

Abb. 4-42: LS-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete

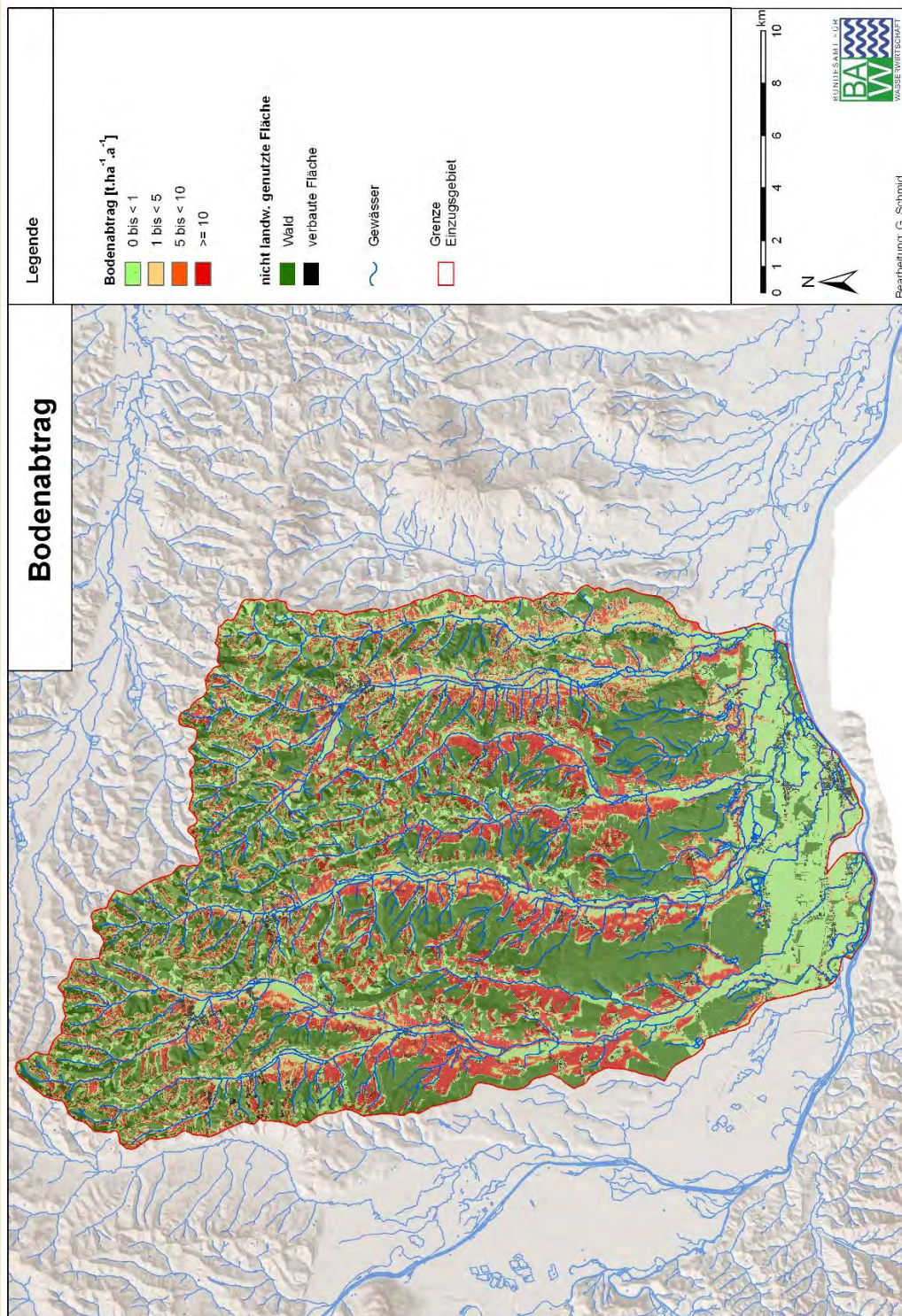


Abb. 4-43: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die steirischen Testgebiete

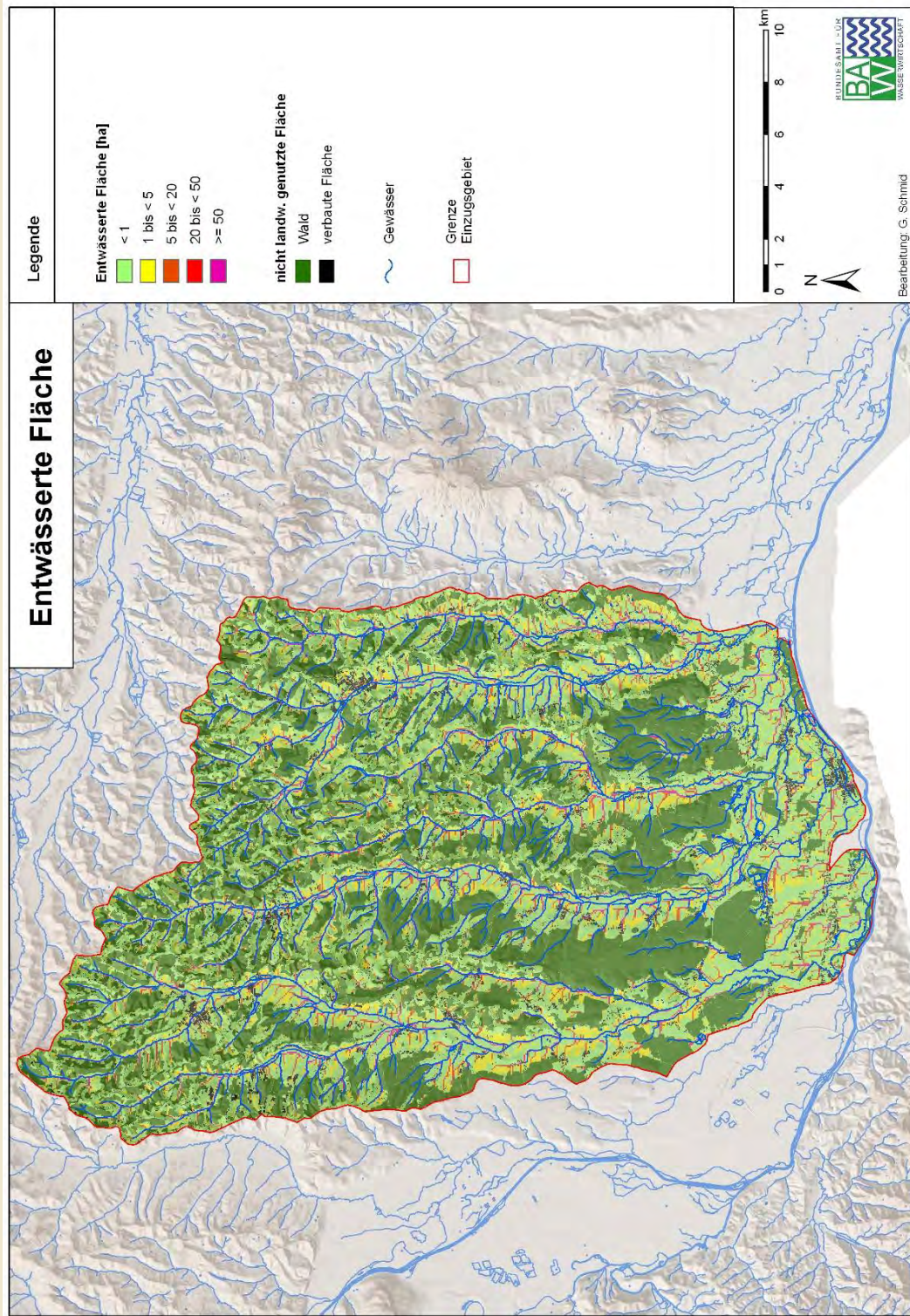


Abb. 4-44: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der steirischen Testgebiete

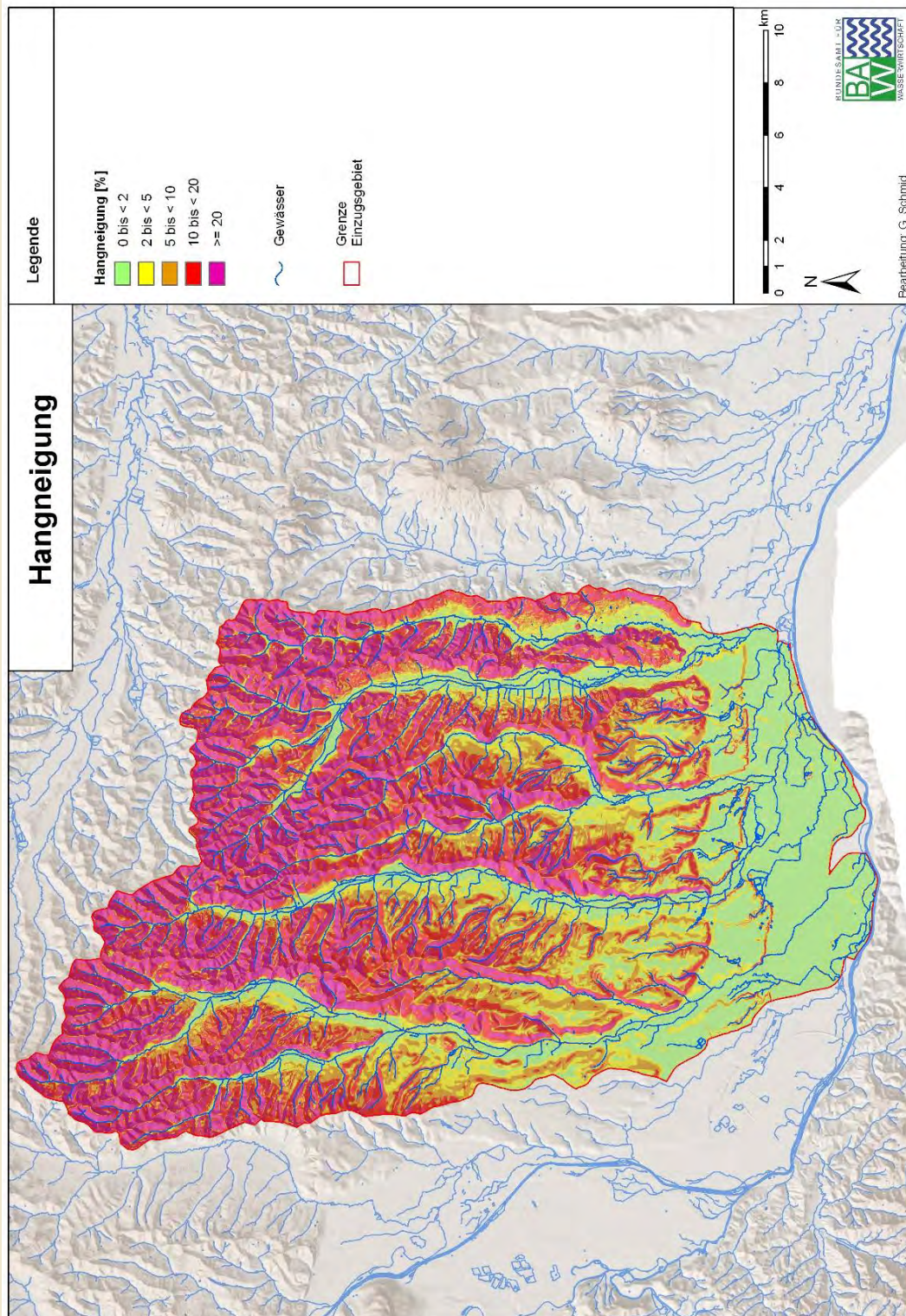


Abb. 4-45: Hangneigungen für die steirischen Testgebiete

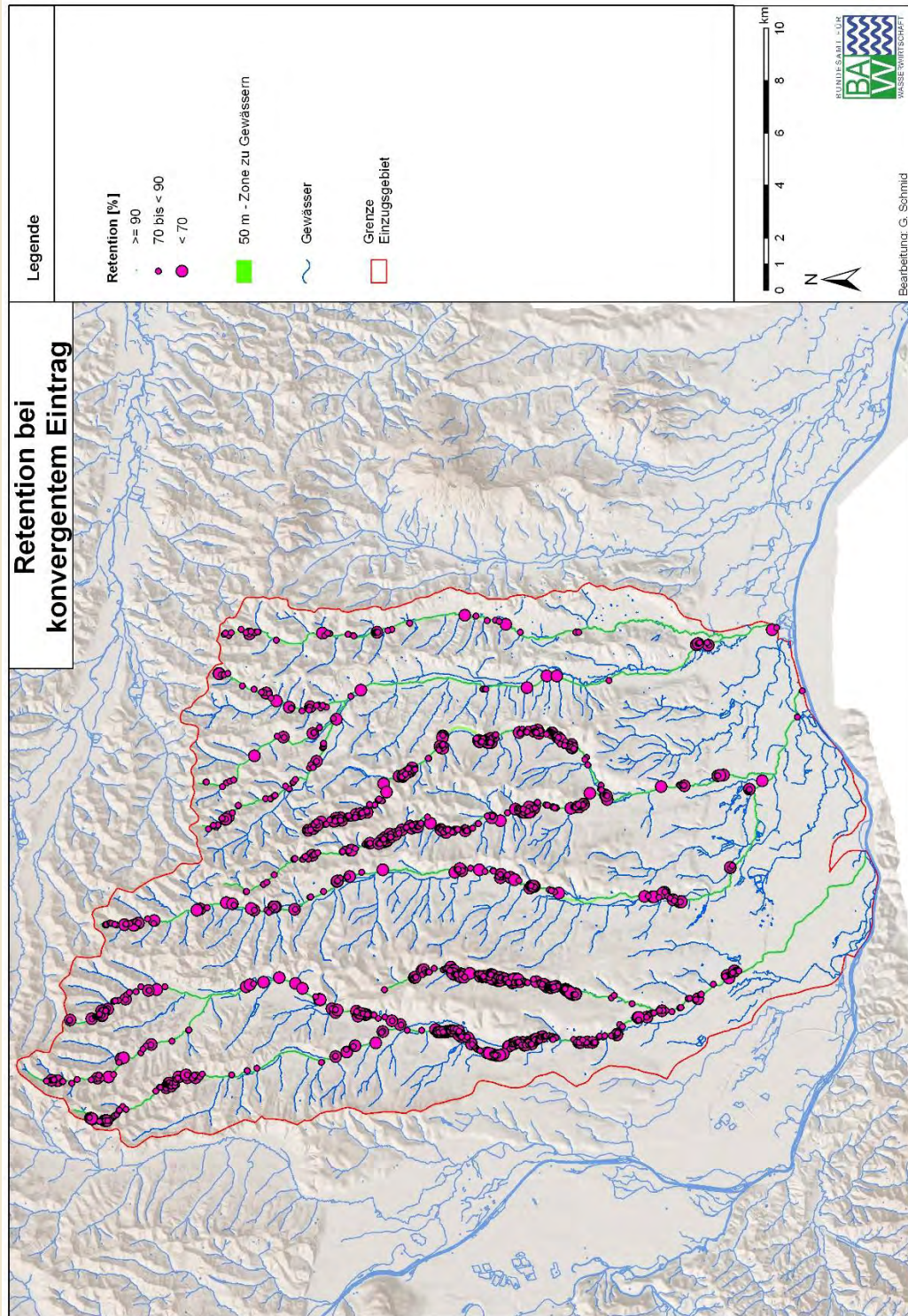


Abb. 4-46: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die steirischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit $< 70\%$ Retentionsleistung stark hervorgehoben.

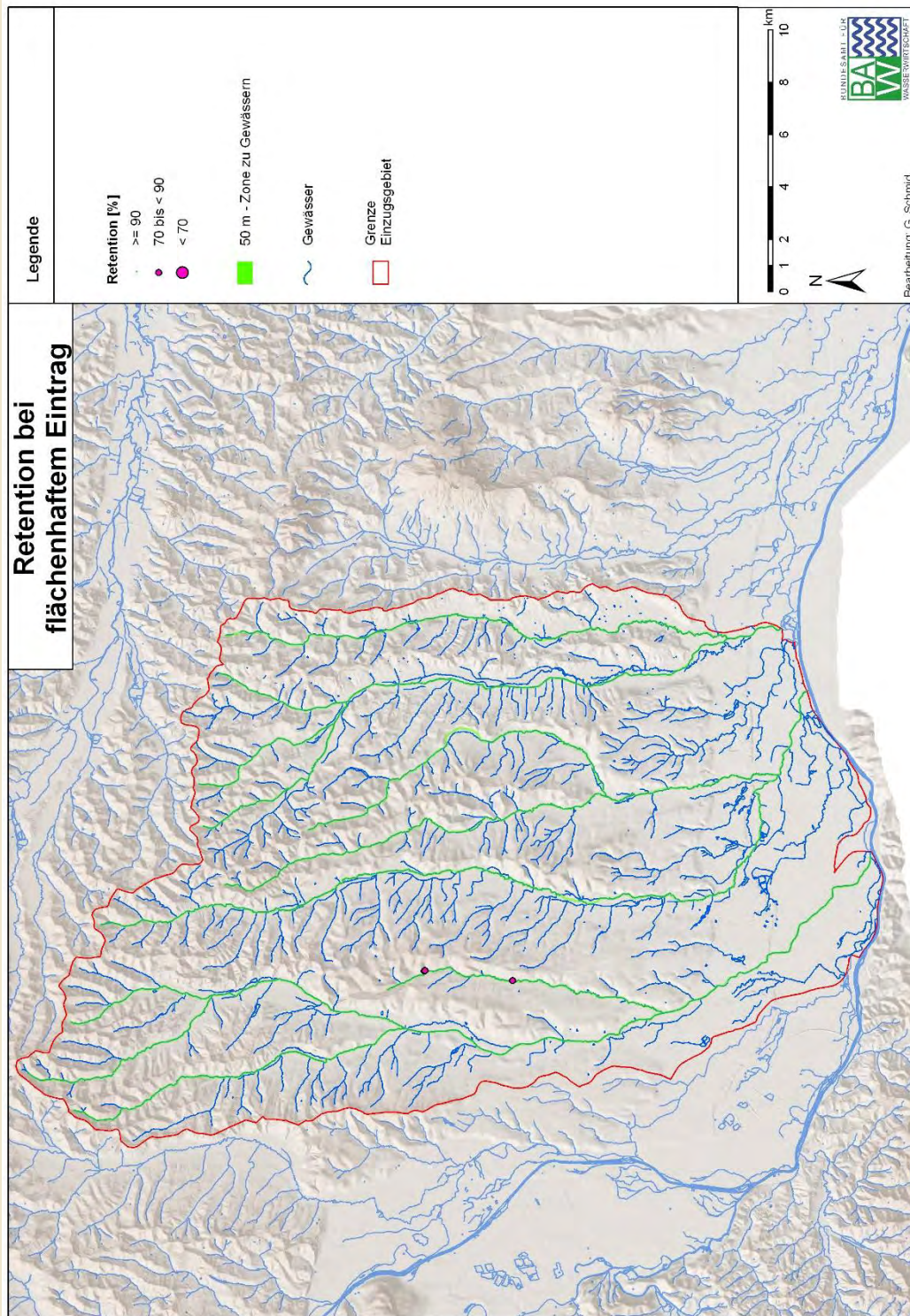


Abb. 4-47: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die steirischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaftem Eintragsbedingungen

4.2.4.3 Oberösterreich

Abb. 4-48 zeigt die Lage der oberösterreichischen Projektgebiete und den Puffer mit einer Ausdehnung von 2 mal 50 Metern und die Oberflächengewässer. Obwohl in Oberösterreich im Prinzip alle Gewässer in den Gebieten von der Maßnahme erfasst sind, verbleiben ungeschützte Bereiche, insbesondere, wenn von konvergenten Abflussbedingungen ausgegangen wird. Tab. 4-20 stellt deren Anteil den geschützten Flächen gegenüber.

Tab. 4-20: Retentionsleistung von Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, ausgedrückt als Anteil von geschützter und ungeschützter Fläche

Flächenanteile	Teileinzugsgebiete					
	Innviertel		Krems		Gusen	
Geschützt (ha)	150033		39435		7042	
Ungeschützt	konvergent	flächenhaft	konvergent	flächenhaft	konvergent	flächenhaft
ha	10145	3740	3216	986	493	183
%	6,8	2,5	8,2	2,5	7,0	2,6

Die Ergebnisse für die einzelnen Erosionsfaktoren sind in Abb. 4-48 bis Abb. 4-52 dargestellt. Aus ihnen wird der Bodenabtrag für die Testgebiete berechnet (Abb. 4-53). Die Hangneigungen und Einzugsgebietsgrößen innerhalb der Testgebiete sind in Abb. 4-54 und Abb. 4-55 dargestellt.

Die Werte in Tab. 4-21 geben die mittlere Retentionsleistung der 50 m Filterstreifen für das gesamte Testeinzugsgebiet an. Sowohl unter der Annahme von konvergentem Eintrag, als auch bei flächenhaftem Eintrag liegen die mittleren Retentionsleistungen bei 97%, es werden also im Durchschnitt aller 709.736 Eintragungspunkte nur 3% des ankommenden Sediments in das Gewässer gelangen. Betrachtet man allerdings die berechneten Minima, zeigt sich, dass bei der Annahme von konvergentem Eintrag auch weitaus gerin-

gere Retentionsleistungen möglich sind. Abb. 4-56 stellt die Situation bei konvergentem Eintrag graphisch dar, Abb. 4-57 zeigt die Situation bei flächenhaft angenommenen Eintragsbedingungen. Es zeigt sich deutlich, dass bei konvergenten Eintragsbedingungen eine Reihe von Eintragungspunkten weniger als 90% Retentionsleistung aufweisen, wie auch Tab. 4-22 zeigt.

Tab. 4-21: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft

	Auswertungsmethode	
	konvergent	flächenhaft
	%	%
Minimum	8	96
Maximum	100	100
Mittelwert	97	97

Tab. 4-22: Häufigkeiten der SDR für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen

SDR	Anzahl
$\leq 0,1$	699824
$> 0,1 - 0,2$	6020
$> 0,2 - 0,3$	1177
$> 0,3 - 0,4$	1443
$> 0,4 - 0,5$	576
$> 0,5 - 0,6$	59
$> 0,6 - 0,7$	356
$> 0,7 - 0,8$	171
$> 0,8 - 0,9$	25
$> 0,9 - 1,0$	85

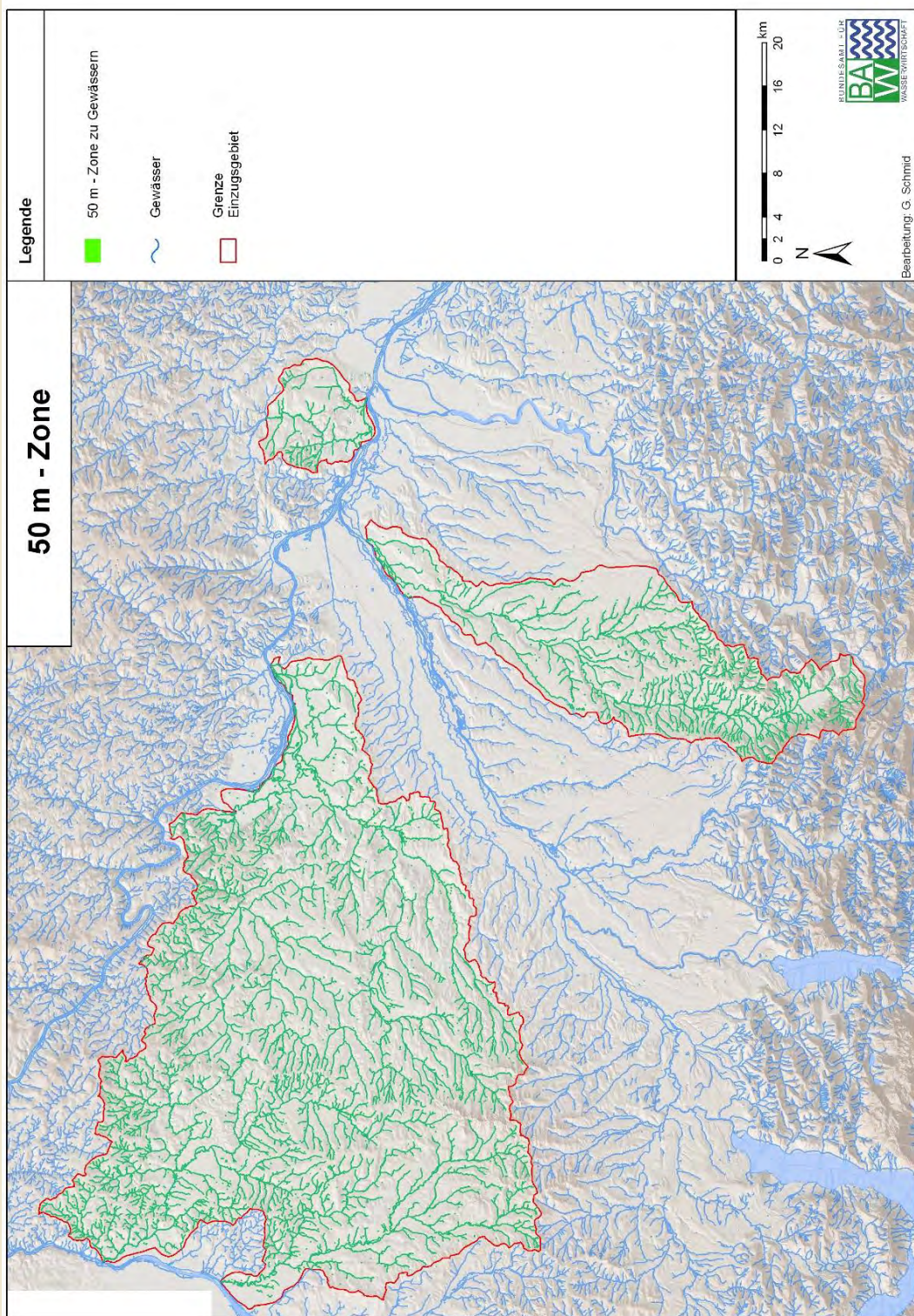


Abb. 4-48: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen für die oberösterreichischen Testgebiete

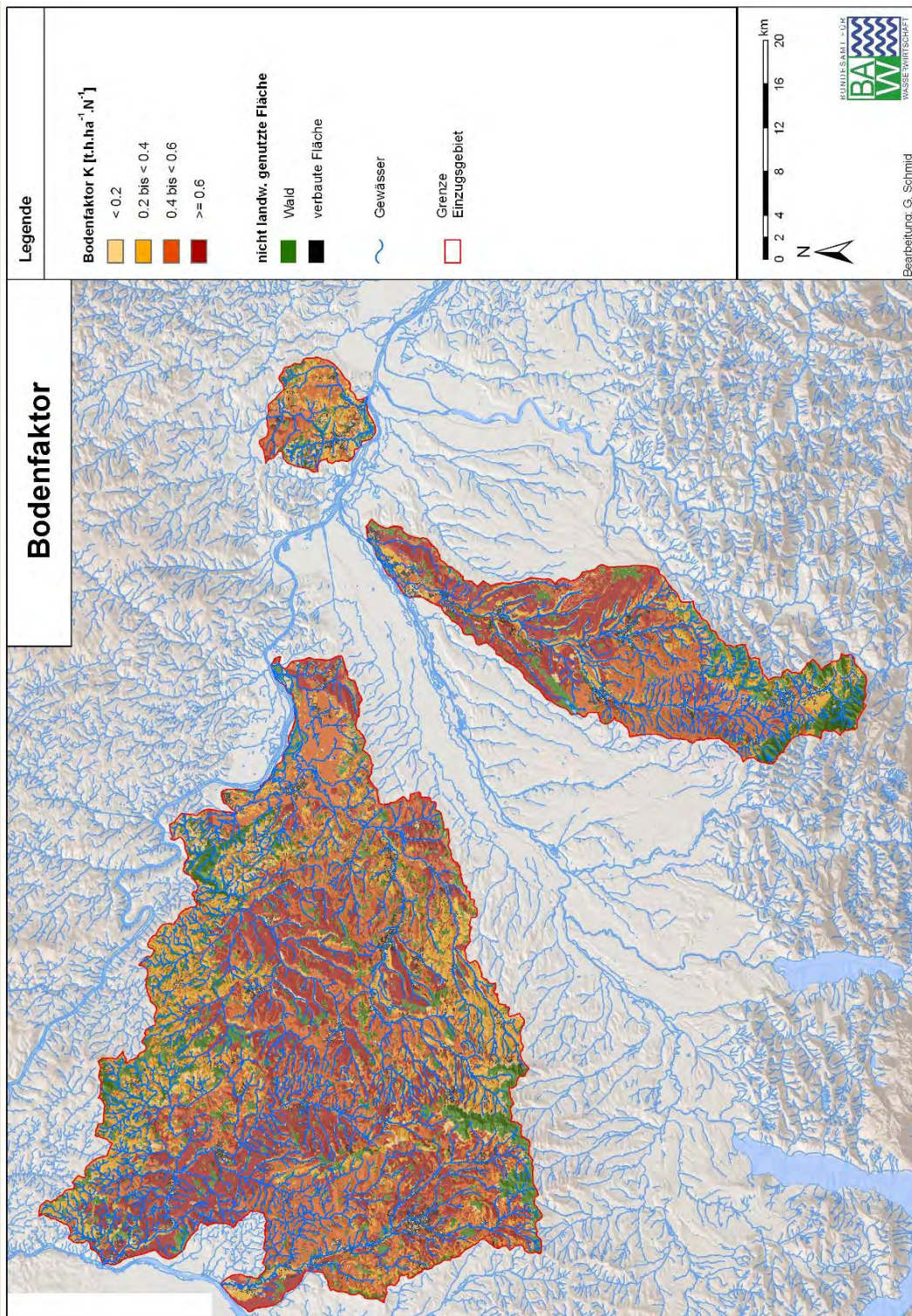


Abb. 4-49: K-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

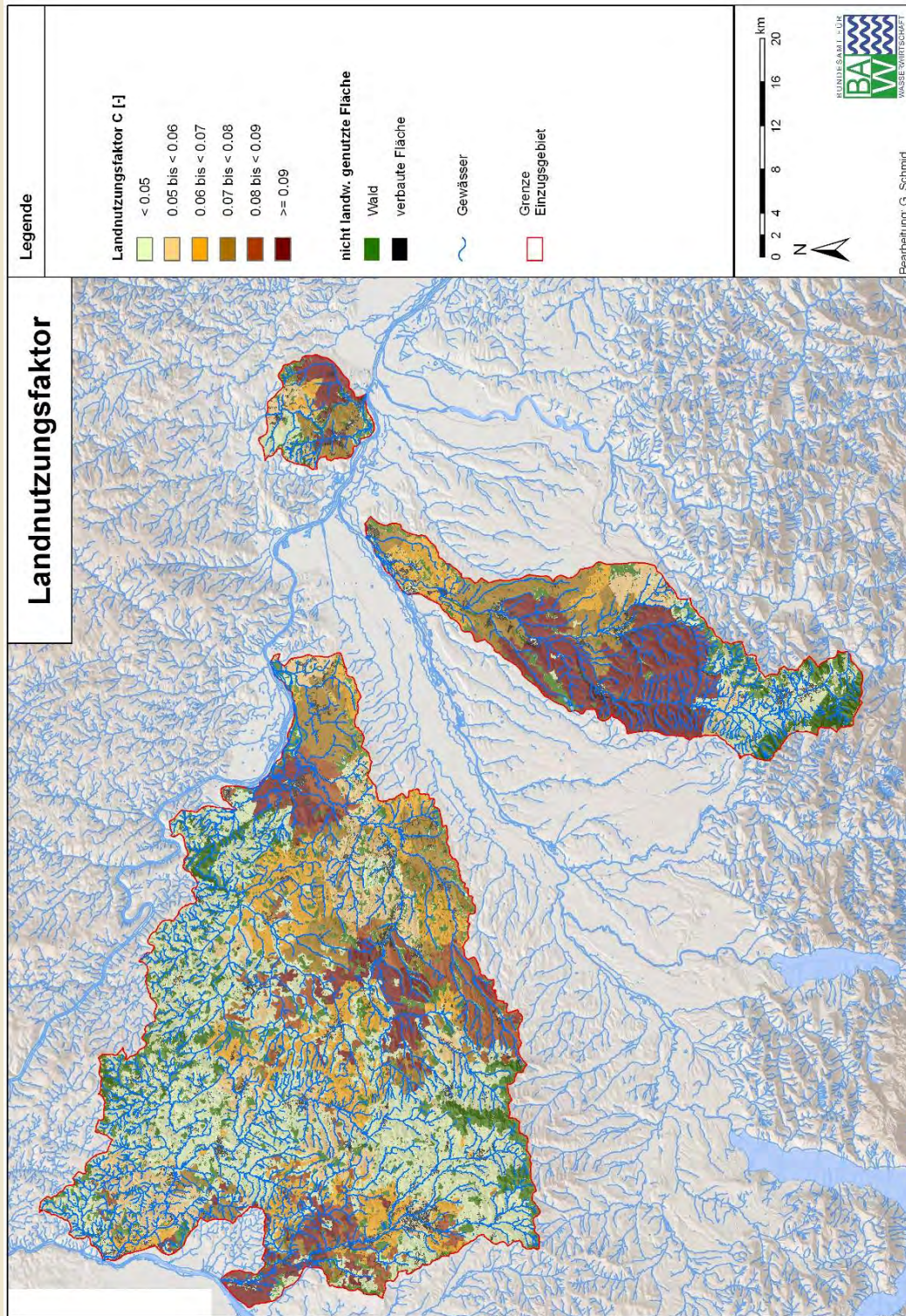


Abb. 4-50: C-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

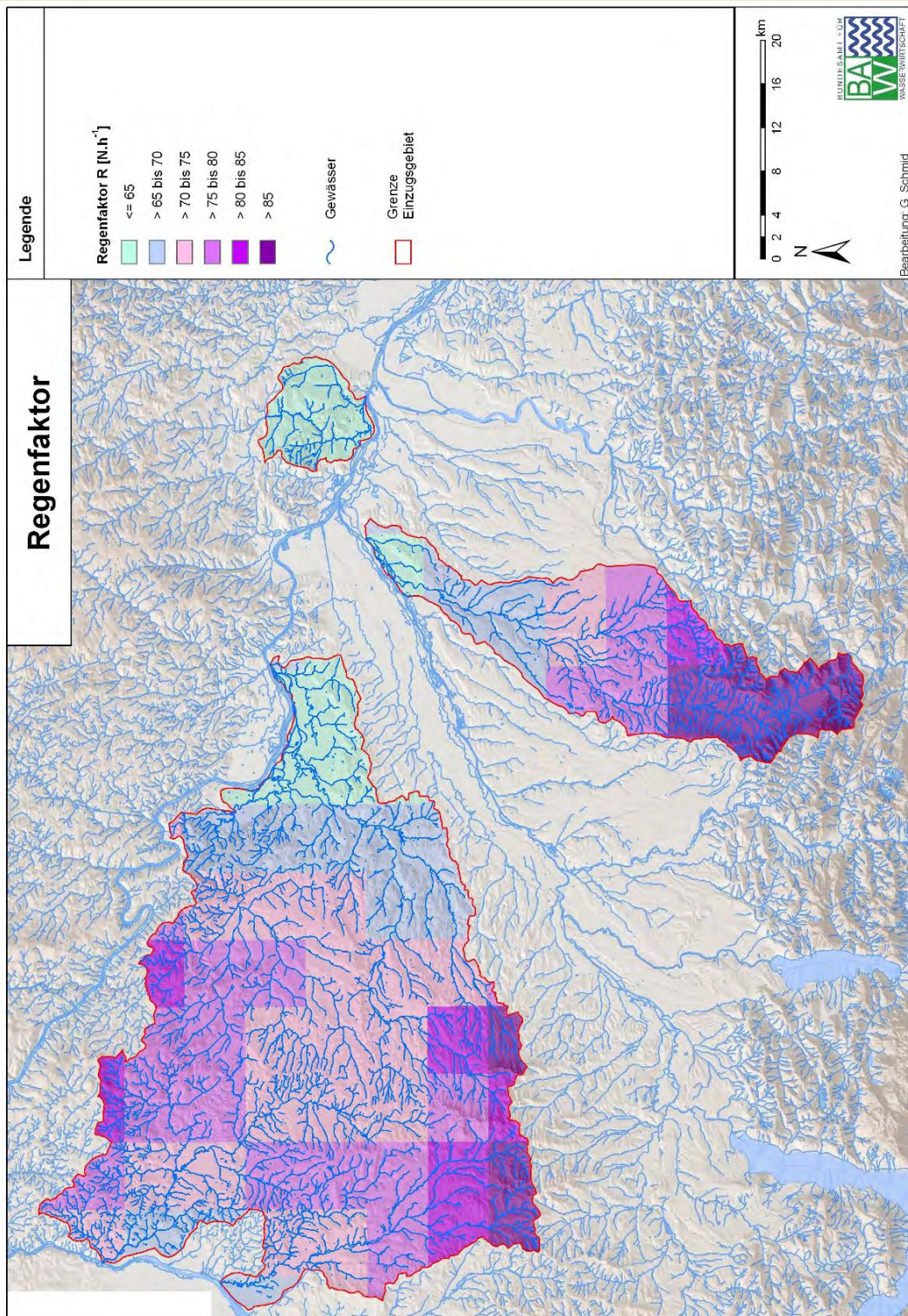


Abb. 4-51: R-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

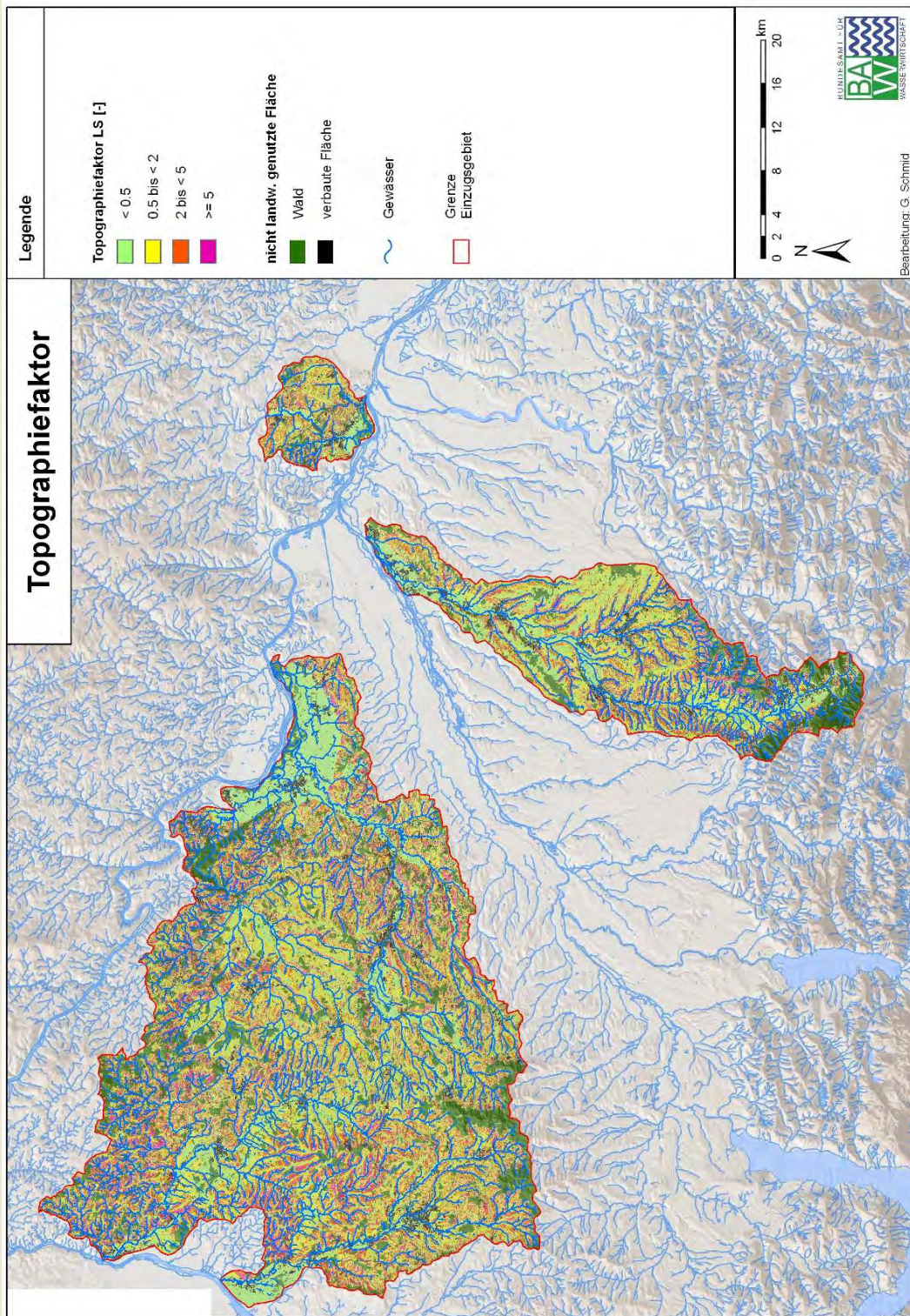


Abb. 4-52: LS-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

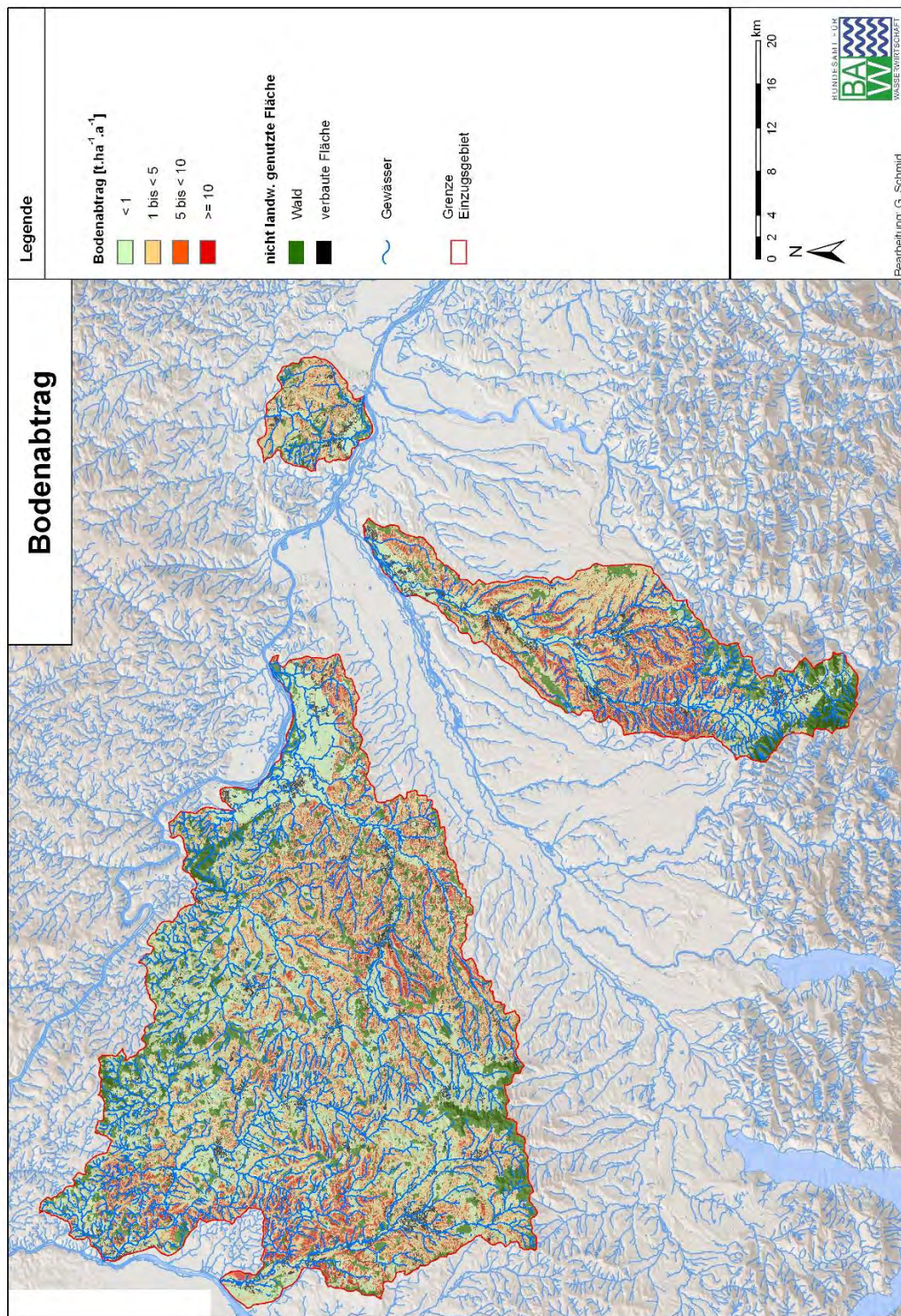


Abb. 4-53: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die oberösterreichischen Testgebiete

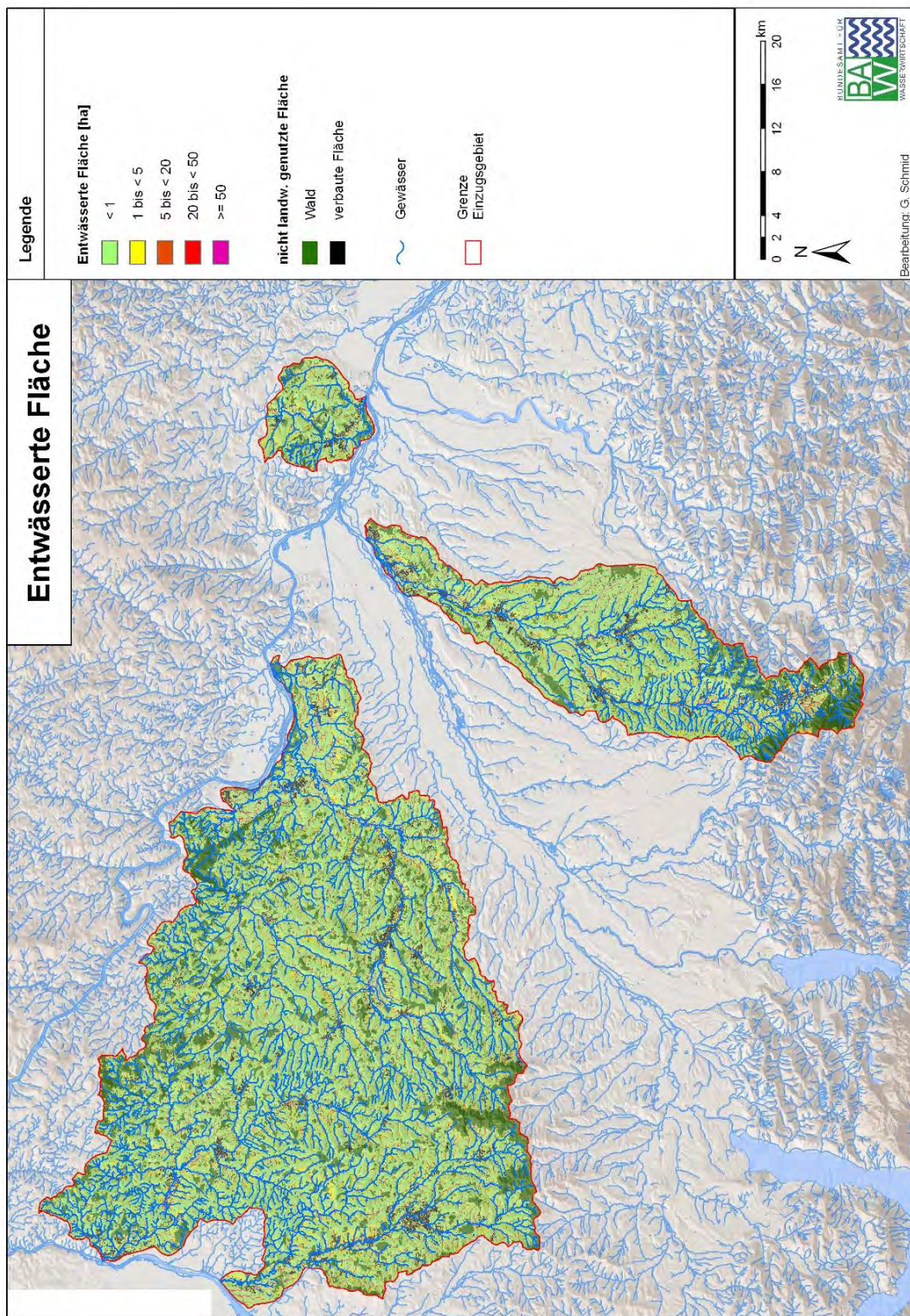


Abb. 4-54: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der oberösterreichischen Testgebiete

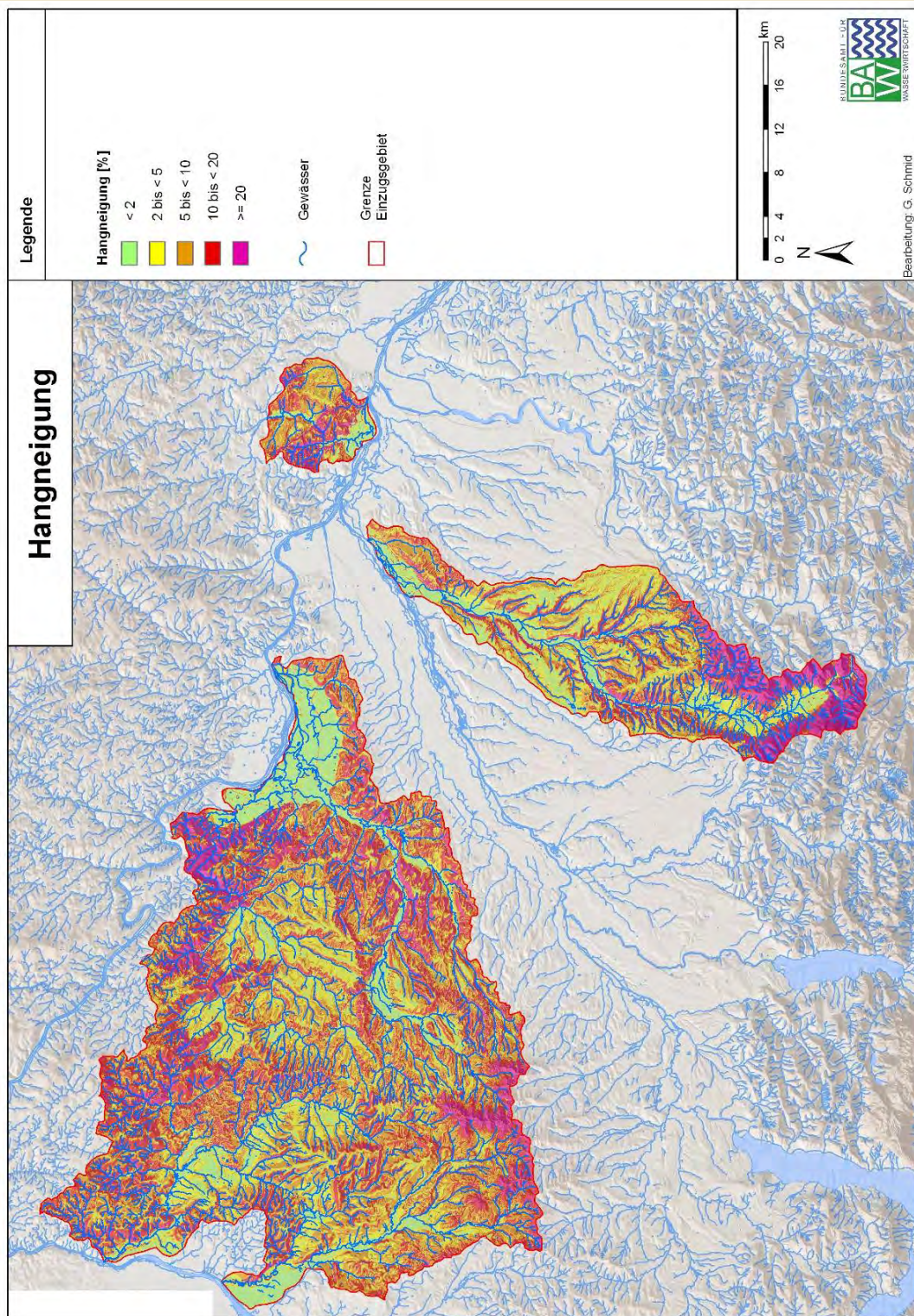


Abb. 4-55: Hangneigungen für die oberösterreichischen Testgebiete

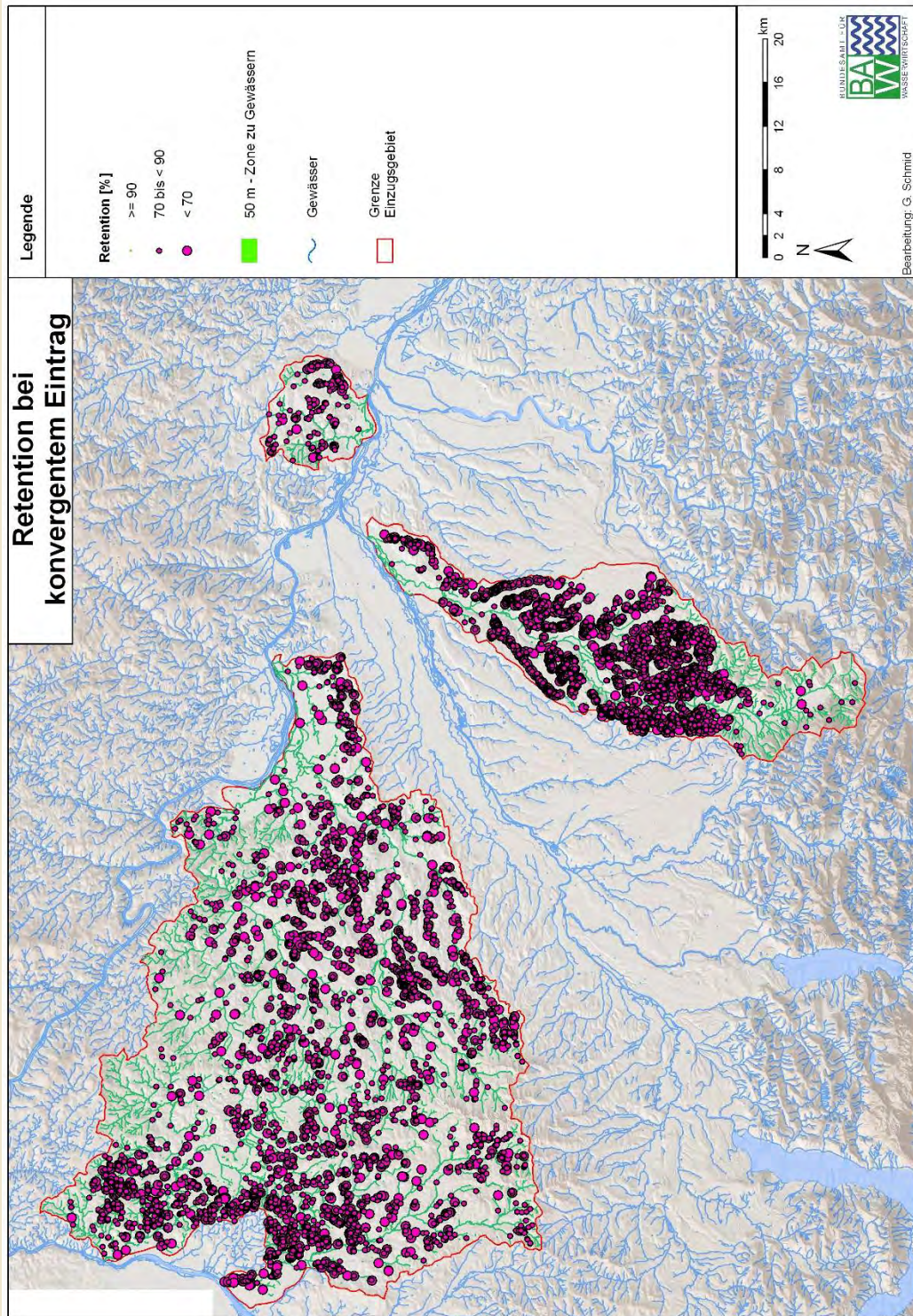


Abb. 4-56: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit <70% Retentionsleistung stark hervorgehoben.

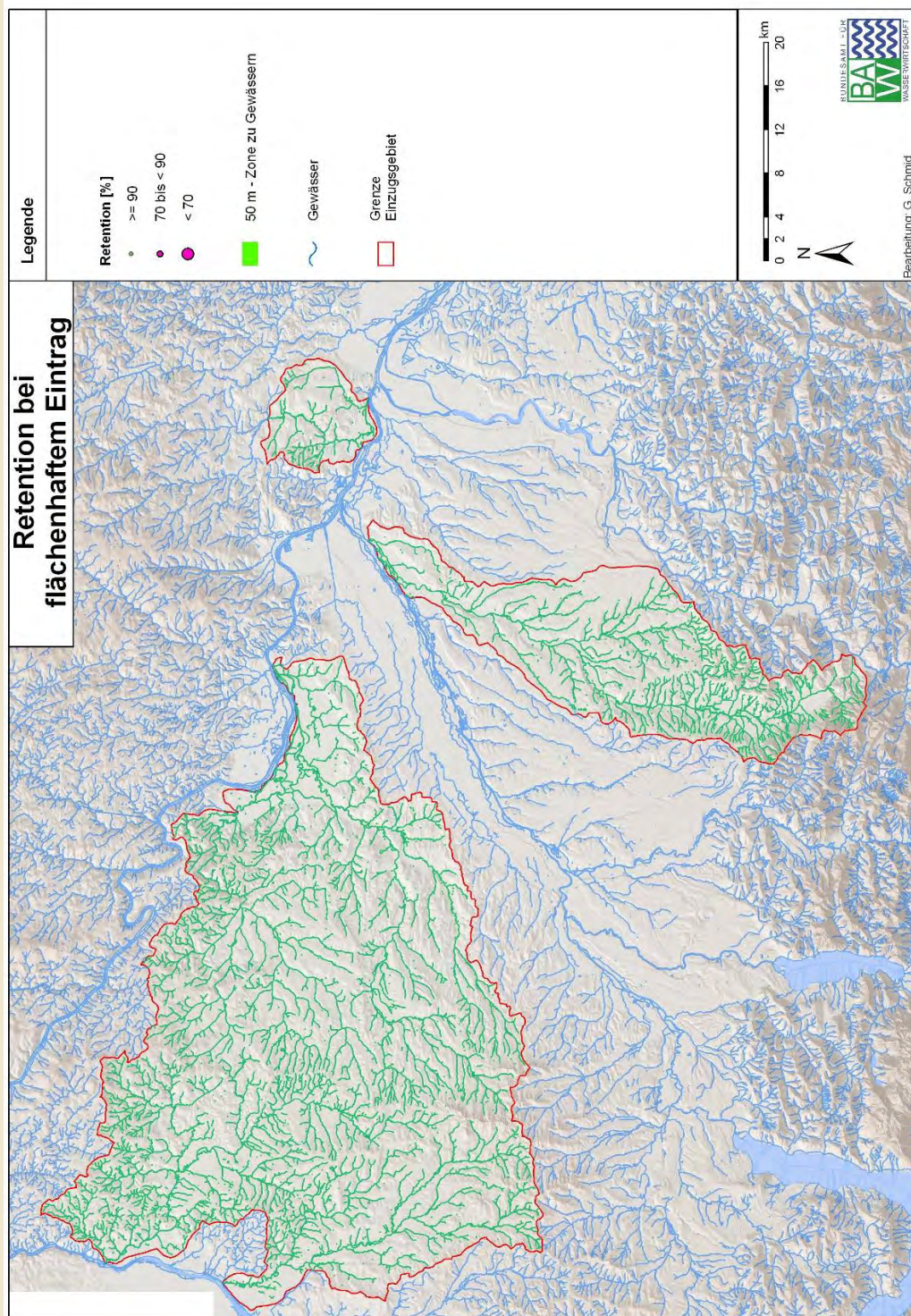


Abb. 4-57: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen

4.3 Feldkartierungen zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen

4.3.1 Ergebnisse im Überblick

Abb. 4-58 zeigt die Lage der fünf Testgebiete. Jeweils zwei Gebiete befinden sich im Einzugsgebiet (EZG) des Rußbachs und Sulzbachs, eines befindet sich im Einzugsgebiet des Weidenbachs.

Tab. 2-1 stellt die Resultate aus den Analysen die mittels Laserscan-Datensatz und dem D-Infinity Algorithmus mittels erweiterter Berechnungsvariante unter Einbeziehung kartierter Strukturen ermittelt wurden dar. Die Modellierungen, die mittels DGM 1 m durchgeführt wurden, gaben die Situation in den Testgebieten am genauesten wieder, weshalb hier lediglich diese Ergebnisse wiedergegeben werden.

Tab. 4-23: Flächenbilanz der Testgebiete

Testgebiete	EZG-Größe	geschützt		ungeschützt	
		in ha	in %	in ha	in %
Rußbach-Lachsfeld	338	338	100,0	0	0,0
Rußbach-Kleinebersdorf	228	142	62,2	86	37,8
Weidenbach-Klein-Harras	422	384	91,0	38	9,0
Sulzbach-Götzendorf	287	287	100,0	0	0,0
Sulzbach-Ebenthal	89	63	70,7	26	29,3

In zwei der fünf Testgebiete (Rußbach-Lachsfeld, Sulzbach-Götzendorf) wurden keine linearen Abflusswege beobachtet, diese Gebiete entwässern also gänzlich geschützt durch Gewässerrandstreifen in das Fließgewässer. In den übrigen drei Testgebieten wurden Teil-einzugsgebiete ermittelt, deren Oberflächenabfluss konzentriert wird und an Filterstreifen vorbei in Fließgewässer mündet. Im Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf wurden in diesem Vergleich die schlechtesten Ergebnisse erzielt. Dort entwässern annähernd 40 % der Fläche ungeschützt in den Rußbach. Das bedeutet, dass die Effektivität von Gewässerrandstreifen in die-

sem Gebiet deutlich herabgesetzt ist. Auch im Testgebiet des Weidenbaches wurde ein ungeschütztes Teil-einzugsgebiet ausgewiesen, dort sind 9 % der Fläche ungeschützt, das entspricht einer Fläche von 38 ha. Das Testgebiet Sulzbach-Ebenthal ist ebenfalls von linearen Abflusswegen betroffen, dort sind etwa 30 % der Fläche nicht durch Filterstreifen geschützt.

Stellvertretend für diese drei Testgebiete werden in Kap. 4.3.2 die Ergebnisse für das Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf im Detail vorgestellt.

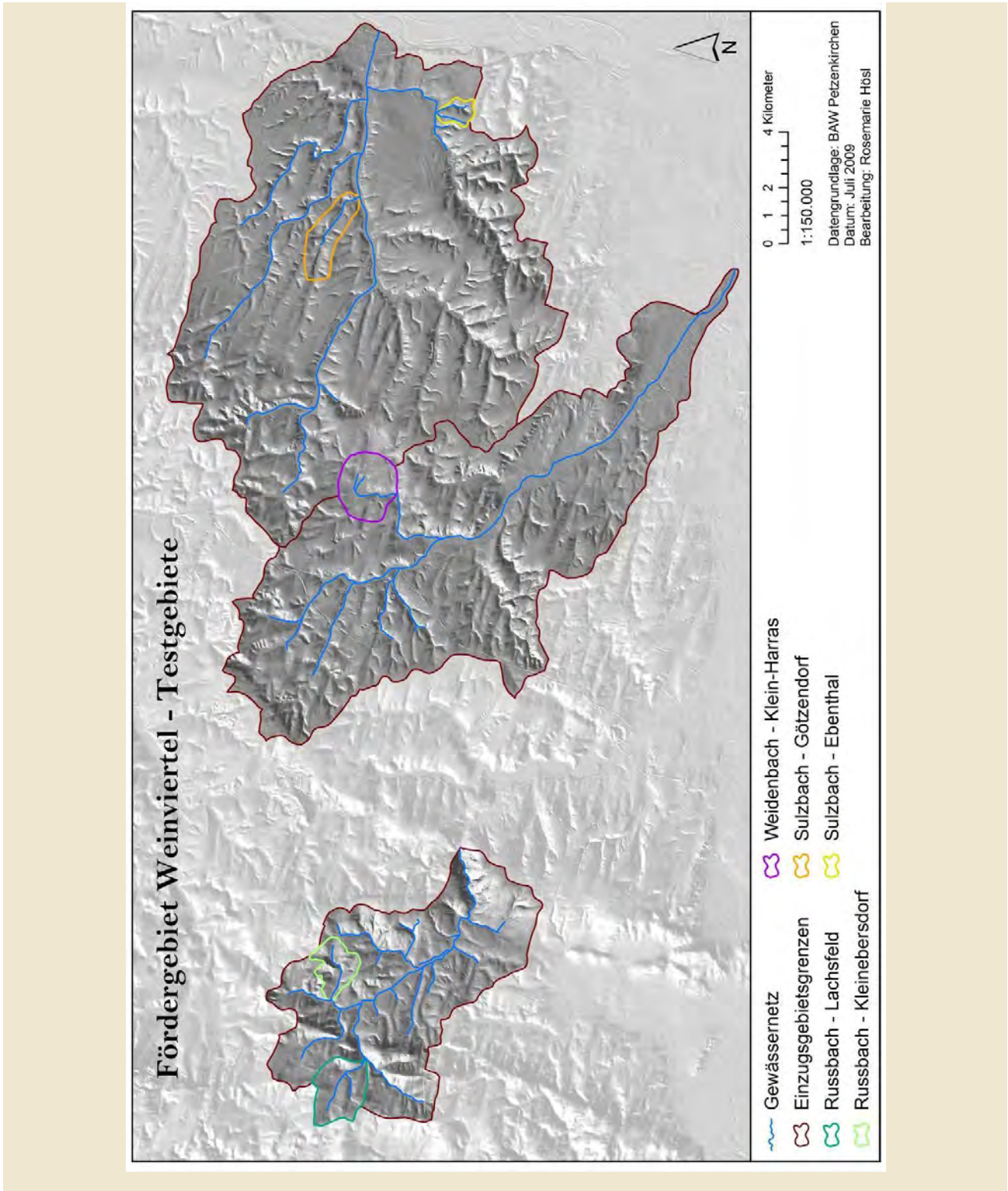
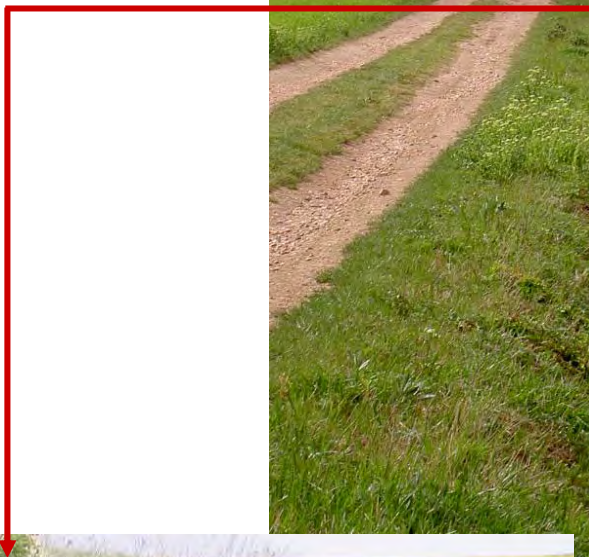


Abb. 4-58: Lage der Testgebiete im Fördergebiet Niederösterreich

Verlauf des
Zubringers



Detailansicht des Durchlasses
im Entwässerungsgraben –
Testgebiet Russbach-
Kleinebersdorf

Abb. 4-59: Entwässerungsgraben und Durchlass im Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf

4.3.2 Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf

In Tab. 4-24 werden die Flächenverhältnisse dargestellt, die mittels DGM 1 m berechnet wurden. Die Wahl des Rechenalgorithmus (D8 oder D-Infinity) wirkt auf das Endergebnis der geschützten bzw. ungeschützten Flächen kaum aus. Wesentlich für das Resultat ist jedoch, ob in einer erweiterten Berechnungsvariante die kartierten Strukturen einbezogen wurden. Wären ohne deren Berücksichtigung ca. 80% des Einzugsgebiets als geschützt ausgewiesen worden, ergibt die erweiterte Berechnung unter Berücksichtigung der kartierten Strukturen einen geschützten Flächenanteil von lediglich ca. 60%.

Aus diesen Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass automatisch generierte Abflusswege, selbst mit einem genauen Höhenmodell (Auflösung 1 m) nur bedingt der Realität entsprechen.

Die Abb. 4-60 a bis d dienen zur Veranschaulichung der unterschiedlichen Ergebnisse aus den Berechnungsvarianten für das Einzugsgebiet. Die blaue Linie stellt den tatsächlichen Verlauf des Vorfluters dar, während die weißen Linien die abgeleiteten Abfluss-

wege aus den beiden verwendeten Algorithmen wiedergeben. Rein visuell kann auch hier festgestellt werden, dass die beiden Algorithmen sehr ähnliche Ergebnisse liefern, sowohl bei der normalen Berechnungsvariante (a und c) als auch bei der erweiterten Berechnungsvariante (b und d). Die roten Pfeile in Abb. 4-60 c und d geben dabei den Verlauf von kartierten Strukturen, in diesem Fall Straßengräben, wieder, die als lineare Abflusswege im Gelände erhoben wurden und anschließend in das Höhenmodell integriert wurden. Wie in Abb. 4-60 a und b ersichtlich, konnten diese linearen Strukturen mittels normaler Berechnungsvariante nicht erhoben werden. Der modellierte Abfluss mündet in diesen Fällen wesentlich weiter flussabwärts in den Vorfluter. Lediglich der Verlauf des Vorfluters wurde mittels normaler Berechnungsvarianten gut nachgebildet.

Tab. 4-24: Flächenverhältnis des Testgebietes Rußbach-Kleinebersdorf

Flächenverhältnis - Rußbach-Kleinebersdorf				
Datengrundlage: DGM 1 m EZG-Größe in ha: 228,4				
Berechnungsvariante	geschützt		ungeschützt	
	in ha	in %	in ha	in %
D8	186,2	81,5	42,3	18,5
D8 + kart. Fließwege	141,5	61,9	86,9	38,1
D-Infinity	186,1	81,5	42,3	18,5
D-Infinity + kart. Fließwege	142,1	62,2	86,3	37,8

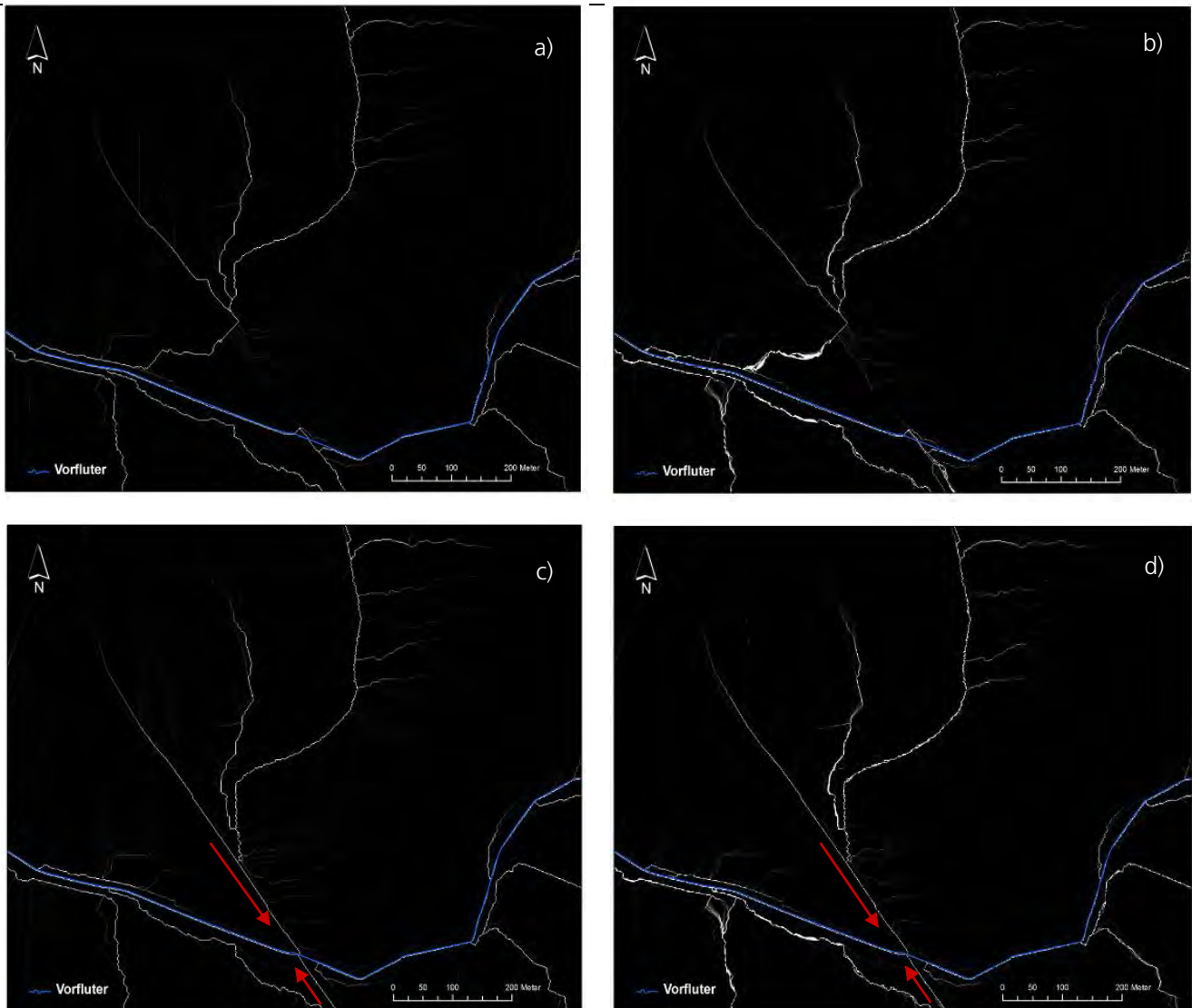


Abb. 4-60: Fließwege aus DGM 1 m abgeleitet: a) D8, normale Berechnungsvariante; b) D-Infinity, normale Berechnungsvariante; c) D8, erweiterte Berechnungsvariante; d) D-Infinity, erweiterte Berechnungsvariante

Diese Modellierungen wurden auch mit den beiden anderen Höhenmodellen durchgeführt. Abb. 4-61 stellt die Ergebnisse für alle drei Höhenmodelle dar, die mittels normaler Berechnungsmethode, also ohne kartierte Fließwege durchgeführt wurde. Es wird ersichtlich, dass nur das hoch aufgelöste DGM 1 m zumindest Teile des ungeschützten Einzugsgebietes identifizieren konnte. Laut den anderen beiden Höhenmodellen wäre das gesamte Testgebiet als geschützt anzusehen.

Abb. 4-62 stellt die Ergebnisse aller drei Höhenmodelle dar, die mittels erweiterter Berechnungsmethode er-

mittelt wurden. In dieser Variante wurden die kartierten Abflusswege in die Höhenmodelle integriert, dadurch konnten ungeschützte Teileinzugsgebiete ermittelt werden. Daraus wird ersichtlich, dass eine genaue Beobachtung der tatsächlichen hydrologischen Abflussverhältnisse in einem Einzugsgebiet von enormer Bedeutung für die Anlage von Gewässerrandstreifen ist.

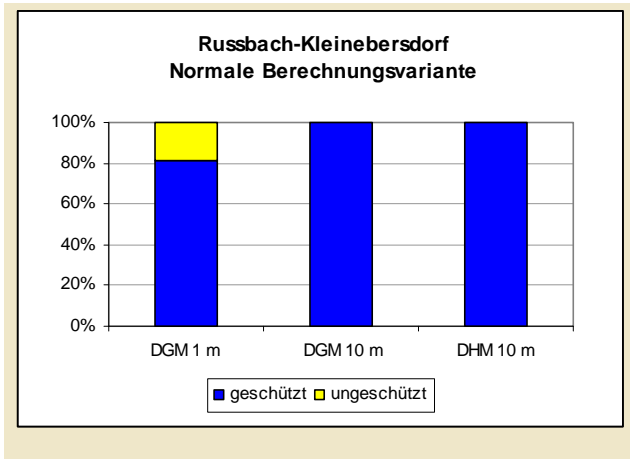


Abb. 4-61: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante

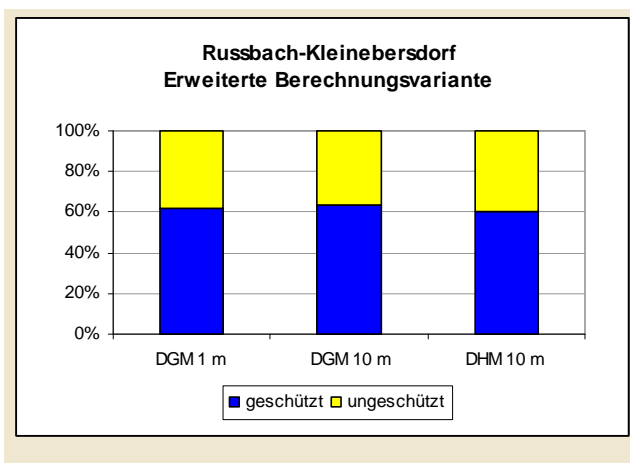


Abb. 4-62: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante

Tab. 4-25: Bodenabtragswerte der Testgebiete

Testgebiete	Bodenerosion t/ha/y	
	geschützt	ungeschützt
Rußbach-Lachsfeld	2,7	0,0
Rußbach-Kleinebersdorf	2,8	3,7
Weidenbach-Klein-Harras	1,8	1,8
Sulzbach-Götzendorf	3,7	0,0
Sulzbach-Ebenthal	4,0	2,0

4.3.3 Bodenerosion

Aus Tab. 4-25 lassen sich die Bodenabtragswerte, die mit Hilfe der Bodenabtragskarte des hydrologischen Atlas berechnet wurden, entnehmen. Die Erosionswerte wurden auf Basis der geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebiete ermittelt. Daraus wird deutlich, dass das Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf das höchste Gefährdungspotenzial an Bodenerosion hat. In der ungeschützten Einzugsgebietsfläche werden etwa 3,7 Tonnen pro Hektar und Jahr abgetragen und ungeschützt in den Rußbach geleitet. Aber auch die beiden Testgebiet Weidenbach-Klein-Harras und Sulzbach-Ebenthal sind von Bodenerosion betroffen.

4.4 Evaluierung der Wirkung von Gewässerrandstreifen durch Messungen (siehe auch Abb. in Anlage 3)

4.4.1 Beschreibung der Profilstellen

4.4.1.1 Standort Grub (Nö)

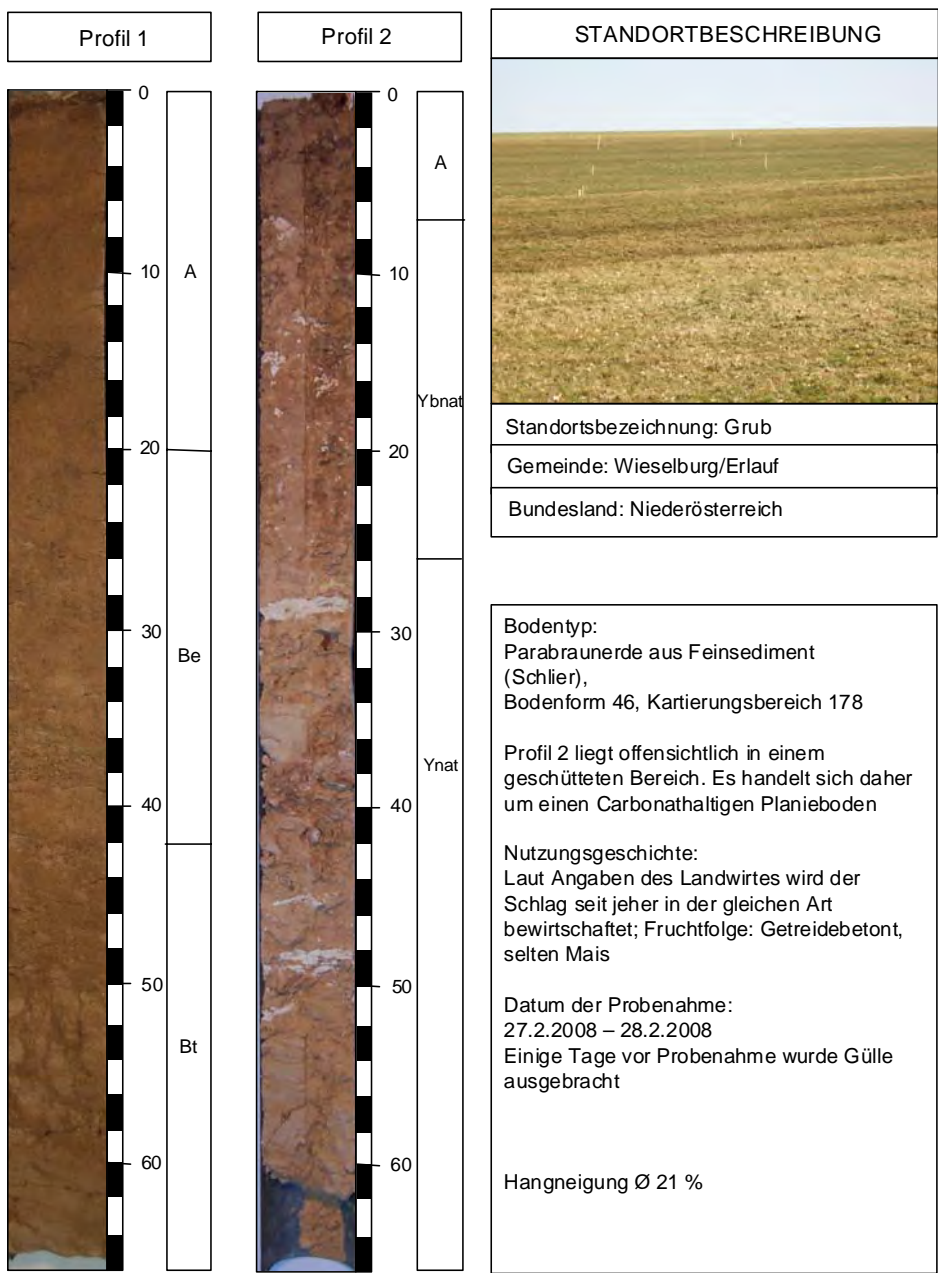


Abb. 4-63: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Grub

4.4.1.2 Standort Waidendorf (Nö)

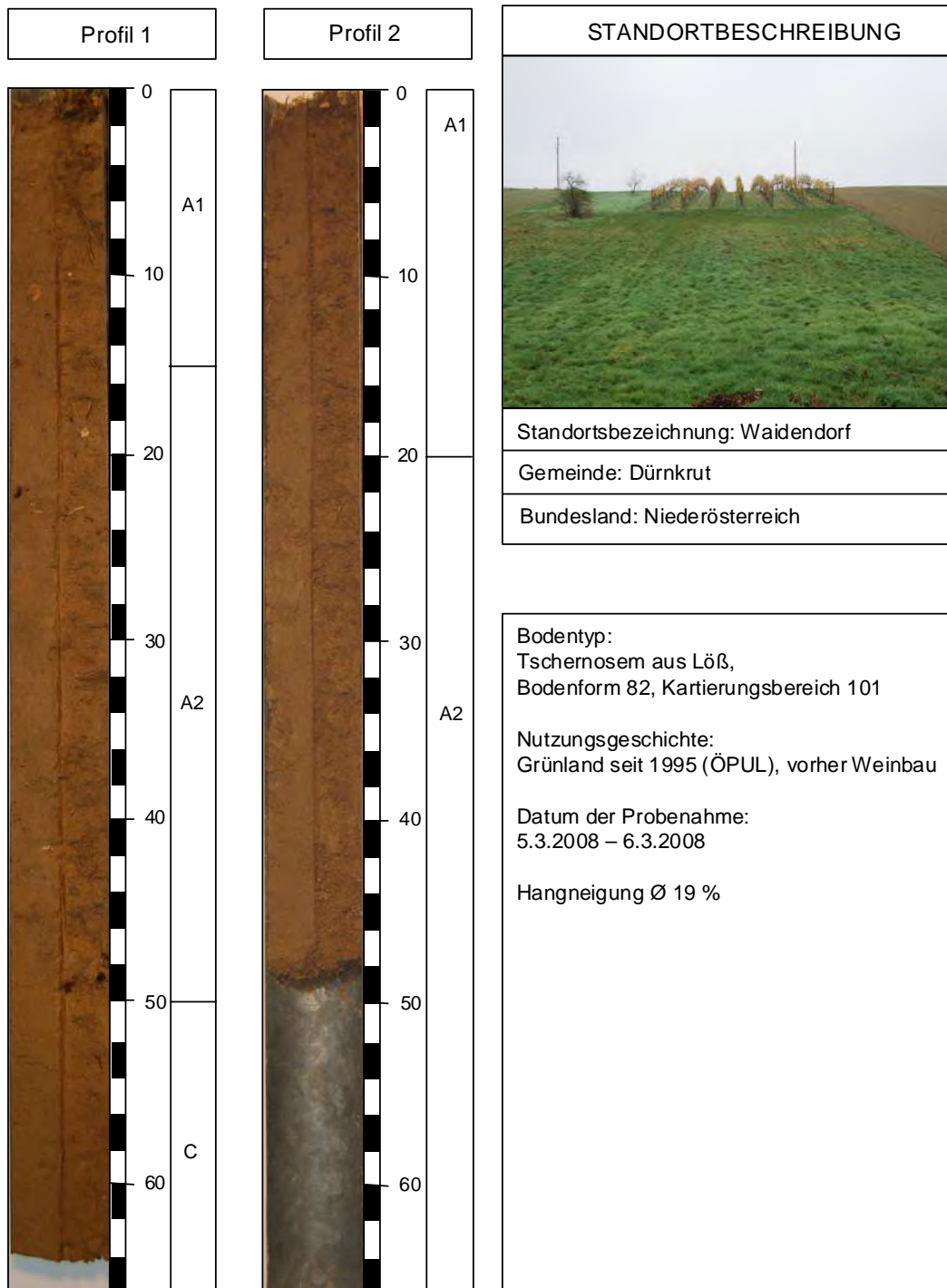


Abb. 4-64: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Waidendorf

4.4.1.3 Standort Reiting (Stmk)

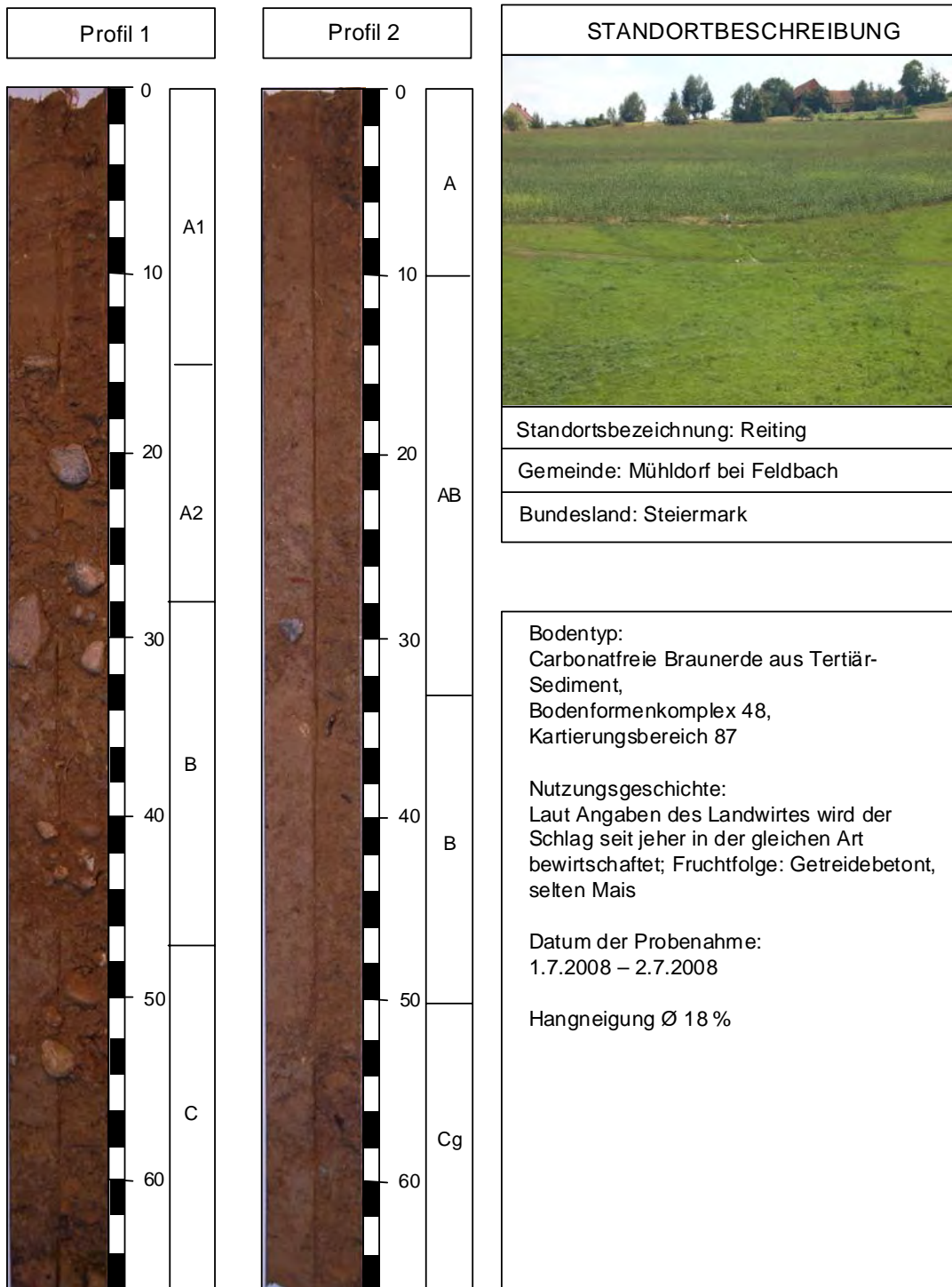


Abb. 4-65: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Reiting

4.4.1.4 Standort Altaist (Oö)

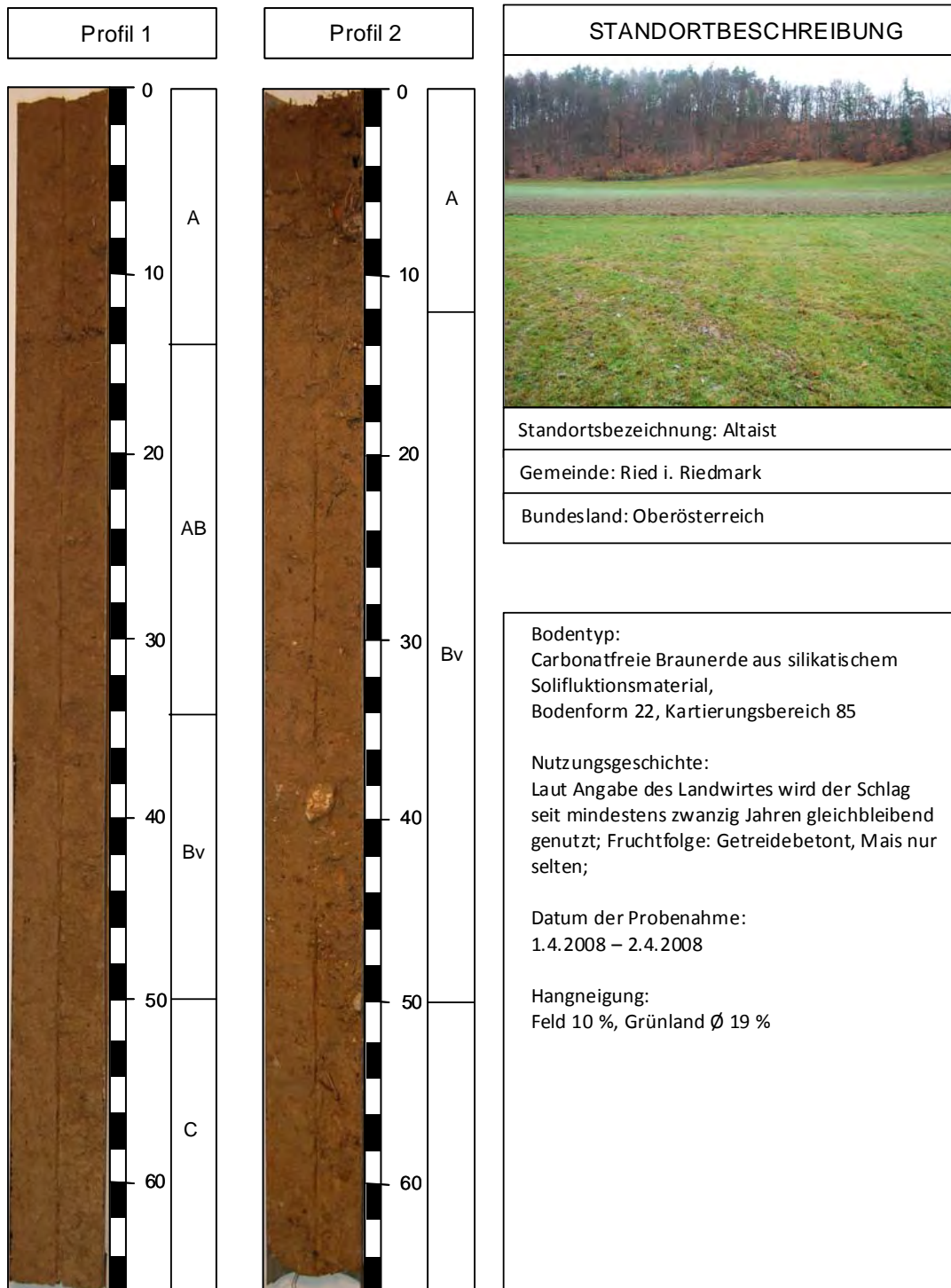


Abb. 4-66: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Altaist

4.4.2 Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren für die Retentionswirkung

4.4.2.1 Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zum natürlichen Gehalt

An den Standorten Grub, Waidendorf und Reiting waren die Konzentrationen an Kupfer und Zink in 150 cm Tiefe in der Regel geringer als im Vergleich zur Bodenschicht bis 15 cm Tiefe. In Grub war dies auch für die Parameter Barium, Vanadium, Blei, Cadmium und Chrom in mehr oder weniger hohem Ausmaß zu beobachten. Beim Standort Altaist wurden im Oberboden keine erhöhten Gehalte an Kupfer und Zink im Vergleich zu 150 cm festgestellt. Abb. 4-67 bis Abb. 4-70 zeigen exemplarisch die Konzentrationsverläufe für Kupfer an den Standorten Grub, Waidendorf, Altaist und Reiting jeweils gemittelt über die Wiederholungsmessungen. Eine vollständige Darstellung der Ergebnisse enthält die Anlage 5.

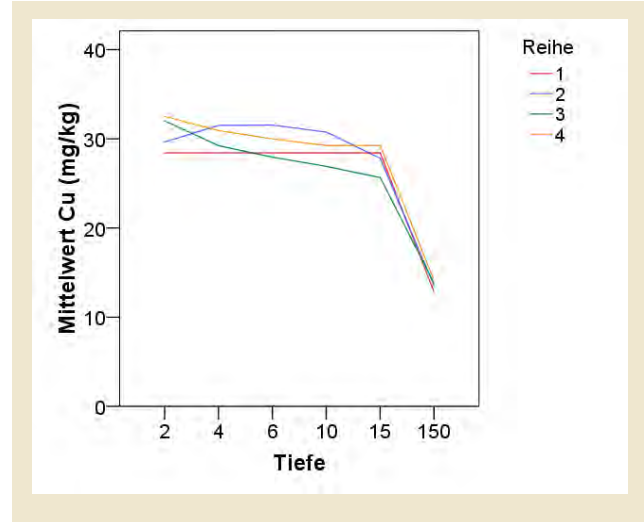


Abb. 4-68: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)

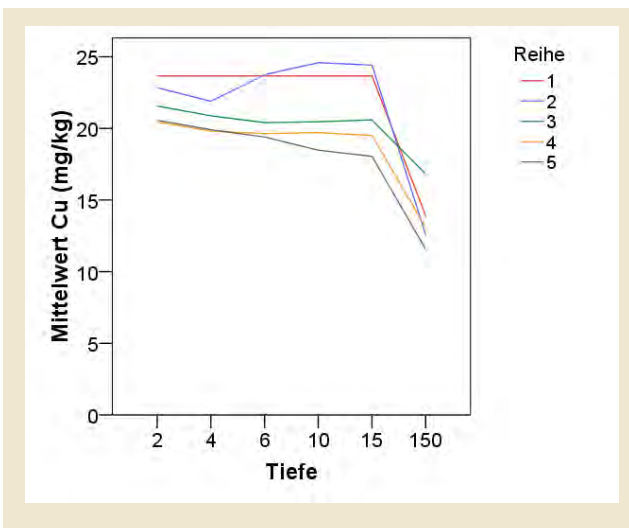


Abb. 4-67: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

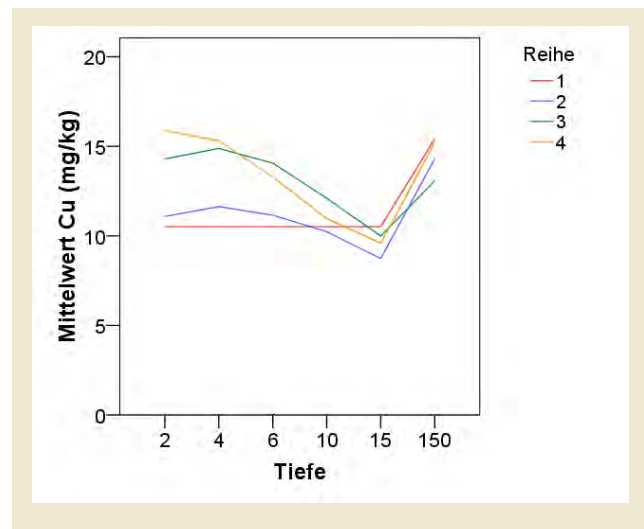


Abb. 4-69: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)

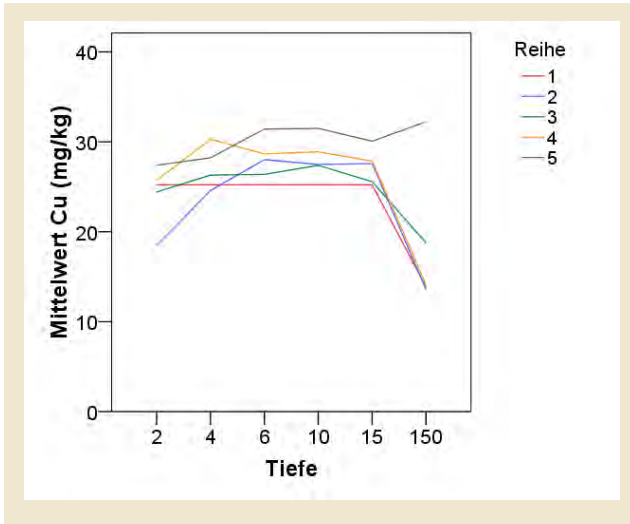


Abb. 4-70: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)

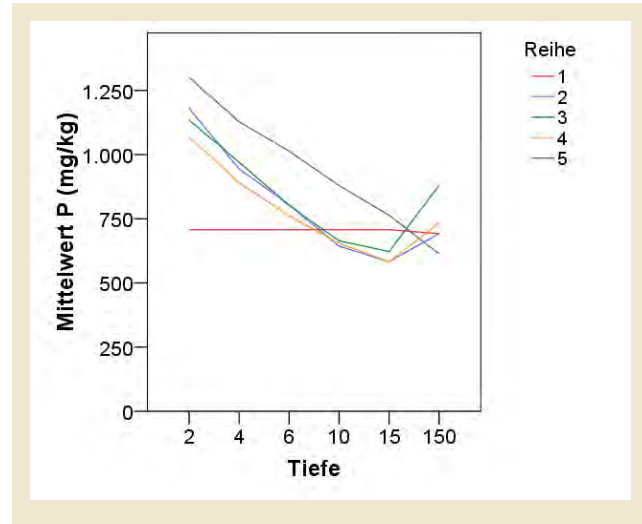


Abb. 4-71: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

In Reiting können in der Reihe 5 in 150 cm Tiefe veränderte Bodeneigenschaften beobachtet werden. Der Sandanteil steigt auf etwa 80 % an, der Ton- und Schluffgehalt sinken auf etwa 20 %. Die untersuchten Parameter zeigen in der Reihe ein unterschiedliches Verhalten in der Tiefe gegenüber den Reihen 1 bis 4, welches auf die veränderten Bodeneigenschaften zurückgeführt wird (siehe Abb. 4-70).

Der Parameter Phosphor verhält sich in Abhängigkeit des Standorts unterschiedlich: In Altaist können keine wesentlich erhöhten Gehalte im Oberboden festgestellt werden, während die Konzentrationen in Grub, Reiting und Waidendorf im Oberboden erhöht sind. Die Abbildungen Abb. 4-71 bis Abb. 4-74 zeigen die Phosphor-Konzentrationen an den Standorten Grub, Waidendorf, Altaist und Reiting in den verschiedenen Tiefenstufen.

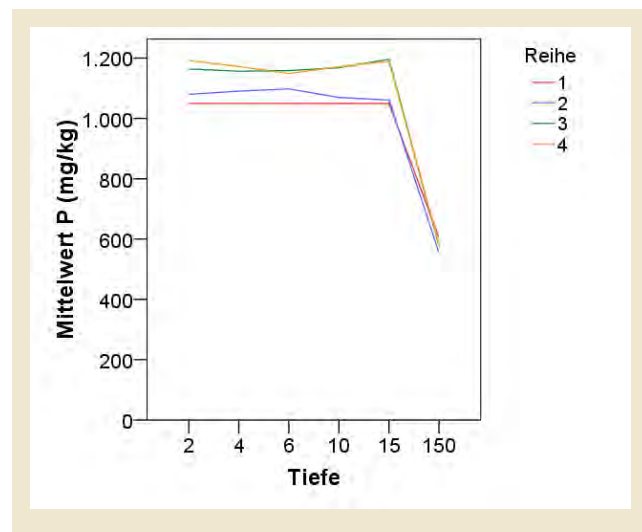


Abb. 4-72: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)

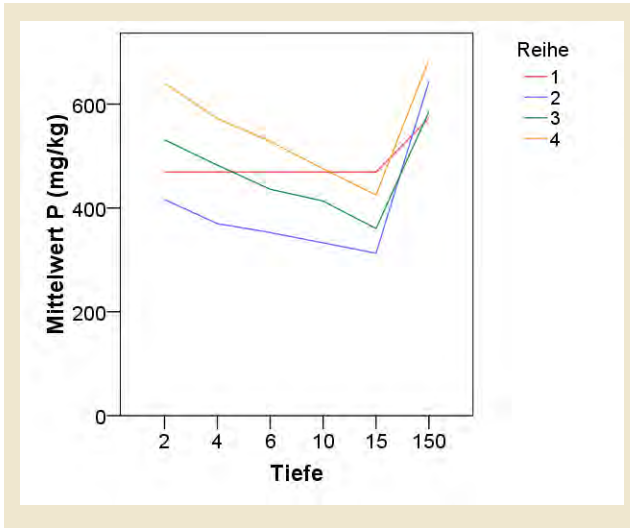


Abb. 4-73: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)

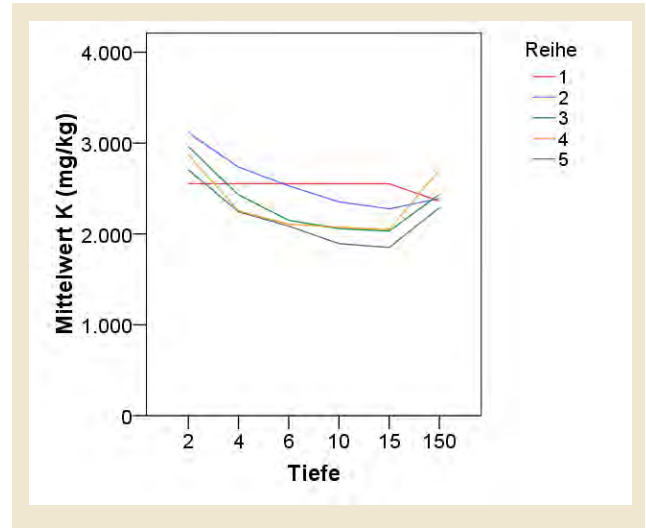


Abb. 4-75: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

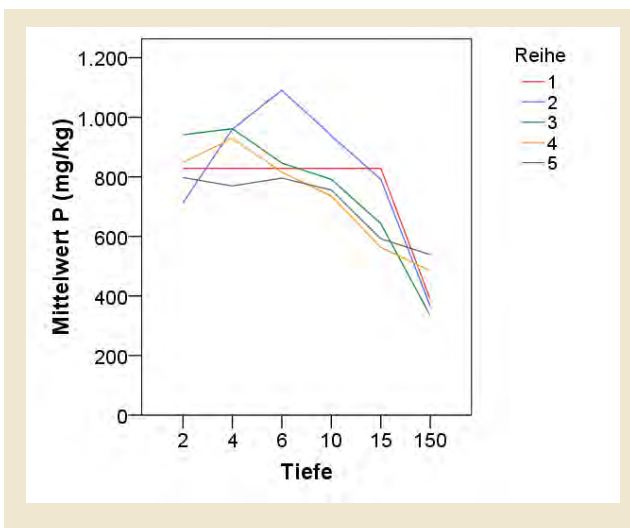


Abb. 4-74: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)

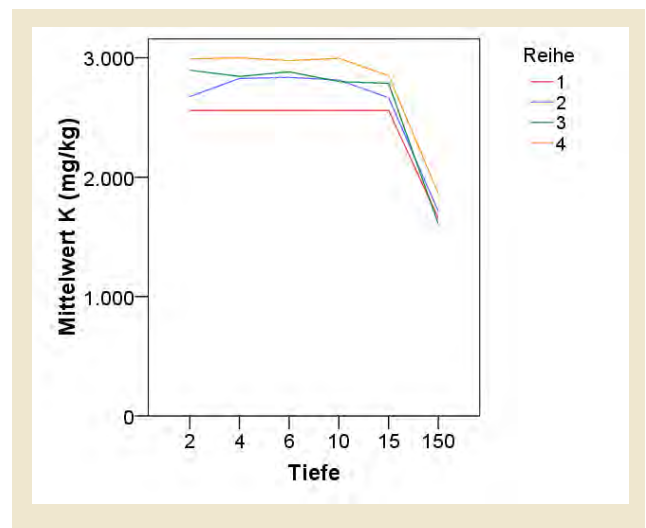


Abb. 4-76: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)

Betreffend den Parameter Kalium konnten weder in Grub noch in Altaist erhöhte Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zum natürlichen Gehalt in 150 cm Tiefe beobachtet werden. In Waidendorf bzw. Reiting war dies sehr wohl der Fall. Die Abbildung Abb. 4-75 bis Abb. 4-78 zeigen die Kalium-Konzentrationen an den Standorten Grub, Waidendorf, Altaist und Reiting in den verschiedenen Tiefenstufen.

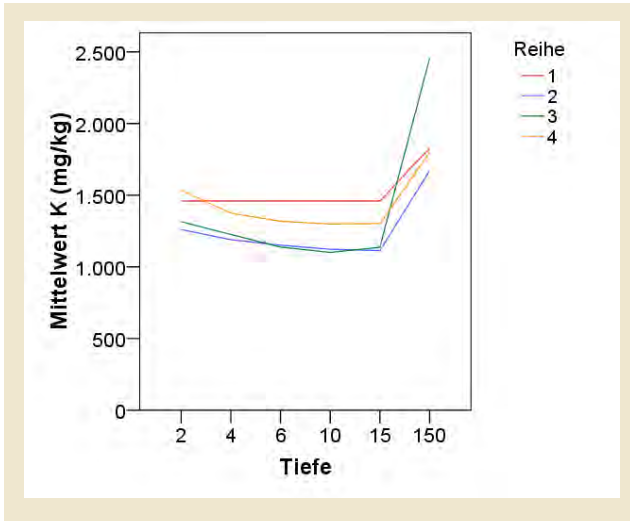


Abb. 4-77: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)

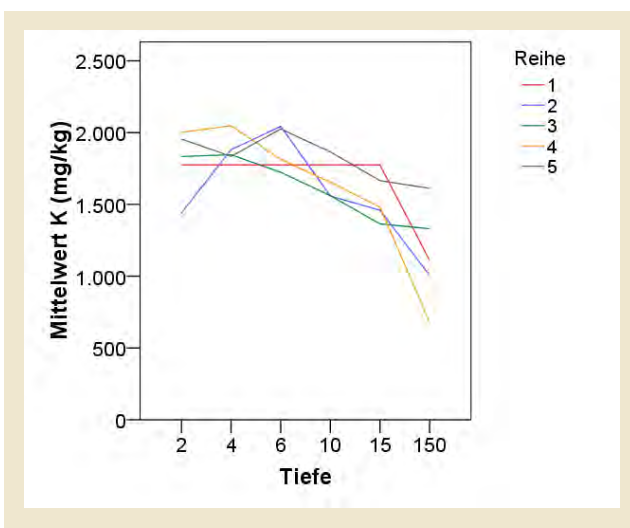


Abb. 4-78: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)

Für die Parameter Natrium und Magnesium wurden in 150 cm Tiefe zum Teil höhere Gehalte als im Oberboden beobachtet. Dies lässt darauf schließen, dass die Variation dieser Elemente im Ausgangsmaterial bereits so hoch ist, dass Stoffverlagerungen über Gehaltsänderungen nicht mehr abgebildet werden. Mit einer Rolle könnte außerdem spielen, dass diese beiden Elemente relativ leicht mit dem Sickerwasser verlagert

werden. Die beiden Parameter sind für die Beurteilung der Wirkung von Gewässerrandstreifen deshalb nicht gut geeignet.

Die Konzentrationen an organischen Kohlenstoff bzw. Gesamt-Stickstoff nehmen an allen vier Standorten erwartungsgemäß mit der Tiefe ab.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass am Standort Altaist im Oberboden (0 bis 15 cm) im Vergleich zum natürlichen Gehalt (bei 150 cm) keine erhöhten Gehalte an Kupfer, Zink, Phosphor und Kalium gemessen wurden. Der Acker wird extensiv bewirtschaftet.

Die Standorte Grub, Waidendorf und Reiting werden in Kapitel 4.4.2.4 für jene Parameter, die im Oberboden erhöhte Konzentrationen aufweisen, ausgewertet.

4.4.2.2 Variabilität innerhalb der Wiederholungsreihen

Für jeden der vier Standorte wurden je Reihe und Tiefenstufe jeweils 5 Wiederholungsmessungen im Abstand von 1,25 m bis 3 m durchgeführt. Die Variabilität der Wiederholungsmessungen wurde geprüft.

Dazu wurde der Variationskoeffizient je Reihe und Tiefenstufe berechnet und im Anschluss der Mittelwert je Standort gebildet (siehe Tab. 4-26 und Anlage 4). Der Variationskoeffizient beschreibt die Standardabweichung relativ zum Mittelwert und stellt damit eine Normierung der Varianz dar.

Aus Tab. 4-26 ist ersichtlich, dass die Standorte Grub, Altaist und Waidendorf vergleichsweise geringe Variationskoeffizienten < 20 % aufweisen. Abb. 4-79 zeigt exemplarisch die Kupferkonzentrationen am Standort Grub in 6-10 cm Tiefe für die einzelnen Wiederholungen. Dies liefert einen Hinweis darauf, dass an diesen drei Standorten der Oberflächenabfluss und in Folge die Ablagerung des mittransportierten Materials relativ

gleichmäßig über die gesamte Breite der Fläche erfolgt.

Tab. 4-26: Variationskoeffizienten je Reihe und Tiefenstufe für die vier untersuchten Standorte

Parameter	Altaist	Grub	Reiting	Waidendorf
Cu (mg/kg)	6,4	4,1	10,6	15,4
Zn (mg/kg)	5,5	3,5	9,0	10,4
K (mg/kg)	4,0	5,8	12,3	6,9
Mg (mg/kg)	4,7	4,0	9,7	3,4
Na (mg/kg)	8,3	5,6	9,8	4,3
P (mg/kg)	8,0	7,7	13,3	10,1
Nt (mg/kg)	10,1	16,7	32,7	18,3
Corg (mg/kg)	8,4	16,2	30,5	16,6
Ctot (mg/kg)	8,2	20,4	30,5	6,9
Sand (%)	8,5	6,5	22,8	12,4
Schluff (%)	3,3	4,0	10,1	3,2
Ton (%)	7,9	5,1	12,9	15,2
Ba (mg/kg)		6,5		
Cd (mg/kg)		18,3		
Cr (mg/kg)		5,6		
Pb (mg/kg)		10,7		
V (mg/kg)		4,2		

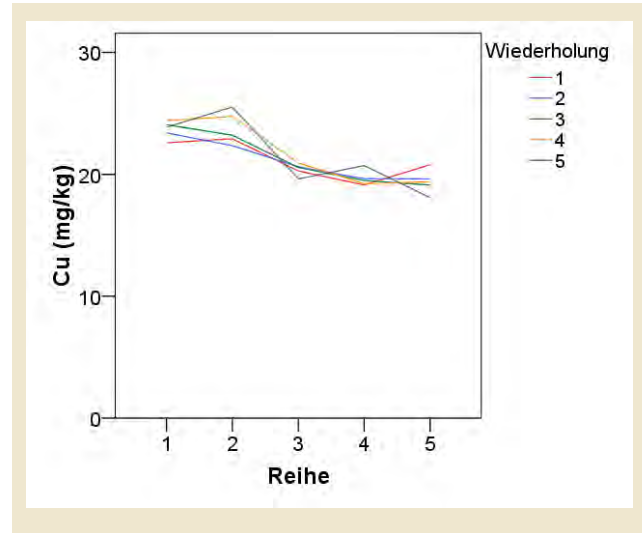


Abb. 4-79: Kupfer-Konzentration am Standort Grub in 6-10 cm Tiefe

Im Unterschied dazu sind die mittleren Variationskoeffizienten am Standort Reiting vergleichsweise hoch. Ursächlich dafür sind Ablagerungen mit einem erhöhten Anteil an organischer Substanz in der Tiefe (siehe Abb. 12 in Anlage 3), die darauf zurückzuführen sein dürften, dass in bestimmten Bereichen des Hangs bevorzugt Material abgelagert wird, da sich der Oberflächenabfluss möglicherweise dort konzentriert.

In diesem Fall ist es zielführend, einzelne Wiederholungsreihen zu betrachten, wie das in Abb. 4-80 exemplarisch für die Wiederholung 2 gemacht wurde. In der Tiefenstufe 4 bis 6 cm ist der erhöhte Gehalt an organischem Kohlenstoff erkennbar, der sich in anderen Wiederholungen nicht in dieser Weise wieder findet. Die Reihe 3 weist dafür in der Tiefenstufe 0–2 cm erhöhte Gehalte an organischen Stickstoffverbindungen auf.

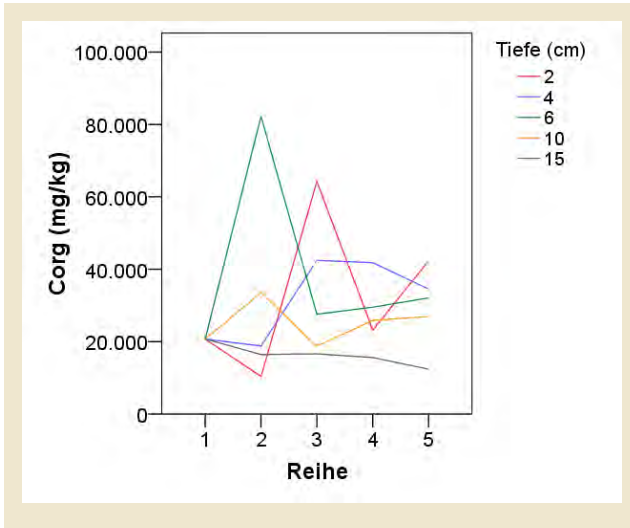


Abb. 4-80: Organischer Kohlenstoff in mg/kg am Standort Reiting (Wiederholung 2)

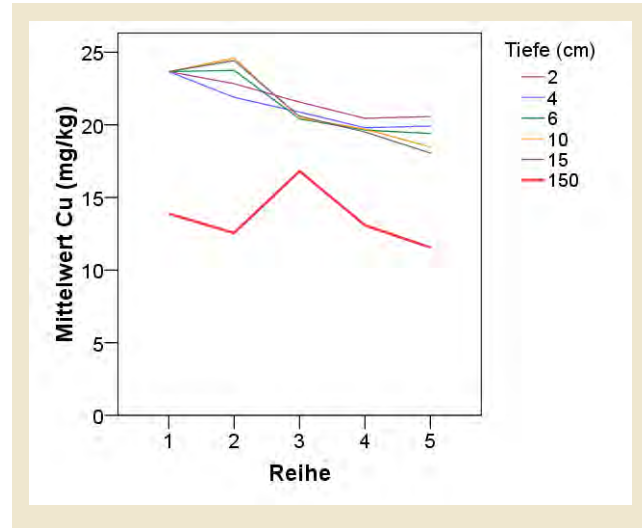


Abb. 4-81: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Aus den Ergebnissen kann geschlossen werden, dass hohe Variationskoeffizienten einen Hinweis auf einen konzentrierten Abfluss liefern, während kleine Koeffizienten auf einen breitflächigen Abfluss deuten.

4.4.2.3 Ergebnisse am Standort Grub bei erhöhtem Parameterumfang

In Grub wurden die Parameter Barium (Ba), Vanadium (V), Blei (Pb), Chrom (Cr) und Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Phosphor (P), Kalium (K), Natrium (Na), Magnesium (Mg), Gesamt-Stickstoff (Nt), sowie CaCO_3 , der organische Kohlenstoff und der Gesamtkohlenstoff untersucht.

Abb. 4-81 zeigt die Kupferkonzentrationen am Standort Grub gemittelt über die Wiederholungen. In der Reihe 2 können in den Tiefenstufen 4 bis 15 cm erhöhte Kupfer-Konzentrationen beobachtet werden.

Für Zink wurden erhöhte Gehalte vor allem in der Schicht 0 bis 2 cm festgestellt (siehe Abb. 4-82).

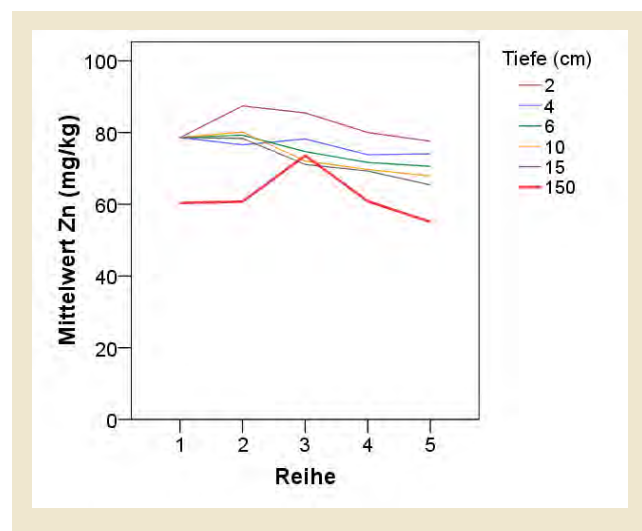


Abb. 4-82: Zink-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Für den Parameter Barium konnten erhöhte Konzentrationen im Oberboden festgestellt werden, die beobachtbare Retentionswirkung ist allerdings nicht so ausgeprägt wie bei Kupfer und Zink (siehe Abb. 4-83).

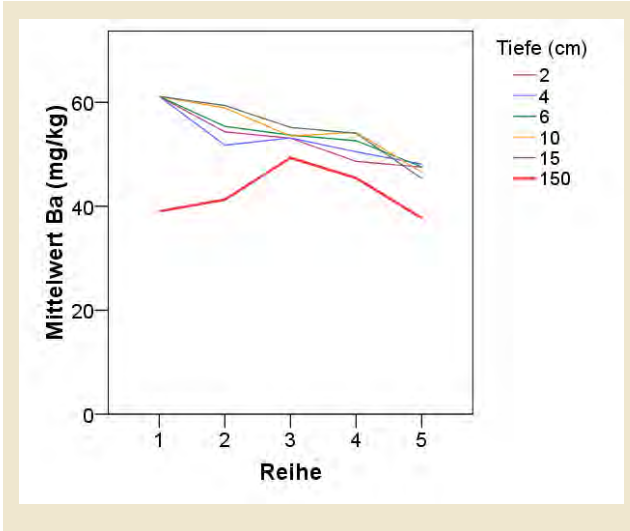


Abb. 4-83: Barium-Konzentrationen in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Die Parameter Kupfer, Zink und Barium korrelieren in hohem Ausmaß mit dem Tongehalt (siehe Tab. 4-27). Da Barium vor allem mit Kupfer aber auch Zink gut korreliert, wurde es für die Standorte Waidendorf, Reiting und Altaist aus dem Messprogramm genommen.

Tab. 4-27: Korrelationskoeffizienten der Parameter Ton (%), Kupfer (Cu), Barium (Ba) und Zink (Zn) am Standort Grub (Datengrundlage: alle Messdaten in mg/kg)

	Ton (%)	Cu (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Ton (%)	1,00	0,84	0,78	0,68
Cu (mg/kg)	0,84	1,00	0,80	0,78
Ba (mg/kg)	0,78	0,80	1,00	0,55
Zn (mg/kg)	0,68	0,78	0,55	1,00

Für den Parameter Cadmium konnten erhöhte Gehalte in der Tiefe von 0 bis 6 cm festgestellt werden. Cadmium korrelierte signifikant mit der organischen Substanz, der Korrelationskoeffizient betrug am Standort Grub 0,7. Die Ursache dürfte sein, dass Cadmium mit

der organischen Substanz Komplexe bildet. Cadmium wurde jedoch aufgrund der geringen Konzentrationen (max. 0,33 mg/kg; siehe Abb. 4-84) und der aufwändigen Analytik aus dem Messprogramm genommen.

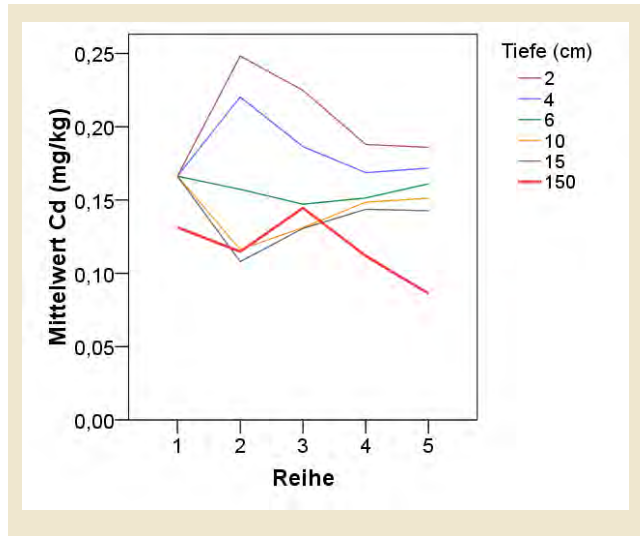


Abb. 4-84: Cadmium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Die Parameter Vanadium und Blei konnten im Oberboden in erhöhten Konzentrationen im Vergleich zum natürlichen Gehalt festgestellt werden, allerdings indizierte diese Parameter keine Retentionswirkung. Sie wurden deshalb an den anderen Standorten nicht weiter untersucht.

Für Chrom konnten nur geringfügig erhöhte Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zu 150 cm Tiefe beobachtet werden. Auch dieser Parameter wurde deshalb nicht weiter untersucht.

Damit verblieben für die Standorte Altaist, Reiting und Waidendorf die Parameter Kupfer (Cu), Zink (Zn), Phosphor (P), Kalium (K), Natrium (Na), Magnesium (Mg), Gesamt-Stickstoff (Nt), sowie CaCO₃, der organische Kohlenstoff und der Gesamt-Kohlenstoff im Messprogramm.

4.4.2.4 Ergebnisse an den vier Standorten bei eingeschränktem Parameterumfang

Im Folgenden werden die einzelnen Parameter für die vier Standorte dargestellt. Dazu wurde die Masse pro cm^2 bis 15 cm Bodentiefe berechnet.

Kupfer

In Grub kann in der Reihe 2 bei allen Wiederholungen eine Retentionswirkung beobachtet werden. Die Massen bis 15 cm Tiefe liegen zwischen $0,36$ und $0,49 \text{ mg/cm}^2$ (siehe Abb. 4-85). Sie verhalten sich innerhalb der Wiederholungsmessungen homogen, sodass auf einen breitflächigen Oberflächenabfluss geschlossen werden kann.

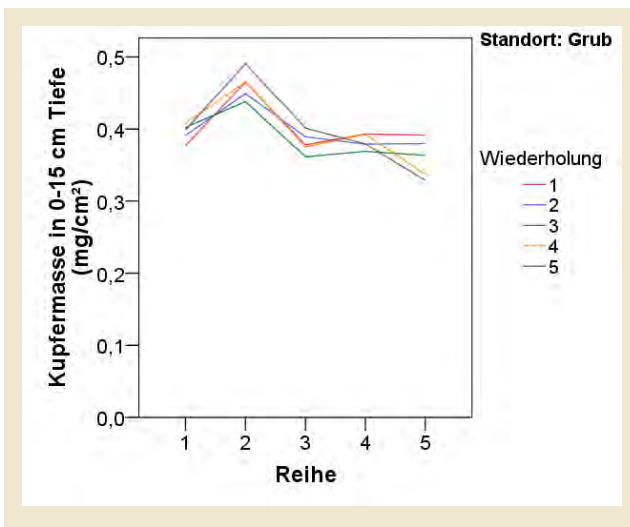


Abb. 4-85: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub

Der Standort Waidendorf zeigt ebenso wie Grub in der Reihe 2 die beste Retentionswirkung (siehe Abb. 4-86). Bei der Wiederholung 1 treten mit bis zu 70 g/cm^2 die höchsten Massengehalte auf. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass der Standort als Weinbau genutzt wird und Kupfer als Pflanzenschutzmittel im Weinbau verbreitet eingesetzt wurde.

Der in Abb. 4-86 erkennbare Unterschied zwischen den Wiederholungen weist auf einen konzentrierten Oberflächenabfluss hin (vgl. auch Luftbild zu Grub in Abb. 4-10), was sich gut mit den ungleichmäßigen Abflussverhältnissen in einem Weingarten mit Reihen in Fallrichtung erklären lässt.

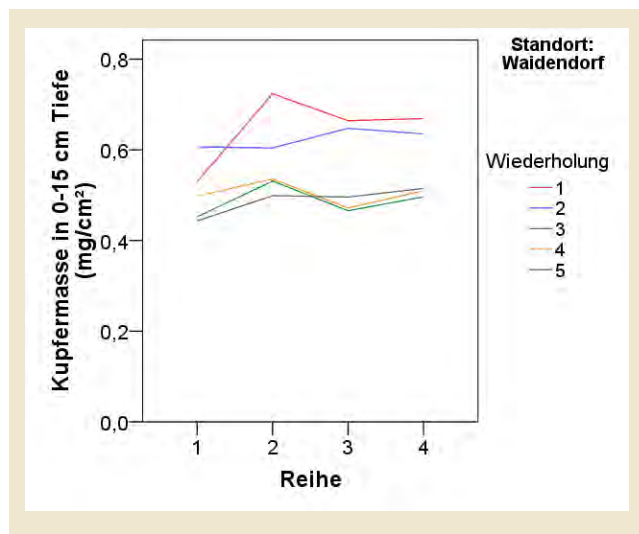


Abb. 4-86: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

In Reiting wurde zwar eine im Vergleich zum natürlichen Gehalt erhöhte Kupferkonzentrationen festgestellt, aussagen über eine Retention sind aufgrund der heterogenen Messdaten jedoch nicht möglich (siehe Abb. 4-87).

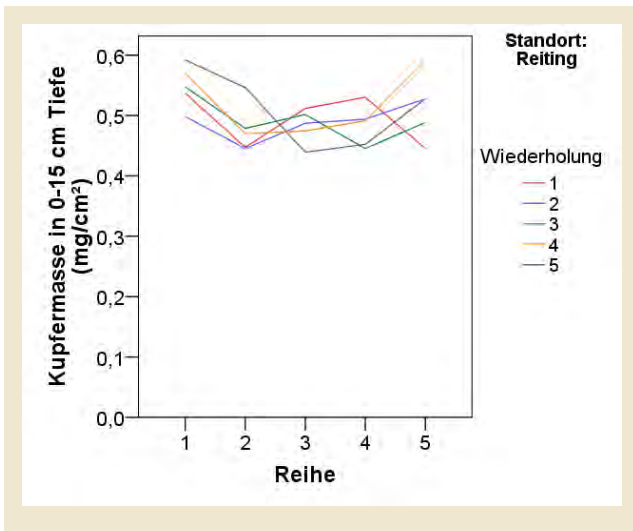


Abb. 4-87: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

Zink

Anhand des Parameters Zink kann in Grub ebenso wie bei Kupfer in der Reihe 2 bei allen Wiederholungen eine Retentionswirkung beobachtet werden (siehe Abb. 4-88). Die Massen bis 15 cm Tiefe liegen zwischen 1,3 und 1,6 mg/cm². Die Wiederholungsmessungen zeigen eine nur geringe Streuung.

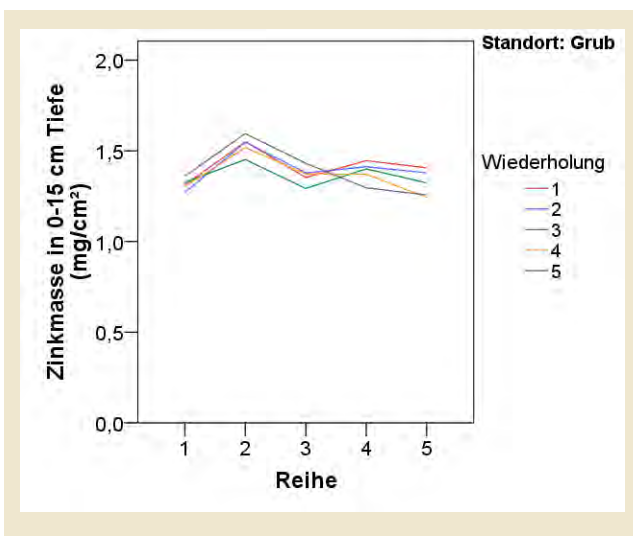


Abb. 4-88: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub

Der Standort Waidendorf zeigt anhand von Zink in der Reihe 2 und 3 die beste Retentionswirkung (siehe Abb. 4-89). Die Massen bis 15 cm Tiefe liegen zwischen 0,9 und 1,3 mg/cm². Die Wiederholungsmessungen lassen (so wie auf Grund von Kupfer) auf einen konzentrierten Abfluss schließen.

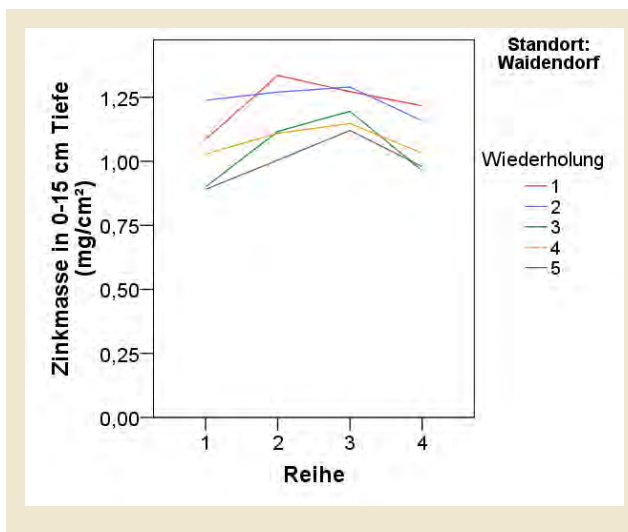


Abb. 4-89: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

Am Standort Reiting können, wie bereits bei Kupfer, aufgrund der Heterogenität der Zinkwerte keine Aussagen über ggf. auftretende Erosionsereignisse und die Retentionswirkung getroffen werden (siehe Abb. 4-90).

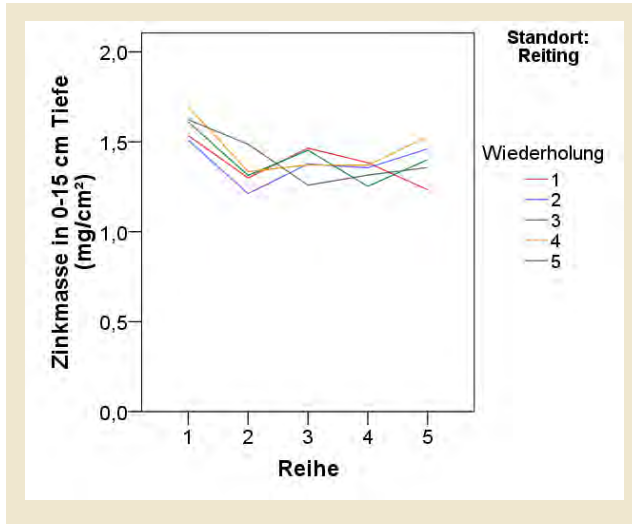


Abb. 4-90: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

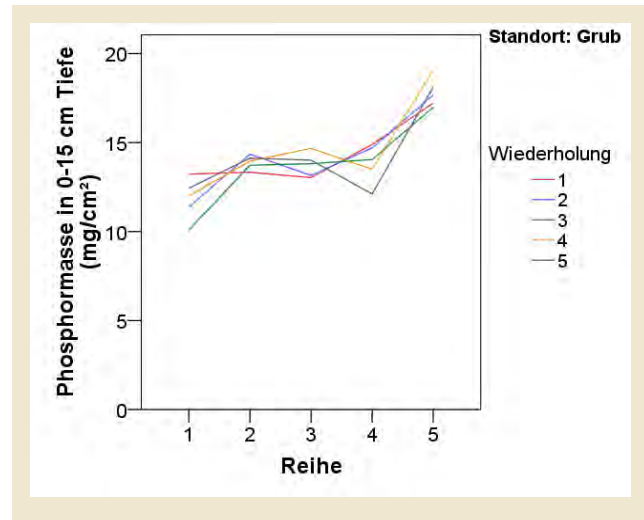


Abb. 4-91: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub

Phosphor

Abb. 4-91 zeigt, dass am Standort Grub in den Reihen 2 und 3 eine Retentionswirkung für Phosphor beobachtet werden kann. Auffällig sind die erhöhten Phosphor-Gehalte in der Reihe 5, die darauf zurückgeführt werden können, dass es sich hierbei um einen geschütteten Bereich handelt, dessen Standorteigenschaften nicht mit den Reihen 1 bis 4 verglichen werden können (der Carbonatgehalt und Sandanteil ist vergleichsweise hoch, der Tonanteil vergleichsweise niedrig).

In Waidendorf sind kontinuierlich abnehmende Phosphormassen bis 15 cm Bodentiefe zur Reihe 5 hin zu beobachten (siehe Abb. 4-92).

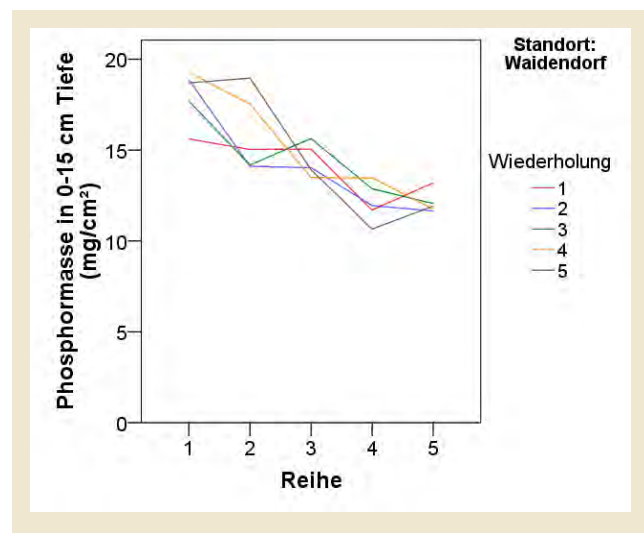


Abb. 4-92: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

In Reiting konnte betreffend Phosphor bei sämtlichen Wiederholungen in der Reihe 3 die beste Retentionswirkung beobachtet werden (Abb. 4-93).

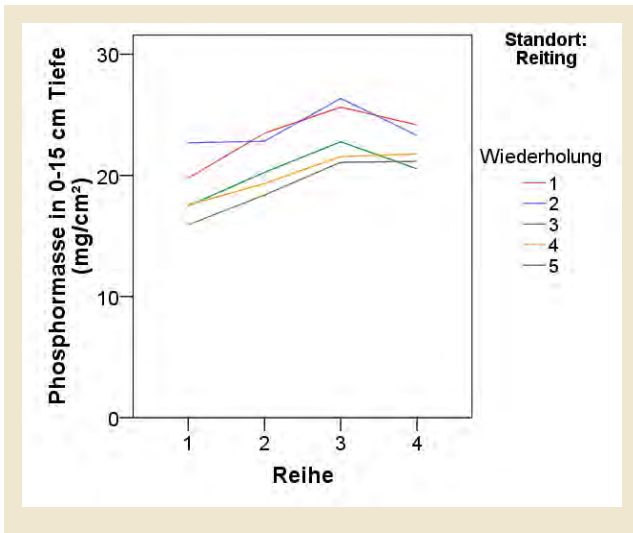


Abb. 4-93: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

Kalium

Am Standort Reiting wurde, gemessen am Parameter Kalium, in der Reihe 3 die beste Retentionswirkung erzielt (siehe Abb. 4-94).

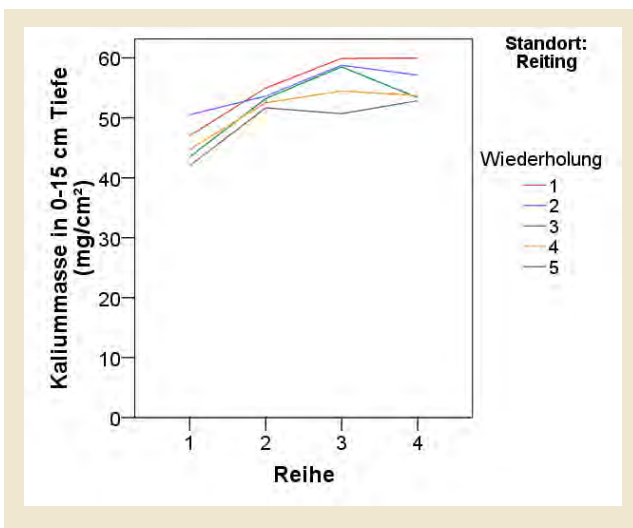


Abb. 4-94: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

In Waidendorf kann ein stetiger Verlauf der Massen bis 15 cm Oberboden hin zum Gewässer beobachtet

werden (siehe Abb. 4-70). Aussagen über ggf. auftretende Erosionsereignisse oder eine Retentionswirkung kann anhand von diesem Parameter nicht getroffen werden. Ergebnisse zu weiteren Parametern enthält Anlage 6.

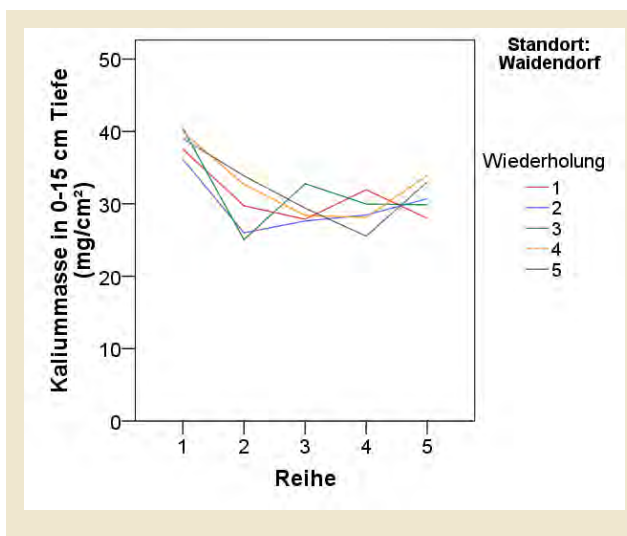


Abb. 4-95: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

Gesamt-Stickstoff

Der Parameter Gesamt-Stickstoff (Nt) wurde getrennt für die jeweiligen Tiefenstufen dargestellt, da sich die Konzentrationen in Abhängigkeit von der Tiefe stark verändern. Die Darstellung der Messdaten erfolgte separat für die jeweiligen Wiederholungen. Die Ergebnisse werden exemplarische für die Standorte Grub und Waidendorf dargestellt. Für die Standorte Altaist und Reiting sind die Ergebnisse in Anlage 7 ersichtlich.

Am Standort Grub ist in den Reihen 2 und 3 bzw. in den Tiefenstufe 0 bis 2 cm und 2-4 cm die beste Retentionswirkung zu beobachten (siehe Abb. 4-96). In der Tiefenstufe 2-4 cm tritt in den Reihen 2 und 3 die beste Retentionswirkung auf (siehe Abb. 4-97). In der Tiefenstufe 4-6 cm gehen die Konzentrationsschwankungen zurück (siehe Abb. 4-98).

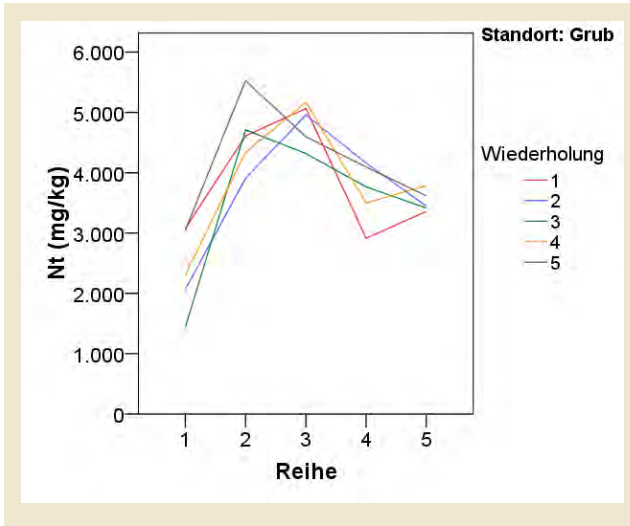


Abb. 4-96: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 0-2 cm

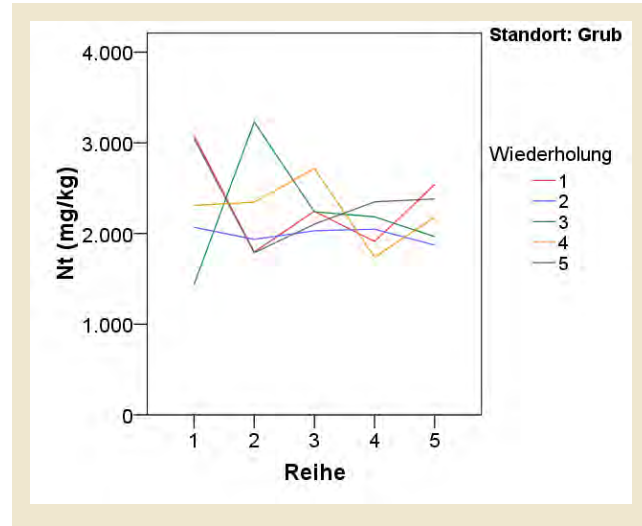


Abb. 4-98: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 4-6 cm

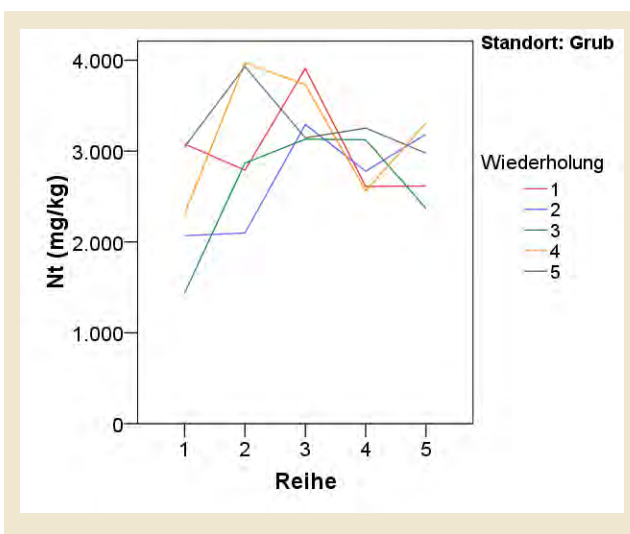


Abb. 4-97: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 2-4 cm

Am Standort Waidendorf konnten in der Tiefenstufe 0-2 cm in den Wiederholungen 3 und 5 erhöhte Konzentrationen beobachtet werden (siehe Abb. 4-99). Die Ergebnisse lassen auf einen konzentrierten Abfluss schließen. Die Konzentrationen steigen von der Reihe 3 zur Reihe 4 in etwa 30m noch immer stark an. Eine mögliche Ursache ist, dass die beste Retentionswirkung bei Niederschlagsereignissen hoher Jährlichkeit und konzentriertem Abfluss die Breite der Gewässerrandstreifen (30 m) überschreitet.

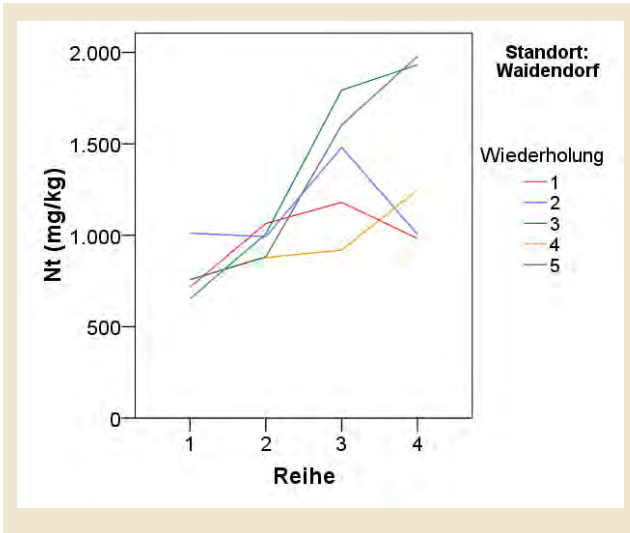


Abb. 4-99: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 0-2 cm

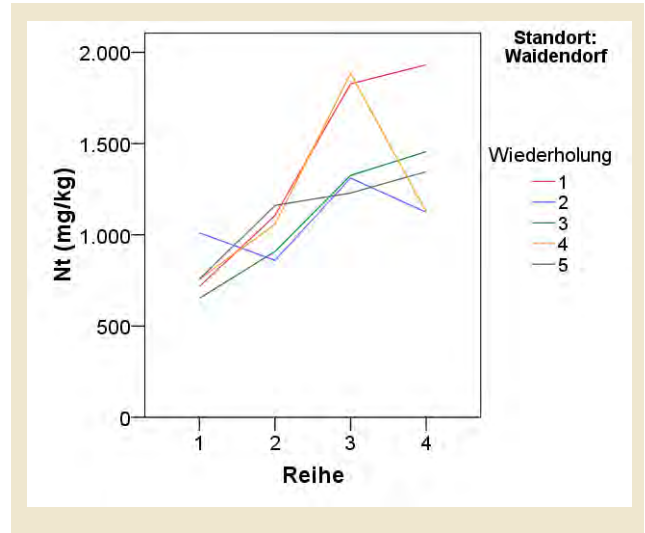


Abb. 4-101: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 4-6 cm

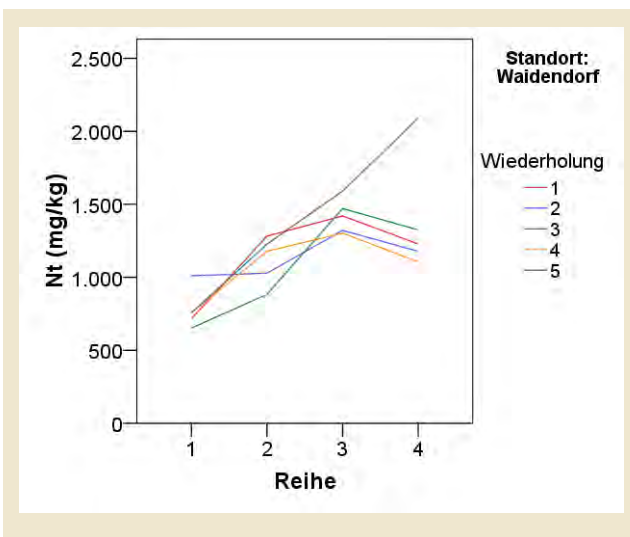


Abb. 4-100: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 2-4 cm

Organischer Kohlenstoff

Der organische Kohlenstoff verhält sich sehr ähnlich wie der Gesamtstickstoff. Die beiden Parameter korrelieren in hohem Ausmaß, der Korrelationskoeffizient über alle Messdaten beträgt 0,97. Von einer Darstellung im Berichtsteil wurde daher abgesehen, die Ergebnisse sind in Anlage 7 ersichtlich.

4.4.2.5 Entwicklung von Indikatoren zur Messung der Retentionswirkung

Um eine Aussage über die Eignung der Parameter als Indikatoren treffen zu können, wurde eine Relevanzmatrix erstellt, welche die Ergebnisse der Auswertungen aus Kapitel 4.4.2.4 zusammenfassend darstellt (Tab. 4-28).

Die Parameter **Kupfer und Zink** wurden in den Gewässerrandstreifen der Standorte Grub, Waidendorf und Reiting im Oberboden in erhöhten Konzentrationen gemessen. Der Konzentrationsverlauf bis 15 cm Tiefe ist relativ konstant. Bei den Standorten Grub und Waidendorf wurde vor allem in der Reihe 2, zum Teil auch in der Reihe 3, erhöhte Konzentrationen gefun-

den, die einen Rückschluss auf Erosionsereignisse und eine Retentionswirkung zulassen. Am extensiv bewirtschafteten Standort Altaist konnten weder Kupfer noch Zink in erhöhten Konzentrationen gemessen werden. Eine Eignung der beiden Parameter als Indikatoren zur Bestimmung der Retentionsleistung eines Gewässerrandstreifens ist vor allem **für intensiv bewirtschaftete Standorte** gegeben.

Auch für den Parameter **Phosphor** ergab sich eine gute Eignung als Indikatorparameter. Sowohl in Grub als auch Waidendorf und Reiting wurden im Oberboden der Gewässerrandstreifen erhöhte Konzentrationen an Phosphor beobachtet. Die Reihen 2 und 3, zum Teil auch die Reihe 4, wiesen die beste Retentionswirkung auf. Am Standort Grub wurde Kalium im Oberboden nicht in erhöhten Konzentrationen gemessen.

Die Parameter **Gesamtstickstoff** bzw. **organischer Kohlenstoff** treten in Bodentiefen zwischen 0 und 6 bzw. 10 cm an allen vier untersuchten Standorten zum Teil in stark erhöhten Konzentrationen auf, die Rückschlüsse auf Erosionsereignisse geben. Beide haben sich als besonders sensible Indikatoren herausgestellt. Bei diesen Parametern konnte in der oberen Bodenschicht auch beim extensiv bewirtschafteten Standort Altaist zum Teil eine starke Retentionswirkung beobachtet werden.

Natrium und Magnesium sind als Indikatorparameter für vorliegende Fragestellung nicht geeignet. Weitere Schwermetalle und Spurenelemente wurden bereits auf Grund von Ergebnissen aus Grub bzw. aus praktischen Erwägungen ausgeschlossen.

Tab. 4-28: Relevanzmatrix zur Charakterisierung der Indikatoreigenschaften (* organische Einlagerungen im Oberboden wurden beobachtet)

Parameter	Indikatoreigenschaft	Grub	Waidendorf	Reiting	Altaist
Kupfer	Konzentrationen im Oberboden erhöht	ja	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	k.A.	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihe 2	Reihe 2	k.A.	k.A.
Zink	Konzentrationen im Oberboden erhöht	ja	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	k.A.	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihe 2	Reihe 2 bzw. 3	k.A.	k.A.
Phosphor	Konzentrationen im Oberboden erhöht	ja	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	breit	konz.	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihe 2 bzw. 3	Reihen 2 bis 4	Reihe 3	k.A.
Kalium	Konzentrationen im Oberboden erhöht	nein	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	k.A.	k.A.	breit	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	k.A.	k.A.	Reihe 3	k.A.
Gesamt-Stickstoff	Konzentrationen im Oberboden erhöht	von 0-6 cm	von 0-6 cm	von 0-6 cm*	von 0-10 cm
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	konzentriert	breit
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihen 2 und 3	Reihen 3, 4 und darüber hinausgehend	Reihe 2 bis 4	Reihe 3
Organischer Kohlenstoff	Konzentrationen im Oberboden erhöht	von 0-6 cm	von 0-6 cm	von 0-6 cm*	von 0-6 cm
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	konzentriert	breit
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihen 2 und 3	Reihen 3, 4 und darüber hinausgehend	Reihe 2 bis 4	Reihe 3

4.4.3 Untersuchungen mit ¹³⁷Cs

Untersuchungen mit ¹³⁷Cs haben den Vorteil, dass der Eintrag dieser Substanz mit Sicherheit aus der Atmosphäre stammt und nicht im Rahmen der Bodenbewirtschaftung erfolgte. Unwägbarkeiten über Eintragspfade, wie sie für andere Elemente existieren, spielen somit bei der Interpretation der Ergebnisse keine Rolle. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass Cs von den Pflanzen kaum aufgenommen wird und auch

eine Tiefenverlagerung durch Sickerwasser keine nennenswerte Rolle spielt. Auf Grund der hohen Kosten der Untersuchung wurden Analysen nur am Standort Grub zur Überprüfung der Ergebnisse aus Kapitel 4.4.2 durchgeführt.

Abb. 4-102 bis Abb. 4-105 zeigen anhand der ¹³⁷Cs Aktivitätskonzentrationen eine Akkumulation in Reihe 3 (Grünland nach 10 m) und Reihe 4 (Grünland nach 30 m). In Reihe 1, dem Ackerstandort, ist der durch-

mischte Pflughorizont deutlich vom darunterliegenden Material unterscheidbar.

irgendwann in der Vergangenheit als Acker genutzt wurde.

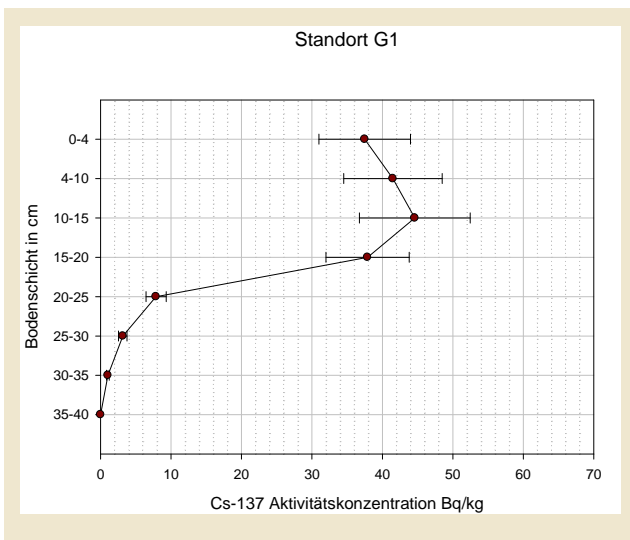


Abb. 4-102: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 1 (Acker)

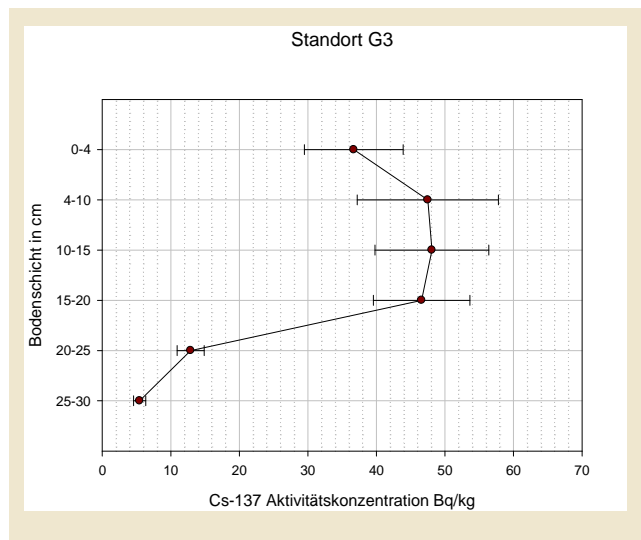


Abb. 4-104: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 3 (Grünland nach 10 m)

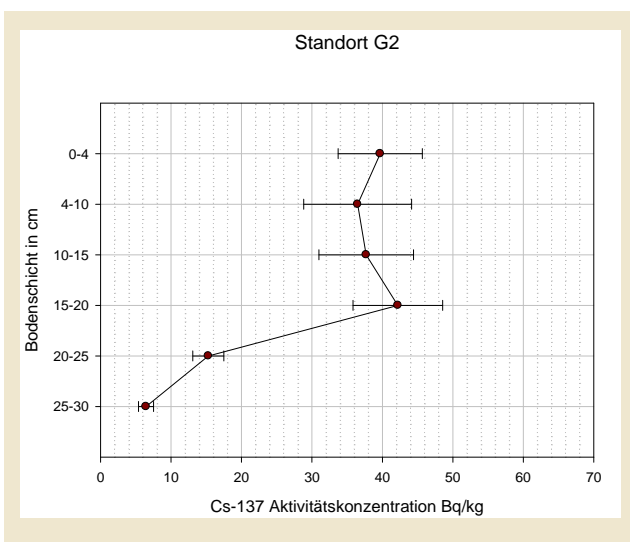


Abb. 4-103: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 2 (Grünland nach 1,5 m)

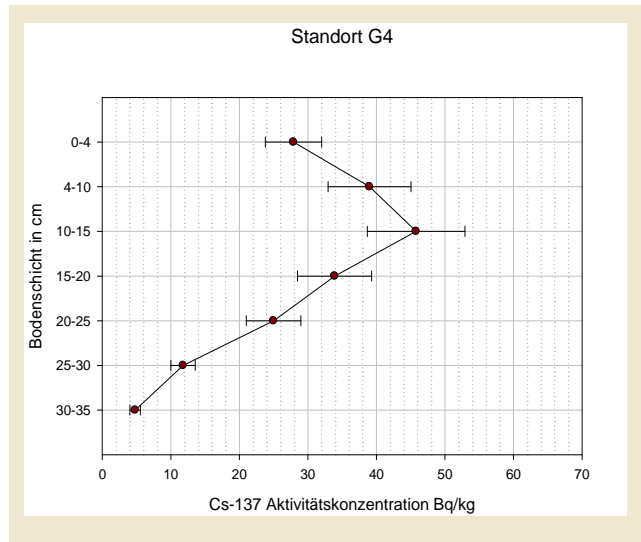


Abb. 4-105: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 4 (Grünland nach 3 m)

Reihe 2 liegt zwar bereits im Grünland, die Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration, sowie der Umstand, dass kaum eine Akkumulation ablesbar ist, weisen darauf hin, dass dieser Bereich anscheinend

Das Maximum der Retention findet offensichtlich im Abstand von 10 m vom Acker statt (Reihe 3), eine deutliche Retentionswirkung ist aber auch nach 30 m noch deutlich erkennbar (Abb. 4-106).

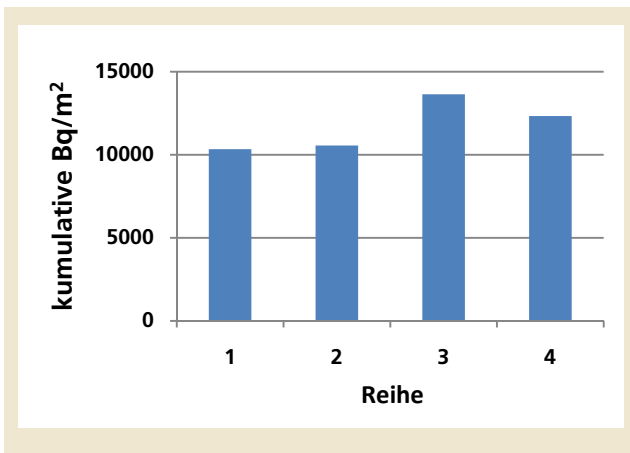


Abb. 4-106: Kumulative Bq/m² (0-35 cm)

Zusammenfassend kann aus den ¹³⁷Cs Untersuchungen geschlossen werden, dass gegenüber der Untersuchung der Standardparameter zusätzliche Details sichtbar werden, die Grundaussage jedoch bestätigt wird, dass ein wesentlicher Teil der Retention in den ersten 10 m und der Großteil innerhalb von 30 m stattfindet.

4.4.4 Tracerversuche

4.4.4.1 N-Alkylammonium als Tracer

Aus allen untersuchten Tonen lassen sich mit der adaptierten Extraktionsmethode analytisch geeignete Stoffmengen an N-Alkylammoniumionen extrahieren und als Tracer verwenden. Die Extraktionsausbeuten bewegen sich um 85% der dotierten N-Alkylammoniumionen-Menge.

Versuche mit Boden vom Versuchsstandort Grub zeigen, dass durch die Bodenmatrix die Extraktionsausbeute von N-Alkylammoniumionen nicht gestört wird. Die erarbeitete Extraktionsmethode ist auch für Bo-

denmaterial einsetzbar und ergibt Extraktionsausbeuten, die zwischen 70% und 110 % liegen.

Die Analysen zeigen, dass in den industriell produzierten organophilisierten Tonen N-Alkylammoniumionen mit unterschiedlichen Molekülmassen enthalten sind. Es können 4 Substanzen getrennt und identifiziert werden. Es handelt sich um die Molekülmassen (M+H⁺) 304.30, 332.33, 360.36 und 388.39. Von der Zusammensetzung des Tixogel VZ eignen sich zur Quantifizierung am Besten die Massen 360.36 und 388.39. Die Retentionszeiten dieser Massen liegen bei 2,92 Minuten, bzw. 5,34 Minuten.

Mit dieser Methode sind alle Voraussetzungen für eine praktische Anwendung des Tracers in Vegetationspufferstreifen erfüllt (Mentler et al., 2009).

4.4.4.2 Beregnungsversuch

Die Ergebnisse (Abb. 4-107) zeigen, dass bei größeren Mischungsmassen mit einer im Vergleich wesentlich höheren Inhomogenität (hier ausgedrückt als Variationskoeffizient von 5 unabhängigen Stichproben) gerechnet werden muss. Hier sind sicherlich noch weitere Untersuchungen notwendig um die Technik für eine bessere Homogenisierung zu entwickeln. Der Versuch zeigt aber, dass alle 4 untersuchten Massen, die im Tixogel VZ Material enthalten sind, als Tracer einsetzbar sind. Der Molekülmasse 360 wäre aber auf Grund des besseren Responsefaktors (100 µg/l 105) der Vorzug zu geben. Das theoretische Verhältnis zwischen den N-Alkylammoniumkonzentrationen in 10 kg und 70 kg Boden sollte 1:7 sein. Die unter Ratio angegebenen Werte stellen die tatsächlich gemessenen Konzentrationen dar. Wie aus Tab. 4-29 ersichtlich, liegen die erzielten Verhältniszahlen durchaus in einem akzeptablen Bereich, der aber sicherlich bei einer weiteren Optimierung der Homogenisierungstechnik noch verbessert werden kann.



Abb. 4-107: Mischung von Wirkstoff und Bodenmaterial in einem Betonmischer

Tab. 4-29: Konzentrationen der untersuchten N-Alkylammoniummassen nach Einmischung in 10 kg und 70 kg Boden (n = 5, VK = Variationskoeffizient, Ratio = Wiederfindung der angestrebten Mischungsverhältnisse)

	Boden	Masse							
		304		332		360		338	
	kg	mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg	
		Mw*	VK**	Mw	VK	Mw	VK	Mw	VK
	10	19,5	6	28,3	15	30,9	6	11,1	16
	70	2,6	47	3,6	23	4,5	36	1,8	36
Ratio***	7	7,5		7,9		6,9		6,2	

* = Mittelwert ** = Variationskoeffizient *** = Wiederfindung der angestrebten Mischungsverhältnisse

In einer Wiederholung der Mischungsprozedur wurde ein Boden mit erhöhtem Wassergehalt (ca. 20_{ww}%) verwendet, um den Einfluss der Bodenausgangsfeuchte auf den Homogenisierungsprozess und den weiteren Verlauf der Beregnung zu untersuchen. Es zeigte sich, dass höhere Bodenwassergehalte zu Mischungsproblemen führen, die Konsequenzen für den nachfolgenden Beregnungsprozess haben (Abb. 4-109).

Nach erfolgter Homogenisierung wurde der markierte Boden für eine Regensimulation vorbereitet. Die Parzellengröße für die Beregnung betrug 2 x 0,5 m, die Hangneigung wurde mit 9% eingestellt. Die Beregnung selbst erfolgte mit einer Niederschlagsintensität von 60 mm/h, der verwendete Regensimulator erzeugt eine mediane volumetrische Tropfengröße von 2.1 mm und besitzt einen Uniformitätskoeffizienten von ca. 90% (Strauss et al. 2001).



Abb. 4-108: Der markierte Boden nach erfolgtem Einbau in die Messparzelle vor der Beregnung. Links: lufttrockener Boden; rechts: Wassergehalt ca. 20 _{ww}%.



Abb. 4-109: Pseudopilierung von Bodenaggregaten als Resultat einer Homogenisierung bei erhöhtem Bodenwassergehalt, sowie Aufbrechen der pseudopilierten Aggregate während des Beregnungsprozesses.

Abb. 4-110 zeigt den Verlauf des Abfluss- und Erosionsprozesses während der Regensimulation. Beregnet wurde solange, bis Abflusskonstanz erreicht worden war, wie aus der Abbildung ersichtlich. Im vorliegenden Fall bedeutete dies eine Beregnungsdauer von 65 Minuten. Mit steigender Abflussmenge stieg aufgrund der höheren Schleppspannung auch die Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluss an. Um die Wirkung dieser Änderung in der Sedimentkonzentration zu untersuchen, wurden die zeitabhängig genommenen Sedimentproben auf ihre Tracerkonzentration und ihre Korngrößenzusammensetzung untersucht.

Ein in der Erosionsforschung vielfach beschriebenes Phänomen ist die Anreicherung von im Verhältnis zum Ausgangsmaterial kleinerer Korngrößen im Sediment (Morgan, 2005). Ein derartiger Zusammenhang ist auch in diesem Experiment deutlich sichtbar (Abb. 4-111). Darüber hinaus lässt sich eine enge Beziehung zwischen der Anreicherung von Schluff und der Konzentration der Tracermasse erkennen, dargestellt hier an der Tracermasse 332. Daraus lässt sich der Schluss ziehen, dass N-Alkylammonium sich ähnlich wie Bodenpartikel beim Erosionsprozess verhält.

Dies bestätigt die generelle Eignung von Tixogel VZ als Tracer für alle Untersuchungen, die sich mit dem Transport von Boden in der Landschaft beschäftigen. Dazu gehört beispielsweise auch die Charakterisierung der Funktionsweise und Effektivität von Vegetationspufferstreifen.

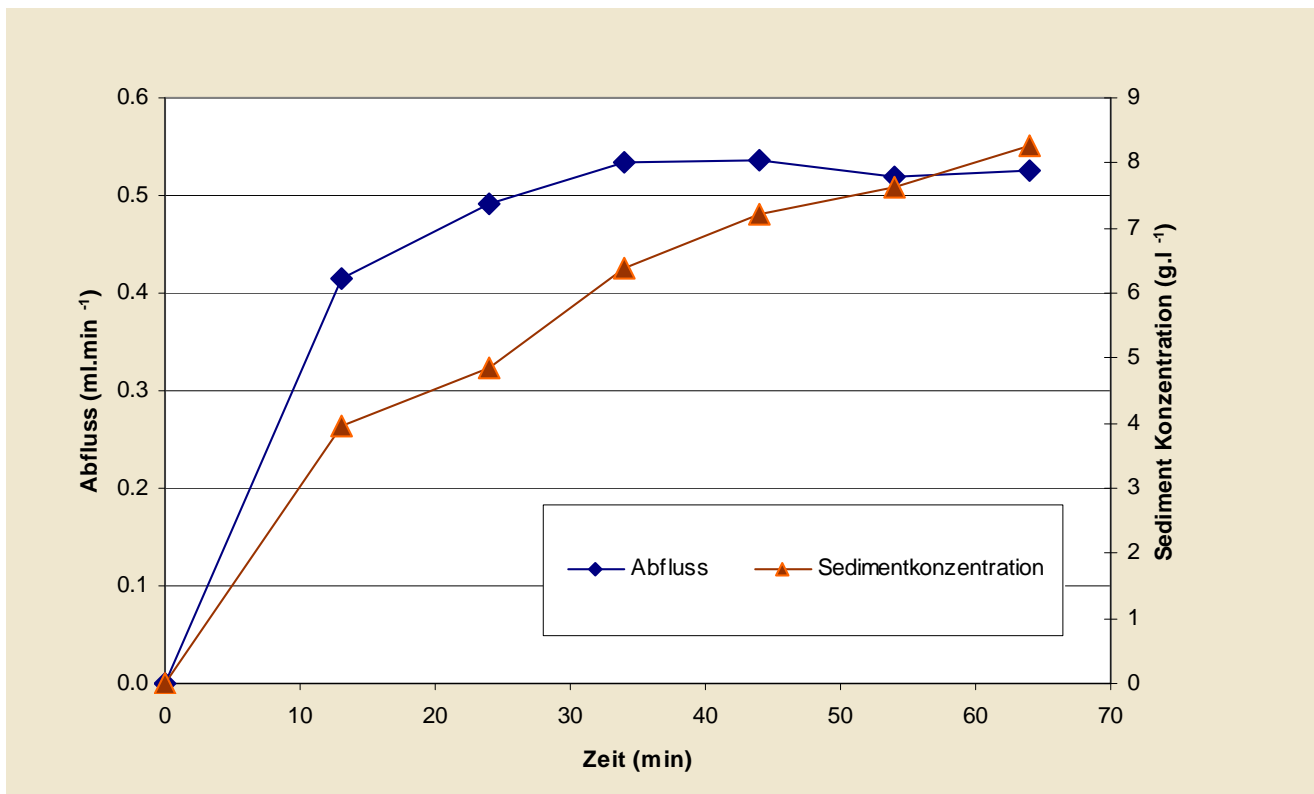


Abb. 4-110: Verlauf von Abfluss und Sedimentkonzentration während der Regensimulation

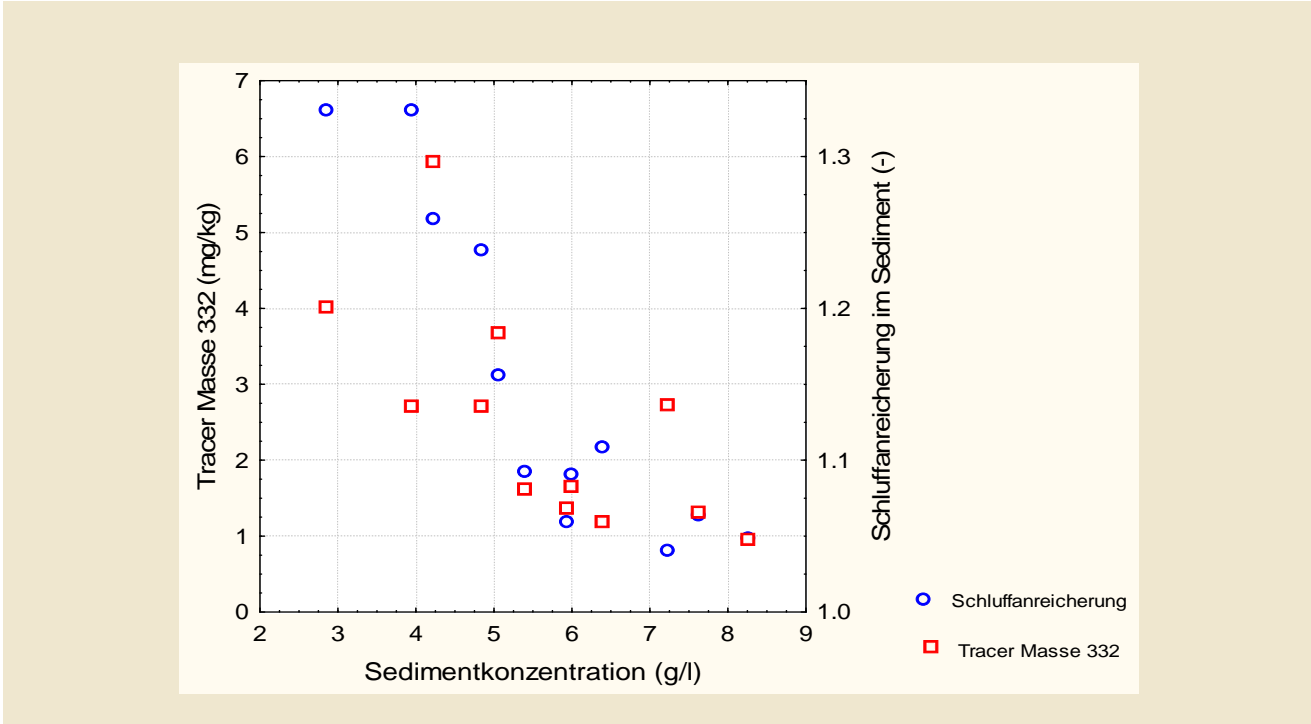


Abb. 4-111: Verhältnis von Sedimentkonzentration und Tracermasse 332 einerseits, sowie Sedimentkonzentration und Schluffanreicherung im Sediment andererseits, während der Regensimulation

Betrachtet man die Massen der unterschiedlichen N-Alkylammonium Komponenten in Tixogel VZ, lässt sich erkennen, dass im Beregnungsversuch ein sehr ähnliches Verhalten festgestellt werden kann. Engere Korrelationen weisen die Massen von M304, M332 und M388 auf, bei M360 ist die Korrelation zu den anderen Tracermassen zwar noch immer sehr eng, aber etwas geringer. Es sind also alle Komponenten von Tixogel als Tracer geeignet.

Tab. 4-30: Korrelationsmatrix der Tracermassen von Tixogel VZ im Beregnungsversuch

	M304	M332	M360	M388
M304	1.00	1.00	0.89	0.97
M332	1.00	1.00	0.85	0.98
M360	0.89	0.85	1.00	0.83
M388	0.97	0.98	0.83	1.00

4.4.4.3 Anwendbarkeit

Im Vergleich verschiedener organophilierter Tone hat sich Tixogel VZ am besten als Tracer zur Untersuchung von Transportprozessen von Bodenmaterial erwiesen. Eine optimale Extraktionsausbeute ergab sich bei einer kombinierten Anwendung von Ionenaustausch durch Bariumchlorid und Methanolextraktion. Die in

Tixogel VZ enthaltenen 4 Massenkomponenten können mit ähnlicher Ausbeute wiedergefunden werden. LC-MS (LC-MS/MS) Techniken sind hocheffiziente Analysensysteme zum Nachweis dieser Tracer. Die Nachweisgrenze des Tracers liegt bei $0,3\mu\text{g/l}$. Dies bedeutet, dass im Falle realer Bodenproben im Freiland ca. 5 kg Tixogel VZ/ha eingearbeitet auf eine Bodentiefe von 20 cm genügen, um einen positiven Nachweis für einen Verlagerungsprozess zu erhalten. Im Vergleich zu ähnlichen Tracern (seltene Erden) ist die Nachweisstärke dieses Verfahrens deutlich besser (Zhang et al., 2001). Ähnlich wie bei anderen Tracern (seltene Erden, Radioisotope) sind die Tracermassen von N-Alkylammoniumionen stark an den Boden gebunden und reagieren auch in ähnlicher Weise während des Transportprozesses (Anreicherung). Die zeitliche Reaktion der verschiedenen Tracermassen ist sehr ähnlich, was den Einsatz des gleichzeitigen Einsatzes verschiedener Massen ermöglicht. Insgesamt ergibt sich ein sehr positives Bild der potenziellen Einsatzmöglichkeiten von mit N-Alkylammoniumionen organophilierten Tönen in der Bodenumweltforschung. Praktische Erfahrungen in Freilandexperimenten und mit Böden unterschiedlicher physikochemischer Eigenschaften müssen allerdings noch erarbeitet werden.

4.5 Teilnahme, Wirksamkeit und Akzeptanz

4.5.1 Teilnehmende Flächen 2007 und 2008

Die Anzahl der teilnehmenden Betriebe an der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ Teilbereich Gewässerrandstreifen war in allen drei untersuchten Bundesländern sehr gering. Insgesamt nahmen im Jahr 2007 67 Betriebe und im Jahr 2008 145 Betriebe mit einer oder mehreren Flächen an der Maßnahme teil (Tab. 4-31), wobei die Teilnahme in der Steiermark am niedrigsten war.

Tab. 4-31: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Betriebe

BL	Teiln. Betriebe 2007 / 2008	Teiln. GST je Betrieb 2007 / 2008
NÖ	33 / 86	1,5 / 2,0
OÖ	32 / 57	1,9 / 2,3
STM	2 / 4	2,5 / 2,5
Ges.	67 / 145	1,7 / 2,1

Teiln. GST je Betrieb: Durchschnittliche Anzahl der teilnehmenden Grundstücke je Betrieb

In allen drei Projektregionen hätten insgesamt 142.955 Grundstücke an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmen können. Tatsächlich teilgenommen haben im Jahr 2007 jedoch nur 116 Grundstücke (0,08% der potenziell teilnahmeberechtigten Grundstücke) und im Jahr 2008 300 Grundstücke (0,21% der potenziell teilnahmeberechtigten Grundstücke; siehe Tab. 4-31). In Oberösterreich war das Projektgebiet am größten und auch die Zahl der teilnehmenden Schläge am höchsten (Abb. 4-114 und Abb. 4-115). Somit wurden in Oberösterreich im Jahr 2007 37 ha Fläche, die unmittelbar entlang von Gewässern lagen, gemäß den Maßnahmenauflagen bewirtschaftet (Tab. 4-33). Im Jahr 2008 stieg die teilnehmende Fläche auf mehr als 60 ha an.

In der Steiermark war die Teilnahme in den Jahren 2007 und 2008 sowohl absolut mit 5 Grundstücken als auch relativ zu den potenziell teilnehmenden Grundstücken (0,04% am geringsten (Abb. 4-116)). Nur auf 0,54 ha wurden hier Gewässerrandstreifen angelegt.

In Niederösterreich war das Projektgebiet am kleinsten und die Teilnahmequote mit 0,6% der potenziell teilnehmenden Flächen im Jahr 2007 und 2 % im Jahr 2008 am höchsten (Abb. 4-112 und Abb. 4-113). Dies lag eventuell am Informationsstand der Landwirtinnen und Landwirte, da in Niederösterreich jeder Betrieb, der Flächen im Projektgebiet besaß, persönlich in einem Brief über die Maßnahme informiert wurde.

Tab. 4-32: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke

BL	Pot. TN GST.	TN GST. 2007 Anzahl (%)	TN GST. 2008 Anzahl (%)
NÖ	8.695	49 (0,56%)	173 (1,99%)
OÖ	122.452	62 (0,05%)	122 (0,12%)
STM	11.808	5 (0,04%)	5 (0,04%)
Ges.	142.955	116 (0,08%)	300 (0,21%)

Pot. TN GST.: Potenziell teilnahmeberechtigte Grundstücke
 TN GST.: Anzahl teilnehmender Grundstücke

Tab. 4-33: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Fläche und durchschnittliche Größe der teilnehmenden Schläge

Bundesland	Teilnehmende Fläche (ha) 2007 / 2008	Durchschnittliche Größe der Schläge (ha)
NÖ	13,1 / 65,2	0,25 / 0,32
OÖ	37,0 / 60,1	0,53 / 0,36
Stmk	0,54 / 0,54	0,11 / 0,11

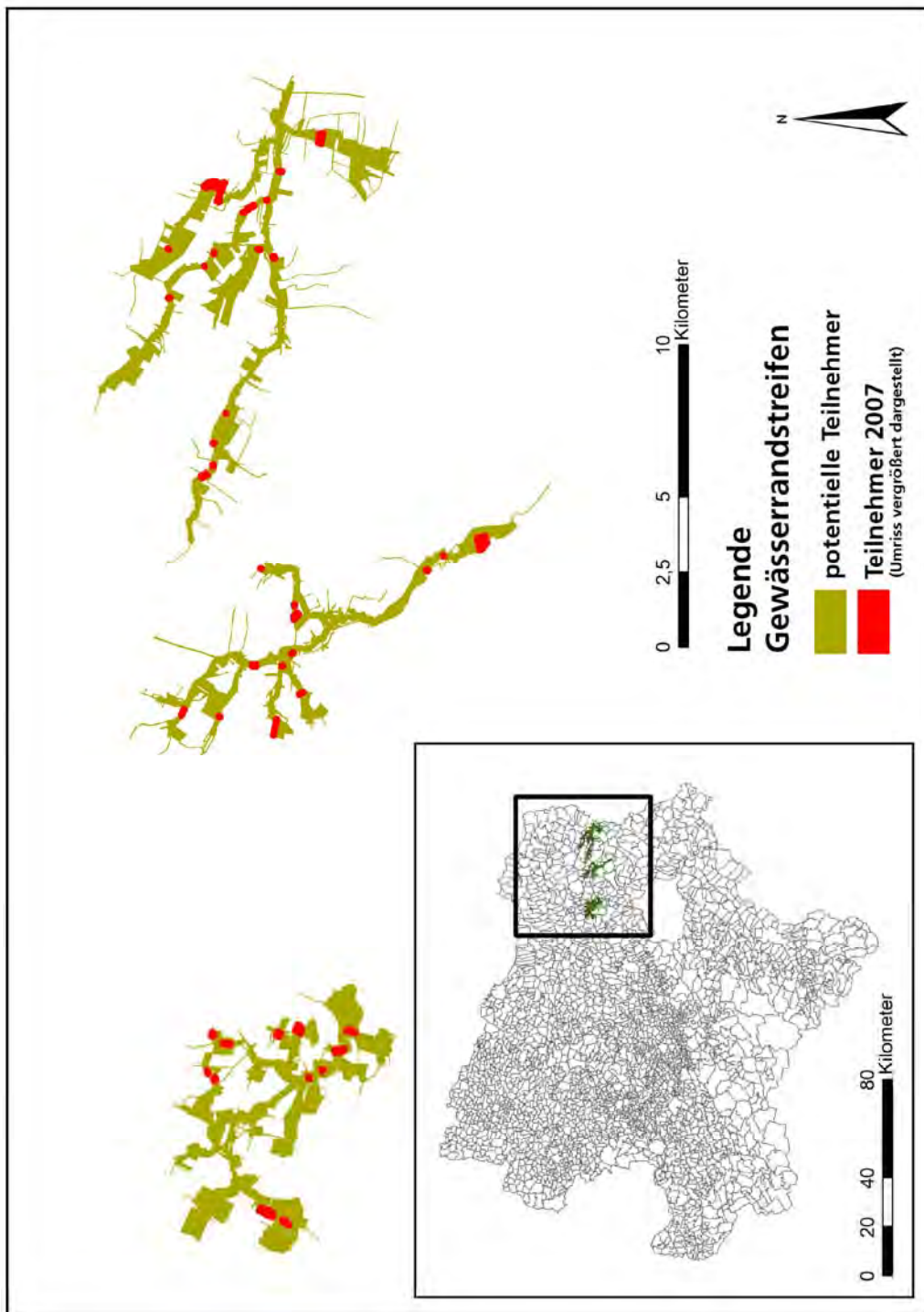


Abb. 4-112: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Niederösterreich im Jahr 2007 (Rußbach oberhalb Kreuttal, Weidenbach oberhalb Raggendorf und Sulzbach oberhalb B49). (Datengrundlage: Amt der NÖ Landesregierung, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

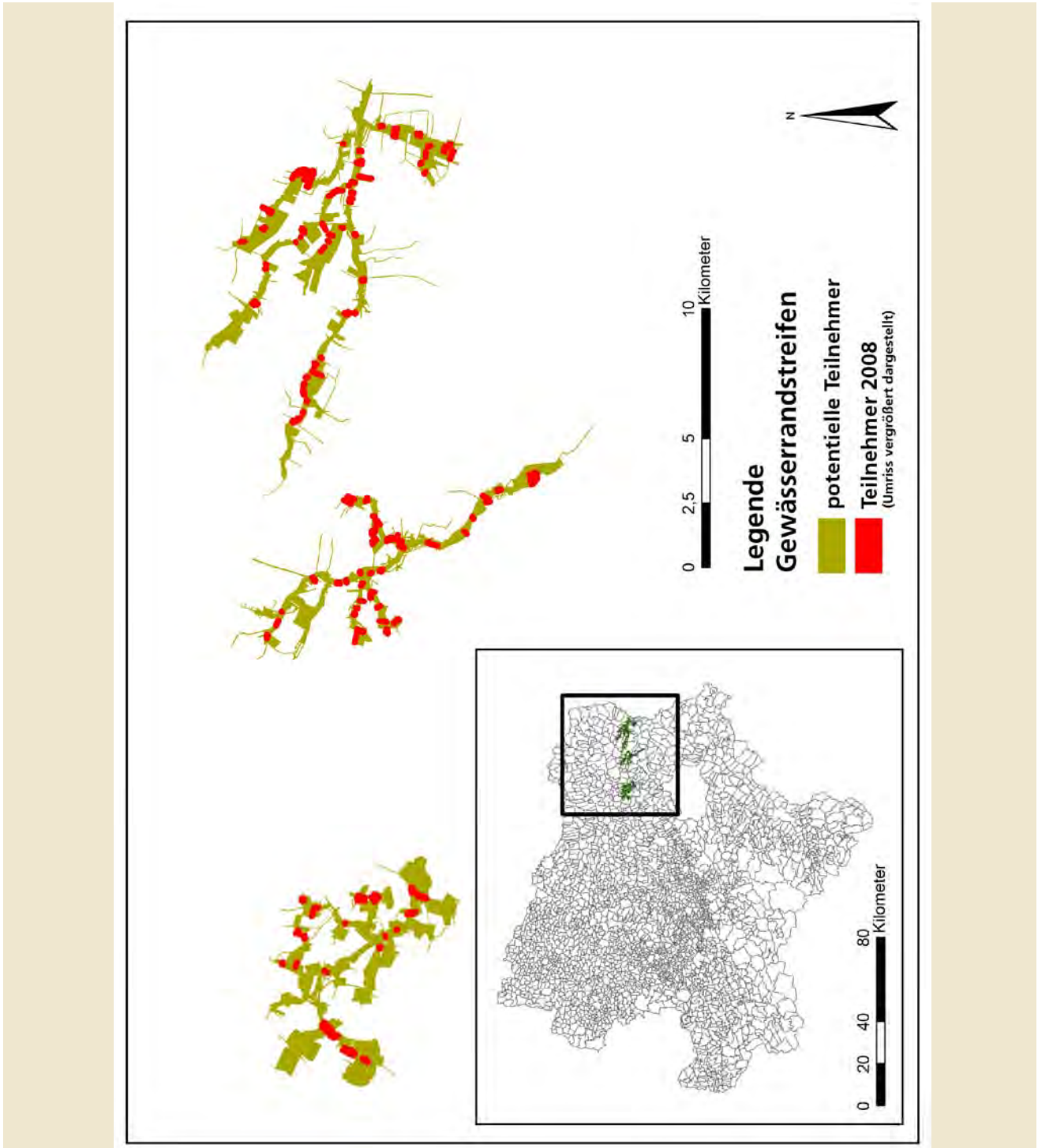


Abb. 4-113: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Niederösterreich im Jahr 2008 (Rußbach oberhalb Kreuttal, Weidenbach oberhalb Raggendorf und Sulzbach oberhalb B49). (Datengrundlage: Amt der NÖ Landesregierung, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

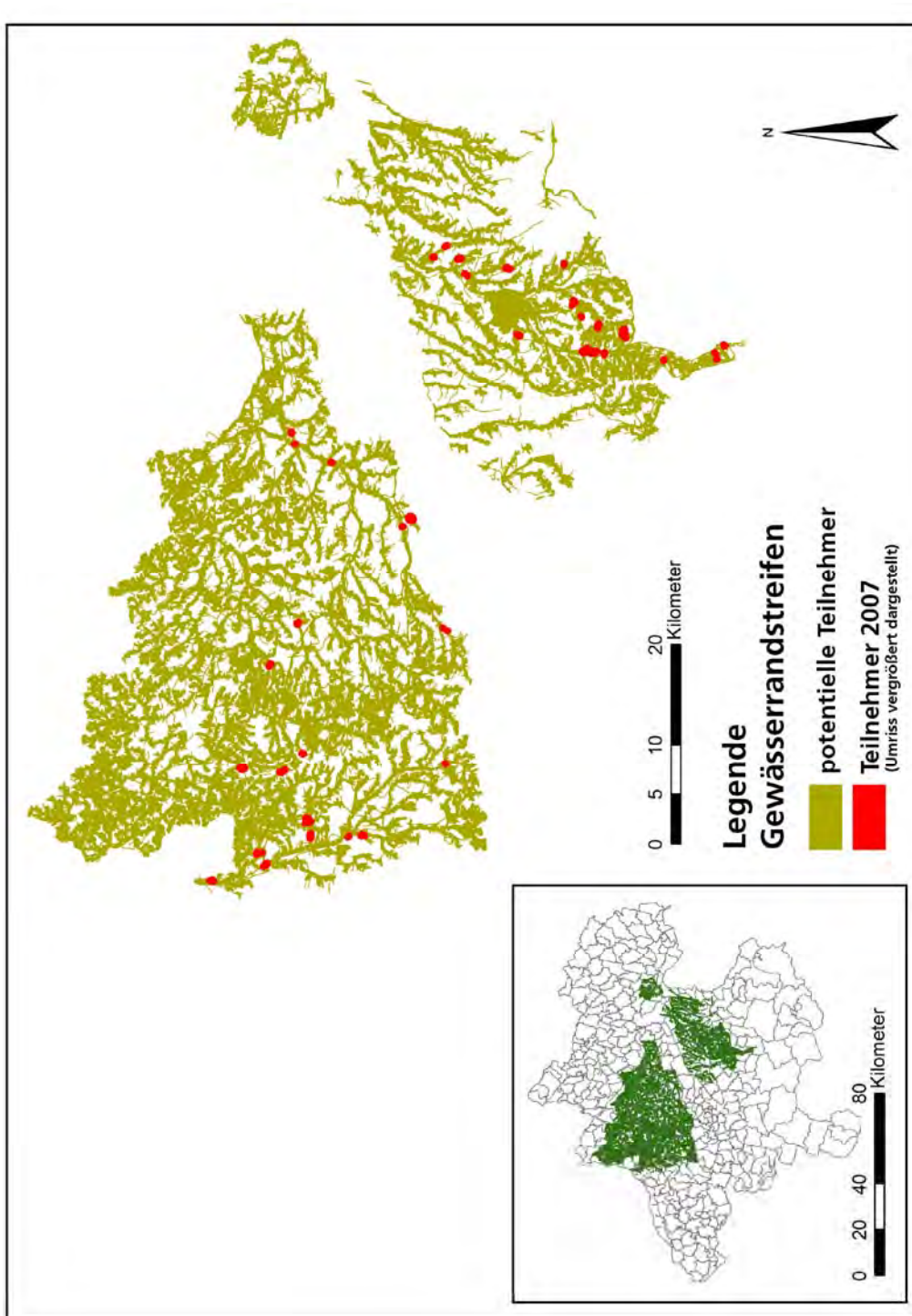


Abb. 4-114: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Oberösterreich im Jahr 2007 (Pram, Antiesen, Trattnach, Aschach, Innbach, Gr. Gusen, Krems). (Datengrundlage: DORIS, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

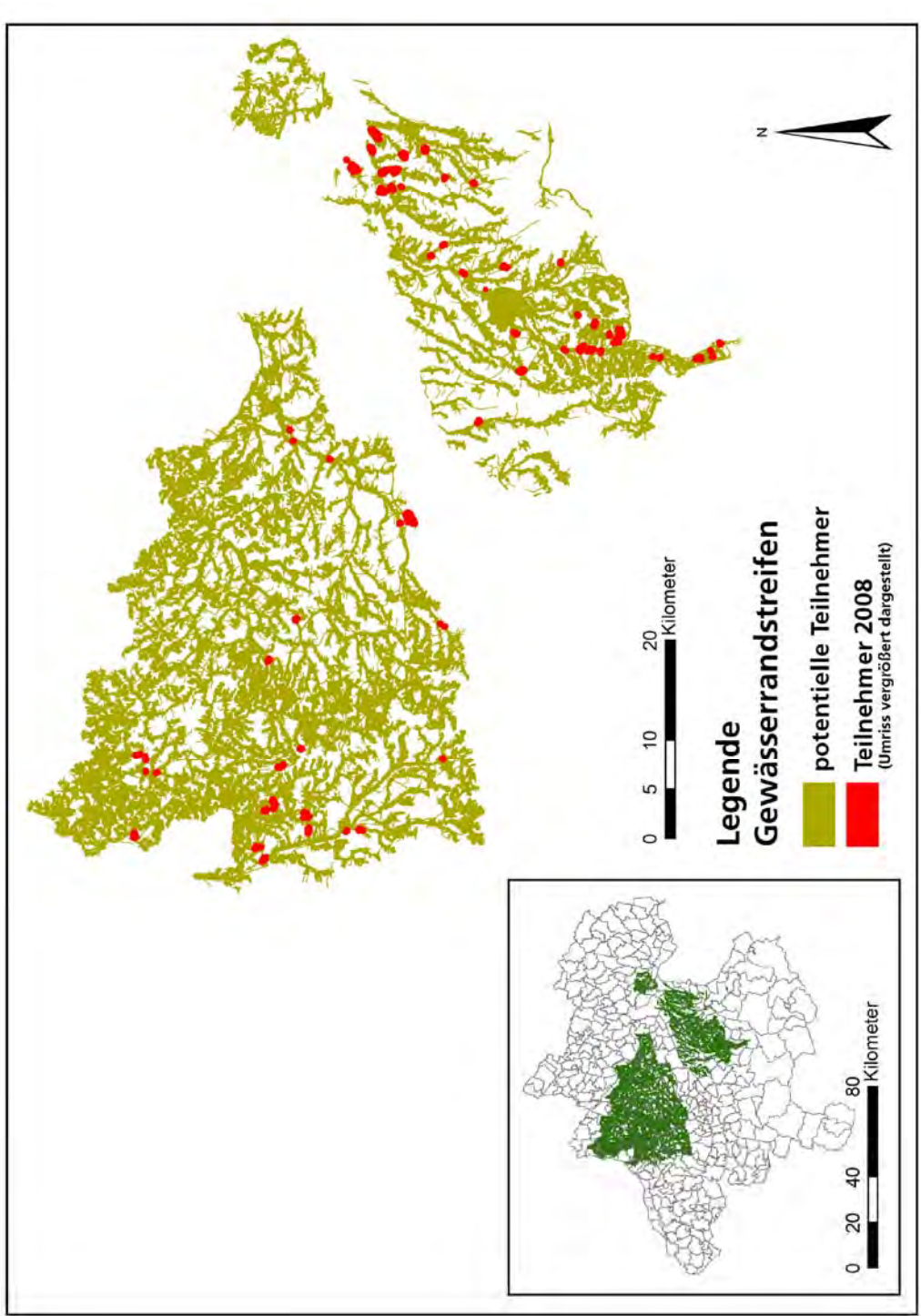


Abb. 4-115: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Oberösterreich im Jahr 2008 (Pram, Antiesen, Trattnach, Aschach, Innbach, Gr. Gusen, Krems). (Datengrundlage: DORIS, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

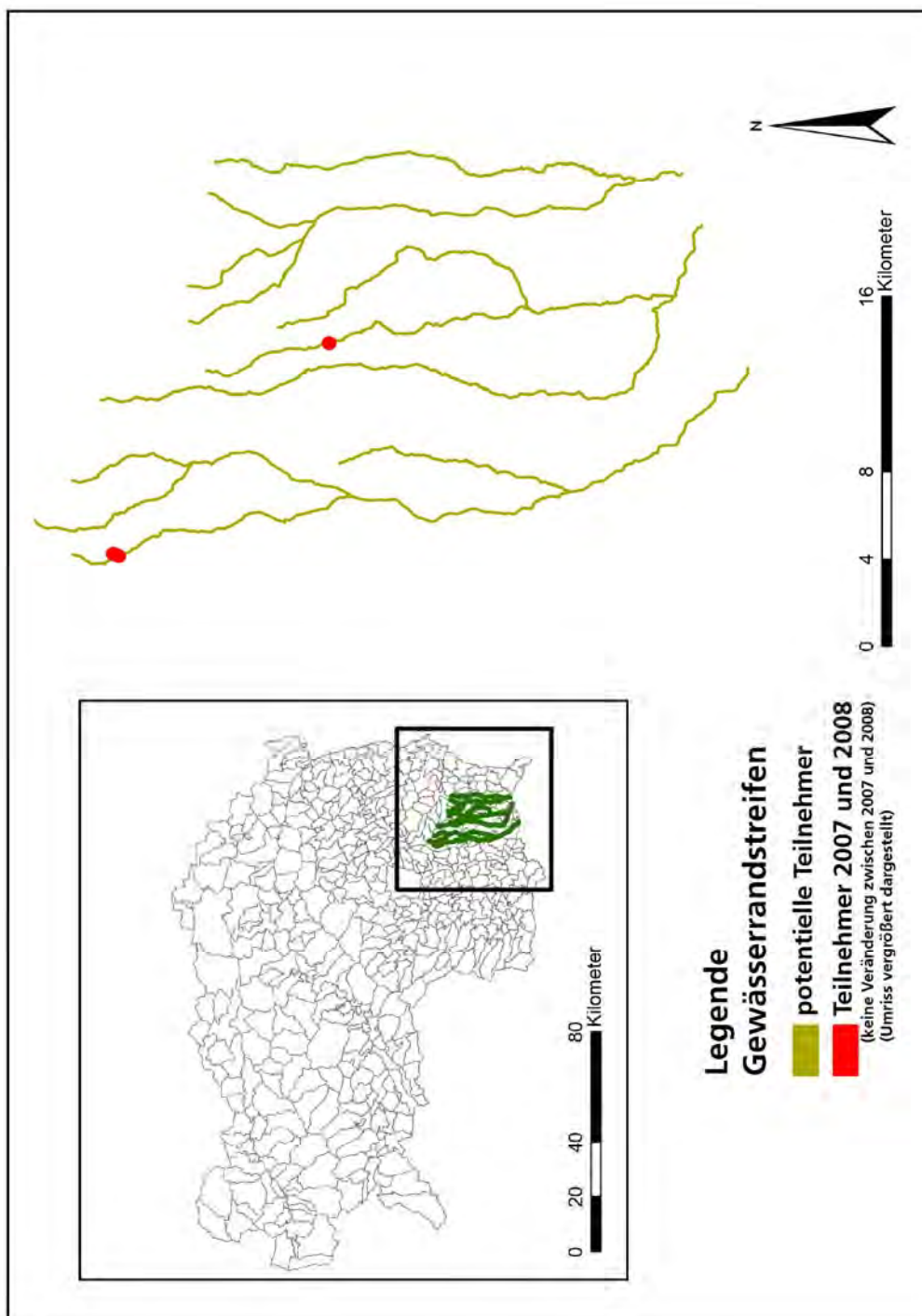


Abb. 4-116: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Steiermark im den Jahren 2007 und 2008 (Schwarzaubach, Saßbach, Ottersbach, Gnasbach und Poppendorfer Bach). (Datengrundlage: GIS Steiermark, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

4.5.2 Wirksamkeit der Maßnahme

Die Beurteilung der Wirksamkeit der Maßnahme bezieht sowohl deren prinzipielle Effektivität (Wirkung der Maßnahme) als auch das Teilnahmeverhalten mit ein. In Kapitel 4.4 wurde anhand der Indikatoren gezeigt, dass die prinzipielle Auslegung der Maßnahme (Stilllegung oder Begrünung eines 50 m breiten Streifens) eine ausreichende Schutzwirkung entfaltet. Kap. 4.2.4 weist nach, dass, auch unter Annahme konvergenter Fließbedingungen, die Maßnahme für den überwiegenden Teil der Einzugsgebiete diese Wirkung theoretisch entfalten kann, wenngleich in Teilbereichen ein Verbesserungspotenzial durch die Kartierung linearer Strukturen und deren Berücksichtigung bestünde (Kap. 4.3). Trotz dieser wirkungsseitig günstigen Voraussetzungen kann jedoch derzeit von keiner nennenswerten Wirksamkeit der Maßnahme ausgegangen werden, da es dazu an entsprechenden Teilnahmezahlen fehlt, obwohl diese von 2007 auf 2008 zugenommen haben. Berechnungsergebnisse für eine Reduktion des Sediment- bzw. Nährstoffeintrags in die Einzugsgebiete des Projektgebiets anhand der tatsächlich teilnehmenden Flächen lägen bei den derzeitigen Teilnahmezahlen weit unter den mit Modellen erzielbaren Aussagegenauigkeiten. Die Wirksamkeit der Maßnahme muss daher auch für die Teilnahmeverhältnisse des Jahres 2008 mit 0 angegeben werden.

4.5.3 Befragung zur Akzeptanz der Maßnahme

Teilnahmegründe

Als Grund für die Teilnahme an der Maßnahme Gewässerrandstreifen gab nahezu die Hälfte der befragten Landwirtinnen und Landwirte an, dass die Fläche ansonsten nicht wirtschaftlich zu bearbeiten wäre. Weiter Gründe lagen im Umwelt- und Naturschutzgedanken aber auch in der relativ gut ausbezahlten Prämie.

In Niederösterreich spielt die Wirtschaftlichkeit eine noch größere Rolle (Abb. 4-117). Während hier über die Hälfte der Teilnehmer und Teilnehmerinnen angeben, dass eine ökonomische Bewirtschaftung der Fläche anders nicht möglich ist, sieht das in Oberösterreich nur ein Drittel der Befragten als Grund für die Teilnahme (Abb. 4-118). Wesentlich wichtiger war hier dafür die Höhe der Prämie.

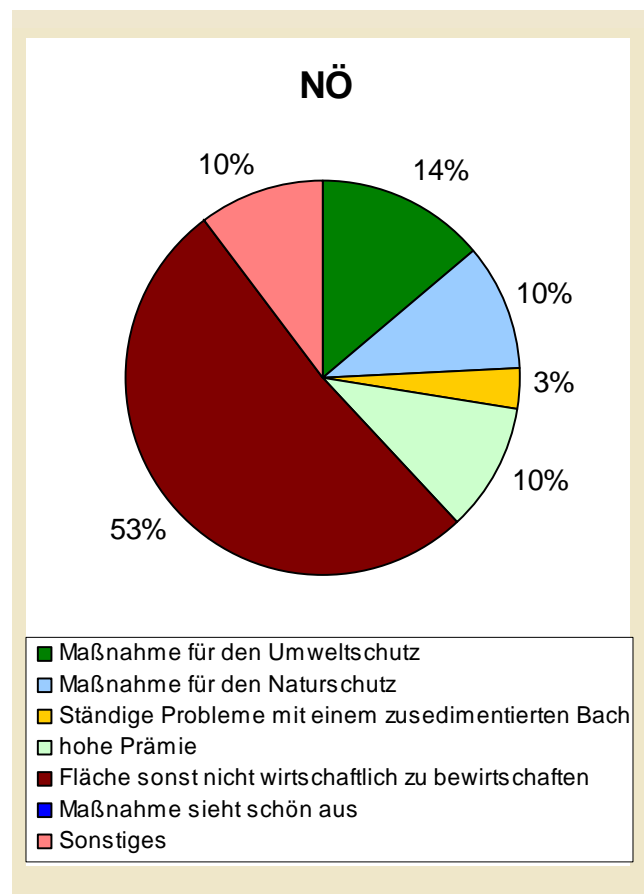


Abb. 4-117: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Niederösterreich

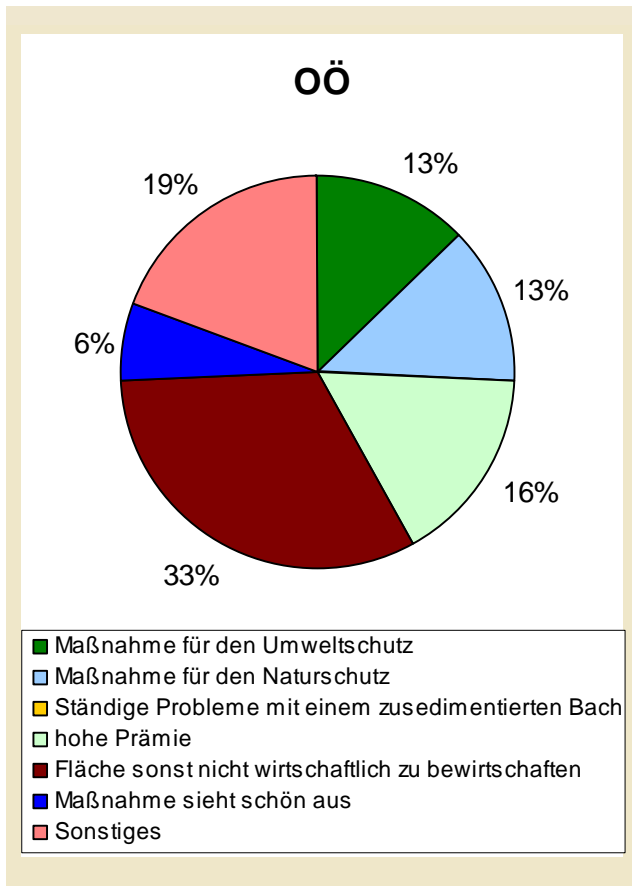


Abb. 4-118: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Oberösterreich

Sowohl in Niederösterreich als auch in Oberösterreich hatten ein großer Teil der teilnehmenden Betriebe alle Grundstücke, die in ihrem Besitz waren und in der Gebietskulisse lagen, in die Maßnahme eingebracht (Abb. 4-120 und Abb. 4-121).

Dort, wo das nicht der Fall war, wurde in Niederösterreich häufig angegeben, dass die Flächen entlang der Gewässer zu den besten ihres Betriebes zählen und sie deswegen nicht aus der Produktion genommen werden können. Der Grund liegt darin, dass die Böden entlang von Oberflächengewässern meist einen Anschluss ans Grundwasser haben und damit die angebauten landwirtschaftlichen Kulturen Trockenperio-

den, wie sie in Ostösterreich häufig sind, besser überstehen können als auf Gewässerfernen Standorten.

Die Befragten waren außerdem der Meinung, dass das auch der Grund war, warum andere Landwirtinnen und Landwirte in Niederösterreich nicht an der Maßnahme teilnahmen (Abb. 4-122). Dieses Argument wurde in Oberösterreich kein einziges Mal genannt, da die Projektgebiete in Oberösterreich mit einer durchschnittlichen Niederschlagsmenge von jährlich ca. 800 – 1.000 mm kaum unter Trockenheit leiden. Nur 5 % der Befragten waren in Oberösterreich der Meinung, dass die Fläche auf eine andere Weise ökonomischer bewirtschaftet werden könnte bzw. sahen 6 % der Befragten die guten landwirtschaftlichen Böden entlang der Gewässer als Grund für die Nichtteilnahme vieler Landwirtinnen und Landwirte (Abb. 4-123).

Weiters gaben insgesamt 14 % der Befragten an, die Fläche anderwärtig, z.B. als düngungswürdige Fläche, innerhalb der Fruchtfolge etc. zu benötigen.

Vor allem in Niederösterreich war die Unkenntnis hoch, dass seit 2008 alle Grundstücke im Projektgebiet inkludiert sind, die innerhalb eines 50 m Streifens vom Ufer entfernt beginnen (Abb. 4-119) und daher eine Teilung der Grundstücke, wie im Vorjahr ursprünglich vorgesehen, nicht mehr nötig war. Die Änderung dieser Förderungs voraussetzung wurde in Niederösterreich relativ kurzfristig durchgeführt. Diese Information hatte die Landwirtinnen und Landwirte teilweise nicht mehr erreicht. Laut Angaben der Befragten hätten sie ansonsten weitere Grundstücke in die Maßnahme eingebracht.

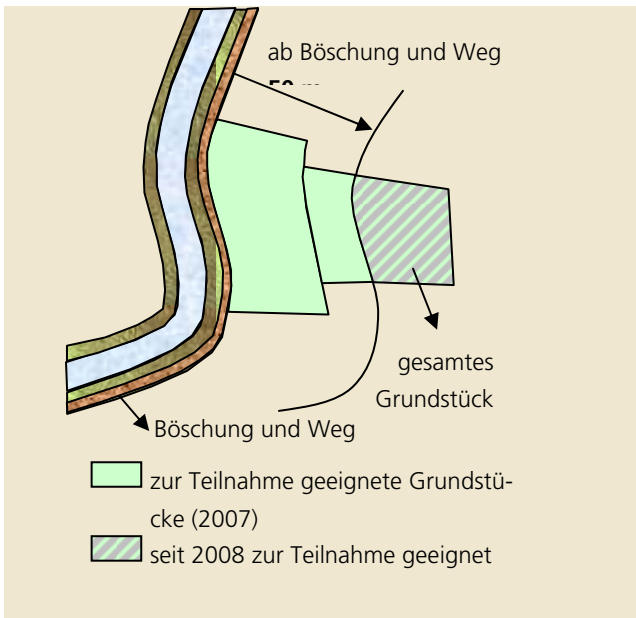


Abb. 4-119: Teilnahmeberechtigte Grundstücke 2007 und 2008

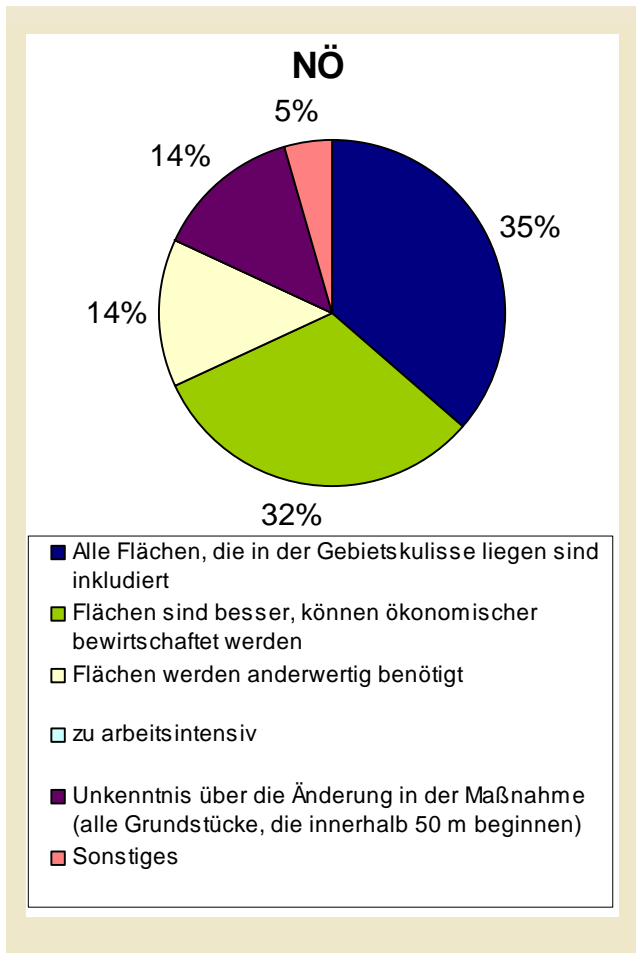


Abb. 4-120: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Niederösterreich

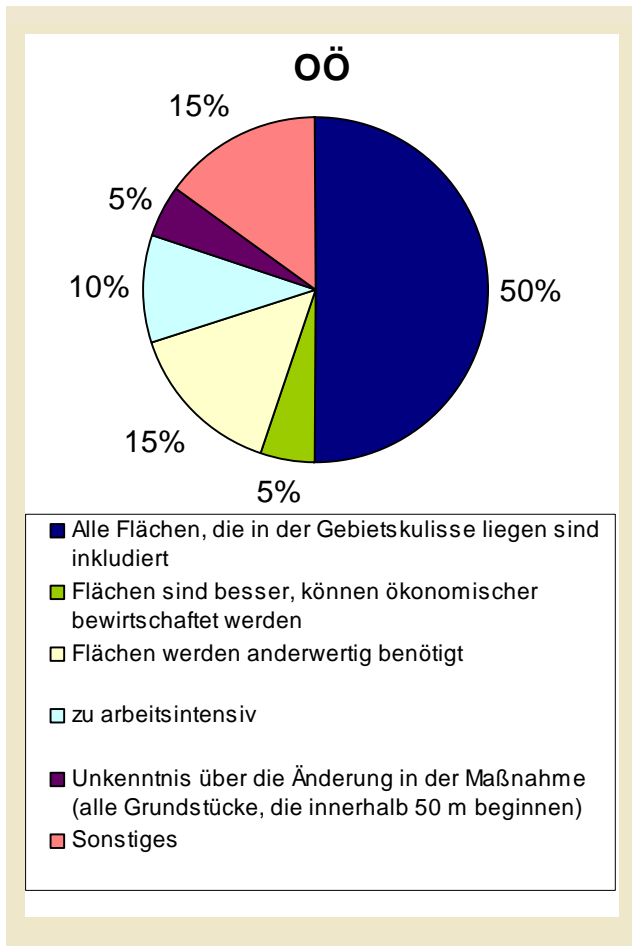


Abb. 4-121: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Oberösterreich

Als weiteren Grund für die Nichtteilnahme vieler Landwirtinnen und Landwirte sahen die Befragten die Höhe der Prämie. Obwohl die Prämie mit 337 € bis 556 € pro ha (Oberösterreich) bzw. 514 € bis 581 € pro ha (Niederösterreich) relativ hoch bemessen ist, können bei einer Teilnahme für diese Flächen keine Zahlungsansprüche im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie mehr angemeldet werden. Die ÖPUL-Prämie für die Maßnahme reduziert sich dadurch um 300 €/ha. Dies wurde auch unter den freien Antworten in Oberösterreich unter „Sonstiges“ am häufigsten erwähnt. In Niederösterreich wurde vor allem die Unwissenheit über die Änderung der Gebietskulisse, in

welcher nun alle Grundstücke inkludiert sind, die innerhalb des 50 m Streifens beginnen, angeführt.

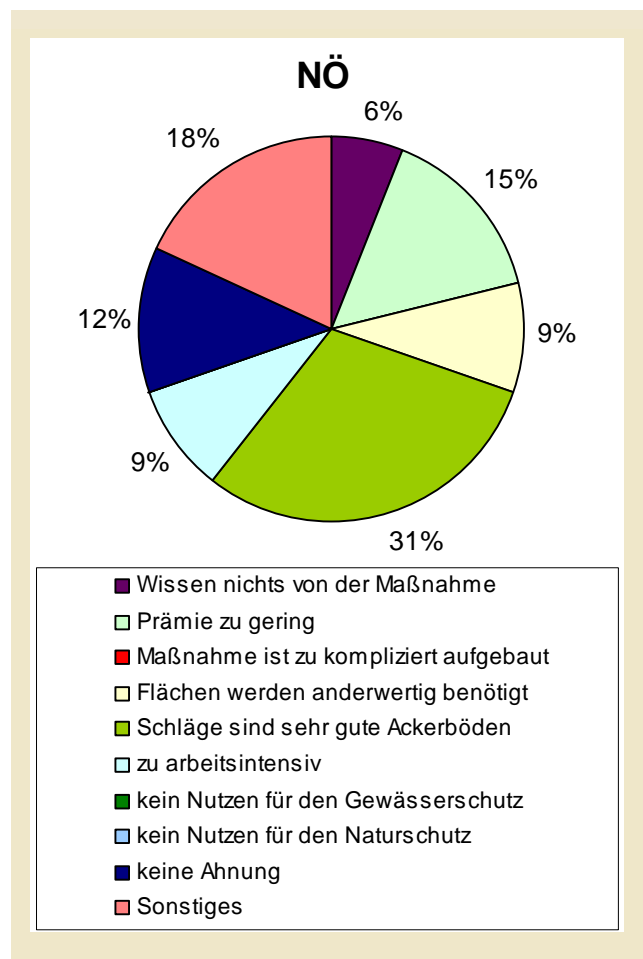


Abb. 4-122: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Niederösterreich

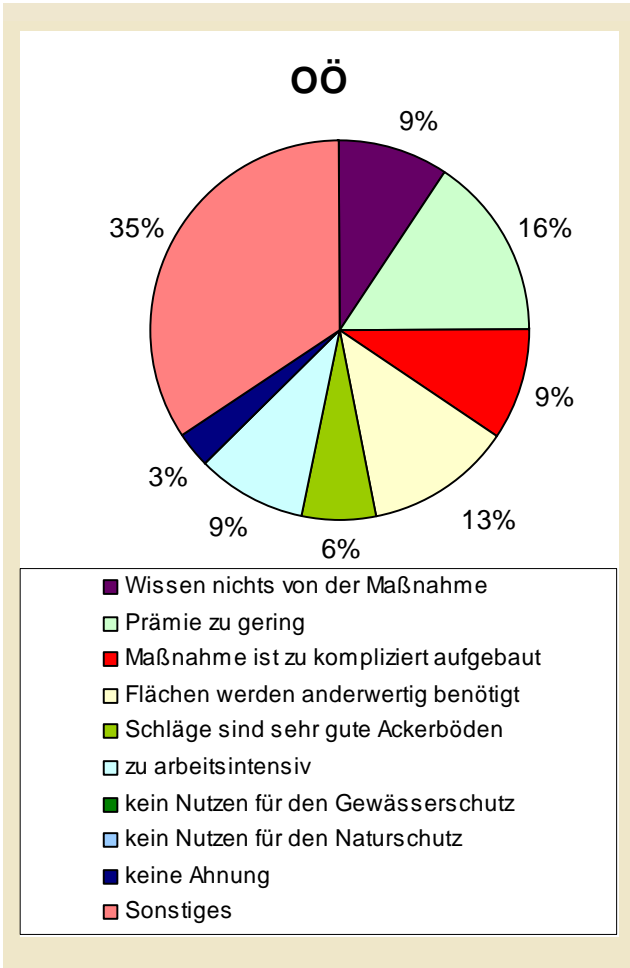


Abb. 4-123: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Oberösterreich

Unter „Sonstiges“ gaben viele Teilnehmerinnen und Teilnehmer an, dass vor allem für kleine Parzellen, die ansonsten nicht wirtschaftlich bearbeitet werden könnten, sich diese Maßnahme sehr gut eignet.

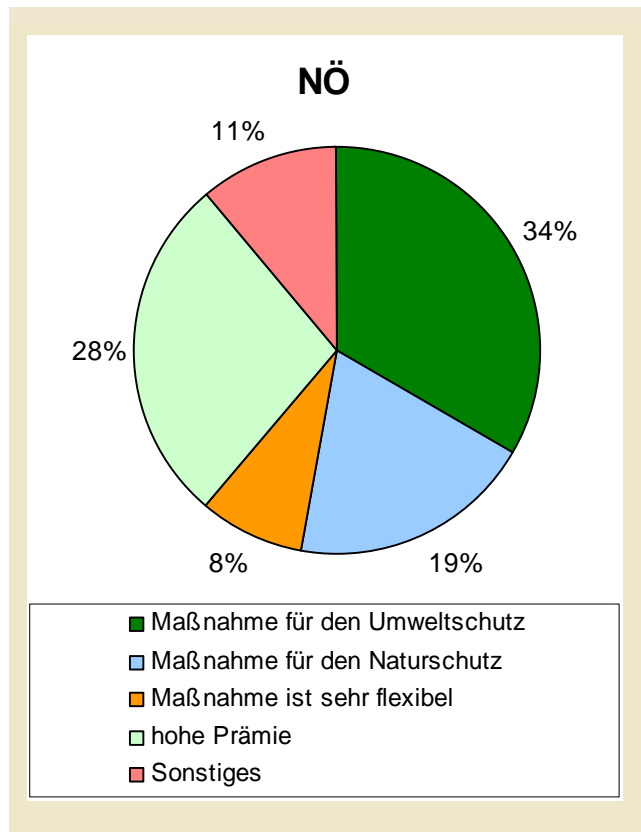


Abb. 4-124: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Niederösterreich

Positive Aspekte der Maßnahme

Hervorgehoben wurde von den Befragten die positive Wirkung der Maßnahme auf die Umwelt und die Natur (Abb. 4-124 und Abb. 4-125). Aber auch die hohe Prämie wurde immerhin von 25 % der Befragten, trotz der oben genannten Zusammenhänge, positiv bewertet. Die Maßnahme umfasst unterschiedliche Varianten, die von den Landwirten gewählt werden können, diese hohe Flexibilität wurde von 8 % der Befragten gut bewertet.

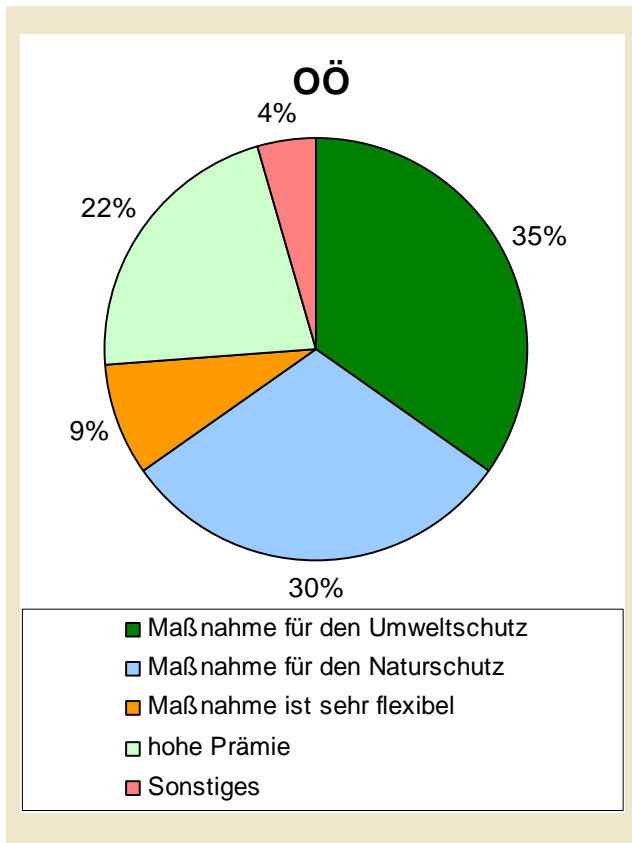


Abb. 4-125: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Oberösterreich

Negative Aspekte der Maßnahme und Änderungsvorschläge der Landwirtinnen und Landwirte

Während in Niederösterreich ein Großteil der Befragten (37%) sehr zufrieden mit dem Aufbau und den Förderungsvoraussetzungen der Maßnahmen war (Abb. 4-126), lag der Anteil der Befragten, die an der Maßnahme nichts auszusetzen hatten in Oberösterreich wesentlich darunter (Abb. 4-127). Die lange Verpflichtungszeit (die jedoch im ÖPUL 2007 generell gültig ist) und die reduzierten Zahlungsansprüche auf die einheitliche Betriebsprämie wurden in Oberösterreich am häufigsten negativ erwähnt (als freie Antwort unter „Sonstiges“).

Obwohl ein Viertel der Befragten die hohe Prämie positiv hervorhoben, fanden andererseits ein Fünftel der Befragten die Prämie zu gering.

Weiters sehen einige Landwirtinnen und Landwirte die Beikräutervermehrung aufgrund von fehlendem Pestizideinsatz und seltenem Häckseln als Problem.

Während insgesamt 8% der Befragten die Flexibilität des Programms begrüßen, wurde vor allem in Oberösterreich diese hohe Komplexität des Programms von 8% negativ beurteilt, 19% würden eine Vereinfachung der Varianten begrüßen (Abb. 4-129). In Oberösterreich kann im Programm aus fünf verschiedenen Varianten gewählt werden, die unterschiedliche Maßnahmenauflagen beinhalten. In Niederösterreich wurden nur 2 Varianten angeboten (neue Brache; bestehende Brache), hier wünschten sich deshalb 10% der Befragten eine Erweiterung der Varianten (Abb. 4-128). Generell wurde unter „Sonstiges“ häufig eine höhere Flexibilität der Pflegeauflagen gewünscht (freie Wahl des Häckselzeitraums, Punktuelle Unkrautbekämpfung).

Trotz der vorgebrachten Kritikpunkte wünschten sich 64 % der Befragten keine Änderungen im Programm.

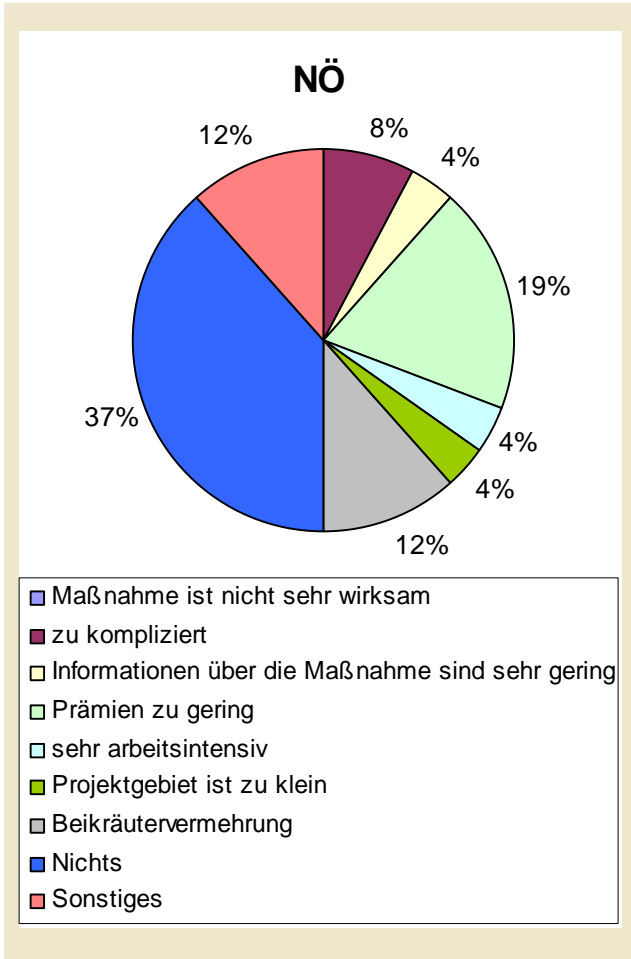


Abb. 4-126: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Niederösterreich

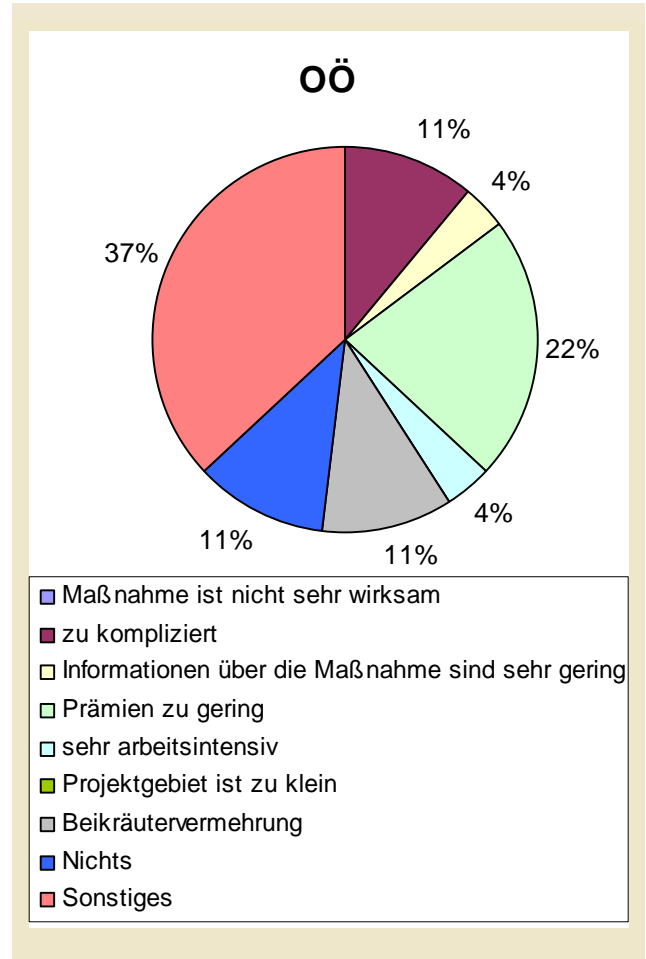


Abb. 4-127: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Oberösterreich

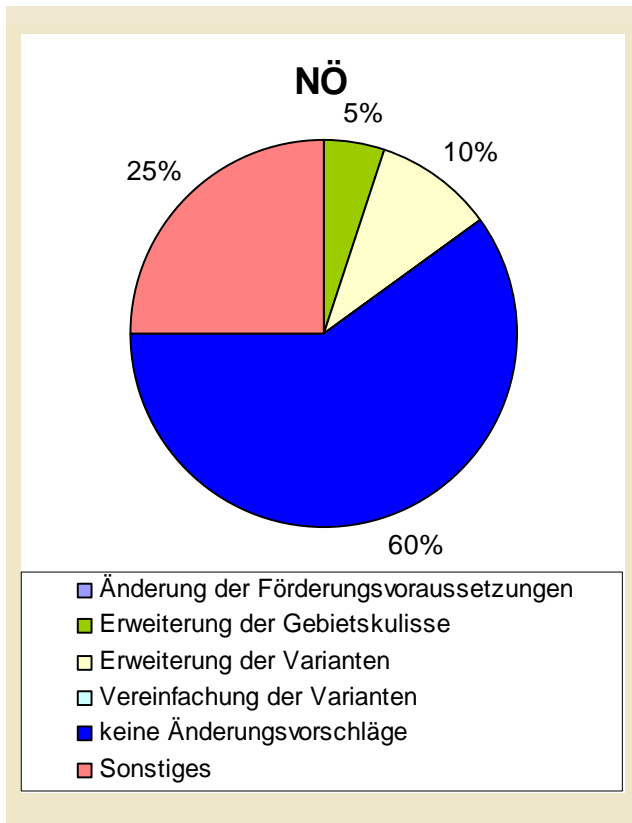


Abb. 4-128: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Niederösterreich

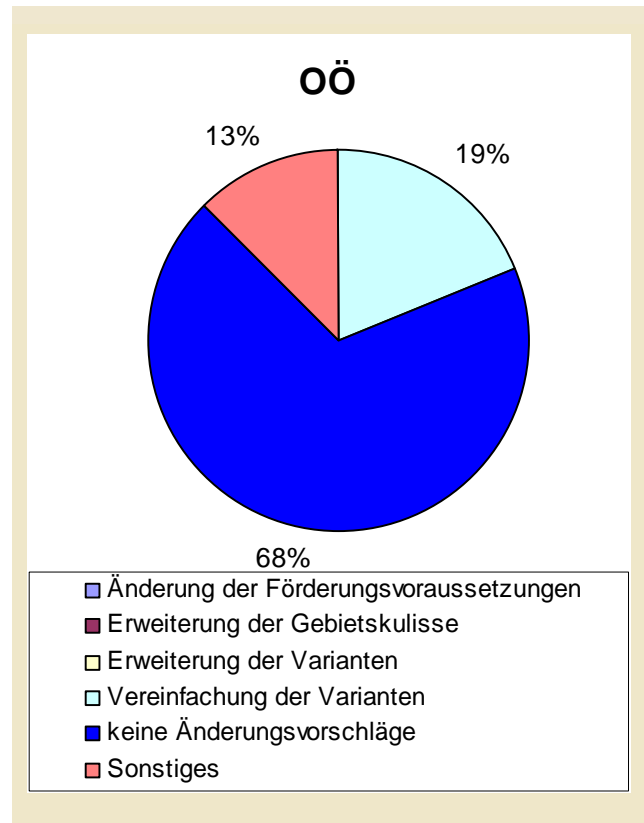


Abb. 4-129: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Oberösterreich

Informationsgrad

Ein Großteil der Teilnehmerinnen und Teilnehmer hat von der Maßnahme über Informationsveranstaltungen oder die Beratung der Landwirtschaftskammer erfahren (Abb. 4-130 und Abb. 4-131). In Niederösterreich wurden zusätzlich alle Betriebe, deren Flächen innerhalb des Projektgebietes lagen, durch die Landwirtschaftskammer persönlich angeschrieben und über die Maßnahme informiert. Ein Artikel in der Landwirtschaftszeitung wurde weiters von 14% der Befragten als Informationsquelle angegeben.

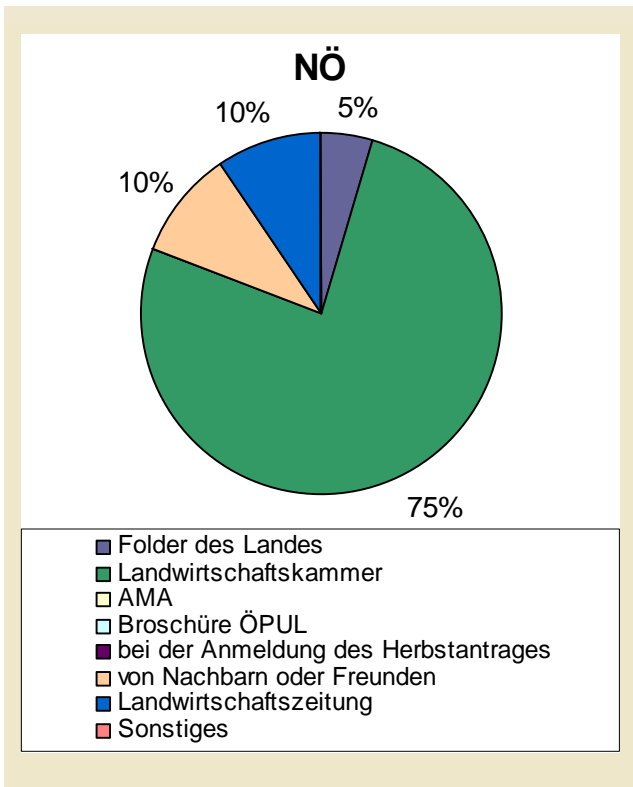


Abb. 4-130: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Niederösterreich

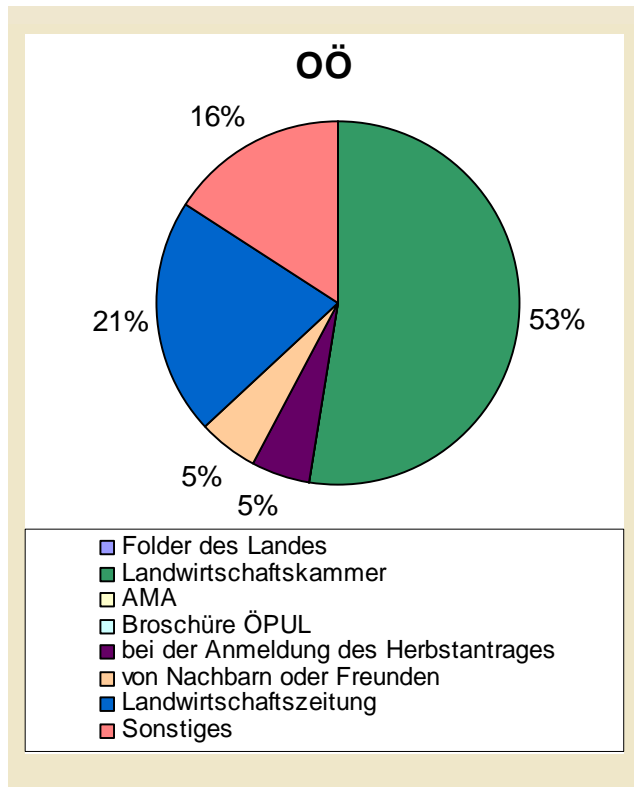


Abb. 4-131: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Oberösterreich

In Niederösterreich waren 84% der Befragten mit der Informationsweitergabe und ihrem Informationsgrad zufrieden (Abb. 4-132). In Oberösterreich wünschten sich die Befragten eine etwas offensivere Informationskampagne und eine stärkere Informationsweitergabe durch die Berater, vor allem bei einer Änderung der Förderungsvoraussetzungen oder der Varianten.

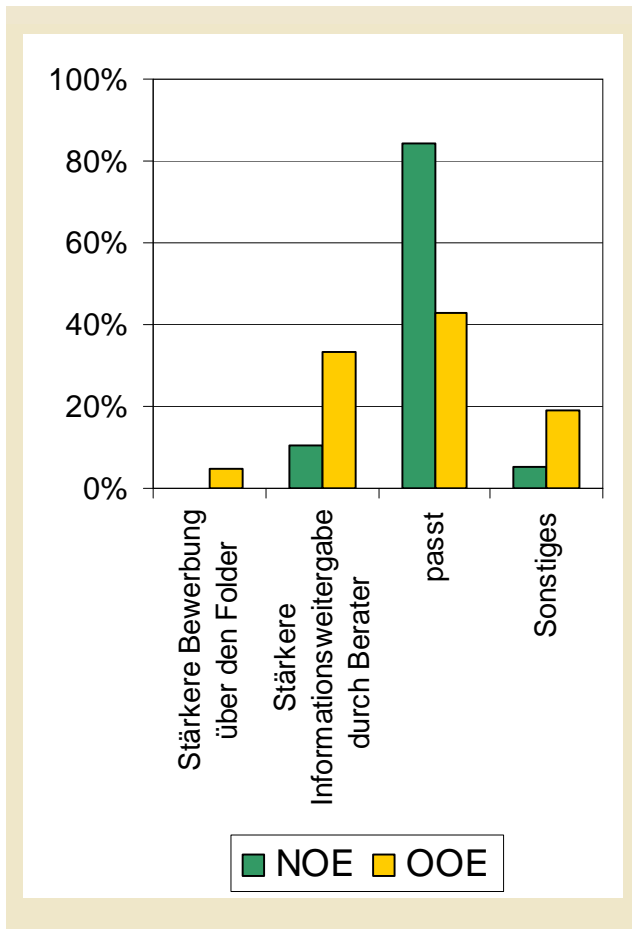


Abb. 4-132: Antworten auf die Frage: „Würden Sie an der Informationsweitergabe etwas ändern?“

Naturschutz im Vorgängerprogramm ÖPUL 2000

Größtenteils hatten die Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der Maßnahme Gewässerrandstreifen bereits Erfahrung an der Teilnahme an Naturschutzprogrammen im ÖPUL. 75% der Befragten in Niederösterreich und 50% der Befragten in Oberösterreich nahmen im Vorgängerprojekt ÖPUL 2000 an einer Naturschutzmaßnahme teil.

4.6 Ökonomische Optimierung

Eine ökonomische Optimierung der Maßnahme hat zum Ziel, Kosten zu senken ohne dass eine empfindliche Reduktion der Wirkung gegeben ist. Auf Basis der Ergebnisse der Kapitel 4.4 bis 4.5 kann das Haupteinsparungspotenzial in einer Reduktion der Breite des Filterstreifens geortet werden. Gleichzeitig besteht das Hauptmanko derzeit in der geringen Teilnahme, die vor allem mit einer zu geringen Höhe der Prämie zu begründen ist. Der Vorschlag der ökonomischen Optimierung geht daher in die Richtung, nicht (oder weniger) benötigte Flächen auszuscheiden und dafür den Fördersatz pro Maßnahmenfläche zu steigern.

Aus Abb. 4-131 ist ersichtlich, dass die Kosten der Maßnahme Gewässerrandstreifen in Niederösterreich unter den getroffenen Voraussetzungen einer Vollteilnahme bei einer Filterlänge von 10 m bis 50 m zwischen 1,3 und 1,8 Mio € liegen. Bei einer Filterlänge von 50 m ergibt sich eine Sedimentaustragsrate von 21 % bei lehmigem Sand und 34 % bei tonigem Lehm. Bei einer Filterlänge von 10 m erhöht sich die Sedimentaustragsrate auf 69 % bei lehmigem Sand und 78 % bei tonigem Lehm.

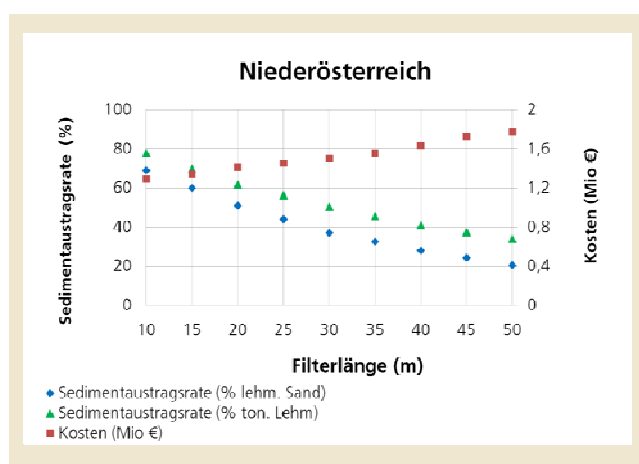


Abb. 4-133: Gegenüberstellung der Sedimentaustragsrate (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Eine Normalisierung der Daten zwischen 10 und 50 m Filterlänge (d.h. an den Endpunkten 10 bzw. 50 m wurden die Werte für die Sedimentaustragsrate bzw. die Kosten auf 0 bzw. 100 gesetzt) ergibt im Schnittpunkt der Kosten-Nutzen-Kurven eine optimale Filterlänge von knapp 30 m. Die Kosten bei Vollteilnahme belaufen sich bei dieser Filterlänge auf 1,5 Mio €, die Sedimentaustragsrate beträgt 37 % bei lehmigem Sand bzw. 51 % bei tonigem Lehm, d.h. 63 % bzw. 49 % der ausgetragenen Sedimente werden bei einem Starkniederschlagsereignis von 50 mm und einer Hangneigung von 5 % zurückgehalten.

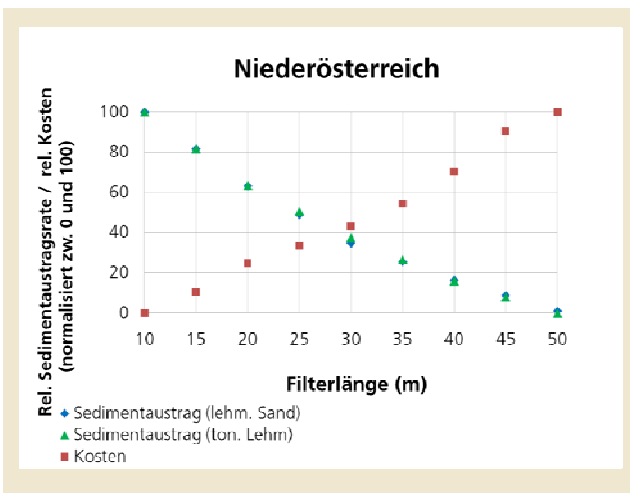


Abb. 4-134: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Reduziert man die Filterlänge der Gewässerrandstreifen von derzeit 50 m auf 30 m, so kann in Niederösterreich die Prämie bei gleichen Kosten um etwa 80 €/ha erhöht werden. Eine Prämienerrhöhung könnte dazu beitragen, die Teilnahme an der Maßnahme zu steigern. Wie in Kap. 4.5.2 ausgeführt, sind die Prämien zwar hoch bemessen, allerdings können auf diesen Flächen keine Ansprüche im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie angefordert werden, die 300 €/ha ausmacht.

In Oberösterreich wurden die Kosten der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ bei einer Filterlänge zwischen 10 m und 50 m unter der Voraussetzung einer Vollteilnahme zwischen 27,7 und 40,4 Mio € geschätzt (siehe Abb. 4-137). Die im Vergleich zu Niederösterreich bzw. der Steiermark erhöhten Kosten ergeben sich aus dem vergleichsweise großen Projektgebiet.

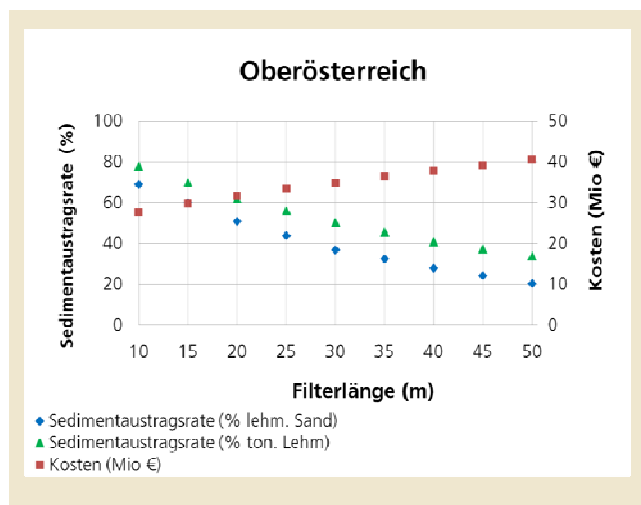


Abb. 4-135: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Bei normalisierten Daten ergibt sich im Schnittpunkt zwischen Sedimentsautrag und Kosten eine Filterlänge von etwas mehr als 25 m (siehe Abb. 4-136).

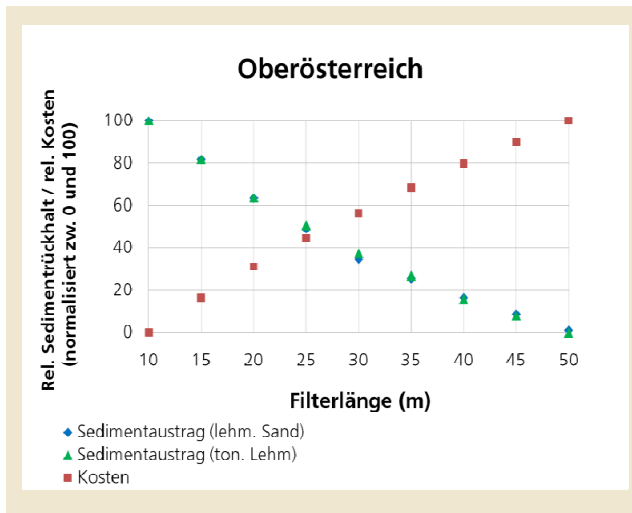


Abb. 4-136: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Reduziert man die Filterlänge der Gewässerrandstreifen von 50 auf 30 m, so könnte die Prämie in Oberösterreich als Anreiz zur Teilnahme bei gleichen Kosten um etwa 70 €/ha erhöht werden. Bei dieser Filterlänge betragen die Kosten nur mehr 34,9 Mio €.

In der Steiermark sind die Kosten für die Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ aufgrund des relativ kleinen Projektgebiets am niedrigsten und liegen zwischen 0,2 Mio € bei 10 m Filterlänge und 0,9 Mio € bei 50 m Filterlänge (siehe Abb. 4-137).

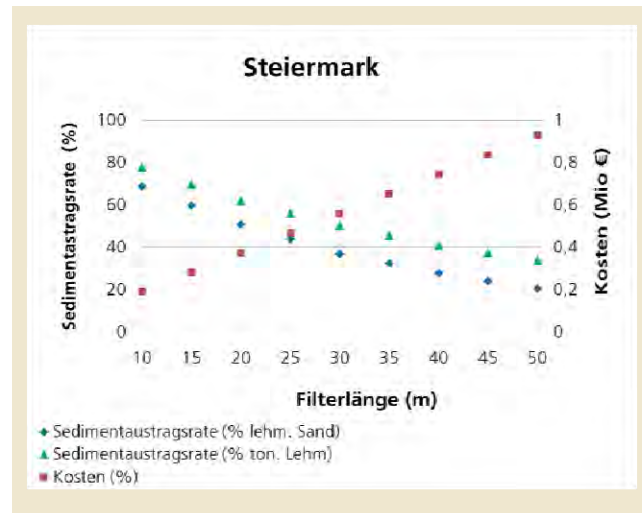


Abb. 4-137: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m)

Bei normalisierten Daten ergibt sich im Schnittpunkt zwischen Sedimentaustrag und Kosten eine Filterlänge von etwa 25 m (siehe Abb. 4-138).

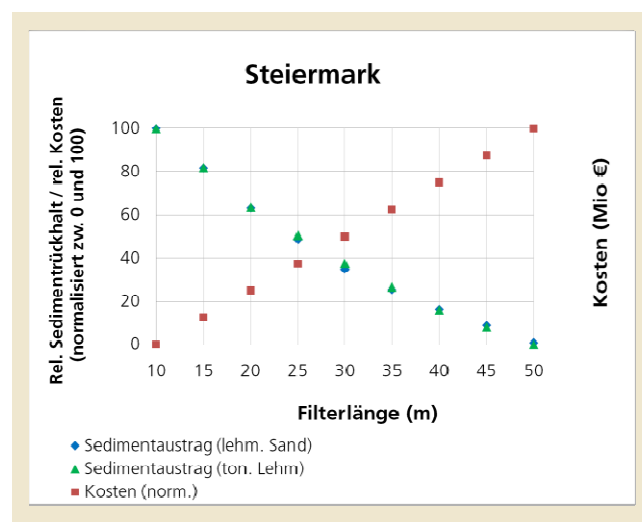


Abb. 4-138: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m)

Bei gleichbleibenden Kosten und einer Reduktion der Filterlänge von 50 m auf 30 m kann eine um 300 €/ha erhöhte Prämie ausbezahlt werden.

Das deutlich größere Potenzial zur Prämiensteigerung in der Steiermark im Vergleich zu den anderen beiden Bundesländern resultiert in einem unterschiedlichen Förderansatz. Während in der Steiermark nur die tatsächliche Breite des Filterstreifens förderfähig ist, können in Niederösterreich und Oberösterreich die gesamten Grundstücke, die innerhalb der Streifenbreite liegen eingebracht werden. Der Unterschied zwischen den Bundesländern zeigt, dass es eine überlegenswerte Alternative für Niederösterreich und Oberösterreich wäre, nur die tatsächlich erforderliche Streifenbreite zu fördern und den Fördersatz dafür sehr deutlich zu steigern.

4.7 Bewirtschaftungs- und Maßnahmenalternativen

Die eher ernüchternden Teilnehmezahlen an der Maßnahme geben Anlass über Alternativen zu den jetzt vorgesehenen Bewirtschaftungsvarianten bzw. Nutzungsaufgaben jenseits einer Steigerung der reinen Förderungshöhe nachzudenken. Eines der Haupthindernisse für hohe Teilnahmequoten dürfte darin bestehen, dass für Ackerflächen die Maßnahme in einer Stilllegung (in verschiedenen Varianten) besteht, die Fläche also nicht genutzt werden kann und gleichzeitig für diese Flächen der Zahlungsanspruch im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie verfällt, wodurch sich die Höhe der Prämie de facto um 300 €/ha reduziert. Je nach Variantenwahl bewegt sich dadurch der verbleibende Rest der Prämie im besten Fall in der Höhe von Prämien, die im Rahmen von Breitenmaßnahmen im ÖPUL gewährt werden (z.B. Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen), teilweise jedoch deutlich niedriger oder kann sogar negativ ausfallen.

Für teilnehmende Grünlandflächen besteht im Unterschied zu den Ackerflächen zumindest der Vorteil, dass eine Nutzung unter Auflagen weiterhin möglich ist und zusätzlich die Höhe der Prämie deutlich über jener für Ackerflächen liegt.

Ziel für eine Umgestaltung der Maßnahme müsste es sein, die Rahmenbedingungen auch für Ackerflächen so zu ändern, dass eine Teilnahme finanziell attraktiv ist, ohne Einbußen bei der Wirksamkeit hinnehmen zu müssen. Folgende Punkte wären dafür zu berücksichtigen:

- Eine ganzjährige dichte Bodenbedeckung muss gewährleistet sein.
- Eine Nutzung sollte möglich sein, damit auch die Möglichkeit, Nährstoffe aus dem zurückgehaltenen Bodenmaterial zu entziehen.

- Die Einbindung in das Fördersystem sollte aus Sicht des Landwirten bzw. der Landwirtin sinnvoll und vorteilhaft sein.

Eine Kultur, mit der diese Anforderungen erfüllt werden können, stellt Chinaschilf (*Miscanthus sinensis*, ‚Giganteus‘) dar. Chinaschilf ist eine ausdauernde Kulturpflanze, die nach einer 2-jährigen Etablierungsphase eine dichte Bodenbedeckung bildet, von der eine zumindest gleich gute Schutzwirkung wie von den derzeit vorgesehenen Stilllegungsvarianten oder von Grünland zu erwarten ist (vgl. Abb. 4-139).



Abb. 4-139: Chinaschilfbestand bei der Ernte. Auch im abgeernteten Bereich ist eine gute Bodendeckung gegeben (LK Österreich, 2006).

Chinaschilf wird vor allem als Energiepflanze angebaut, kann aber auch als Industrierohstoff genutzt werden. Im 2. Jahr kann mit einem Ertrag von 5 bis 7 t TM/ha, ab dem 2. Jahr mit Erträgen von 15 bis 22 t TM/ha gerechnet werden. Selbst geschätzten Erlösen von ca. 80 €/t¹ stehen Kosten von 30 bis 45 €/t gegenüber (Kostenschätzung LK Österreich, 2006).

¹ Schätzung ausgehend vom Heizwert/TM unter Berücksichtigung eines höheren Lagebedarfs und eines höheren Ascheanfalls im Vergleich zu Hackschnitzel. Die Schätzung basiert **nicht** auf einer Erhebung von Marktpreisen.

Interessant an *Miscanthus* ist die Möglichkeit einer extensiven Produktionsweise, bei der auf den Einsatz von Düngemittel und Pflanzenschutzmittel, insbesondere in der Hauptertragsphase, verzichtet wird. Dadurch ließe sich der Anbau im Bereich von Gewässerrandstreifen relativ gut mit Auflagen wie Dünge- und Pflanzenschutzmittelverzicht verbinden. Die Nährstoffversorgung würde dann vor allem aus dem angeschwemmten Bodenmaterial erfolgen.

Fördertechnisch würde sich anbieten, einerseits den Verzicht auf ertragssteigernde Produktionsmittel zu berücksichtigen und weiters *Miscanthus*, ähnlich wie z.B. Wechselwiesen, als begrünzte Ackerfläche anzurechnen.

Eine überschlägige Berechnung der Wirtschaftlichkeit von *Miscanthus* würde bereits unter den jetzigen Förderbedingungen Einkommensmöglichkeiten ergeben, die über der Förderhöhe der meisten Gewässerrandstreifenvarianten (unter Einrechnung des Verlusts der allgemeinen Betriebsprämie) liegt, sobald ein positiver Deckungsbeitrag erwirtschaftet wird (Tab. 4-34).

Weitere förderliche Aspekte sind in Unterlagen der Landwirtschaftskammern (Landwirtschaftskammer Österreich, 2006; Landwirtschaftskammer Niederösterreich, 2006) dargestellt und betreffen den Anbau auf Stilllegungsflächen, Nicht-Stilllegungsflächen und die Energiepflanzenbeihilfe.

Tab. 4-34: Überschlägige Wirtschaftlichkeitsberechnung
Miscanthus

DB/Förderung	€/ ha
Prämie Umweltgerechte Bewirtschaftung	85
Prämie Begrünung	130
Zwischensumme Prämien	215
Deckungsbeitrag DB 35 €/t; 15t/ha)	525
Summe	750

tenden oder stärkeren Hochwässern dürfte es nach einer gewissen Zeit jedoch zu einer Lagerung der Schilfstängel kommen, so dass dann die abflusshemmende Wirkung wieder abnimmt.

Mögliche Einschränkungen

- Obwohl Fragen zum Anbau und zur Kulturführung von Miscanthus unter österreichischen Bedingungen gut untersucht sind, wird diese Pflanze derzeit noch wenig angebaut, ist also in der landwirtschaftlichen Praxis nur sehr beschränkt vertreten. Die meisten Landwirtinnen und Landwirte müssten also erst Erfahrungen im Umgang mit dieser Kultur sammeln.
- Staunasse Böden, wie sie ev. in Randbereichen von Gewässern auftreten können, sind weniger für Miscanthus geeignet. Problematisch sind umgekehrt auch Wassermangel in Trockengebieten bzw. sehr sandige Böden.
- Für eine sinnvolle Nutzung müssen Abnehmer (Biomasseheizkraftwerke oder auch Haushalte mit entsprechenden Feuerungsanlagen) in genügender räumlicher Nähe vorhanden sein. Prinzipiell ist Miscanthushackgut in Biomassefeuerungsanlagen für Weichholzhackgut einsetzbar, auf Grund des geringen Raumgewichts sind jedoch größere Lagerflächen erforderlich.
- Im Fall von Hochwasser kann es im Uferbereich zu einer Verminderung des Abflusses kommen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Miscanthus üblicherweise im April bis Mai geschnitten wird. Im Anschluss ist die abflusshemmende Wirkung im Hochwasserfall zunächst gering, nimmt dann jedoch mit dem Pflanzenwachstum zu. Bei anhal-

5 Literatur

- Abu-Zreig, M., R. P. Rudra, H. R. Whiteley, M. N. Lalonde, N. K. Kaushik (2003): Phosphorus Removal in vegetated Filter Strip. *J. Environ. Qual.*, 32, 613-619.
- Barfield B.J. E., W. Tollner, J.C. Hayes (1979): Filtration of sediment by simulated vegetation I. Steady-state flow with homogeneous sediment. *Transactions of the ASAE*, 22, 5, 540-545.
- BEV (2007): Digitales Höhenmodell Model, Auflösung von 10 m x 10 m für Österreich
- BEV (2004): Digitale Katastralmappe für das Projektgebiet OÖ.
- BEV (2006): Digitale Katastralmappe für das Projektgebiet NÖ.
- BEV (2006): Digitale Katastralmappe für das Projektgebiet Stmk.
- Bren, L. J. (1998): The geometry of a constant buffer-loading design method for humid watersheds. *Forest Ecology and Management* 110, 113-125.
- Bren, L. J. (2000): A case study in the use of threshold measures of hydrologic loading in the design of stream buffer strips. *Forest Ecology and Management* 132, 243-257.
- Considine, G.D. (2005): *Van Nostrand's Encyclopedia of Chemistry*. Wiley-Interscience, Hoboken (Fifth Edition), 1628
- Daniels, R. B., J. W. Gilliam (1996): Sediment and Chemical Load reduction by Grass and Riparian Filters. *Soil Science Society of American Journal* 60, 246-251.
- Diaconu C., D. Diaconu (2002): *Prognoze hidrologice – Aplicatii (Hydrologische Vorhersagen – Übungen)*, Verlag Matrix Rom, Bucuresti.
- Dillaha, T. A., R. B. Reneau, S. Mostaghimi, D. Lee (1989): Vegetative Filter Strips for agricultural Non-point Source Pollution Control. *Trans. ASAE* 32, 513-519.
- Dorioz, J. M., D. Wang, J. Poulenard, D. Trevisan (2006): The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscape in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 4-21.
- Dosskey, M. G. (2001): Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land. *Environmental Management* 28, 5, 577-598. Springer, New York.
- Dosskey, M. G., K. D. Hoagland, J. B. Brandle (2007): Change in filter strip performance over ten years. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62, 1, 21-32.
- Dosskey, M. G., M J. Helmers, D. E. Eisenhauer (2006): An approach for using soil surveys to guide the placement of water quality buffers. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61, 6.
- Dosskey, M. G., M J. Helmers, D. E. Eisenhauer (2008): A design aid for determining width of filter strips. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63, 4, 232-240.
- Dosskey, M. G., M. J. Helmers, D. E. Eisenhauer, T. G. Franti, K. D. Hoagland (2002): Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57, 6, 336-343.
- Fiener, P., K. Auerswald (2006): Seasonal variation of grass waterway effectiveness in reducing runoff and

sediment delivery from agricultural watersheds in temperate Europe. *Soil & Tillage Research* 87, 48-58.

Flanagan, D. C., G. R. Forster, W. H. Neibling, J. P. Burt (1989): Simplified Equation for Filter strip Design. Paper No. 86-2043, *Trans. ASAE*, 32, 6.

Foster, G.R., R.A. Young and W.H. Neibling (1985): Sediment composition for nonpoint source pollution analyses. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 133-146.

Fox, A., D. E. Eisenhauer, M. G. Dosskey (2005): Modelling Water and Sediment Trapping by Vegetated Filters Using VFSMOD: Comparing Methods for Estimating Infiltration parameters/ Written for ASAE Annual International Meeting, Tampa, Florida.

Frühwirth P. et al. (2006): *Miscanthus sinensis "Giganteus" – Chinaschilf als nachwachsender Rohstoff* (Landwirtschaftskammer Österreich) ISBN 3-902325-02-X

Gawlik, B.M. and H. Muntau (EDS.) (1999). Eurosoil II, Laboratory Referenz Material for Soil-related Studies, Joint Research Centre European Commission (EUR 18983 EN), ISBN 92-828-7882-1.

Gharabaghi, B., H. R. Whitely, W. T. Dickinson, (2000): Sediment Removal Efficiency of Vegetative Filter Strips/Annual Research report, Guelph Turfgrass Institute.

Green W.H., G. Ampt (1911): Studies of soil physics, Part 1. The flow of air and water through soils. *Journal of the Agricultural Society* 4, 1-24.

Haan C.T., B.J. Barfield, J.C. Hayes (1994): Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments. Sand Diego, Academic Press.

Hay, V., W. Pittroff, E. E. Tooman, D. Meyer (2006): Effectiveness of vegetative filter strip in attenuating nutrient and sediment runoff from irrigated pastures. *Journal of Agricultural Science*, 144, 349-360, Cambridge University Press.

Hayes, J. C., B. J. Barfield, R. I. Barnhisel (1979): Filtration of sediment by Simulated Vegetation II. Unsteady flow with Non-Homogeneous Sediment/*Transactions of the ASAE, American Society of Agricultural Engineering*, p. 1063-1067.

Hayes J.C., B.J. Barfield, R.I. Barnhisel (1984): Performance of grass filters under laboratory and field conditions. *Transactions of the ASAE*, 27,5, 1321-1331.

Helmers, M. J., D. E. Eisenhauer, T. G. Franti, M. G. Dosskey, M. G. (2005): Modelling Sediment Trapping in a vegetative Filter Accounting for Converting Overland Flow. *American Society of Agricultural Engineering*, Vol. 48 (2), p. 541-555.

Hösl R. (2009): Analyse von linearen Abflusswegen und ihr Einfluss auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. Diplomarbeit, Universität Wien.

Kapenzi, A. (1994): Effect of Grass Strip Width on the Control of Soil Erosion from Steep Slopes. School of Agriculture, Food and Environment, Silsoe College. MSc Thesis.

Klik A. (2003b): Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag sowie auf Nährstoff- und Pestizidausträge. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft*, 55, 5-6, 89-96, Springer Verlag Wien.

Kuo, Y. M. (2007): Vegetative Filter Strips to Reduce Surface Runoff Phosphorus Transport from Mining Sand Tailings in the Upper Peace River basin of Central Florida. Dissertation, University of Florida.

- Lembacher F. et al. (2006): Chinaschilf – *Miscanthus sinensis* "Giganteus" (Landwirtschaftskammer Niederösterreich)
- Lighthill MJ, J.B. Whitham (1955): On kinematic waves. II: A theory of traffic flow on long crowded roads . Proceedings of the Royal Society , A229(1187), 317-345
- Lyon, S. W., M. T. Walter, P. Gerard-Marchant, T. Steenhuis (2004): Using a topographic index to distribute source area runoff predicted with SCS curve number equation. Hydrol. Process. 18, 2757-5771.
- Magette, W. L., R. B. Brinsfield, R. E. Palmer, J. D. Wood (1989): Nutrient and sediment Removal by Vegetated Filter Strips. Trans. ASAE, 32, 663-667.
- Mander, Ü., V. Kuusements, K. Lohmus, T. Muring (1997): Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. Ecological Engineering 8, 299-324.
- McKergow, L. A., D. M. Weaver, I. P. Prosser, R. B. Grayson, A. E. G. Reed (2003): Before and after riparian management; sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. Journal of Hydrology 270, 253-272.
- Mentler, A., P. Strauss, J. Schomakers, S. Hann, G. Köllensberger, and F. Ottner (2009): Organophilic clays as a tracer to determine Erosion processes, EGU2009-13192.
- Mockus V. (1969): Storm Rainfall Data. In: National Engineering Handbook, Section 4, U.S. Department of Agriculture.
- Morgan R.P.C. (2005): Soil Erosion and Conservation. Blackwell Publishing, ISBN 1-4051-1781-, Oxford.
- Muñoz- Carpena, R., J. E. Parsons, J. W. Gillian (1993) Numerical Approach to the Overland Flow Process in vegetative Filter Strips/American Society of Agricultural Engineering, Vol. 36 (3), p. 761-770.
- Muñoz-Carpena, R., J. E. Parsons, J. W. Gilliam (1993b): Numerical Approach to the Overland Flow Process in vegetative Filter Strips. Transactions of the ASAE, 36, 3, 761-770.
- Muñoz- Carpena, R., J. E. Parsons, J. W. Gillian, J. W. (1999): Modelling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips/Journal of Hydrology 214, p. 111-129.
- Muñoz- Carpena, R., J. E. Parsons (2005): E. VFSSMOD-W Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System, Model documentation & User's Manual/University of Florida, July.
- Schauder H., K. Auerswald (1992): Long-term trapping efficiency of a vegetated filter strip under agricultural use. Z. Pflanzenernähr., Bodenkunde, 155, 489-4921.
- Scheffer, F., P. Schachtschabel (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. 15. Auflage. 16-17; 113-114, 424.
- Strauss P., J.Pitty, M.Pfeffer, A. Mentler (2000): Rainfall Simulation for Outdoor Experiments. In: P. Jamet, J. Cornejo (eds.): Current research methods to assess the environmental fate of pesticides. pp. 329-333, INRA Editions.
- Strauss P., A. Peinsitt (2002): Die erosiven Niederschläge des März 2002 und ihre Folgen in zwei landwirtschaftlich genutzten Kleineinzugsgebieten. Tagungsband ALVA, 259-261.
- Strauss P. (2007): Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In BMLFUW (ed.) Hydrologischer Atlas Österreichs. 3. Lieferung. Kartentafel 8.4. Wien: Bundesmi-

nisterium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. ISBN 3-85437-350-7.

Syversen, N., L. Oygarden, B. Salbu (2001): Caesium-134 as a tracer to Study Particle Transport Processes within a Small Catchment with Buffer Zone. *J. Env. Qual.*, 30, 5, 1771-1783.

Tollner, E. W., B. J. Barfield, C. T. Haan, T.Y. KAO (1976): Suspended sediment filtration capacity of simulated vegetation. *Transactions of the ASAE*, 19, 4, 678-682.

Tollner, E. W., B. J. Barfield, C. Vachirakornwatana, C. T. Haan (1977): Sediment Deposition Patterns in Simulated Grass Filters. *Transactions of the ASAE*, 20, 5, 940-944.

Tollner, E. W., B. J. Barfield, J. C. Hayes (1982): Sedimentology of Erect Vegetal Filters. *J. of Hydraulics Div.*, 108, 12, 1518-1531.

Tomer, M. D., D. E. James, T. M. Isenhardt (2003): Optimising the placement of riparian practices in a watershed using terrain analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, 198-206.

Uusi Kämppe, J., T. Ylärinta (1992): Reduction of sediment, phosphorus and nitrogen transport on vegetated buffer strips. *Agric. Sci. Finl.*, 1, 569-574.

Verstraeten, G., J. Poesen, K. Gillijns, G. Govers (2006): The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediments loads: an overestimated control measure? *Hydrol. Process.* 20, 4259-4267.

Williams, F.R., H.D. Berndt, H.D. (1977): Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. of the ASAE* 20, 6, 1100-1104.

Wilson, L. G. (1967): Sediment Removal from Flood Water by Grass Filtration. Paper No. 63-738 presented

at the Winter Meeting of the American Society of Agricultural Engineers, Chicago, 1963. *Trans. ASAE*.

Wischmeier W.H., D.D. Smith (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture. Handbook No. 537.

Xiang, W. N. (1996): GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 34, 1-10.

Zapata, F. (2002): Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides. Dordrecht. S. 1-7.

Zhang, X.C., J.M. Friedrich, M.A. Nearing, L.D. Norton (2001): Potential use of Rare Earth Oxides as Tracers for Soil Erosion and Aggregation Studies. In: *Soil Science Society of America. Journal Vol 65*. S. 1508-1515.

Zillgens, B. (2001): Simulation der Abflussverminderung und des Nährstoffrückhaltes in Uferstreifen. *Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 34*, Justus-Liebig-Universität, Gießen.