392 Gießen, Deutschland. johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

² Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen. Heinrich-Buff-Ring 26–32, 35392 Gießen, Deutschland. nadine.maier@umwelt.uni-giessen.de

³ Abteilung Landschaftsökologie, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, Deutschland.

In Mitteleuropa sind seit Mitte des 20. Jahrhunderts artenreiche Grünlandbestände in Fläche und Habitatqualität stark zurückgegangen. Stromtalwiesen, die in Deutschland entlang des Rheins, der Elbe und der Donau vorkommen, zählen sogar zu den am stärksten gefährdeten Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Darum sind diese Wiesen auch EU-weit als FFH-Lebensraumtyp 6440: Brenndolden-Auenwiesen des *Cnidion dubii* unter Schutz gestellt. Um diese Habitate zu renaturieren und um die Diversität der seltenen Stromtalpflanzen zu erhalten wurden bereits verschiedene Renaturierungsmaßnahmen entwickelt und durchgeführt. In dieser Studie wurde ein räumlich explizites Vorhersagetool erstellt, um den Entscheidungsprozess für zukünftige Renaturierungs- bzw. Naturschutzprojekte für die Naturschutzbehörden zu erleichtern. Mit einer möglichen Vorabschätzung des Renaturierungserfolges können geplante Investitionen und limitierte Ressourcen (wie z.B. das begrenzt vorliegende Mahdgut) gezielter eingesetzt werden. In einem interdisziplinären Ansatz (Hydrologie & Ökologie) modellierten wir die Vorhersagewahrscheinlichkeit von verschiedenen Stromtalpflanzenarten mithilfe einer großmaßstäblichen, hochauflösenden Habitatmodellierung. Mit generalisierten linearen Modellen (GLM) wurde das Artenvorkommen in Bezug auf verschiedenste Umweltvariablen modelliert. Neben den üblicherweise verwendeten (z.B. topografischen) Prädiktoren wurden zahlreiche hydrologische Prädiktorvariablen in das Modell integriert. Diese Prädiktoren (wie z.B. Überflutungshöhe und -dauer) wurden aus zeitlich hochaufgelösten Simulationen eines hydrologischen Modells, das die Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser simuliert, abgeleitet. Im Vergleich mit herkömmlichen, stark vereinfachten hydrologischen Parametern erklärte dieser neue, interdisziplinäre Ansatz die Artenverteilung von Stromtalwiesenpflanzen besser. Zukünftig wird mit Hilfe dieses Prognosetools auch eine räumlich explizite Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit den Entscheidungsprozess für Renaturierungen vereinfachen.

**A13 Abstract des Vortrags auf dem 7. Auenökologischer Workshop,
16.05.–17.05.2017 in Koblenz**

**Konnektivitätsanalyse als Werkzeug zur Bewertung des
Renaturierungserfolgs von Auengrünland**

Xenia K. Volk¹, Johannes P. Gattringer¹, Annette Otte¹, Sarah Harvolk-Schöning¹

¹ Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen. Heinrich-Buff-Ring 26–32, 35392 Gießen, Deutschland. johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

Methoden zur Bewertung des Renaturierungserfolgs und zur Abschätzung des Flächenbedarfs für künftige Renaturierungsmaßnahmen sind selten. Die Analyse der Konnektivität zwischen bestehenden Populationen von Zielarten und ihrer Ausbreitungswahrscheinlichkeiten können als Bewertungsmaßstab dienen. Eine Anwendung dieser Methoden für Zukunftsszenarien kann für die Optimierung von Planungsprozessen hilfreich sein.

Im vorliegenden Beispiel wurden die Habitatkonnektivität und die Ausbreitungswahrscheinlichkeiten für vier typische Stromtalwiesenarten in einem Untersuchungsgebiet am Hessischen Oberrhein berechnet. Zudem wurde der Effekt von weiteren Renaturierungsaktivitäten und möglichen Landnutzungsänderungen anhand von Szenarien bewertet.

Alle Populationen der Zielarten waren nur zu sehr geringen Anteilen miteinander vernetzt. Mehr als 80 % der potentiell geeigneten Standorte können von *Peucedanum officinale* und *Sanguisorba officinalis* innerhalb von 10 Jahren besiedelt werden, während *Iris spuria* dafür mehr als 20 Jahre und *Serratula tinctoria* mehr als 50 Jahre benötigt. Die Renaturierung zusätzlicher Grünlandflächen, vor allem auf ehemaligem Ackerland, erhöht die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Standortvernetzung.

Die angewendete Methode ist pragmatisch, leicht anwendbar und benötigt nur eine geringe Menge an Eingangsdaten. Sie ist daher als Werkzeug für zukünftige Renaturierungsplanungen gut geeignet.

A14 **Poster, das auf der 10th GGL Conference on Life Sciences, International Giessen Graduate Centre for the Life Sciences (GGL) 27.09.-28.09.2017 in Gießen präsentiert wurde**

Spatially explicit forecasting tool for flood meadow restoration

Gattringer JP^{1,2}, Maier N², Donath TW³, Harvolk-Schöning S¹, Kraft P², Breuer L², Otte A¹

¹Division of Landscape Ecology and Landscape Planning, Research Centre for Biosystems, Land Use and Nutrition (IFZ), Justus Liebig University Giessen, Germany

²Chair of Landscape, Water and Biogeochemical Cycles, Research Centre for Biosystems, Land Use and Nutrition (IFZ), Justus Liebig University Giessen, Germany

³Department of Landscape Ecology, Institute for Natural Resource Conservation, Kiel University, Germany

✉ johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

1 Flood meadows

... among the most threatened plant communities in Central Europe (Habitats Directive habitat type 6440)

... restoration: successful since year 2000 at Hessian Upper Rhine

... with complex hydrology: a major factor on restoration success but difficult to assess



Fig. 1. Species rich flood meadow located in the study area (Photo: JPG)

2 Project goals

- Distribution modeling of river corridor plants based on a spatially explicit hydrological model of the study region
- Development of a spatially explicit forecasting tool that improves the decision-making process of conservation and restoration measures for nature conservation authorities
- Increasing the effectiveness of investments in conservation measures with a prior estimation of the restoration success

3 Hydrological modeling

- Spatially explicit, dynamic groundwater and surface water model
- Hydrological model framework: Catchment Model Framework Kraft et al. 2011, Ernsdon Model, Sofwa, 20:828-835.
- Modeling of daily groundwater and flooding information
- Transformation to numerous hydrologic SDM predictors

4 Study area

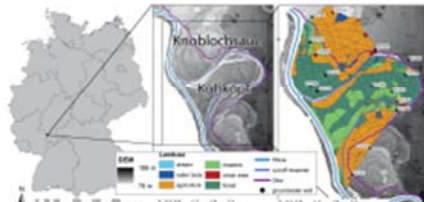


Fig. 2. Location of the study area (left), digital elevation model of the study area (center), and setup of the hydrological modeling with its regular grid and land use (right)

5 Species distribution modeling (SDM)

Species information

- typical restoration target species
- 346 vegetation survey plots

Hydrological predictors

- groundwater and flooding height
- sum-of-days and longest-period
- combinations with precipitation
- e.g.: number of flooding periods longer than 5 days
- more than 77 hydrological predictors tested

Non-hydrological predictors

- elevation and aspect
- distance to next water body
- type of floodplain
- precipitation

Modeling

- biomod2 Thuiller et al. 2009, *Ecography*, 32:369-373
- ensembles of small bivariate models Breiner et al. 2015, *Methods Ecol. Evol.*, 6:1210-1218.

6 Preliminary results

Comparison of hydrological modeling vs. conventional hydrological input data

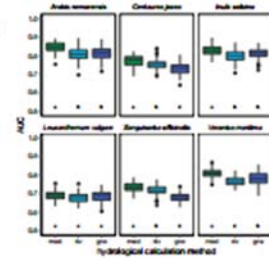


Fig. 3. SDM results of 100 best predictor combinations per group for 6 typical restoration target species. GLMs: 2-11 predictors per group. Tukey HSD differences among groups ($p < 0.05$) indicated by letters. Legend: red: hydrological modeling; green: Rhine River data; blue: groundwater data.

7 Outlook

- Incorporate multiple target species
- Projection of restoration maps
- Scenarios: dike relocation, dike leakage, future climate

**A15 Abstract des Vortrags auf dem 8. Auenökologischer Workshop,
20.03.–23.03.2018 in Gießen**

Vorhersage von potentiellen Lebensräumen von Auengrünland

Johannes P. Gattringer*¹ & Nadine Maier*², Tobias W. Donath³, Sarah Harvolk-Schöning¹, Lutz Breuer², Phillip Kraft² & Annette Otte¹

* Contributed equally

¹ Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen. Heinrich-Buff-Ring 26–32, 35392 Gießen, Deutschland. johannes.gattringer@umwelt.uni-giessen.de

² Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen.

Heinrich-Buff-Ring 26–32, 35392 Gießen, Deutschland. nadine.maier@umwelt.uni-giessen.de

³ Abteilung Landschaftsökologie, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, Deutschland.

Stromtalwiesen, die in Deutschland entlang des Rheins, der Elbe und der Donau vorkommen, zählen zu den am stärksten gefährdeten Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Diese Habitate sind EU-weit als FFH-Lebensraumtyp 6440: Brenndolden-Auenwiesen des *Cnidion dubii* unter Schutz gestellt. Um die Diversität der seltenen Stromtalpflanzen zu erhalten wurden bereits verschiedene Renaturierungsmaßnahmen erfolgreich durchgeführt.

Das Ziel dieser Studie war es, durch die Beachtung von hydrologischen Gegebenheiten die Vorhersage von potentiellen Lebensräumen von Stromtalwiesenarten zu verbessern um damit Entscheidungsprozesse für zukünftige Renaturierungs- bzw. Naturschutzprojekte zu erleichtern. In einem interdisziplinären Ansatz (Hydrologie & Ökologie) modellierten wir die Vorhersagewahrscheinlichkeit von verschiedenen Stromtalpflanzenarten mithilfe einer großmaßstäblichen, hochauflösenden Habitatmodellierung. Mit generalisierten linearen Modellen (GLM) wurde das Artenvorkommen in Bezug auf verschiedenste Umweltvariablen modelliert. Neben den üblicherweise verwendeten (z.B. topografischen) Prädiktoren wurden zahlreiche hydrologische Prädiktorvariablen in das Modell integriert. Diese Prädiktoren (wie z.B. Überflutungshöhe und -dauer) wurden aus zeitlich hochaufgelösten Simulationen eines hydrologischen Modells, das die Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser simuliert, abgeleitet.

Wir konnten zeigen, dass Modelle, die hydrologische Parameter enthalten, die aus dem hydrologischen Modell abgeleitet wurden, die Artenverteilung von Stromtalwiesenpflanzen besser simulieren können als Modelle, die stark vereinfachte hydrologische Parameter (abgeleitet nur aus Grundwasserdaten oder dem Wasserstand des Flusses) enthalten.

A15

Die Verwendung von hydrologischen Parametern, die aus einer hydrologischen Modellierung abgeleitet werden, zeigt viele Vorteile, die in weiteren Schritten umgesetzt werden sollen. Das hydrologische Modell wird verwendet um den Einfluss des Klimawandels, basierend auf regionalen Klimamodellen, auf die hydrologische Situation zu simulieren. Die Ergebnisse sollen in das Habitatmodell übertragen werden um damit zukünftige potentielle Lebensräume vorherzusagen.

A16 Abstract des Vortrags auf dem European Geoscience Union General Assembly, 09.04.–13.04.2018 in Wien**Prediction and uncertainty analysis of surface and groundwater exchange in a Rhine floodplain in south-west Germany****Nadine Maier, Lutz Breuer, Philipp Kraft**

Justus Liebig University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resources Management; Landscape, Water and Biogeochemical Cycles, Germany

Inundations and the resulting exchange between surface water and groundwater are of importance for all floodplain ecosystems. Because of the high groundwater level in floodplains and the groundwater dependence of floodplain vegetation habitat models of floodplains should include detailed information of groundwater and surface water dynamics. Such models can, for example, serve as a basis for restoration measures, focusing on the re-establishment of rare species. To capture these groundwater and surface water dynamics we use a distributed model approach to simulate the groundwater levels in a floodplain stream section of the Rhine in Hesse, Germany (14.8 km²). This area is part of the large nature reserve “Kühkopf-Knoblochsau” and hosts rare and endangered flora and fauna. We developed a physical-deterministic model of a floodplain to simulate the groundwater situation and the flooding events in the floodplain. The model is built with the Catchment Modeling Framework (CMF) and includes the interaction of groundwater and surface water flow. To reduce the computation time of the model, we used a simple flood distribution scheme instead of solving the St. Venant equation for surface water fluxes. The floodplain is split into two sub-regions, according to the two nature reserve regions with the same model set-up. Each model divides the study area laterally into irregular polygonal cells (270 - 400) with different sizes (114 - 480'000 m²), based on similar elevation and land use. For each sub-region the water level of the Rhine and the groundwater levels of three monitoring wells at the boundary of the model area are used as driving factors. As predictor variables we use observation data from four to six different groundwater monitoring wells in the sub-regions. For each model we run 5,000 simulations following a Latin Hypercube sampling procedure to investigate parameter uncertainty and derive behavioral model runs. We received RMSEs between 0.18 and 0.28 m for the different groundwater wells for the calibration period of 2.5 years and RMSEs between 0.16 and 0.23 m for the validation period of 9.5 years. Finally, we derived hydrological predictors (e.g. longest flooding period, amount of flooding days during the vegetation period, etc) from the model runs for following habitat models.

A17 Artenliste der gesamten Vegetationsdatenbank sortiert nach Häufigkeit

Art	Häufigkeit
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	796
<i>Cirsium arvense</i>	789
<i>Galium verum</i> agg. s. l.	742
<i>Symphytum officinale</i>	729
<i>Lathyrus pratensis</i>	710
<i>Plantago lanceolata</i>	699
<i>Festuca arundinacea</i>	693
<i>Potentilla reptans</i>	638
<i>Galium mollugo</i> agg.	605
<i>Dactylis glomerata</i> agg.	602
<i>Poa pratensis</i> agg.	598
<i>Achillea millefolium</i> agg.	591
<i>Alopecurus pratensis</i> agg.	572
<i>Vicia cracca</i> agg.	570
<i>Rumex crispus</i>	542
<i>Arrhenatherum elatius</i>	520
<i>Poa trivialis</i>	503
<i>Persicaria amphibia</i>	502
<i>Inula salicina</i>	420
<i>Trifolium pratense</i>	404
<i>Vicia sativa</i> agg.	380
<i>Prunella vulgaris</i>	376
<i>Centaurea jacea</i>	361
<i>Plantago major</i>	359
<i>Lotus corniculatus</i> agg.	357
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	355
<i>Ranunculus acris</i> agg.	347
<i>Myosotis arvensis</i>	341
<i>Carex muricata</i> agg.	339
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	327
<i>Vicia hirsuta</i>	325
<i>Ranunculus repens</i>	320
<i>Epilobium tetragonum</i>	315
<i>Veronica arvensis</i>	293
<i>Lysimachia nummularia</i>	292
<i>Senecio erucifolius</i>	287
<i>Festuca pratensis</i>	285
<i>Sanguisorba officinalis</i>	283
<i>Bromus racemosus</i> agg.	279
<i>Pastinaca sativa</i>	260
<i>Daucus carota</i>	258
<i>Convolvulus arvensis</i>	251
<i>Erigeron annuus</i>	248

A17

Art	Häufigkeit
<i>Agrimonia eupatoria</i>	245
<i>Lactuca serriola</i>	243
<i>Trifolium campestre</i>	242
<i>Valeriana officinalis</i> agg.	241
<i>Glechoma hederacea</i> agg.	236
<i>Phalaris arundinacea</i>	231
<i>Rumex acetosa</i>	226
<i>Lathyrus tuberosus</i>	225
<i>Silene flos-cuculi</i>	221
<i>Medicago lupulina</i>	219
<i>Sonchus asper</i>	218
<i>Galium boreale</i> agg.	215
<i>Vicia sepium</i>	208
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	201
<i>Elymus repens</i>	196
<i>Equisetum palustre</i>	196
<i>Calystegia sepium</i>	194
<i>Bromus inermis</i>	191
<i>Rubus caesius</i>	190
<i>Cerastium holosteoides</i>	187
<i>Festuca rubra</i> agg.	181
<i>Carduus crispus</i>	180
<i>Cirsium vulgare</i>	179
<i>Phleum pratense</i>	177
<i>Silaum silaus</i>	177
<i>Lysimachia vulgaris</i>	170
<i>Urtica dioica</i>	169
<i>Tragopogon pratensis</i>	165
<i>Chenopodium polyspermum</i>	159
<i>Lythrum salicaria</i>	155
<i>Euphorbia esula</i> agg.	149
<i>Crataegus monogyna</i>	144
<i>Trifolium dubium</i> agg.	144
<i>Rorippa sylvestris</i>	143
<i>Poa palustris</i>	142
<i>Geranium dissectum</i>	141
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> agg.	138
<i>Serratula tinctoria</i>	137
<i>Sonchus oleraceus</i>	135
<i>Arabis nemorensis</i>	130
<i>Galium aparine</i> agg.	130
<i>Genista tinctoria</i>	130
<i>Atriplex calotheca</i>	129
<i>Equisetum arvense</i>	125
<i>Alopecurus myosuroides</i>	123
<i>Conyza canadensis</i>	120
<i>Pseudolysimachion longifolium</i>	117

A17

Art	Häufigkeit
<i>Bromus hordeaceus</i> agg.	106
<i>Persicaria lapathifolia</i>	106
<i>Picris hieracioides</i>	105
<i>Polygonum aviculare</i>	105
<i>Inula britannica</i>	93
<i>Iris spuria</i>	93
<i>Mentha aquatica</i>	91
<i>Lolium perenne</i>	90
<i>Trisetum flavescens</i> agg.	88
<i>Allium scorodoprasum</i>	85
<i>Persicaria maculosa</i>	80
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	80
<i>Humulus lupulus</i>	79
<i>Succisa pratensis</i>	78
<i>Veronica serpyllifolia</i>	76
<i>Rumex obtusifolius</i>	75
<i>Trifolium repens</i>	74
<i>Cornus sanguinea</i>	73
<i>Thalictrum flavum</i>	73
<i>Crepis biennis</i>	72
<i>Stachys palustris</i>	72
<i>Valerianella locusta</i>	68
<i>Scutellaria hastifolia</i>	66
<i>Selinum carvifolia</i>	66
<i>Potentilla anserina</i>	65
<i>Geum urbanum</i>	64
<i>Potentilla supina</i>	64
<i>Senecio aquaticus</i>	62
<i>Solidago gigantea</i>	62
<i>Filipendula ulmaria</i>	61
<i>Sonchus arvensis</i>	61
<i>Ajuga reptans</i>	60
<i>Atriplex patula</i>	59
<i>Viola pumila</i>	59
<i>Vicia tetrasperma</i> agg.	58
<i>Epilobium hirsutum</i>	57
<i>Fragaria viridis</i>	55
<i>Hypericum perforatum</i>	55
<i>Arctium lappa</i>	54
<i>Iris pseudacorus</i>	54
<i>Viola hirta</i>	54
<i>Circaea lutetiana</i>	53
<i>Colchicum autumnale</i>	50
<i>Securigera varia</i>	50
<i>Galium palustre</i>	49
<i>Juncus articulatus</i>	49
<i>Mentha arvensis</i>	49

A17

Art	Häufigkeit
<i>Solidago canadensis</i>	48
<i>Asparagus officinalis</i>	47
<i>Carex praecox</i>	47
<i>Anagallis arvensis</i>	46
<i>Deschampsia cespitosa</i>	46
<i>Iris sibirica</i>	46
<i>Calamagrostis epigejos</i>	45
<i>Knautia arvensis</i> agg.	45
<i>Torilis arvensis</i>	45
<i>Rorippa palustris</i>	44
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	43
<i>Phragmites australis</i>	43
<i>Barbarea stricta</i>	41
<i>Galeopsis tetrahit</i>	40
<i>Peucedanum officinale</i>	40
<i>Veronica catenata</i>	40
<i>Carex acutiformis</i>	39
<i>Fraxinus excelsior</i>	39
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	38
<i>Carex tomentosa</i>	38
<i>Prunus spinosa</i> agg.	38
<i>Artemisia vulgaris</i>	35
<i>Echinochloa crus-galli</i>	35
<i>Hedera helix</i>	35
<i>Holcus lanatus</i>	35
<i>Crepis setosa</i>	34
<i>Linum catharticum</i>	34
<i>Ranunculus polyanthemos</i> agg.	34
<i>Bellis perennis</i>	33
<i>Linaria vulgaris</i>	33
<i>Plantago media</i> agg.	33
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	32
<i>Chenopodium album</i> agg.	32
<i>Scutellaria galericulata</i>	32
<i>Impatiens parviflora</i>	31
<i>Juncus compressus</i>	30
<i>Alisma lanceolatum</i>	29
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	28
<i>Quercus robur</i>	28
<i>Dipsacus fullonum</i>	27
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	27
<i>Festuca gigantea</i>	27
<i>Lycopus europaeus</i>	27
<i>Sambucus nigra</i>	27
<i>Carex hirta</i>	26
<i>Clematis vitalba</i>	26
<i>Rumex sanguineus</i>	26

A17

Art	Häufigkeit
<i>Solanum dulcamara</i>	26
<i>Rumex maritimus</i>	25
<i>Acer pseudoplatanus</i>	24
<i>Viola elatior</i>	24
<i>Avena sativa</i>	23
<i>Bromus erectus</i> agg.	23
<i>Euonymus europaea</i>	23
<i>Fallopia convolvulus</i>	23
<i>Carex disticha</i>	22
<i>Euphorbia exigua</i>	22
<i>Juncus bufonius</i>	22
<i>Alliaria petiolata</i>	21
<i>Carduus acanthoides</i>	21
<i>Filipendula vulgaris</i>	21
<i>Populus canadensis</i>	21
<i>Primula veris</i>	21
<i>Salix alba</i>	21
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	21
<i>Leontodon hispidus</i>	20
<i>Rhamnus cathartica</i>	20
<i>Salix cinerea</i>	20
<i>Sinapis arvensis</i>	20
<i>Valerianella ramosa</i>	20
<i>Tanacetum vulgare</i>	19
<i>Achillea ptarmica</i>	18
<i>Bromus sterilis</i>	18
<i>Viola reichenbachiana</i>	18
<i>Carex acuta</i>	17
<i>Impatiens glandulifera</i>	17
<i>Impatiens noli-tangere</i>	17
<i>Salvia pratensis</i> agg.	17
<i>Ulmus laevis</i>	16
<i>Angelica sylvestris</i>	15
<i>Geranium robertianum</i>	15
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	15
<i>Veronica teucrium</i>	15
<i>Carex otrubae</i>	14
<i>Lamium maculatum</i>	14
<i>Avena fatua</i>	13
<i>Betonica officinalis</i>	13
<i>Cichorium intybus</i>	13
<i>Juglans regia</i>	13
<i>Ophioglossum vulgatum</i> agg.	13
<i>Ranunculus sceleratus</i>	13
<i>Senecio paludosus</i>	13
<i>Tragopogon dubius</i>	13
<i>Briza media</i>	12

A17

Art	Häufigkeit
<i>Carex sylvatica</i>	12
<i>Clinopodium vulgare</i>	12
<i>Stachys sylvatica</i>	12
<i>Verbena officinalis</i>	12
<i>Allium vineale</i>	11
<i>Carex flacca</i>	11
<i>Festuca ovina</i> agg.	11
<i>Stellaria media</i> agg.	11
<i>Trifolium hybridum</i>	11
<i>Allium angulosum</i>	10
<i>Campanula patula</i>	10
<i>Corylus avellana</i>	10
<i>Epilobium parviflorum</i>	10
<i>Euphorbia palustris</i>	10
<i>Ranunculus ficaria</i>	10
<i>Solanum nigrum</i>	10
<i>Carex strigosa</i>	9
<i>Euphorbia helioscopia</i>	9
<i>Lapsana communis</i>	9
<i>Persicaria dubia</i>	9
<i>Scrophularia nodosa</i>	9
<i>Tilia cordata</i>	9
<i>Ulmus minor</i>	9
<i>Viola persicifolia</i>	9
<i>Acer platanoides</i>	8
<i>Aegopodium podagraria</i>	8
<i>Amaranthus retroflexus</i>	8
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	8
<i>Cirsium tuberosum</i>	8
<i>Helictotrichon pubescens</i>	8
<i>Ononis spinosa</i>	8
<i>Rumex conglomeratus</i>	8
<i>Sanguisorba minor</i>	8
<i>Juncus effusus</i>	7
<i>Melampyrum cristatum</i>	7
<i>Potentilla erecta</i>	7
<i>Salix rubens</i>	7
<i>Senecio jacobaea</i>	7
<i>Viscum album</i>	7
<i>Arabis hirsuta</i>	6
<i>Carpinus betulus</i>	6
<i>Centaureum pulchellum</i>	6
<i>Crepis capillaris</i>	6
<i>Dianthus superbus</i>	6
<i>Mercurialis annua</i>	6
<i>Pimpinella saxifraga</i> agg.	6
<i>Acer campestre</i>	5

A17

Art	Häufigkeit
<i>Carex remota</i>	5
<i>Chelidonium majus</i>	5
<i>Isatis tinctoria</i>	5
<i>Populus alba</i>	5
<i>Pulicaria dysenterica</i>	5
<i>Ribes rubrum</i> agg.	5
<i>Robinia pseudoacacia</i>	5
<i>Rosa arvensis</i>	5
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	4
<i>Chaerophyllum temulum</i>	4
<i>Cnidium dubium</i>	4
<i>Cucubalus baccifer</i>	4
<i>Dipsacus laciniatus</i>	4
<i>Epipactis helleborine</i> agg.	4
<i>Hypochaeris radicata</i>	4
<i>Kickxia elatine</i>	4
<i>Kickxia spuria</i>	4
<i>Medicago sativa</i> agg.	4
<i>Molinia caerulea</i> agg.	4
<i>Rorippa amphibia</i>	4
<i>Silene latifolia</i>	4
<i>Stellaria aquatica</i>	4
<i>Veronica polita</i>	4
<i>Viburnum opulus</i>	4
<i>Viola canina</i>	4
<i>Ballota nigra</i>	3
<i>Bidens frondosa</i>	3
<i>Carex elata</i>	3
<i>Carex panicea</i>	3
<i>Coronopus squamatus</i>	3
<i>Dianthus carthusianorum</i>	3
<i>Heracleum sphondylium</i>	3
<i>Juncus gerardii</i>	3
<i>Lamium purpureum</i>	3
<i>Lepidium campestre</i>	3
<i>Ligustrum vulgare</i>	3
<i>Lonicera losteum</i>	3
<i>Mentha verticillata</i> agg.	3
<i>Papaver rhoeas</i>	3
<i>Pimpinella major</i>	3
<i>Populus nigra</i>	3
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	3
<i>Ulmus glabra</i>	3
<i>Veronica persica</i>	3
<i>Acer negundo</i>	2
<i>Aster parviflorus</i>	2
<i>Bryonia dioica</i>	2

A17

Art	Häufigkeit
<i>Campanula rotundifolia</i>	2
<i>Carex distans</i>	2
<i>Carex pseudocyperus</i>	2
<i>Chenopodium hybridum</i>	2
<i>Crepis mollis</i>	2
<i>Cynoglossum officinale</i>	2
<i>Dactylorhiza incarnata agg.</i>	2
<i>Dipsacus pilosus</i>	2
<i>Dryopteris carthusiana</i>	2
<i>Dryopteris filix-mas</i>	2
<i>Fragaria moschata</i>	2
<i>Glyceria maxima</i>	2
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	2
<i>Hippocrepis comosa</i>	2
<i>Juglans nigra</i>	2
<i>Lathyrus palustris</i>	2
<i>Malus sylvestris</i>	2
<i>Milium effusum</i>	2
<i>Myosotis laxa</i>	2
<i>Myosotis ramosissima</i>	2
<i>Orobanche lutea</i>	2
<i>Polygala vulgaris</i>	2
<i>Prunus avium</i>	2
<i>Prunus domestica</i>	2
<i>Pyrus communis</i>	2
<i>Rosa canina</i>	2
<i>Senecio vulgaris</i>	2
<i>Sparganium erectum</i>	2
<i>Stellaria nemorum</i>	2
<i>Thlaspi arvense</i>	2
<i>Thlaspi perfoliatum</i>	2
<i>Trifolium medium</i>	2
<i>Triticum aestivum</i>	2
<i>Tussilago farfara</i>	2
<i>Veronica chamaedrys</i>	2
<i>Veronica peregrina</i>	2
<i>Viola arvensis</i>	2
<i>Zea mays</i>	2
<i>Acinos arvensis</i>	1
<i>Aesculus hippocastanum</i>	1
<i>Alnus glutinosa</i>	1
<i>Alnus incana</i>	1
<i>Anthoxanthum odoratum agg.</i>	1
<i>Atriplex prostrata</i>	1
<i>Brachypodium pinnatum</i>	1
<i>Brassica napus</i>	1
<i>Bromus arvensis</i>	1

A17

Art	Häufigkeit
<i>Butomus umbellatus</i>	1
<i>Calamagrostis canescens</i>	1
<i>Carduus nutans</i>	1
<i>Carex riparia</i>	1
<i>Carex vulpina</i>	1
<i>Carum carvi</i>	1
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	1
<i>Chenopodium ficifolium</i>	1
<i>Clematis alpina</i>	1
<i>Cuscuta europaea</i>	1
<i>Datura stramonium</i>	1
<i>Echium vulgare</i>	1
<i>Eleocharis uniglumis</i>	1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1
<i>Euphorbia peplus</i>	1
<i>Fagus sylvatica</i>	1
<i>Fragaria vesca</i>	1
<i>Galium uliginosum</i>	1
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	1
<i>Geranium pratense</i>	1
<i>Hieracium aurantiacum</i>	1
<i>Hordeum vulgare</i>	1
<i>Leontodon autumnalis</i>	1
<i>Mahonia aquifolium</i>	1
<i>Melilotus officinalis</i>	1
<i>Papaver dubium</i>	1
<i>Parthenocissus inserta</i>	1
<i>Persicaria minor</i>	1
<i>Poa annua</i>	1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	1
<i>Rumex palustris</i>	1
<i>Sagina apetala</i> agg.	1
<i>Salix purpurea</i>	1
<i>Saponaria officinalis</i>	1
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	1
<i>Setaria viridis</i>	1
<i>Tilia platyphyllos</i>	1
<i>Typha latifolia</i>	1

A18 Alle 95 getesteten hydrologischen, meteorologischen und morphologischen Prädiktoren

Nr.	Beschreibung der hydrologischen Prädiktoren
01	Mittlerer Grundwasserstand (m)
02	Maximaler Grundwasserstand (m)
03	Minimaler Grundwasserstand (m)
04	Standardabweichung des Grundwasserstandes (m)
05	Spanne des Grundwasserstandes (m)
06	Summe der Überflutungstage (Tage)
07	Längste Überflutungsperiode (Tage)
08	Maximale Höhe der Überflutung (m)
09	Tag nach Beginn der Vegetationsperiode, an dem die längste Überflutungsperiode begann (m)
10	Tag im Jahr, an dem die längste Überflutungsperiode begann (m)
11–13	Summe der Überflutungstage in den ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
14–16	Längste Überflutungsperiode in den ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
17–23	Summe der Tage mit einem Grundwasserstand unter 30, 50, 70, 100, 150, 200, 250 cm unter GOK war (Tage)
24–30	Summe der Tage mit einem Grundwasserstand über 30, 50, 70, 100, 150, 200, 250 cm unter GOK war (Tage)
31–37	Längste Periode mit einem Grundwasserstand unter 30, 50, 70, 100, 150, 200, 250 cm unter GOK war (Tage)
38–44	Längste Periode mit einem Grundwasserstand über 30, 50, 70, 100, 150, 200, 250 cm unter GOK war (Tage)
45–52	Summe der Tage mit einer Überflutungshöhe von mehr als 5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150 cm (Tage)
53–60	Längste Periode mit einer Überflutungshöhe von mehr als 5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150 cm (Tage)
61–63	Summe der Tage mit einem Grundwasserstand unter 50 cm unter GOK war während der ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
64–66	Längste Periode mit einem Grundwasserstand unter 50 cm unter GOK war während der ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
67–69	Summe der Tage mit einem Grundwasserstand unter 50 cm unter GOK war und der tägliche Niederschlag < 1 mm war, während der ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
70–72	Summe der Tage mit einem Grundwasserstand unter 50 cm unter GOK war und der tägliche Niederschlag ≥ 1 mm war, während der ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
73–75	Längste Periode mit einem Grundwasserstand unter 50 cm unter GOK war und der tägliche Niederschlag < 1 mm war, während der ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
76–78	Längste Periode mit einem Grundwasserstand unter 50 cm unter GOK war und der tägliche Niederschlag ≥ 1 mm war, während der ersten 60, 80, 100 Tagen der Vegetationsperiode (Tage)
79–81	Anzahl der Perioden mit Überflutungen von mehr als 5, 7, 10 Tagen

A18

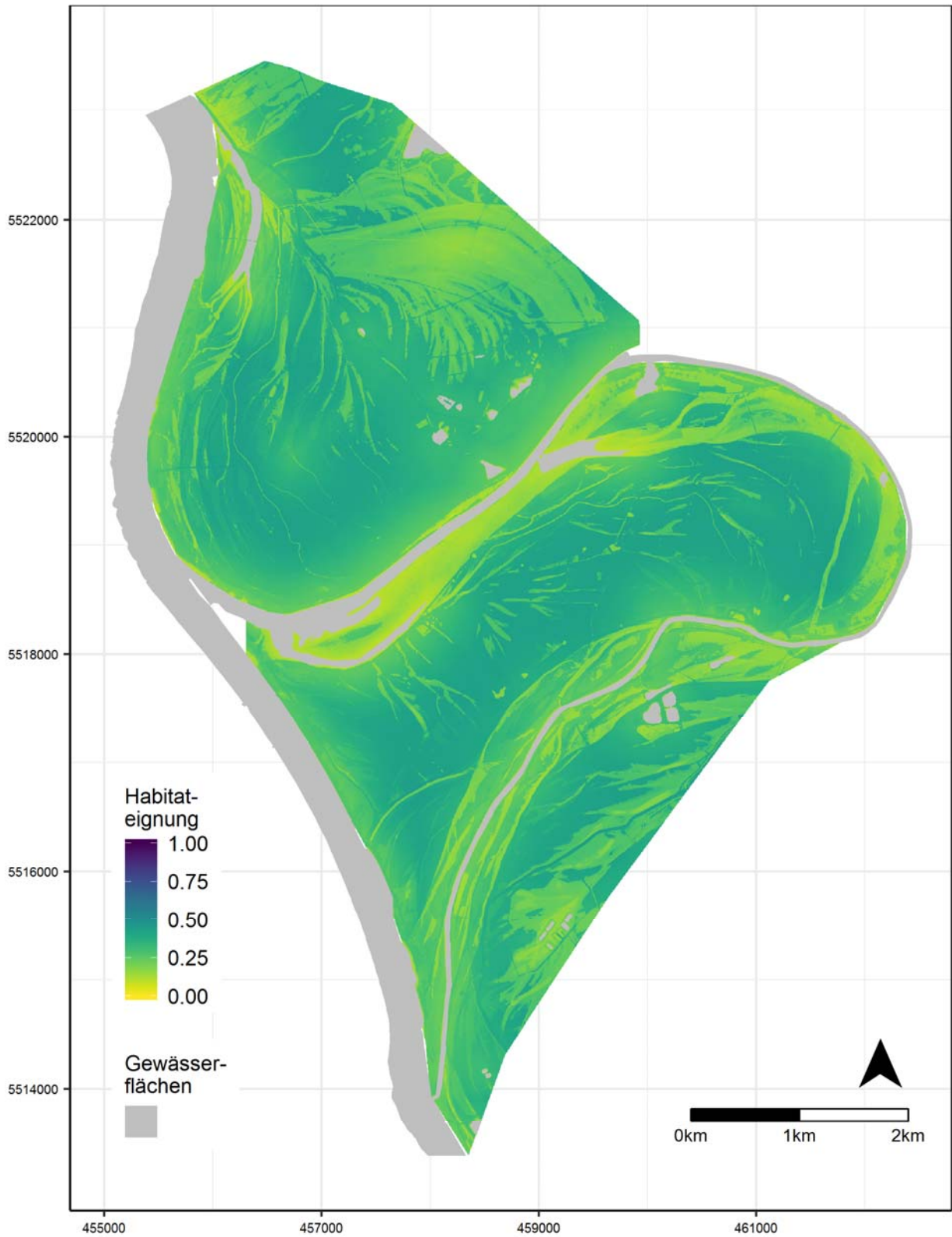
Nr.	Beschreibung der meteorologischen Prädiktoren
01	Niederschlagssumme (mm)
02	Anzahl der nassen Tage (Niederschlag \geq 1 mm) (Tage)
03	Anzahl der trockenen Tage (Niederschlag $<$ 1 mm) (Tage)
04	Längste Periode mit nassen Tagen (Niederschlag \geq 1 mm) (Tage)
05	Längste Periode mit trockenen Tagen (Niederschlag $<$ 1 mm) (Tage)

Nr.	Beschreibung der morphologischen Prädiktoren
01	Höhe über N. N. (m)
02–03	Exposition des Geländes: Northness und Eastness
04–05	Rechtswert und Hochwert
06	Distanz zum Rhein (m)
07	Distanz zum Rhein oder Altrhein (m)
08	Distanz zur nächsten Gewässerfläche (Rhein, Altrhein oder Stillgewässer) (m)
09	Topographic wetness index

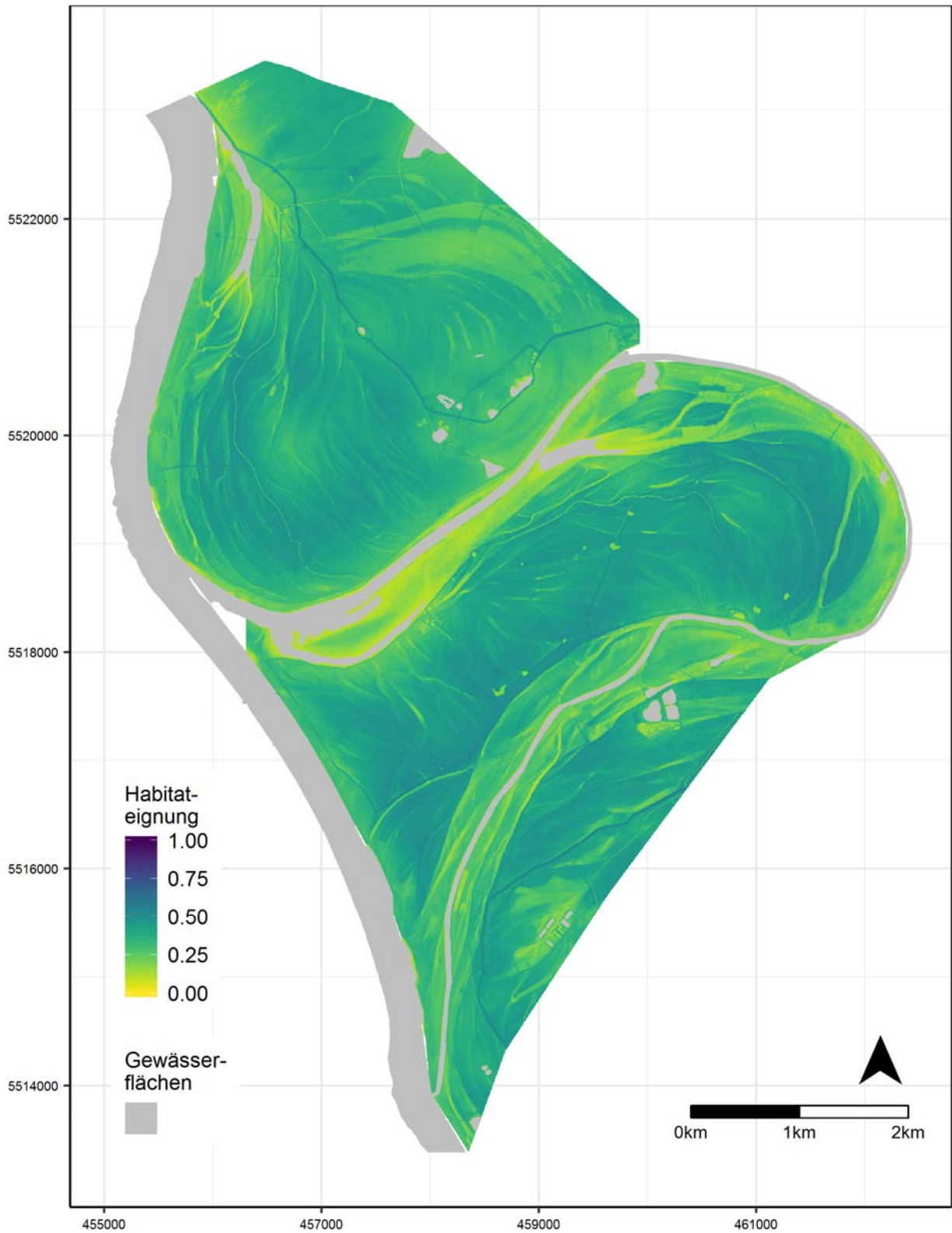
A19 Räumliche explizite Projektionen der Habitateignung

Nachfolgend sind räumlich explizite Projektionen der Habitateignung (1) für jede der 23 Zielarten einzeln, aggregiert (2) für stark gefährdete und gefährdete Arten der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Hemm et al. 2008), und (3) für Stromtalpflanzen im engeren Sinn nach Burkart (2001), zu finden. Die Karten sind im UTM-Koordinatensystem (ETRS89 / UTM Zone 32N, EPSG: 25832) abgebildet.

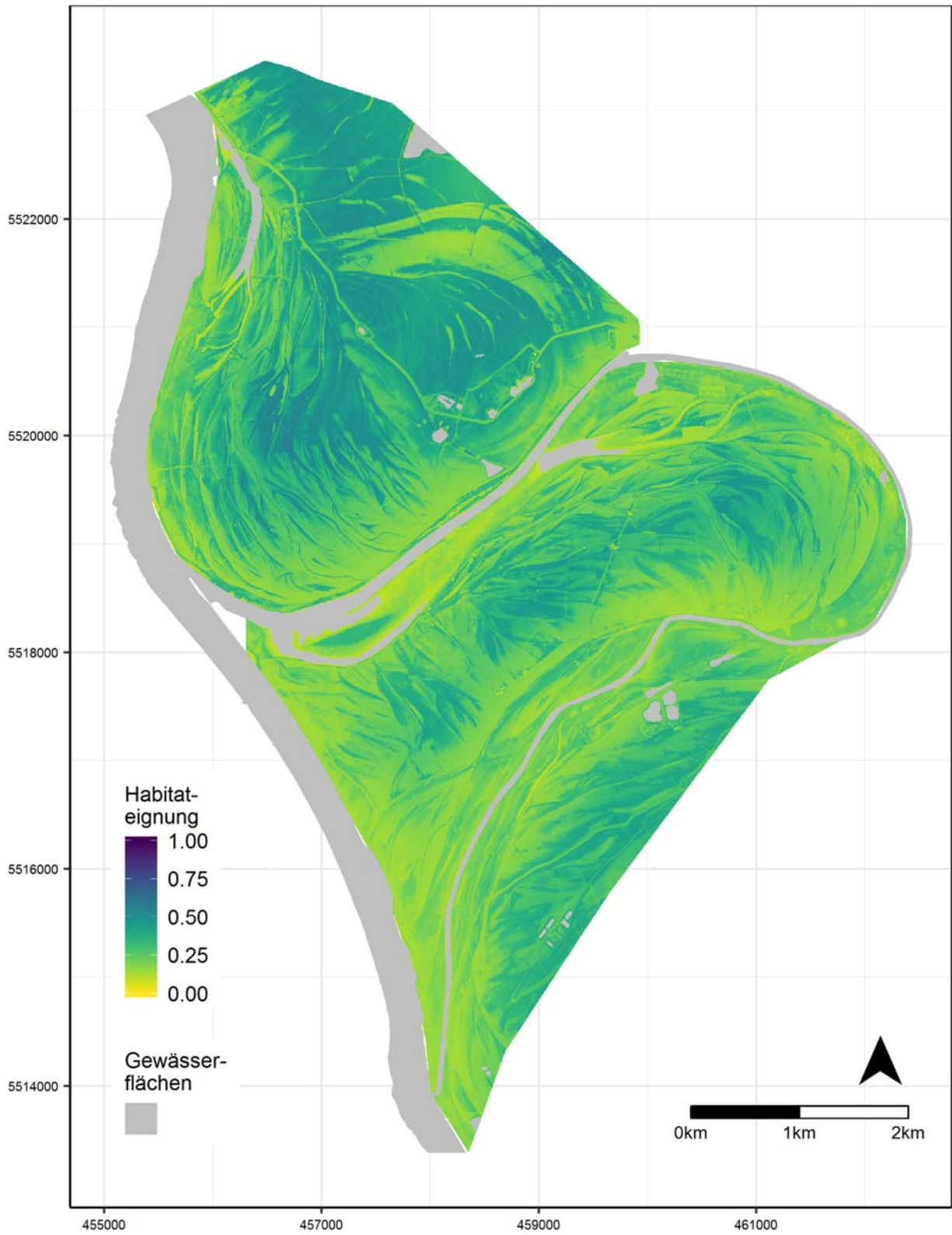
Achillea millefolium



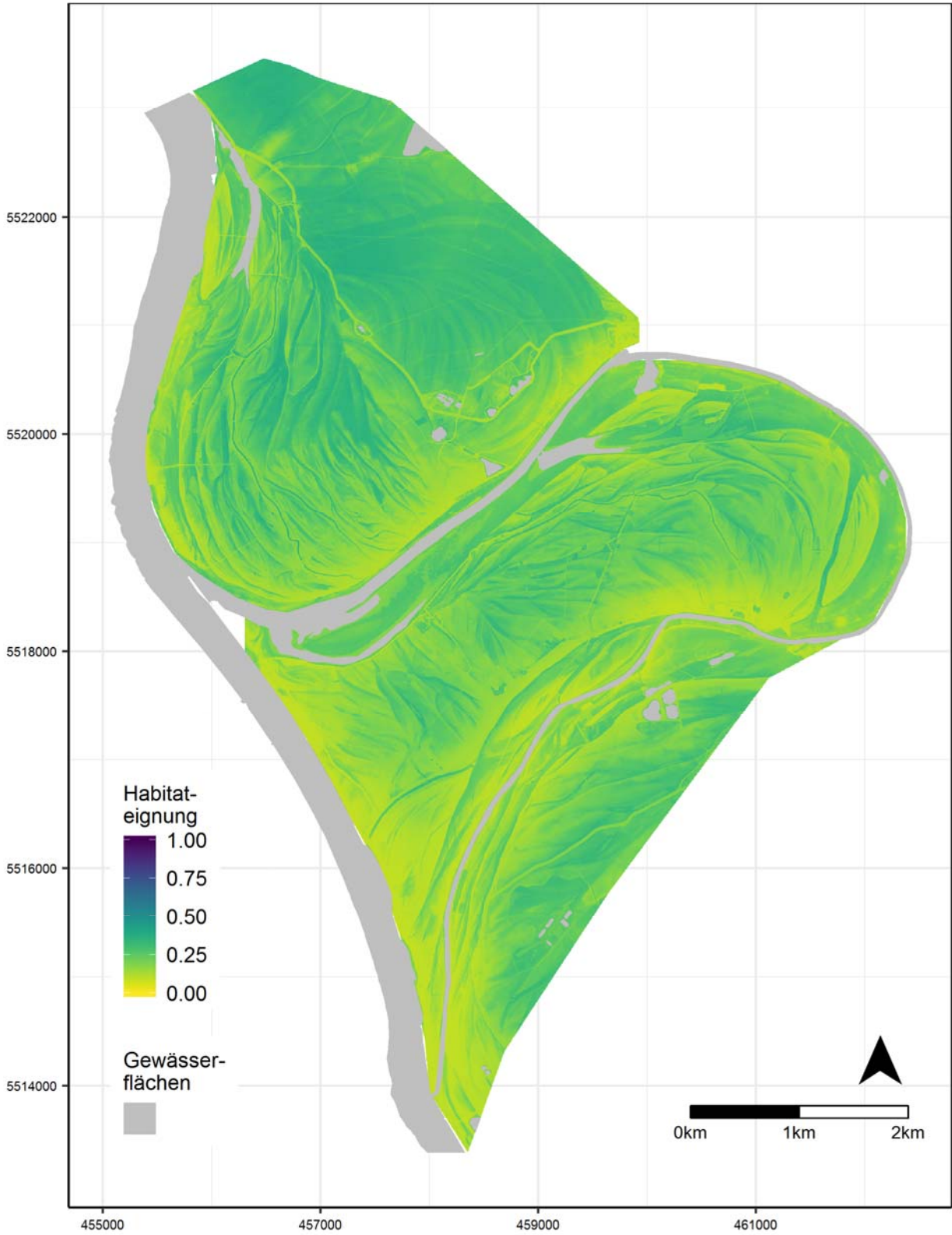
Agrimonia eupatoria



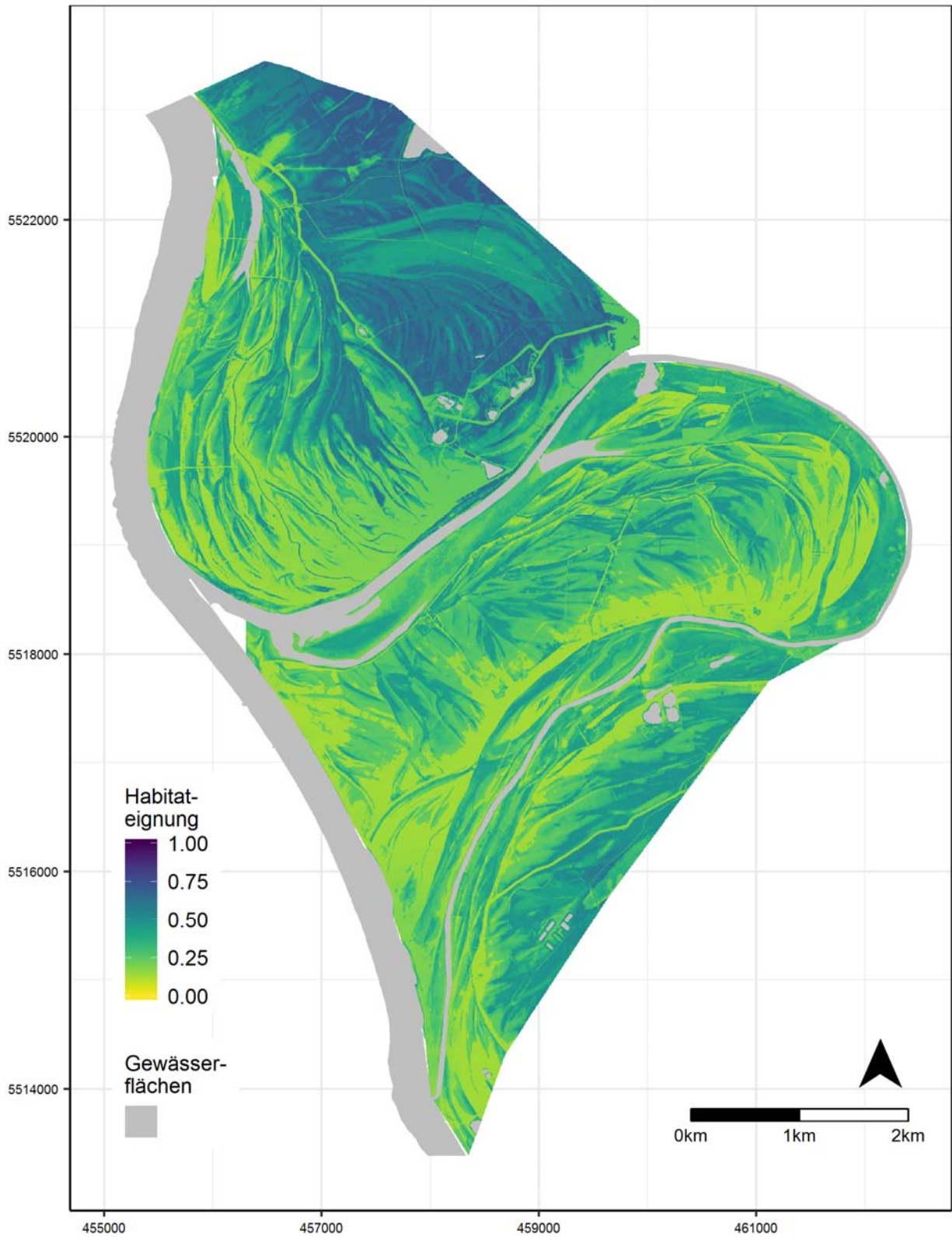
Arabis nemorensis



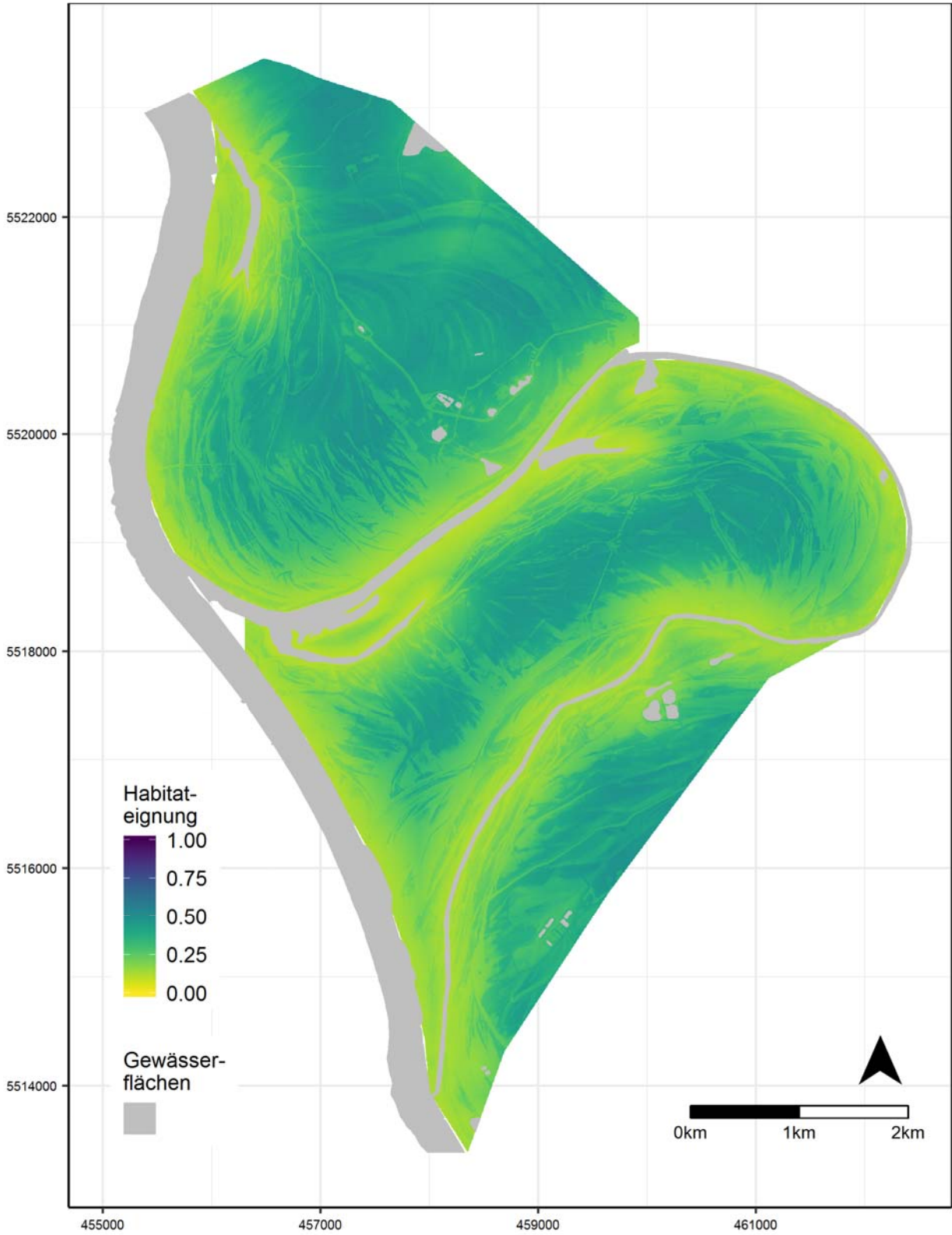
Bromus racemosus



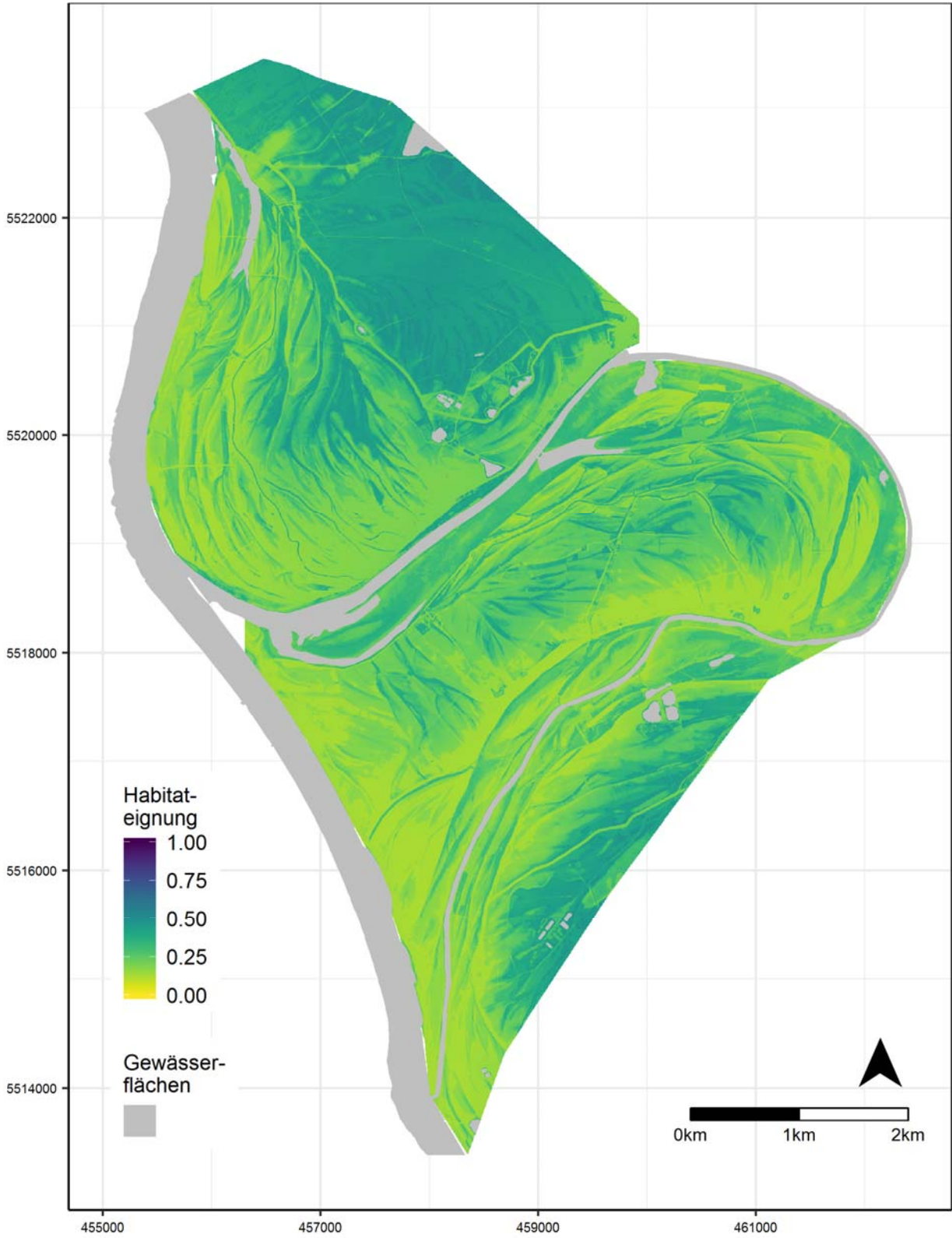
Centaurea jacea



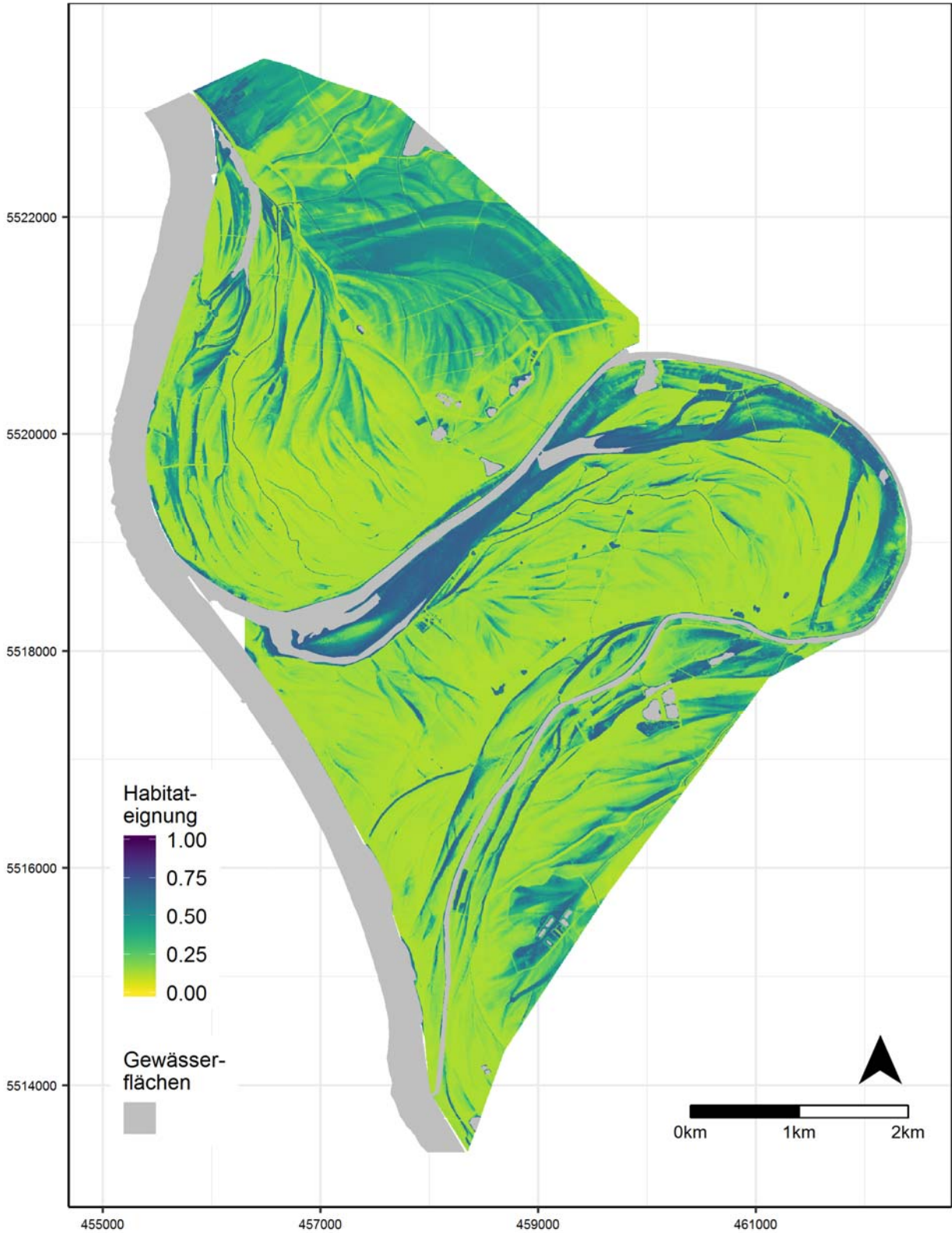
Galium boreale



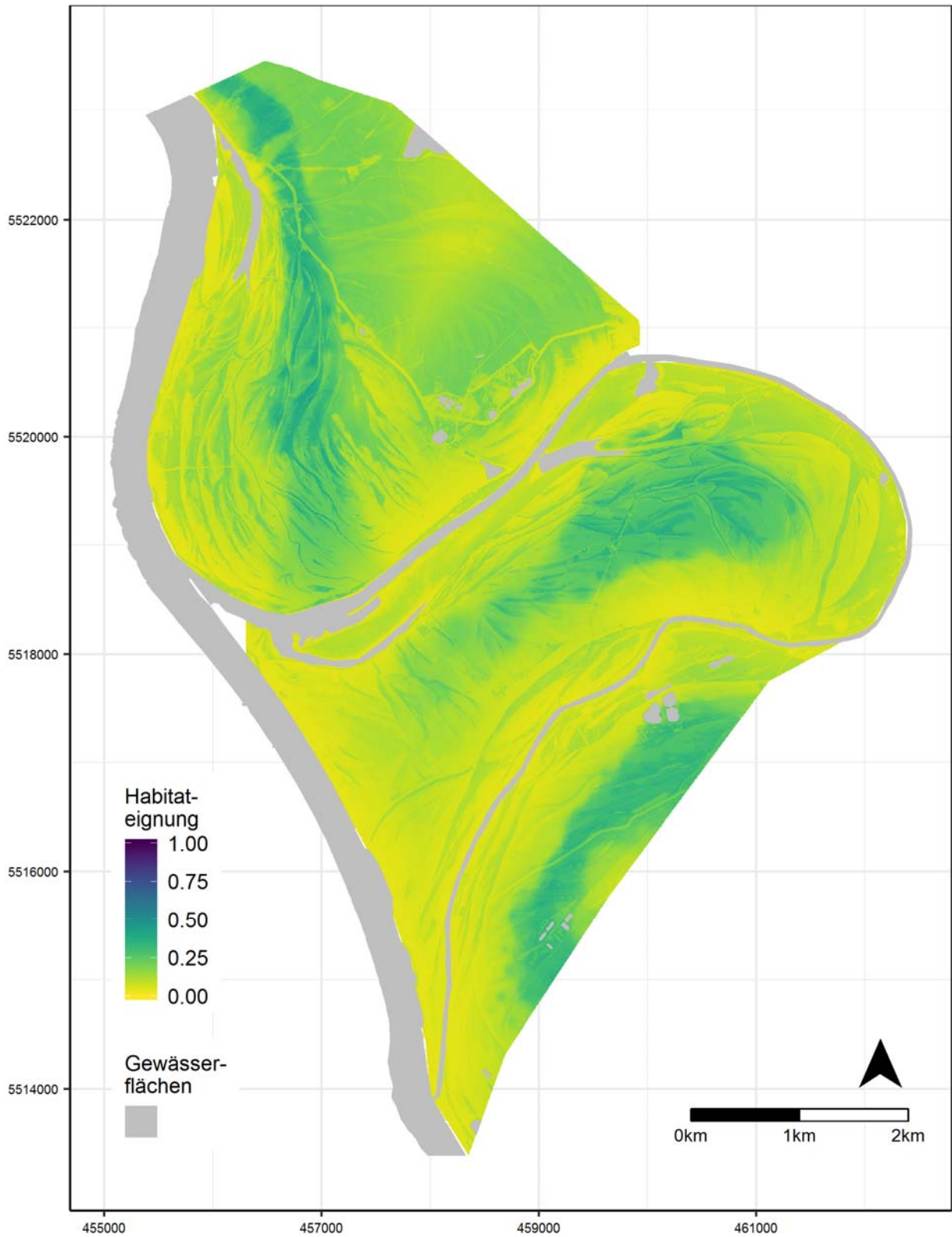
Inula salicina



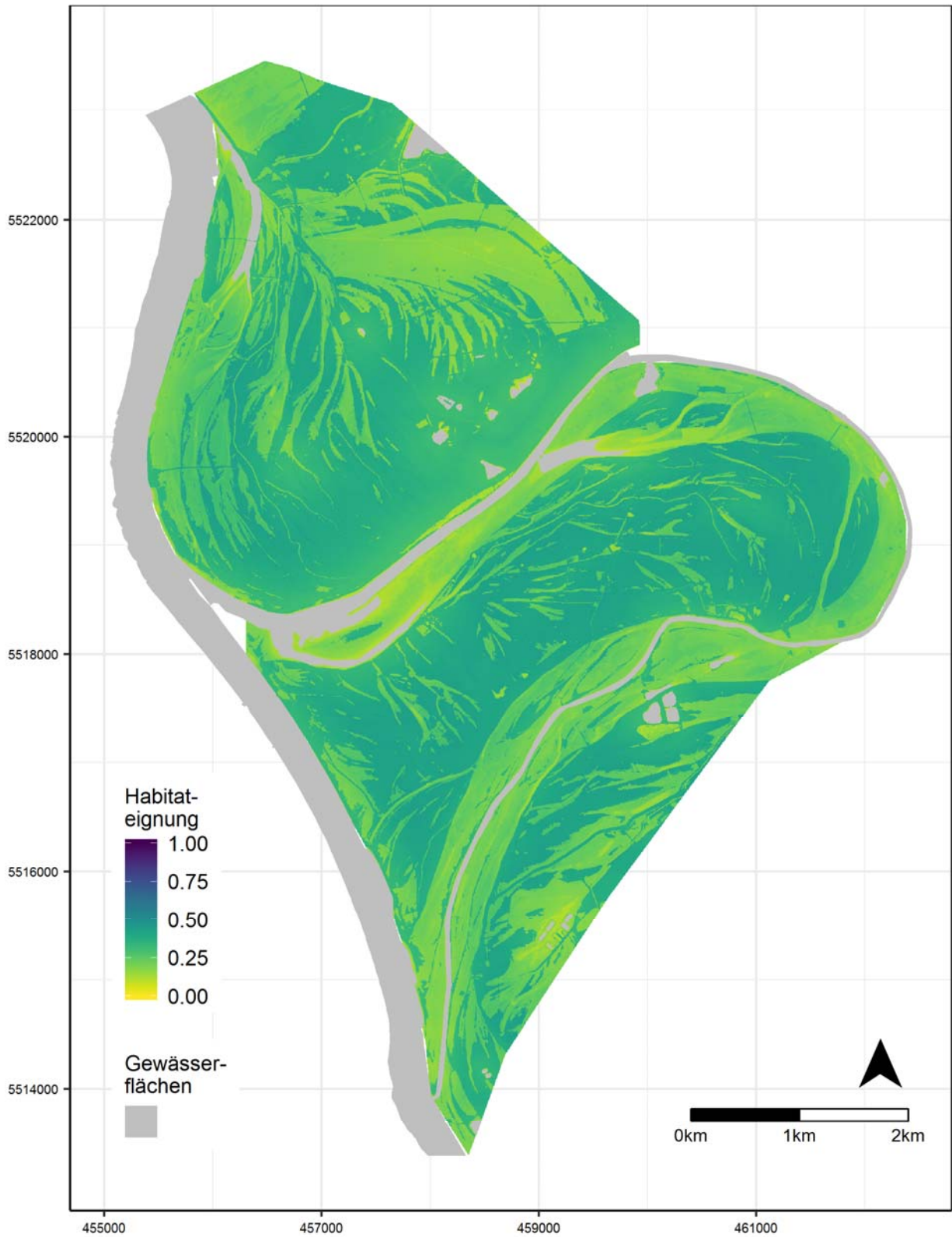
Iris pseudacorus



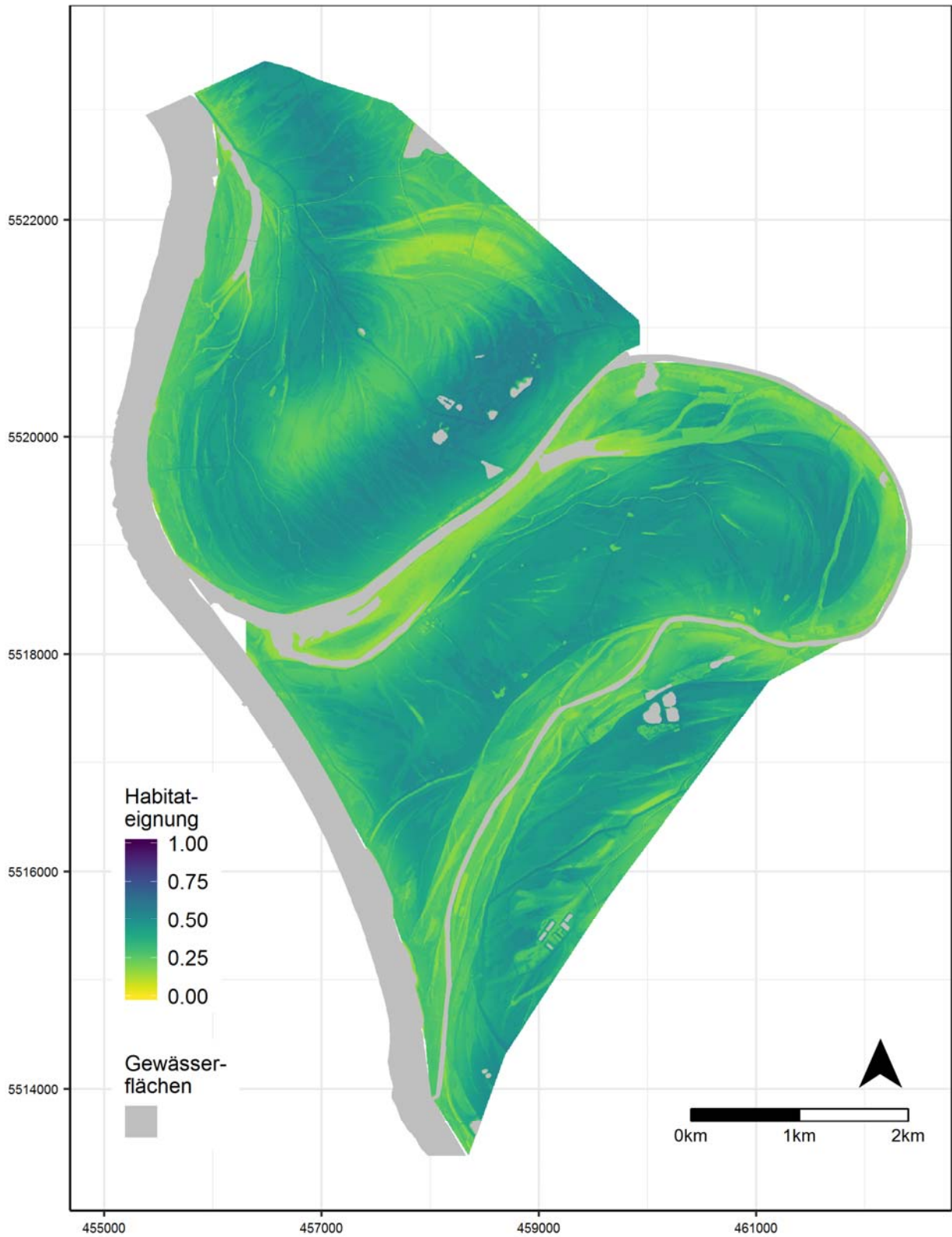
Iris spuria



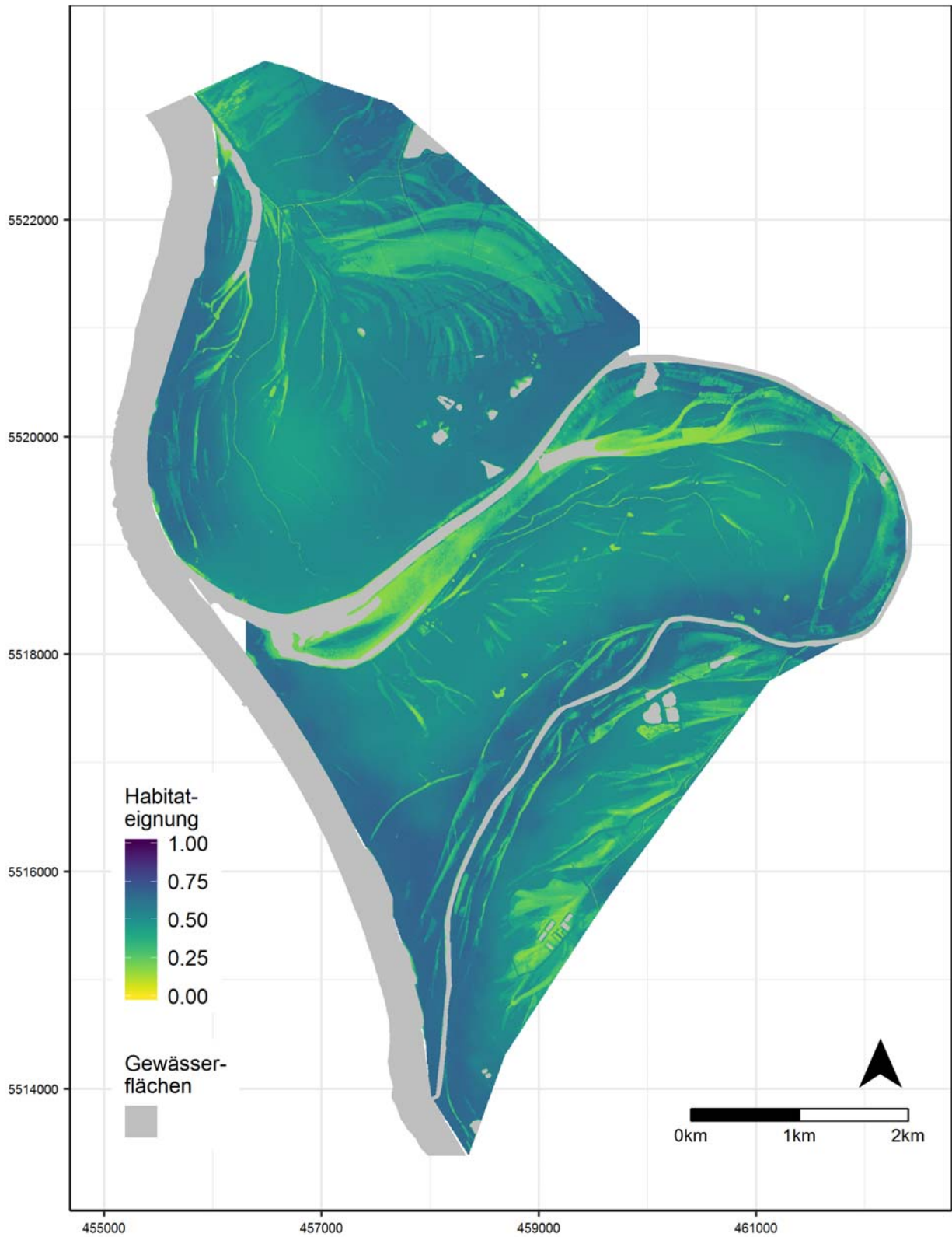
Leucanthemum vulgare



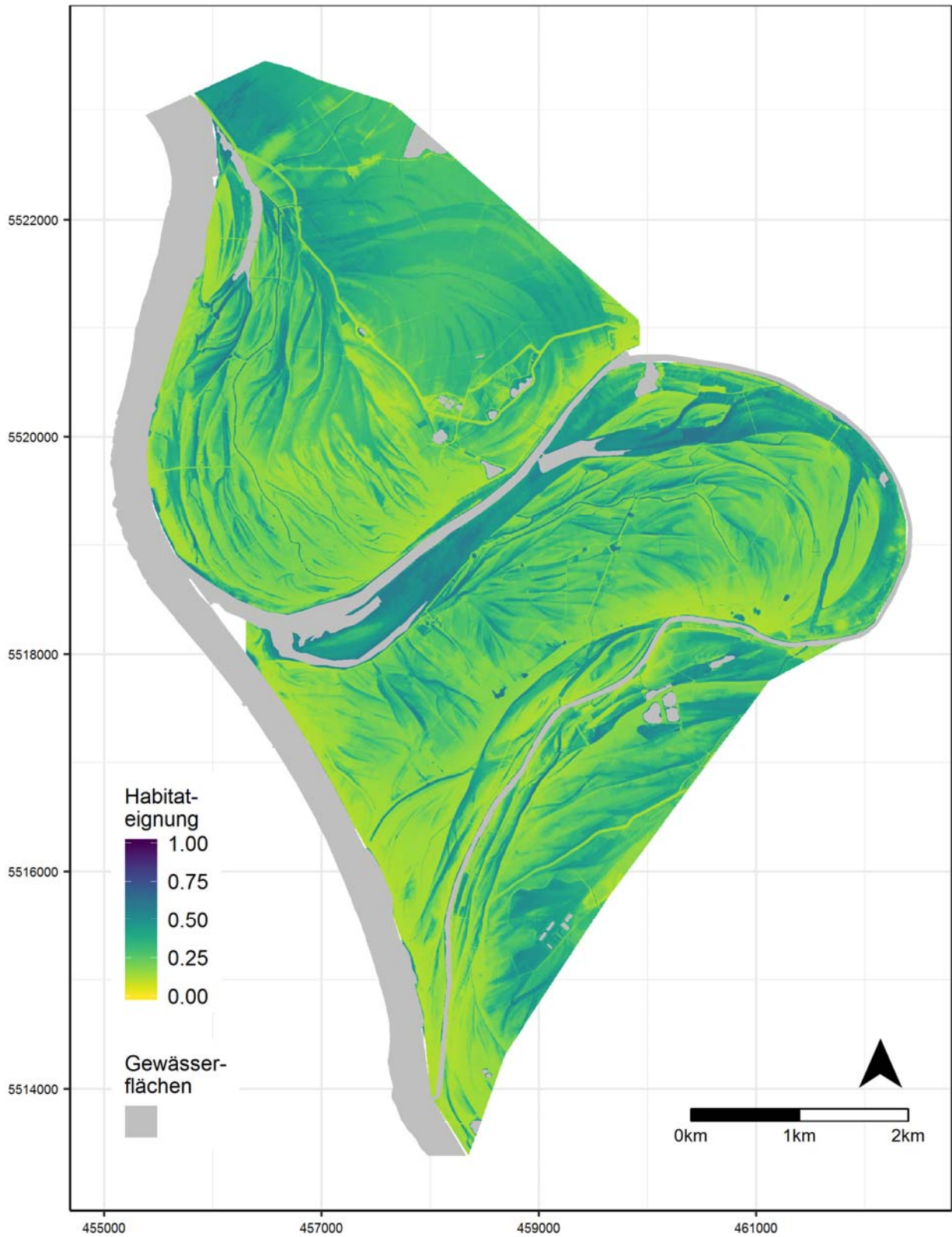
Linum catharticum



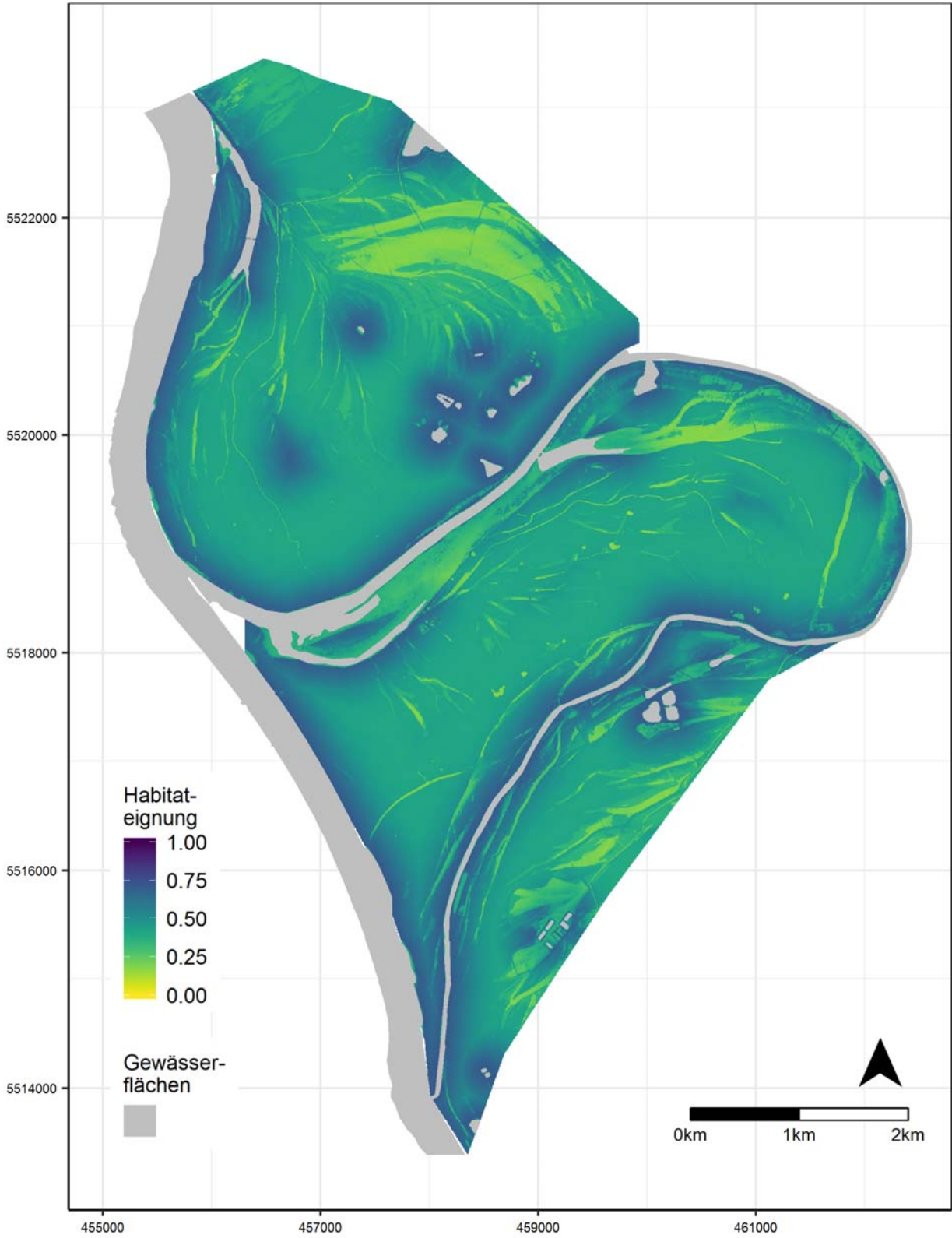
Lotus corniculatus



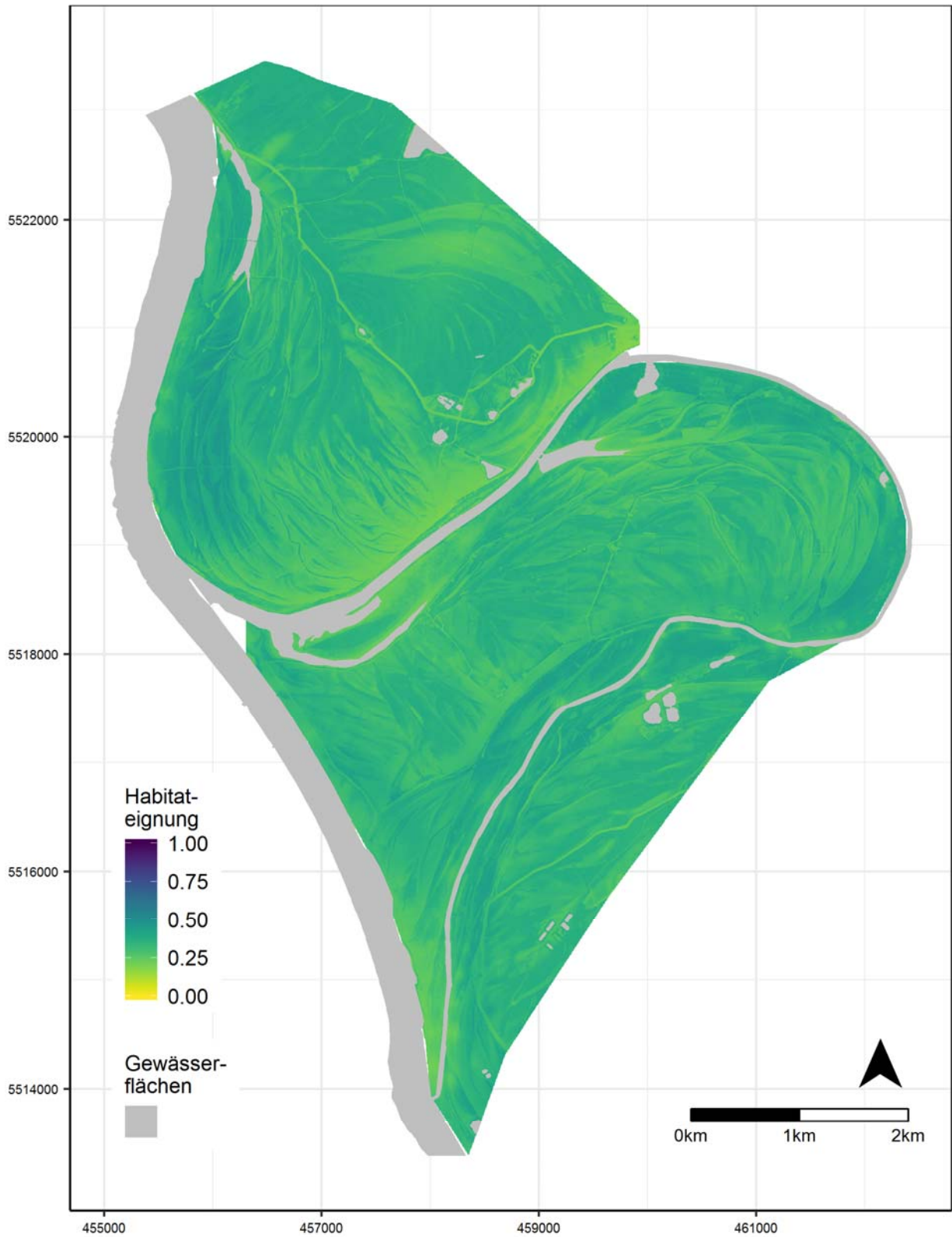
Lysimachia vulgaris



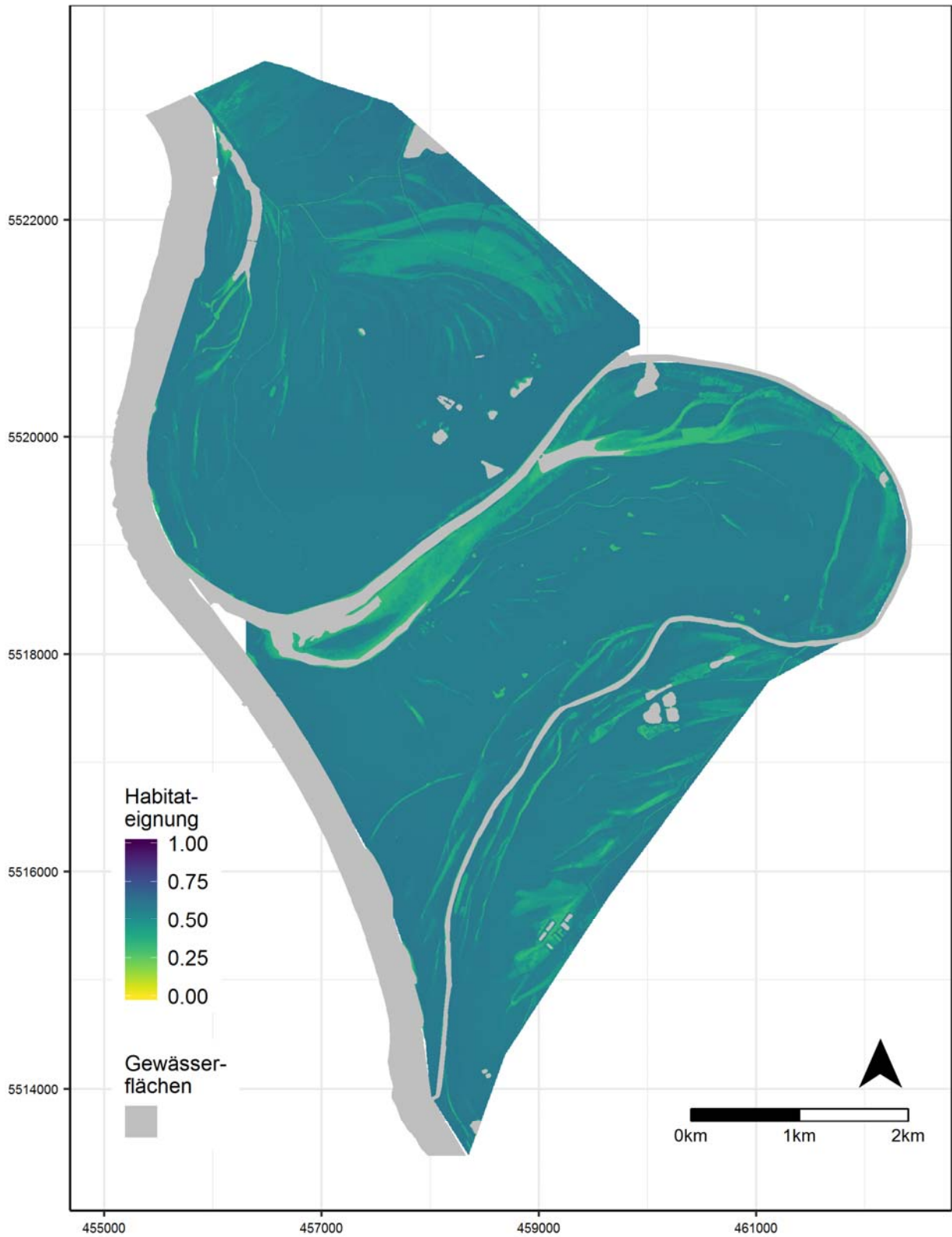
Peucedanum officinale

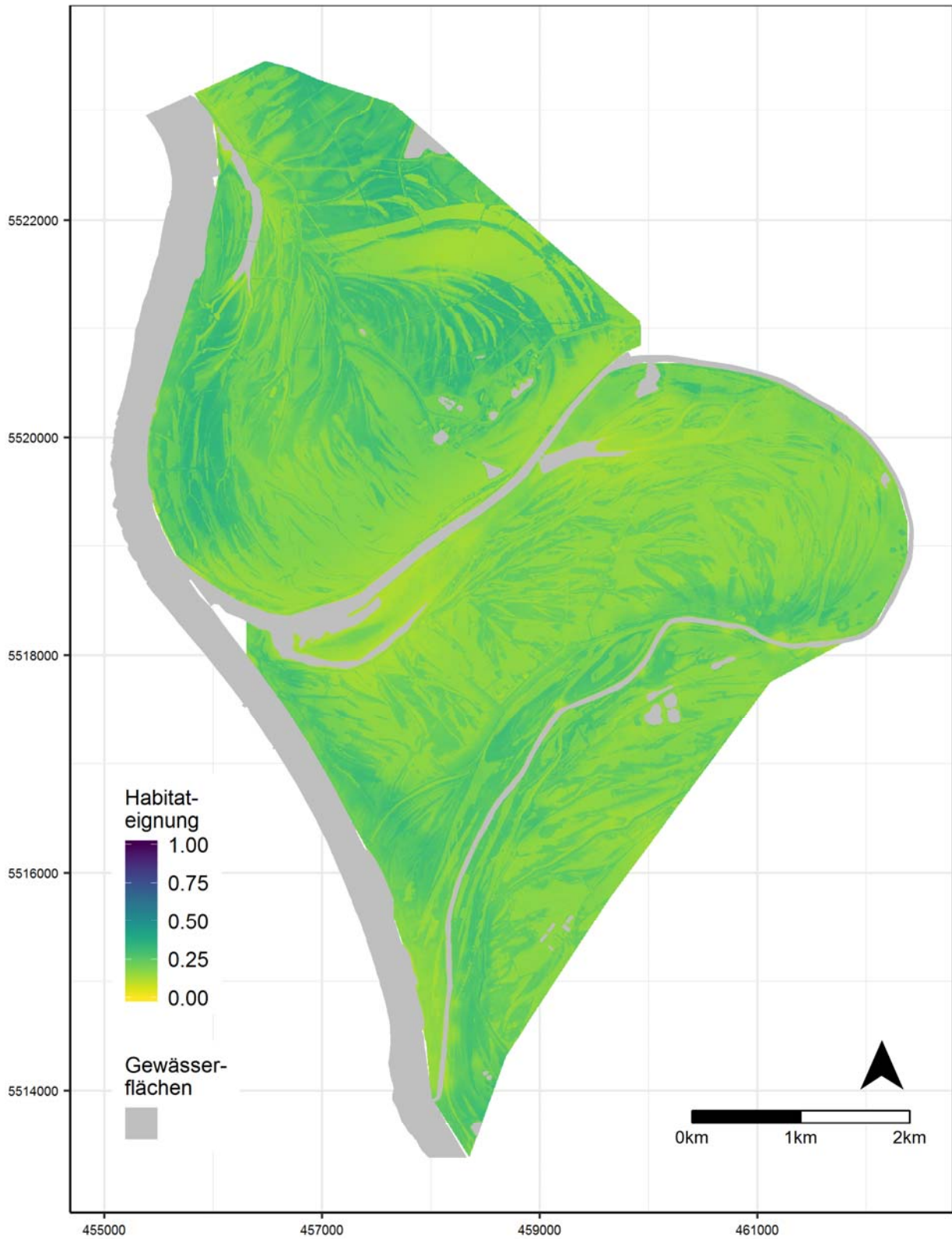


Prunella vulgaris

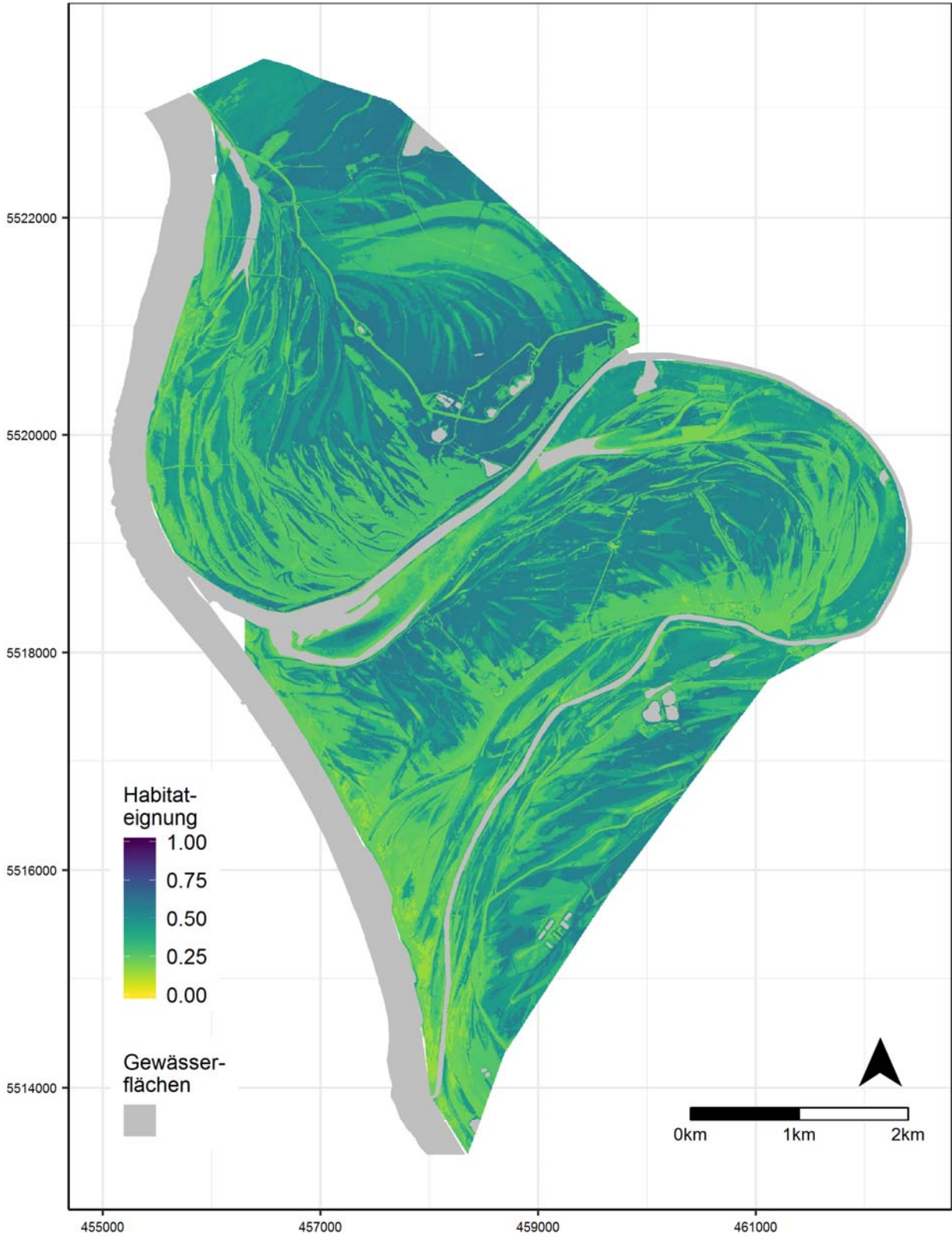


Ranunculus acris

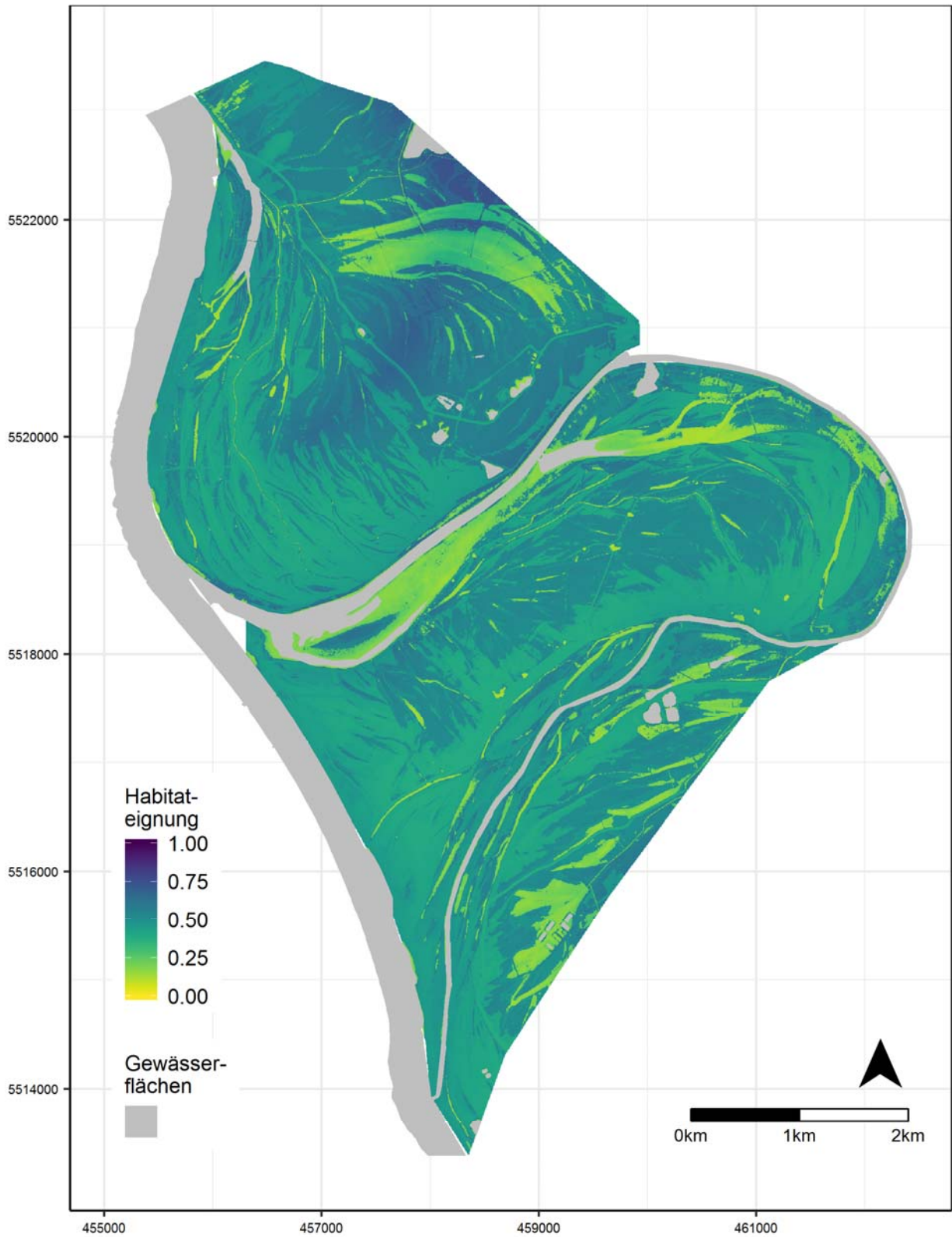


Rhinanthus alectorolophus

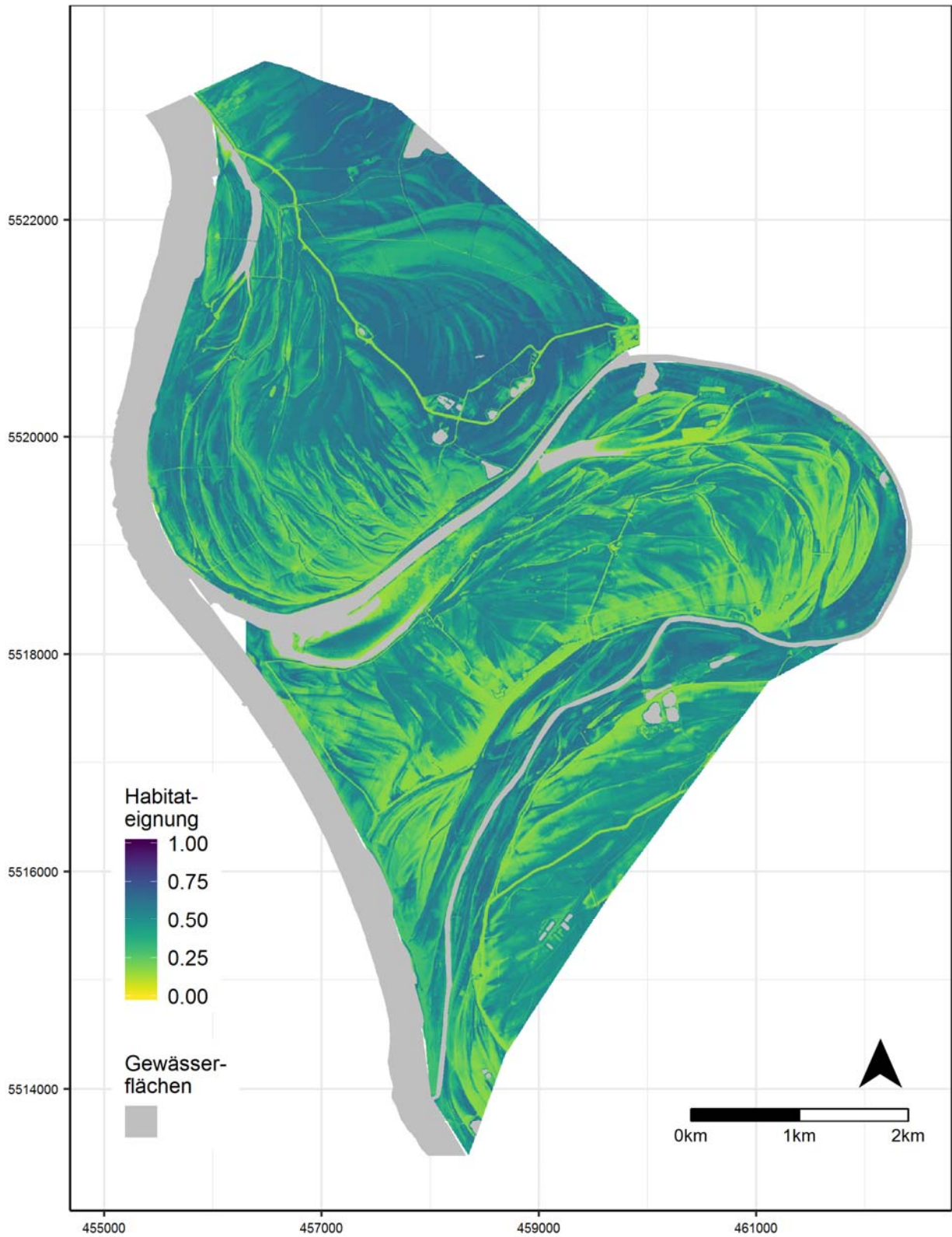
Sanguisorba officinalis



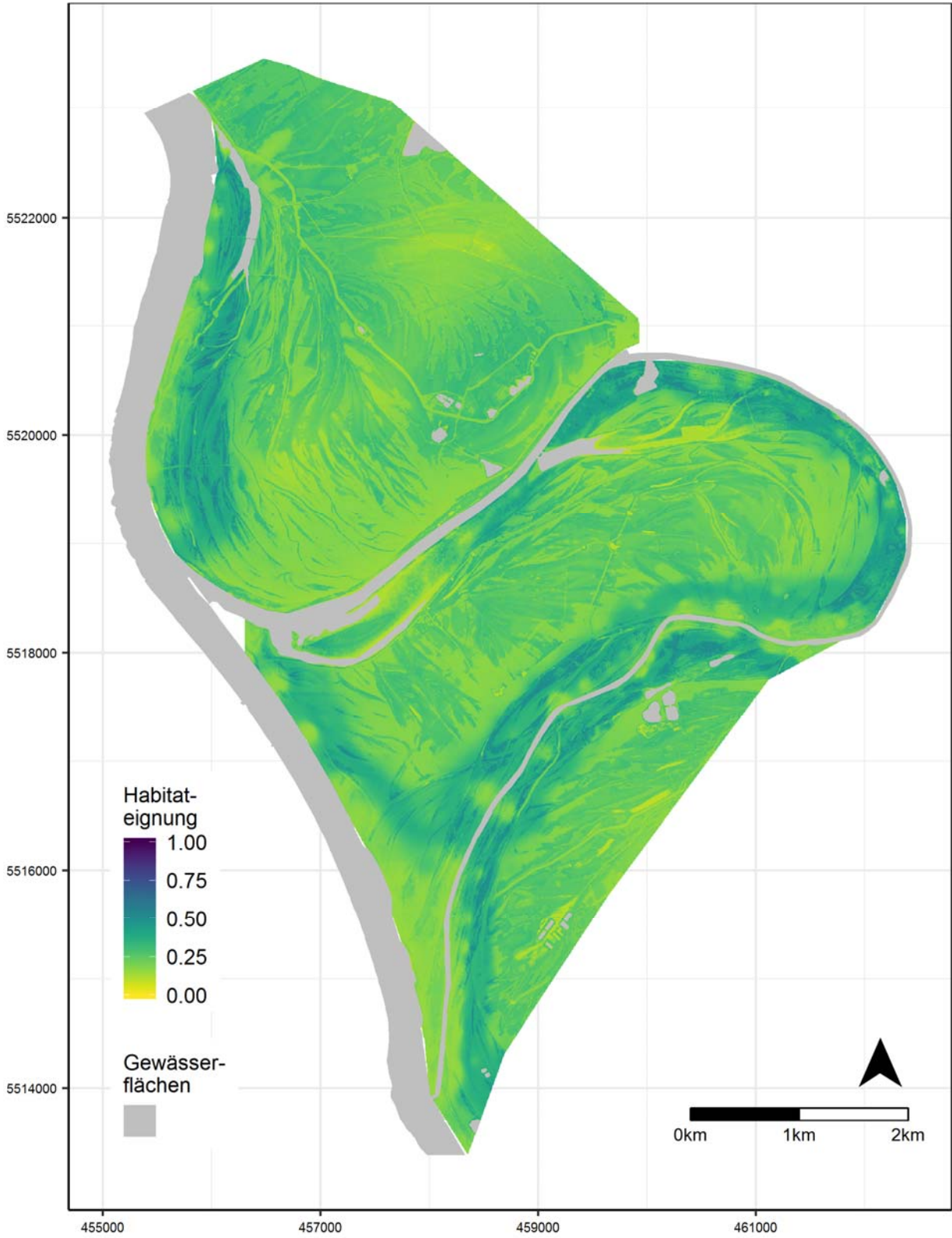
Serratula tinctoria



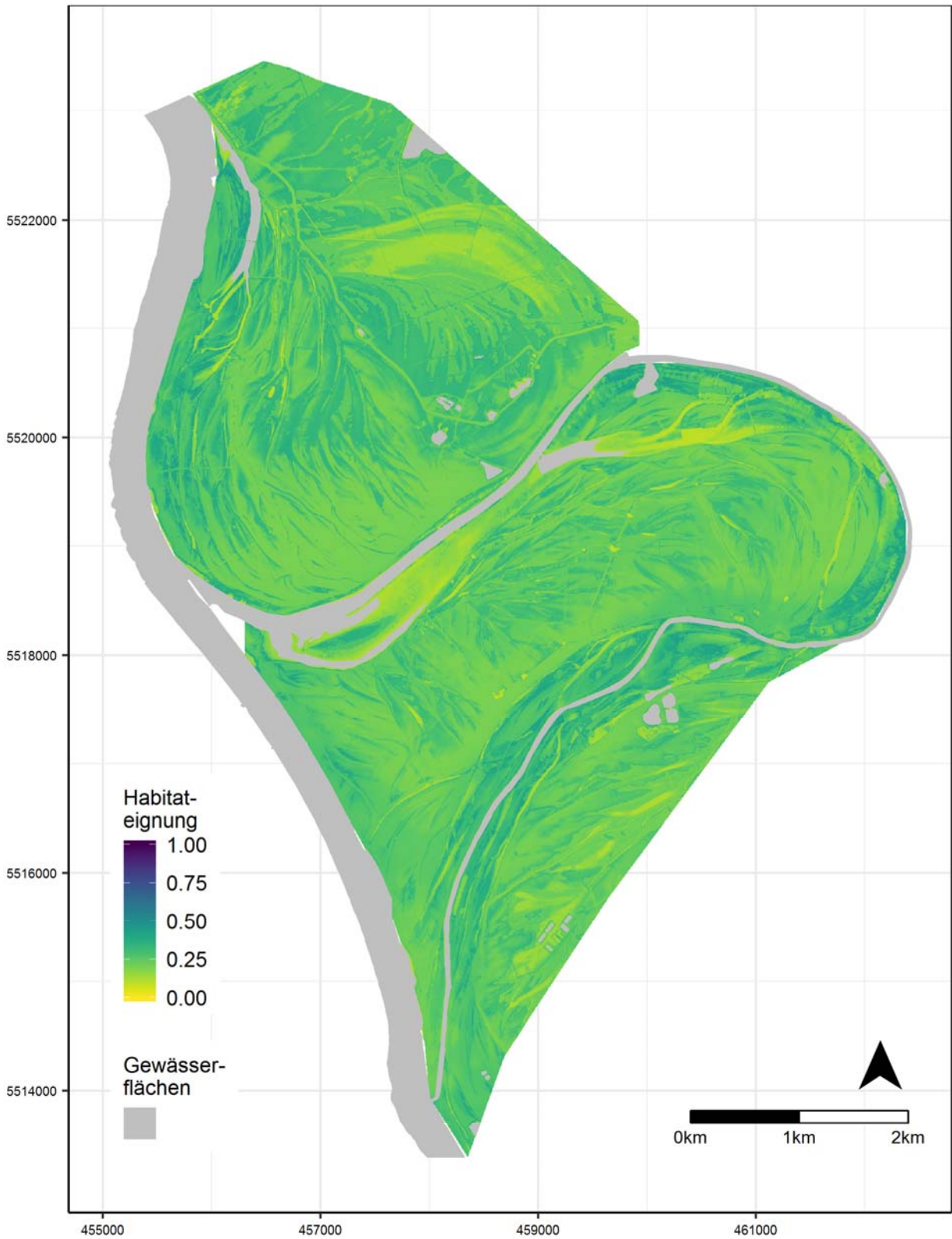
Silaum silaus

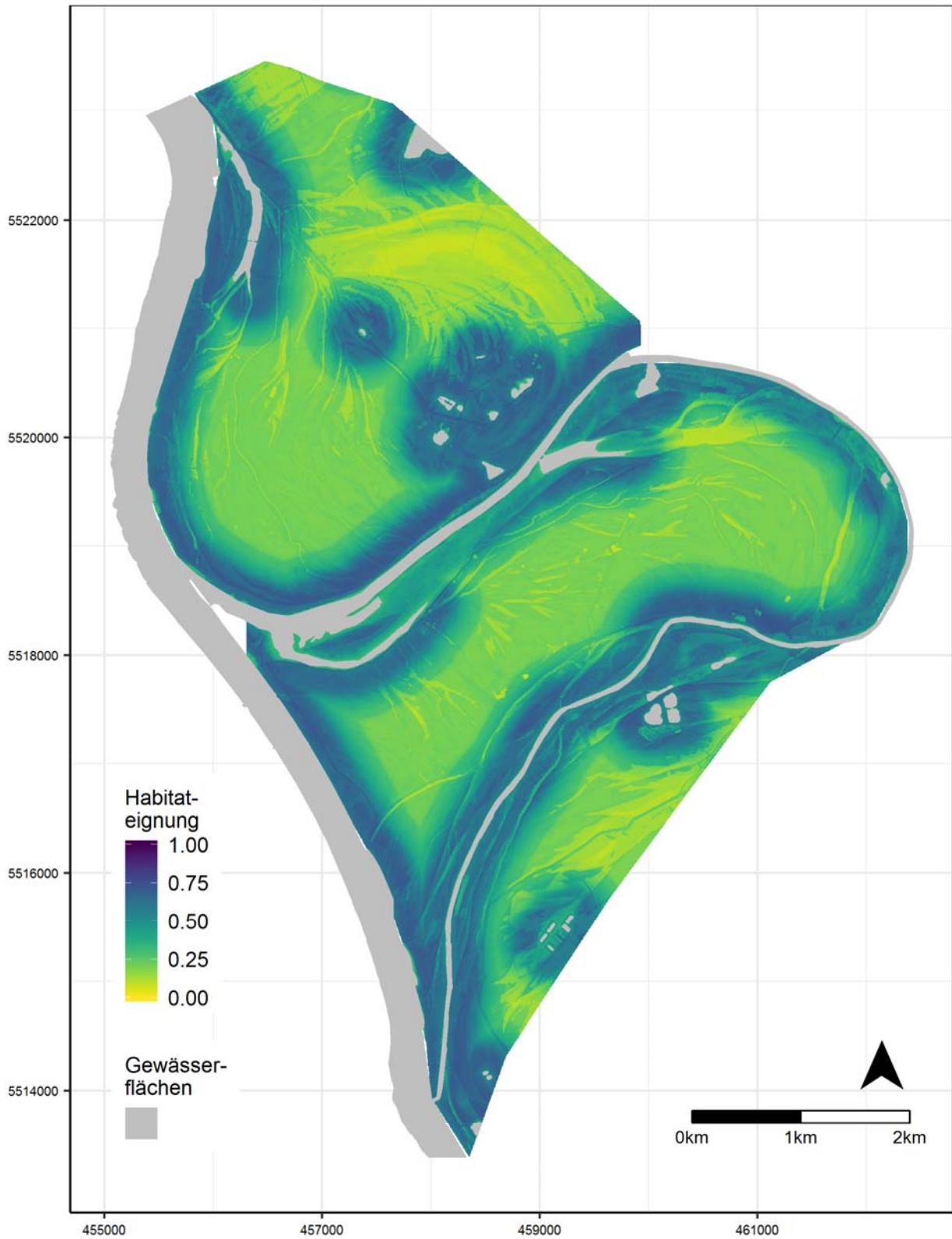


Thalictrum flavum

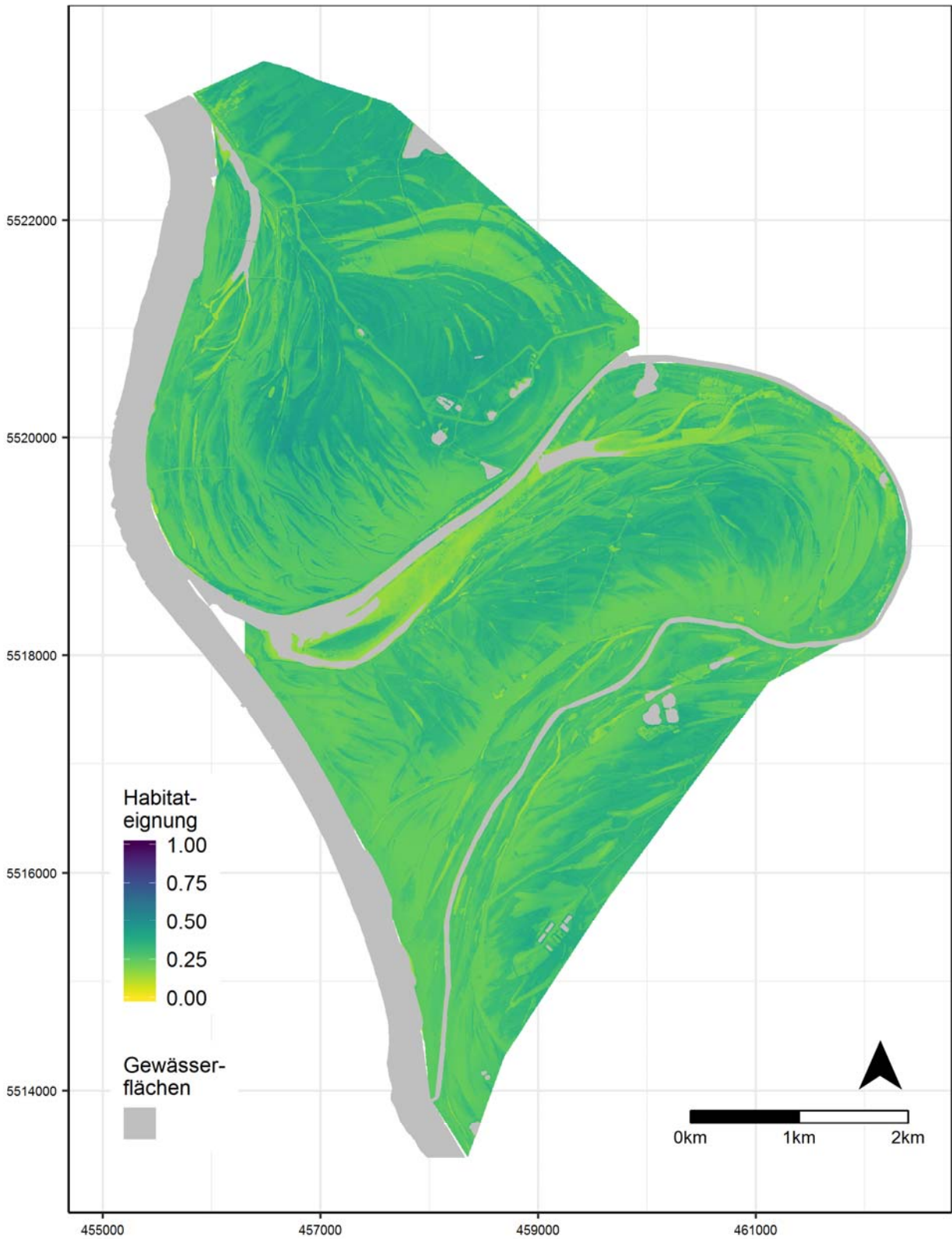


Veronica maritima



Vincetoxicum hirsutum

Rote Liste Arten



Stromtalarten nach Burkart

