

TEXTE

143/2026

Teilbericht

Satellitendatengestützte Erfassung von Gewässerrandstreifen und deren Wirkung auf den partikelgebundenen Stoffeintrag in Gewässer

Entwicklung eines bundesweit anwendbaren
methodischen Ansatzes

von:

Stephan Fuchs, Michelle Wild
Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe

Nils Wolf, Kian Pakzad

EFTAS Fernerkundung Technologietransfer GmbH, Münster

Micha Gebel

VisDat geodatentechnologie GmbH, Dresden

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 143/2026

REFOPLAN des Bundesministeriums für Umwelt,
Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3722 24 201 0

Teilbericht

Satellitendatengestützte Erfassung von Gewässerrandstreifen und deren Wirkung auf den partikelgebundenen Stoffeintrag in Gewässer

Entwicklung eines bundesweit anwendbaren
methodischen Ansatzes

von

Stephan Fuchs, Michelle Wild
Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe

Nils Wolf, Kian Pakzad
EFTAS Fernerkundung Technologietransfer GmbH, Münster

Micha Gebel
VisDat geodatentechnologie GmbH, Dresden

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Umwelt -
Wassergütewirtschaft
Gotthard-Franz-Str. 3
77131 Karlsruhe

Abschlussdatum:

Juli 2026

Redaktion:

Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer, II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser und
Boden
Antje Ullrich, Matthias Rothe

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-8788>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, September 2026

© Alle Rechte vorbehalten

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen*Autoren.

Kurzbeschreibung: Satellitendatengestützte Erfassung von Gewässerrandstreifen und deren Wirkung auf den partikelgebundenen Stoffeintrag in Gewässer

Der entwickelte methodische Ansatz zur Detektion von Gewässerrandstreifen kombiniert hochauflösende Fernerkundungsdaten mit weiteren Geodaten in modellgestützten Verfahren. Dabei wurden Digitale Orthophotos mittels neuronaler Netze zur Klassifikation der Landbedeckung ausgewertet und mit multispektralen Satellitendaten kombiniert, um die ganzjährige Vegetationsbedeckung zu erfassen. Ergänzend wurden Bewirtschaftungs- und Landnutzungsdaten einbezogen. Die vorliegenden Datensätze wurden in zwei unterschiedlich datenintensiven Szenarien zusammengeführt. Die Methodenentwicklung erfolgte in ausgewählten Testgebieten. Der resultierende Ansatz ermöglicht eine zuverlässige und hochauflösende Erfassung von Gewässerrandstreifen. Insbesondere bei Verknüpfung aller Daten liegt zu den manuell kartierten Referenzdaten eine hohe Übereinstimmung vor. Der datenreduzierte Ansatz führt dagegen zu deutlichen Überschätzungen. Eine umfassende Datengrundlage ist entscheidend für belastbare Ergebnisse.

Die detektierten Gewässerrandstreifen wurden in ein bestehendes Modell integriert und ein methodischer Ansatz entwickelt, um ihren Einfluss auf den Sedimenteintrag zu simulieren. Die Modellergebnisse zeigen, dass Gewässerrandstreifen zu einer signifikanten Reduktion des Sedimenteintrags und damit zum Gewässerschutz beitragen können. In den untersuchten Testgebieten wurden Minderungen von etwa 10 bis 20 % erzielt. Die Wirkung hängt lokal stark von Standortfaktoren wie Hangneigung, Bodenbeschaffenheit und hydrologischer Anbindung der Flächen ab.

Insgesamt liefert die Studie einen wichtigen methodischen und inhaltlichen Beitrag zur flächendeckenden Detektion und Bewertung von Gewässerrandstreifen. Die Kombination aus Fernerkundung und Modellierung eröffnet neue Möglichkeiten für die Planung, Bewertung und Weiterentwicklung von Maßnahmen zur Reduktion diffuser Stoffeinträge auf nationaler Ebene.

Abstract: Satellite-based mapping of riparian zones and their effect on particle-bound substance input into water bodies

The approach developed for detecting riparian buffer strips combines high-resolution remote sensing data with other geodata using model-based methods. Digital orthophotos were analysed using convolutional neural networks to classify land cover and combined with multispectral satellite data to capture year-round vegetation cover. In addition, management and land-use data were incorporated. The available data sets were merged applying two scenarios of varying data intensity. The methodology was developed in selected test areas. This approach enables the reliable and high-resolution mapping of riparian zones. In particular, when all data are combined, there is a high degree of consistency with manually mapped reference data. The data-reduced approach, on the other hand, leads to significant overestimates. A comprehensive data set is crucial for robust results.

The riparian buffer strips identified were then integrated into an existing model, and a methodological approach was developed to simulate their impact on sediment input. The model results show that riparian buffer strips contribute to a significant reduction in sediment input and thus to water protection. In the test areas studied, reductions of approximately 10 to 20 % were achieved. The effect depends on local conditions such as slope gradient, soil conditions and the hydrological connectivity.

Overall, the study makes an important methodological and substantive contribution to both the comprehensive detection and assessment of riparian buffer strips. The combination of remote sensing and modelling opens up new possibilities for the planning, assessment and further development of measures to reduce diffuse nutrient and pollutant inputs at national level.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Zusammenfassung.....	12
Summary	17
1 Einführung und Zielstellung.....	21
2 Detektion von Gewässerrandstreifen mittels Fernerkundung	23
2.1 Methodenentwicklung.....	23
2.1.1 Auswahl der Testgebiete.....	23
2.1.2 Workflow zur Erfassung von Gewässerrandstreifen	28
2.1.2.1 Ausweisung eines Prüfkorridors.....	31
2.1.2.2 Auswertung Digitaler Orthophotos	31
2.1.2.3 Auswertung multispektraler Satellitendaten	34
2.1.2.4 Auswertung von InVeKoS – Nutzcodes	35
2.1.2.5 Datenfusion und Postprocessing.....	36
2.2 Ergebnisse und Validierung.....	38
2.2.1 Testgebiete in Nordrhein-Westfalen (NW)	43
2.2.2 Testgebiet Kraichbach	45
2.3 Anforderungen für eine bundesweite Anwendung der Gewässerrandstreifen-Detektion mittel des entwickelten Ansatzes.....	46
3 Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen auf den Sedimenteintrag in Gewässer	48
3.1 Welche Faktoren steuern die Barrierefunktion von Gewässerrandstreifen?	48
3.2 Ableitung einer Methodik zur Bewertung der Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen für den Sedimenteintrag in Gewässer	50
3.3 Ermittlung der Randstreifenflächen aus dem detektierten Fernerkundungsdatensatz zu Szenario A	53
3.4 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in die Gewässer unter Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen	53
3.4.1 Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag – bisheriger Stand	53
3.4.2 Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag - mit Gewässerrandstreifen	58
3.4.3 Überprüfung der Prognosegenauigkeit der Modellierungen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach	65
3.5 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in die Gewässer in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen.....	67

3.5.1	Bodenabtrag durch Wasser	67
3.5.2	Sedimenteinträge.....	69
4	Zusammenfassung und Ausblick	72
5	Quellenverzeichnis	74

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersicht zur Lage der Testgebiete in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg	24
Abbildung 2:	Rasterbasierte Landnutzungsverteilung in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen auf Basis von ATKIS-DLM	25
Abbildung 3 :	Landnutzung im Testgebiet oberer Kraichbach auf Basis von ATKIS-DLM (Einzugsgebiet schwarz umrandet)	27
Abbildung 4:	Workflowdiagramm zur fernerkundungsbasierten Erfassung von Gewässerrandstreifen - Szenario A	29
Abbildung 5:	Workflowdiagramm zur fernerkundungsbasierten Erfassung von Gewässerrandstreifen mit reduzierten Datenanforderungen - Szenario B	30
Abbildung 6:	Klassifikation der Landbedeckung (<i>dop-lb</i>)	33
Abbildung 7:	Klassifikation von Gewässerrandstreifen (GWR) und Ackerflächen (Nicht-GWR)	34
Abbildung 8:	PlanetScope Vegetationsbedeckungsgrad (FVC).....	35
Abbildung 9:	Fernerkundlich detektierte Gewässerrandstreifen (GWR) (Szenario A).....	38
Abbildung 10:	Fernerkundlich detektierte Gewässerrandstreifen (GWR) (Szenario B).....	39
Abbildung 11:	Übersichtskarte der Validierungsflächen in den Testgebieten Nordrhein-Westfalen.....	41
Abbildung 12:	Übersichtskarte der Validierungsflächen im Testgebiet Kraichbach	42
Abbildung 13:	Testgebiete Nordrhein-Westfalen – Validierung der fernerkundlich ausgewiesenen Gewässerrandstreifen (GWR), Vergleich der Szenarien A und B	43
Abbildung 14:	Testgebiete Nordrhein-Westfalen (NW) – Gewässerrandstreifen im Gesamtgebiet, Vergleich der Szenarien A und B.....	44
Abbildung 15:	Testgebiet Kraichbach – Validierung der fernerkundlich ausgewiesenen Gewässerrandstreifen, Vergleich der Szenarien A und B	45
Abbildung 16:	Testgebiet Kraichbach – Gewässerrandstreifen im Gesamtgebiet, Vergleich der Szenarien A und B	46
Abbildung 17:	Sediment Removal Efficiency (SRE) in Abhängigkeit von der Randstreifenbreite, modifiziert durch Einbeziehung des LS-Faktor	51
Abbildung 18:	Sediment Removal Efficiency (SRE) für Randstreifenbreiten von 6 m bis 20 m in Abhängigkeit von der Neigung bei einem LS-Faktor im Randstreifen von 0,5 ...	52
Abbildung 19:	Sediment Removal Efficiency (SRE) für eine Randstreifenbreite von 10 m in Abhängigkeit von der Neigung und dem LS-Faktor im Gewässerrandstreifen ...	52
Abbildung 20:	Modellierter Bodenabtrag durch Wasser (ohne Gewässerrandstreifen) im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach	55
Abbildung 21:	Modellierte Anbindungswahrscheinlichkeit (ohne Gewässerrandstreifen) auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach.....	57
Abbildung 22:	Modellierte Anbindungswahrscheinlichkeit ohne (Bild 1) und mit (Bild 2) Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet	

	Oberer Kraichbach (Detailausschnitt) sowie ergänzende Informationen hierzu (Bild 3 bis 5)	60
Abbildung 23:	Modellierte Gewässerdistanz ohne Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach.....	63
Abbildung 24:	Modellierte Gewässerdistanz mit Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach.....	63
Abbildung 25:	Modellierte Sedimenteinträge in die Gewässer ohne Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach..	64
Abbildung 26:	Modellierte Sedimenteinträge in die Gewässer mit Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach..	64
Abbildung 27:	Modellierter mittlerer langjähriger Bodenabtrag durch Wasser in Testgebieten in Nordrhein-Westfalen (rasterbasiert)	68
Abbildung 28:	Modellierte Anbindungswahrscheinlichkeit in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen (rasterbasiert) ohne (Bild 1, oben) und mit Berücksichtigung einer 100%-Barrierewirkung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen (Bild 2, unten)	69
Abbildung 29:	Modellierte Sedimenteinträge in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung der Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen (rasterbasiert)	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Eingangsdaten und Modelle der Datenfusion.....	37
Tabelle 2:	Gewichtung der Modellbeiträge in der Datenfusion.....	37
Tabelle 3:	Fusionsszenarien bei unterschiedlicher Datenverfügbarkeit (Szenario A und B)	37
Tabelle 4:	Klassen der manuellen Erfassung von Vegetationsstreifen.....	40
Tabelle 5:	Nutzungsspezifische ABAG-Faktoren für das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs.....	55
Tabelle 6:	Nutzungsspezifischer Bodenabtrag und Sedimenteintrag (ohne Gewässerrandstreifen) im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach	57
Tabelle 7:	Modellierte Sedimenteinträge mit unterschiedlicher Minderungseffektivität (f-Faktor) von Gewässerrandstreifen (GWR) auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach	65
Tabelle 8:	Modellierte mittlere langjährige Bodenabträge durch Wasser in den beiden Testgebieten in Nordrhein-Westfalen sowie zugehörige Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG)	67
Tabelle 9:	Modellierte Sedimenteinträge in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen sowie weitere Begleitparameter	70

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
A	Langjähriger, mittlerer Bodenabtrag (ABAG)
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
AdV	Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder
ALKIS	Amtliches Liegenschaftskatasterinformationssystem
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BUEK200	Bodenübersichtskarte 1:200.000
BW	Baden-Württemberg
C-Faktor	Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor (ABAG)
CNN	Convolutional Neural Network
Cop4ALL	Copernicus for All (Landbedeckungsdatensatz)
D8-Algorithmus	Fließrichtungsalgorithmus (steilster Abflussweg)
Dask	Python-Bibliothek für parallele Datenverarbeitung
DGM	Digitales Geländemodell
DIN	Deutsches Institut für Normung
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DOP	Digitales Orthophoto
DWD	Deutscher Wetterdienst
EZG	Einzugsgebiet
FVC	Fractional Vegetation Cover (Vegetationsbedeckungsgrad)
GeoPandas	Python-Bibliothek für Geodatenanalyse
GeoTIFF	Georeferenziertes Rasterdatenformat
GIS	Geographisches Informationssystem
GWR	Gewässerrandstreifen
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
K-Faktor	Bodenerodierbarkeitsfaktor (ABAG)
L-Faktor	Hanglängenfaktor (ABAG)
LS-Faktor	Kombinierter Hanglängen- und Hangneigungsfaktor
MFA	Multiple Flow Algorithmus

Abkürzung	Erläuterung
MoRE	Modeling of Regionalized Emissions
NIR	Near Infrared (Nahinfrarot)
NN	Normal Null
NW	Nordrhein-Westfalen
P	Phosphor
P-Faktor	Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen (ABAG)
rasterio	Python-Bibliothek zur Rasterdatenverarbeitung
R-Faktor	Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor (ABAG)
RGB	Rot-Grün-Blau (Farbkanäle)
ROC	Receiver Operating Characteristic
SDR	Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio)
S-Faktor	Hangneigungsfaktor (ABAG)
SKD	Satellitengestützter Krisen- und Lagedienst
SRE	Sediment Removal Efficiency
U-Net	Neuronale Netzwerkarchitektur zur Bildsegmentierung
VHR	Very High Resolution
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
xarray	Python-Bibliothek zur Verarbeitung von N-Dimensionalen Daten

Zusammenfassung

Ausgangssituation und Problemstellung

Der Zustand von Fließgewässern in Deutschland wird neben anderen Faktoren maßgeblich durch den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen beeinflusst. Ein zentraler Anteil dieser stofflichen Einträge stammt aus diffusen Quellen, insbesondere aus der landwirtschaftlichen Nutzung. Im Gegensatz zu punktuellen Einleitungen (z. B. aus Kläranlagen) sind diese Einträge neben der Intensität der Bewirtschaftung stark von natürlichen Faktoren wie Niederschlag, Bodenbeschaffenheit und Relief abhängig. Bei landwirtschaftlicher Nutzung spielt auf Grund der reduzierten Bodenbedeckung die Bodenerosion durch Wasser eine große Rolle. Dabei werden Bodenpartikel mobilisiert und in angrenzende Gewässer transportiert. An diese Partikel sind häufig Nährstoffe wie Phosphor und Schadstoffe wie bspw. Pflanzenschutzmittel gebunden, die erheblich zur Gewässerbelastung beitragen. Gewässerrandstreifen stellen dabei eine „letzte Barriere“ und Übergangszone zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen zu den angrenzenden Gewässern dar. Laut Wasserhaushaltsgesetz dienen Gewässerrandstreifen der Erhaltung/Verbesserung ökologischer Funktionen, Wasserspeicherung, Abflusssicherung und Verminderung von diffusen Einträgen.

Die rechtlichen Anforderungen zum Anlegen von Gewässerrandstreifen sind komplex und durch eine Vielzahl von Regelungen geprägt. Konkrete Anforderungen an die Ausweisung von Gewässerrandstreifen, u. a. in Abhängigkeit von Größe und Lage des Gewässers sowie Reliefeigenschaften (Hangneigung), regeln das Wasserhaushaltsgesetz §38, die Düngeverordnung, das Pflanzenschutzgesetz, die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung sowie landesspezifische Vorgaben. In dieser Studie liegt der Fokus auf der Betrachtung von Gewässerrandstreifen mit ganzjähriger Vegetationsbedeckung, die direkt entlang der Gewässer mit angrenzenden Ackerflächen angelegt wurden. Durch die ganzjährige Vegetationsbedeckung werden Bodenabtrag auf den betreffenden Flächen selbst vermindert, Sediment von angrenzenden Flächen zurückhalten, der Oberflächenabfluss verlangsamt und Stoffe gebunden.

Die grundsätzliche Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen für den Sedimentrückhalt und daran gebundene Stoffe wird durch umfangreiche Literatur bestätigt. Es besteht allerdings eine erhebliche Unsicherheit darüber, welchen konkreten Beitrag Gewässerrandstreifen deutschlandweit leisten, da verlässliche und flächendeckende Informationen zur Verbreitung und Lokalisation von Gewässerrandstreifen fehlen. Diese sind aber Voraussetzung für eine verlässliche Einschätzung der Ausgangssituation und eine Abschätzung möglicher Minderungswirkungen.

Zielsetzung des Projekts

Vor diesem Hintergrund verfolgte das Projekt zwei zentrale Zielsetzungen. Erstens sollte eine Methodik entwickelt werden, die eine automatisierte, fernerkundungsbasierte Erfassung von Gewässerrandstreifen ermöglicht. Diese Methodik sollte sowohl lokal anwendbar, als auch perspektivisch auf das gesamte Bundesgebiet übertragbar sein. Zweitens sollten die erfassten Randstreifen in eine Modellierung integriert werden, um ihre Minderungswirkung auf den Sedimenteintrag quantitativ zu bestimmen. Ziel war es somit, die Grundlagen zu entwickeln, um eine bessere Datengrundlage zur Beschreibung des Istzustands zu schaffen, die Wirkung von Gewässerrandstreifen hinsichtlich des partikelgebundenen Stoffeintrags in Gewässer zu bewerten und die Potentiale für Eintragsminderungen abschätzen zu können.

Eine Umsetzung der Methodik auf nationaler Ebene unter Verwendung von bundesweit vorliegenden Daten in dem bestehenden Modell kann einen wichtigen Beitrag zur

Weiterentwicklung der Gewässerbewirtschaftung und zur Planung von Schutzmaßnahmen unter Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen leisten.

Methodischer Ansatz zur Erfassung von Gewässerrandstreifen

Die Erfassung der Gewässerrandstreifen erfolgte innerhalb eines festgelegten Prüfkorridders entlang der Gewässer. Dieser wurde durch einen 30 m breiten Puffer definiert und auf angrenzende Flächen mit der Nutzungsausweisung „Acker“ begrenzt. Innerhalb des Prüfkorridders wurden alle Flächen identifiziert, für die eine ganzjährige Vegetationsbedeckung oder extensive Nutzung festgestellt werden konnte. Dazu zählen unter anderem Grünland, Brachen, Blühstreifen, Hecken, Feldgehölze oder Streuobstwiesen. Intensiv bewirtschaftete Ackerflächen sowie Flächen ohne ganzjährige Vegetation wurden ausgeschlossen. Dieser Ansatz ist notwendig, da viele wirksame Strukturen in bestehenden Datensätzen nicht explizit als Randstreifen ausgewiesen sind, sondern als Ackerkultur mit fehlender Dauerbegrünung geführt werden.

Nutzung von Fernerkundungsdaten und Geodaten

Die Methodik basiert auf der Kombination verschiedener Datensätze. Hierbei handelt es sich um Digitale Orthophotos mit hoher räumlicher Auflösung, Satellitendaten zur Erfassung der Vegetationsdynamik, Bewirtschaftungsdaten (Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS)) sowie weiteren Daten zur Beschreibung der Landnutzung (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS), Amtliches Liegenschaftskatasterinformationssystem (ALKIS)).

Eine zentrale Rolle spielen die hochauflösenden Digitale Orthophotos, die eine detaillierte Darstellung der Landoberfläche mit einer Auflösung von bis zu 0,2–0,5 m ermöglichen. Diese Bilddaten wurden mithilfe von Convolutional Neural Networks analysiert, konkret mit einer Neuronalen Netzwerkarchitektur zur Bildsegmentierung (U-Net-Architektur), die durch Residualverbindungen und Aufmerksamkeitsmechanismen erweitert wurde. Zwei spezialisierte Modelle kamen dabei zum Einsatz:

- ▶ Das Modell „dop-lb“ dient der Klassifikation allgemeiner Landbedeckungsklassen wie Gebäude, Straßen, Gewässer oder Gehölze, während
- ▶ das Modell „dop-gwr“ gezielt zwischen potenziellen Randstreifen (vegetationsbedeckte Flächen) und Ackerflächen unterscheidet. Die Trainingsdaten stammen unter anderem aus ALKIS- und InVeKoS-Daten, wodurch eine hohe thematische Genauigkeit erreicht wird.

Da Luftbilder nur Momentaufnahmen sind und keine Aussage über die ganzjährige Vegetationsentwicklung zulassen, wurden ergänzend multispektrale Satellitendaten (PlanetScope) verwendet. Diese ermöglichen durch Zeitreihenanalysen die Ableitung eines Vegetationsbedeckungsgrades (Fractional Vegetation Cover) über das gesamte Jahr. Hierzu wurden monatliche Bildkomposite erstellt, aus denen ein Jahreskomposit abgeleitet wurde, das die dauerhaft vorhandene Vegetation repräsentiert. Durch die Kombination dieser Informationen mit den hochauflösenden Luftbildanalysen kann zwischen temporärer und dauerhafter Vegetation unterschieden werden, was für die Identifikation wirksamer Randstreifen entscheidend ist. Zusätzlich wurden InVeKoS-Daten als a-priori-Information genutzt, um landwirtschaftliche Nutzungen differenziert zu berücksichtigen und die Klassifikation zu verbessern.

Datenfusion und Klassifikation

Die verschiedenen Datenquellen wurden in einem anschließenden Datenfusionsschritt zusammengeführt. Dabei wurden die einzelnen Modelloutputs gewichtet kombiniert, sodass positive Hinweise auf Vegetation verstärkt und konkurrierende Landnutzungen abgeschwächt werden. Das Ergebnis ist eine kontinuierliche Wahrscheinlichkeitskarte, die angibt, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Pixel einem Gewässerrandstreifen zugeordnet werden kann. Durch Anwendung eines Schwellenwertes wurde daraus eine binäre Klassifikation erzeugt. Um unterschiedlichen Datenverfügbarkeiten Rechnung zu tragen, wurden zwei Szenarien entwickelt:

- ein umfassendes **Szenario A** mit vollständiger Datengrundlage sowie
- ein datenreduziertes **Szenario B** mit geringeren Anforderungen, das eine einfachere Skalierung ermöglichen soll.

Validierung der Erfassungsmethodik

Die entwickelte Methodik wurde in drei Testgebieten validiert: zwei großräumigen Gebieten in Nordrhein-Westfalen mit zusammen über 9.000 km² Fläche sowie dem Testgebiet des oberen Kraichbachs in Baden-Württemberg (ca. 230 km²). Die Validierung erfolgte durch manuelle Kartierung von Referenzflächen innerhalb ausgewählter Stichprobenbereiche und anschließendem Vergleich mit den automatisch detektierten Randstreifen.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit dem datenintensivere **Szenario A** eine hohe Genauigkeit erreicht wird. In den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen stimmen etwa 88 % der als Randstreifen klassifizierten Flächen mit den Referenzdaten überein. Die Ackerflächen werden zu über 90 % korrekt erkannt. Die Gesamtflächenanteile stimmen nahezu exakt mit den Referenzdaten überein. Ähnliche Ergebnisse zeigen sich im oberen Kraichbachgebiet, wo die Abweichung nur wenige Prozent beträgt. Im Gegensatz dazu führt das vereinfachte **Szenario B** zu einer deutlichen Überschätzung der Randstreifenflächen und zu geringeren Trefferquoten, insbesondere bei der Unterscheidung zwischen Ackerflächen und dauerhaft bewachsenen Strukturen. Daraus wird geschlossen, dass für belastbare Anwendungen die Nutzung des umfassenden Ansatzes von Szenario A vorzuziehen ist.

Einflussfaktoren auf die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf den Sedimenteintrag

Die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf den Sedimenteintrag hängt von verschiedenen Faktoren ab, die im Projekt detailliert analysiert wurden. Der wichtigste Einflussfaktor ist die Breite des Randstreifens. Studien zeigen, dass bereits bei Breiten von fünf bis zehn Metern erhebliche Rückhaltewirkungen erzielt werden können, während größere Breiten nur noch begrenzte zusätzliche Effekte bringen.

Eine weitere wichtige Einflussgröße ist die Hangneigung. Insbesondere bei stärkeren Neigungen ist eine Reduzierung der Rückhaltewirkung zu erwarten. Großen Einfluss hat auch die Vegetationsstruktur. Eine dichte Grasnarbe ist als besonders effektiv hinsichtlich der Rückhaltewirkung einzuschätzen. Die Bodeneigenschaften sind dahingehend als relevant zu bewerten, dass sie die Infiltration und Sedimentation beeinflussen. Grundsätzlich gilt, dass vorhandene präferenzielle Fließwege die Rückhaltewirkung erheblich reduzieren. So können Drainagen oder Erosionsrinnen die Barrierewirkung von Randstreifen teilweise umgehen und damit deren Effektivität auf den Stoffrückhalt erheblich reduzieren.

Im Hinblick auf die ausgewertete Literatur ist besonders kritisch hervorzuheben, dass viele Studien unter idealisierten Bedingungen durchgeführt wurden. In realen Landschaften treten

jedoch zusätzliche Faktoren auf, die die Wirksamkeit des Rückhalts reduzieren können, wie etwa Drainagen oder eine ungleichmäßige Pflege der Randstreifen.

Modellierung der Minderungswirkung

Zur quantitativen Bewertung der Wirkung von Gewässerrandstreifen wurde ein Modellansatz, der die sogenannte Sediment removal efficiency beschreibt, aufgegriffen und im Hinblick auf die hier vorliegenden Randbedingungen weiterentwickelt. Die Sediment removal efficiency wird als Funktion der Randstreifenbreite der Hangneigung und dem LS-Faktor modelliert. Der LS-Faktor (siehe Allgemeine Bodenabtragsgleichung), beschreibt die Reliefverhältnisse (als Hanglängenfaktor (L) und Hangneigungsfaktor (S)) im Einzugsgebiet oberhalb des Randstreifens. Ein Effizienzfaktor dient dabei der Kalibrierung der Modellwerte hinsichtlich der Anpassung an gemessene Sedimentfrachten. Die Modellierung basiert auf empirischen Beziehungen aus Literaturangaben, die an die Bedingungen der Testgebiete angepasst wurden. Dadurch kann die tatsächliche Wirksamkeit unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten abgeschätzt werden. Dieser Abgleich erfolgte im Testgebiet des oberen Kraichbachs. Für dieses Gebiet liegen zur Prüfung der Plausibilität des Sedimenteintrags langjährige Messungen der Feststoffkonzentrationen im Gewässer vor.

Die mittels Szenario A für die Testgebiete detektierten Gewässerrandstreifen wurden in die bestehende Bodenabtrags- und Sedimenteintragsmodellierung für das Modell MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) integriert. Die Wirkung der Gewässerrandstreifen auf die Sedimenteinträge zeigt sich im Model auf mehreren Ebenen. Einerseits verändert sich der berechnete Bodenabtrag in Folge der geänderten Landnutzung. Bisher als Ackerflächen klassifizierte Flächen wurden in Randstreifen umgewidmet. Damit reduziert sich der Bodenabtrag allein in Folge der ganzjährigen Vegetationsbedeckung auf den betreffenden Flächen. Andererseits wirken die Randstreifen zusätzlich als Barrieren für den Sedimenttransport aus benachbarten Ackerflächen. Fließwege können unterbrochen werden. Damit erfolgt durch einen Gewässerrandstreifen ein mehr oder weniger starker Rückhalt an Sediment. Die jeweilige Rückhaltewirkung wurde zwischen zwei Extremen berechnet: vollständige Barrierewirkung und keine Barrierewirkung. Die tatsächliche Wirkung wurde mittels der berechneten Effizienz bestimmt. Aufgrund methodischer Einschränkungen hinsichtlich der räumlichen Modellauflösung bzw. der Datenverfügbarkeit wurde in der Berechnung eine mittlere Randstreifenbreite von 10 Metern angenommen. Mit Blick auf die bundesweite und damit großräumige Betrachtung stellt dies eine praktikable Vereinfachung dar.

Ergebnisse der Modellierung

Die Modellergebnisse zeigen, dass Gewässerrandstreifen eine signifikante Reduktion des Sedimenteintrags bewirken können. Im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs wird eine Reduktion von etwa 15 % festgestellt. Die modellierten Werte stimmen gut mit gemessenen Daten überein, was die Validität des Ansatzes bestätigt.

In den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen werden je nach Gebiet Reduktionen zwischen etwa 10 % und 20 % erreicht. Dabei zeigt sich, dass die Wirksamkeit stark von den lokalen Bedingungen abhängt, insbesondere von Relief, Landnutzung und hydrologischer Anbindung der Flächen.

Gesamtbewertung der Ergebnisse und Ausblick

Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass es auf Basis der genutzten hoch aufgelösten Fernerkundungsdaten gelungen ist, eine Methodik zu entwickeln, mit der Gewässerrandstreifen automatisiert, flächendeckend und mit hoher Genauigkeit erfasst werden können. Der

methodische Ansatz ist bundesweit anwendbar und bietet damit die Grundlage für eine flächendeckende Erfassung des Istzustands für ganzjährig begrünte Gewässerrandstreifen.

Gleichzeitig kann ihre Wirkung auf den Sedimenteintrag quantitativ beschrieben und validiert werden. Die Kombination aus Fernerkundung und Modellierung ermöglicht es, die Wirkung von Maßnahmen nicht nur lokal, sondern auch auf Einzugsgebietsebene zu bewerten.

Die entwickelte Methodik ist grundsätzlich bundesweit anwendbar, setzt jedoch eine geeignete Datenverfügbarkeit sowie leistungsfähige Recheninfrastrukturen voraus. Perspektivisch eröffnen sie neue Möglichkeiten für die Berücksichtigung bestehender Gewässerrandstreifen und die Planung entsprechender weiterer Begrünungsmaßnahmen sowie die Durchführung von Szenarioanalysen und die Integration der Ergebnisse in nationale Stoffeintragsmodelle.

Summary

Background and problem statement

The quality of surface water in Germany is, among other factors, significantly influenced by the input of nutrients and pollutants. A major proportion of this pollution originates from diffuse sources, particularly from agricultural land use. Unlike point source discharges (e.g. from sewage treatment plants), these inputs depend heavily not only on the intensity of land use but also on natural factors such as precipitation, soil conditions and topography. In agricultural land use, soil erosion caused by water plays a major role due to reduced ground cover. This process mobilises soil particles and transports them into adjacent water bodies. These particles often bind nutrients such as phosphorus and pollutants such as plant protection products, which contribute significantly to water pollution. Riparian strips act as a 'last barrier' and a transition zone between agricultural land and adjacent water bodies. According to the Water Resources Act, riparian buffer strips serve to preserve/improve ecological functions, store water, ensure drainage and reduce diffuse inputs.

The legal requirements for establishing riparian buffer strips are complex and characterised by a multitude of regulations. Specific requirements for the designation of riparian buffer strips, including those relating to the size and location of the water body as well as topographical features (slope gradient), are set out in § 38 of the Water Resources Act, the Fertiliser Ordinance, the Plant Protection Act, the Plant Protection Application Ordinance, and specific guidelines of the federal states. This study focuses on riparian buffer strips with permanent vegetation cover that have been established directly along water bodies with adjacent arable land. The permanent vegetation cover reduces soil erosion, retains sediment from adjacent areas, slows surface runoff and binds pollutants.

The fundamental effectiveness of riparian buffer strips in retaining sediment and associated substances is confirmed by extensive literature. However, there is considerable uncertainty regarding the specific contribution that riparian buffer strips make across Germany, as reliable and comprehensive information on the distribution and location of such buffer strips is lacking. However, these are essential for a reliable assessment of the baseline situation and an evaluation of potential mitigation effects.

Project Objectives

Against this background, the project has two main objectives. Firstly, the aim was to develop a methodology enabling the automated, remote-sensing-based mapping of riparian buffer strips. This methodology was intended to be applicable at a local level and, in the long term, transferable to the whole of Germany. Secondly, the riparian buffer strips identified were to be integrated into a model to quantify their mitigating effect on sediment input. The aim was therefore to develop the necessary framework to establish a more robust data set for describing the current situation, to assess the impact of riparian buffer strips on the input of particulate matter into water bodies, and to evaluate the potential for reducing such inputs.

Implementing the methodology at national level using nationwide data in the existing model can make an important contribution to the further development of water management and the planning of protective measures, taking riparian buffer strips into account.

Methodological approach to mapping riparian strips

Riparian buffer strips were mapped within a defined survey corridor. This corridor was defined by a 30-metre-wide buffer zone along watercourses and was bounded by adjacent land designated as 'arable land'. Within the aforementioned corridor, all areas where permanent

vegetation cover or extensive use could be identified were recorded. These include, amongst others, grassland, fallow land, flower strips, hedges, field copses and orchard meadows. Intensively farmed arable land and areas without permanent vegetation were excluded. This approach is necessary because many effective structures are not explicitly identified as field margins in existing datasets, but are recorded as arable crops without permanent vegetation.

Use of remote sensing data and geodata

The methodology was based on the combination of various datasets. These include high-resolution digital orthophotos, satellite data for recording vegetation dynamics, management data (data from the Integrated Administration and Control System, InVeKoS) and further data describing land use (Official Topographic and Cartographic Information System (ATKIS), Official Land Registry Information System (ALKIS)).

High-resolution digital orthophotos play a central role, enabling a detailed representation of the land surface with a resolution of up to 0.2–0.5 m. This image data was analysed using convolutional neural networks, specifically a neural network architecture for image segmentation (U-Net architecture), which was extended with residual connections and attention mechanisms. Two specialised models were used:

- ▶ the ‘dop-lb’ model is used to classify general land cover classes such as buildings, roads, water bodies or woodlands, whilst
- ▶ the ‘dop-gwr’ model specifically distinguishes between potential field margins (vegetation-covered areas) and arable land.

The training data was sourced from ALKIS and InVeKoS data, among others, thereby achieving a high level of thematic accuracy.

As aerial photographs merely provide snapshots and do not allow conclusions to be drawn about vegetation development throughout the year, multispectral satellite data (PlanetScope) were used as a supplement. Through time-series analysis, these enable the derivation of a vegetation cover index (Fractional Vegetation Cover) over the entire year. To this end, monthly image composites were created, from which an annual composite was derived that represents the permanent vegetation. By combining this information with high-resolution aerial image analyses, a distinction can be made between temporary and permanent vegetation, which is crucial for identifying effective buffer strips. In addition, InVeKoS data are used as a-priori information to take agricultural land use into account in a differentiated manner and to improve the classification.

Data fusion and classification

The various data sources are combined in a subsequent data fusion step. In this process, the individual model outputs are combined using weighting, so that positive indications of vegetation are amplified and competing land uses are attenuated. The result is a continuous probability map indicating the likelihood that a pixel can be classified as a riparian zone. By applying a threshold value, this is converted into a binary classification. To account for varying data availability, two scenarios have been developed:

- ▶ a comprehensive **Scenario A** with a complete data set, and
- ▶ a data-reduced **Scenario B** with lower requirements, designed to facilitate simpler scaling.

Validation of the mapping methodology

The methodology developed was validated in three test areas: two large-scale areas in North Rhine-Westphalia covering a total of over 9,000 km², and the test area of the upper Kraichbach in Baden-Württemberg (approx. 230 km²). Validation was carried out by manually mapping reference areas within selected sample areas and subsequently comparing these with the automatically detected field margins.

The results show that the more data-intensive **Scenario A** achieves a high degree of accuracy. In North Rhine-Westphalia, for example, around 88 % of the areas classified as field margins correspond to the reference data, whilst over 90 % of the arable land is also correctly identified. The total area proportions correspond almost exactly to the reference data. Similar results are observed in the upper Kraichbach area, where the deviation is only a few percent. In contrast, the simplified **Scenario B** results in a significant overestimation of the field margin areas and lower accuracy rates, particularly when distinguishing between arable land and permanently vegetated structures. It is therefore concluded that, for robust applications, the use of the comprehensive scenario A is preferable.

Factors influencing the effectiveness of riparian buffer strips

The effectiveness of riparian buffer strips in reducing sediment input depends on various factors, which were analysed in detail in the project. The most important factor is the width of the buffer strip. Studies show that significant retention effects can be achieved even at widths of five to ten metres, whilst greater widths yield only limited additional benefits.

Another important factor is the slope gradient, with a reduction in retention capacity expected particularly on steeper slopes. Vegetation structure also has a major influence, with a dense grass cover considered particularly effective in terms of retention capacity. Soil properties are relevant in that they influence infiltration and sedimentation. As a general rule, existing preferential flow paths significantly reduce the retention effect. Thus, drainage systems or erosion channels can partially bypass the barrier effect of buffer strips, thereby significantly reducing their effectiveness in retaining sediment.

With regard to the literature reviewed, it is particularly important to note that many studies were conducted under idealised conditions. In real landscapes, however, additional factors arise that can reduce the effectiveness of the retention system, such as drainage systems or inconsistent maintenance of the buffer strip.

Modelling of the mitigation effect

To quantitatively assess the impact of riparian buffer strips, a modelling approach describing what is known as sediment removal efficiency was adopted and further developed to suit the specific conditions at hand. Sediment removal efficiency is modelled as a function of the buffer strip width, the slope gradient and the LS factor. The LS factor (see Universal Soil Loss Equation) describes the relief conditions (as slope length factor (L) and slope gradient factor (S)) of the catchment area above the riparian buffer strip. An efficiency factor is used to calibrate the model values with regard to their fit with measured sediment loads. The modelling is based on empirical relationships from the literature, which have been adapted to the conditions of the test areas. This allows the actual effectiveness to be estimated, taking local conditions into account. This calibration was carried out in the test area of the upper Kraichbach. Long-term measurements of suspended solids concentrations in the water are available for this area to verify the plausibility of sediment input.

The riparian strips identified for the test areas using Scenario A were integrated into the existing soil erosion and sediment transport modelling for the MoRE (Modelling of Regionalised

Emissions) model. The effect of riparian buffer strips on sediment input is evident in the model at several levels. On one hand, the calculated soil loss changes as a result of the altered land use. Areas previously classified as arable land have been reclassified as riparian buffer strips. This reduces soil loss as a result of year-round vegetation cover. On the other hand, the riparian buffer strips also act as barriers to sediment transport from neighbouring arable land. Flow paths can be interrupted. Thus, a riparian buffer strip results in a more or less significant retention of sediment input. The respective retention effect was calculated between two extremes: complete barrier effect and no barrier effect. The actual effect was determined using the calculated efficiency. Due to methodological limitations regarding spatial model resolution and data availability, an average buffer strip width of 10 metres was assumed in the calculation. From a nationwide and thus large-scale perspective, this represents a practical simplification.

Modelling results

The modelling results show that riparian buffer strips can significantly reduce sediment input. In the catchment area of the upper Kraichbach, a reduction of around 15 % has been observed. The modelled values correspond well with measured data, confirming the validity of the approach.

In the test areas in North Rhine-Westphalia, reductions of between approximately 10 % and 20 % are achieved, depending on the area. It is evident that effectiveness depends heavily on local conditions, in particular on topography, land use and hydrological connectivity of the areas.

Overall assessment of the results and outlook

The results of the study show that, using high-resolution remote sensing data, it has been possible to develop a methodology for the automated, comprehensive and highly accurate mapping of riparian zones. The methodological approach is applicable nationwide and thus provides the basis for a comprehensive survey of the current status of water body riparian zones with year-round vegetation.

At the same time, their effect on sediment input can be quantitatively described and validated. The combination of remote sensing and modelling makes it possible to assess the impact of measures not only locally but also at the catchment level.

The methodology developed is in principle applicable nationwide, but requires suitable data availability and high-performance computing infrastructure. Looking ahead, it opens up new possibilities for taking existing riparian strips into account and planning further greening measures, conducting scenario analyses, and integrating the results into national pollutant input models.

1 Einführung und Zielstellung

Die Belastung der Gewässer mit Nähr- und Schadstoffen ist eine der Ursachen für das Verfehlen des guten ökologischen und chemischen Zustands von Oberflächengewässern in Deutschland. Viele Stoffe werden zu einem Großteil diffus in die Gewässer eingetragen. Diese sind unter anderem auf landwirtschaftliche Bewirtschaftung zurückzuführen (BMU & BMEL, 2024; Fuchs et al., 2022; HELCOM, 2021). Maßnahmen zur Verminderung stofflicher Einträge wirken dabei nicht für alle Nähr- und Schadstoffe gleichermaßen effizient. Je nach Art der Anwendung bzw. Verwendung des Stoffes und seiner Eigenschaften unterscheiden sich die Eintragspfade in die Gewässer.

Das Anlegen von Gewässerrandstreifen (GWR) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, insbesondere Ackerflächen, ist eine wichtige Maßnahme, um den diffusen Stoffeintrag in Gewässer zu vermindern. Gewässerrandstreifen wirken dabei als letzte natürliche Barrieren insbesondere für den erosionsbedingten Eintrag von Partikeln und partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffen in die Gewässer. In der Agrarlandschaft sind dies vor allem Phosphat aus Düngemitteln sowie Pflanzenschutzmittel und deren Abbauprodukte. Die prinzipielle Wirkung von GWR für den Rückhalt von Sedimenten und daran gebundenen Nähr- und Schadstoffen wird u. a. durch die umfangreiche Literaturstudie von Kail et al. (2022) bestätigt. Die tatsächliche Minderungswirkung schwankt jedoch von Studie zu Studie stark. Im Hinblick auf die Wirksamkeit von GWR wurden in der Literatur fünf Parameter als besonders relevant identifiziert. Dies sind:

- ▶ die Breite des GWS (Ramesh et al., 2021; Kail, 2022; Sweeney & Newbold, 2014; Weissteiner et al., 2013; Zhang et al., 2010; Collins et al., 2009; Liu et al., 2008),
- ▶ die Hangneigung im GWS (Zhang et al., 2010; Yuan et al., 2009; Liu et al., 2008),
- ▶ die Art der Vegetation im GWR (Ramesh et al., 2021; Stutter et al., 2019; Collins et al., 2009; Dorioz et al., 2006),
- ▶ die Ausbildung präferentieller Fließwege (Kail, 2022; Dosskey, 2001; Russell et al., 2001; Chapman et al., 2005) sowie
- ▶ die Bodeneigenschaften im GWR (Polyakov et al., 2005; Parkyn, 2004; Dosskey, 2001).

Darüber hinaus wird die Minderungswirkung auch durch die Pflege und das Alter eines GWR beeinflusst.

Die rechtliche Grundlage für die Anlage von GWR bildet eine Reihe gesetzlicher Regelungen und ist in Deutschland überaus komplex. Gemäß Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2009, § 38, Abs. 1, S. 27) dienen GWR „[...] der Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionen oberirdischer Gewässer, der Wasserspeicherung, der Sicherung des Wasserabflusses sowie der Verminderung von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen.“ Weiter heißt es:

Eigentümer und Nutzungsberechtigte haben auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, die an Gewässer angrenzen und innerhalb eines Abstandes von 20 Metern zur Böschungsoberkante eine Hangneigung zum Gewässer von durchschnittlich mindestens 5 Prozent aufweisen, innerhalb eines Abstandes von 5 Metern landseits zur Böschungsoberkante des Gewässers eine geschlossene, ganzjährig begrünte Pflanzendecke zu erhalten oder herzustellen. Bei Gewässern ohne ausgeprägte Böschungsoberkante ist die Linie des Mittelwasserstandes maßgeblich. (WHG, 2009, § 38a, Abs. 1, S. 29)

Über das WHG hinaus, regeln auch die Düngeverordnung, das Pflanzenschutzgesetz, die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung sowie bundeslandesspezifische Vorgaben die Anlage und Breite von Gewässerrandstreifen.

Trotz ihrer Uneinheitlichkeit haben alle gesetzlichen Regelungen das gemeinsame Ziel, den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen zu reduzieren und den Schutz der Gewässer sicher zu stellen. Welchen Beitrag GWR in Deutschland zur Minderung von Feststoff- und damit auch Nähr- und Schadstoffeinträgen in die Gewässer tatsächlich leisten, ist bisher kaum abschätzbar. Flächendeckende Informationen zur Verbreitung und Verortung von GWR liegen in Deutschland bisher nicht vor. Sie sind jedoch für eine Berechnung der Minderungswirkung von Stoffeinträgen unverzichtbar.

Ziel dieses Projektes ist es eine Methodik zu entwickeln, die eine automatisierte, fernerkundungsbasierte Erfassung von bestehenden GWR und weiteren Landschaftselementen mit erosionsmindernder Wirkung ermöglicht. Der Fokus liegt hierbei auf der Betrachtung von GWR, die bezugnehmend auf die oben genannten rechtlichen Regelungen auf direkt an Gewässer angrenzenden Ackerflächen angelegt werden.

Der methodische Ansatz soll so angelegt sein, dass eine bundesweite Erfassung von GWR prinzipiell möglich wird.

Ein weiteres Ziel des Projektes ist es, die in Testgebieten detektierten GWR nachfolgend in die Modellierung einzubinden und insbesondere ihre Filterwirkung bezogen auf den Sedimenteintrag in Gewässer in diesen Gebieten quantitativ darzustellen.

2 Detektion von Gewässerrandstreifen mittels Fernerkundung

2.1 Methodenentwicklung

Ziel dieses Arbeitsschwerpunkts war die Entwicklung einer bundesweit umsetzbaren Methode für die automatisierte, fernerkundungsbasierte Erfassung von physisch angelegten GWR und weiteren Landschaftselementen mit erosionsmindernder Wirkung. Die Detektion sollte entlang von Gewässern innerhalb ausgewiesener angrenzender Ackerflächen erfolgen. Relevant für die Betrachtung waren alle Flächen und Landschaftselemente, die innerhalb eines Prüfkorridors entlang der Gewässer eine hinreichend ganzjährige Vegetationsdecke oder extensive Nutzung aufwiesen. Dazu zählen neben eigentlichen GWR auch weitere Landschaftselemente mit erosionsmindernder Wirkung, die in den vorliegenden Landnutzungsdatensätzen nicht explizit ausgewiesen sind, wie:

- ▶ Dauergrünland, Wiesen und Weiden,
- ▶ Brachen, Blühstreifen und Feldraine,
- ▶ Baum- und Strauchbestände, Hecken und Feldgehölze,
- ▶ Streuobstwiesen sowie weitere extensiv genutzte Dauerkulturen mit dauerhafter Begrünung (z. B. Energiegräser).

2.1.1 Auswahl der Testgebiete

Die Auswahl der Testgebiete erfolgte u. a. vor dem Hintergrund der Datenverfügbarkeit. Wichtige Maßgabe bei der Methodenentwicklung war die geplante bundesweite Übertragbarkeit des methodischen Ansatzes.

Für die Entwicklung und Erprobung der Verfahren wurden drei Testgebiete ausgewählt, zwei in Nordrhein-Westfalen (NW) und eines in Baden-Württemberg (BW) (Abbildung 1). Durch eine Vorrecherche wurde sichergestellt, dass die erforderlichen Datengrundlagen verfügbar sind. Weiterhin lagen für die Testgebiete aus anderen Untersuchungen Detailergebnisse vor, die bei der Methodvalidierung eingebunden werden konnten.

Die zwei Gebiete in NW umfassen zusammen 9.212 km². Sie erstrecken sich über das Niederrheinische Tiefland, Teile der Westfälischen Bucht sowie das Westfälische Tiefland und Weserbergland. Damit werden vorwiegend ackerbaulich geprägte Niederungs- und Flachlandschaften mit dichtem Gewässernetz abgedeckt. Mittelgebirgsregionen mit geringem Ackerflächenanteil (Eifel, Bergisches Land, Sauerland) wurden ausgeschlossen. Einen Überblick über die Landnutzungsverteilung in den beiden Gebieten zeigt Abbildung 2. Ackerland stellt mit 41 % die häufigste Nutzung dar, gefolgt von Laub-, Nadel- und Mischwald (22 %), Siedlung (17 %) und Grünland (15 %). Die Gebietshöhe reicht von 8,6 m ü. Normal Null (NN) bis zu 495,8 m ü. NN, wobei das östlich gelegene Gebiet deutlich größere Neigungen aufweist als das eher tieflandgeprägte Gebiet im Westen.

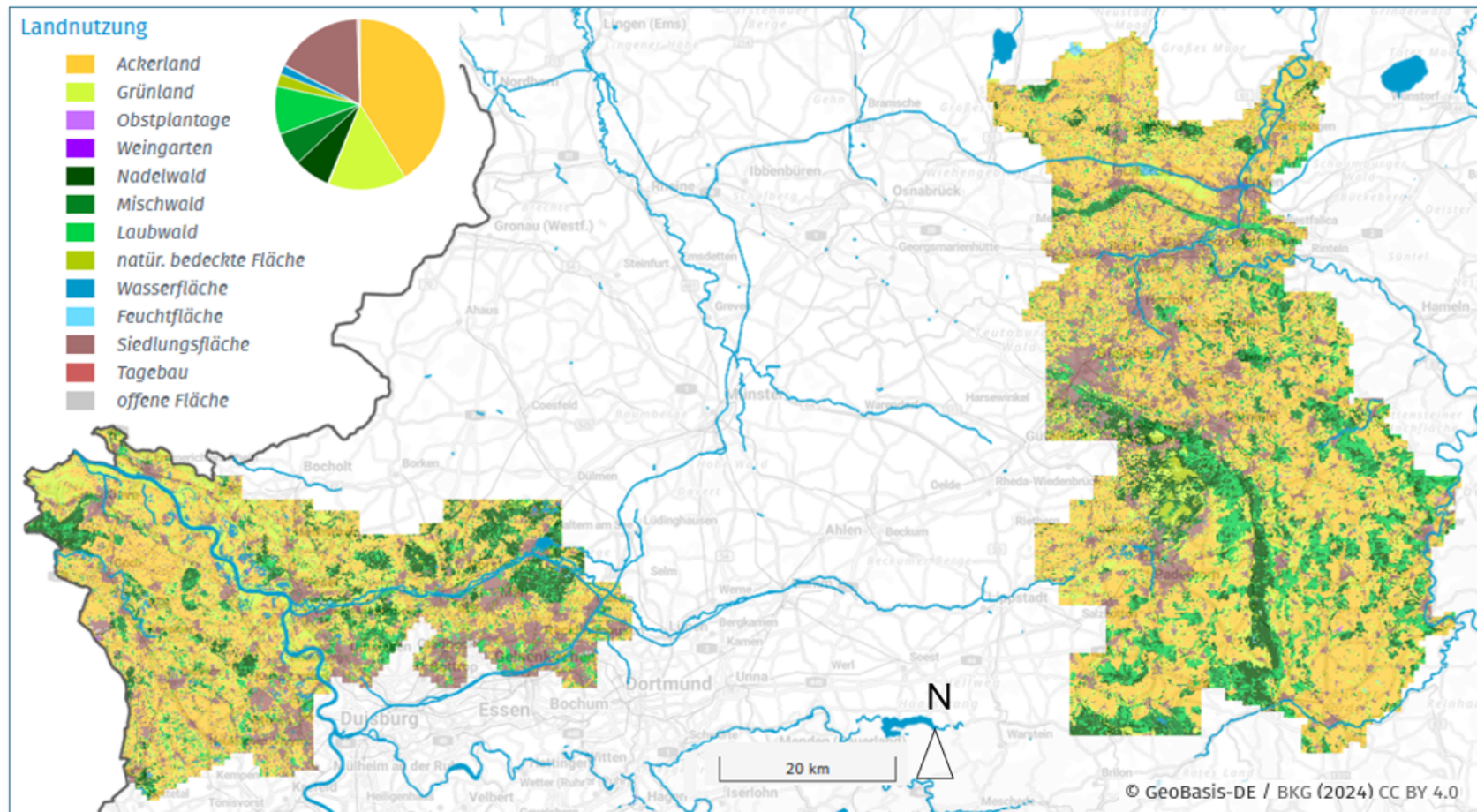
Abbildung 1: Übersicht zur Lage der Testgebiete in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg



Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH. Hintergrundkarte: © GeoBasis-DE / BKG (2025) CC BY 4.0

Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

Abbildung 2: Rasterbasierte Landnutzungsverteilung in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen auf Basis von ATKIS-DLM

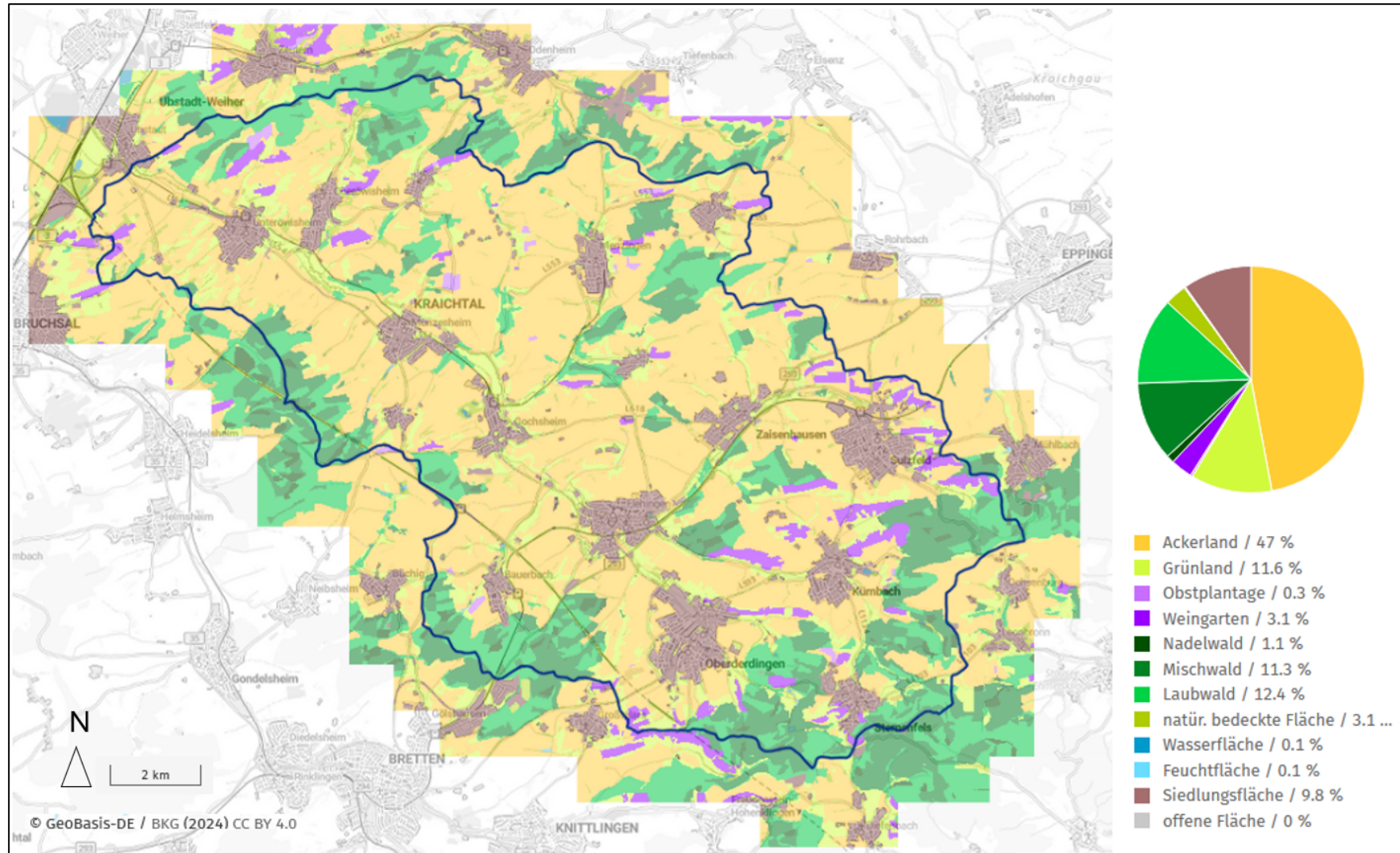


Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Das dritte Testgebiet liegt im Nord-Westen von BW. Es ist das 161 km² große Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs, das hydrologisch durch den Pegel Ubstadt erfasst wird. Der Kraichbach hat bis zu diesem Pegel eine Fließlänge von ca. 33,6 km und wird gespeist von einem dichten Netz kleiner Bäche und Gräben. Der Kraichbach entspringt im Kraichgau, einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet mit fruchtbaren Löss-Böden und einer relativ dichten Besiedlung. Nach dem Pegel Ubstadt durchfließt er die Oberrheinebene und mündet bei Ketsch in den Rhein. Die hohen Anteile ackerbaulicher Nutzung, die vorherrschenden Löss-Böden und die hügelige Topographie tragen dazu bei, dass die Böden im Einzugsgebiet stark erosionsgefährdet sind (Abbildung 3).

Für die fernerkundliche Auswertung wurde dem Gebiet eine Pufferzone von 1 km hinzugefügt. Damit wird sicherzustellen, dass die gesamte Einzugsgebietsfläche mit Fernerkundungsdaten abgedeckt wird. Die Fläche des gesamten Testgebiets beträgt daher 230 km².

Abbildung 3 : Landnutzung im Testgebiet oberer Kraichbach auf Basis von ATKIS-DLM (Einzugsgebiet schwarz umrandet)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

2.1.2 Workflow zur Erfassung von Gewässerrandstreifen

Für die Erfassung der GWR wurden unterschiedliche Datengrundlagen hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit geprüft. Im Ergebnis wurde ein mehrstufiger Workflow auf Basis von Fernerkundungs- und weiteren Geodaten entwickelt und umgesetzt.

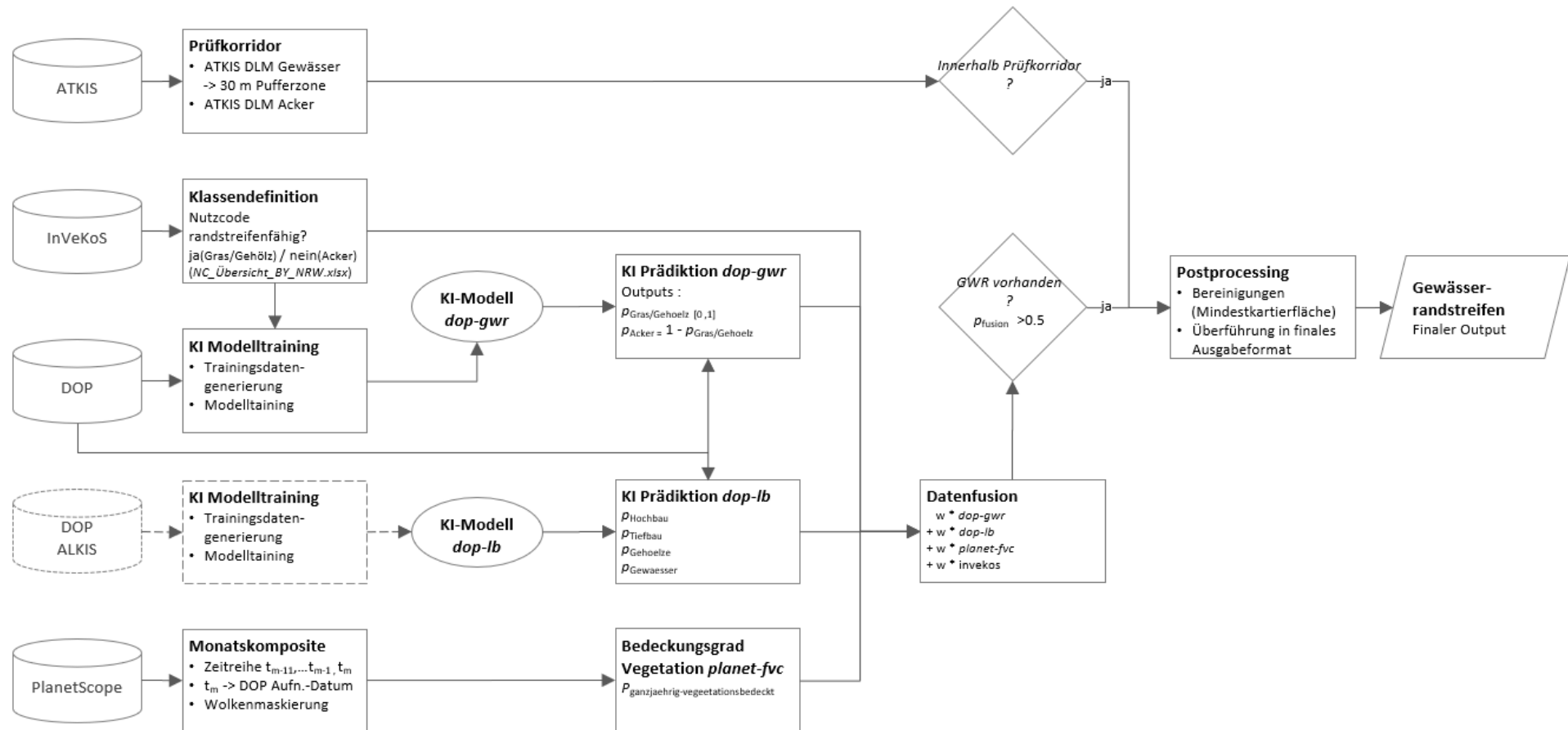
In Abhängigkeit von möglichen Datenverfügbarkeiten wurde der Workflow in zwei Datenszenarien abgebildet. Hintergrund ist, dass eine geringere Datenanforderung den Bereitstellungsaufwand reduziert und eine spätere Übertragung oder Hochskalierung des Ansatzes potenziell erleichtern kann. Neben einem Workflow mit „idealer“ Datensituation (Szenario A) wurde auch eine Variante mit reduzierten Eingangsdaten (Szenario B) berücksichtigt:

- **Szenario A:** Dieses Szenario umfasst alle ausgewählten Datenkomponenten und beschreibt einen Workflow für eine quasi „ideale“ Datensituation (Abbildung 4).
- **Szenario B:** Dieses Szenario umfasst eine reduzierte Datenbasis und ist somit als vereinfachte, leichter skalierbare Workflowvariante anzusehen (Abbildung 5).

In beiden Szenarien werden die Ergebnisse der Einzelauswertungen innerhalb des Prüfkorridors in einem regelbasierten Fusionsschritt (Gesamtscore) zusammengeführt und anschließend durch Postprocessing in ein standardisiertes finales Datenprodukt überführt, welches weiterverarbeitet werden kann.

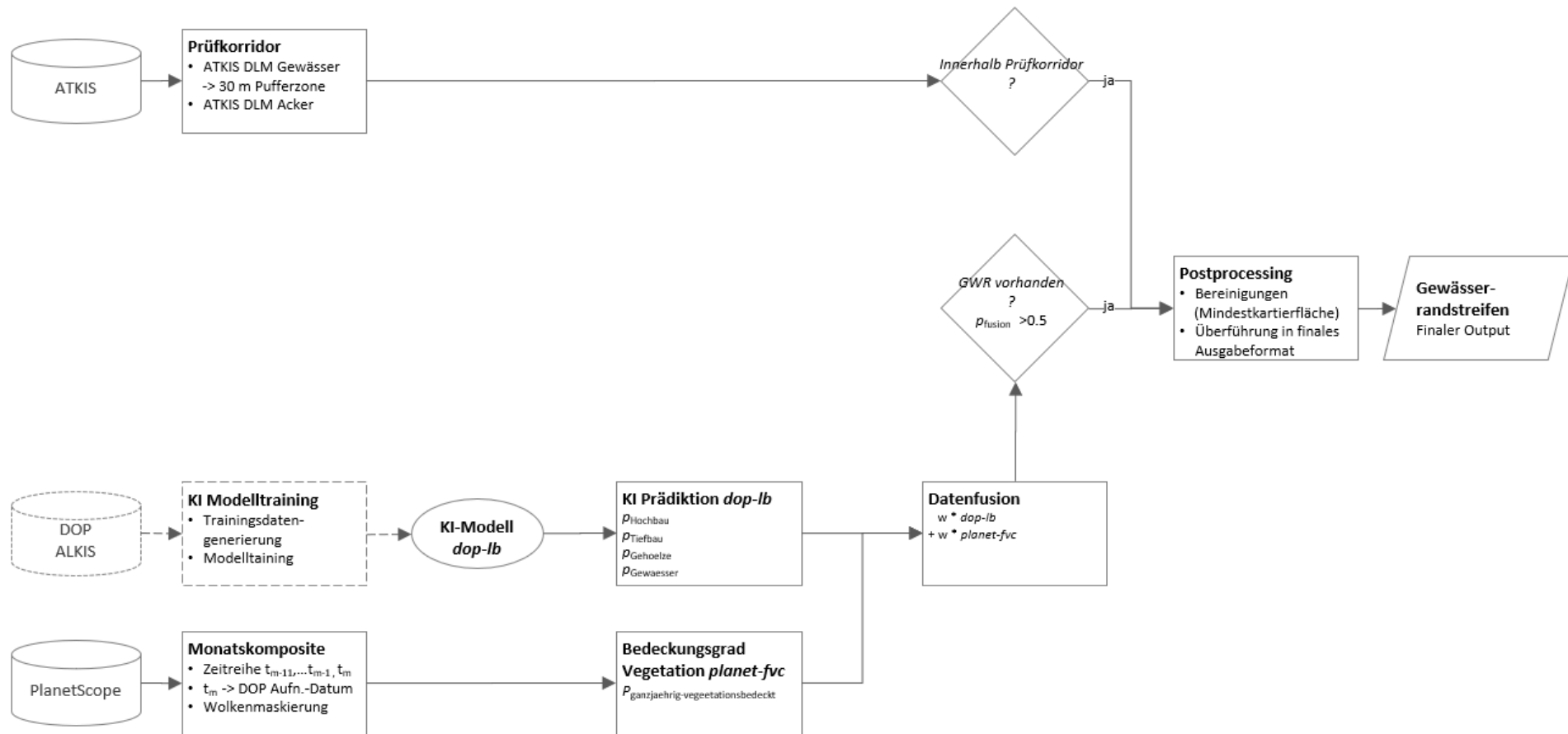
Die einzelnen Workflow-Komponenten, die Datenanforderungen, das entwickelte und erprobte Auswerteverfahren sowie das Postprocessing sind nachfolgend beschrieben.

Abbildung 4: Workflowdiagramm zur fernerkundungsbasierten Erfassung von Gewässerrandstreifen - Szenario A



Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

Abbildung 5: Workflowdiagramm zur fernerkundungsbasierten Erfassung von Gewässerrandstreifen mit reduzierten Datenanforderungen - Szenario B



Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

Der Workflow ist in Python unter Verwendung frei verfügbarer, quelloffener Bibliotheken (u. a. *rasterio*, *GeoPandas*, *Dask* und *xarray*) implementiert. Die Kombination aus *xarray* und *Dask* ermöglicht eine horizontale Skalierung auf verteilten Systemen bzw. Rechenclustern und damit eine effiziente Verarbeitung großflächiger Datensätze (z. B. landes- oder bundesweite Analysen). Eine Containerisierung ist grundsätzlich möglich und erlaubt die Einbindung des Verfahrens in Cloud-Infrastrukturen und Orchestrierungsumgebungen.

2.1.2.1 Ausweisung eines Prüfkorridors

Der erste Schritt in beiden Workflow-Szenarien war die Ausweisung von Prüfkorridoren, in welchen die Gewässerrandstreifen detektiert werden sollten. Hierzu wurde angrenzend an flächenhaft vorliegende Gewässerobjekte ein 30 m breiter Puffer gebildet, der auf die Schnittbereiche mit Ackerflächen begrenzt wurde. Lagen Gewässergeometrien ausschließlich linienhaft vor, erfolgte die Pufferbildung beidseitig entlang der Gewässerachse, ebenfalls beschränkt auf die jeweiligen Schnittbereiche mit Ackerflächen. Als Datengrundlage zur Abgrenzung des Prüfkorridors wurde der Datensatz des ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) Basis-DLM (Digitales Landschaftsmodell) (GeoBasis-DE / BKG 2019) verwendet.

Abgeleitet wurde der Prüfkorridor wie folgt:

Prüfkorridor =	Puffer_Gewaesser $\cap$ Ackerland
Puffer_Gewaesser:	30 Meter Puffer entlang von AX_StehendesGewaesser AX_Fliessgewaesser AX_Hafenbecken AX_Gewaesserachse
Ackerland:	AX_Landwirtschaft:VEG:1010

2.1.2.2 Auswertung Digitaler Orthophotos

Digitale Orthophotos (DOP) bilden die zentrale Datengrundlage für die hochauflösende Erfassung potenzieller Gewässerrandstreifen. DOP sind geometrisch entzerrte und georeferenzierte Luftbilder, die aufgrund ihrer Maßstabstreue eine präzise Überlagerung mit Karten und weiteren Geodaten ermöglichen (BKG 2026). Eingesetzt wurden vierkanalige Luftbilder mit den Farbkanälen Rot, Grün, Blau und Nahinfrarot (RGB +NIR) aus Sommerbefliegungen der Landesvermessungen. Die ursprüngliche Bodenauflösung betrug 0,4 m bzw. 0,2 m. Für die weitere Verarbeitung wurden die Bilddaten per Resampling auf eine einheitliche Arbeitsauflösung von 0,5 m gebracht, um eine konsistente Datengrundlage bei angemessenem Datenumfang und unter Berücksichtigung der lage- und auflösungsbedingten Eigenschaften der übrigen Daten zu gewährleisten.

Zur Prädiktion potenzieller GWR wurden DOP semantisch segmentiert. Für die semantische Segmentierung kommt ein U-Net-basiertes Convolutional Neural Network (CNN) zum Einsatz. Die Neuronale Netzwerkarchitektur zur Bildsegmentierung (U-Net) besteht aus einem Encoder, der die räumliche Auflösung schrittweise reduziert und dabei Bildmerkmale extrahiert, sowie einem Decoder, der diese Merkmale zu einer hochaufgelösten Klassifikationskarte rekonstruiert (Ronneberger et al., 2015). Zur Verbesserung der Generalisierungsfähigkeit wurden

Residualverbindungen integriert (He et al., 2016). Ergänzend steuern Aufmerksamkeitsmechanismen die Gewichtung relevanter Bildbereiche (Vaswani et al., 2017).

Das Verfahren verarbeitet mehrkanalige Bildausschnitte (RGB+NIR) und erzeugt Wahrscheinlichkeitskarten, die jedem Pixel eine Zugehörigkeit zu vordefinierten Klassen zuweisen. Für die Detektion von Gewässerrandstreifen wurden zwei spezialisierte Modelle entwickelt, die unterschiedliche Aufgaben erfüllen:

- **dop-lb**: CNN-Modell, spezialisiert auf die Erkennung von Landbedeckungsklassen (Hochbau, Tiefbau, Gehölze, Gewässer), die nicht in die Kategorien GWR oder Acker fallen.
- **dop-gwr**: CNN-Modell zur Ableitung potenzieller Gewässerrandstreifen (Gras, Gehölze) auf Basis von InVeKoS-Trainingsdaten (Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems).

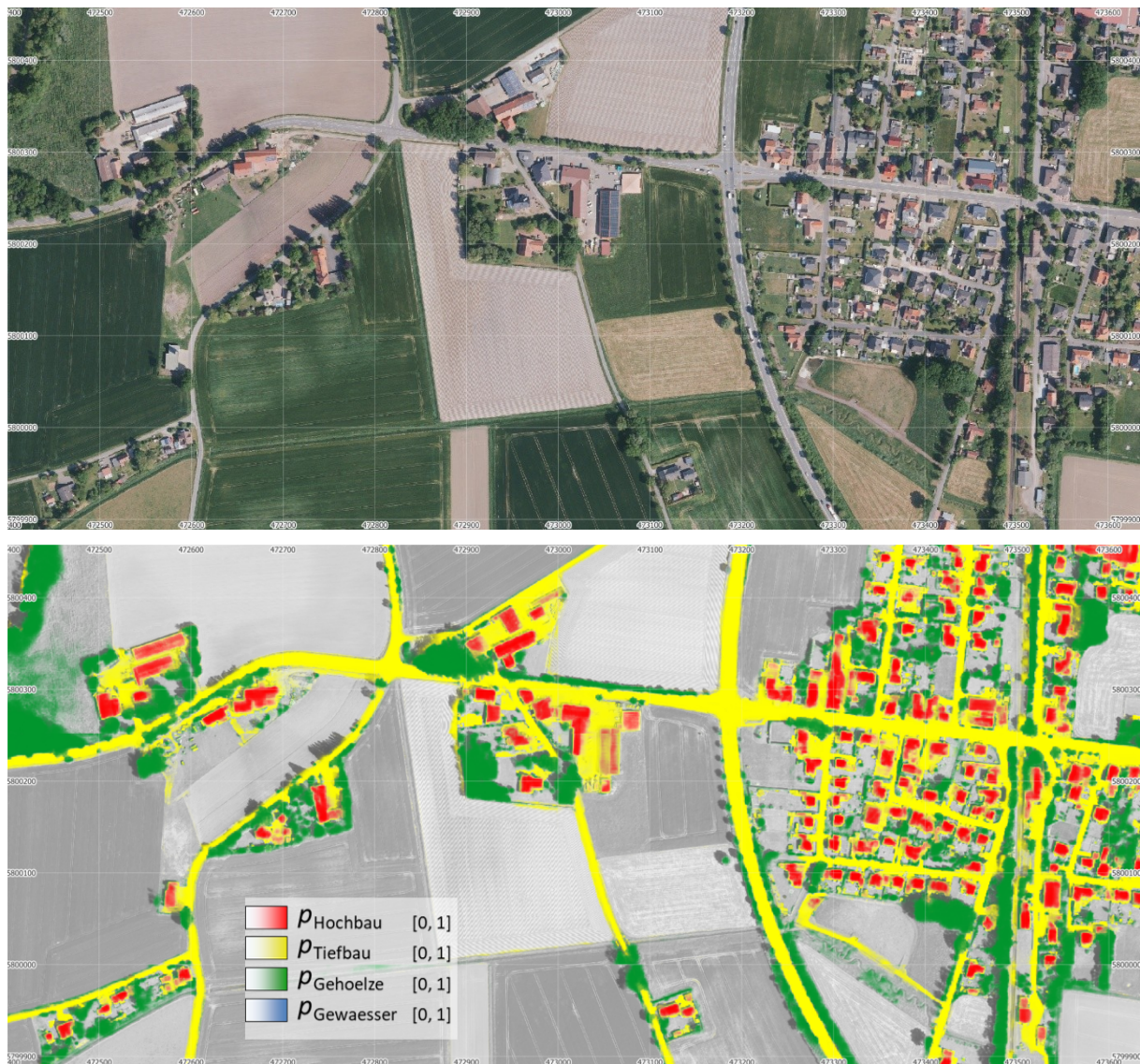
dop-lb: Das Modell *dop-lb* erfasst Landbedeckungsklassen, die nicht in die Kategorien GWR oder Acker fallen. Dazu zählen Hochbau-(z. B. Gebäude) und Tiefbauflächen (z. B. Straßen, Plätze; befestigt), Gehölze (Baum- und Strauchbestände) sowie Gewässer. Ein beispielhafter Ausschnitt der Prädiktion ist in Abbildung 6 dargestellt. Trainiert wurde *dop-lb* auf Basis aktueller ALKIS-Daten¹ (Amtliches Liegenschaftskatasterinformationssystem) und DOP des Open Data-Geodatenbestandes in Nordrhein-Westfalen². Die Robustheit des Modells wurde unter anderem durch Bildaugmentation³ erhöht, sodass unterschiedliche Ausprägungen derselben Landbedeckungsklasse – bedingt durch jahreszeitliche, sensorische oder standörtliche Unterschiede – abgedeckt werden. Im Gegensatz zu den anderen Datenquellen (siehe Ansatz *dop-gwr*) ist dieser nicht zwingend gebiets- oder zeitabhängig. Das Modell kann unabhängig vom Untersuchungsgebiet und Zeitschnitt trainiert werden und ist gut übertragbar. Nach dem Training in NW wurde das Modell **dop-lb** auf die DOP der drei Untersuchungsgebiete angewendet. Dieses Modell ist Bestandteil beider Workflowszenarien (A und B).

¹ AX_Fliessgewaesser, AX_Flugverkehrsanlage, AX_Gebaeude, AX_Gehoelz, AX_Gleis, AX_Heide, AX_Landwirtschaft, AX_Platz, AX_SportFreizeitUndErholungsflaeche, AX_StehendesGewaeasser, AX_Strassenverkehr, AX_Sumpf, AX_TagebauGrubeSteinbruch, AX_UnlandVegetationsloseFlaeche, AX_Wald, AX_Weg, AX_Wohnbauflaeche.

² Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (IT.NRW) (2026) <https://www.opengeodata.nrw.de/produkte>

³ Bildaugmentation: Technik im maschinellen Lernen, bei der vorhandene Trainingsdaten künstlich verändert werden, um die Vielfalt und die Robustheit des Modells, bezogen auf die Variationen der Eingangsdaten, zu erhöhen. Beispiele für Augmentation das Drehen, Skalieren, Änderung der Helligkeit.

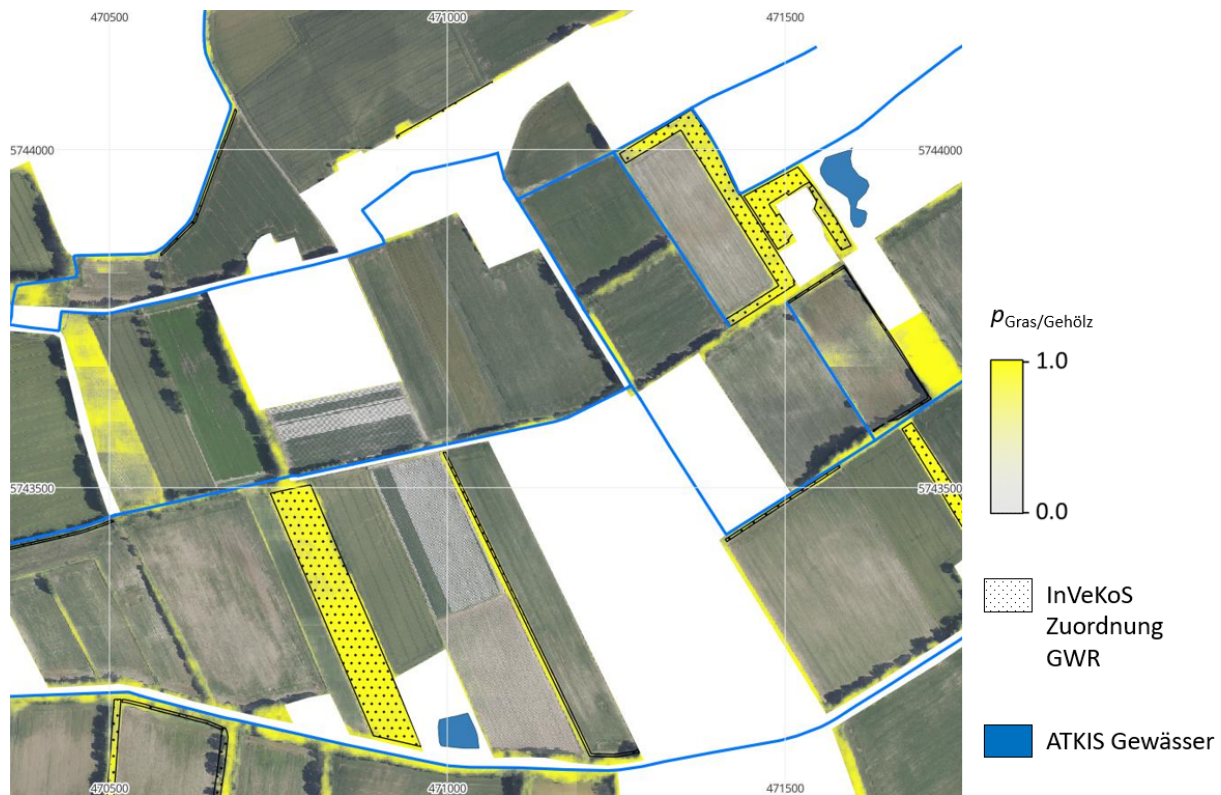
Abbildung 6: Klassifikation der Landbedeckung (*dop-lb*)



Oben: Digitales Orthophoto (DOP). Unten: Ausgabewahrscheinlichkeiten p des Modells *dop-lb* (Landbedeckung), Hintergrund: DOP. Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

dop-gwr: Das Modell *dop-gwr* verfolgt einen dichotomen Ansatz. Es unterscheidet ausschließlich zwischen GWR und Nicht-GWR, wobei letztere mehrheitlich den Ackerflächen entsprechen. Trainingsgrundlage für die Segmentierung bildeten Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) mit feldblockscharfen Angaben zu Nutzung und Kulturart. Ziel ist die Identifikation von Grünland- und Gehölzstrukturen, die innerhalb des Prüfkorridders als wirksame Randstreifen gelten, im direkten Gegensatz zu intensiv ackerbaulich genutzten Flächen. Ein beispielhafter Ausschnitt der Prädiktion ist in Abbildung 7 dargestellt. Das Training erfolgte ausschließlich in Bereichen mit zeitlicher Korrespondenz zwischen DOP und InVeKoS: im Kraichbach mit Daten aus dem Jahr 2021 (2017er Daten lagen nicht vor), in NW mit Daten aus dem Jahr 2022. Dies stellte sicher, dass die in InVeKoS deklarierten Nutzungen zum Zeitpunkt der Befliegung bereits entwickelt waren und sich in den DOP eindeutig abzeichneten. Die konkrete Eingrenzung der DOP lässt sich über deren Metadaten vornehmen, beispielsweise anhand des „Aufnahmedatums“ (01. Mai bis 30. September) oder, sofern verfügbar, des Attributs „Belaubungsstatus“.

Abbildung 7: Klassifikation von Gewässerrandstreifen (GWR) und Ackerflächen (Nicht-GWR)



Ausgabewahrscheinlichkeiten $p_{\text{Gras/Gehölz}}$ des Modells *dop-gwr*, Hintergrund: DOP, Maskierung ATKIS AX_Landwirtschaft.
Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

2.1.2.3 Auswertung multispektraler Satellitendaten

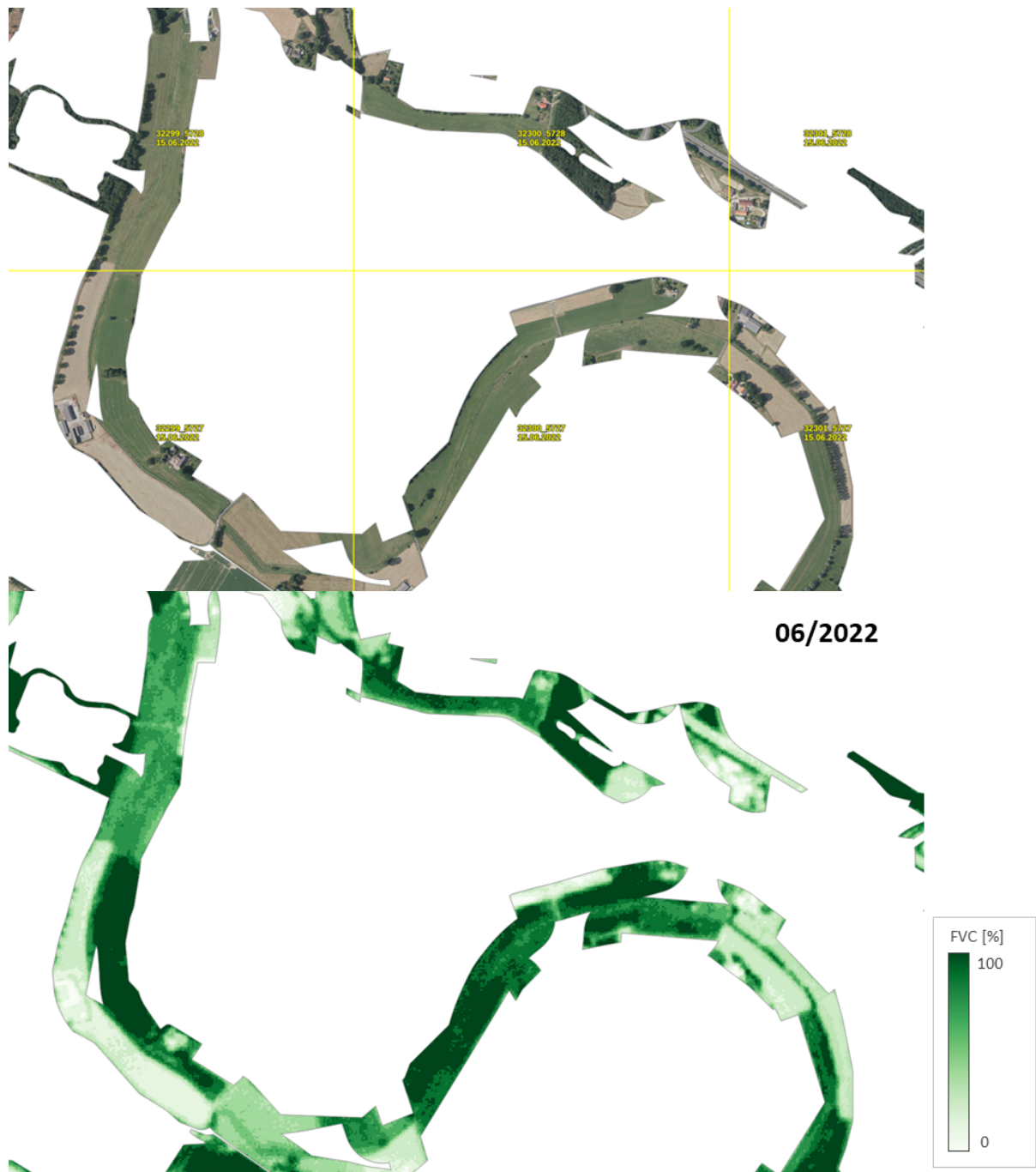
Dieser Auswertestrang adressiert den Aspekt der ganzjährigen Vegetationsbedeckung, der mit DOP als Momentaufnahme nicht hinreichend erfasst werden kann.

Grundlage waren PlanetScope Daten vom Satellitengestützten Krisen- und Lagedienst (SKD) des Bundesamts für Kartographie und Geoinformation (BKG). Dabei handelt es sich um multispektrale Satellitendaten (Produktlevel PlanetScope Select Basemaps Surface Reflectance, normalisiert zu Sentinel-2) mit vier Spektralbändern (Blau 465–515 nm, Grün 547–585 nm, Rot 650–680 nm, Nahinfrarot 845–885 nm) und einer räumlichen Auflösung von 4,7 m. Eingesetzt wurden zwölf Monatskomposite bis zum Aufnahmedatum der jeweiligen DOP. In Bereichen des Kraichbachgebiets, in denen nur DOP aus 2017 vorlagen, wurde ersatzweise mit PlanetScope-Kompositen aus 2021 gearbeitet, da für 2017 keine zeitlich korrespondierenden PlanetScope-Daten verfügbar waren. Die Komposite wurden auf einen hohen Anteil nutzbarer Pixel optimiert. So wurden Bewölkung, Wolkenschatten, Schnee und andere Störeinflüsse weitgehend minimiert.

Die Monatskomposite wurden in einen Vegetationsbedeckungsgrad (Fractional Vegetation Cover, FVC; (Carlson & Ripley, 1997)) überführt (Abbildung 8). Auf Grundlage der 12-Monatsreihe wurde ein Jahreskomposit gebildet, indem je Pixel die Werte des unteren Quartils (≤ 25 %-Quantil) gemittelt wurden. Anstelle des Minimums wurden so mehrere Werte einbezogen und gemittelt, wodurch das Ergebnis weniger anfällig gegenüber einzelnen Störungen bleibt. Solche Störungen können durch Dunst, Wolken, Wolkenschatten oder andere Artefakte entstehen, die durch Maskierung und Compositing zwar weitgehend reduziert, aber nicht vollständig eliminiert werden. Das resultierende Jahreskomposit wurde anschließend

skaliert und in Wahrscheinlichkeitswerte überführt (*planet-fvc*). Die Schwellwerte für diese Transformation wurden heuristisch im Abgleich mit DOP und weiteren Hilfsdaten bestimmt.

Abbildung 8: PlanetScope Vegetationsbedeckungsgrad (FVC)



Oben: Digitale Orthophotos (DOP) 2022; unten: Vegetationsbedeckungsgrad (FVC) basierend auf den PlanetScope-Monatskompositen 06/2022; Maskierung: Prüfkorridor. Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

2.1.2.4 Auswertung von InVeKoS – Nutzcodes

Als weitere Klassifikationsinformation wurden InVeKoS-Nutzungen entsprechend der durchgeführten Zuordnung als a-priori-Information verwendet.

2.1.2.5 Datenfusion und Postprocessing

Die unterschiedlichen Modellausgaben wurden in einem gewichteten Score zusammengeführt. Grundlage dafür bildeten die in Tabelle 1 beschriebenen Eingangsdatensätze und Modelle, deren Beiträge mit den in Tabelle 2 aufgeführten Koeffizienten gewichtet wurden. Die Festlegung der Gewichtungsfaktoren erfolgte explorativ und heuristisch. Auf diese Weise werden Hinweise auf Vegetationsbedeckung verstärkend berücksichtigt, während konkurrierende Landbedeckungen abschwächend in den Score eingehen.

Das Ergebnis dieser Datenfusion ist eine kontinuierliche Wahrscheinlichkeitskarte mit Ausgabewerten im Bereich 0–1. Abhängig von den verfügbaren Eingangsdaten, lässt sich die Fusion in unterschiedlichen Szenarien umsetzen (vgl. Tabelle 3), sodass sowohl umfassende als auch reduzierte Datenlagen berücksichtigt werden können.

Im Postprocessing wurden die Ergebnisse der Datenfusion in ein einheitliches Datenprodukt überführt. Dazu zählen die Sicherstellung eines konsistenten Koordinatenreferenzsystems, die Ableitung binärer Klassifikationen aus den Wahrscheinlichkeitskarten (Standard-Schwellenwert: 0,5; eine Anpassung des Schwellenwerts ist bedarfsweise möglich, z. B. auf Grundlage von Receiver Operating Characteristic (ROC)-Analysen zur Steuerung von falsch-positiven und falsch-negativen Klassifikationen) sowie die Erstellung nahtloser Mosaiklayer. Optional können weitere Schritte wie die Unterdrückung sehr kleiner Flächen oder die Vereinheitlichung der Attributierung erfolgen. Das wurde im vorliegenden Fall nicht angewendet. Das Ergebnis ist ein homogenes Endprodukt, das unmittelbar in nachgelagerten Modellierungen oder GIS-Umgebungen eingesetzt werden kann.

Tabelle 1: Eingangsdaten und Modelle der Datenfusion

Modell	Räumliche Auflösung	Methodik; Eingangsdaten	Kurzbeschreibung
<i>dop-gwr</i>	0,5 m	Neuronales Netz (U-Net) Input: DOP, InVeKoS	DOP-Auswertung; Erfasst Gras/Gehölze (Bäume, Sträucher) in Abgrenzung zu Ackerflächen; ausgewertet werden ausschl. DOPs aus Sommerbefliegungen.
<i>planet-fvc</i>	4,7 m	Zeitreihenanalyse/ Compositing Input: PlanetScope	PlanetScope-Multispektraldaten werden über einen Vegetationsindex in Vegetationsbedeckungsgrade überführt; anschließende Aggregation in einen Score der permanenten, ganzjährigen Vegetationsbedeckung.
<i>dop-lb</i>	0,5 m	Neuronales Netz (U-Net) Input: DOP, trainiert mit ALKIS	Erfasst die Landbedeckungsklassen "Hochbau" (Gebäude etc.), "Tiefbau" (z.B. Straßen, Plätze; befestigt), "Gehölze" (Bäume/Sträucher), "Gewässer",
InVeKoS-a-priori		Zuordnung d. InVeKoS-Nutzcodes Input: InVeKoS	Zuordnung der InVeKoS-Nutzcodes zu: (1) GrasGehoeelze (potenziell Randstreifen) (2) Acker (3) Sonstiges

Tabelle 2: Gewichtung der Modellbeiträge in der Datenfusion

Koeffizient	Layer	Wertebereich	Modell
+ 0,5	pGrasGehoeelz	$[0, 1] = \{x \in \mathbb{R} \mid 0 \leq x \leq 1\}$	<i>dop-gwr</i>
+ 0,5	pGanzjaehrig-veg.-bedeck	$[0, 1] = \{x \in \mathbb{R} \mid 0 \leq x \leq 1\}$	<i>planet-fvc</i>
- 0,8	pHochbau	$[0, 1] = \{x \in \mathbb{R} \mid 0 \leq x \leq 1\}$	<i>dop-lb</i>
- 0,5	pTiefbau	$[0, 1] = \{x \in \mathbb{R} \mid 0 \leq x \leq 1\}$	<i>dop-lb</i>
+ 0,8	pGehoeelze	$[0, 1] = \{x \in \mathbb{R} \mid 0 \leq x \leq 1\}$	<i>dop-lb</i>
- 0,2	pGewaesser	$[0, 1] = \{x \in \mathbb{R} \mid 0 \leq x \leq 1\}$	<i>dop-lb</i>
+ 0,1	Invekos_GrasGehoeelz	$\{0, 1\}$	InVeKoS-a-priori (Nutzcodes-LUT)
- 0,1	Invekos_Acker	$\{0, 1\}$	InVeKoS-a-priori (Nutzcodes-LUT)

Tabelle 3: Fusionsszenarien bei unterschiedlicher Datenverfügbarkeit (Szenario A und B)

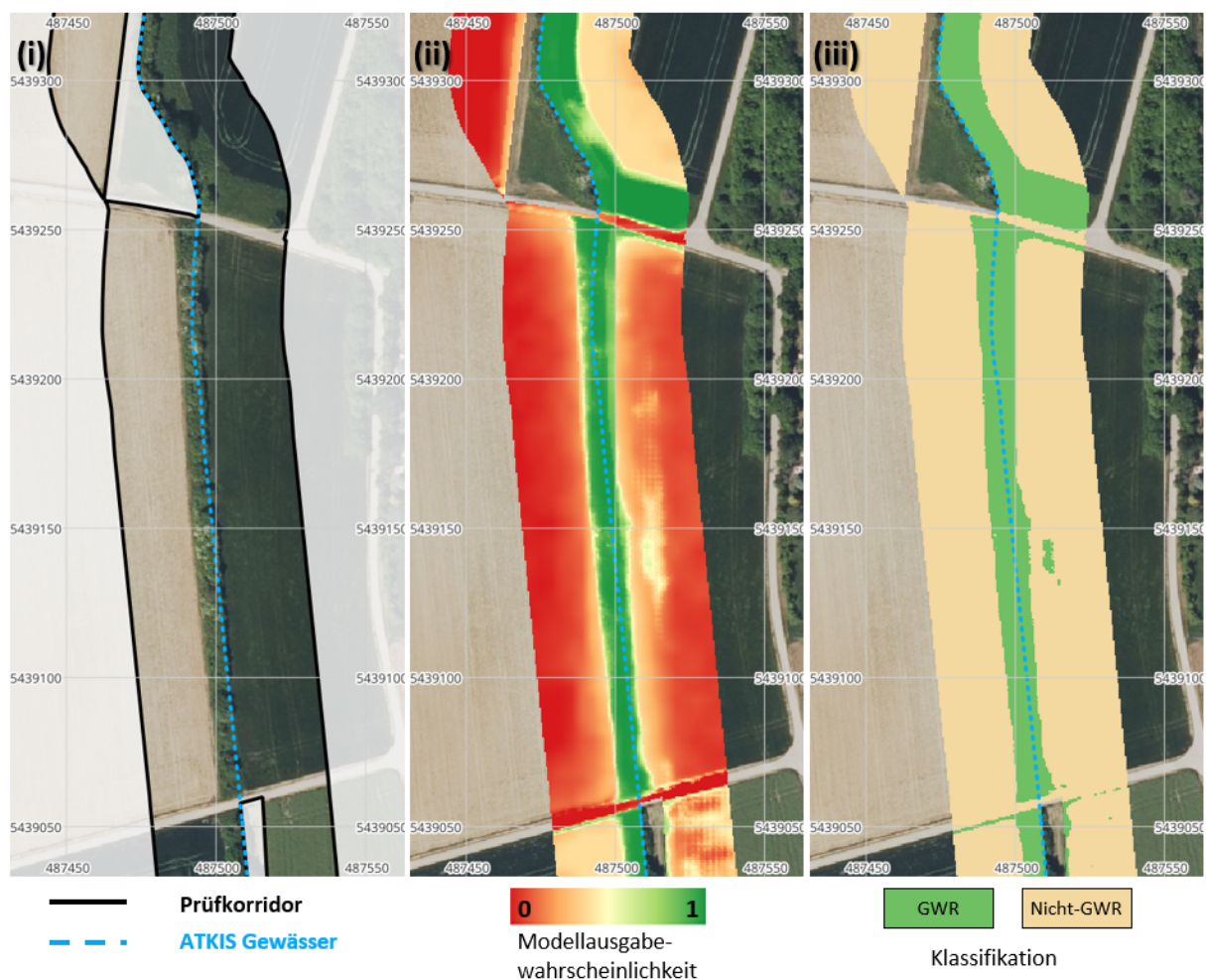
Szenario	Input-Datenfusion	Eingangsdaten
A	<i>dop-gwr</i> , <i>planet-fvc</i> , <i>dop-lb</i> , InVeKoS-a-priori	DOP, PlanetScope, InVeKoS
B	<i>planet-fvc</i> , <i>dop-lb</i>	DOP, PlanetScope

2.2 Ergebnisse und Validierung

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen exemplarisch die Resultate der fernerkundlichen Detektion von GWR für die beiden Workflow- und Datenszenarien (Szenario A, Abbildung ; Szenario B, Abbildung 10). Dargestellt werden jeweils: die DOP-Referenz mit Prüfkorridor, die kontinuierliche Wahrscheinlichkeitskarte (0–1) nach der Datenfusion sowie die daraus abgeleitete binäre Klassifikation auf Basis eines Standardschwellenwerts von 0,5.

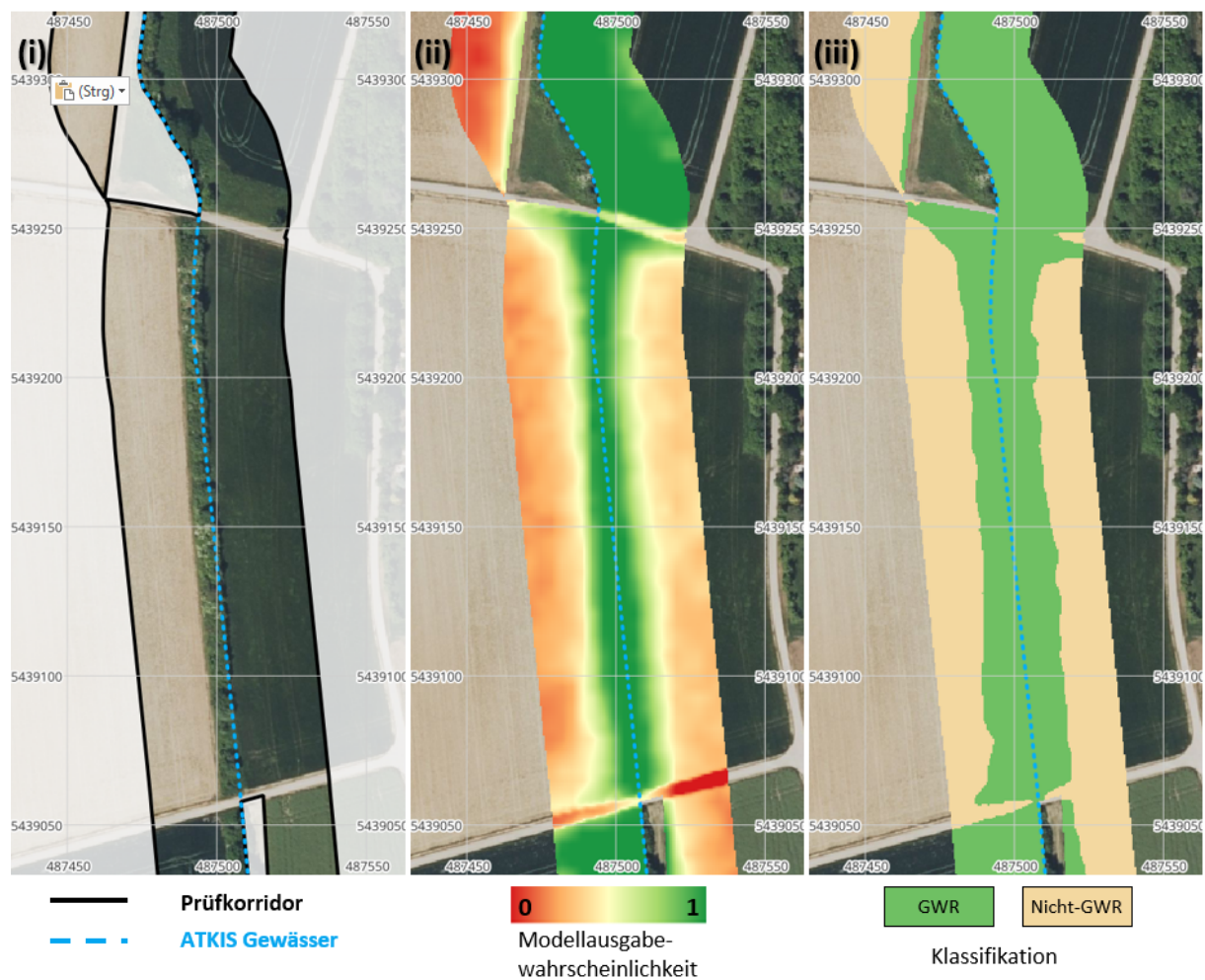
Über beide Testgebiete hinweg zeigen die Wahrscheinlichkeitskarten eine konsistente Hervorhebung durchgängig begrünter Strukturen im Prüfkorridor und eine Dämpfung nicht relevanter Landbedeckungen. Im Vergleich zu Szenario B führt die erweiterte Datenbasis in Szenario A zu einer stabileren Abgrenzung. Zudem werden in Szenario A kleinräumigere Strukturen erfasst. Lokale Abweichungen können im Einzelfall aus verbliebenen atmosphärischen Einflüssen, saisonalen Effekten oder geometrischen Diskrepanzen der Eingangsdatensätze resultieren.

Abbildung 9: Fernerkundlich detektierte Gewässerrandstreifen (GWR) (Szenario A)



Beispielausschnitt der Ergebnisdaten (Szenario A). Links (i): DOP mit ATKIS-Gewässern und halbtransparenter Maske des Prüfkorridors. Mitte (ii): aggregierte Wahrscheinlichkeitskarte der Datenfusion für GWR. Rechts (iii): daraus abgeleitete binäre Klassifikation nach Anwendung eines Schwellenwerts von 0,5. Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

Abbildung 10: Fernerkundlich detektierte Gewässerrandstreifen (GWR) (Szenario B)



Beispielausschnitt der Ergebnisdaten (Szenario B). Links (i): DOP mit ATKIS-Gewässern und halbtransparenter Maske des Prüfkorridors. Mitte (ii): aggregierte Wahrscheinlichkeitskarte der Datenfusion für GWR. Rechts (iii): daraus abgeleitete binäre Klassifikation nach Anwendung eines Schwellwerts von 0,5. Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

Um die Ergebnisse der entwickelten Methode zur Detektion von GWR zu validieren, wurde mittels manueller optischer Kartierung von Vegetationselementen aus DOP ein Referenzdatensatz erstellt. Dabei wurden Polygone um Flächen mit der gleichen Nutzungskategorie (siehe Kap. 2.1.1) gezogen und die entsprechende Klasse zugewiesen.

Um eine Bandbreite an unterschiedlichen Landschaftsstrukturen abzubilden und gleichzeitig den manuellen Aufwand bewältigbar zu halten, wurden innerhalb der Testgebiete zufällig Test-Quadrate ausgewählt. Diese Quadrate entsprechen den Kacheln der DOP (1 km x 1 km). Des Weiteren beschränkt sich die Erstellung der Referenzdaten auf den betrachteten Prüfkorridor von 60 m Breite entlang der Gewässer.

Für die Testgebiete in NW wurden die DOP der Luftbildbefliegung des Zeitraums 01.05.2022 – 01.10.2022 verwendet. Das entspricht der Vegetationsphase und dem Zeitraum der verwendeten Planet-Satellitendaten.

Für das Testgebiet Kraichbach wurden für 80 % der Fläche die DOP von Mai 2021 und für 20 % der Fläche die DOP von Mai 2017 verwendet, da diese zum Zeitpunkt der Validierung die aktuellsten verfügbaren Daten waren.

Des Weiteren wurden die verfügbaren InVeKoS-Daten des Wirtschaftsjahres 2022 genutzt, um den manuellen Prüfaufwand zu reduzieren. Die Daten enthalten Codes, die die landwirtschaftliche Nutzung angeben. Für Flächen, die eine InVeKoS Information enthalten, wird auf Basis der DOP die Entscheidung getroffen, ob die Angabe bestätigt oder manuell angepasst wird. Alle Flächen, die keine InVeKoS Daten enthalten, werden durch das manuelle Erstellen von Polygonen ergänzt.

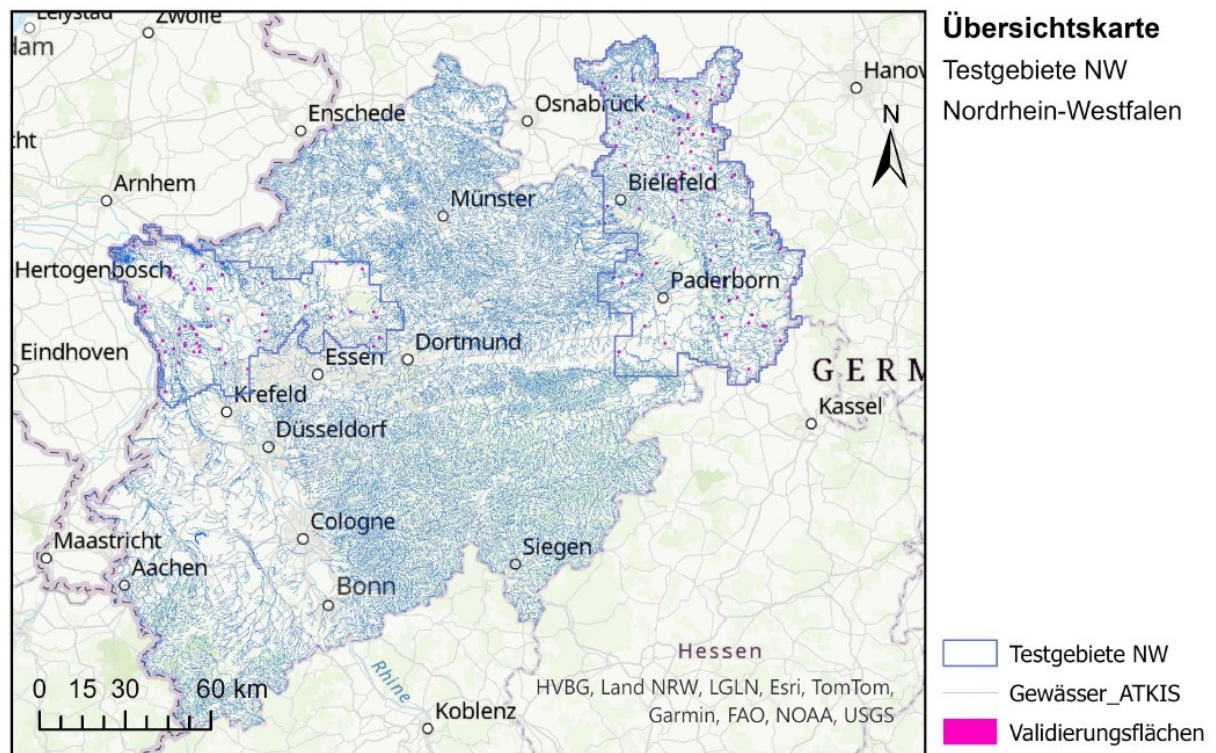
Bei der manuellen Kartierung des Vegetationsstreifen werden die in Tabelle 4 dargestellten Klassen erfasst.

Tabelle 4: Klassen der manuellen Erfassung von Vegetationsstreifen

Klasse (ID)	Klassenname	Beschreibung
1	Gras/Gehölz	Z. B. Grünland, Blühstreifen, Gewässerrandstreifen, Büsche/Sträucher, Bäume/Wald. I.d.R. handelt es sich um vegetationsbedeckte Flächen, die nicht der Klasse Acker zugewiesen werden können.
2	Acker	I. d. R. landwirtschaftliche Bewirtschaftung mit Bodenbearbeitung.
3	Sonstige Fläche	Z. B. versiegelte, bebaute Flächen, Schotter-/Feld-/Wirtschaftswege ohne nennenswerte Vegetationsbedeckung.
4	Undefiniert	Flächen, die ad-hoc nicht zu interpretieren sind; ggf. ist hier Rücksprache oder eine weitere Iteration der Bearbeitung notwendig.

In den Testgebieten in NW (9.212 km²) wurden insgesamt 200 Kacheln à 1 km x 1 km untersucht. Daraus ergeben sich unter Berücksichtigung des Prüfkorridors 406 ha Untersuchungsfläche. Abbildung 11 zeigt eine Übersichtskarte mit den Testgebieten und den zufällig ausgewählten Validierungs-Kacheln.

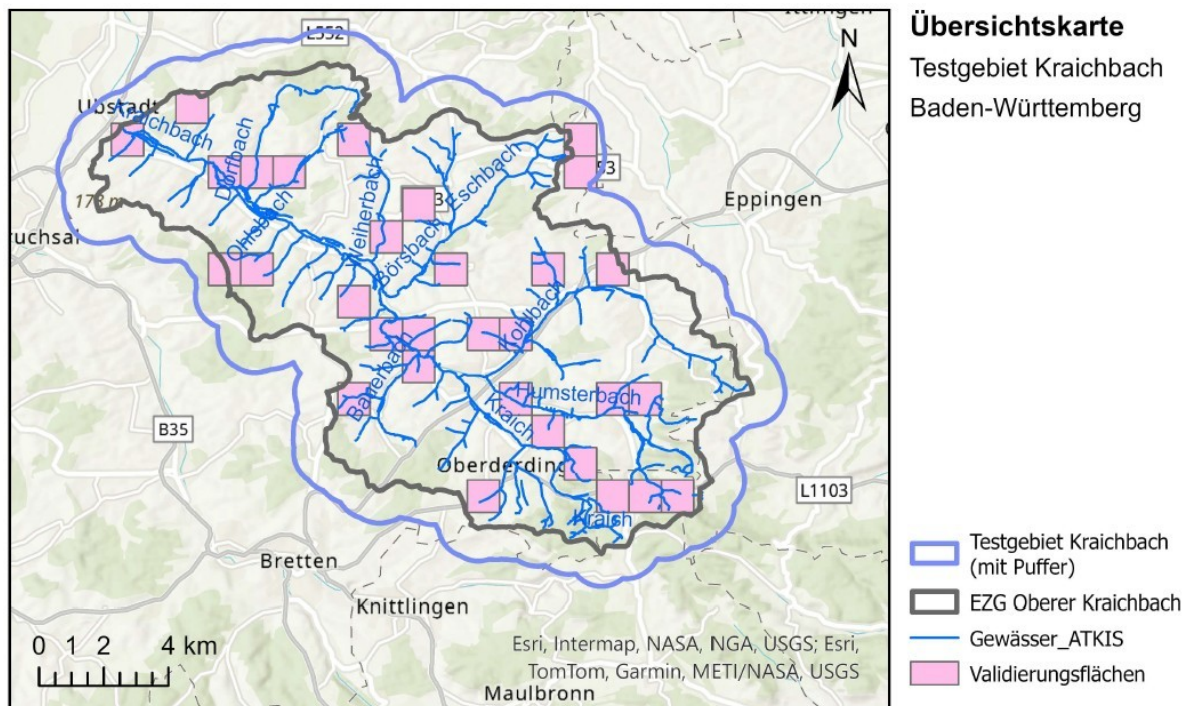
Abbildung 11: Übersichtskarte der Validierungsflächen in den Testgebieten Nordrhein-Westfalen



Quelle: eigene Darstellung, EFTAS GmbH

Im Testgebiet Kraichbach (230 km²) wurden insgesamt 45 Kacheln à 1 km x 1 km untersucht. Daraus ergeben sich unter Berücksichtigung des Prüfkorridders 83 ha Untersuchungsfläche (Abbildung 12).

Abbildung 12: Übersichtskarte der Validierungsflächen im Testgebiet Kraichbach



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Die Validierung der Ergebnisse aus der Fernerkundung erfolgte mittels einer Rasteranalyse. Dabei wurden die Ergebnisse der Fernerkundung mit den Referenzdaten verglichen. Für die Generierung des Referenzdatensatzes wurden die bei der manuellen Kartierung abgeleiteten Polygone der Landnutzung in Rasterdaten umgewandelt, sodass ein unmittelbarer Vergleich der Ergebnisse der fernerkundlichen Gebietsanalyse und der Kartierung möglich ist.

Für den Vergleich wurden die Ergebnisse der fernerkundlich detektierten GWR in zwei Klassen ausgegeben:

- **Gewässerrandstreifen**
- **Kein Gewässerrandstreifen**

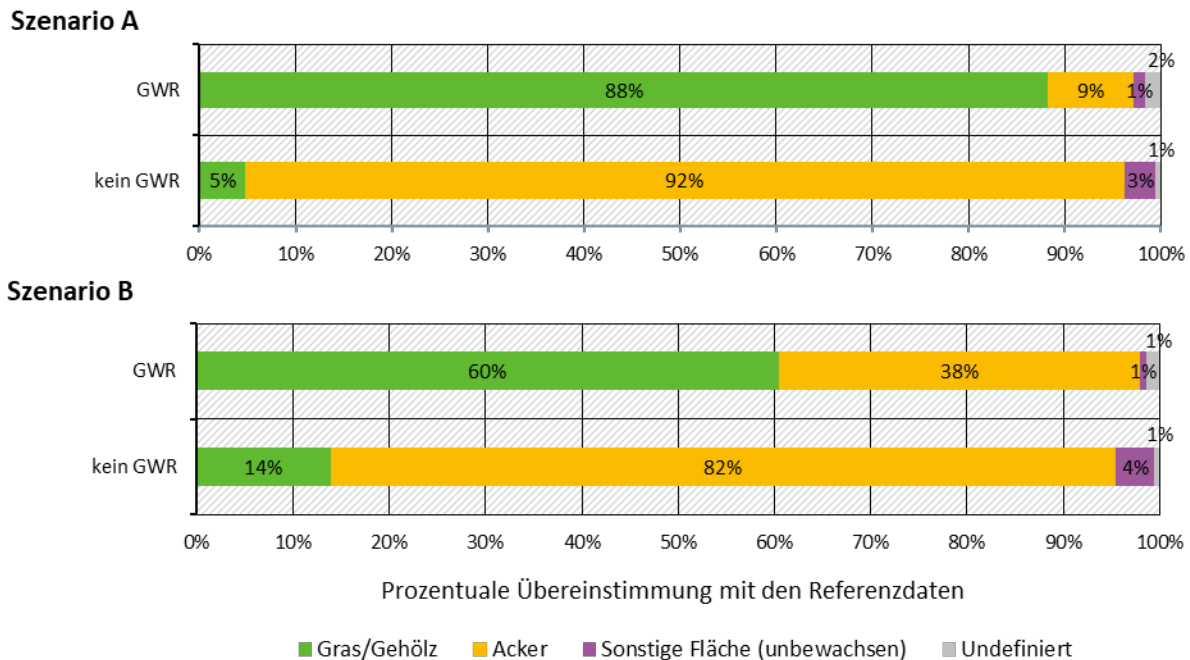
Mittels der Rasteranalyse wurde ermittelt, welche Anteile dieser Flächenkategorie mit den Referenzdaten übereinstimmen. Die Validierung wurde getrennt für die beiden Testgebiete und die Szenarien A und B durchgeführt.

Zusammenfassend tritt in beiden Testgebieten unter Anwendung des Szenarios A eine hohe Treffgenauigkeit auf. Mit Szenario B wurde in beiden Testgebieten eine z. T. deutliche Überschätzung der GWR-Flächen festgestellt. Schlussfolgernd daraus, wird die Anwendung des Szenario A für weitere Anwendungen empfohlen. Eine detaillierte Darstellung der Validierungsergebnisse findet sich in den folgenden Unterkapiteln.

2.2.1 Testgebiete in Nordrhein-Westfalen (NW)

Die Ergebnisse der Validierung für die untersuchten Testflächen in NW (406 ha sind in Abbildung 13 dargestellt.

Abbildung 13: Testgebiete Nordrhein-Westfalen – Validierung der fernerkundlich ausgewiesenen Gewässerrandstreifen (GWR), Vergleich der Szenarien A und B



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Die im **Szenario A** durch die fernerkundliche Methode als GWR identifizierten Raster stimmen in 88 % der Fälle mit den Referenzdaten überein. In 9 % der Fälle wurden sie als Acker und in 1 % der Fälle als sonstige Fläche identifiziert. Bei 2 % war eine eindeutige Zuordnung nicht möglich.

Für die Kategorie kein GWR fand lediglich für 5 % der Flächen eine Fehlzuordnung statt. 92 % der Raster wurden richtig identifiziert als Ackerflächen und 3 % der Raster als Sonstige Fläche. Bei 1 % der Raster war eine eindeutige Zuordnung nicht möglich.

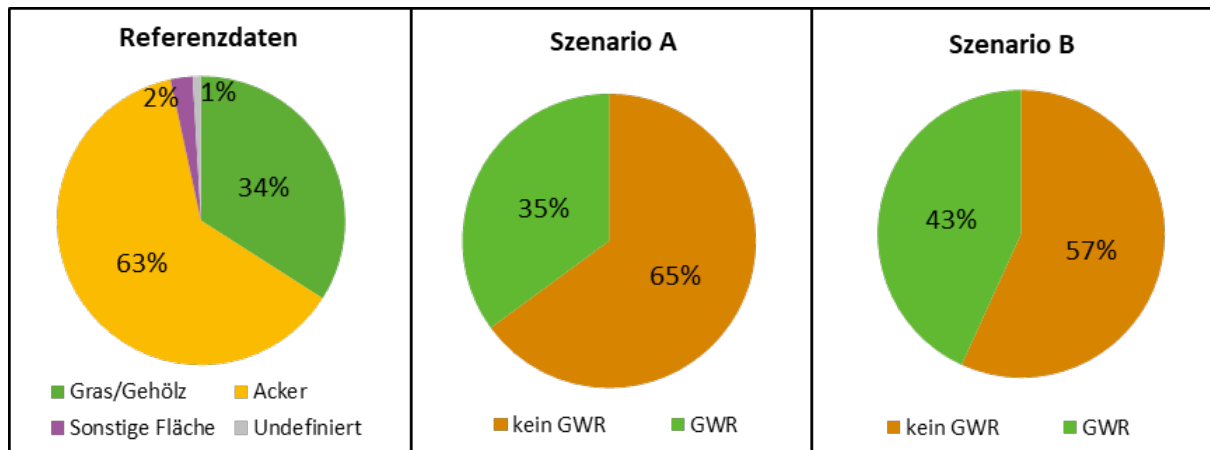
Unter Anwendung von **Szenario B** wurden nur 60 % der durch die fernerkundliche Methode als GWR identifizierten Raster bestätigt, während in 40 % der Fälle fälschlicherweise andere Nutzungen zugeordnet wurden.

In der Kategorie kein GWR wurde die Zuordnung für 14 % der Referenzdaten nicht bestätigt. In Übereinstimmung mit dem Referenzdatensatz wurden 82 % der Raster als Acker, 4 % als sonstige Flächen und 1 % als undefiniert ausgewiesen.

Für das **Szenario A** kann somit festgestellt werden, dass die fernerkundlichen Methoden eine hohe Modellgüte aufweisen, während in **Szenario B** deutliche Abweichung zu den Referenzdaten auftreten.

Werden die in den Testgebieten validierten methodischen Ansätze auf das gesamte Modellgebiet angewendet, zeigt sich im Vergleich der Ergebnisse mit dem Referenzdatensatz folgendes (Abbildung 14):

Abbildung 14: Testgebiete Nordrhein-Westfalen (NW) – Gewässerrandstreifen im Gesamtgebiet, Vergleich der Szenarien A und B



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

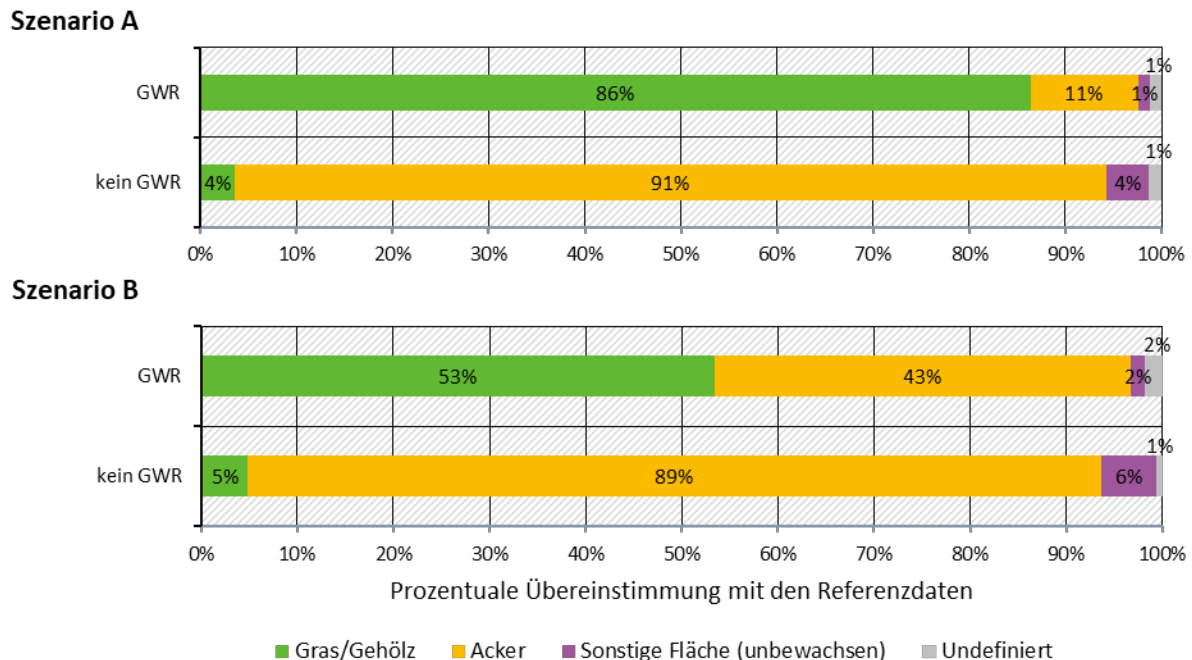
Für das **Szenario A** ergibt sich ein minimaler Unterschied der Flächennutzung Gras/Gehölz und der Kategorie Gewässerrandstreifen von 1 %. Im Hinblick auf die bundesweite Stoffeintragsmodellierung liefert dieses Szenario folglich Ergebnisse mit einer angemessenen Genauigkeit.

In **Szenario B** wurden hingegen 43 % der Fläche als GWR ausgewiesen und 57 % als kein GWR. Im Vergleich zu den Referenzdaten findet damit eine deutliche Überschätzung der vorhandenen GWR im Modellgebiet statt.

2.2.2 Testgebiet Kraichbach

Die Ergebnisse der Validierung für das Testgebiet Kraichbach (83 ha) sind in Abbildung 15 dargestellt.

Abbildung 15: Testgebiet Kraichbach – Validierung der fernerkundlich ausgewiesenen Gewässerrandstreifen, Vergleich der Szenarien A und B



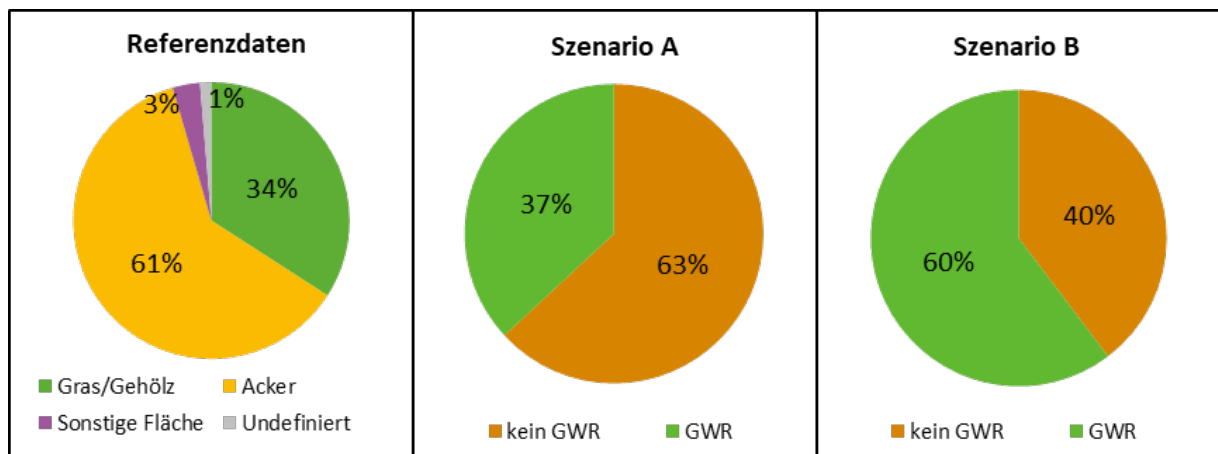
Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Für das Gebiet des Kraichbach zeigt sich ein sehr ähnliches Bild wie für die Testflächen in NW. Mit dem **Szenario A** kann eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der fernerkundlichen Analysen und den Referenzdaten festgestellt werden. In 86 % (GWR) bzw. 95 % (nicht GWR) der Raster wird die Identifikation des fernerkundlichen Ansatzes bestätigt. Jeweils 1 % der Raster wurden als undefiniert ausgewiesen.

In **Szenario B** nimmt die Modellgüte insbesondere für die Kategorie GWR wiederum deutlich ab. Nur 53 % der identifizierten GWR wurden durch die Referenzdaten bestätigt. Bei der Kategorie kein GWR liegt die Fehlerquote der Zuordnung mit 5 % in der gleichen Größenordnung wie in Szenario A (4 %).

Die Anwendung der Modellansätze im gesamten Modellgebiet Kraichbach sind in (Abbildung 16) illustriert.

Abbildung 16: Testgebiet Kraichbach – Gewässerrandstreifen im Gesamtgebiet, Vergleich der Szenarien A und B



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Für **Szenario A** werden 37 % der Flächen als GWR und 63 % als kein GWR identifiziert. Die fernerkundliche Flächenidentifikation gibt die durch den Referenzdatensatz abgebildete Situation im Einzugsgebiet gut wieder. Die Abweichung liegt bei etwa 3 % oder einer Flächengröße von 2,5 ha. Im Hinblick auf die bundesweite Stoffeintragsmodellierung liefert die fernerkundliche Methode auch in diesem Testgebiet Ergebnisse mit einer angemessenen Genauigkeit.

Wie zuvor im Modellgebiet NW führt das **Szenario B** auch im Kraichbach zu einer Überschätzung der GWR. Etwa 60 % der Raster wurden der Kategorie GWR zugeordnet. Im Vergleich zum Referenzdatensatz ergibt das einen Unterschied von + 26 % oder 22 ha.

2.3 Anforderungen für eine bundesweite Anwendung der Gewässerrandstreifen-Detektion mittel des entwickelten Ansatzes

Ziel des Projektes war es, eine satelliten-gestützte Methodik zu entwickeln, die es ermöglicht, vorhandene GWR zu identifizieren. Die Methodik konnte in zwei Testgebieten validiert werden. Es wurde nachgewiesen, dass der entwickelte Ansatz geeignet ist für die Detektion von bestehenden GWR, auch bundesweit. Für eine bundesweite Anwendung sind folgende datenbezogene und technische Voraussetzungen zu erfüllen.

Im Grundsatz ist eine flächendeckende Auswertung innerhalb der bundesweiten Prüfkulisse vorzusehen, gegebenenfalls einschließlich eines zusätzlichen Puffers. Alternativ wäre ein stichprobenbasiertes Vorgehen, etwa anhand von Quadranten möglich, wobei die Eignung dieses Ansatzes noch zu prüfen wäre. Die im Projekt genutzte Prüfkulisse wurde aus dem ATKIS-BasisDLM (BKG), (2019) abgeleitet und umfasst insbesondere den Schnittbereich eines 30-Meter-Puffers um Gewässerachsen mit angrenzenden Ackerflächen. Dafür ist eine bundesweit einheitliche und vergleichbare Datenbasis erforderlich.

Als Bildgrundlage dienen DOP mit einer Bodenauflösung von mindestens 50 cm, möglichst in Form von TrueDOPs⁴ zur Korrektur von Verkippungseffekten und zur besseren Erfassung von Feld- und Waldrändern. Zudem sollen ausschließlich Sommerbefliegungen zwischen Mai und Oktober genutzt werden, da hier eine optimale Vegetationsentwicklung und hohe

⁴ TrueDOPs werden durch die Entzerrung der Luftbilder auf Grundlage eines bildbasierten Digitalen Oberflächenmodells erzeugt, während klassische DOPs auf ein Digitales Geländemodell bezogen entzerrt werden. Dadurch werden aufragende Objekte wie Gebäude und Bäume lagegenauer (mit geringeren Verkippungseffekten) dargestellt.

Übereinstimmung mit InVeKoS-Deklarationen gegeben ist. Ergänzend werden multitemporale Very-High-Resolution (VHR)-Satellitendaten wie PlanetScope oder vergleichbare Systeme mit einer Auflösung von höchstens fünf Metern benötigt, und zwar mit vollständiger Jahresabdeckung bezogen auf die Prüfkulisse. Der Endzeitpunkt der Zeitreihe sollte möglichst nah am DOP-Aufnahmedatum liegen. Erforderlich sind wolken- und schattenmaskierte Monatskomposite oder vergleichbare Oberflächenreflexionsprodukte zur Ableitung der Vegetationsbedeckung. Alternativ kann eine dichte Einzelszenen-Zeitreihe genutzt werden, wobei die Kompositbildung dann selbst durchzuführen ist. Eine Anwendung ohne multitemporale VHR-Daten ist grundsätzlich möglich, führt jedoch zu Qualitätsverlusten, da die ganzjährige Vegetationsbedeckung nicht überprüft werden kann.

Für die Landbedeckungsmodellierung wurde im Projekt ein regional trainiertes, übertragbares CNN-Modell auf Basis von ALKIS eingesetzt. Alternativ könnte die bundesweit verfügbare Cop4ALL-Landbedeckung nach dem Anwendungsschema der Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder (AdV) genutzt werden. Eine wichtige Grundlage für das Anlernen des CNN bilden InVeKoS-Daten mit detaillierten Nutzungsinformationen und Vegetationstypen, die idealerweise flächendeckend innerhalb der Prüfkulisse vorliegen. Denkbar ist auch ein reduziertes Szenario mit einer repräsentativen Stichprobe, beispielsweise fünf Prozent der Landesfläche, auf deren Basis das Modell trainiert und anschließend auf die Gesamtfläche übertragen wird, wobei die Validität dieses Ansatzes vorab zu prüfen ist. Technisch erforderlich ist eine skalierbare Infrastruktur, etwa in Form von Cloud- oder Clusterlösungen, um die großflächige Verarbeitung zu ermöglichen. Die im Projekt eingesetzte Python-, xarray- und Dask-Implementierung ist hierfür containerisiert und in verteilten Rechenumgebungen nutzbar.

3 Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen auf den Sedimenteintrag in Gewässer

3.1 Welche Faktoren steuern die Barrierefunktion von Gewässerrandstreifen?

In der Literatur wird von deutlichen Retentionswirkungen von GWR auf den Sedimenteintrag sowie partikelgebundenen Stoffeintrag ausgegangen, die aber in einem weiten Bereich schwanken können. Dies zeigen u. a. auf umfangreichen Literatursichtungen beruhenden Ausführungen von Kail et al. (2022). Die Festlegung einer Retentionswirkung ist somit sehr unsicher.

Die Effektivität der Minderungswirkung von GWR auf den Sedimenteintrag und den damit verbundenen partikelgebundenen Stoffeintrag hängt von verschiedenen Faktoren ab, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

- ▶ Breite der gewässerbegleitenden Vegetation: Die Breite des GWR spielt eine zentrale Rolle für den Rückhalt von Feinsediment und Nähr- und Schadstoffen. Unter kontrollierten, optimalen Freilandbedingungen wird ab einer Breite von etwa fünf Metern ein Feinsedimentrückhalt von bis zu 80 % erreicht (Kail et al., 2022; Liu et al., 2008; Zhang et al., 2010; Collins et al., 2009). Andere Studien, wie Ramesh et al. (2021) zeigen diesen hohen Rückhalt jedoch erst ab einer Breite von zehn Metern. Unter realistischen Feldbedingungen ist die Effektivität tendenziell geringer. So weisen Freilandstudien einen Feinsedimentrückhalt von etwa 65 % bei einer Breite von zehn Metern auf (Sweeney & Newbold, 2014). Für Nährstoffe, insbesondere Phosphor, deuten die Studien darauf hin, dass fünf Meter breite GWR nur in Ausnahmefällen einen signifikanten Rückhalt bewirken. Eine effektive Reduktion tritt in der Regel erst bei Breiten um 15 m auf, während größere Breiten über 30 m keinen deutlich höheren Effekt mehr erzielen (Kail et al., 2022; Collins et al., 2009; Weissteiner et al., 2013). Der Rückhalt von partikulär gebundenem Phosphor ist dabei meist höher und weniger variabel als der von gelöstem Phosphor (Dorioz et al., 2006; Dodd & Sharpley, 2016; Vidon et al., 2019). Um die Nährstoffbelastung durch gelösten Phosphor zu verringern, sind zusätzliche Managementmaßnahmen erforderlich (Dodd & Sharpley, 2016).
- ▶ Präferenzielle Fließwege: Präferenzielle Fließwege stellen einen entscheidenden Faktor dar, der die Rückhaltewirkung von GWR stark reduziert (Dosskey, 2001; Kail et al., 2022). Besonders Drainagen können als künstliche Fließwege wirken und den Eintrag von Feinsediment erheblich beeinflussen. Der Sedimenteintrag über Drainagen kann ähnliche Größenordnungen erreichen wie der über den Oberflächenabfluss (Russell et al., 2001; Chapman et al., 2005; Deasy et al., 2009), insbesondere bei dominierend feinen Bodenpartikeln unter 2 μm (Le Gall et al., 2017). Allerdings kann der Anteil des Drainageeintrags durch die Anlage eines Randstreifens nicht beeinflusst werden.
- ▶ Neigung im Gewässerrandstreifen: Auch die Hangneigung spielt eine wichtige Rolle. Studien zeigen, dass der Feinsedimentrückhalt ab einer Oberflächenneigung von etwa fünf Prozent (Yuan et al., 2009) oder spätestens bei neun bis zehn Prozent (Liu et al., 2008; Zhang et al., 2010) deutlich abnimmt.
- ▶ Art der gewässerbegleitenden Vegetation: Die Vegetationsart beeinflusst vor allem die Oberflächenrauigkeit und damit die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses. Während Yuan et al. (2009) und Lind et al. (2019) keinen direkten Einfluss der Vegetationsart feststellen, beobachteten Ramesh et al. (2021) einen geringeren Rückhalt

unter Gehölzen im Vergleich zu krautiger Vegetation mit dichter Grasnarbe. Durch die erhöhte Rauigkeit wird der Abfluss verlangsamt, wodurch Bodenpartikel und daran gebundener Phosphor sedimentieren und später von der Vegetation überwachsen werden. So werden sie Teil des durchwurzelten Oberbodens (Dorioz et al., 2006; Collins et al., 2009; Stutter et al., 2019; Dosskey, 2001). Der im infiltrierten Wasser gelöste Phosphor kann zwar als Zwischenabfluss dem Gewässer zufließen, wird jedoch teilweise von den Pflanzen aufgenommen und zwischengespeichert (Collins et al., 2009; Dosskey, 2001). Besonders junge Vegetationsbestände nehmen dabei mehr Nährstoffe auf als ältere (Parkyn, 2004; Roberts et al., 2012).

- Bodeneigenschaften (Bodenart des Ackers, Infiltrationskapazität des Bodens im Bereich der gewässerbegleitenden Vegetation): Die Eigenschaften des Bodens, sowohl des Ackerbodens als auch des Bodens im GWR, bestimmen maßgeblich den Sedimentrückhalt. Grobe Bodenpartikel wie Sand werden bereits auf den ersten Metern des Randstreifens zurückgehalten, während feinere Partikel wie Schluff und Ton erst bei längerer Verweilzeit und geringerer Fließgeschwindigkeit sedimentieren (Dosskey, 2001; Parkyn, 2004). Der Rückhalt sinkt mit abnehmender Partikelgröße und hängt somit auch von der Bodenart des Ackers ab, von dem das Feinsediment stammt (Polyakov et al., 2005). Da feinere Partikel häufig in Suspension bleiben und mit dem Oberflächenabfluss infiltrieren, hängt ihr Rückhalt zusätzlich von der Infiltrationskapazität des Bodens ab (Dosskey, 2001).

Zusammenfassend zeigt sich, dass nahezu alle der hier einbezogenen Studien zum Feinsedimentrückhalt unter experimentellen Bedingungen auf kleinen Versuchsflächen oder kurzen Gewässerabschnitten durchgeführt wurden (siehe z. B. Dosskey, 2001). Es stellt sich ganz grundsätzlich die Frage, inwieweit die Ergebnisse von zeitlich limitierten Transsektstudien (idealisierte experimentelle Bedingungen, kleine Versuchsflächen, kurze Gewässerabschnitte, Fehlen präferenzierter Fließwege, gute Pflege der Randstreifen) auf überregional bzw. bundesweit abzubildende Sachverhalte möglich ist.

Unter realen Bedingungen kann die Wirksamkeit von GWR insbesondere durch präferenzuelle Fließwege im weiteren Sinne (Erosionsrinnen, Wegenetz, Drainagen) stark eingeschränkt werden. Die Frage der Minderungswirkung dürfte auch durch die jeweilige Pflege und das Alter eines GWR stark mitbestimmt werden. Dabei kann sich eine regelmäßige Entnahme von Biomasse aus der Vegetation des GWR positiv auf die Filterfunktion für Phosphor auswirken. Andernfalls könnte sich der Phosphor langfristig anreichern und in Form leicht löslicher Phosphor-Verbindungen ausgetragen werden. Zudem stellt sich die Frage, inwieweit die Ergebnisse der Studien auf längere Gewässerstrecken oder ganze Einzugsgebiete übertragbar sind. Denn der Rückhalt von Sedimenten und damit verbundenen partikelgebundenen Stoffen hängt auch von der Beschaffenheit des Einzugsgebiets und deren Variabilität (z. B. Hangneigung, Bodeneigenschaften) ab. Daher kann die Wirksamkeit von GWR je nach Lage im Einzugsgebiet und Gewässernetz stark variieren.

Trotz der vielfältigen und nicht immer eindeutigen Faktoren, die die Wirkung von GWR beeinflussen, stellen Einzugsgebietsmodelle ein Werkzeug dar, das eine systematische Untersuchung der Minderungswirkung von GWR auf großskaliger räumlicher Ebene ermöglicht. Voraussetzung für die Anwendung solcher Modelle sind jedoch entsprechende Messwerte des Sedimenteintrags im betrachteten Einzugsgebiet (Yuan et al., 2009). Nur dann ist es möglich, die Modellergebnisse zu kalibrieren und zu validieren.

Im vorliegenden Projekt wurde deshalb für die weitere Methodenentwicklung das Testgebiet Kraichbach ausgewählt, da für dieses Gebiet Sedimenteinträge von kontinuierlich arbeitenden

großvolumigen Feststoffsammlern sowie als validierte Modellergebnisse vorlagen (Fuchs et al., 2022) .

3.2 Ableitung einer Methodik zur Bewertung der Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen für den Sedimenteintrag in Gewässer

Auf Grundlage der oben diskutierten Literatur wurde ein Ansatz entwickelt, mit dem die Minderungswirkung von GWR auf die Sedimenteinträge abgeschätzt werden kann. Hierbei werden insbesondere die Metastudien von Sweeney und Newbold (2014) und Zhang et al. (2010) genutzt, da beide Studien eine Abhängigkeit der Minderungswirkung von der als sehr sensitiv einzuschätzenden Randstreifenbreite herstellen und einen Algorithmus zur Ableitung einer Sedimenteintragsminderung ableiten.

Zudem wird aus Zhang et al. (2010) übernommen, dass eine hohe Neigung ab ca. 10 % als ein zusätzlicher Treiber für eine Verminderung der Effektivität des Rückhaltevermögens anzusehen ist.

Wie oben bereits angedeutet betrachten die verfügbaren Studien keine einzugsgebietsrelevanten Faktoren, wie das Relief im außerhalb des Randstreifens befindlichen Liefergebiet. Hier bietet sich die Nutzung des bereits für die Bodenabtragsmodellierung erzeugten LS-Faktors (Faktor der Länge- und Neigung eines Hanges beschreibt) der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) für die Randstreifenfläche an. Der LS-Faktor wird in einem zweidimensionalen Ansatz auf Basis eines Multiple flow-Algorithmus nach Moore und Nieber (1989) unter Nutzung der GIS-Module in SAGA-GIS prozessiert und ermittelt. Er bestimmt somit für die Randstreifenfläche den Einfluss des angrenzenden Reliefs auf die potenzielle Anlieferung von Sediment aus dem Zuliefergebiet. Der LS-Faktor ist umso größer, je größer und stärker geneigt das oberhalb gelegene Einzugsgebiet ist.

Hinsichtlich der Frage des Bewuchses des GWR wird unterstellt, dass es sich hierbei um eine krautige Vegetation mit ganzjährig und mehrjährig geschlossener Pflanzendecke handelt.

Im Ergebnis der Auswertungen wird somit eine Beziehung gesucht, die die Minderungswirkung eines GWR, die Sediment Removal Efficiency (SRE), anhand der Treiber

- Breite des GWR (m),
- LS-Faktor im GWR und
- Neigung im GWR (%)

abbildet.

Die Sediment Removal Efficiency (SRE) kann demgemäß wie folgt abgeleitet werden:

Gleichung 1: Berechnung der Sediment Removal Efficiency (SRE)

$$SRE = \frac{\omega}{5,8 \cdot f^{-1} \cdot \ln(LS + 1) \cdot \exp(s \cdot slope^p) + \omega}$$

Mit

SRE = Sediment Removal Efficiency [-],

ω = mittlere Randstreifenbreite [m]

f = Effizienzfaktor

LS = mittlerer LS-Faktor im Gewässerrandstreifen

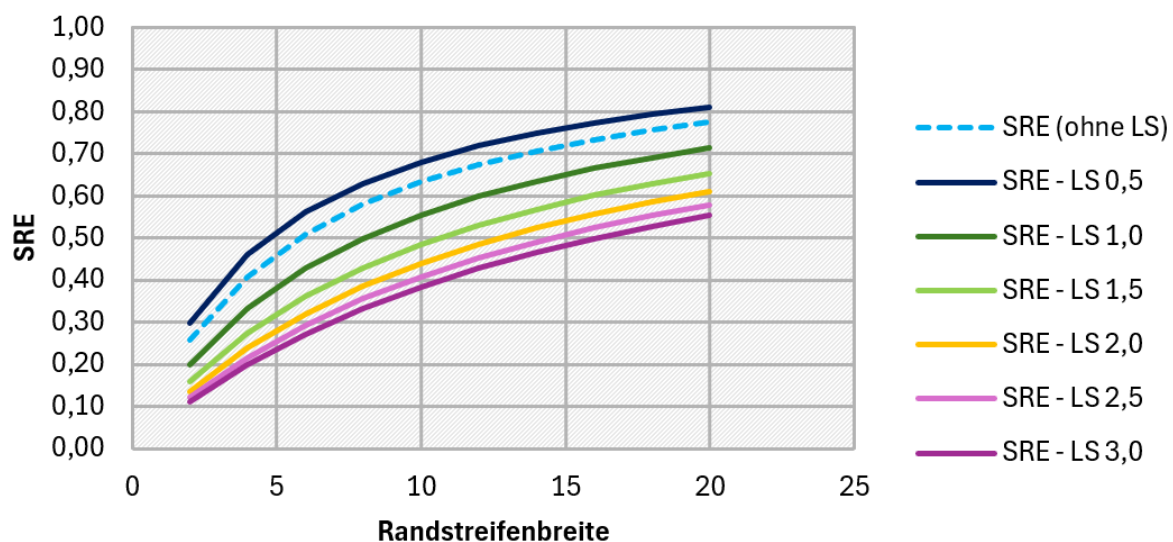
slope = Neigung [%],

s = Gewichtung der Steigung

p = Exponent, um Steigungsverhalten zu formen

Abbildung 17 zeigt die SRE nach Sweeney und Newbold (2014), also ohne Anpassung durch den LS-Faktor im GWR, sowie nach dessen Anpassung gemäß Gleichung 1. Die Gleichung wurde hierbei so parametrisiert, dass SRE nach Sweeney und Newbold (2014) zwischen dem Ergebnis für $LS = 0,5$ und $LS = 1$ liegt. Dies erfolgt vor dem Hintergrund, dass die mittleren LS-Faktoren im GWR in den drei Testgebieten im Mittel bei 0,6 liegen. Für eine Randstreifenbreite von 10 m wird hierbei ein SRE von ca. 63 % prognostiziert. Für einen LS-Faktor im GWR von 0,5 liegt SRE bei 68 % bzw. für einen LS-Faktor von 1,0 bei 55 %. Um die SRE-Werte in dieser Größenordnung zu erhalten, muss der Effizienzfaktor (f) in Gleichung 1 mit 0,5 eingestellt werden (mittlere Effektivität des Randstreifens). Der Faktor s wird auf 0,002, der Faktor p auf 2,25 eingestellt. Damit wird die von Sweeney und Newbold (2014) dokumentierte Größenordnung von SRE gut wiedergegeben. Die Untersuchungen von Sweeney und Newbold (2014) beziehen auch Freilandstudien mit ein und die Werte liegen niedriger als diejenigen aus Studien mit Experimentalcharakter (siehe Zhang et al., 2010). Sie dürften die im vorliegenden Projekt zu erwartenden Rahmenbedingungen deshalb besser wiedergeben und werden somit hier genutzt.

Abbildung 17: Sediment Removal Efficiency (SRE) in Abhängigkeit von der Randstreifenbreite, modifiziert durch Einbeziehung des LS-Faktor

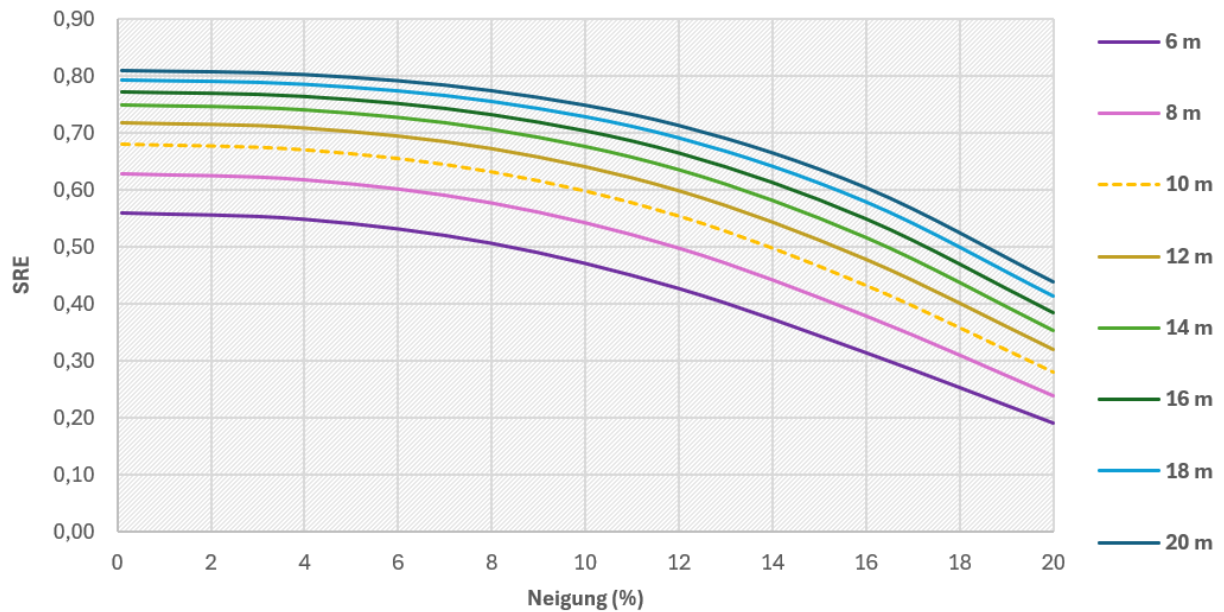


Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Abbildung 18 zeigt die SRE bei einem LS-Faktor im GWR von 0,5 in Abhängigkeit von der Neigung gemäß Gleichung 1. Hierbei wird der Beobachtung von Zhang et al. (2010) gefolgt, dass erst größere Neigungen jenseits der 10 %-Marke im GWR zu deutlich verringerten SRE-Werten führen.

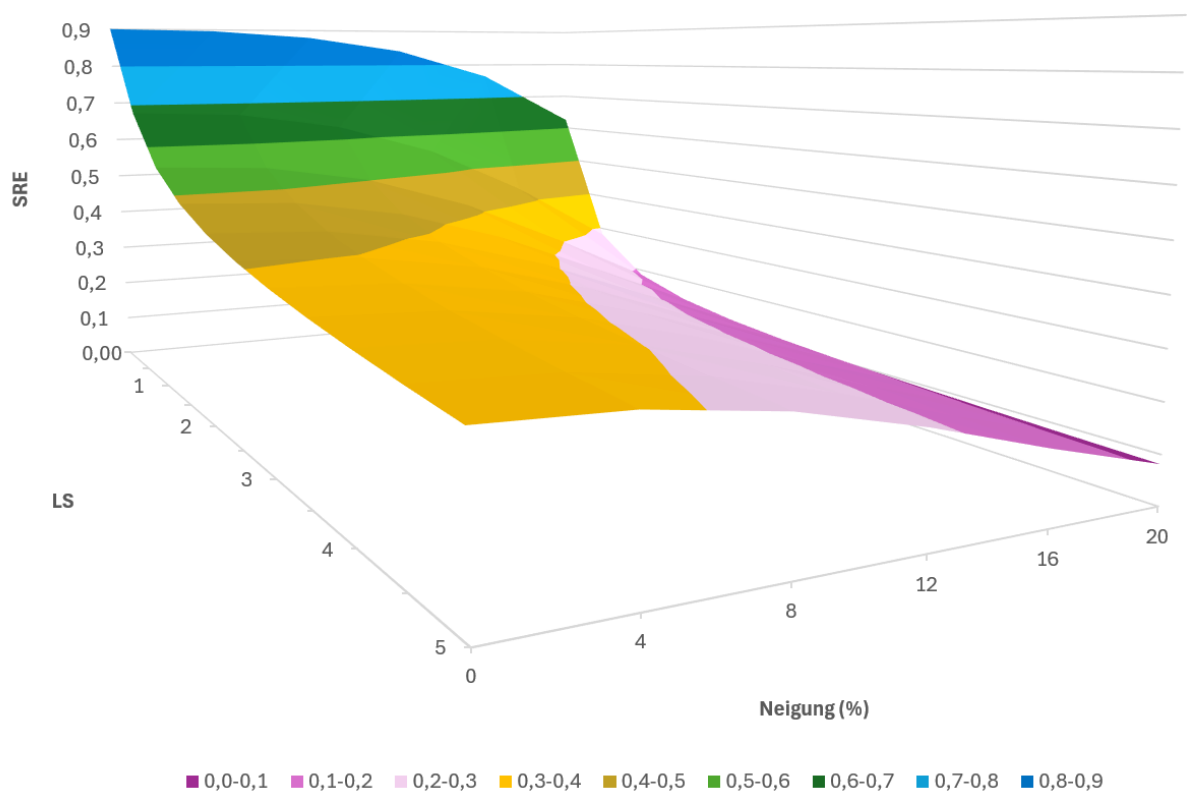
Abbildung 19 gibt die Wirkungen des LS-Faktors und der Neigung für eine Randstreifenbreite von 10 m in einem 3-D-Diagramm wieder.

Abbildung 18: Sediment Removal Efficiency (SRE) für Randstreifenbreiten von 6 m bis 20 m in Abhängigkeit von der Neigung bei einem LS-Faktor im Randstreifen von 0,5



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Abbildung 19: Sediment Removal Efficiency (SRE) für eine Randstreifenbreite von 10 m in Abhängigkeit von der Neigung und dem LS-Faktor im Gewässerrandstreifen



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Die beiden Steuergrößen LS-Faktor und Neigung im GWR werden nachfolgend im Rahmen der Modellierung von Sedimenteintrag und partikelgebundenem Phosphor (P)-Eintrag in die Gewässer in den drei Testgebieten als Mittelwerte auf der Auswertungsebene der für die Stoffeintragsmodellierung mit dem Modell MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) genutzte Einzugsgebietsgeometrie (sogenannte Analysegebiete) eingebunden. Nähere Informationen hierzu finden sich Kap. 3.4.1. sowie in Fuchs et al. (2022). Der Effizienzfaktor (f) wird dabei so eingestellt, dass die Modellergebnisse im Einzugsgebiet des Oberen Kraichbachs möglichst nahe an den gemessenen Daten liegen (siehe Folgekapitel).

3.3 Ermittlung der Randstreifenflächen aus dem detektierten Fernerkundungsdatensatz zu Szenario A

Die detektierten Gewässerrandstreifenzellen mit 0,5 m Kantenlänge (abgeleitet gemäß der Methodik von Szenario A siehe Kap. 2.1.2) liegen als geotiff vor. Jede Zelle enthält einen Wahrscheinlichkeitswert zwischen 0 und 1. Dieser Wert gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit angenommen werden kann, dass es sich hierbei um eine Randstreifenzone handelt. Diese Wahrscheinlichkeitswerte werden in einem Preprocessing auf die 10 m Rasterzellen für die Sedimenteintragsberechnung des Modells MoRE gemittelt. Je 10 m Rasterzelle kann dementsprechend eine Wahrscheinlichkeit für das Vorhandensein eines Randstreifens zwischen 0 und 1 erzielt werden. Alle 10 m Rasterzellen mit einem Wahrscheinlichkeitswert von $\geq 0,5$ werden in der nachfolgenden Modellierung als Randstreifenzone geführt. 10 m Rasterzellen mit niedrigeren Wahrscheinlichkeitswerten werden hingegen in der Modellierung nicht als Randstreifen betrachtet.

3.4 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in die Gewässer unter Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen

3.4.1 Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag – bisheriger Stand

Bisher können Gewässerrandstreifen, die auf Ackerflächen angelegt sind, in der bundesweiten Modellierung des Bodenabtrags durch Wasser und des Sedimenteintrags in Gewässer nicht berücksichtigt werden. Diese Informationen liegen nicht vor. Detaillierte Informationen zur methodischen Vorgehensweise und den verwendeten Eingangsdaten bei der bundesweiten Modellierung von Bodenab- und Sedimenteintrag finden sich in den Arbeiten von Fuchs et al. (2022) sowie Allion et al. (2021). Für ein besseres Verständnis wird im Folgenden trotzdem kurz auf das methodische Grundprinzip der Modellierung eingegangen, Abweichungen zur bisherigen Vorgehensweise am Beispiel des Einzugsgebietes Oberer Kraichbach exemplarisch beschrieben und diskutiert und mit den Befunden des Feststoffmonitorings am Kraichbach (Allion et al., 2021) abgeglichen und bewertet.

Bodenabtrag und Sedimenteintrag wurden rasterbasiert in einer Rasterweite von 10 x 10 m modelliert. Zur Berechnung des Bodenabtrags wird methodisch auf den ABAG-Ansatz nach Schwertmann et al. (1990) zurückgegriffen und weitgehend der DIN 19708:2021-11 (DIN, 2022) gefolgt.

Der langjährige mittlere Bodenabtrag durch Wasser (A) ergibt sich nach der ABAG wie folgt:

Gleichung 2: Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG)

$$A = R \cdot K \cdot C \cdot L \cdot S \cdot P$$

Mit

- A = Langjähriger, mittlerer Bodenabtrag [$t/(ha \cdot a)$],
R = Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor [$N/(h \cdot a)$],
K = Bodenerodierbarkeitsfaktor [$(Mg \cdot h)/(ha \cdot N)$],
L = Hanglängenfaktor [-],
S = Hangneigungsfaktor [-],
C = Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor [-],
P = Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen [-].

Hinsichtlich der Ableitung der **Regenerosität** (R-Faktor) wurde auf den von Auerswald et al. (2019) sowie Fischer et al. (2019) für die Periode 2001 bis 2017 bundesweit ermittelten langjährigen mittleren R-Faktor im 1 km²-Raster auf Basis von zeitlich hochaufgelösten radargestützt ermittelten Niederschlagsdaten zurückgegriffen. Der R-Faktor berechnet sich direkt aus den zeitlich hoch aufgelösten Radardaten anhand der jeweiligen kinetischen Energie der erosionswirksamen Niederschlagsereignisse. Die notwendigen Niederschlagsdaten werden als sogenannter RADKLIM-Datensatz vom Deutschen Wetterdienst (DWD) vorgehalten und fortgeschrieben.

Die **Bodenerodierbarkeit** (K-Faktor) wurde grundsätzlich anhand der DIN 19708:2021-11 (DIN, 2022) ermittelt. Datengrundlage ist die Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BUEK200) der (BGR) (2020). In der Anwendung der DIN 19708:2021-11 (DIN, 2022) waren allerdings aufgrund fehlender Daten in der BUEK200 Vereinfachungen nötig. Das methodische Vorgehen zur Ableitung der notwendigen Daten aus der BUEK200 erforderte ein umfangreiches Preprocessing, welches in Fuchs et al. (2022) detailliert beschreiben ist.

Abweichend von der Modellvorstellung der ABAG wurden der **Hanglängenfaktor** (L-Faktor) und **Hangneigungsfaktor** (S-Faktor) in einem zweidimensionalen Ansatz auf Basis eines Multiple flow-Algorithmus nach Moore und Nieber (1989) als zusammengefasst prozessierter **LS-Faktor** berechnet. Die für diesen Ansatz für jede Rasterzelle abgeleiteten Einzugsgebiete werden durch die aus dem ATKIS – DLM extrahierten Flurstücksgrenzen begrenzt. Somit ist die Höhe der LS-Faktoren nicht nur vom verwendeten Algorithmus, der Rasterauflösung und der Auflösung des genutzten Höhenmodells, sondern insbesondere auch von der Flurstücksgröße abhängig. Es wird hierbei angenommen, dass Flurstücke von Wegen abgegrenzt sind, die die Liefergebiete begrenzen (Barrieren).

Die genutzten **Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktoren** (C-Faktoren) für die Ackerflächen basieren auf Daten zu Fruchtartenanteilen (2016 bis 2018) sowie zum Umfang konservierender Bodenbearbeitung auf Basis von Destatis (2017) und Angaben statistischer Landesämter (Stand 2015/2016). Die Ermittlung der C-Faktoren erfolgte auf Kreisebene von Häußermann et al. (2023). Weitere Ausführungen hierzu finden sich auch in Fuchs et al. (2022).

C-Faktoren für Nicht-Ackerflächen werden gemäß Panagos et al. (2015) für die jeweiligen Nutzungen disaggregiert (Datenquelle: European Soil Data Centre (ESDAC), Datenstand 2010, Auflösung 100 m).

Der **Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen** (P-Faktor) wie bspw. eine Bodenbearbeitung quer zum Hang wurde mit „1“ angesetzt, da bundesweit derzeit keine verwertbaren Datengrundlagen zur Querbearbeitung von Hanglagen vorliegen und entsprechende Effekte deshalb hier nicht berücksichtigt werden können.

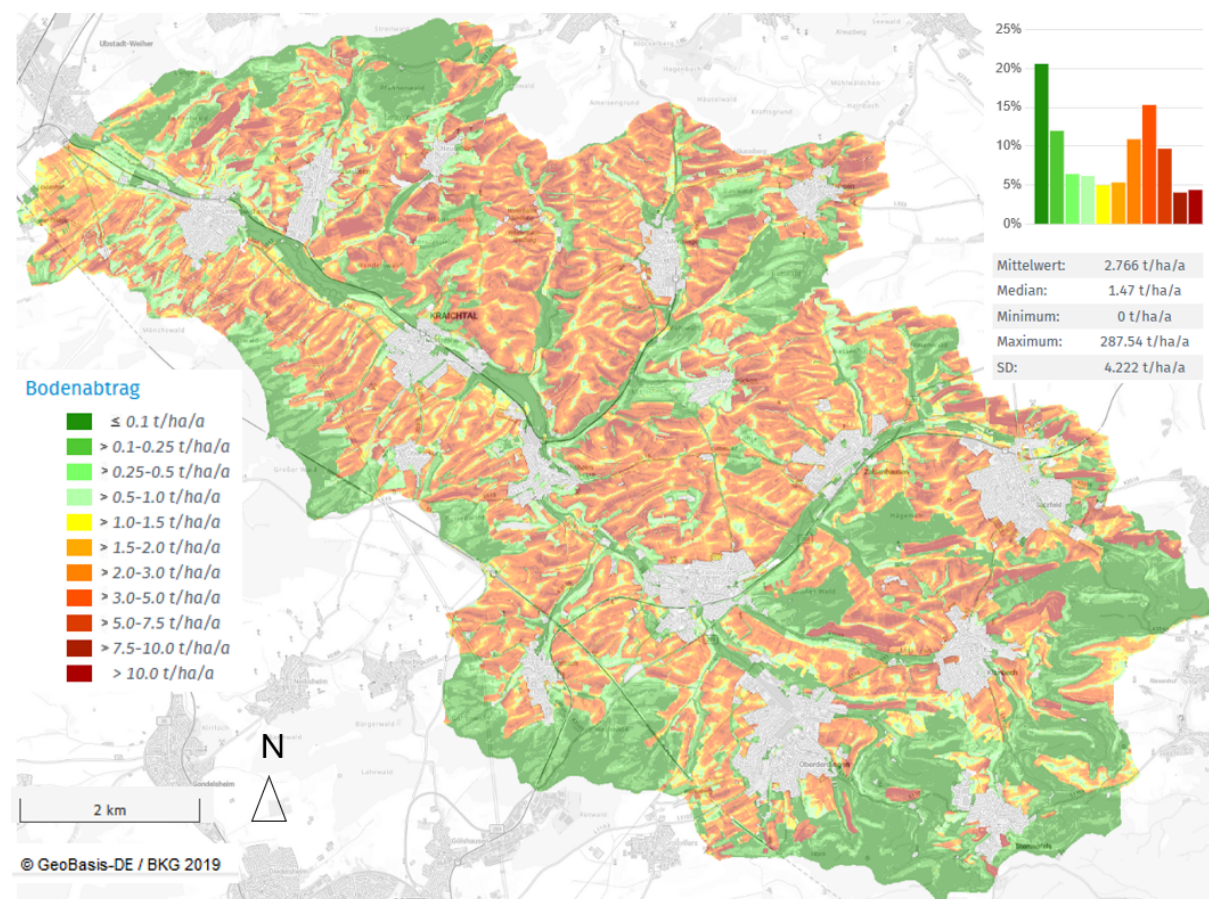
Die bisherigen nutzungsbezogenen Ergebnisse der Modellierung für die Faktoren der ABAG zeigt Tabelle 5 für das Einzugsgebiet Oberer Kraichbach.

Der modellierte Bodenabtrag für das obere Kraichbacheinzugsgebiet (Abbildung 20) liegt im Mittel bei 2,8 t/(ha · a). Weitere Ergebnisse hierzu sind im Folgekapitel (siehe Tabelle 6) enthalten.

Tabelle 5: Nutzungsspezifische ABAG-Faktoren für das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

ABAG-Faktor	Acker	Grünland	Obstbau	Weinbau	Nadelwald	Laubwald	Mischwald	Sonstige natürliche Flächen
R-Faktor	88,3	87,5	90,1	86,8	86,7	88,0	86,8	88,1
K-Faktor	0,4711	0,424	0,296	0,294	0,529	0,486	0,465	0,502
LS-Faktor	1,171	1,522	0,974	2,163	1,756	1,950	2,138	1,760
C-Faktor	0,085	0,004	0,194	0,217	0,002	0,002	0,002	0,004

Abbildung 20: Modellierter Bodenabtrag durch Wasser (ohne Gewässerrandstreifen) im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Der Sedimenteintrag in die Gewässer wird mittels des in Fuchs et al. (2022) bundesweit angewendeten, für den mittleren Maßstabsbereich entwickelten, rasterbasierten Verfahrens,

modelliert (Gebel et al., 2008; Gebel et al., 2014; Gebel et al., 2017; Halbfäß, 2005; Halbfäß & Grunewald, 2006, 2008; Veith, 2002; Voges, 1999). Er wird berechnet in Abhängigkeit von:

- ▶ Flächenanbindung an das Gewässersystem,
- ▶ Gewässerdistanz,
- ▶ Anbindungswahrscheinlichkeit einer Fläche an ein Oberflächengewässer,
- ▶ Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio (SDR)).

Der Eintrag von Sediment in Gewässer ist wahrscheinlicher von Flächen mit geringer **Gewässerdistanz** bzw. hoher **Flächenanbindung** an ein Gewässer (COST Action 869, 2006; Voges, 1999). Grund ist die mit zunehmender Distanz abnehmende Transportkraft des Oberflächenwasserabflusses sowie Deposition und Akkumulation des erodierten Bodens im Gelände.

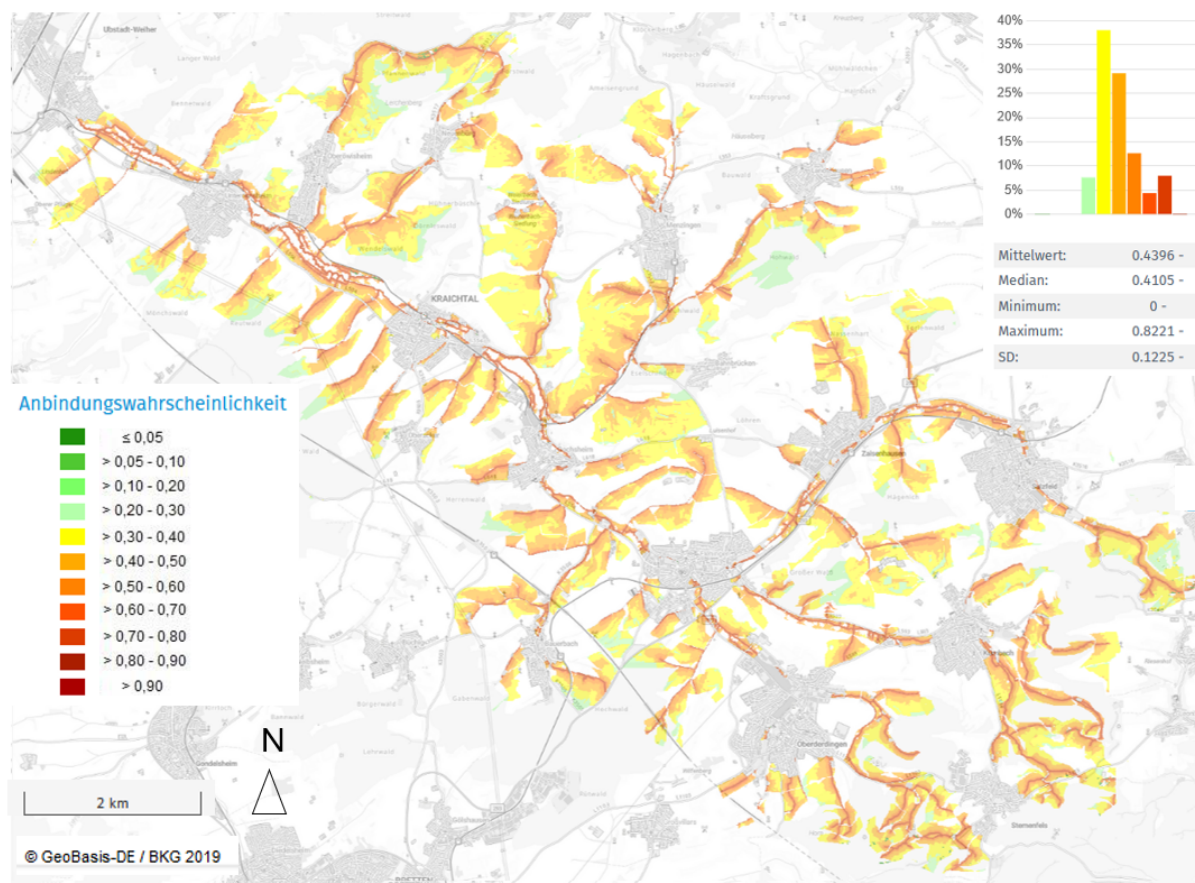
Die **Anbindungswahrscheinlichkeit** beschreibt die hydrologische Konnektivität einer Fläche mit dem über den Oberflächenabfluss auf dem natürlichen Fließweg erreichbaren Gewässer. Dabei werden linien- und flächenhafte Barrieren wie Straßen, befestigten Wege, Bahnkörper, aber auch angrenzende Siedlungs- und Waldflächen etc. berücksichtigt. Für die Ableitung der hydrologischen Flächenanbindung und der Gewässerdistanz wurde ein D8-Algorithmus genutzt, der den Fließweg immer nur entlang des steilsten Gradienten verfolgt. Mit diesem Ansatz kann das Rückhaltevermögens durch Gewässerrandstreifen wesentlich zielführender abgeleitet werden, da für jede Rasterzelle nur ein Fließweg verfolgt wird (siehe Ausführungen zur methodischen Ableitung in Kap. 3.4.2).

Darüber hinaus wurde zur Bilanzierung des Sedimenteintrags der Ansatz des **Sedimenteintragsverhältnisses** genutzt. Das SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter.

Das Ergebnis für die Ermittlung der Anbindungswahrscheinlichkeit ohne Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach zeigt Abbildung 21.

Tabelle 6 zeigt den modellierten Bodenabtrag bzw. Sedimenteintrag im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach in Abhängigkeit von der Landnutzung ohne Berücksichtigung des Rückhaltes von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen. Die Gesamtsumme des modellierten langjährigen mittleren Sedimenteintrages im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs liegt bei rund 1.920 t/a.

Abbildung 21: Modellierte Anbindungswahrscheinlichkeit (ohne Gewässerrandstreifen) auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Tabelle 6: Nutzungsspezifischer Bodenabtrag und Sedimenteintrag (ohne Gewässerrandstreifen) im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach

Parameter	Acker	Grün- land	Obst- bau	Wein- bau	Nadel- wald	Laub- wald	Misch- wald	Sonstige natürliche Flächen	Gesamt
Bodenabtrag in t/a	32.193	458	298	6.286	16	228	218	157	39.853
Sediment- eintrag in t/a	1.721,0	8,8	6,3	171,3	0,2	2,5	1,4	3,6	1.916

Erwartungsgemäß wird nur ein kleiner Anteil des erodierten Bodenmaterials in die Gewässer eingetragen, während ein größerer Teil auf benachbarten Landflächen verbleibt (Fuchs et al., 2022; Halbfaß & Grunewald, 2006, 2008).

3.4.2 Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag - mit Gewässerrandstreifen

Nachfolgend wird die methodische Vorgehensweise zur Berücksichtigung der detektierten GWR an Ackerflächen (Szenario A, Kap. 2.1.2) im Rahmen der Modellierung von Sedimenteinträgen in die Gewässer dokumentiert.

Zunächst ist festzuhalten, dass ein GWR auf einer vormals genutzten Ackerfläche mit einem deutlich geringeren C-Faktor zu belegen ist. Daraus folgt ein Rückgang des modellierten Bodenabtrags durch Wasser sowie des Sedimenteintrages. Der C-Faktor für Gewässerrandstreifen wurde dem im Mittel für Dauergrünland angenommenen C-Faktor gleichgesetzt (0,004).

Außerdem vergrößert sich durch den Randstreifen die Distanz der darüber gelegenen Ackerflächen zum Gewässer, was zu einem weiteren exponentiellen Rückgang des Sedimenteintrages führt. So ist die Gewässerdistanz der wesentliche Treiber für den Sedimenteintrag und Sedimenthauptlieferflächen liegen in vielen Fällen sehr nahe am Gewässer (siehe Kap. 3.4).

Die Pufferung des Gewässers durch einen Randstreifen bewirkt also schon allein durch die Erhöhung der Gewässerdistanz zu den angrenzenden Ackerflächen und die Umnutzung (C-Faktor) eine Minderung des Sedimenteintrages.

Zusätzlich zu diesen bereits im Modell enthaltenen Treibern einer Minderung von Sedimenteintrag kann angenommen werden, dass ein Randstreifen zumindest zeitlimitiert zusätzliche Retentionswirkungen für angeliefertes Sediment entfaltet.

Für die hier angestrebte Einbeziehung von Gewässerrandstreifen in der bundesweiten Modellierung kommen nur Ansätze zur Berücksichtigung der Sedimentretention in Frage, die das Modellkonzept nicht grundlegend verändern. So ist z. B. ein Wechsel zu einem Algorithmus mit Frachtweitergabe von der erodierenden Zelle bis hin zum Randstreifen rechentechnisch nicht realisierbar, zumal das DGM10 hier zu gering aufgelöst sein dürfte. Zudem wäre die großmaßstäbige Abbildung der Wirkung von Gewässerrandstreifen mit großen Unsicherheiten belegt, da weder die Wirkung der Retention noch die Frage von Durchbrüchen und präferenziellen Fließwegen etc. zu klären ist. Die im Modell derzeit implementierten Ansätze für den Bodenabtrag und Sedimenteintrag würden die Situation in den Sedimentliefergebieten auch nicht hinreichend genau wiedergeben bzw. harmonisieren nicht mit einem großmaßstäbigen prozessbasierten Ansatz. Auch fehlen die nötigen zeitlich hoch aufgelösten Treiber, wie Regenerosivität und Oberflächenabfluss.

Für die Abbildung der Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Liefergebiet eines Gewässers im Rahmen einer bundesweiten Anwendung wurde der folgende Workflow entwickelt:

- ▶ Ausweisung der 10 m x 10 m Rasterzellen anhand der abgeleiteten Randstreifenkulisse
- ▶ Belegung dieser Rasterzellen mit einem neuen C-Faktor
- ▶ Neuberechnung des Bodenabtrages durch Wasser
- ▶ Neuberechnung von Gewässerdistanz, hydrologischer Anbindung und Anbindungswahrscheinlichkeit, SDR und Sedimenteintrag in zwei Durchläufen:
 - Annahme (1): keine Barrierewirkung für Sedimenteintrag durch GWR
 - Annahme (2): 100 %-Barrierewirkung für Sedimenteintrag durch GWR

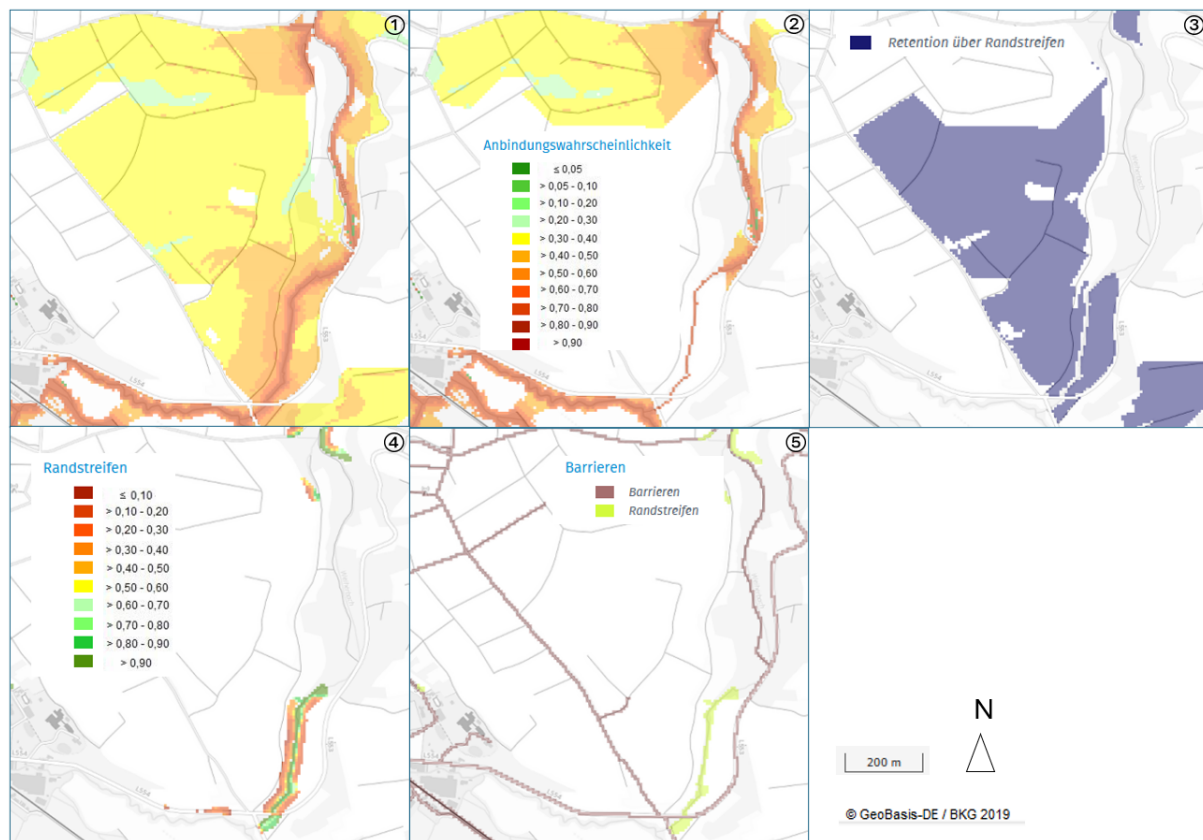
- ▶ Im Ergebnis erhält man bei (2) im Zuliefergebiet eines Randstreifens Rasterzellen, die hydrologisch nicht mehr angebunden sind, bei (1) aber noch hydrologisch angebunden waren.
- ▶ Die anzunehmende Minderung je Rasterzelle im Zuliefergebiet des Randstreifens liegt somit zwischen dem Ergebnis von (1) und (2) je Rasterzelle, wenn die Barrierewirkung kleiner ist als 100%.

Rechenbeispiel:

- ▶ Eine Rasterzelle im Zuliefergebiet eines Randstreifens liefert bei (1) einen Sedimenteintrag von 100 kg/a.
- ▶ Bei Annahme einer Barrierewirkung des Randstreifens von 100 % ist die Rasterzelle nicht mehr hydrologisch angebunden und liefert somit einen Sedimenteintrag von 0 kg/a.
- ▶ Läge die Minderungswirkung des Randstreifens nur bei 40 %, so würden demnach immer noch 60 kg/a Sediment ins Gewässer eingetragen.

Die nachfolgende Abbildung 22 soll die Vorgehensweise in der Modellierung am Beispiel der Ableitung der Anbindungswahrscheinlichkeit nochmals verdeutlichen.

Abbildung 22: Modellierte Anbindungswahrscheinlichkeit ohne (Bild 1) und mit (Bild 2) Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach (Detailausschnitt) sowie ergänzende Informationen hierzu (Bild 3 bis 5)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Abbildung 22 (Bild 1) zeigt die modellierte Anbindungswahrscheinlichkeit im Detailausschnitt vor der Umgewidmung der Ackerflächen in Gewässerrandstreifen, also nur unter Berücksichtigung der Barrieren in Bild 5. Die Lage der Randstreifen ist in Bild 4 und Bild 5 ersichtlich. Alle Rasterzellen mit einem Wert von 0,5 und größer (gelbe und grüne Einfärbung in Bild 4) werden in der nachfolgenden Modellierung mit Annahme der Randstreifen als 100 % barrierewirksam berücksichtigt (Bild 2). Abbildung 22 (Bild 3) zeigt die Rasterzellen im Zustromgebiet zu den beachteten Randstreifen, die aufgrund der Barrierewirkung nicht mehr angebunden sind. Diese Gebietskulisse wird im dritten Modelllauf wieder aktiviert, wobei die Sedimenteinträge hierbei reduziert werden müssen. Die methodische Vorgehensweise, um diese Minderung abzuleiten ergibt sich grundsätzlich aus Kap. 3.2. Hierbei werden als Treiber die Randstreifenbreite, der LS-Faktor im Randstreifen (Zustromgebiet) sowie die Neigung im Randstreifen berücksichtigt. Dabei unterstellen wir bezüglich der Breite des Randstreifens vereinfachend eine mittlere Breite von 10 m vor dem Hintergrund der nachfolgenden Umstände:

- Das Modell liefert methodisch bedingt keine Fließvernetzung von Rasterzellen bis zum Übertritt ins Gewässer, sondern nur Sedimenteintragswahrscheinlichkeiten je Rasterzelle.
- Es ist somit nicht bekannt, wie breit der Randstreifen ist, der im Modell als Barriere für einen gegebenen Fließweg, bezogen auf eine gegebene Rasterzelle, wirksam wird.
- Im Preprocessing wird ein 10 m Ackerraster in eine Randstreifenzone umgewidmet, wenn die darunter liegenden (maximal) 400 Rasterzellen Datensatzes im Mittel eine

Wahrscheinlichkeit von $\geq 0,5$ (50 %) ergeben. Randstreifen können also real auch schmaler und auch breiter sein als 10 m.

- Bei der Detektion der Randstreifen wird nicht erfasst, ob es sich um einen Streifen beidseitig eines Gewässers handelt. Ein 10 m breiter detektierter Randstreifen kann einseitig oder beidseitig, dann als je 5 m breiter Streifen vorhanden sein. Trotzdem würde die Ackerrasterzelle in dem Fall in eine Randstreifenzone von 10 m umgewidmet, auch wenn der Streifen faktisch nur 5 m breit ist.
- Da die im Modell genutzte Rasterauflösung bei 10 m liegt, kann die Randstreifenbreite, die in der Modellierung berücksichtigt wird, nicht kleiner sein als 10 m.
- Randstreifen auf Acker können auch mit Böschungstreifen oder unbewirtschafteten Uferrandstreifen einhergehen (wenn die ATKIS-Nutzung hier Acker ausweist), wobei das Rückhaltevermögen dann eher fraglich erscheint, da davon auszugehen ist, dass solche Strukturen durchbrochen werden. Die Vor-Ort-Kartierung hat im Kraichbachgebiet solche Fälle bestätigt.
- Die Literatur (siehe oben) zeigt, dass die Retentionswirkung jenseits der Breite von 10 m nur noch vergleichsweise gering ansteigt.

Betrachtet man diese Sachverhalte integriert, so erscheint es sinnvoll und zielführend die Randstreifenbreite pauschal mit 10 m anzunehmen. Damit werden sowohl Unterschätzungen als auch Überschätzungen der realen Breite einhergehen. Handelt es sich um Randstreifensysteme, wo mehrere Rasterzellen ausgehend von der Gewässerlinie hintereinander liegen, so wird deren Minderungswirkung unterschätzt. Trotzdem sollte sich dieser Effekt in Grenzen halten, da die Zunahme der Retentionswirkung mit der Breite abnimmt (siehe Kap. 3.2).

Im nächsten Schritt ist zu klären, wie die Treiber LS-Faktor und Neigung einbezogen werden können. Aus oben bereits genannten Gründen (fehlende Fließvernetzung) müssen für die bundesweite Betrachtung auch hier Vereinfachungen in Kauf genommen werden. So wurde entschieden, die Minderungswirksamkeit für den Sedimenteintrag ins Gewässer anhand Gleichung 1 auf der Auswertungsebene der Analysegebiete abzuleiten, indem für jedes Analysegebiet für die vorhandenen Randstreifenzellen (Wahrscheinlichkeit $\geq 0,5$) ein mittlerer LS-Faktor sowie die mittlere Neigung ermittelt werden. Die Ebene der Analysegebiete wurde deshalb ausgewählt, weil sie die am höchsten aufgelöste verfügbare Polygoneometrieebene in der Modellierung darstellt. Zukünftig wäre zu prüfen, ob hierfür nicht höher aufgelöste Geometrielayer vorgehalten werden sollten.

Die Ergebnisse der Modellierung der Gewässerdistanz und des Sedimenteintrages ohne und mit Berücksichtigung des Gewässerrandstreifens auf Ackerflächen zeigt die nachfolgende Abbildung 23 bis Abbildung 26. Im Vergleich der beiden Ergebnisse fällt auf, dass der Anbindungsgrad bei Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen mit Annahme einer Barrierewirkung von 100 % zurückgeht. Flächen, die vormals angebunden waren, erhalten jetzt keinen Wert für die Gewässerdistanz, die im Mittel etwas ansteigt. Beim Sedimenteintrag ist durch die Einbeziehung der Gewässerrandstreifen logischerweise ein Rückgang zu beobachten. Die neu hinzugekommenen Flächen ohne Anbindung (siehe Gewässerdistanz) sind aber immer noch Sedimentlieferflächen, da die Barrierewirkung hier nicht mit 100% angenommen wird. Vielmehr wird im gegebenen Fall im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach gemäß Gleichung 2 eine Sediment Removal Efficiency von 0,427 (entspricht einer Barrierewirkung von 42,7 %) für diese Flächen berechnet. Hierbei wird der Effektivitätsfaktor f auf 0,25 gesetzt, womit unterstellt wird, dass

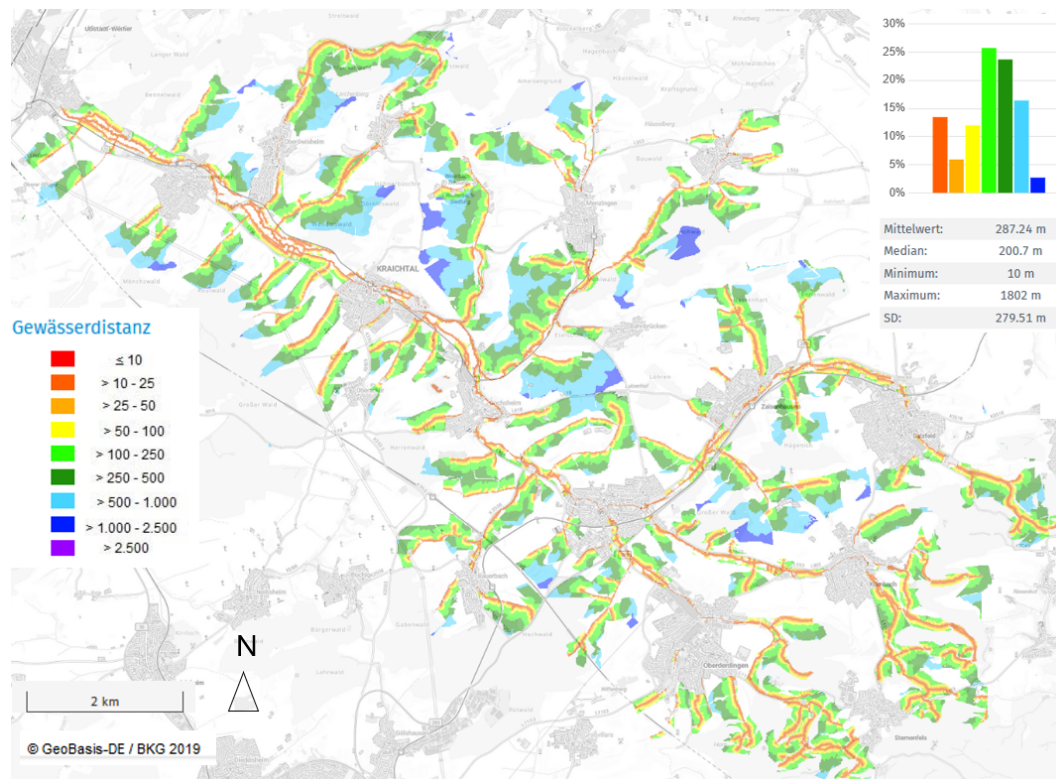
das Rückhaltevermögen der ausgewiesenen Randstreifen deutlich unter demjenigen von Experimentalstudien liegt (siehe Zhang et al., 2010 und Diskussion in Kap. 3.1).

Die Sedimenteinträge reduzieren sich in dieser Kulisse also um 42,7 % gegenüber der Berechnung ohne Berücksichtigung der Randstreifen als Barriere. Zusätzlich sinkt der Sedimenteintrag auf den umgewidmeten Randstreifenflächen aufgrund der Verringerung der Bodenerosion durch Wasser infolge des reduzierten C-Faktors der ABAG und der sich erhöhenden Gewässerdistanz durch die Randstreifenbreite für die angrenzenden Ackerflächen. Im Kartenbild sind die Rückgänge auflösungsbedingt nur schwer auszumachen, weswegen zusätzlich ein Detailausschnitt eingefügt wurde.

Im Ergebnis liefert das Verfahren einen Sedimenteintrag im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach von 1.637 t/a, der mit den Größenordnungen der Messungen über die kontinuierlich arbeitenden großvolumigen Feststoffsammlern am Einzugsgebietsauslass sehr gut übereinstimmt (Allion et al., 2021). Der Sedimenteintrag sinkt gegenüber der Modellrechnung ohne Einbeziehung der Randstreifen um 279 t/a.

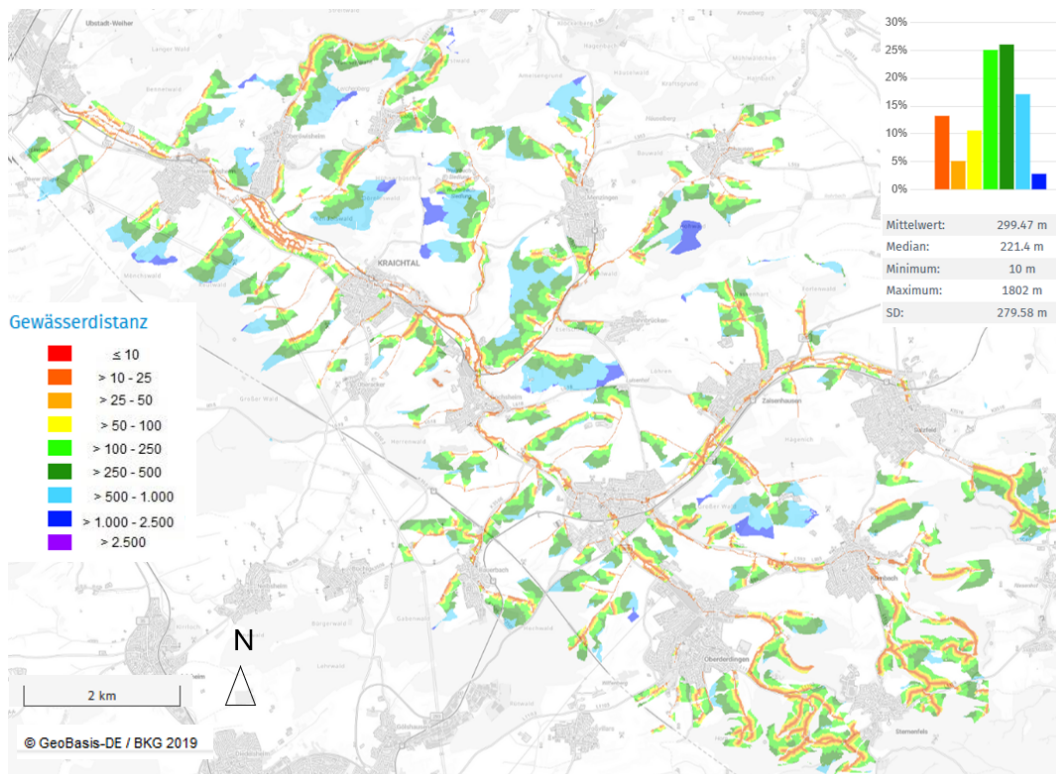
In Fuchs et al. (2022) wurde, allerdings unter Nutzung des Multiple Flow Algorithmus (MFA)-Verfahrens für die Ableitung der Gewässerdistanz (siehe Kap. 3.4.1), ein identisch hoher Sedimenteintrag simuliert, wobei die Informationen zur Lage von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen hier nicht vorlagen und somit deren Minderungswirkung unbeachtet geblieben war. Somit deutet sich an, dass der MFA-Algorithmus hier methodisch zu einer Unterschätzung der Sedimenteinträge geführt haben dürfte. Grundsätzlich gilt, dass der MFA-Algorithmus einen höheren Anbindungsgrad bei geringerer Gewässerdistanz liefert und somit eine höhere Wirksamkeit in der Fläche erzeugt als der im vorliegenden Vorhaben genutzte D8-Algorithmus. Letzterer erzeugt eine geringere Flächenwirksamkeit, da er sich auf den steilsten und somit auch vielfach kürzesten Fließweg beschränkt, über den aber die komplette Sedimentlieferung erfolgt. Daraus kann geschlossen werden, dass der D8-Algorithmus seine Vorteile bei hoher räumlicher Auflösung besser ausspielen kann, der MFA-Algorithmus hingegen bei weniger hoher Auflösung. Im vorliegenden Vorhaben wiederum deutet sich an, dass der D8-Algorithmus für die hier eingesetzte Auflösung von 10 m x 10 m Ergebnisse liefert, die näher an den gemessenen Sedimenteinträgen liegen dürften als diejenigen nach dem MFA-Algorithmus (Fuchs et al., 2022), insofern die detektierten Randstreifen korrekt abgeleitet wurden und die Minderungspotenziale sich in einer realistischen Größenordnung bewegen.

Abbildung 23: Modellierter Gewässerdistanz ohne Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach



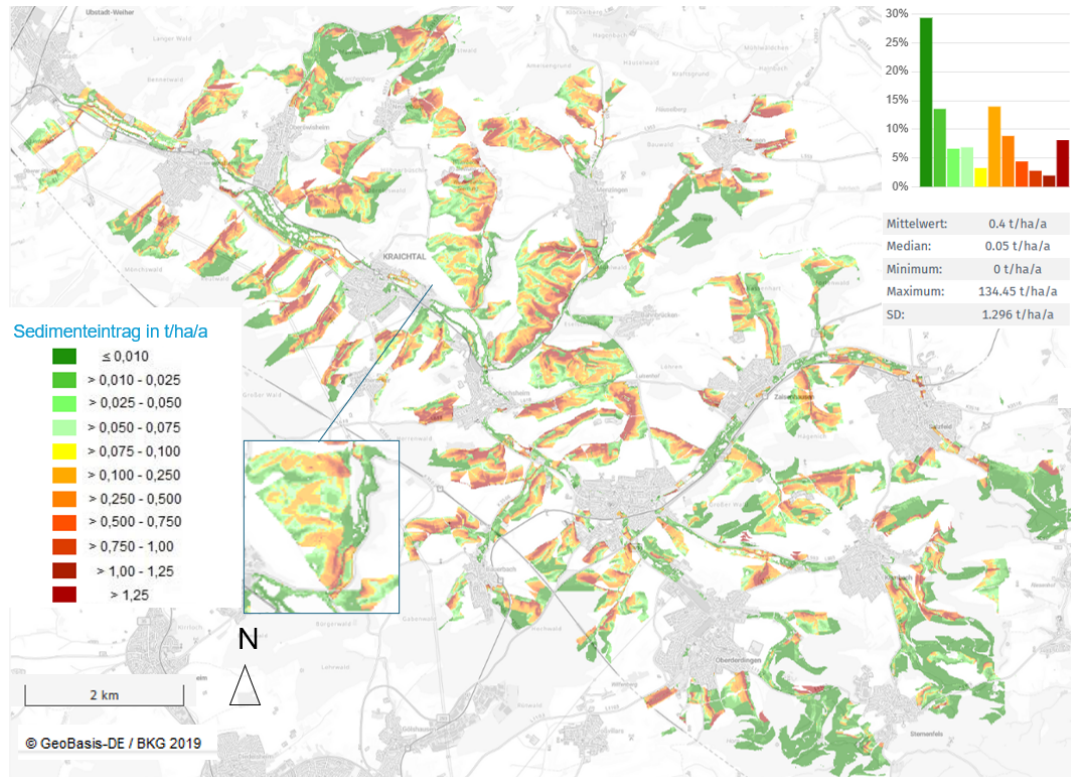
Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Abbildung 24: Modellierter Gewässerdistanz mit Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach



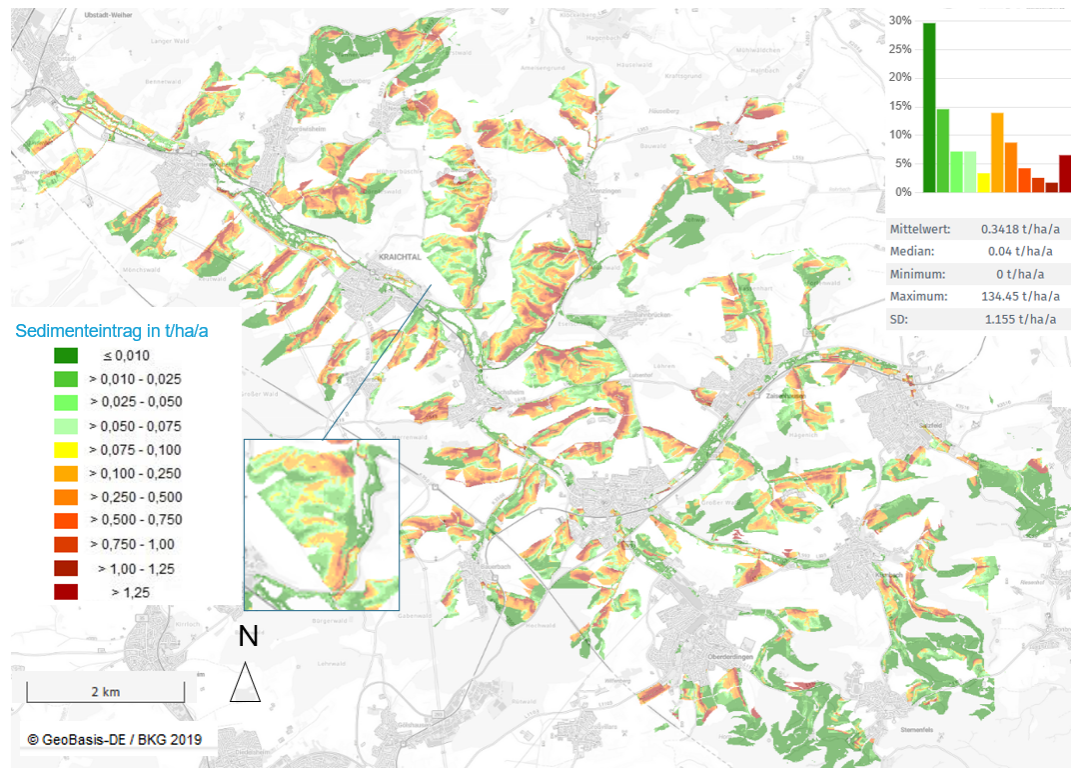
Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Abbildung 25: Modellierter Sedimenteinträge in die Gewässer ohne Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Abbildung 26: Modellierter Sedimenteinträge in die Gewässer mit Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

Über den hier vorgestellten methodischen Ansatz zur Ableitung der Minderungswirkungen des Sedimenteintrages von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen können Minderungspotenziale über die Variation des Effektivitätsfaktors (f) beispielhaft abgeleitet und modellhaft umgesetzt werden. Tabelle 7 zeigt das Ergebnis einer solchen Berechnung für unterschiedlich angenommene f-Faktoren. Das Szenario „IST-Zustand 2016-2018“ stellt das in Kap. 3.4.1 beschriebene Szenario da.

Tabelle 7: Modellierte Sedimenteinträge mit unterschiedlicher Minderungseffektivität (f-Faktor) von Gewässerrandstreifen (GWR) auf Ackerflächen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach

Szenario	LS-Faktor im Randstreifen	Neigung im Randstreifen [%]	f-Faktor	s-Faktor	SRE	Sedimenteintrag ohne GWR [t/a]	Sedimenteintrag mit GWR [t/a]	Minderung des Sedimenteintrages [t/a]
Ist-Stand 2016-2018	0,758	2,981	0,25	0,002	0,427	1.916	1.637	279
Niedrige Effektivität	0,758	2,981	0,10	0,002	0,230	1.916	1.766	150
Mittlere Effektivität	0,758	2,981	0,50	0,002	0,599	1.916	1.525	391
Hohe Effektivität	0,758	2,981	0,75	0,002	0,691	1.916	1.465	451
Sehr hohe Effektivität	0,758	2,981	1,00	0,002	0,749	1.916	1.427	489

3.4.3 Überprüfung der Prognosegenauigkeit der Modellierungen im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach

Bei dem nachfolgenden Vergleich der Modellergebnisse zum Sedimenteintrag mit den aus Messdaten im Kraichbach berechneten Feststofffrachten im Zeitraum 2003 bis 2023 (25. Perzentil 1.974 t/a, Median 2.529 t/a, Mittelwert 2.687 t/a, 75. Perzentil 2.863 t/a) ist zu beachten, dass die Feststofffracht im Gewässer eine von Niederschlagsereignissen unabhängige Grundlast und einen erosionsbedingten Anteil enthält. Die Grundlast wurde analog zur Vorgehensweise in Fuchs et al. (2022) ermittelt und muss für die Plausibilisierung des erosionsabhängigen Sedimenteintrags zur modellierten Fracht addiert werden. Ebenfalls in der oben vorgestellten Modellierung des Sedimenteintrages nicht miterfasst sind Feststoffeinträge aus dem Siedlungsbereich einschließlich dem Feststoffeintrag aus Mischwasserentlastungen. Der modellierte erosiv bedingte Sedimenteintrag muss daher systematisch geringer sein als die gemessene Feststofffracht im Gewässer (Allion et al., 2021).

Für die im langjährigen Mittel zu erwartende Grundlast im Zeitraum 2003 bis 2023 ergibt sich für den Kraichbach rechnerisch ein Wertebereich von ca. 445 bis 922 t/a. Der ebenfalls ereignisgesteuerte mittlere langjährige Eintrag aus Mischwasserentlastungen im Gebiet wird mit rund 49 t/a (Nickel et al., 2021) angenommen.

Für den Eintrag über Erosion verbleiben somit bei Heranziehung der Spanne von 25. und 75. Perzentil 1.480 t/a bis 1.892 t/a. Bezogen auf den gemessenen Medianwert liegt der erosiv bedingte Sedimenteintrag bei 1.948 t/a.

Der langjährige mittlere Sedimenteintrag im Oberen Einzugsgebiet des Kraichbachs wurde berechnet mit 1.637 t/a unter Annahme eines f-Faktors von 0,25. Hinzu kommen die in der ABAG nicht berücksichtigten Sedimenteinträge aus Rinnen- und Grabenerosion sowie aus erosionsbedingten Einträgen aus dem Siedlungsbereich. Nach Auerswald und Wiegand (2001) und Bug und Mosimann (2012) kann der Anteil von Rinnen- und Grabenerosion an der Gesamterosion für Ackerflächen in grober Annäherung mit 12 % bis 29 % geschätzt werden. Anhand von Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen, kombiniert mit Modellierungen der Flächenerosion ergibt sich ein Anteil der linearen Erosion (inklusive Rillenerosion) von ca. 25 % an der Gesamterosion im Mittel aller betrachteten Schläge (Auerswald et al., 2009; Bug & Mosimann, 2012; Mosimann et al., 2009). Wird zusätzlich zu dem für den Kraichbach modellierten Sedimenteintrag aus flächenhafter Erosion von 1.637 t/a (siehe Fuchs et al., 2022) die Rinnen- und Grabenerosion sowie sonstige nicht berücksichtigte Einträge (z. B. aus dem Siedlungsbereich) einbezogen (mit einem pauschalen Aufschlag um den Faktor 1,1 bis 1,3), ergibt sich ein Gesamt-Sedimenteintrag von ca. 1.800 bis 2.100 t/a. Dieser liegt innerhalb des Wertebereich der gemessenen Gewässerfrachten von rund 1.500 bis 1.900 t/a (25. bzw. 75. Perzentil) bzw. nahe beim Medianwert (1.948 t/a).

Auch bei einem f-Faktor von 0,5 ergibt sich mit einem modellierten Sedimenteintrag aus flächenhafter Erosion von 1.525 t/a eine noch zufriedenstellende Übereinstimmung mit den gemessenen Werten.

Somit zeigt sich, dass die Modellierungsergebnisse unter Berücksichtigung der prognostizierten Minderungseffekte aus Randstreifen auf Ackerflächen, die für das Einzugsgebiet Oberer Kraichbach gemessenen Sedimentfrachten gut widerspiegeln. Das Einzugsgebiet Oberer Kraichbach ist aufgrund seiner naturräumlichen Spezifik und der damit einhergehenden intensiven acker- und weinbaulichen Nutzung ein klassisches Hotspot-Gebiet für Erosion durch Wasser und es ist davon auszugehen, dass hier eine gute Repräsentativität für andere Problemgebiete mit Erosion besteht.

Neben dem Sedimenteintrag wurde im vorliegenden Vorhaben auch der partikelgebundene Phosphor (P)-Eintrag berechnet, wobei hier die Methoden in Fuchs et al. (2022) direkt übernommen wurden. Der partikelgebundene P-Eintrag im oberen Kraichbachgebiet liegt demgemäß bei 2,1 t/a bei Annahme eines f-Faktors von 0,25. Ohne Berücksichtigung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen werden hingegen 2,4 t/a simuliert. Die urbanen Einträge (Kläranlagen und Kanalisationssysteme) im Einzugsgebiet betragen ca. 5,6 t/a. Hinzu kommen weitere diffuse Einträge über z. B. Oberflächenabfluss und Grundwasser, die ca. 0,4 t/a betragen (jeweils übernommen aus Fuchs et al. (2022)). Alle Einträge zusammen (Einträge über Erosion (mit f-Faktor 0,25), urbane und weitere diffuse Einträge) resultieren in einer Gesamtfracht von 8,1 t/a. Mit dem Feststoffsammler wird am Kraichbach eine mittlere P-Fracht im Zeitraum 2003 bis 2023 von 7,8 t/a gemessen. Da hierbei auch sehr abflussstarke Jahre einbezogen sind, sollte der Einfluss von Rinnen- und Grabenerosion (siehe oben) hier berücksichtigt werden. Der erosionsbedingte Phosphoreintrag könnte sich somit auf 2,3 bis 2,7 t/a erhöhen. Auch hier wird also eine gute Übereinstimmung von gemessenen und modellierten Frachten erzielt.

3.5 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in die Gewässer in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen

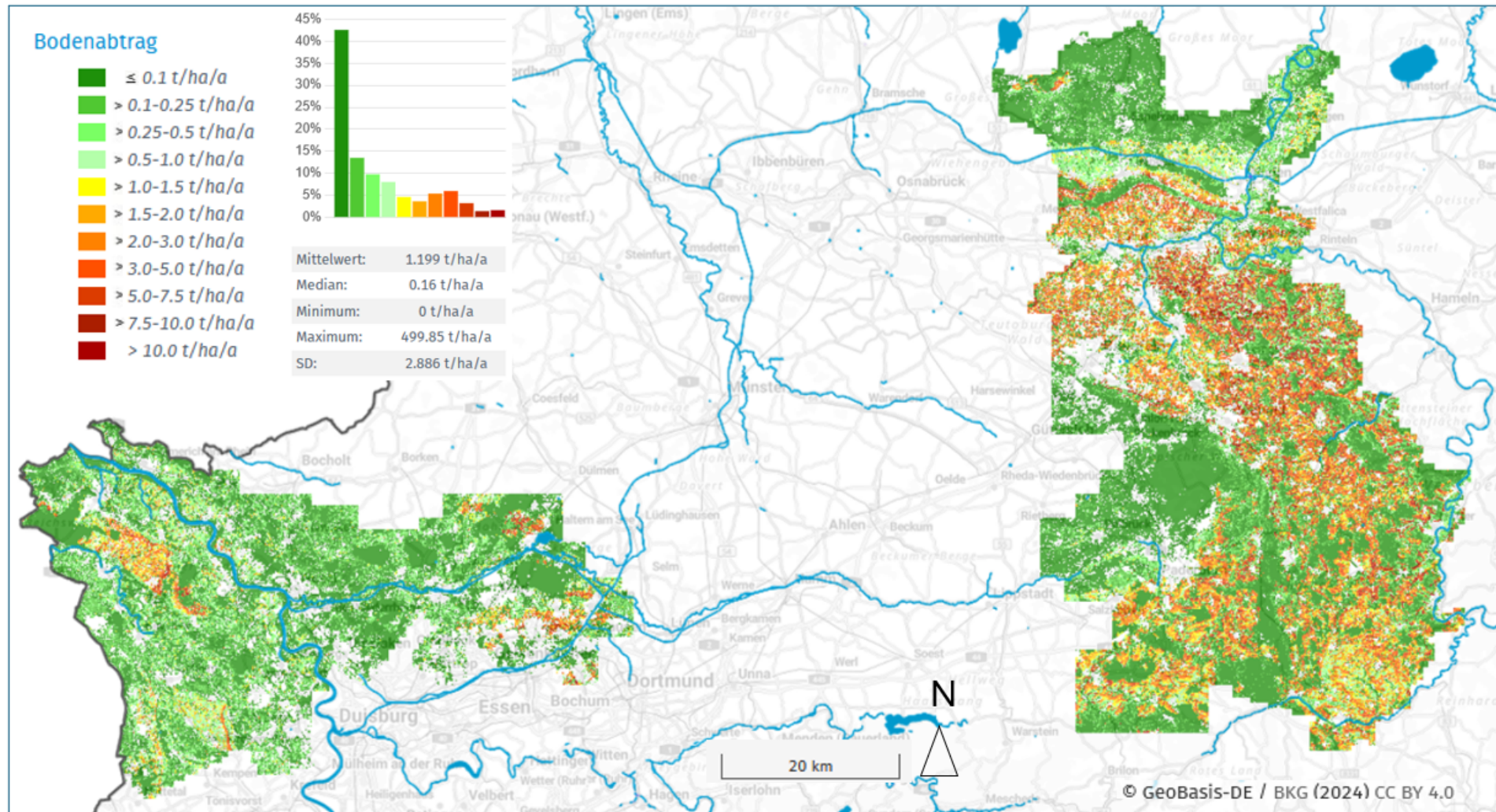
3.5.1 Bodenabtrag durch Wasser

Abbildung 27 zeigt das Ergebnis der Bodenabtragsmodellierung für die beiden Testgebiete in NW. Höhere Bodenabträge ergeben sich aufgrund der steileren Neigungen erwartungsgemäß nur im östlichen Gebiet. Eine Zusammenstellung des modellierten Bodenabtrags sowie den der Modellierung zu Grunde liegenden Faktoren der ABAG zeigt Tabelle 8.

Tabelle 8: Modellierte mittlere langjährige Bodenabträge durch Wasser in den beiden Testgebieten in Nordrhein-Westfalen sowie zugehörige Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG)

Gebiet	Bodenabtrag [t/(ha * a)]	Mittlerer R-Faktor	Mittlerer K-Faktor	Mittlerer LS-Faktor	Mittlerer C-Faktor	Mittlerer P-Faktor
Östliches Testgebiet (NW 1)	1,520	87,7	0,346	1,114	0,066	1
Westliches Testgebiet (NW 2)	0,440	97,2	0,208	0,331	0,086	1

Abbildung 27: Modellierter mittlerer langjähriger Bodenabtrag durch Wasser in Testgebieten in Nordrhein-Westfalen (rasterbasiert)

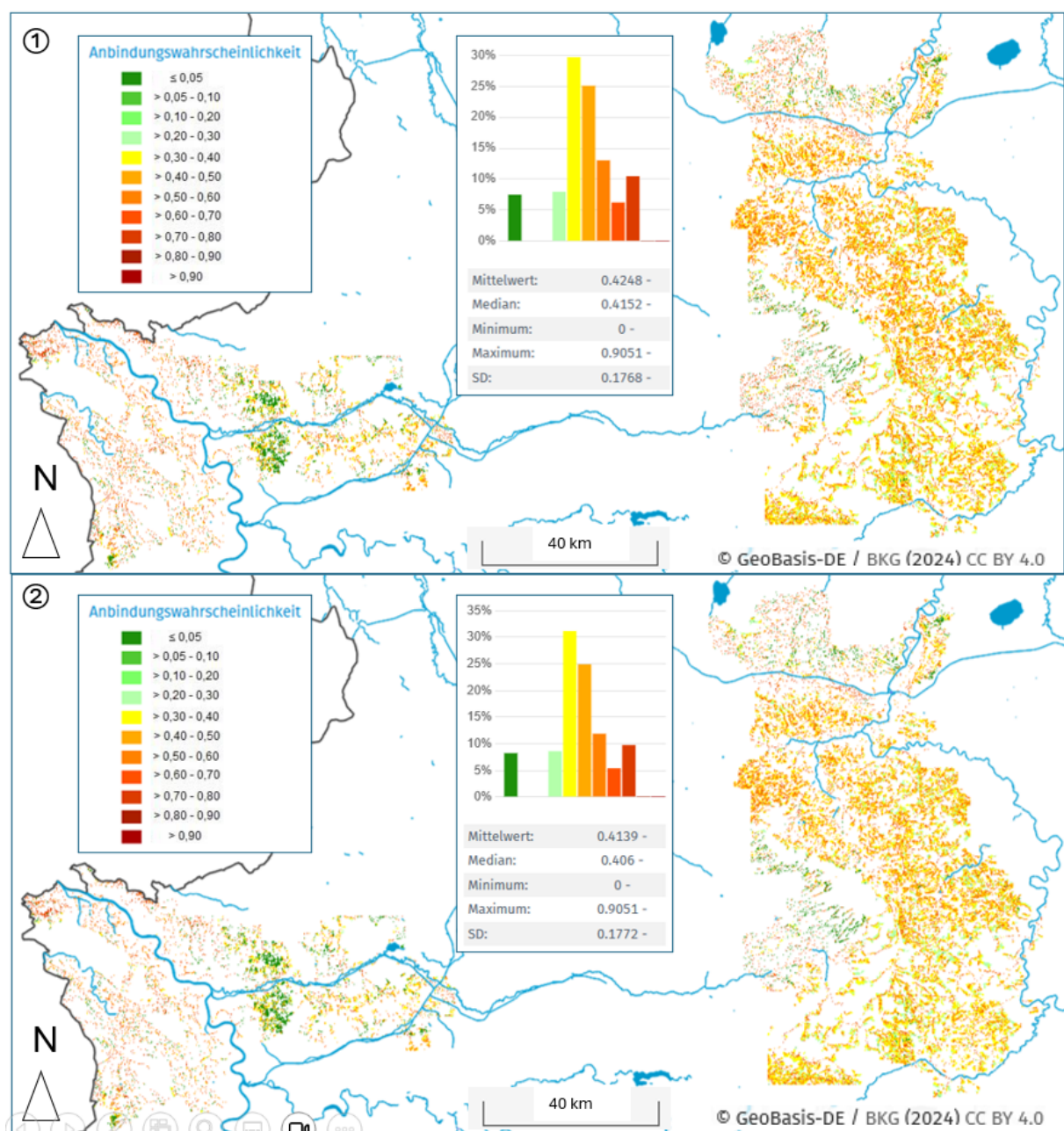


Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodaten technologie GmbH

3.5.2 Sedimenteinträge

Einen Vergleich der Anbindungswahrscheinlichkeiten ohne Berücksichtigung der Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen (Bild 1, oben) sowie unter Berücksichtigung der Randstreifen und Annahme einer Barrierewirkung von 100 % (Bild 2, unten) zeigt Abbildung 28. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..** Eine Abnahme der Sedimenteinträge von Bild 1 zu Bild 2 ist maßstabsbedingt visuell kaum wahrnehmbar, zeigt sich aber im Vergleich beider Histogramme. Weitere Themenkarten und Statistiken zu den Modellierungsergebnissen sind der MoRE-Toolbox zu entnehmen (<https://stoffeintraege-more.de>).

Abbildung 28: Modellierte Anbindungswahrscheinlichkeit in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen (rasterbasiert) ohne (Bild 1, oben) und mit Berücksichtigung einer 100%-Barrierewirkung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen (Bild 2, unten)



Einen Überblick über die simulierten Sedimenteinträge in den beiden Testgebieten unter Berücksichtigung der Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen zeigt Abbildung 29. Hierbei wurde wie im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach der Effizienzfaktor f auf 0,25 eingestellt. Die Einstellungen für die Faktoren s und p wurden ebenfalls übernommen.

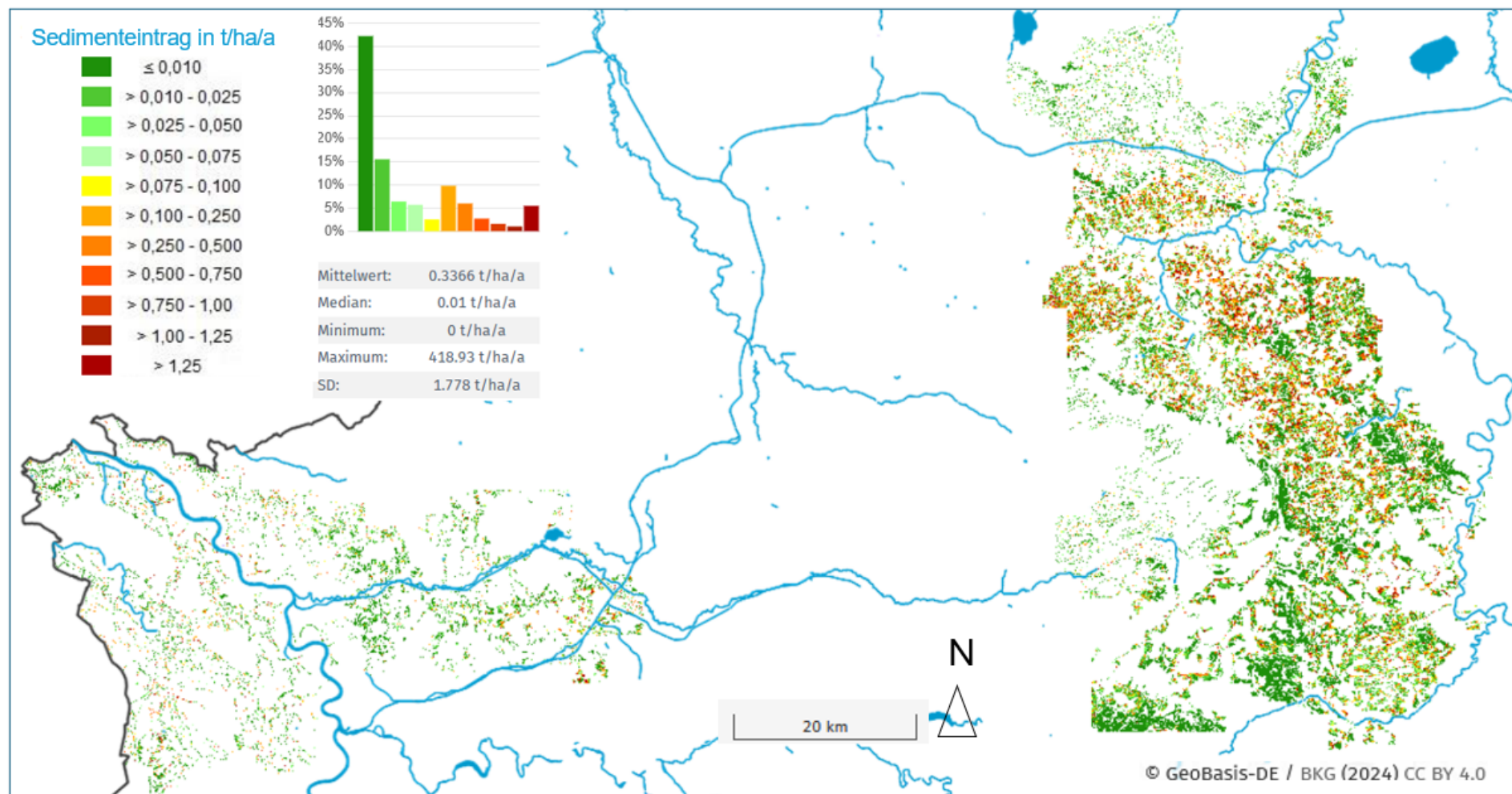
Im östlichen Testgebiet (NW1) liegen die Sedimenteinträge erwartungsgemäß deutlich höher als im westlichen Gebiet (NW2).

Tabelle 9 vergleicht die Ergebnisse der Modellierung von Sedimenteinträgen ohne und mit Berücksichtigung der Minderungswirkung der Gewässerrandstreifen sowie die dafür genutzten Begleitparameter in den beiden Kulissengebieten. Im östlichen Kulissengebiet gehen die Sedimenteinträge bei Berücksichtigung der angenommenen Minderungswirkung durch die Randstreifen um ca. 10 % zurück. Im westlichen Kulissengebiet sinken die Sedimenteinträge um fast 20 %, wobei das Niveau des Sedimenteintrages hier deutlich niedriger ausfällt. Der Rückgang im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach liegt im Vergleich dazu bei ca. 15 %.

Tabelle 9: Modellierte Sedimenteinträge in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen sowie weitere Begleitparameter

Gebiet	Mittlerer LS-Faktor im Randstreifen	Mittlere Neigung im Randstreifen [%]	f-Faktor	s-Faktor	SRE	Mittlerer Sedimenteintrag ohne Randstreifen [t/a]	Mittlerer Sedimenteintrag mit Randstreifen [t/a]	Minde- rung des Sediment- eintrages [t/a]
Östliches Testgebiet (NW 1)	0,708	2,460	0,25	0,002	0,464	67.575	60.765	6.810
Westliches Testgebiet (NW 2)	0,351	1,599	0,25	0,002	0,589	5.410	4.350	1.060

Abbildung 29: Modellierter Sedimenteinträge in den Testgebieten in Nordrhein-Westfalen unter Berücksichtigung der Minderungswirkung von Gewässerrandstreifen auf Ackerflächen (rasterbasiert)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat geodatentechnologie GmbH

4 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Projekt wurde eine satelliten-gestützte Methodik entwickelt die es ermöglicht, bestehende Gewässerrandstreifen zu identifizieren, wobei der Fokus auf der Betrachtung von GWR liegt, die auf direkt an Gewässer angrenzenden Ackerflächen angelegt sind.

Der methodische Ansatz kombiniert hochauflösende Fernerkundungsdaten mit weiteren Geodaten in modellgestützten Verfahren. Dabei wurden Digitale Orthophotos mittels neuronaler Netze zur Klassifikation der Landbedeckung ausgewertet und mit multispektralen Satellitendaten kombiniert, um die ganzjährige Vegetationsbedeckung zu erfassen. Ergänzend wurden Bewirtschaftungs- und Landnutzungsdaten einbezogen. Die vorliegenden Datensätze wurden in zwei unterschiedlich datenintensiven Szenarien zusammengeführt. Die Methodenentwicklung erfolgte in ausgewählten Testgebieten in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg und konnte dort auch anhand erhobener Referenzdaten validiert werden. Insbesondere bei Verknüpfung aller Datengrundlagen zeigen die Ergebnisse eine hohe Übereinstimmung zu den manuell kartierten Referenzdaten. Der datenreduzierte Ansatz führt dagegen zu deutlichen Überschätzungen der ausgewiesenen Gewässerrandstreifen. Das zeigt, dass eine umfassende Datengrundlage entscheidend ist für belastbare Ergebnisse. Der entwickelte methodische Ansatz ermöglicht eine zuverlässige und hochauflösende Erfassung von bestehenden Gewässerrandstreifen. Der Ansatz ist grundsätzlich auf das Bundesgebiet übertragbar, sofern die notwendigen Daten verfügbar sind. Wichtige Datengrundlagen sind:

- ▶ Entsprechend hoch aufgelöste Landnutzungs bzw. Landbedeckungsdaten,
- ▶ Digitale Orthophotos mit mindestens 50 cm Auflösung, möglichst als TrueDOPs möglichst aus Sommerbefliegungen zwischen Mai und Oktober,
- ▶ multitemporale VHR-Satellitendaten (≤ 5 m) mit möglichst vollständiger Jahresabdeckung und wolkenmaskierten Kompositen zur Ableitung der Vegetationsbedeckung,
- ▶ InVeKoS-Daten sind zentral für das Training des Modells und sollten möglichst flächendeckend vorliegen.

Vorgesehen ist grundsätzlich eine flächendeckende Auswertung innerhalb einer bundesweiten Prüfkulisse. Alternativ ist ein Training auf einer repräsentativen Stichprobe mit anschließender Übertragung auf die Gesamtfläche denkbar, sofern die Validität gesichert ist.

Technisch erforderlich ist eine skalierbare Cloud- oder Cluster-Infrastruktur, wobei die eingesetzte Python/xarray/Dask-Implementierung containerisiert und verteilt nutzbar ist.

Die mittels des datenintensiven Szenarios detektierten Gewässerrandstreifen wurden in ein bestehendes Modell integriert und ein methodischer Ansatz entwickelt, um ihren Einfluss auf den Sedimenteintrag zu simulieren. Das Rückhaltevermögen wird dabei unter Nutzung von Literaturstudien abgeleitet. Somit ist es gelungen die überwiegend aus Experimentalstudien (Plots) abgeleiteten Erkenntnisse zur Retentionswirkung von Gewässerrandstreifen auf die Einzugsgebietsskala zu übertragen. Im Ergebnis ist davon auszugehen, dass die Retentionswirkung deutlich niedriger liegt, als dies in Experimentalstudien der Fall ist.

Die Modellergebnisse zeigen, dass Gewässerrandstreifen zu einer signifikanten Reduktion des Sedimenteintrags und damit zum Gewässerschutz beitragen können. In den untersuchten Testgebieten war der Sedimenteintrag durch die Berücksichtigung der Gewässerrandstreifen um etwa 10 bis 20 % niedriger. Die Wirkung hängt lokal stark von Standortfaktoren wie Hangneigung, Bodenbeschaffenheit und hydrologischer Anbindung der Flächen ab. Das bedeutet

grundsätzlich, dass es in Abhängigkeit von der Gebietscharakteristik zu einer Überschätzung der Sedimenteinträge in Gewässer kommen kann, wenn vorhandene Gewässerrandstreifen nicht berücksichtigt werden können.

Die Ergebnisse im Einzugsgebiet Oberer Kraichbach wurden anhand vorliegender Messungen von kontinuierlich arbeitenden großvolumigen Feststoffsammlern am Einzugsgebietsauslass validiert.

Insgesamt liefert die Studie einen wichtigen methodischen und inhaltlichen Beitrag zur flächendeckenden Detektion und Bewertung von Gewässerrandstreifen. Die Kombination aus Fernerkundung und Modellierung eröffnet neue Möglichkeiten für die Planung, Bewertung und Weiterentwicklung von Maßnahmen zur Reduktion diffuser Stoffeinträge.

Auch diese Methodik ist bei Vorliegen entsprechender Datengrundlagen auch im bundesweiten Maßstab umsetzbar. Dann läge ein bundesweiter Datensatz zu vorhandenen Gewässerrandstreifen vor. Dies ermöglicht perspektivisch die Berücksichtigung erosionsmindernder Landschaftselemente in die bundesweite Stoffeintragsmodellierung. Ausgehend von dieser Datengrundlage wären auch Szenarienbetrachtungen möglich.

5 Quellenverzeichnis

- Allion, K.; Gebel, M.; Uhlig, M.; Halbfass, St.; Bürger, St.; Kiemle, L.; Fuchs, St. (2021). Use of Monitoring Approaches to Verify the Predictive Accuracy of the Modeling of Particle-Bound Solid Inputs to Surface Waters. *Water* 13 (24), 3649. <https://doi.org/10.3390/w13243649>.
- Auerswald, K.; Wiegand, S. (2001). Ist die Erosionsschadenskartierung geeignet, um im Sinne der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung Erosionsflächen zu identifizieren und den Bodenabtrag festzustellen?. *Bodenschutz* (4), 123–128. <https://doi.org/10.5194/hess-23-1819-2019>.
- Auerswald, K.; Fiener, P.; Dikau, R. (2009). Rates of sheet and rill erosion in Germany — A meta-analysis. *Geomorphology* 111 (3-4), 182–193. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.04.018>.
- Auerswald, K.; Fischer, F. K.; Winterrath, T.; Brandhuber, R. (2019). Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23 (4), 1819–1832. <https://doi.org/10.5194/hess-23-1819-2019>.
- Bug, J.; Mosimann, T. (2012). Rill erosion in Lower Saxony - Results of an 11-year survey on the expansion, small-scale distribution and cause of soil erosion. *Die Bodenkultur Journal of Land Management Food and Environment* (63), 63–75. (PDF) [Rill erosion in Lower Saxony - Results of an 11-year survey on the expansion, small-scale distribution and cause of soil erosion](#) [letzter Abruf am 20.01.2026].
- BKG (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) (2019). Digitales Basis-Landschaftsmodell 2016 (AAA-Modellierung). Bundesrepublik Deutschland. UTM-Abbildung in der Zone 32 und 33. <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitales-basis-landschaftsmodell-ebenen-basis-dlm-ebenen.html> [letzter Abruf am 06.03.2024].
- BKG (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) (o.D.). <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/webdienste/digitale-orthophotos.html> [letzter Abruf am 20.01.2026].
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2020). Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BÜK200): Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUK200/buek200_node.html [letzter Abruf am 24.03.2026].
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz); BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2024). Nitratbericht 2024. Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, 2024. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nitratbericht_2020_bf.pdf [letzter Abruf am 24.03.2026].
- Carlson, T. N.; Ripley, D. A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment* 62 (3), 241–252. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1).
- Chapman, A. S.; Foster, I. D.; Lees, J. A.; Hodgkinson, R. A. (2005). Sediment delivery from agricultural land to rivers via subsurface drainage. *Hydrological Processes*, 19(15), 2875–2897. <https://doi.org/10.1002/hyp.5789>.
- Collins, A. L.; Hughes, G.; Zhang, Y.; Whitehead, J. (2009). Mitigating diffuse water pollution from agriculture: Riparian buffer strip performance with width. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 4(39), 15.

- COST Action 869 (Hrg.) (2006). Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwaters. 164th CSO Meeting, 29-30 March 2006. <https://www.lancaster.ac.uk/lec/sites/cswm/COST869/pd.php> [letzter Abruf am 14.12.2025]
- Destatis (2017). Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodenbearbeitung, Erosionsschutz, Fruchtwechsel / Agrarstrukturhebung. Wiesbaden. https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/Publikationen/Downloads-Produktionsmethoden/bodenbearbeitung-erosionsschutz-fruchtwechsel-5411209169004.pdf?__blob=publicationFile [letzter Abruf am 19.02.2026].
- Deasy, C.; Brazier, R. E.; Heathwaite, A. L.; Hodgkinson, R. (2009). Pathways of runoff and sediment transfer in small agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 23(9), 1349-1358. <https://doi.org/10.1002/hyp.7257>.
- DIN Deutsches Institut für Normung e.V (2022): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG (DIN 19708:2021-11). DIN-Normenausschuss Wasserwesen (NAW).
- Dodd, R. J.; Sharpley, A. N. (2016). Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104 (3), 373-392. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9748-8>.
- Dorioz, J. M.; Wang, D.; Poulenard, J.; Trevisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(1), 4-21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>.
- Dosskey, M. G. (2001). Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management*, 28(5), 577-598. <https://doi.org/10.1007/s002670010245>
- Fischer, F. K.; Winterrath, T.; Junghänel, T.; Walawender, E.; Auerswald, K. (2019). Mean annual precipitation erosivity (R factor) based on RADKLIM Version 2017.002. <https://doi.org/10.5194/hess-23-1819-2019>.
- Fuchs, St.; Brecht, K.; Gebel, M.; Bürger, St.; Uhlig, M.; Halbfaß, St. (2022). Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren. Neue Ansätze und aktualisierte Ergebnisse von MoRE-DE. UBA-Texte 142/2022. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-6049>.
- Gebel, M.; Kaiser, M.; Halbfaß, S. (2008). Modellierung diffuser Sediment- und Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Koberbach. Fraureuth.
- Gebel, M.; Uhlig, M.; Halbfaß, St.; Meissner, R.; Duan, S. (2014). Predicting erosion and sediment yield in a mesoscale basin in the semiarid monsoon region Miyun/China. *Ecol Process* 3 (1), 39. [10.1186/2192-1709-3-5](https://doi.org/10.1186/2192-1709-3-5).
- Gebel, M.; Bürger, St.; Wallace, M.; Malherbe, H.; Vogt, H.; Lorz, C. (2017). Simulation of land use impacts on sediment and nutrient transfer in coastal areas of Western Cape, South Africa. *Change and Adaptation in Socio-Ecological Systems* 3 (1), 1–17. [10.1515/cass-2017-0001](https://doi.org/10.1515/cass-2017-0001).
- Halbfaß, S. (2005). Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Rhombos-Verlag.
- Halbfaß, S.; Grunewald, K. (2006). Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab. *Wasserwirtschaft* 96 (12), 24–28. [10.1007/bf03241371](https://doi.org/10.1007/bf03241371).

- Halbfaß, S.; Grunewald, K. (2008). Ermittlung räumlich verteilter SDR-Faktoren zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab. *Wasserwirtschaft*, 3, 31–35.
https://www.researchgate.net/publication/265842761_Ermittlung_raumlich_verteilter_SDR-Faktoren_zur_Modellierung_von_Sedimenteintragen_in_Fliessgewasser_im_mittleren_Massstab [letzter Abruf am 19.02.2026].
- Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Knoll, L.; Breuer, L.; Strassemeyer, J. (2023). Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. UBA-Texte 163/2023.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/auswirkungen-des-anbaus-nachwachsender-rohstoffe> [letzter Abruf am 06.03.2024].
- He, K.; Zhang, X.; Ren, S.; Sun, J. (2016). Deep residual learning for image recognition. *Proceedings of the IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR)*, 770–778.
<https://doi.org/10.1109/CVPR.2016.90>.
- HELCOM (Helsinki Commission) (2021). Sufficiency of existing measures for the input of nutrients into the Baltic Sea. HELCOM ACTION Report. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/11/Sufficiency-of-existing-measures-for-the-input-of-nutrients-into-the-Baltic-Sea.pdf> [letzter Abruf am 06.03.2024].
- Kail, J.; Palt, M.; Hund, K.; Olberg, S.; Hering, D.; Jünger, W. (2022). Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen für die Wasserrahmenrichtlinie. *LfULG-Schriftenreihe*, Heft 12/2022, Dresden.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/40152> [letzter Abruf am 19.02.2026].
- Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (IT.NRW) (2026). OpenGeodata.NRW.
<https://www.opengeodata.nrw.de/produkte> [letzter Abruf am 19.02.2026].
- Le Gall, M.; Evrard, O.; Thil, F.; Foucher, A.; Laceby, J. P.; Manière, L.; Salvador-Blanes, S.; Ayrault, S. (2017). Examining suspended sediment sources and dynamics during flood events in a drained catchment using radiogenic strontium isotope ratios ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$). *Chemical Geology*, 449, 147–157.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.12.007>.
- Lind, L.; Hasselquist, E. M.; Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 249, 109391.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109391>.
- Liu, X.; Zhang, X.; Zhang, M. (2008). Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. *Journal of Environmental Quality*, 37(5), 1667–1674.
<https://doi.org/10.2134/jeq2007.0437>.
- Moore, I. D.; Nieber, J. L. (1989). Landscape assessment of soil erosion and nonpoint source pollution. In: J. Minnesota Acad. Sci., 55 (1), 18–25. <https://digitalcommons.morris.umn.edu/jmas/vol55/iss1/4/> [letzter Abruf am 20.01.2026].
- Mosimann, T.; Bug, J.; Sanders, S.; Beisiegel, F. (2009). Bodenerosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen 2000 - 2008. Methodik, Erosionsgeschehen, Bodenabträge und Anwendung der Ergebnisse. *Geosynthesis*, 14
https://www.researchgate.net/publication/295699358_Bodenerosionsdauerbeobachtung_in_Niedersachsen_2000-2008_Methodik_Erosionsgeschehen_Bodenabtrage_und_Anwendung_der_Ergebnisse [letzter Abruf am 20.01.2026].
- Nickel, J. P.; Fuchs, S.; Hörner, L. (2021). Aktuelle Daten zur stofflichen Belastung von Mischwasserentlastungen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 68 (10).

- Panagos, P.; Borrellia, P.; Meusbürger, K.; Alewell, Ch.; Lugato, E.; Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* (48), 38–50.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>.
- Parkyn, S. (2004). Review of riparian buffer zone effectiveness. No. 2004-2005, Ministry of Agriculture and Forestry, Wellington, New Zealand.
<https://www.gw.govt.nz/assets/Documents/2022/05/10.1.1.74.742.pdf> [letzter Abruf am 20.01.2026]
- Polyakov, V.; Fares, A.; Ryder, M. H. (2005). Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Reviews*, 13(3), 129-144.
<https://doi.org/10.1139/a05-010>.
- Ramesh, R.; Kalin, L.; Hantush, M.; Chaudhary, A. (2021). A secondary assessment of sediment trapping effectiveness by vegetated buffers. *Ecological Engineering*, 159, 106094.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106094>.
- Roberts, W. M.; Stutter, M. I.; & Haygarth, P. M. (2012). Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: a review. *Journal of Environmental Quality*, 41, 389-399.
<https://doi.org/10.2134/jeq2010.0543>.
- Ronneberger, O.; Fischer, P.; Brox, T. (2015). U-Net: Convolutional Networks for Biomedical Image Segmentation. In Navab, N., Hornegger, J., Wells, W., Frangi, A. (Eds) *Medical Image Computing and Computer-Assisted Intervention – MICCAI 2015* (pp. 234-241). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24574-4_28.
- Russell, M. A.; Walling, D. E.; Hodgkinson, R. A. (2001). Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. *Journal of Hydrology*, 252(1-4), 1-24. [10.1016/S0022-1694\(01\)00388-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00388-2).
- Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1990). *Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen*. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Stutter, M.; Kronvang, B.; Ó Huallachain, D.; Rozemeijer, J. (2019). Current insights into the effectiveness of riparian management, attainment of multiple benefits, and potential technical enhancements. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 236-247. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.01.0020>.
- Sweeney, B. W.; Newbold, J. D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3), 560-584. <https://doi.org/10.1111/JAWR.12203>.
- Vaswani, A.; Shazeer, N.; Parmar, N.; Uszkoreit, J.; Jones, L.; Gomez, A. N. (2017). Attention is all you need. *Advances in Neural Information Processing Systems*, 30. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1706.03762>.
- Veith, T. (2002). *Agricultural BMP Placement for Cost-Effective Pollution Control at the Watershed Level*. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA, USA.
<https://vtechworks.lib.vt.edu/items/7218505a-9615-4227-861c-8d7f1bb96350> [letzter Abruf am 06.07.2026].
- Vidon, P. G.; Welsh, M. K.; Hassanzadeh, Y. T. (2019). Twenty years of riparian zone research (1997–2017): Where to next?. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 248-260.
<https://doi.org/10.2134/jeq2018.01.0009>.
- Weissteiner, C. J.; Bouraoui, F.; Aloe, A. (2013). Reduction of nitrogen and phosphorus loads to European rivers by riparian buffer zones. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (408), 08.
<https://doi.org/10.1051/kmae/2013044>.

- Voges, J. (1999). Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen. <https://doi.org/10.15488/9519>.
- Yuan, Y.; Bingner, R. L.; Locke, M. A. (2009). A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecohydrology*, 2(3), 321-336. <https://doi.org/10.1002/eco.82>.
- Zhang, X.; Liu, X.; Zhang, M.; Dahlgreen, R. A.; Eitzel, M. (2010). A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality*, 39(1), 76-84. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0496>.