



LAND
OBERÖSTERREICH

Identifikation von Hotspotflächen und relevanten Abflusswegen für erosive Feinsediment- und Phosphoreinträge

als Grundlage für eine zielgerichtete landwirtschaftliche Beratung und Maßnahmensetzung in oberösterreichischen Fließgewässern





Identifikation von Hotspotflächen und relevanten Abflusswegen für erosive Feinsediment- und Phosphoreinträge

als Grundlage für eine zielgerichtete landwirtschaftliche Beratung und Maßnahmensetzung in oberösterreichischen Fließgewässern

Autoreninnen und Autoren:

Eva Strenge

Christine Weinberger

Gerold Hepp

Milena Samhaber

Max Kuderna

Matthias Zessner

Wien, Dezember 2020

Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen

Landesregierung

Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft

wpa Beratende Ingenieure



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna | Austria

Kurzfassung

Das rasterbasierte Transport- und Emissionsmodell PhosFate wurde zur Identifikation von Hotspotflächen (Violettflächen) für erosive Phosphoremissionen in 11 oberösterreichischen Einzugsgebieten mit Verfehlung des Umweltqualitätsziels für Phosphat-Phosphor in den Gewässern angewendet. Methodisch wurde das Modell dabei in Hinblick auf die Nutzung von schlagbezogenen Daten aus der INVEKOS-Datenbank, sowie auf eine automatisierte Aufbereitung aller in Zusammenhang mit dem Höhenmodell stehenden GIS-Datensätze erweitert. Die Kalibrierung bzw. Validierung der Modellierung anhand von Gewässerdaten zeigte, dass für die untersuchten Einzugsgebiete innerhalb zusammenhängender Regionen mit einheitlichen Kalibrierungsfaktoren je Region eine gute Modellanpassung erreicht werden konnte.

Der Anteil der ausgewiesenen Violettflächen an der gesamten Ackerfläche der betrachteten Einzugsgebiete variiert zwischen 14 und 26 %. Die durchgeführte Begehung zeigte, dass die in PhosFate für die Ausweisung von Violettflächen getroffene Annahme einer künstlichen Anbindung von Ackerflächen im Bereich von asphaltierten Straßen durch (unterirdische) Ableitungen, in der Regel zutrifft und damit auch Flächen ohne eine natürliche Gewässeranbindung korrekt als Violettflächen identifiziert werden können.

Die Flächeneffizienz der untersuchten Maßnahmen ist bei den begrüneten Abflusswegen merklich am höchsten. Aufgrund des geringen Flächenanteils ist die gesamte Wirksamkeit dieser Maßnahme jedoch beschränkt. Bei einer kombinierten Anwendung von begrüneten Abflusswegen und Gewässerrand- bzw. Straßenrandstreifen unterhalb von Violettflächen kann die Gesamtwirkung der Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion des partikulären Phosphoreintrags deutlich erhöht werden. Verwendet man hierbei 30 m breite Pufferstreifen können Reduktionen von bis zu 60 % erreicht werden, jedoch steigt auch der Anteil der Maßnahmenflächen an den Violettflächen mit rund ¼ merklich an.

In Hinblick auf den ÖPUL-Schwerpunkt „Vorbeugender Oberflächengewässerschutz (OG)“ wurde die Förderung eines Maßnahmenpaketes mit begrüneten Abflusswegen mit einer Mindestbreite von 10 m und Pufferstreifen mit einer Mindestbreite von 15 Meter evaluiert. Bei einer Teilnahmequote von 50 % der Berechtigten, einer Förderhöhe von € 450,- pro ha, aber einer Mindestförderung von € 200,- pro zusammenhängender Maßnahmenfläche, würde diese Maßnahme einen Anteil von im Mittel ca. 2,7 % der Ackerflächen der betrachteten Einzugsgebiete benötigen und Förderkosten von rund € 1,1 Millionen erfordern. Erste Überlegungen zur Nutzung der bei der Modellierung ausgewiesenen Maßnahmenflächen im AMA-GIS wurden durchgeführt. Aktuell erscheint eine Variante mit Darstellung der Maßnahmenflächen für begrünete Abflusswege und der Darstellung aller Violettflächen unterhalb derer eine Förderung von Pufferstreifen empfohlen wird, als Grundlage für eine Detailplanung am sinnvollsten. Weitere Überlegungen zur Optimierung dieser Variante sind noch durchzuführen.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	3
Inhaltsverzeichnis.....	4
1 Einleitung und Aufgabenstellung	5
2 Material und Methoden	6
2.1 Das Modell PhosFate.....	6
2.2 Aktuelle PhosFate-Anwendung.....	6
2.3 Datengrundlage der Modellierung.....	8
2.4 Modellkalibrierung.....	15
2.5 Begehung von Kleinstezugsgebieten	16
3 Ergebnisse.....	20
3.1 Modellkalibrierung.....	20
3.2 Ausweisung von Risikoflächen	22
3.3 Ausweisung von potentiellen Maßnahmenflächen.....	29
3.4 Erkenntnisse aus der Begehung.....	33
4 Mögliche Integration ins ÖPUL	40
5 Zusammenfassung	43
6 Literaturverzeichnis	45
Impressum	47

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die Feinsediment- und Phosphorbelastung der oberösterreichischen Fließgewässer stellt ein relevantes wasserwirtschaftliches und ökologisches Problem dar. So liegen z.B. die Phosphatphosphorkonzentrationen bei ca. einem Drittel der Gewässer Oberösterreichs über den Richtwerten für die Einhaltung des guten Gewässerzustandes. Die landwirtschaftliche Erosion stellt den Haupteintragspfad für Feinsedimente dar. Dieser Eintragspfad ist auch in den meisten Gewässern mit Überschreitung der Richtwerte für Phosphatphosphorkonzentrationen hauptverantwortlich für die Phosphoremissionen.

Maßnahmen zum Erosionsschutz und zum Schutz der Gewässer vor Feinsedimenteinträgen werden vor allem dann wirksam sein, wenn sie gezielt dort umgesetzt werden, wo der Stoffeintrag stattfindet. Eine Förderung von landwirtschaftlichen Maßnahmen speziell in jenen Bereichen, wo sie zur Vermeidung von Sedimenteinträgen in Oberflächengewässer besonders wirksam sind, wird daher auch in der Vorbereitung zukünftiger landwirtschaftlicher Förderprogramme angedacht.

Um entsprechende Maßnahmensetzungen durchführen zu können, werden Instrumente zur Identifikation relevanter Flächen und Transportwege benötigt. Vor diesem Hintergrund wurde in den letzten Jahren das rasterbasierte Erosions-, Transport- und Emissionsmodell PhosFate entwickelt. Dieses Modell wird für die Identifikation von Hotspots für Einträge von partikulär gebundenem Phosphor (PP-Einträge) sowie zur Abschätzung des Wirksamkeitspotentials von landwirtschaftlichen Maßnahmen genutzt, wenn diese örtlich zielgerichtet im Bereich von Hotspots umgesetzt werden.

Eine Modellierung von Quellflächen, Transportwegen und Maßnahmenwirksamkeiten kann wichtige Indikationen für die Gestaltung von konkreten Maßnahmen in der Landwirtschaft liefern. Wenn es um die Umsetzung geht, kann sie die Ortskenntnis, das Wissen um die praktische Umsetzbarkeit und die Beratung vor Ort jedoch nicht ersetzen. Für eine Umsetzung ist es daher wichtig, das Verständnis zwischen Modellierern und der Beratungspraxis zu erhöhen, um in weiterer Folge die Darstellung von Modellierungsergebnisse an das Bedürfnis der Praxis anzupassen und die Nutzung von Modellergebnissen in der konkreten Beratung zu erproben.

Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel dieses Projektes das rasterbasierte Transport- und Emissionsmodell PhosFate zur Identifikation von Hotspotflächen (Risiko- bzw. „Violettflächen“) für erosive Phosphoreinträge, und zur Ausweisung von potentiellen Umsetzungsflächen, sogenannten Maßnahmenflächen, für die Maßnahmen „begrünte Abflusswege“ (Reduktion konzentrierter PP-Einträge) und „Pufferstreifen“ (Reduktion flächiger PP-Einträge), anzuwenden. Die Anwendung erfolgte in 11 oberösterreichischen Einzugsgebieten mit Verfehlung des Umweltqualitätsziels für Phosphat-Phosphor in den Gewässern. Dabei ist es auch das Ziel als „Maßnahmenflächen“ jene Flächen zu identifizieren, bei denen bei einer Förderung der Umsetzung mit der höchsten Flächeneffizienz der Maßnahmensetzung zu rechnen ist, und die damit als förderwürdig für gezielte Maßnahmen zum Gewässerschutz durch Anlegen einer Dauerbegrünung identifiziert werden können. Die Flächeneffizienz einer Maßnahme meint dabei das Verhältnis der durch die Maßnahnumsetzung erreichten Emissionsreduktion des PP-Eintrags zur dafür benötigten Maßnahmenfläche. Bei den betrachteten Gebieten handelt es sich um die Krems, die Pram und die Gusen, wo die Modellierung mit einem aktualisierten Datensatz erneuert wurde, sowie die Antiesen, die Aschach, die Dürre Aschach, der Gurtenbach, der Innbach, der Ipfbach, der Kristeinerbach und die Trattnach, bei denen PhosFate zum ersten Mal zum Einsatz kam. Weiters sollen über Begehungen in ausgewählten Kleinstzugsgebieten Erfahrungen über die Entsprechung der Modellergebnisse in der Natur gesammelt werden.

2 Material und Methoden

2.1 Das Modell PhosFate

Das Emissions- und Transportmodell PhosFate (Kovacs, 2013; Hepp und Zessner, 2019) ist ein rasterbasiertes, semi-empirisches Modell zur Simulation diffuser, partikulärer Phosphoreinträge (PP) in Oberflächengewässer. Die Emissions-, Transport- und Eintragsberechnungen des Modells spiegeln Mittelwerte langzeitlicher, jährlicher PP-Frachten wider. Die räumliche Auflösung beträgt derzeit 10×10 m. Der verwendete Transportalgorithmus basiert auf der D8-Methode. Hierbei verläuft der Transport von einer Zelle zur nächsten immer in die Richtung, der nächstgelegenen, tiefsten Zelle (O'Callaghan und Mark, 1984). Aktuell ist das Modell als Erweiterung der statischen Software R (RPhosFate) verfügbar und beruht u.a. auf der Programmiersprache C++. Die Eingangsdaten des Modells werden als Rasterlayer auf Basis von Flusseinzugsgebieten an das Modell übergeben. Diese sind abgeleitet von bzw. umfassen ein digitales Geländemodell, Landnutzungsinformationen, Oberflächengewässerläufe, ein Straßennetz, für den partikulären Phosphoreintrag relevante Bodenparameter sowie die Parameter der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung. Zur Verbesserung der Identifikation von Risikoflächen wurde 2016 eine Kartierung in 3 Gebieten des Pram Einzugsgebiets durchgeführt. Das Ergebnis zeigte die Relevanz von unterirdischen Ableitungen an Straßen, die einen Kurzschluss des Abflusses vom Feld zum Gewässer bilden, als Eintragspfad von PP (Zessner et al., 2016). Dieser Eintragspfad wurde daraufhin im PhosFate-Modell implementiert. Als praktikable Annäherung an die Realität wurde angenommen, dass dieser künstliche Gewässeranschluss an allen asphaltierten Straßen vorkommt. Die Richtigkeit dieser Modellanpassung sowie die Häufigkeit und daraus resultierende Relevanz von Straßenableitungen soll anhand einer erneuten Kartierung in einem der modellierten Einzugsgebiete evaluiert werden.

2.2 Aktuelle PhosFate-Anwendung

2.2.1 Automatisierungs-Tool zur Aufbereitung von Eingangsdaten

Eine Erneuerung bei der Anwendung von RPhosFate umfasst ein Automatisierungs-Tool für die Erstellung eines Teils der benötigten Eingangsdaten. Dies betrifft all jene Eingangsdaten, die im Zusammenhang mit dem digitalen Geländemodell stehen und somit für die Transportmodellierung benötigt werden. Mithilfe des neuen Tools können diese Eingangsdaten automatisch extrahiert bzw. berechnet werden. Dies betrifft folgende Layer:

- das digitales Geländemodell,
- die Fließrichtung,
- die (gewichtete) Abflussakkumulation,
- den Gewässerverlauf,
- das Straßennetz,
- die Hangneigung und
- das Einzugsgebiet.

Die Anpassung des digitalen Geländemodells durch das Automatisierungs-Tool umfasst dabei das „Einbrennen“ von kartierten Gewässerverläufen, die Orientierung von gewässernahen Zellen in Richtung des Gewässers sowie das Aufbrechen von Senken. Für diese Bearbeitungsschritte wurden zusätzlich die

Softwarepakete WhiteboxTools und TauDEM in RPhosFate integriert. Die Erstellung des Einzugsgebiets als Output des neuen Tools basiert auf dem hierdurch angepassten Höhenmodell.

Neben den durch das Tool aufbereiteten Eingangsdaten (digitales Geländemodell, Gewässerverläufe und Straßennetz als Vektordaten sowie im Fall der gewichteten Abflussakkumulation die Gewichte der einzelnen Landnutzungsklassen) sind folgende, zusätzliche Daten zur Ausführung des Tools nötig:

- Gewässerursprünge und
- Einzugsgebietsauslass.

Die automatische Datenaufbereitung der vom Geländemodell abhängigen Eingangsdaten führt zu einer vereinfachten Anwendung von PhosFate und zudem zu einer vereinheitlichten Vorgehensweise. Da die geländemodellabhängigen Eingangsdaten im Modell entscheidend für die Bestimmung von Transportwegen und nachfolgend von Gewässereinträgen von PP sind, wird somit auch die Qualität der Modellergebnisse sichergestellt.

2.2.2 Modellvarianten und Ausweisung von Risikoflächen

PhosFate kann auf Basis der Modellergebnisse landwirtschaftlich genutzte Flächen als potentielle Hotspots für Gewässereinträge von PP ausweisen. Die Ausweisung basiert auf den modellierten, effektiven PP-Einträgen je vorher festgelegter räumlicher Einheit (im aktuellen Anwendungsfall ist dies die Schlegebene). Für die Entscheidung, ob eine Fläche ein hohes, potentielles Risiko für hohe Einträge darstellt, wurde das Kriterium von 80% des gesamten PP-Eintrags innerhalb eines Einzugsgebiets gewählt. Das bedeutet, dass alle Flächen, die zusammen 80% des gesamten Eintrags ausmachen, als potentielle Risikoflächen für hohe PP-Einträge kategorisiert werden. Die Einordnung als Risikofläche erfolgt über eine fuzzylogische Aussage, sodass die Flächen unterschiedlich hohe Potentiale für hohe Einträge aufweisen. Alle Flächen mit einem Wert ab 0,5 gelten als Risikofläche. Die Wahrscheinlichkeit für hohe Einträge steigt mit zunehmendem Wert (mit 1 als Maximum). Diese zunehmende Wahrscheinlichkeit ist aufgrund der Form der verwendeten Zugehörigkeitsfunktion jedoch nicht proportional (Zessner et al., 2016).

Für die Emissionsmodellierung werden im Rahmen der aktuellen Untersuchungen zwei verschiedene Varianten verwendet. Eine Variante basiert dabei auf der aktuellen Bewirtschaftung (bzw. dem C-Faktor der sich daraus ergibt). In der zweiten Variante wird die aktuelle Bewirtschaftung nicht berücksichtigt und es wird mit einer mittleren, regionalen Bewirtschaftung (mittlerer C-Faktor je Feldstücknutzungsart) gerechnet. In diesem Fall wird also eine Ausweisung von Risikoflächen lediglich auf Basis der Gebietskulisse durchgeführt.

Der Hintergrund dafür ist, dass im Falle der ersten Variante jene Felder als Risikoflächen für hohe PP-Einträge identifiziert werden würden, die aufgrund der Kombination des naturgemäß gegebenen Potentials, ihrer Anbindung und der aktuell angebauten Kulturarten hohe, modellierte PP-Einträge aufweisen. So kann das Anbauen von erosionsmindernden Kulturarten auf steilen Äckern mit Gewässeranschluss dazu führen, dass sich der PP-Eintrag reduziert und diese nicht als Risikofläche ausgewiesen werden. Andersherum können erosionsfördernde Kulturen dazu führen, dass sich der PP-Eintrag und somit das Risikopotential von Feldern erhöht. Diese Variante der Risikoausweisung würde daher dazu führen, dass bei Maßnahmenumsetzungen auf Feldern mit erhöhtem Risiko bzw. PP-Einträgen, ausgehend von den aktuellen Kulturarten die höchsten Reduktionen erreicht werden können. Bei einer Maßnahmenförderung auf Basis dieser Risikoflächenausweisung würde dies jedoch dazu führen, dass Felder von Landwirten, denen aufgrund einer erosionsmindernden Bewirtschaftungsweise entgegen dem naturgemäß gegebenen hohen Eintragspotential kein Risiko bzw. kein hoher Eintrag zugeordnet wird, nicht förderberechtigt sind. Diese Modellvariante wird daher nicht weiter für die

Ausweisung der förderungswürdigen Maßnahmenflächen auf Risikoflächen verwendet, sondern dient lediglich als Grundlage für die Abbildung der aktuellen Situation, die im Weiteren für die Modellkalibrierung benötigt wird. Zudem werden Ergebnisse dieser Variante vergleichsweise jenen der zweiten Modellvariante gegenübergestellt.

Für die Ausweisung von Risikoflächen wird die zweite Modellvariante herangezogen. Hier wird mit einem mittleren, regionalen C-Faktor gerechnet und damit die Risikobewertung allein auf Basis der Faktoren der lokalen Gebietskulisse (Faktoren der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung) und dem Gewässeranschluss von Schlägen berechnet. Dadurch haben die aktuell angebauten Kulturarten keinen Einfluss auf das Potential zu einem hohen Gewässereintrag, und somit auch keinen Einfluss auf eine Ausweisung zur förderwürdigen Maßnahmenfläche. Dies verhindert eine Benachteiligung von Landwirten, die aufgrund einer angepassten Bewirtschaftung das natürliche Erosionspotential ihrer Felder bereits aktuell mindern.

Die Ausweisung potentieller Maßnahmenflächen basiert auf der Risikoflächenausweisung der zweiten Modellvariante bzw. auf der Größe des erosiven Abflusses und der Menge des kumulativen, partikulären Phosphors. Die in PhosFate angesetzten Maßnahmen, und in weiterer Folge Szenarienberechnungen für die Wirksamkeit der Maßnahmen, umfassen:

- Abflusswegbegrünungen ab einer PP-Akkumulation von 1 kg pro Jahr auf Schlägen mit einem natürlichen oder künstlichen Gewässeranschluss, mit einer Breite von mindestens 5 m beidseitig der Tiefenlinie. Ein zusätzliches Kriterium für die Ausweisung von Abflusswegbegrünungen in PhosFate ist, dass eine auf Basis der PhosFate-Landnutzungsklassen zugewiesene, gewichtete erosive Abflussakkumulation für jede Zelle entlang des Abflussbaums in Summe einen Schwellenwert von 100 erreichen muss (s. Kap. 2.3.9). Dieses Kriterium verhindert die Ausweisung mehrerer, paralleler und somit eher flächiger Abflusswege, sodass nur die relevanten, erosiven Abflusswege mit einer Mindest-Abflussakkumulation übrigbleiben (Reduktion konzentrierter PP-Einträge)
- und Randstreifen mit einer Breite von 10 und 30 m auf ausgewiesenen Risikoflächen oberhalb von Gewässern und Straßen (Reduktion flächiger PP-Einträge, wenn ein konzentrierter Eintrag nicht eindeutig nachgewiesen werden kann),

Die Auswahl der modellierten Maßnahmen beruht auf der Bewertung des Potentials zur Emissionsreduktion sowie der Effizienz der Maßnahmen als Reduktion des PP-Eintrags je umgesetzter Maßnahmenfläche. Nach Zessner et al. 2018 zeigten sich die höchsten Reduktionen des Eintrags von PP bei den Maßnahmen Gewässerrandstreifen und Straßenrandstreifen mit einer Breite von 30 m. Die höchste Flächeneffizienz wies die Maßnahme Begrünung bevorzugte Abflusswege ab einer PP-Akkumulation von 1 kg auf. Eine Kombination dieser drei Maßnahmen scheint daher sowohl in Bezug auf eine effiziente Flächennutzung als auch auf eine effektive Reduktion des PP-Eintrags in die Gewässer eine sinnvolle Variante darzustellen.

2.3 Datengrundlage der Modellierung

Alle für die Modellierung verwendeten Eingangsdaten weisen als Koordinatenreferenzsystem das ETRS-LAEA (EPSG-Code 3035) mit dem geodätischen Datum ETRS89 und der Lambert Azimuthal Equal-Area (LAEA) Projektion auf. Bei einer Verwendung der durch PhosFate erstellten Ergebnisraster in einem anderen Koordinatenreferenzsystem als dem ETRS-LAEA (z.B. dem österreichischen MGI) muss den Rasterdaten zuerst das ihnen zugrundeliegende geodätische Datum ETRS89 zugewiesen werden, bevor eine Datumstransformation in ein anderes geodätisches Datum ausgeführt werden kann. Bei einer

Datumstransformation vom europäischen ETRS 89 in das österreichische Datum MGI wird die Transformationsmethode MGI_To_ETRS_1989_5 (WKID 5891) der Software ArcGIS empfohlen, da sie die höchste Lagegenauigkeit (von 0,15 m) aufweist.

Die nachfolgend aufgeführten Eingangsdaten umfassen alle benötigten Daten vor der Verwendung des Automatisierungs-Tools der aktuellen PhosFate Anwendung.

2.3.1 Digitales Geländemodell

Das digitale Geländemodell basiert auf einer räumlichen Auflösung von 10 x 10 m (Amt der Oö. Landesregierung, 2013a) und gibt somit auch die räumliche Auflösung des PhosFate-Modells vor. In einem ersten Bearbeitungsschritt wurde das Geländemodell in das Koordinatenreferenzsystem ETRS-LAEA (EPSG-Code 3035) transformiert unter der Verwendung der kubischen Faltung als Resamplingtechnik.

2.3.2 Gewässernetz

Das Gewässernetz in PhosFate entspricht den kartierten Fließgewässern des Digitalen Landschaftsmodells (DLM-G) des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen (BEV, 2015), da dies im Vergleich zum Detailgewässernetz die höhere Lagegenauigkeit der Gewässer in Oberösterreich aufweist.

2.3.3 Straßennetz

Das Straßennetz im PhosFate-Modell basiert auf dem aktuellen Datensatz der Graphenintegrations-Plattform (GIP) (Geoland.at, 2019). Zur aktuellen Anwendung mit PhosFate wurde für alle asphaltierten Straßen eine künstliche, unterirdische Gewässeranbindung angesetzt. Hierbei wurde ein Transferkoeffizient von 0,6 für die über unterirdische Ableitungen an Straßen eingetragenen PP-Frachten festgelegt. Dieser ist der wahrscheinlichste Transferkoeffizient von PP auf Basis der Modellkalibrierung des Projektes von Zessner et al. (2017).

2.3.4 Faktoren der Bodenabtragsgleichung

C-Faktor

Der Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor) ist abhängig von der Landnutzung und bei landwirtschaftlichen Flächen zusätzlich von der angebauten Kulturart. Während die Landnutzung über mehrere Jahre weitgehend unverändert bleibt, ändert sich die Kulturart auf Ackerflächen jährlich. Um einen über mehrere Jahre hinweg gültigen C-Faktor für die landwirtschaftlichen Flächen zu ermitteln, wurden die Kulturen mehrerer Jahre (2015-2019) herangezogen und gemittelt. Die zugrundeliegenden Daten stammen aus dem INVEKOS Datenpool des BMLRT, welche teilweise als GIS-Shapefile oder als Datenbank zur Verfügung gestellt wurden. Die C-Faktoren zu den einzelnen Kulturen stammen aus dem Projekt „Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL“ (BAW, Ages, wpa, 2020).

Für die Berechnung der Risikoflächen werden im Projekt zwei Varianten von C-Faktor-Karten benötigt. Für die Kalibrierung des Modells ist ein C-Faktor mit sehr realistischen Annahmen notwendig, weshalb hierfür den Polygonen im INVEKOS-Shapefile pro Jahr die C-Faktoren entsprechend der angegebenen Kulturart zugeordnet wurden. Ergänzend dazu wurden auch die umgesetzten ÖPUL-Maßnahmen „Mulch- und Direktsaat“, „Begrünung von Ackerflächen“ und „Erosionsschutz im Obst und Weinbau“

berücksichtigt. Nach einer Umrechnung der Polygone in Rasterdaten mit einer Kantenlänge von 10 m wurde aus den daraus entstehenden 5 Rasterlayern (je ein Layer pro Jahr von 2015-2019) der Mittelwert pro Rasterzelle errechnet wodurch sich der gemittelte C-Faktor auf den Schlagflächen von 2015-2019 ergibt.

Für die Ausweisung von Risikoflächen (Modellvariante zwei) soll die tatsächlich angebaute Kultur bzw. bereits umgesetzte Maßnahmen aber keine Rolle spielen, weshalb hierfür eine zusätzliche C-Faktor-Karte erstellt wurde. Hierfür erfolgte die Berechnung eines gemittelten C-Faktors in Abhängigkeit der Feldstücknutzungsart (Acker, Grünland, ...), des Hauptproduktionsgebiets (Wald- und Mühlviertel, Voralpen, Alpenvorland) und des EZG-Bereichs (Osten und Westen Oberösterreichs).

K-Faktor

Der K-Faktor berücksichtigt die Erodibilität des Bodens, welche hauptsächlich über den Schluff- und Steingehalt des Oberbodens bestimmt wird. Er wurde aus dem Projekt „Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL“ (BAW, Ages, wpa, 2020) übernommen.

R-Faktor

Der R-Faktor beschreibt die Erosivität der Niederschläge und basiert auf dem gemessenen Jahresniederschlagsverlauf von 243 Stationen in Österreich aus den Jahren 1995-2015. Er wurde ebenfalls aus dem Projekt „Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL“ (BAW, Ages, wpa, 2020) übernommen.

L- und S-Faktor

Die beiden Faktoren L und S der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung werden als Zwischenergebnisse modellintern berechnet und stellen somit keine vom Benutzer bereitzustellenden Eingangsdaten da.

2.3.5 Tongehalt des Oberbodens

Die Datengrundlage bildet die Horizonttabelle des oberösterreichischen Bodenfunktionendatensatzes des Amtes der Oö. Landesregierung (2013b). Für die Bestimmung des Tongehalts des Oberbodens wurde für jede Bodenform die Bodenart des obersten Horizonts in Kombination mit dem österreichischen Bodenartendreieck (ASI, 2016) herangezogen. Lag für den obersten Horizont keine Information vor, wurde die Information des nächsttieferen Horizonts usw. verwendet. Der verbalen Beschreibung der Bodenart wurden hierbei die zugehörigen mittleren Tongehalte zugeordnet und unter Berücksichtigung des Grobanteils (BFW, 2013) ein mittlerer Tongehalt berechnet. Im PhosFate-Modell wird der Tongehalt des Oberbodens verwendet um den Anreicherungsfaktor des an die Bodenpartikel adsorbierten Phosphors während des Transports zu bestimmen.

2.3.6 Humusgehalt des Oberbodens

Beim Humusgehalt des Oberbodens wurde ähnlich verfahren wie beim Tongehalt des Oberbodens. Hierbei wurde der verbalen Beschreibung des Humusgehalts die zugehörige mittlere Humusmenge gemäß *Tabelle 1* zugeordnet.

Tabelle 1: Humusgehaltsskala abgeleitet aus BFW (2013) und Nestroy et al. (2011).

Klasse	Humusgehalt in %
Schwach humos	0,75
Mittel- bis schwach humos	1,50
Mittelhumos	2,75
Mittel- bis stark humos	4,00
Stark humos	6,00
Torf	67,50

Da der Datensatz nur die Bodenverhältnisse der landwirtschaftlichen Nutzfläche Oberösterreichs enthält, wurden die Bodenverhältnisse der nicht landwirtschaftlichen Flächen mit Hilfe der Nächste-Nachbarn-Interpolation ergänzt (Zessner et al., 2017).

Im Modell stellt der Humusgehalt keinen unmittelbar verwendeten Eingangsdatensatz dar. Vielmehr werden die Werte zur Berechnung des organischen Anteils des partikulären Phosphorgehalts des Oberbodens (s. Kap. 2.3.7) verwendet.

2.3.7 Partikulärer Phosphorgehalt des Oberbodens

Der partikuläre Phosphorgehalt des Oberbodens (PP_{tot}) setzt sich in PhosFate laut Kovacs (2013) aus drei Reservoirs zusammen. Dem

- labilen, anorganischen Reservoir (PP_{lab}), dem
- stabilen, anorganischen Reservoir (PP_{sta}) und dem
- organischen Reservoir (PP_{org}).

Das labile, anorganische Reservoir wird nur für landwirtschaftliche Flächen angesetzt und wurde über den langfristig akkumulierten, landwirtschaftlichen Phosphorüberschuss (P_{akk} in kg P/ha) anhand der Formel

$$PP_{\text{lab}} \text{ in mg P/kg} = \frac{P_{\text{akk}} \times 10^2}{\rho_{\text{rein}} \times (1 - \Phi) \times h_{\text{OB}}}$$

abgeschätzt, wobei ρ_{rein} für die Reindichte in kg/m^3 , Φ für die Porosität und h_{OB} für die Tiefe des Oberbodens in m steht. Hierbei wurden die von Zessner et al. (2011) berechneten, langfristig akkumulierten, landwirtschaftlichen Phosphorüberschüsse auf Katastralgemeindeebene verwendet sowie analog zur Modellierung mit MONERIS einheitlich 2650 kg/m^3 für die Reindichte, 0,45 für die Porosität und 0,25 m für die Tiefe des Oberbodens angenommen.

Nach Behrendt et al. (1999) wurde das stabile, anorganische Reservoir über den Tongehalt des Oberbodens (TG_{OB} in Masse-%) wie folgt bestimmt:

$$PP_{\text{sta}} \text{ in mg P/kg} = 10,2 \times TG_{\text{OB}} .$$

Zuletzt wurde das organische Reservoir mit Hilfe eines Humus zu organischem Kohlenstoff-Verhältnisses ($VH_{H/C}$) von 1:1,72 bzw. 1:2 bei Torfen (Ad-hoc-AG Boden, 2005) und eines organischen Kohlenstoff zu organischem Phosphor-Verhältnisses ($VH_{C/P}$) von 100:1 aus dem Humusgehalt des Oberbodens (HG_{OB} in %) näherungsweise folgendermaßen ermittelt:

$$PP_{org} \text{ in mg P/kg} = HG_{OB} \times VH_{H/C} \times VH_{C/P} \times 10^4 \text{ (Kovacs, 2013).}$$

2.3.8 Landnutzung

Grundlage bilden die Landnutzungsinformationen des Landes Oberösterreich auf Basis der DKM (Amt der Oö. Landesregierung, 2019). Zur genaueren Differenzierung der landwirtschaftlichen Flächen wurden diese mit den INVEKOS Daten des BMLRT aus dem Jahr 2019 verschnitten. Entsprechend ihrer Nutzung bzw. Bewirtschaftung wurde jede Fläche einer der Nutzungskategorien für PhosFate zugeordnet (s. Tabelle 2). Die Flächen entsprechen hierbei den Schlägen des INVEKOS Datensatzes aus dem Jahr 2019.

Für die Modellrechnung wurden die Daten in Rasterinformationen transformiert. Ausgehend davon wurde ein weiteres Raster-File mit den C-Faktoren je Nutzungskategorie erstellt. Landnutzungen, für welche nicht bereits aus der in Punkt 2.3.4 beschriebenen landwirtschaftlichen Nutzung Informationen vorlagen, wurden die C-Faktoren aus Tabelle 2 (Zessner et al. 2016 und 2017) herangezogen. Für die landwirtschaftlichen Flächen, für welche keine eindeutige Nutzung aus den INVEKOS Daten vorliegt, wurden die C-Faktoren aus den Mittelwerten je Kategorie „Acker“, „Grünland“ und „landwirtschaftliche Mischnutzung“ gebildet und im Weiteren für die Berechnung herangezogen.

Tabelle 2: Landnutzungskategorien R-PhosFate und verwendete C-Faktoren

Landnutzungskategorie PhosFate	C-Faktor
Niedriger Versiegelungsgrad	0,008
Mittlerer Versiegelungsgrad	0,005
Komplett versiegelt	0
Vegetationsarme Fläche	0,004
Feuchtgebiet	0,004
Stehendes Gewässer	0
Fließgewässer	0
Wald	0,004
Randfläche	0,007
Grünland	0,01
Landwirtschaftliche Mischkultur	0,11
Acker	0,21

2.3.9 Gewichtete Abflussakkumulation

In PhosFate wird jede Rasterzelle mit potentieller Erosion auf Basis der Landnutzung hinsichtlich ihres Beitrags zur Entstehung des kumulativen, erosiven Abflusses kategorisiert. Diese Kategorien werden als Abflussgewichtung einer Zelle von 1 (maximal, möglicher Beitrag) bis 0 (kein Beitrag) angegeben. Dabei besitzen Ackerzellen den höchstmöglichen Beitragswert von 1 und alle anderen offenen Flächen einen

Wert kleiner 1 (Zessner et al., 2017). Die Abflussgewichtung der Zellen berücksichtigt somit die unterschiedlichen Potentiale von Flächen zur erosiven Abflusswirkung und bezieht damit auch Prozesse wie die Versickerung mit ein.

Tabelle 3: Gewichtete Abflussakkumulationswerte in Abhängigkeit der PhosFate-Landnutzungsklassen.

Code	Landnutzungs-klasse	Gewicht
1	Niedriger Versiegelungsgrad	0,000
2	Mittlerer Versiegelungsgrad	0,000
3	Komplett versiegelt	0,000
4	Vegetationsarme Fläche	0,571
5	Feuchtgebiet	0,143
6	Stehendes Gewässer	0,000
7	Fließgewässer	0,000
8	Wald	0,429
9	Randfläche (Gewässer, Verkehr)	0,571
10	Landwirtschaftliche Mischnutzung	0,857
11	Grünland	0,714
12	Ackerland	1,000

2.3.10 Rauigkeitsbeiwert (Manning-Wert)

Die Rauigkeitsbeiwerte nach Manning wurden von Engman (1986) übernommen und an die PhosFate-Landnutzungsklassen bzw. im Fall von Ackerland an die angebauten Kulturarten angepasst. Die Manning-Werte für alle Schläge mit keiner ackerbaulichen Nutzung zeigt die Tabelle 4. Die Unterteilung der ackerbaulich genutzten Schläge (denen in PhosFate die Landnutzungsklassen 10 und 12 zugewiesen werden) nach den jeweils angebauten Kulturarten sind in der nachfolgenden Tabelle 5 zu sehen.

Tabelle 4: Zuordnung des Rauigkeitsbeiwerts nach Engman zu den PhosFate-Landnutzungsklassen für alle Schläge (außer den Schlägen mit einer ackerbaulichen Nutzung).

Landnutzung	PhosFate-Landnutzungs-klasse	Manning-Wert
niedriger Versiegelungsgrad	1	0,161
mittlerer Versiegelungsgrad	2	0,126
komplett versiegelt	3	0,011
vegetationsarme Fläche	4	0,104
Feuchtgebiet	5	0,100
stehendes Gewässer	6	999999,900
Fließgewässer	7	0,000001
Wald	8	0,400
Randfläche (Grünland und Wald gemischt)	9	0,320
Grünland	11	0,240

Tabelle 5: Zuordnung des Rauigkeitsbeiwerts nach Engman zu den angebauten Kulturarten bei einer ackerbaulichen Nutzung des Schlags.

Kulturart	Manning-Wert
Ackerbohne	0,17
Elefantengras	0,22
Energieholz-Baumschule-Wald	0,26
Feldfutter	0,20
Freilandgemüse	0,17
Frühkartoffeln	0,16
Futterrübe	0,16
Gartenbau-Tunnel	0,27
Hanf	0,17
Hirse	0,16
Kartoffeln	0,17
Kombination-Buchweizen	0,17
Kombination-Gemüse-Sommer	0,17
Kombination-Gemüse-Winter	0,17
Körnererbse	0,17
Körnermais	0,17
Kürbis	0,16
LSE	0,26
Obstbäume	0,20
Ölfrucht	0,17
Silomais	0,18
Soja	0,17
Sommergerste	0,18
Sommerhafer	0,18
Sommerraps	0,20
Sommerroggen	0,18
Sommerweizen	0,19
Sonnenblume	0,16
Wein	0,20
Wintergerste	0,18
Winterhafer	0,17
Winterraps	0,17
Winterroggen	0,18
Winterweizen	0,18
Zuckerrüben	0,19

2.3.11 Feature-ID

Die Ausweisung der Risikoflächen hoher, erosiver PP-Einträge durch PhosFate basiert auf den Schlägen des INVEKOS-Datensatzes des Jahres 2019.

2.4 Modellkalibrierung

Die Kalibrierung des Modells PhosFate basiert auf dem Abgleich modellierter zu beobachteten Event-Gewässerfrachten des PP für die Jahre 2007 bis 2017. Die lange Zeitreihe wurde gewählt um die Auswirkungen von Schwankungen zwischen den Jahren möglichst gering zu halten und somit langfristig repräsentative Jahresmittel zu erhalten. Die Eventfracht wurde aus der PP-Gesamtfracht abzüglich der PP-Basisfracht berechnet.

Für die Berechnung der beobachteten Gesamt-PP Frachten wurden die Konzentrationen des PP aus dem Gesamtphosphorgehalt minus dem Gehalt an gelöstem Phosphor berechnet. Die Gütedaten dafür stammen aus dem oberösterreichischen Amtlichen Immissionsmessnetz (AIM) und der nationalen H₂O-Fachdatenbank der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV). Die Abflussdaten wurden der eHYD-Datenbank des BMLRT entnommen. Für die Berechnung der Frachten erfolgte zuerst eine Skalierung des Abflusses auf die Einzugsgebietsgröße der Gütemessstellen, da die Messstationen für Abflussmessungen räumlich oft nicht mit denen der Gütemessungen übereinstimmen.

Zur Berechnung der PP Gesamtfracht wurde im Weiteren die Abflussintervallmethode nach Zoboli et al. (2015) herangezogen. Hierbei wird der tägliche Abfluss auf Basis der Überschreitungswahrscheinlichkeit des aktuellen Abflusses in Intervalle verschiedener Abflussbedingungen unterteilt. Diese sind:

- Hochwasser: 0-10 %
- Feuchte Bedingungen: 10-40 %
- Mittlere Bedingungen: 40-60 %
- Trockene Bedingungen: 60-90 %
- Niedrigwasser: 90-100 %.

Die monatlichen Daten der PP-Konzentration werden auf Basis der täglichen, zugehörigen Abflusswerte ebenfalls den Abflussintervallen zugeordnet und je Intervall gemittelt. Dies berücksichtigt somit die Abhängigkeit der Konzentration zum Abfluss und die Variabilität der verschiedenen Abflussbedingungen. Zudem wird damit der Unsicherheit der vergleichsweise geringen, zeitlichen Auflösung der Daten der PP-Konzentration Rechnung getragen. Die Berechnung der Gesamtfracht erfolgt über die Bestimmung eines durchschnittlichen Jahresmittels der aufsummierten, täglichen Frachten. Da in PhosFate jedoch nur diejenigen Gewässerfrachten modelliert werden, die durch erosive Einträge verursacht werden und somit PP-Einträge unter Trockenwetterbedingungen nicht berücksichtigt werden, entsprechen die modellierten Frachten nicht denen der Gesamtfracht. Die von PhosFate modellierte Fracht ist somit nur eine Eventfracht, die aus der Gesamtfracht ohne den Anteil, der auch bei Niedrigwasser transportierten Basisfracht besteht. Um für die Kalibrierung nun den Anteil der PP-Basisfracht aus der PP-Gesamtfracht herauszurechnen, wurde die Basisfracht über die Berechnung des mittleren Basisabfluss und der mittleren PP-Basiskonzentration bestimmt. Die Bestimmung des Basisabfluss erfolgte über eine Ganglinienseparation mit dem Lynne-Hollick Filter (Ladson et al., 2013). Für die Basiskonzentration wurden die mittleren PP-Konzentrationen während Niedrigwasser- und Trockenwetterbedingungen herangezogen.

Die Kalibrierung des Modells erfolgt mithilfe der zwei Modellparameter Retention auf dem Land und Retention im Gewässer. Da die durch PhosFate berechneten PP-Emissionen auf der langfristig betrachtenden Allgemeinen Bodenabtragsgleichung basieren und somit auch die PhosFate-Ergebnisse langjährige Emissionen widerspiegeln, wird im Modell keine Gewässerretention angenommen. Dies lässt sich durch das „Durchspülen“ von Oberflächengewässern im Falle von extremeren Hochwässern begründen, welches langfristig zu keiner Retention führt.

2.5 Begehung von Kleinst Einzugsgebieten

Die Begehung und Kartierung ausgewählter Kleinst einzugsgebiete dient der Vorort-Überprüfung der modellierten Hotspots und Transportwege. Neben der Erhebung von Eintragswegen ins Gewässer wurden im Zuge dessen auch bereits bestehende Maßnahmen zum Oberflächengewässerschutz in der Landwirtschaft sowie Erosionserscheinungen mit aufgenommen.

Die Klassifizierung (Kapitel 0) erfolgt feldstückbezogen. Ergänzend dazu werden mit Hilfe von eigenen Polygon-, Linien- und Punktelayern Auffälligkeiten, Maßnahmen und Erosionen verortet (Kapitel 2.5.3). Zur Datenerhebung im Feld wurde die ArcGIS Software ArcCollector verwendet. Diese ermöglicht eine direkte Übertragung der Daten ins ArcGIS Online sowie die Verwendung eigener, erstellter Layer.

2.5.1 Auswahl des Kartierungsgebiets

Die Auswahl des Kartierungsgebiets basiert auf den bisherigen Ausweisungen von Risikoflächen auf Basis der PhosFate-Berechnungen. Zum Zeitpunkt der Begehung lagen diese Berechnungen für die Einzugsgebiete der Pram und der Krens vor. In der engeren Auswahl standen all jene Teileinzugsgebiete, welche einen hohen Anteil an Risikoflächen je landwirtschaftliche Nutzfläche aufweisen.

Schlussendlich fiel die Wahl auf 3 Teileinzugsgebiete im Pram-EZG: 2075903, 2075895 und 2075910 (s. Abbildung 1) Alle drei liegen im Einzugsgebiet des Rainbachs (nord-)westlich von Rainbach im Innkreis. In diesen Gebieten wurden in Summe 168 ha der insgesamt 315 ha landwirtschaftlicher Fläche als Risikoflächen ausgewiesen. Der Anteil liegt somit bei über 50%. Zwischen 70 und 80% der landwirtschaftlichen Fläche in den jeweiligen Teileinzugsgebieten werden als Ackerland genutzt. Der hohe Anteil an Ackerlandnutzung und die hohe Risikoeinschätzung dieser waren letztlich ausschlaggebend für die Wahl der kartierten Einzugsgebiete.

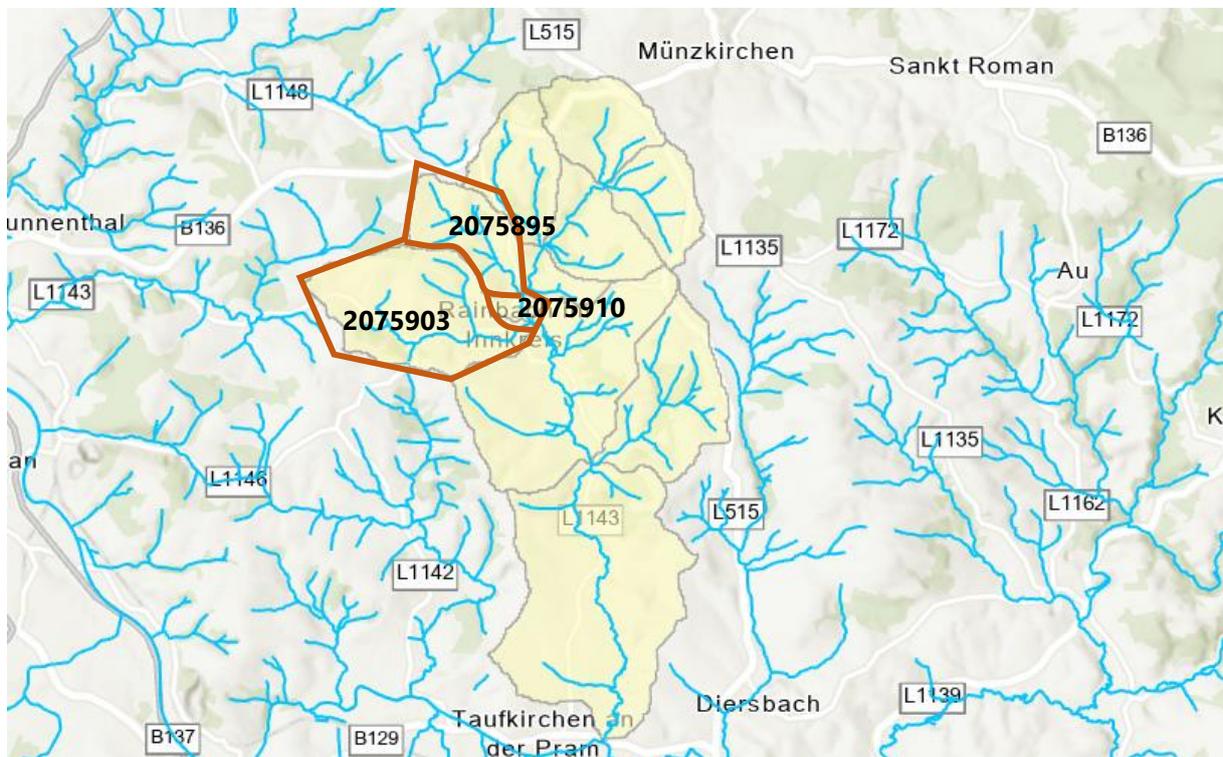


Abbildung 1: Kartierte Details einzugsgebiete im Rainbach-Einzugsgebiet.

2.5.2 Klassifizierungsgrundlage pro Feldstück

Mithilfe von Tablets und der Online-GIS-Software „ArcGIS Collector“ von ESRI ist es möglich, bereits vor Ort die GIS-Daten zu bearbeiten bzw. neue Features zu erstellen und zu klassifizieren. Im Vorfeld wurden alle verwendeten Klassen und Antwortmöglichkeiten vorbereitet, sodass im Feld keine Tippfehler entstehen und es in weiterer Folge nicht zu Schwierigkeiten bei der Auswertung kommen kann. Die vorbereitete Karte enthält folgende Informationen, welche für die Orientierung und Klassifizierung der Feldstücke notwendig sind:

- Feldstücke (hinterlegt mit den vorbereiteten Fragen und Antwortmöglichkeiten)
- Detailgewässernetz
- Straßennetz
- Abgrenzung des zu kartierenden Bereichs
- Orthofotos mit Beschriftung.

Differenziert wurden die Feldstücke nach ihrer Anbindungsart und somit dem Eintragsweg, sowie nach vorhandenen oder empfohlenen Schutzmaßnahmen und Erosionserscheinungen.

Der Eintragsweg ins Gewässer kann entweder auf natürlichem oder künstlichem Weg erfolgen. Eine natürliche Anbindung liegt vor, wenn der Oberflächenabfluss von der Fläche direkt ins Gewässer gelangt und nicht durch Senken oder Dämme daran gehindert wird sowie keine Beeinflussung durch kulturtechnische Maßnahmen erfolgt. Künstliche Anbindungen liegen vor, wenn der Abfluss über Gräben, Rohrleitungen, Rohrdurchlässe etc. erfolgt. Ziel der Kartierung ist die Anbindung aller landwirtschaftlichen Flächen im Gebiet zu klassifizieren und Begründungen für eine vorhandene bzw. nicht vorhandene Anbindung zu erheben sowie Erosionserscheinungen zu erfassen.

Die Klassifizierung der Anbindung erfolgt feldstückbezogen. In Abbildung 2 wird der Entscheidungsbaum für die Klassifizierung der Anbindung dargestellt. Jede Frage muss pro Feldstück beantwortet werden. Die Beantwortung der Fragen ist durch die vordefinierten Antwortmöglichkeiten beschränkt und diese sind mit einem Code (jeweils in Klammern) versehen. Im Kommentarfeld können zusätzliche Informationen eingetragen werden, insbesondere bei Sonderfällen oder Unklarheiten.

Als „lineare Struktur“ bei der Begründung für eine nicht existierende natürliche Anbindung werden Hindernisse (Damm, Verkehrsweg, etc.) mit einer Höhe ab 50 cm betrachtet. In der Bezeichnung „Graben“ werden sowohl Drainagegräben innerhalb des Feldstücks als auch Straßengräben subsummiert. Ist der Graben nur das erste Glied einer langen Kette, wird „Graben indirekt“ gewählt. Ein „Graben ohne Anbindung“ bzw. ein „Rohrdurchlass ohne Anbindung“ endet in einer nicht landwirtschaftlichen Fläche (z.B. Wald) und verläuft sich dort. Ein Rohrdurchlass dient im Gegensatz zur Rohrleitung nur zur Überwindung von Hindernissen (z.B. Straßendämmen).

Bei den Schutzmaßnahmen in der Landwirtschaft wird unterschieden zwischen Randstreifen entlang von Gewässern (Gewässerrandstreifen) und entlang von Straßen (Straßenrandstreifen), sowie Begrünungen von bevorzugten Abflusswegen innerhalb von Feldstücken. Sobald Erosionserscheinungen sichtbar sind oder die Gegebenheiten vor Ort eine Schutzmaßnahme notwendig erscheinen lassen, wurde dies vermerkt („Schutzmaßnahme empfohlen“).

Frage 1: Ist eine natürliche Anbindung vorhanden?

ja (1)	nein (2)	unklar (3)
<ul style="list-style-type: none"> • vorwiegend wie angebunden? • (1) direkt ins Gewässer • (2) direkt über zuvor unbekanntes Gewässer • (3) indirekt über unterliegendes Feldstück • (99) Sonstiges 	<ul style="list-style-type: none"> • nicht angebunden, weil? • (4) lineare Struktur • (5) Senke • (6) eingezeichnetes Gewässer nicht vorhanden • (7) eingezeichnetes Gewässer ist verrohrt • (99) Sonstiges 	<ul style="list-style-type: none"> • Begründung • => ist im Kommentarfeld anzugeben

Frage 2: Ist eine künstliche Anbindung vorhanden?

ja (1)	ja, über unteres Feldstück (2)	nein (3)
<ul style="list-style-type: none"> • vorwiegend wie angebunden? • (1) Graben mit Gully (+Rohrleitung) • (2) Graben direkt • (3) Graben indirekt • (4) Graben ohne Anbindung • (5) Gully mit Rohrleitung • (6) Rohrdurchlass mit Anbindung • (7) Rohrdurchlass ohne Anbindung • (99) Sonstiges 	<ul style="list-style-type: none"> • vorwiegend wie angebunden? • (1) Graben mit Gully (+Rohrleitung) • (2) Graben direkt • (3) Graben indirekt • (4) Graben ohne Anbindung • (5) Gully mit Rohrleitung • (6) Rohrdurchlass mit Anbindung • (7) Rohrdurchlass ohne Anbindung • (99) Sonstiges 	<ul style="list-style-type: none"> • => eventuell Kommentar angeben

Frage 3: Sind Schutzmaßnahmen vorhanden oder werden empfohlen?

Gewässerrandstreifen (1)	Straßenrandstreifen (2)	begrünter Abflussweg (3)
<ul style="list-style-type: none"> • (1) empfohlen • (2) vorhanden • (3) keine vorhanden, nicht empfohlen 	<ul style="list-style-type: none"> • (1) empfohlen • (2) vorhanden • (3) keine vorhanden, nicht empfohlen 	<ul style="list-style-type: none"> • (1) empfohlen • (2) vorhanden • (3) keine vorhanden, nicht empfohlen

Frage 4: Sind Erosionserscheinungen sichtbar?

sichtbar (1)	keine nennenswert sichtbar (2)
<ul style="list-style-type: none"> • => Erosionserscheinungen sind zu verorten 	

Abbildung 2: Entscheidungsbaum pro Feldstück inkl. Datenbank-Codes in Klammern

2.5.3 Zusätzliche Verortung von Auffälligkeiten, Erosionen und Schutzmaßnahmen

Passend zu den feldstückbezogenen Angaben werden die natürlichen und künstlichen Auffälligkeiten sowie die sichtbaren Erosionserscheinungen und vorhandenen oder empfohlenen Schutzmaßnahmen durch zusätzliche Features im Gelände verortet. Hierzu wurden unterschiedliche Polygon-, Linien- und Punkt-Layer vorbereitet, welche in der Tabelle 6 dargestellt werden. Im Kommentarfeld können jeweils zusätzliche Informationen zum Zustand oder zur Größe bzw. Breite angegeben werden. Ergänzend dazu wurden bei Besonderheiten Fotos aufgenommen und dem jeweiligen Feature hinterlegt. Bei den Angaben zur Erosionsform wurde zwischen flächenhafter, linearer und flächenhaft-linearer Erosion unterschieden. Jede dieser drei Formen wurde zusätzlich weiter untergliedert (s. Tabelle 6).

Tabelle 6: vorbereitete Layer zur Verortung von Auffälligkeiten, Erosionen und Schutzmaßnahmen

KÜNSTLICHE UND NATÜRLICHE AUFFÄLLIGKEITEN		
Gully	Punkt	(-) künstliche Ableitung
Drainagegraben	Linie	(1) offener Graben im Feld
Straßengraben	Linie	(2) entlang einer Straße
Rohrleitung	Linie	(3) geht ins Gewässer
Rohrdurchlass	Linie	(4) zur Überwindung von Hindernissen, nur diffus ins Gewässer
Gewässer	Linie	(5) im GIS nicht vorhanden, existiert aber
Gewässer verrohrt	Linie	(6) Gewässer in diesem Abschnitt verrohrt
Gewässer existiert hier nicht	Linie	(7) im GIS Gewässer angegeben, aber existiert nicht
SCHUTZMAßNAHMEN VORHANDEN / EMPFOHLEN		
Gewässerrandstreifen	Polygon	(1) muss am Feldstück liegen; zusätzlich Angabe ob vorhanden oder empfohlen
Straßenrandstreifen	Polygon	(2) muss am Feldstück liegen; zusätzlich Angabe ob vorhanden oder empfohlen
begrünter Abflussweg	Polygon	(3) muss am Feldstück liegen; zusätzlich Angabe ob vorhanden oder empfohlen
sonstiges	Polygon	(99) Im Kommentar beschreiben
FLÄCHENEROSION		
kleinflächige Verspülungen	Polygon	(1) ohne reliefabhängige Richtung
flächenhafte Abspülungen	Polygon	(2) meist in Gefällerrichtung; inkl. Kleinstrillen (bis 2cm)
sonstiges	Polygon	(99)
LINEARE EROSION		
Rille	Linie	(1) 2-10cm Tiefe
Rinne	Linie	(2) 10-40cm Tiefe
Flutrinne	Linie	(3) >40cm Breite
Graben	Linie	(4) >40cm Tiefe
Sonstiges	Linie	(99)
FLÄCHENHAFT-LINEARE EROSION		
parallel linear	Polygon	(1) ab 5 Rillen pro 10 m
fächerartig	Polygon	(2)
Sonstiges	Polygon	(99)

3 Ergebnisse

3.1 Modellkalibrierung

Die 11 Einzugsgebiete konnten in 3 Kategorien bei der Modellkalibrierung unterteilt werden, innerhalb derer dieselben Kalibrierungsparameter verwendet werden konnten. Diese waren zum einen das Innviertel, das die Einzugsgebiete Pram, Dürre Aschach, Aschach, Trattnach und Antiesen beinhaltet und zum anderen die Einzugsgebiete Krems und Ipfbach (Traun-Ennsplatte). Die dritte Kategorie bildet das alleinige Einzugsgebiet der Gusen (Mühlviertel). Die Tatsache, dass innerhalb der drei Gebiete dieselben Parameter angewendet werden konnten, lässt auf geographisch und nutzungsbedingte Ähnlichkeiten der Einzugsgebiete schließen. Jene Einzugsgebiete, für die aufgrund fehlender Datengrundlage (besonders den Abfluss betreffend) keine beobachteten Frachten berechnet werden konnten, wurden mit denselben Kalibrierungsparametern, wie die ihnen geographisch nächstgelegenen Einzugsgebieten mit Frachtenberechnung, modelliert. Dies betraf die Einzugsgebiete Gurtenbach und Innbach, die dem Innviertel zugeordnet wurden, sowie das Einzugsgebiet des Kristeinerbachs, das der Krems und dem Ipfbach zugeordnet wurde.

Eine Übersicht der Kalibrierungsparameter der Retention auf dem Land und im Gewässer sowie des Weiterleitungskoeffizienten bei künstlichen Gewässeranschlüssen durch unterirdische Ableitungen an Straßen zeigt die Tabelle 7.

Tabelle 7: Kalibrierungsparameter der 11 Einzugsgebiete im PhosFate-Modell.

EZG-Kategorie	Retention Land	Retention Gewässer	Transferkoeffizient Straßenableitungen
Innviertel	1,35e-03	0	0,6
Krems, Ipfbach, Kristeinerbach	3,00e-03	0	0,6
Gusen	6,00e-04	0	0,6

Die Einzugsgebietskategorie Krems, Ipfbach und Kristeinerbach weist von allen drei Kategorien die höchste Oberflächenretention im Modell auf. Dies bedeutet, dass bei geringen, beobachteten Gewässerfrachten gleichzeitig vergleichsweise hohe, modellierte Erosionsfrachten auftreten. Dieser Umstand könnte auf eine Unterschätzung der beobachteten Gewässerfracht oder eine Überschätzung der modellierten Erosion hindeuten. Bei einem Vergleich der beobachteten Frachten der Krems mit denen der Einzugsgebiete des Innviertels fällt auf, dass die Frachten an allen Messstellen im Einzugsgebiet der Krems geringer ausfallen, und es sich somit um eine systematische Abweichung handelt. Im Falle einer Unterschätzung der beobachteten Fracht wäre eine mögliche Ursache die geringe Messfrequenz der Gewässergütedaten, da diese zum einen im monatlichen Intervall und zum anderen auf Basis von Punktmessungen erhoben werden. Dadurch besteht die Gefahr, dass besonders die hierbei entscheidenden Hochwasserereignisse nicht erfasst werden. Bei einer Modellüberschätzung würden die Einzugsgebietsverhältnisse im Krems Einzugsgebiet von PhosFate nicht ausreichend erfasst werden. Dies würde wiederum auf Besonderheiten im Einzugsgebiet hinweisen, die in den EZG des Innviertels nicht auftreten. Um eine sichere Aussage hinsichtlich der Gründe für die Abweichungen im Krems Einzugsgebiet machen zu können, bedürfte es jedoch weiterer Untersuchungen. Unabhängig davon können die Frachten im Krems Einzugsgebiet aufgrund der vorgenommenen höheren

Oberflächenflächenretention im Modell hinreichend genau modelliert werden (s. Abbildung 3, links). Dies zeigt sich auch anhand der Modellgüte mit einem NSE von 0.91.

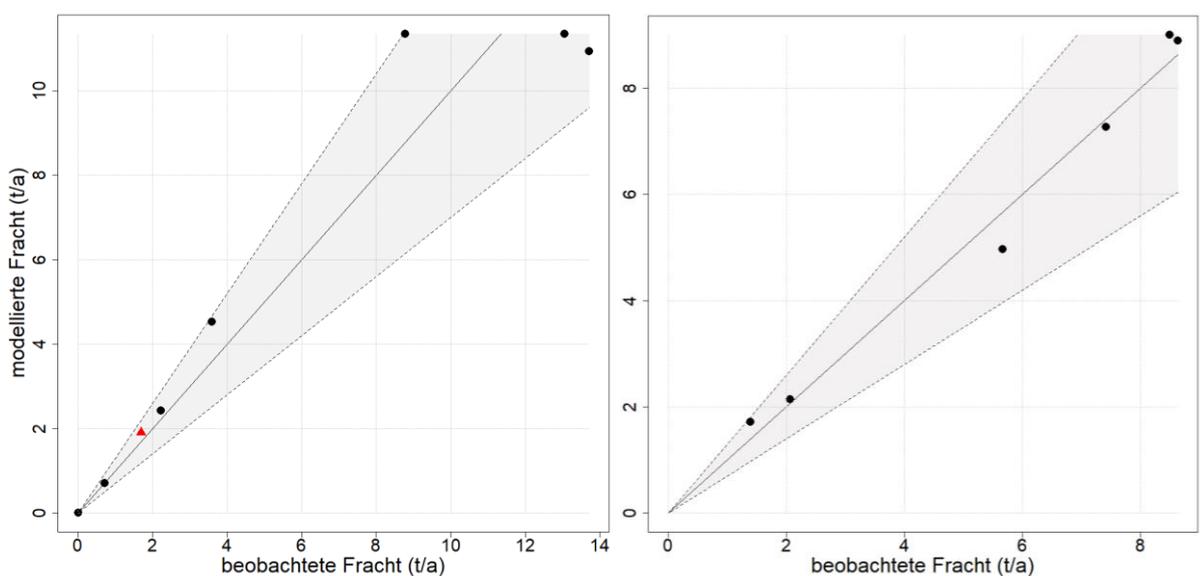


Abbildung 3: Gegenüberstellung der beobachteten mit denen der modellierten Gewässerfrachten der Kremser und Ipfbacher Einzugsgebiete (links, Ipfbacher = rotes Dreieck), und des Gusen Einzugsgebiets (rechts). Die gestrichelte Linie markiert den Bereich mit bis zu 30%-Abweichung der modellierten zu den beobachteten Frachten.

Im Einzugsgebiet der Gusen wird im Vergleich zu den anderen Einzugsgebieten die niedrigste Oberflächenretention im Modell angenommen. Die Gusen unterscheidet sich durch einen hohen Wald- und Grünlandanteil von den restlichen modellierten Einzugsgebieten. Die gering angenommene Oberflächenretention im Modell lässt darauf schließen, dass der Großteil der modellierten Erosionsfracht auch ins Gewässer gelangt und somit die Erosionsfracht nur geringfügig geringer ist als die beobachtete Gewässerfracht. Gründe hierfür könnten einerseits eine fehlende Oberflächenretention sein, andererseits auch zu gering angenommene beobachtete Gewässerfrachten oder eine Überschätzung der modellierten Erosionsfracht. Insgesamt konnte für das EZG der Gusen mit der als gering angenommenen Retention im Gelände eine sehr gute Modellanpassung an die beobachteten Frachten mit einem NSE von 0,98 erreicht werden. Für die Einzugsgebiete des Innviertels ergab sich eine ebenfalls hohe Modellgüte mit einem NSE von 0,97 (s. Abbildung 4). Abweichungen der modellierten zu den beobachteten Frachten mit mehr als 30 % traten nur für das Einzugsgebiet der Trattnach auf. Hierbei liegt jedoch die Vermutung nahe, dass es sich um eine Unterschätzung der beobachteten Fracht handelt. Dies betrifft besonders die Messstelle mit der mittleren, beobachteten Fracht von 3,7 t/a (und einer EZG-Größe von 194 km²), die die stärkste Abweichung zur modellierten Fracht aufweist (s. Abbildung 4). So zeigt ein Vergleich der stark abweichenden, beobachteten Fracht mit jener einer flussaufwärts nächstgelegenen Messstelle, eine höhere beobachtete Fracht von 4,2 t/a an der Messstation flussaufwärts mit einem kleineren EZG von 161 km². Folglich würde sich die Gewässerfracht flussabwärts verringern. Dies scheint jedoch nicht plausibel. Daher kann hierbei von einer Unterschätzung der beobachteten Fracht ausgegangen werden.

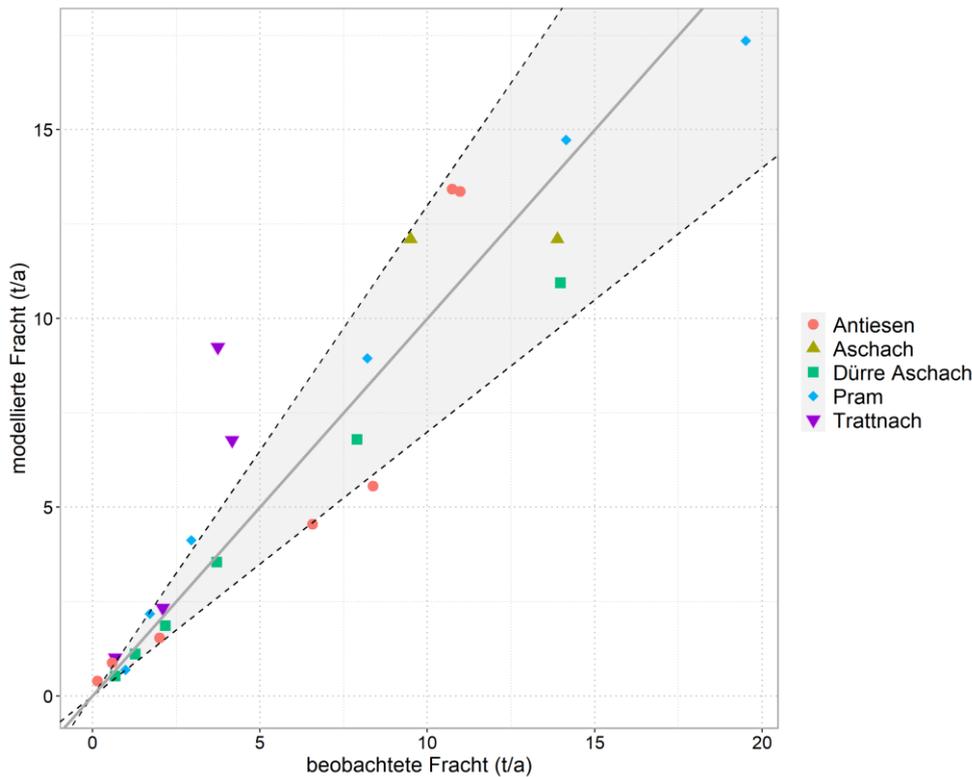


Abbildung 4: Gegenüberstellung der beobachteten mit denen der modellierten Gewässerfrachten der Einzugsgebiete des Innviertels (Dürre Aschach, Aschach, Trattnach, Antiesen, Pram). Die gestrichelte Linie markiert den Bereich mit bis zu 30%-Abweichung der modellierten zu den beobachteten Frachten.

3.2 Ausweisung von Risikoflächen

Die Ausweisung der Risikoflächen (auch Hotspot- oder Violettflächen genannt) als Grundlage für die Ausweisung förderwürdiger Maßnahmenflächen zur Reduktion flächiger, erosiver PP-Einträge (s. Kap. 3.3) basiert auf der Variante der mittleren, regionalen C-Faktoren je Feldstücknutzungsart und ist somit unabhängig von den aktuell angebaute Kulturarten. Damit basiert die Kategorisierung eines Schlags zu einem Risikoschlag mit potentiell hohen, erosiven Gewässereinträgen nicht auf dem aktuellen IST-Zustand. Dies führt zu Unterschieden in der Risikoausweisung von Schlägen im Vergleich zu einer Ausweisung basierend auf der aktuellen Bewirtschaftung. Dies könnte wiederum relevante Verringerungen in der Emissionsreduktion bei Maßnahmensetzungen auf jenen Risikoflächen zur Folge haben. Um eventuelle, erhebliche Unterschiede aufzuzeigen, werden in diesem Kapitel zusätzlich zuerst beide Varianten einer Risikoausweisung einander gegenübergestellt.

Ein detaillierter Vergleich der beiden Berechnungsvarianten zeigt, dass sich der Großteil der ausgewiesenen Risikoflächen decken (s. Abbildung 5). Vereinzelt werden aber sowohl bei der einen als auch bei der anderen Variante Schläge als Risikoflächen ausgewiesen, die sich in der jeweils anderen Variante nicht wiederfinden. Zwischen 10 und 20% der Risikofläche werden nur bei einer Variante ausgewiesen und decken sich somit lagemäßig nicht. Die Begründung dafür liegt in der unterschiedlichen Berechnungsgrundlage (C-Faktor), die zu anderen Emissionswerten der Schläge führt, und somit auch die Ausweisung der Schläge zu einer Risikofläche beeinflusst. So wird die Anzahl der Risikoschläge bzw. die Summe der Risikoschlagflächen von der Höhe der Emission aus den Flächen bestimmt. Da die Risikoflächen zusammen für 80% des gesamten PP-Eintrags verantwortlich sind, können sowohl wenige Schlagflächen mit hoher einzelner Flächenemission als auch mehrere

Schlagflächen mit geringerer Emission als Risikoflächen ausgewiesen werden, je nachdem, wie die Emissionshöhe im Gebiet auf die Flächen verteilt ist.

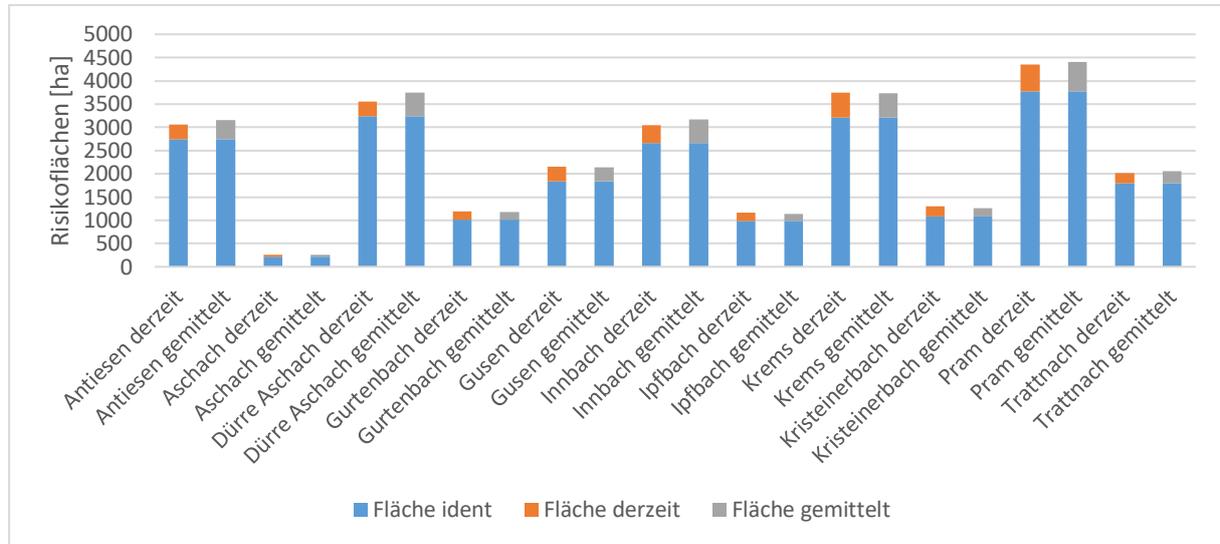


Abbildung 5: Gegenüberstellung der identen und differentiellen Risikoflächen entsprechend derzeitiger Bewirtschaftung (jeweils linke Säule) und entsprechend gebietsgemitteltem C-Faktor (jeweils rechte Säule) innerhalb der 11 Einzugsgebiete.

Insgesamt lässt sich sagen, dass keine starken Abweichungen der beiden Berechnungsvarianten auftreten. Daher kann davon ausgegangen werden, dass auch keine erheblichen Unterschiede in der Emissionsreduktion bei einer Maßnahmensetzung zu erwarten sind.

Die nachfolgende Auswertung der Risikoflächenausweisung von Schlägen bezieht sich auf die regional, gemittelte Bewirtschaftung in Abhängigkeit der Feldstücknutzungsart. Die Tabelle 8 zeigt einen Überblick zur Anzahl, Fläche und dem Anteil ausgewiesener Schläge für potentiell hohe, erosive PP-Einträge in den 11 Einzugsgebieten. Generell fällt auf, dass die mittlere Schlaggröße in allen Einzugsgebieten im Bereich von 1,0 bis 1,5 ha schwankt mit Ausnahme der Einzugsgebiete Gusen und Aschach mit einer kleineren, mittleren Größe von 0,8 bzw. 0,6 ha pro Schlag. Die Schläge, die im Modell als Risikofläche ausgewiesen wurden und somit die höchsten, modellierten PP-Einträge aufweisen, sind bei allen EZG tendenziell größere Schläge als der jeweilige Durchschnitt im Einzugsgebiet. Dies deutet auf die zunehmende, erosive Wirkung eines Hanges mit zunehmender Hanglänge hin.

Die meisten absoluten Risikoausweisungen von Schlägen sind im Einzugsgebiet der Pram, gefolgt von der Dürre Aschach und Kreams zu sehen. Ebenfalls viele Risikoausweisungen treten im Innbach Einzugsgebiet auf. Diese hohe, absolute Anzahl an Risikoschlägen lässt sich mit der insgesamt, hohen Anzahl an Ackerschlägen in den 4 EZG erklären. Die niedrigste Anzahl an Risikoausweisungen sind in den EZG Krasteinerbach, Ipfbach, Gurtenbach und besonders im EZG der Aschach zu verzeichnen. Dies sind auch diejenigen EZG mit der geringsten Anzahl an Ackerschlägen und der geringsten Ackerfläche. Betrachtet man den relativen Flächenanteil der Risikoschläge an Ackerschlägen weisen ebenfalls die Einzugsgebiete Pram und Dürre Aschach, jedoch auch die Einzugsgebiete Antiesen, Aschach, Trattnach und Gusen mit 26 bis 22% der Ackerfläche die höchsten Werte auf. Innbach, Gurtenbach und Kreams liegen bei 19% der Ackerfläche. Die niedrigsten relativen Risikoausweisungen sind in den EZG Krasteinerbach und Ipfbach mit nur 14 % zu finden. Bezogen auf die relative Risikoschlaganzahl finden sich die meisten, relativen Risikoschläge in den Einzugsgebieten Dürre Aschach, Pram, Aschach, Antiesen, Gurtenbach und Trattnach. In diesen Einzugsgebieten sind somit ca. 15 bis 20% der Ackerschläge für

80% des erosiven PP-Eintrags in die Gewässer verantwortlich, wohingegen es in den Einzugsgebieten Krems, Innbach, Krasteinerbach und vor allem dem Ipfbach nur 10 bis 14% der Ackerschläge sind.

Tabelle 8: Anzahl und Fläche der Ackerschläge und derjenigen Ackerschläge, die als Risikofläche ausgewiesen wurden, sowie Anteil der Risikoschläge an der Ackerfläche und an der Schlaganzahl für die 11 Einzugsgebiete.

Einzugsgebiet	Schlaganzahl [-]		Schlagfläche [ha]		mittlere Schlagfläche [ha]		Anteil Risikoausweisung Ackerland [%]	
	Ackerland	Risikoausweisung	Ackerland	Risikoausweisung	Ackerland	Risikoausweisung	Schlaganzahl	Schlagfläche
Gurtenbach	4.336	692	6.315	1.176	1,5	1,7	16	19
Antiesen	10.761	1.745	13.086	3.144	1,2	1,8	16	24
Pram	14.438	2.641	16.728	4.388	1,2	1,7	18	26
Dürre Aschach	13.123	2.454	14.845	3.736	1,1	1,5	19	25
Aschach	1.870	325	1.064	250	0,6	0,8	17	23
Trattnach	9.397	1.379	9.034	2.048	1,0	1,5	15	23
Innbach	17.046	2.156	16.516	3.161	1,0	1,5	13	19
Krems	16.902	2.440	20.038	3.713	1,2	1,5	14	19
Ipfbach	6.683	693	8.057	1.129	1,2	1,6	10	14
Krasteinerbach	6.068	705	8.948	1.259	1,5	1,8	12	14
Gusen	11.880	1.774	9.505	2.135	0,8	1,2	15	22

Die geringere, relative Anzahl an ausgewiesenen Risikoschlägen deutet dabei auf höhere PP-Einträge der einzelnen Schläge hin, da bereits wenige Schläge 80% der gesamten Einträge ausmachen.

Bei einer Betrachtung der räumlichen Verteilung, der als Risikofläche ausgewiesenen Schläge fällt auf, dass insbesondere an den Gewässeroberläufen kleinerer Zubringer Ballungen von Risikoschlägen auftreten. Dies betrifft alle der 11 Einzugsgebiete und lässt darauf schließen, dass auf Basis der Gebietskulisse besonders in den Oberläufen von Oberflächengewässern kein ausreichender Schutz vor erosiven PP-Einträgen besteht. Eine Übersicht der Verteilung der Risikoschläge in den Einzugsgebieten des Innviertels zeigen die Abbildung 6 und Abbildung 7. In Abbildung 8 ist die Risikoausweisung der Schläge in den Einzugsgebieten Krems, Ipfbach und Krasteinerbach zu sehen. Eine Besonderheit im Einzugsgebiet der Gusen ist, dass der Großteil der Risikoschläge im unteren Teil des EZG auftreten (s. Abbildung 9). Dies lässt sich mit dem hohen Wald- und Grünlandanteil im Oberlauf und dem im Gegensatz dazu hohen Ackerlandanteil im Unterlauf der Gusen erklären.

Bei den Abbildungen der Risikoausweisungen ist zu beachten, dass sie auf den verfügbaren Schlägen des INVEKOS-GIS des Jahres 2019 basieren, da dieser Datensatz den Auswertungen zugrunde liegt. Ein geringer Teil von ca. 2 bis 3% der landwirtschaftlichen Fläche ist in diesem Datensatz nicht enthalten. Ebenso können einige wenige Risikoflächen außerhalb der landwirtschaftlichen Fläche zu finden sein. Dies dürfte genauso für einen Teil der relevanten Transportpfade zutreffend sein. Bei den allermeisten weißen Flecken auf den Karten handelt es sich jedoch lediglich um Waldflächen und Siedlungsgebiete, die nicht als mögliche Risikoflächen anzusehen sind.

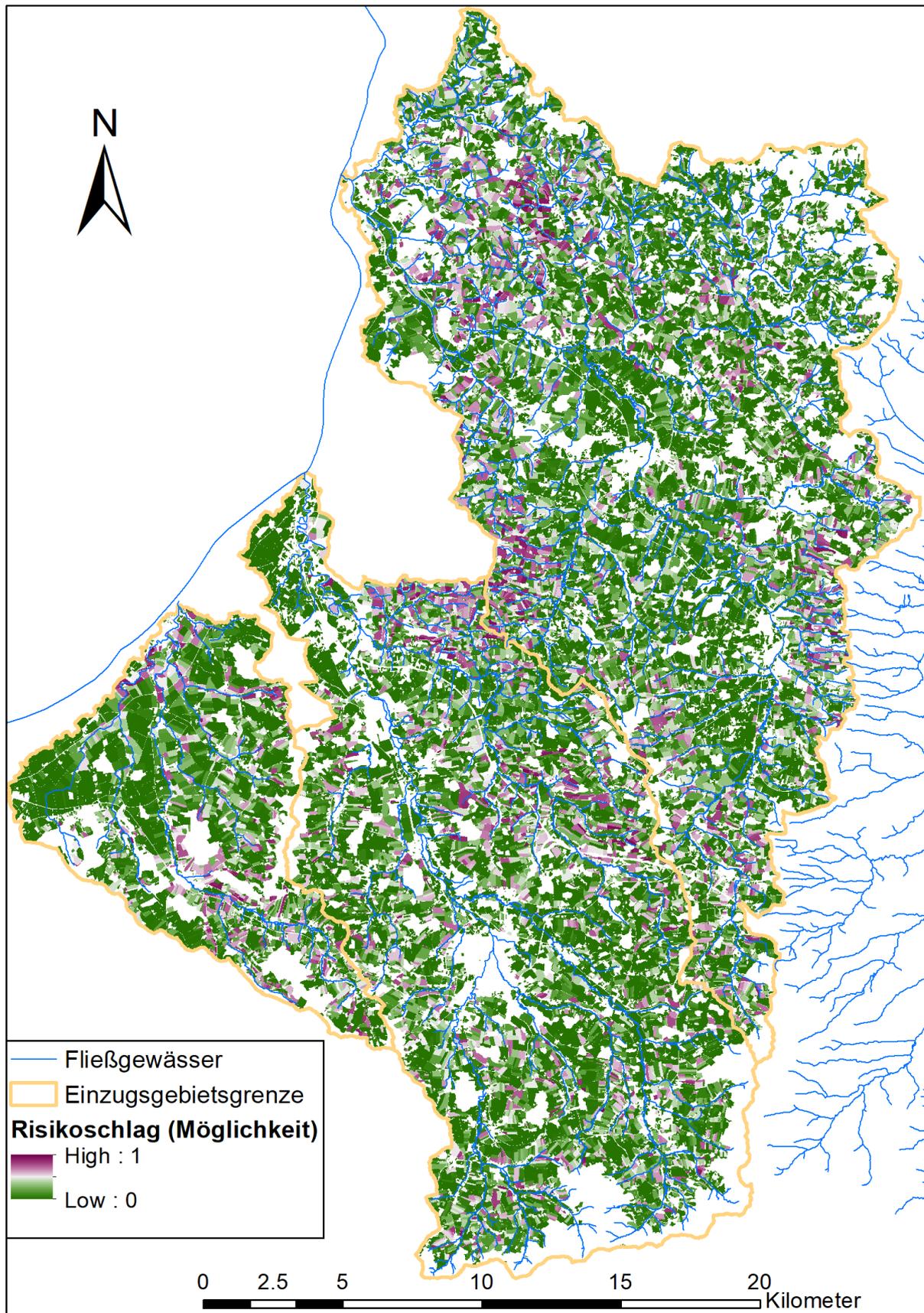


Abbildung 6: Übersicht über die als Risikofläche (Violettflächen) ausgewiesenen Schläge (violetter Farbverlauf) der Einzugsgebiete Gurtenbach, Antiesen und Pram.

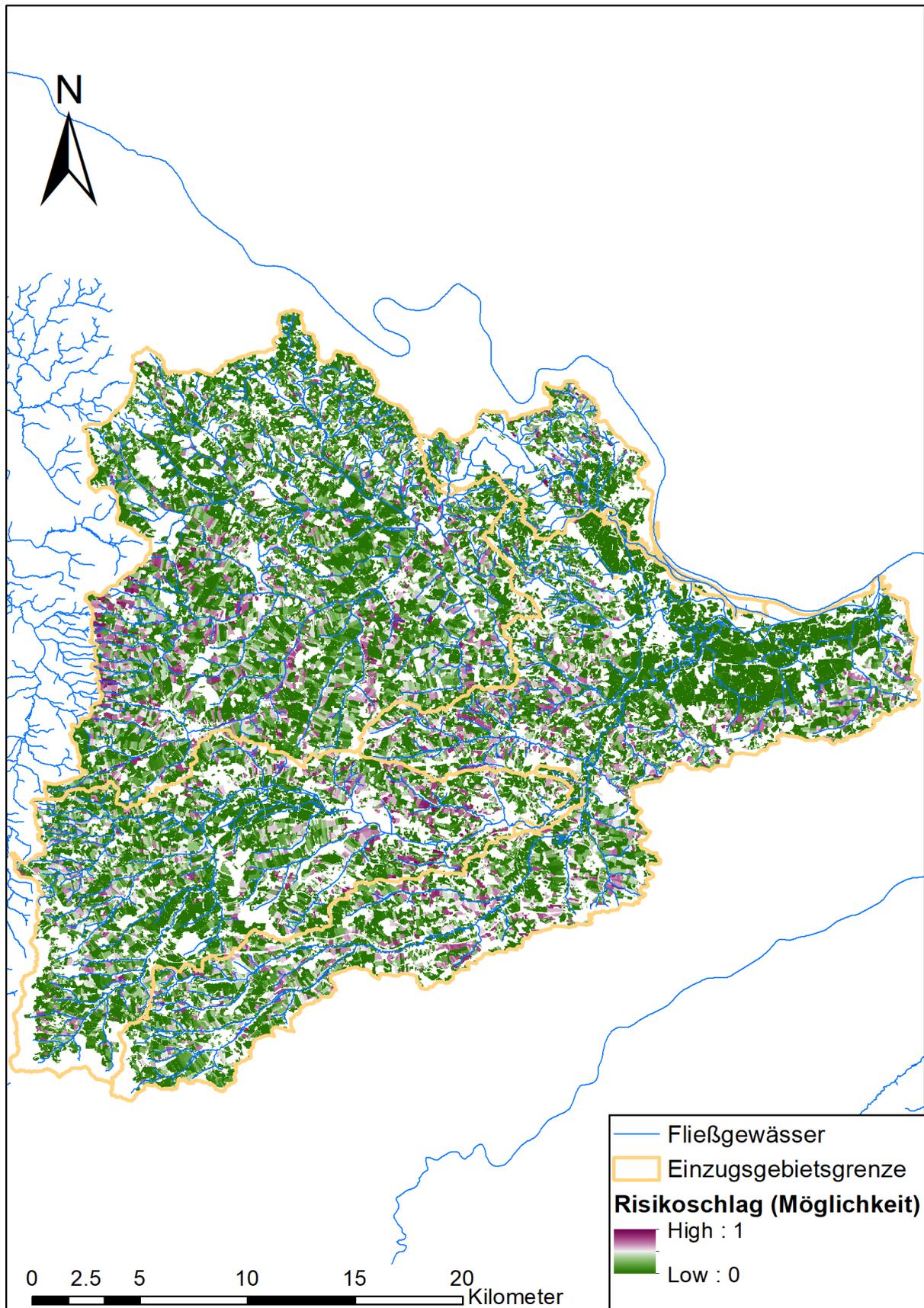


Abbildung 7: Übersicht über die als Risikofläche (Violettflächen) ausgewiesenen Schläge (violetter Farbverlauf) der Einzugsgebiete Dürre Aschach, Trattnach, Innbach und Aschach.

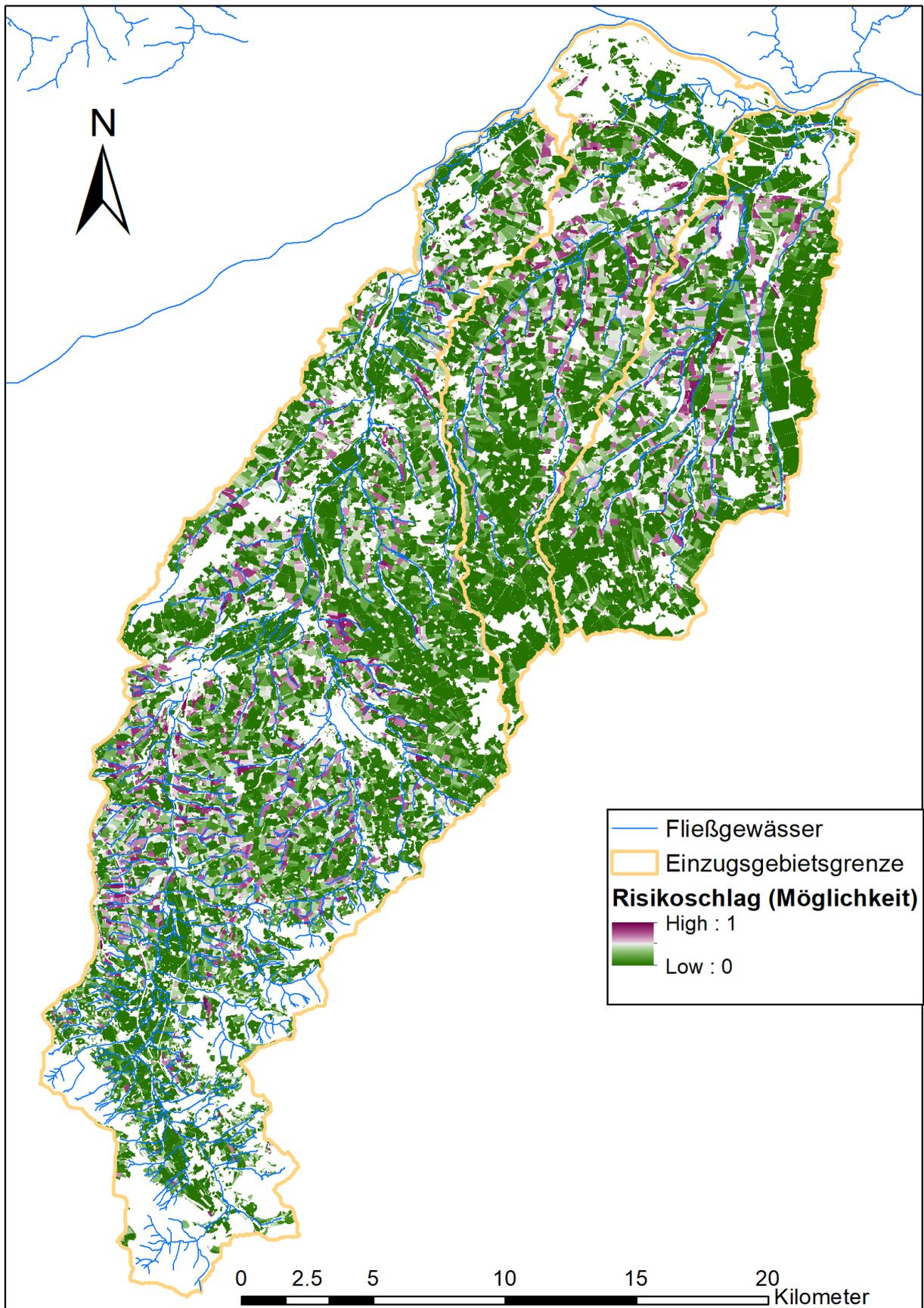


Abbildung 8: Übersicht über die als Risikofläche (Violettflächen) ausgewiesenen Schläge der Einzugsgebiete Kremser, Ipfbach und Krasteinerbach.

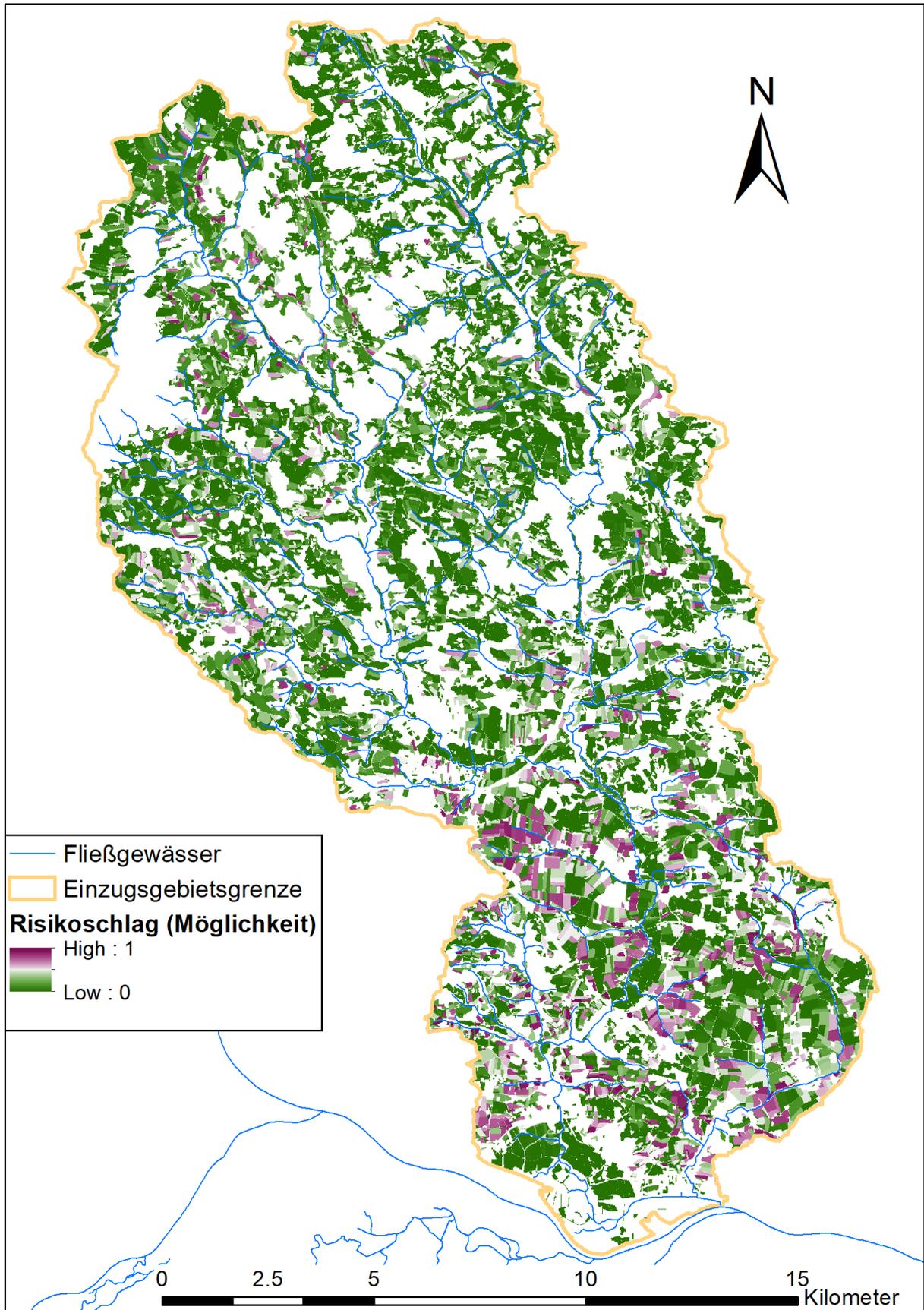


Abbildung 9: Übersicht über die als Risikofläche (Violettflächen) ausgewiesenen Schläge des Einzugsgebiets der Gusen.

3.3 Ausweisung von potentiellen Maßnahmenflächen

Die Ausweisung von Maßnahmenflächen in den 11 Einzugsgebieten basiert für die Reduktion von flächigen, erosiven PP-Einträgen auf den Risikoausweisungen der Berechnungsvariante einer regional gemittelten Bewirtschaftung unabhängig der aktuell angebauten Kulturarten. Die Maßnahmenflächen für die Reduktion hoher, konzentrierter PP-Einträge werden anhand einer Mindestgröße des erosiven Abflusses, und des kumulativ transportierten, partikulären Phosphors ausgewiesen und somit unabhängig von Risikoausweisungen von Flächen. Grund hierfür ist die Tatsache, dass hohe, konzentrierte PP-Einträge nicht nur auf Flächen mit insgesamt hohen PP-Einträgen (Risikoflächen) auftreten können. Die modellierten Maßnahmen umfassen somit potentielle Pufferstreifen auf ausgewiesenen Risikoflächen oberhalb von Gewässern (GRS) und Straßen (SRS) mit einer Breite von 10 oder 30 m, sowie 10 m breite Abflusswegbegrünungen (BAW) auf Schlägen mit einem natürlichen oder künstlichen Gewässeranschluss entlang bevorzugter Abflusswege ab einer PP-Akkumulation von 1 kg a^{-1} und ab einem kumulativen, erosiven Abflussbeitragswert von 100 (s. auch Kap. 2.3.9). Letzteres führt dazu, dass nur die bevorzugten Abflusswege ausgewiesen werden und somit keine flächigen Ausweisungen erfolgen. Zudem wurden im Modell zwei Kombinationen der Maßnahmen GRS, SRS und BAW berechnet. Eine setzt sich dabei aus 10 m breiten Straßen- und Gewässerrandstreifen auf Risikoflächen sowie Begrünungen bevorzugter Abflusswege zusammen, die andere stellt ein Maximalszenario mit 30 m breiten Pufferstreifen und BAW dar.

Eine Beurteilung der unterschiedlichen Maßnahmen in den 11 EZG kann anhand der Größe der Maßnahme und somit dem Ausmaß der Bewirtschaftungsbeeinträchtigung, anhand der potentiellen Emissionsreduktion von PP-Einträgen infolge der Maßnahmenumsetzung, sowie auf Basis der Maßnahmeneffizienz als Emissionsreduktion je umgesetzte Maßnahmenfläche erfolgen. Abbildung 10 zeigt den Anteil der benötigten Fläche für eine Maßnahmenumsetzung in Relation zur vorhandenen Ackerfläche. Der hier dargestellte Anteil für Randstreifen mit einer Breite von 30 m stellt dabei nur den zusätzlichen Flächenbedarf bei einer Änderung von 10 auf 30 m breite GRS bzw. SRS dar. Auffällig ist, dass die Maßnahmenflächen für Abflusswegbegrünungen und 10 m breite Gewässerrandstreifen mit einem prozentualen Anteil von im Mittel nur 0,15 bzw. 0,5 % der Ackerflächen den geringsten Anteil ausmachen. Zu beachten ist jedoch, dass die Bewirtschaftungsbeeinträchtigung im Falle der Abflusswegbegrünungen aufgrund ihrer Lage innerhalb einer landwirtschaftlichen Fläche, deutlich größer ausfällt als bei den am Rand positionierten Pufferstreifen. Höhere, mittlere Flächenanteile benötigen die Maßnahmen Straßenrandstreifen mit einer Breite von 10 m, sowie Gewässerrandstreifen mit 30 m Breite mit 1,4 bzw. 2,1 % der Ackerfläche. Der höchste, benötigte Anteil der Maßnahmenfläche an der Ackerfläche bei einer Umsetzung einzelner Maßnahmen zeigt sich bei SRS mit einer Breite von 30 m mit im Mittel 4,0 %. Vergleicht man die GRS und SRS jeweils auf Basis derselben Breite von 10 bzw. 30 m zeigt sich in beiden Fällen, dass der Anteil der SRS deutlich höher ist. Dies lässt darauf schließen, dass im Mittel in allen 11 Einzugsgebieten häufiger die Situation auftritt, dass Risikoflächen oberhalb von Straßen positioniert sind und somit potentielle Kurzschlüsse ins Gewässer auftreten können, als dass Risikoflächen direkt an einem Gewässer liegen.

Bei einer Kombination der Maßnahmen GRS (10 m), SRS (10 m) und BAW entsteht ein mittlerer Flächenbedarf von in Summe 2,0 % der Ackerfläche. Betrachtet man die Maximalkombination mit 30 m breiten Pufferstreifen und Abflusswegbegrünungen zeigt sich eine deutliche Erhöhung auf einen mittleren Flächenbedarf von 6 %.

Die Maßnahmeneffizienz ergibt sich aus dem Verhältnis der potentiell erreichten Emissionsreduktion infolge der Maßnahmenumsetzung und der dafür benötigten Fläche für die Maßnahmenumsetzung. Abbildung 11 zeigt die Verteilung der Flächeneffizienz der unterschiedlichen Maßnahmen in den 11 Einzugsgebieten. Das günstigste und somit flächeneffizienteste Verhältnis zeigt sich für die Maßnahme

Abflusswegbegrünungen mit im Mittel rund 50 kg Emissionsreduktion pro Hektar Maßnahmenfläche und Maximalwerten von rund 73 bzw. 84 kg ha⁻¹ für die EZG Krems und Aschach. Eine ebenfalls hohe Effizienz tritt bei der Maßnahme GRS mit 10 m Breite mit im Mittel 12 kg ha⁻¹ auf. Gewässerrandstreifen mit einer Breite von 30 m weisen im Mittel mit 7,8 kg ha⁻¹ sehr ähnliche Effizienzen auf wie Straßenrandstreifen mit einer Breite von nur 10 m mit 7,3 kg ha⁻¹. Die geringste Effizienz erzielen SRS mit einer Breite von 30 m mit nur 5 kg ha⁻¹ im Mittel. Die Maßnahmenkombination mit 10 m breiten Pufferstreifen und Abflusswegbegrünungen erreicht mit einer mittleren Emissionsreduktion von 11 kg je Hektar umgesetzte Maßnahmenfläche eine vergleichsweise hohe Flächeneffizienz. Bei einer Kombination von 30 m breiten GRS und SRS, sowie BAW tritt eine deutlich geringere Effizienz von 6 kg ha⁻¹ auf.

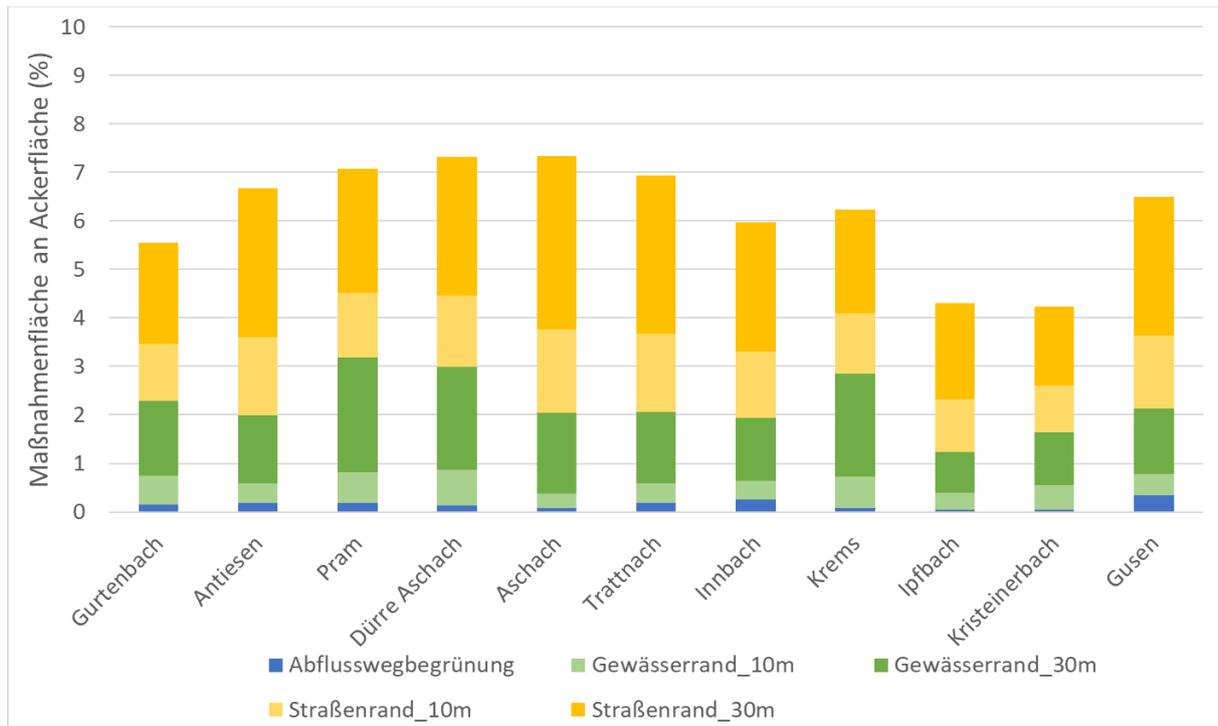


Abbildung 10: Prozentualer Anteil der Fläche der Maßnahmen Gewässerrandstreifen (10 und 30 m), Straßenrandstreifen (10 und 30 m) und Abflusswegbegrünungen an der Ackerfläche aller Schläge der 11 Einzugsgebiete.

Hinsichtlich der potentiellen Emissionsreduktion von PP-Einträgen ergibt sich in den 11 Einzugsgebieten die geringste Emissionsreduktion für die Maßnahme Abflusswegbegrünungen mit im Mittel 8,6 % (s. Abbildung 12). Höhere, mittlere Emissionsreduktionen von 9 bzw. 15 % können mit den Maßnahmen GRS und SRS mit 10 m Breite erreicht werden, wobei im Vergleich die Straßenrandstreifen sowohl mit einer Breite von 10 m als auch 30 m häufiger zu höheren Reduktionen führen. Dies kann mit dem verstärkten Auftreten von Straßenrandstreifen in allen der 11 EZG begründet werden (s. Abbildung 10). Die höchsten Reduktionen des PP-Eintrags infolge einzelner Maßnahmen können mit GRS und SRS mit einer Breite von 30 m mit 21 bzw. 26 % im Mittel erreicht werden.

Eine Maßnahmenkombination aus 10 m breiten Randstreifen sowie Abflusswegbegrünungen führt im Mittel zu 30 % weniger PP-Einträgen. Erhöht man die Breite der Pufferstreifen auf 30 m so steigt auch die potentiell erreichbare Reduktion deutlich an auf im Mittel 51 % (s. Abbildung 12).

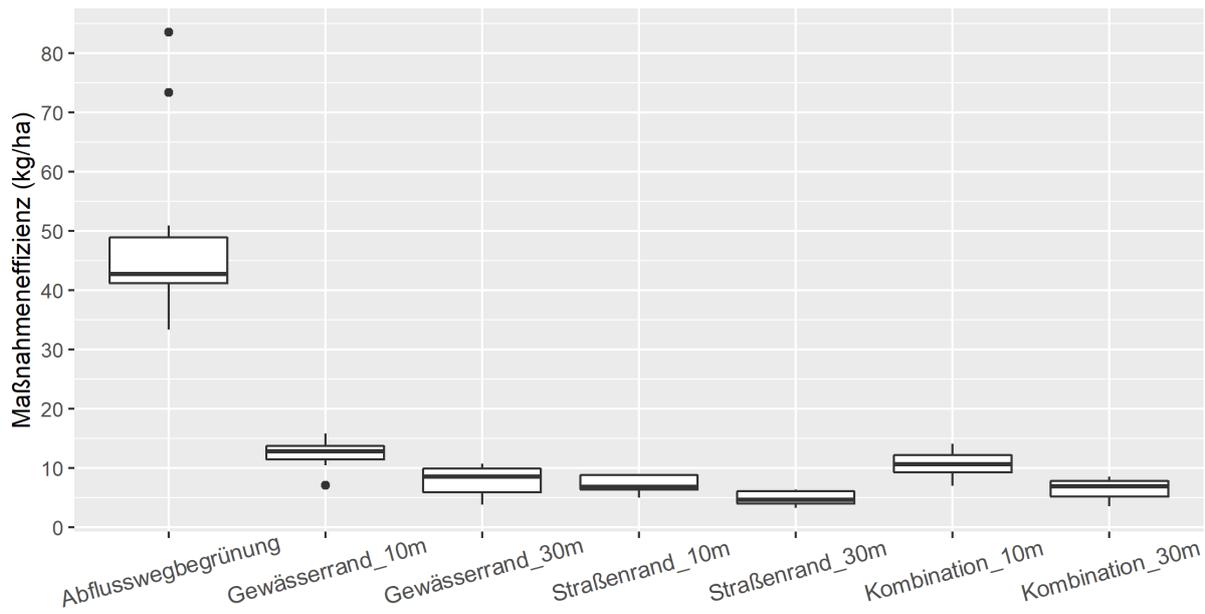


Abbildung 11: Verteilung der potentiellen Maßnahmeneffizienz auf Basis der Modellierungen innerhalb der 11 Einzugsgebiete.

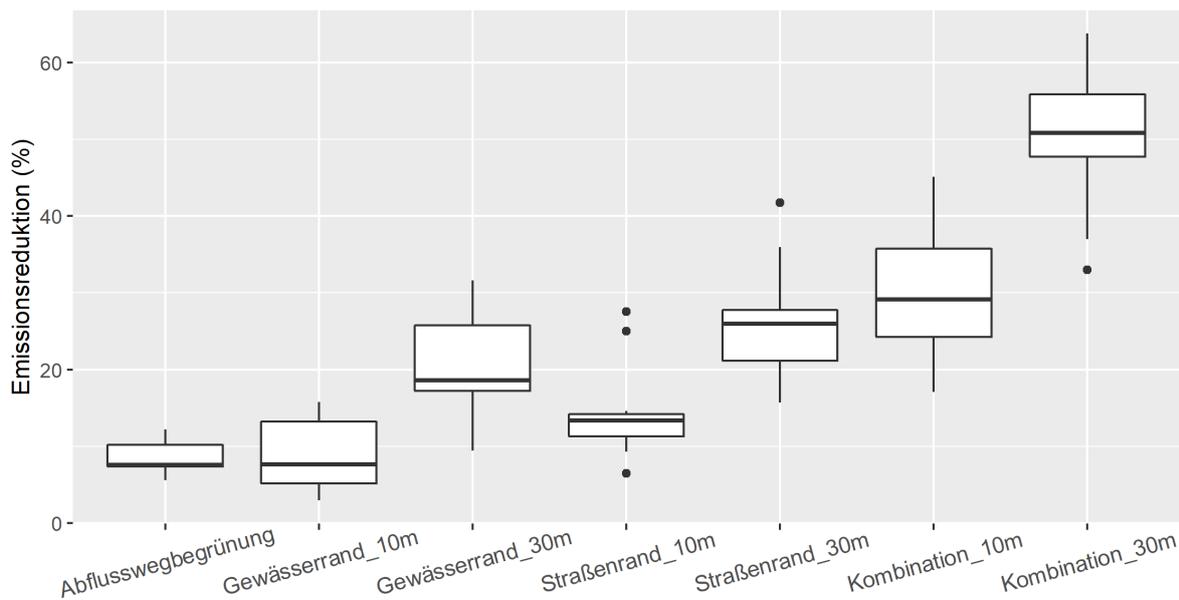


Abbildung 12: Verteilung der modellierten, prozentuellen Emissionsreduktion infolge der verschiedenen Maßnahmenumsetzungen innerhalb der 11 Einzugsgebiete.

Eine beispielhafte Darstellung der modellierten Maßnahmenflächen als Rasterdaten für den Fall einer Maßnahmenkombination von 30 m breiten GRS und SRS auf Risikoflächen sowie Abflusswegbegrünungen ab einer PP-Akkumulation von 1 kg pro Jahr und einem kumulativen, erosiven Abflusswert von 100 zeigt die Abbildung 13. Die Randstreifen sind jeweils oberhalb von Straßen und Gewässern und unterhalb von als Risikoflächen ausgewiesenen Ackerflächen platziert. Begrünte Abflusswege dort, wo sich eine eindeutige erosive Abflussakkumulation aus den Ackerflächen ergibt. Dadurch ragen diese auch vielfach in die Ackerflächen hinein.

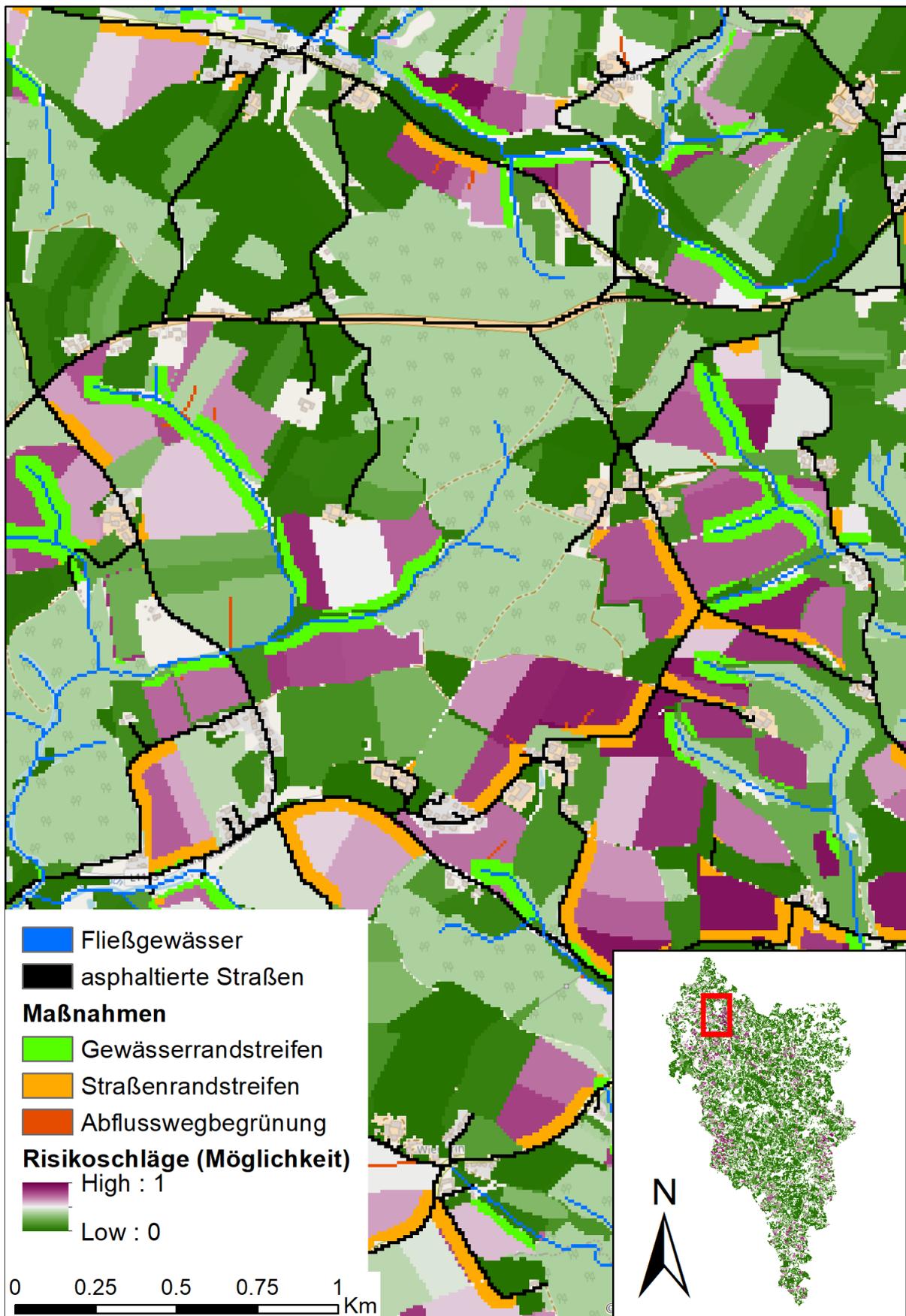


Abbildung 13: Rasterbasierte Darstellung einer Maßnahmenkombination von 30 m breiten Gewässer- und Straßenrandstreifen sowie 10 m breiten Abflusswegbegrünungen ab einer PP-Akkumulation von 1 kg a^{-1} in einem Gebiet im Pram Einzugsgebiet.

3.4 Erkenntnisse aus der Begehung

Die ausgewählten Einzugsgebiete umfassen die Hydro-IDs 2075903 (Rainbach-Oberlauf), 2075895 (Rottbach) und 2075910 (Kernpeterbach-Unterlauf) (Abbildung 14). Das Gebiet ist stark hügelig und wird intensiv landwirtschaftlich genutzt. Beim Rottbach liegen die Straßen abseits des Flusses und eher an der Hügeloberseite, während im Bereich des Rainbach-Oberlaufs die Bundesstraße entlang des Gewässers verläuft, wodurch das Abflussverhalten stark künstlich beeinflusst wird.

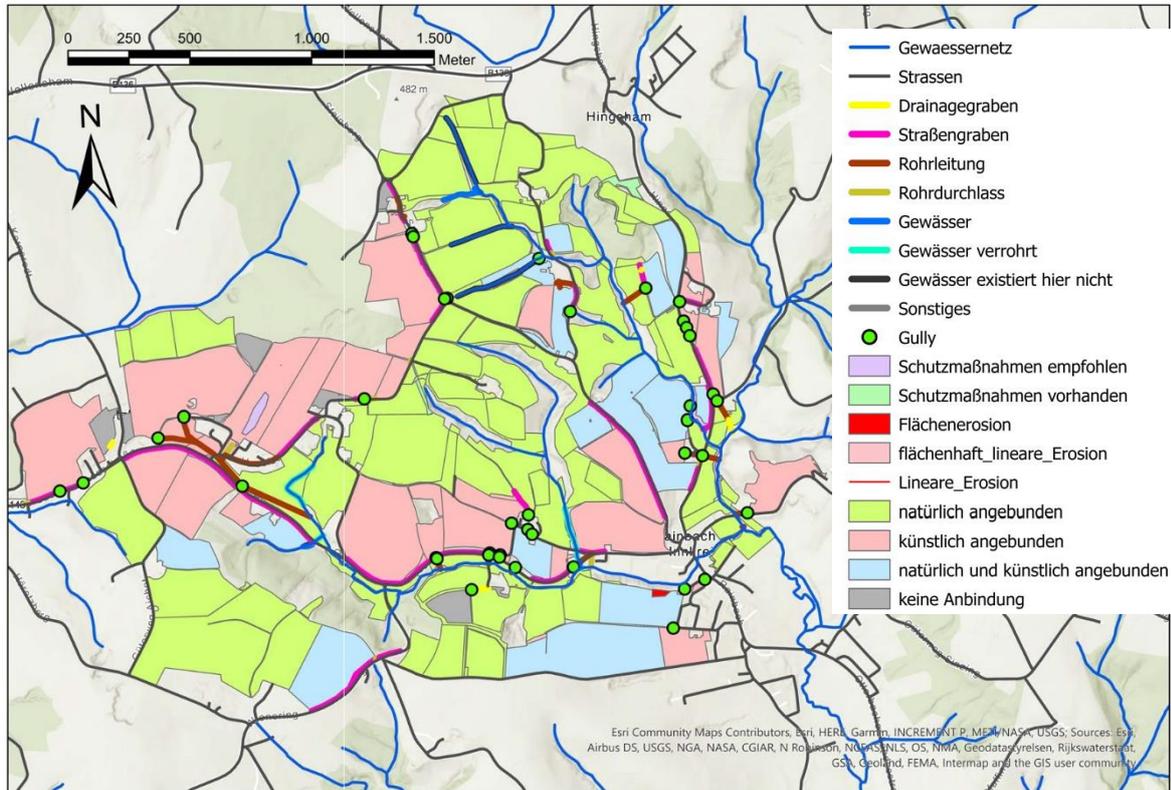


Abbildung 14: Überblick über das Kartierungsergebnis bei Rainbach im Innkreis.

Im gesamten Kartierungsgebiet befinden sich 167 Feldstücke, wobei 4 davon in der Kartierung nicht weiter berücksichtigt wurden, da es sich bereits um Bauflächen handelt. 80 Feldstücke mit einer Flächengröße von 286 ha werden ackerbaulich genutzt, 83 Feldstücke mit einer Größe von insgesamt 95 ha sind Grünlandflächen. Trotz der ähnlichen Anzahl der Acker- und Grünlandfeldstücke fällt auf, dass die Grünlandflächen mit nur 95 ha deutlich kleinere Flächen ausmachen. Die Feldstücke am Rand der ausgewählten EZG können nicht eindeutig einem EZG zugeordnet werden, sie wurden jedoch bei der Kartierung der Vollständigkeit halber zur Gänze betrachtet, weshalb sich die kartierte Fläche auf insgesamt 381 ha erhöht.

Abbildung 14 gibt einen Überblick über das Kartierungsgebiet sowie den Kartierungsergebnissen. Im nördlichen Gebiet wurden mehrere Gerinne in der Natur so nicht vorgefunden (s. auch Abbildung 17), im Westen und Süden war das Gerinne abschnittsweise verrohrt. Besonders im Bereich von Siedlungen sind vermehrt Gullys anzutreffen, die das Oberflächenwasser aus den landwirtschaftlichen Flächen noch vor dem Eintreten in die Siedlung ableiten. Bei den Verkehrswegen sind praktisch durchgehend Straßengräben vorhanden. Drainage- oder Feldgräben wurden nur selten angetroffen.

Im Westen des Gebiets konnten starke, künstliche Veränderungen im Abflussverhalten auch außerhalb von Siedlungen festgestellt werden. So befinden sich 2 Gullys direkt unter dem Feldstück, welche den Oberflächenabfluss über lange Rohrleitungen bis zum nächsten Gewässer transportieren. Nach

Rücksprache mit einem Landwirt wurden diese Maßnahmen bereits in den 1980er Jahren im Zuge der Kommassierung gesetzt (s. Abbildung 19, Ziffer 2).

Erosionserscheinungen konnten nur vereinzelt gesichtet und verortet werden. Zum einen war zum Zeitpunkt der Begehung die Sicht auf den Boden durch den bestehenden Bewuchs verdeckt, zum anderen sind die Feldstücke oft mehrere Hektar groß, weshalb nur maximal am Unterhang des Feldstücks Erosionserscheinungen einsehbar sind, während eventuell auftretende Erosionen in der Feldstückmitte unbeobachtet bleiben. Bereits durchgeführte Bodenbearbeitungen stellen ebenfalls ein Problem dar, da eventuell vorhandene Erosionserscheinungen nach der Bearbeitung nicht mehr sichtbar sind.

Die Anbindung der Feldstücke (s. Abbildung 15) erfolgt bei mehr als 50% (197 ha) aller kartierten Feldstücke auf rein natürlichem Wege, und dies wiederum zu ca. 2/3 direkt ins Gewässer und zu 1/3 indirekt über ein unterliegendes Feldstück. 31% aller Feldstücke und somit der geringere Anteil ist rein künstlich angebunden (117 ha). Die Kombination aus künstlicher und natürlicher Anbindung auf einem Feldstück trat bei 15 % aller Feldstücke auf (ca. 60 ha). Diese Anbindungsform war häufig durch große Feldstückgrößen bedingt. Bei ca. 2 % (ca. 7 ha) ist keine Anbindung, weder natürlich noch künstlich, vorhanden oder ersichtlich. In jenen Fällen, wo keine natürliche Anbindung vorhanden ist, ist die Begründung bei 80% der Fläche das Vorhandensein einer linearen Struktur, wie z.B. einer Straße (s. Abbildung 16, rechts).

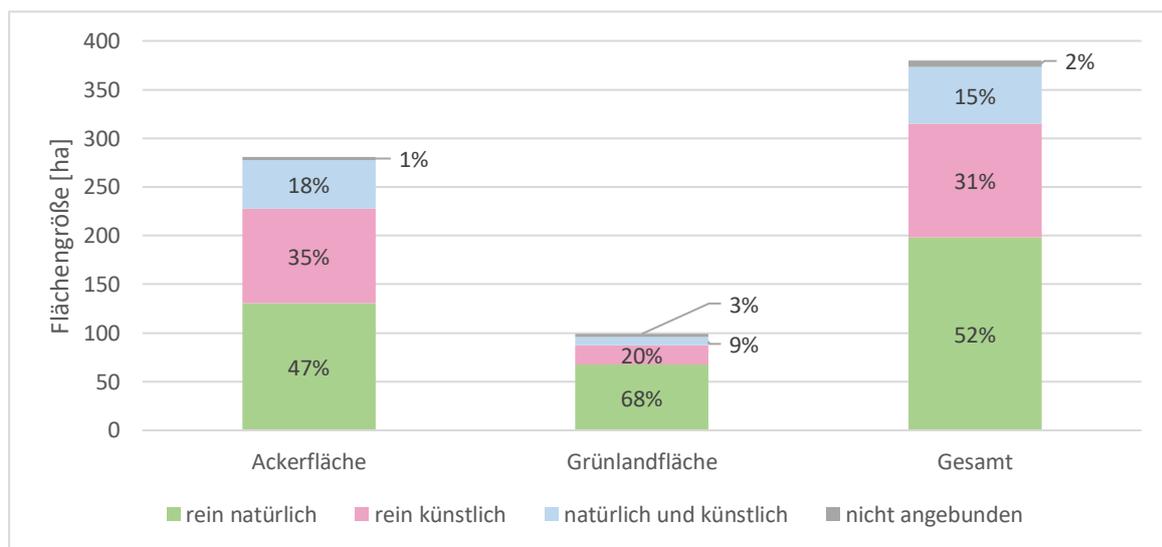


Abbildung 15: Gewässeranbindung der Feldstücke entsprechend ihrer Feldstücknutzungsart.

Bei der Gegenüberstellung von Acker- und Grünlandflächen ist zu erkennen, dass Grünlandflächen mit 68 % vermehrt natürlich angebunden sind, hingegen Ackerflächen meistens zumindest zusätzlich künstliche Ableitungsanlagen besitzen. Nichtsdestotrotz dominiert auch bei Ackerflächen die natürliche Anbindung mit einem Anteil von 47 % der Flächen. Im Vergleich dazu finden sich künstliche Anbindungen bei 35 % der kartierten Ackerflächen. Bei einer Betrachtung aller Feldstücke unabhängig ihrer Feldstücknutzungsart treten künstliche Anbindungen mit 31 % der Feldstückfläche insgesamt recht häufig auf, sodass sie neben den natürlichen Anbindungen ebenfalls einen Haupteintragspfad darstellen können. Dabei trat die Anbindungsform Graben mit Gully mit insgesamt 63 % aller kartierten Feldstücke am häufigsten auf (s. Abbildung 16). Diese Anbindungsform lässt einen unterirdischen Kurzschluss zum nächstgelegenen Gewässer vermuten, der somit unabhängig von der fehlenden Gewässernähe zu hohen PP-Einträgen führen kann. Die Anbindungsform Rohrdurchlass mit Anbindung, die bei 15 % aller

Feldstücke auftrat, beschreibt eine indirekte Anbindung des Feldstückes, die z. B. dann auftritt, wenn ein Feldstück über einen Rohrdurchlass mit einem Straßengraben eines anderen, nachfolgenden Feldstücks mit beispielsweise anschließendem Gully mit Rohrleitung angebunden ist. Ist dies der Fall, ist von einer erhöhten Retention des PP infolge der zusätzlichen, oberirdischen Ableitung (z.B. über einen Straßengraben) vor der nachfolgenden unterirdischen Ableitung auszugehen. Im Falle der kartierten Feldstücke im Rainbach trat ein Rohrdurchlass mit Anbindung immer an Feldstücken entlang von asphaltierten Straßen und häufig mit anschließender Rohrleitung des nachfolgenden Feldstücks auf. Im Modell sind für diese Feldstücke aufgrund der Angrenzung zu asphaltierten Straßen direkte, unterirdische Ableitungen angenommen. Die häufige Anschlussfunktion der Rohrdurchlässe an eine Rohrleitung des nachfolgenden Feldstücks lässt darauf schließen, dass die Modellannahme der direkten, unterirdischen Ableitungen an diesen Feldstücken der Realität sehr nahekommt und nur vereinzelt eine zu geringe Retention aufgrund vorhergehender Straßengräben angenommen wird.

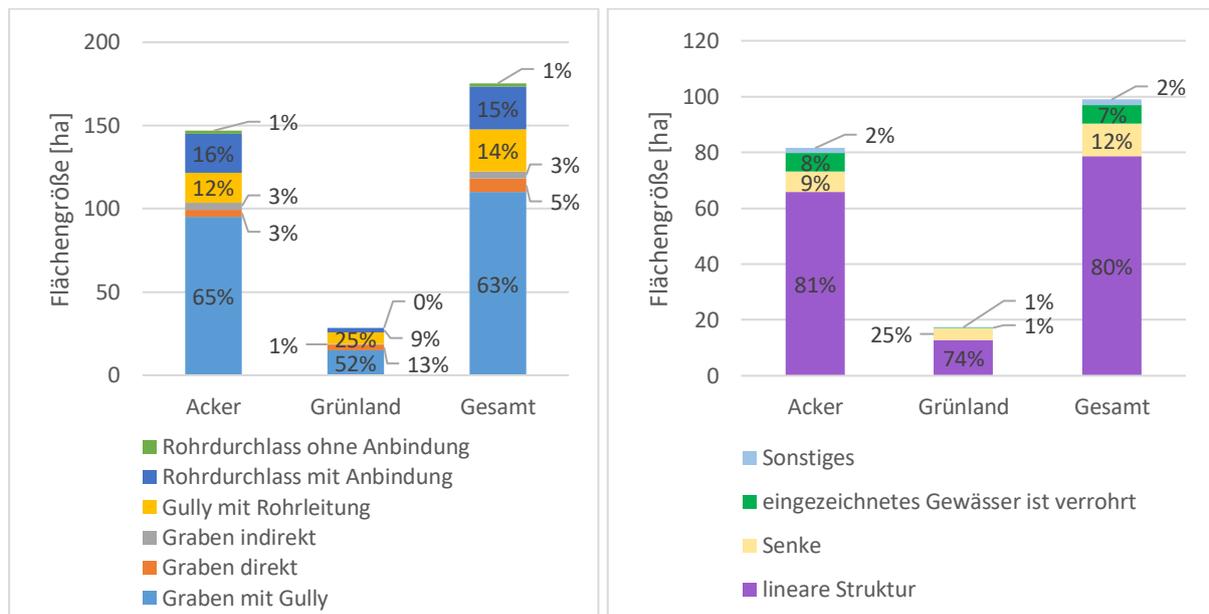


Abbildung 16: Art der künstlichen Anbindung (links) und Begründung für das Fehlen einer natürlichen Anbindung (rechts).

Das Ergebnis, dass unterirdische Ableitungen die vorherrschende, künstliche Anbindungsform darstellen, deckt sich mit den Kartierungsergebnissen von Zessner et al. 2016, bei denen ebenfalls die unterirdischen Ableitungen entlang von Straßen als häufigste, künstliche Anbindungsform kartiert wurde. Dies bestätigt die Relevanz der Berücksichtigung von Kurzschlüssen ins Gewässer über unterirdische Ableitungen für den PP-Eintrag aus landwirtschaftlichen Flächen. Zudem traten diese auch im Rainbach Kartierungsgebiet vorrangig entlang asphaltierter Straßen auf. Es ist daher davon auszugehen, dass die Modellannahme der unterirdischen Ableitungen an allen asphaltierten Straßen der Realität sehr nahekommt.

Eine weitere unterirdische Ableitung des Abflusses, die bei 14 % aller Feldstücke kartiert wurde, sind Gullies mit Rohrleitung. Diese traten in 37 von 40 Fällen entlang von Straßen auf, weshalb sie im Modell Berücksichtigung finden. Drei Gullies befinden sich im Feld und folgen daher keiner größeren Systematik. Dies macht es schwer sie im Modell ebenfalls zu berücksichtigen. Auf Basis dieser Kartierung ist jedoch davon auszugehen, dass diese Feld-Gullies eher einzelne Spezialfälle darstellen (s. Abbildung 14).

Eine Auffälligkeit im Rainbach Kartierungsgebiet war, dass Grünlandfeldstücke häufig so angelegt waren, dass sie wie Gewässerrandstreifen wirkten (s. Abbildung 17). Das heißt in 9 Fällen sind die Feldstücke bereits so angelegt, dass sich das Grünland zwischen Gerinne und Acker befindet und so die Funktion

eines Gewässerrandstreifens übernimmt. Bei 2 Feldstücken ist der Zufahrtweg als Wiesenweg gestaltet, sodass dieser ebenfalls die Funktion eines schmalen Gewässerrandstreifens übernimmt. Ein Gewässerrandstreifen, der am Ackerfeldstück selbst angelegt wurde, konnte im Untersuchungsgebiet nur an insgesamt 3 Feldstücken angetroffen werden (s. auch Beispiel in Abbildung 17). Bei 6 Feldstücken wurde die Anlage solch einer Maßnahme empfohlen, da keiner der oben genannten Randstreifenformen anzufinden und ein direkter Gewässeranschluss gegeben war.

Straßenrandstreifen wurden bei 2 Feldstücken verortet und bei 3 weiteren empfohlen. Empfohlen wurden sie bei 5 Feldstücken, da diese direkt an eine Straße mit Straßengraben angrenzten und Erosionserscheinungen sichtbar waren. Begrünte Abflusswege waren keine vorhanden bzw. nicht ersichtlich, es wäre dies aber an 2 Stellen empfehlenswert, da entsprechend der Geländeform ein konzentrierter Abfluss zu erwarten und eine direkte Anbindung ans Gewässer vorhanden ist.



Abbildung 17: Grünlandfeldstücke, die die Aufgabe von Gewässerrandstreifen übernehmen.

Im Zuge der Begehung wurde auch eine Situation festgestellt, die in keinem Modell berücksichtigt werden kann, aber zu vergleichsweise großen Nährstoffeinträgen ins Gewässer beitragen kann: Abbildung 18 zeigt einen Misthaufen, der in einer Senke knapp oberhalb eines Rohrdurchlasses platziert ist. Dieser wiederum mündet in eine Rohrleitung, welche direkt ins Gewässer geht. In der Abbildung ist der Fließweg des Sickerwassers aus der Mistablagerung deutlich zu erkennen, der direkt in den unterliegenden Rohrdurchlass mündet.



Abbildung 18: Misthaufen hangaufwärts gelegen von einem Rohrdurchlass (und einer weiterführenden Rohrleitung ins Gewässer).

Mithilfe der bei der Kartierung aufgenommenen Daten können die Ergebnisse von PhosFate einer groben Plausibilitätskontrolle unterzogen werden. Ein Hauptaugenmerk dabei wird auf die Berücksichtigung von Straßen im Modell gelegt, da diese im Zuge der letzten Modellüberarbeitung neu implementiert wurden. So wurden jene Schläge, welche durch die Modellierung als Risikofläche ausgewiesen wurden den Beobachtungen aus der Kartierung gegenübergestellt. Daraus ergibt sich, dass ausschließlich Ackerflächen als Risikoflächen ausgewiesen wurden. Nur wenige Ackerflächen, die eine geringe Hangneigung aufweisen (z.B. im Osten des Kartierungsgebiets), oder die weiter weg vom Gewässer gelegen sind, werden nicht als Risikofläche markiert, was plausibel erscheint. Jedoch in wenigen Fällen ist es auf den ersten Blick unklar, warum entsprechend dem Modell kein Eintragsrisiko besteht. Diese Bereiche werden wie folgt diskutiert und sind in Abbildung 19 rot markiert:

- (1) Im Südwesten des Gebiets trennt ein großes Waldstück vier mehr oder weniger stark geneigte Ackerfeldstücke vom Gewässer, weshalb das Modell von einer ausreichenden Retention ausgeht und die Ackerflächen nicht als Risikoflächen ausgewiesen werden. Diese Annahme erscheint aufgrund der Beobachtungen vor Ort plausibel.
- (2) Im östlichen Teil von Höretzberg in Richtung Haselbach (im Westen des Kartierungsgebiets) werden zwei Ackerflächen nicht als Risikoflächen im Modell ausgewiesen. Entsprechend der Geländeform (Senke)n ist eine natürliche Anbindung nicht gegeben. Aufgrund der Begehung ist aber bekannt, dass in diesem Gebiet mehrere Verrohrungen und Gullys unterhalb von Ackerflächen vorhanden sind und den Abfluss direkt über Rohrleitungen ins Gewässer ableiten. Straßen sind an diesen Stellen keine vorhanden, weshalb in PhosFate diese künstliche Anbindung nicht berücksichtigt wird. Dabei handelt es sich jedoch um einen Sonderfall, welcher in einem Modell nicht abgebildet werden kann.
- (3) Im Süden des Kartierungsgebiets sind nur Teile eines Feldstücks als Risikofläche ausgewiesen, was damit zusammenhängt, dass die Risikoflächenberechnung auf Schlagebene durchgeführt wurde, die Begehung jedoch auf Feldstückebene. Das Feldstück weist unterschiedliche Hangneigungen auf. Jene

Schlagflächen mit der größten Hangneigung und ohne ein unterliegendes Grünland werden vom Modell als Risikoflächen ausgewiesen. Dies erscheint plausibel.

- (4) Im Osten des Gebiets ist eine Ackerfläche über einen Graben und anschließend über einen Gully mit Rohrleitung direkt ans Gewässer künstlich angebunden. Aufgrund der Neigung, Nutzung und Anbindung ist davon auszugehen, dass diese Fläche eine Risikofläche darstellt. Im Modell wird diese Fläche aber nicht als solche ausgewiesen, da sich unter diesem Feldstück ein Grünland befindet (wirkt als Puffer zum Gewässer) und die künstliche Anbindung aufgrund des Fehlens von Straßen nicht bekannt ist. Ähnlich wie in Punkt 2 handelt es sich hierbei um einen Sonderfall, welcher im Modell nicht berücksichtigt werden kann.

Insgesamt hat die Kartierung gezeigt, dass künstliche Ableitungen ins Gewässer existieren, sobald Straßen unterhalb von geneigten (Acker-) Flächen verlaufen. Auch Siedlungen unterhalb von Hangflächen besitzen künstliche Ableitungen, um das Hangwasser abzufangen, bevor es in die Siedlungen eintritt. Siedlungen sind im Modell nicht als solches berücksichtigt, jedoch durch die Tatsache, dass sich in Siedlungen asphaltierte Straßen befinden, welche wiederum ins Modell eingehen, werden die künstlichen Ableitungen in Siedlungen ausreichend abgebildet. Die Annahmen der Risikoausweisung von Feldstücken durch das PhosFate-Modell konnten durch die Kartierung somit weitgehend bestätigt werden, weshalb hierfür aus derzeitigen Beobachtungen keine Notwendigkeit zur weiteren Modellverbesserung besteht. Spezialfälle wie in Punkt 2 und 4 in Abbildung 19 können nur mithilfe von Begehungen zusätzlich berücksichtigt werden, da sie keiner größeren Systematik folgen und somit auch nicht modelltechnisch umgesetzt werden können.

Hinsichtlich einer Einstufung eines Schlags zur förderwürdigen Fläche auf Basis der von PhosFate ausgewiesenen Risikoflächen könnten diese einzelne vom Modell nicht als Risikofläche ausgewiesene Flächen, die jedoch solche in Punkt 2 und 4 beschriebenen Spezialfälle darstellen, über eine Meldung der Landwirte ebenfalls als förderwürdige Fläche ausgeschrieben werden. Die endgültige Entscheidung zu einem solchen Sonderfall sollte jedoch jedenfalls mit einer Vor-Ort Überprüfung verknüpft werden.

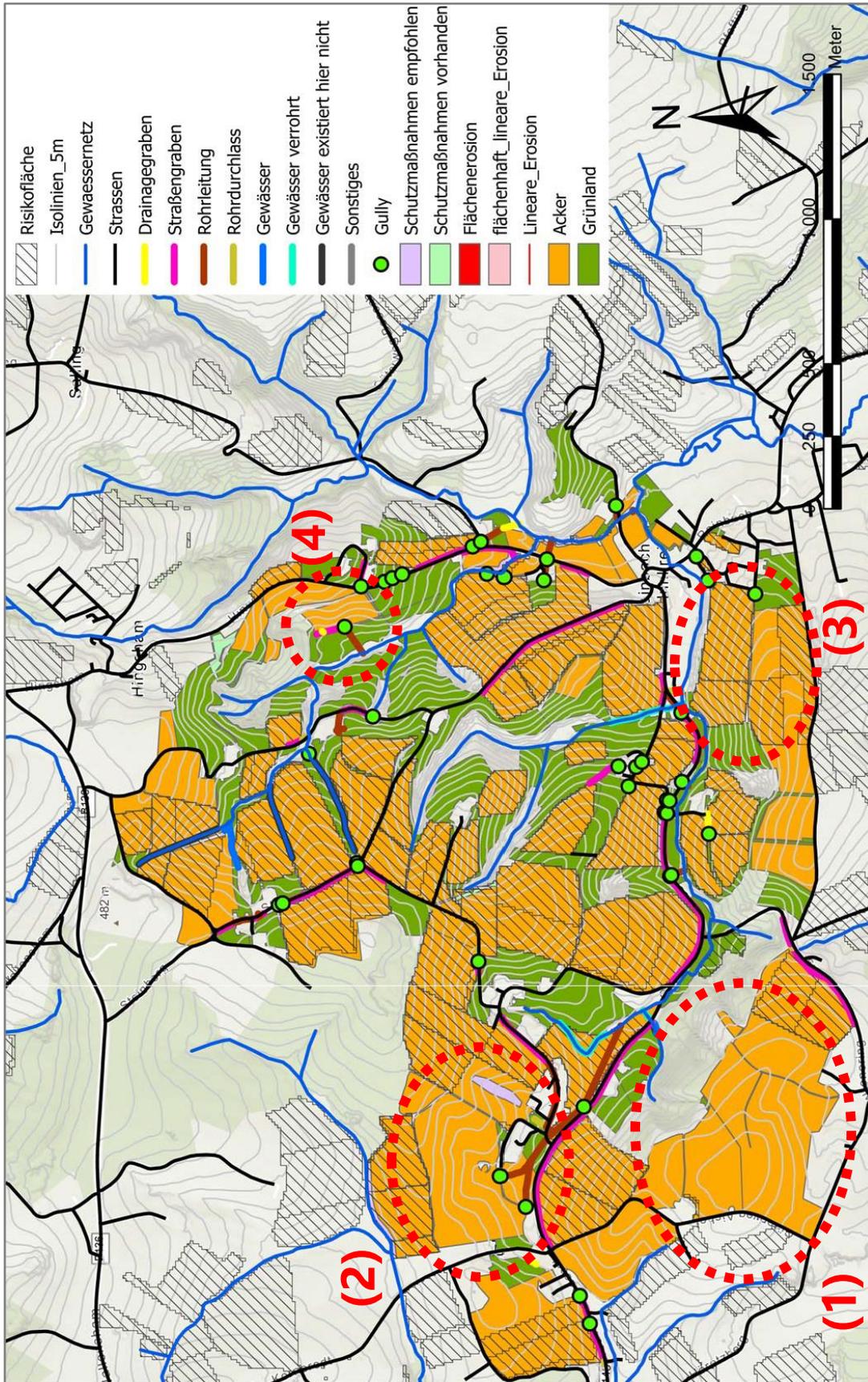


Abbildung 19: Gegenüberstellung potentieller Risikoflächen im Gelände mit den von PhosFate modellierten Risikoflächen.

4 Mögliche Integration ins ÖPUL

Dieses Kapitel widmet sich weitergehenden Überlegungen hinsichtlich einer Nutzung der mit PhosFate berechneten Risikoausweisungen sowie Ausweisungen von Maßnahmenflächen (s. Kap. 3.2 und 3.3) für zukünftige, landwirtschaftliche Förderprogramme im Bereich des Oberflächengewässerschutzes. Hierbei wird insbesondere die Möglichkeit gesehen diese für das neue ÖPUL Programm 2021+ im Rahmen der Maßnahme „Vorbeugender Oberflächengewässerschutz (OG)“ zu nutzen. Auf Basis der Auswertungen dieses Berichts und vorhergehender Untersuchungen würden sich insbesondere folgende Maßnahmen für eine effektive und effiziente Reduktion von partikulären Phosphoreinträgen in die Gewässer eignen (s. Kap. 3.3):

- Abflusswegbegrünungen mit einer definierten Breite beidseitig der Tiefenlinie, ab einer Mindestakkumulation des transportierten, partikulären Phosphors von 1 kg pro Jahr und einer Mindestmenge des zusammenfließenden, erosiven Abflusses (repräsentiert durch einen Beitragswert von 100) (Reduktion konzentrierter Einträge),
- Gewässer- und Straßenrandstreifen mit einer definierten Mindestbreite auf ausgewiesenen Risikoflächen oberhalb von Gewässern bzw. Straßen und unterhalb der jeweiligen Fläche (Reduktion flächiger Einträge im Falle einer fehlenden, klaren Identifikation von konzentrierten Einträgen).

Als Mindestbreite für Pufferstreifen entlang von Gewässern oder Straßen wird eine Breite von 15 m vorgeschlagen. Dies stellt einen Kompromiss zwischen der erwünschten Wirkung hinsichtlich der Eintragsminderung in die Gewässer und der erwartbaren Akzeptanz dar. Abflusswegbegrünungen sollten mit einer definierten Breite von jeweils mindestens 5 m beidseitig der Tiefenlinie ihr Auslangen finden. Für die praktische Umsetzung ist eine digitale, freiverfügbare Darstellung der ausgewiesenen Risikoschläge sowie der Abflusswegbegrünungen im AMA-GIS angedacht. Hierbei würden die landwirtschaftlich genutzten Schläge, auf Basis ihres Potentials zu hohen PP-Einträgen, in Flächen mit einem erhöhten Risiko (Violettflächen) und Flächen mit einem potentiell niedrigeren Risiko (keine Färbung) eingestuft werden. Auf bzw. unterhalb ausgewiesener Risikoschläge wäre dann eine Förderung von Gewässer- und Straßenrandstreifen mit einer Mindestbreite von 15 m und einer insgesamt Mindestgröße der Maßnahmenfläche von 1000 m² (zusammenhängende Maßnahmenfläche) möglich. Bei der Umsetzung im Gelände wäre die genaue Lage der Randstreifen unter Einhaltung der genannten Kriterien vom Bewirtschafter selbst festzulegen. Für die Maßnahme Abflusswegbegrünungen würde im AMA-GIS ein Toleranzbereich ausgewiesen werden, der größer als die Mindestgröße der Maßnahme ist, innerhalb dessen die Maßnahme jedoch umzusetzen wäre. Die Mindestanforderungen zum Erhalt einer Förderung wären eine Breite von 10 m, eine insgesamt Größe der Begrünung von zumindest 300 m² (zusammenhängende Maßnahmenfläche) und die Umsetzung innerhalb des ausgewiesenen Toleranzbereichs. Die Ausweisung eines Toleranzbereichs für die Umsetzung von Abflusswegbegrünungen wird vorgeschlagen, da einerseits die modelltechnische Möglichkeit der Verortung von bevorzugten Abflusswegen für eine effiziente Reduktion des PP-Eintrags genutzt werden soll, andererseits jedoch Ungenauigkeiten in der modelltechnischen Verortung sowie bei der Umsetzung im Gelände aufgrund fehlender, technischer Möglichkeiten zur exakten Verortung nicht ausgeschlossen werden können. Für die Nutzung der Maßnahmenflächen (sowohl Randstreifen als auch Abflusswegbegrünungen) wären eine jährliche Pflege sowie das Befahren der Fläche zulässig, jedoch keine Umwandlung in eine Grünlandfläche.

Eine mögliche Form der digitalen Darstellung im AMA-GIS zeigt die Abbildung 20. Hierbei wurden beispielhaft für eine Region im Pram EZG sowohl die Risikoschläge als auch die Tiefenlinien auf Basis der PhosFate-Berechnungen in Vektorform dargestellt. Zudem wurde ein Toleranzbereich von 30 m um die Tiefenlinien herum ausgewiesen.

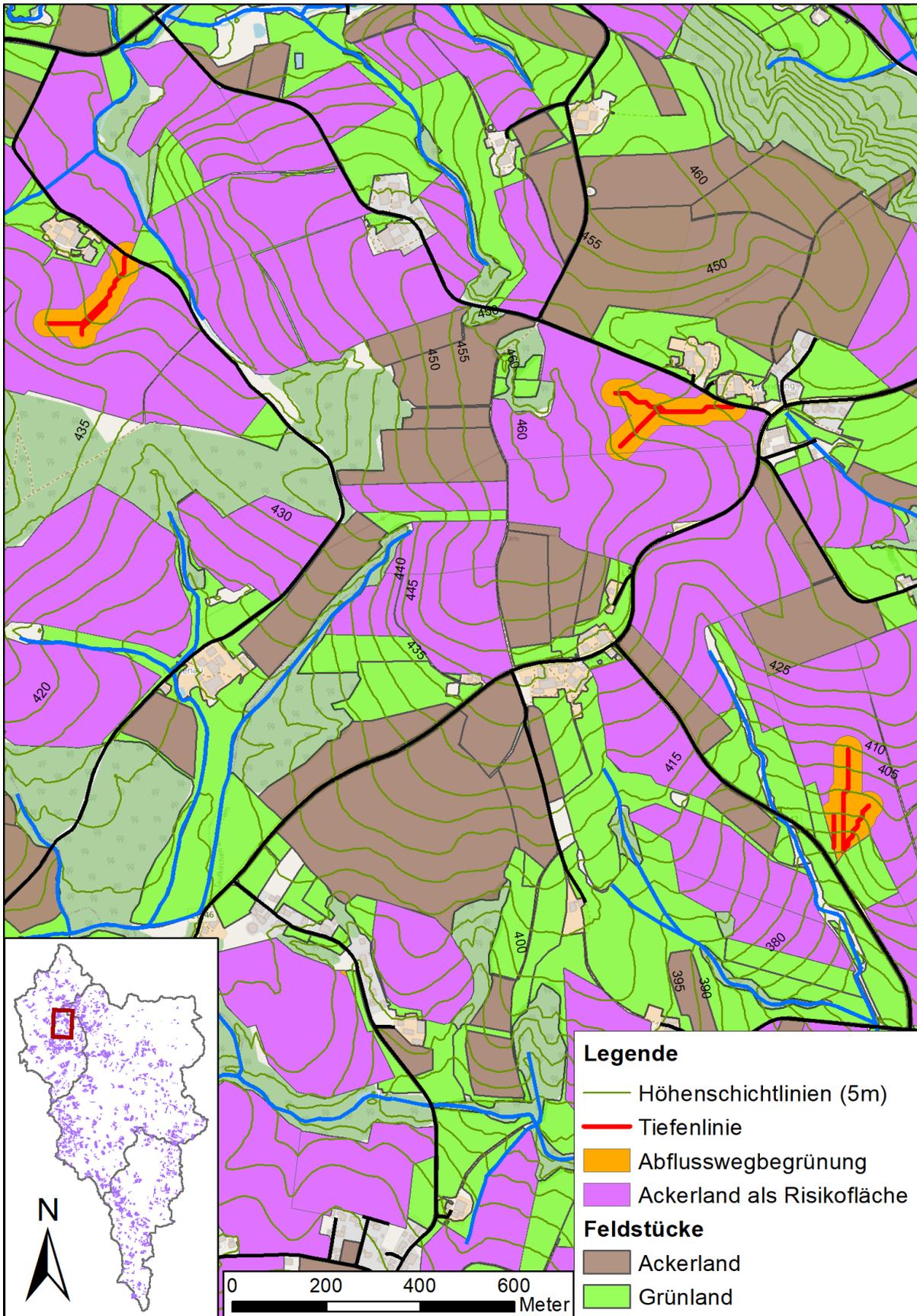


Abbildung 20: Beispielhafte, mögliche Darstellungsform von Risikoflächen, und Toleranzbereichen mit einer Breite von 30 m für Abflusswegbegrünungen auf Basis der PhosFate-Berechnungen.

Die Gebietskulisse für die Anwendung dieser Fördermaßnahmen würde sich dabei in Oberösterreich auf die 11 ausgewählten Einzugsgebiete (Antiesen, Aschach, Dürre Aschach, Gurtenbach, Innbach, Ipfbach, Kristeinerbach, Trattnach, Pram, Krems, Gusen) beschränken, da in diesen aufgrund vorrangiger diffuser Stoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen die Zielvorgaben der EU-WRRL nicht erreicht werden. Als Abgeltungshöhe werden 450 € pro ha (bezogen auf Mindestflächenbreite), jedoch mindestens 200 € pro zusammenhängender Maßnahmenfläche (ein Randstreifen eines Bewirtschafters oder ein begrünter Abflussweg eines Bewirtschafters) vorgeschlagen. Dies wird damit begründet, dass die Maßnahme in vielen Fällen ein Bewirtschaftungserschweris darstellt, das unabhängig vom Flächenausmaß entsteht. Weiters ist die für die Wirksamkeit der Maßnahme erforderliche Fläche in den meisten Fällen relativ klein, sodass bei einer rein flächenbezogenen Abgeltung die Prämien für eine Teilnahme unattraktiv wären. (s. Tabelle 9, Anteil Maßnahmenfläche mit mind. 1 ha). Bei einer Förderung mit den genannten Konditionen würden sich für die 11 Einzugsgebiete bei einer Teilnahmequote von 50 % eine Fördersumme von insgesamt rund 1,1 Mio. Euro ergeben. Zudem wäre für die Umsetzung der Pufferstreifen und Abflusswegbegrünungen ein Flächenbedarf von im Mittel 1,3 % der Gesamtfläche und 2,7 % der Ackerfläche nötig (s. Tabelle 9).

Tabelle 9: Anteil der Maßnahmenfläche an der gesamten EZG-Fläche und der Ackerfläche, Anteil der Maßnahmenfläche, die größer oder gleich 1 ha ist sowie die Kompensationssumme für Begrünungen in Form von 15 m breiten Pufferstreifen und 10 m breiten Abflusswegbegrünungen bei einer Teilnahmequote von 50 % innerhalb der 11 EZG.

	Anteil Maßnahmen- an EZG-Fläche %	Anteil Maßnahmen- an Ackerfläche %	Anteil Maßnahmenfläche mind. 1 ha %	Fördersumme 450€/ha - mind. 200€
Antiesen	1,3	2,9	6	128.049
Aschach	0,7	3,0	3	12.360
Dürre Aschach	1,5	3,2	5	154.538
Gurtenbach	1,5	2,5	5	51.644
Gusen	0,9	2,8	3	102.072
Innbach	1,4	2,6	5	153.928
Ipfbach	1,2	1,9	10	46.645
Krems	1,4	2,7	6	168.840
Kristeinerbach	1,3	1,9	11	49.740
Pram	1,3	3,1	4	174.278
Trattnach	1,4	3,1	5	94.441
SUMME	-		-	1.136.535

5 Zusammenfassung

Das rasterbasierte Transport- und Emissionsmodell PhosFate wurde zur Identifikation von Hotspotflächen (Violettflächen) für erosive Phosphoreinträge in 11 oberösterreichischen Einzugsgebieten mit Verfehlung des Umweltqualitätsziels für Phosphat-Phosphor in den Gewässern angewendet. Bei den betrachteten Gebieten handelt es sich um die Antiesen, die Aschach, die Dürre Aschach, den Gurtenbach, die Gusen, den Innbach, den Ipfbach, die Krems, den Kristeinerbach, die Pram und die Trattnach. Die im Zuge dieser PhosFate-Berechnungen ausgewiesenen Violett- und Maßnahmenflächen werden als GIS-Layer zur Verfügung gestellt.

Methodisch wurde das Modell PhosFate in Hinblick auf die Nutzung von schlagbezogenen Daten aus der INVEKOS-Datenbank, sowie auf eine automatisierte Aufbereitung aller in Zusammenhang mit dem Höhenmodell stehenden GIS-Datensätze erweitert.

Die Kalibrierung bzw. Validierung der Modellierung anhand von Gewässerdaten zeigte, dass für die untersuchten Einzugsgebiete der zusammenhängenden Regionen Inn- bzw. Hausruckviertel, Krems-Ipfbach-Kristeinerbach bzw. Gusen mit einheitlichen Kalibrierungsfaktoren pro Region eine gute Modellanpassung erreicht werden konnte. Bei unterschiedlichen Regionen mussten unterschiedliche Kalibrierungsparameter angewandt werden.

Unter Hotspot- bzw. „Violettflächen“ werden jene Flächen verstanden, die in Summe für etwa 80 % des partikulären Phosphoreintrages verantwortlich sind. Der Anteil dieser Flächen an den gesamten Ackerflächen der betrachteten Einzugsgebiete variiert zwischen 14 und 26 %.

Die durchgeführte Begehung zeigte, dass die in PhosFate für die Ausweisung von Violettflächen getroffene Annahme einer künstlichen Anbindung von Ackerflächen im Bereich von asphaltierten Straßen durch (unterirdische) Ableitung, in der Regel zutrifft und damit auch Flächen ohne natürliche Gewässeranbindung korrekt als Violettflächen identifiziert werden können. Darüber hinaus wurde nur ein geringer Anteil von künstlichen Anbindungen gefunden, die nicht durch Straßen induziert waren. In diesem Fall ist eine Ausweisung von entsprechend angebotenen Violettflächen nur möglich, wenn Anbindungen im Zuge einer Erhebung vor Ort identifiziert werden.

Als Maßnahmenflächen wurden begrünte Abflusswege und Gewässer- bzw. Straßenrandstreifen unterhalb von Violettflächen ausgewiesen und die Wirksamkeit dieser Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion partikulärer Phosphoreinträge modelliert. Die Flächeneffizienz der untersuchten Maßnahmen ist bei den begrünten Abflusswegen deutlich am höchsten. Aufgrund des geringen Flächenanteils ist die gesamte Wirksamkeit dieser Maßnahme jedoch beschränkt. Bei einer kombinierten Anwendung von begrünten Abflusswegen und Gewässerrand- bzw. Straßenrandstreifen unterhalb von Violettflächen kann die Gesamtwirkung der Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion des partikulären Phosphoreintrags deutlich erhöht werden. Verwendet man hierbei 30 m breite Pufferstreifen können Reduktionen von bis zu 60 % erreicht werden, jedoch steigt auch der Anteil der Maßnahmenflächen an den Violettflächen merklich an (rund $\frac{1}{4}$). Damit ist eine komplette Umsetzung einer Maßnahmenkombination mit 30 m breiten Pufferstreifen wenig realistisch.

In Hinblick auf eine potentielle Nutzung der Berechnungsergebnisse im Zuge des ÖPUL-Schwerpunktes „Vorbeugender Oberflächengewässerschutz (OG)“ wurde die Förderung eines Maßnahmenpaketes bestehend aus begrünten Abflusswegen mit mindestens 5 m Breite beiderseits der Tiefenlinie und von Pufferstreifen unterhalb von Violettflächen mit einer Mindestbreite von 15 Metern evaluiert. Bei einer Teilnahmequote von 50 % der Berechtigten, einer Förderhöhe von € 450,- pro ha, aber einer Mindestförderung von € 200,- pro zusammenhängender Maßnahmenfläche sowie einer Mindestfläche für eine Teilnahme von 1000 m² bei Pufferstreifen und 300 m² bei begrünten Fließwegen, würde diese

Maßnahme einen Anteil von im Mittel der betrachteten Einzugsgebiete ca. 2,7 % der Ackerflächen benötigen und Förderkosten von rund € 1,1 Millionen erfordern.

Erste Überlegungen zur Nutzung der durch PhosFate im Rasterformat ausgewiesenen Maßnahmenflächen für die Darstellung einer Förderkulisse, welche im Falle einer entsprechenden Vorgabe für zukünftige, landwirtschaftliche Förderprogramme genutzt und im AMA-GIS implementiert werden könnte, wurden durchgeführt. Aktuell erscheint eine Variante mit Darstellung der Maßnahmenflächen für begrünte Abflusswege und Darstellung aller Violettflächen unterhalb derer eine Förderung von Pufferstreifen empfohlen wird, als Grundlage für eine Detailplanung am sinnvollsten. Weitere Überlegungen zur Optimierung dieser Variante sind noch durchzuführen.

6 Literaturverzeichnis

Ad-hoc-AG Boden, 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Hannover. BEV Wien und Land Oberösterreich, 2019

Amt der Oö. Landesregierung, 2013a. Digitales Geländemodell 10 m. Internetquelle, <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/fa3568b0-ecb0-4b6d-866e-38c4fe98f839> (Fassung vom 19. August 2013, Online-Abfrage am 27. Juni 2014).

Amt der Oö. Landesregierung, 2013b. Bodenfunktionen. Internetquelle, <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/dcd62442-02d4-4793-a7a9-f2708faa62aa> (Fassung vom 7. November 2013, Online-Abfrage am 11. Dezember 2013).

Amt der Oö. Landesregierung, 2019. Digitale Katastralmappe: Nutzungsflächen des Stichtags des 01. Oktobers der Jahre 2015 bis 2019. Erhalten im April 2020.

ASI, 2016. Boden als Pflanzenstandort. Begriffe und Untersuchungsverfahren. ÖNORM L 1050 vom 15. März 2016, Austrian Standards Institute, Wien. Nestroy et al. (2011).

BAW, Ages, wpa, 2020. Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL.

Behrendt H., Huber P., Opitz D., Schmoll O., Scholz G., Uebe R., 1999. Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Technischer Bericht, Umweltbundesamt (Deutschland), Berlin.

BEV, 2015. Digitales Landschaftsmodell – Gewässer. Stand vom 21. Juli 2015.

BFW, 2013. Einführung in die bodenkundlichen Grundlagen. Internetquelle, http://bfw.ac.at/300/pdf/Einfuehrung_Bodenkartierung.pdf (Fassung vom 21. Jänner 2013, Online-Abfrage am 30. Oktober 2013).

Engman, E.T., 1986. Roughness coefficients for routing surface runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 112, 39–53.

Geoland.at, 2019. Intermodales Verkehrsreferenzsystem Österreich (GIP.at). Geodatenverbund der Länder.

Hepp, G. und Zessner, M., 2019: Assessing the Impact of Storm Drains at Road Embankments on Diffuse Particulate Phosphorus Emissions in Agricultural Catchments. *Water* 11(10), 2161.

Kovacs, A., 2013. Quantification of diffuse phosphorous inputs into surface water systems. Technische Universität Wien, Wien.

Ladson, A. R., R. Brown, B. Neal and R. Nathan, 2013. A standard approach to baseflow separation using the Lyne and Hollick filter. *Australian Journal of Water Resources* 17(1): 173-18

Nestroy, O., Aust, G., Blum, W.E.H., Englisch, M., Hager, H., Herzberger, E., Kilian, W., Nelhiebel, P., Ortner, G., Pecina, E., Pehamberger, A., Schneider, W., Wagner, J., 2011. Systematische Gliederung der Böden Österreichs. Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von 2011, Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Wien.

O’Callaghan, J., F. und Mark, D., M., 1984. The Extraction of Drainage Networks from Digital Elevation Data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 28, 323-344.

Zessner M., Kuderna M., Gabriel O., Kovacs A., Schilling C., Hochedlinger G., Windhofer G. (2011): Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Eintragspfaden für strategische Planungen, Endbericht, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

Zessner, M., Hepp, G., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O., 2017. Zustanderfassung, Nährstoffentwicklung und Quantifizierung der Maßnahmenwirksamkeiten von ÖPUL 2007 in oberösterreichischen Einzugsgebieten. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

Zessner, M., Hepp, G., Zoboli, O., Mollo Manonelles, O., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O., 2016. Erstellung und Evaluierung eines Prognosetools zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten im Bereich der Nährstoffeinträge in oberösterreichische Oberflächengewässer. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

Zessner, M., Strenge, E., Hepp, G., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O., 2018. Prognose der Nährstoffbelastung in oberösterreichischen Gewässern für den Zeitraum 2015 – 2020, Ableitung von Handlungsoptionen sowie Quantifizierung ihrer Wirksamkeit. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

Zoboli, O., Viglione, A., Rechberger, H., Zessner, M., 2015. Impact of reduced anthropogenic emissions and century flood on the phosphorus stock, concentrations and loads in the Upper Danube. Journal of Science of The Total Environment, Vol. 518-519: 117-129.

Impressum

Medieninhaber: Land Oberösterreich



Herausgeber:

Amt der Oö. Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung Wasserwirtschaft
Kärntnerstraße 10-12, 4021 Linz,
E-Mail: pl.ww.post@ooe.gv.at

Autorennen und Autoren:

Eva Strenge, TU Wien
Christine Weinberger, wpa
Gerold Hepp, TU Wien
Milena Samhaber, wpa
Max Kuderna, wpa
Matthias Zessner, TU Wien

Titelbild: TU Wien

Erscheinungsjahr: 2020

Download:

www.land-oberoesterreich.at

Themen > Umwelt und Natur > Wasser > Wasserwirtschaftliche Planungen > Studien und Berichte
Wasserwirtschaftliche Planung

Informationen zum Datenschutz finden Sie unter

<https://www.land-oberoesterreich.gv.at/datenschutz>

wpa Beratende Ingenieure



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna | Austria