

GERAST

Effektivität von
Gewässerrandstreifen zum
Schutz von
Oberflächengewässern

wpa Beratende Ingenieure





Auftraggeber

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Amt der NÖ Landesregierung
Amt der OÖ Landesregierung
Amt der Stmk Landesregierung
Forschungsprojekt Nr. 100321
Aufträge vom 13.11.2007 (Phase I)
BMLFUW-UW.3.2.2/0020-VII 1/2007
und 11.08.2009 (Phase II)
BMLFUW-UW.3.2.2/0003-VII 1/2009

Berichtsdatum

17.12.2009 // GZ-wpa: 407.014

Version

2.0

Inhalt

Bericht
Anlagen 1-8

Ausführung

pdf

wpa Beratende Ingenieure



GERAST

Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	11
2	Einleitung	14
2.1	Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit.....	14
2.2	Beschreibung der Maßnahmen im ÖPUL 2007	14
2.2.1	Umsetzung der Maßnahme in Niederösterreich	15
2.2.2	Umsetzung der Maßnahme in Oberösterreich	15
2.2.3	Umsetzung der Maßnahme in der Steiermark.....	15
2.3	Aufgabenstellung der einzelnen Arbeitspakete.....	16
2.3.1	Herstellung eines Leitfadens für eine fachgerechte Umsetzung der Gewässerrandstreifenmaßnahme.....	16
2.3.2	Bewertung des Schutzpotenzials der Maßnahme	16
2.3.3	Entwicklung von Indikatoren zur Bewertung der Retentionswirkung	17
2.3.4	Evaluierung des Teilnahmeverhaltens	17
2.3.5	Ökonomische Optimierung	17
2.4	Die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen im Literaturüberblick.....	18
2.5	Einsatzmöglichkeiten von Tracern.....	20
3	Datengrundlagen und Methoden.....	22
3.1	Herstellung eines Leitfadens zur Bewerbung der Maßnahme.....	22
3.2	Bewertung des Potenzials der Maßnahme	22
3.2.1	Modell VFSSMOD.....	22
3.2.2	Validierung von VFSSMOD am Modellhang Grub.....	25
3.2.3	Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsfilterstreifen	26
3.2.4	Entwicklung eines Transfermodells für VFSSMOD.....	28
3.3	Feldkartierung zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen	30
3.4	Indikatorenentwicklung.....	31
3.4.1	Auswahl der Standorte.....	31
3.4.2	Probenahme.....	31
3.4.3	Analysemethoden und Qualitätssicherungssystem in der Routine-Analytik	36
3.4.4	Darstellung der Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren zur Beurteilung der Retentionswirkung..	37
3.4.5	¹³⁷ Cs.....	38
3.4.6	N-Alkylammonium als Tracer	38
3.4.6.1	Extraktion und Analytik	38
3.4.6.2	Berechnungsversuche	39
3.5	Teilnahmeverhalten	40
3.5.1	Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Flächen.....	40
3.5.2	Befragung	40
3.6	Ökonomische Optimierung	41
4	Ergebnisse.....	43
4.1	Herstellung eines Leitfadens zur Bewerbung.....	43

4.2	Bewertung des Potenzials der Gewässerrandstreifenmaßnahme.....	43
4.2.1	Validierung von VFSMDO am Modellhang Grub.....	43
4.2.1.1	Niederschlag und Abfluss am Versuchsfeld.....	43
4.2.1.2	Auswahl der Modelleingangsparameter	45
4.2.1.3	Anwendung von VFSMOD für das Ereignis.....	46
4.2.1.4	Kartierung und Luftbilddauswertung.....	50
4.2.2	Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsfilterstreifen.....	52
4.2.2.1	Niederschlag	52
4.2.2.2	Hangneigung im Filterstreifen	56
4.2.3	Transfermodell zur Anwendung in Testgebieten.....	61
4.2.4	Anwendung des Transfermodells in den Projektgebieten.....	68
4.2.4.1	Niederösterreich	68
4.2.4.2	Steiermark.....	80
4.2.4.3	Oberösterreich	92
4.3	Feldkartierungen zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen.....	104
4.3.1	Ergebnisse im Überblick.....	104
4.3.2	Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf	107
4.3.3	Bodenerosion	109
4.4	Evaluierung der Wirkung von Gewässerrandstreifen durch Messungen	110
4.4.1	Beschreibung der Profilstellen.....	110
4.4.1.1	Standort Grub (Nö).....	110
4.4.1.2	Standort Waidendorf (Nö)	111
4.4.1.3	Standort Reiting (Stmk)	112
4.4.1.4	Standort Altaist (Oö).....	113
4.4.2	Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren für die Retentionswirkung.....	114
4.4.2.1	Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zum natürlichen Gehalt.....	114
4.4.2.2	Variabilität innerhalb der Wiederholungsreihen	117
4.4.2.3	Ergebnisse am Standort Grub bei erhöhtem Parameterumfang	119
4.4.2.4	Ergebnisse an den vier Standorten bei eingeschränktem Parameterumfang.....	121
4.4.2.5	Entwicklung von Indikatoren zur Messung der Retentionswirkung	126
4.4.3	Untersuchungen mit ¹³⁷ Cs	128
4.4.4	Tracerversuche	130
4.4.4.1	N-Alkylammonium als Tracer	130
4.4.4.2	Beregnungsversuch	130
4.4.4.3	Anwendbarkeit	134
4.5	Teilnahme, Wirksamkeit und Akzeptanz.....	135
4.5.1	Teilnehmende Flächen 2007 und 2008.....	135
4.5.2	Wirksamkeit der Maßnahme	142
4.5.3	Befragung zur Akzeptanz der Maßnahme	142
4.6	Ökonomische Optimierung	151
4.7	Bewirtschaftungs- und Maßnahmenalternativen	154
5	Literatur	157

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1: Grundstücke, die im Projektgebiet in Ober- und Niederösterreich an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind.....	15
Abb. 2-2: Grundstücke, die im Projektgebiet in der Steiermark an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind	16
Abb. 3-1: Schematische Darstellung der Module von VFSSMOD	23
Abb. 3-2: Diskretisierung des finite-elemente Oberflächenabfluss-Modells (Munoz-Carpena and Parsons, 2006) .	24
Abb. 3-3: Berechnungsstruktur in der Modellkomponente UH	25
Abb. 3-4: Erosion und Sedimentablagerung des Jahres 2002 und die Probenahmepunkte des Standortes Grub (siehe 3.3).....	26
Abb. 3-5: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	31
Abb. 3-6: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-7: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-8: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-9: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-10: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Grub (Nö).....	33
Abb. 3-11: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Waidendorf (Nö)	34
Abb. 3-12: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Reiting (Stmk)	35
Abb. 3-13: Messwertekarte für Kupfer.....	36
Abb. 3-14: Messwertekarte für Phosphor.....	36
Abb. 3-15: Gesamtionenstrom am Massendetektor (Schwarze Linie) und spezifische Massenfragmente der einzelnen gemessenen Komponenten (färbige Linien) bei einem 100 µg/l Standard Alkylammonium, das aus Tixogel VZ extrahiert wurde.....	40
Abb. 3-16: Projektgebiete Gewässerrandstreifen (Datengrundlage: BEV, 2007).....	42
Abb. 4-1: Die gemessene Hochwasserwelle und der aufsummierte Niederschlag an der Pegelstation Grub, März 2002.....	44
Abb. 4-2: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)	47
Abb. 4-3: Die Ganglinie des Oberflächenabflusses für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSSMOD). 47	
Abb. 4-4: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	47
Abb. 4-5: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	48
Abb. 4-6: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	48
Abb. 4-7: Der Hydrograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)	48
Abb. 4-8: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	49
Abb. 4-9: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	49
Abb. 4-10: Luftbild von Bodenerosion und Sedimentablagerung für das Niederschlagsereignis März 2002 am Modellhang Grub	51

Abb. 4-11: Grafischer Vergleich zwischen gemessener und simulierter Retentionsleistung für das Ereignis März 2002, Modellhang Grub	52
Abb. 4-12: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = lehmiger Sand, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	54
Abb. 4-13: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = sandiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	54
Abb. 4-14: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = toniger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	55
Abb. 4-15: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = Schluff, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	55
Abb. 4-16: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = schluffiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	56
Abb. 4-17: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = lehmiger Sand, Hangneigung des Ackers = 5%)	57
Abb. 4-18: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = sandiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)	58
Abb. 4-19: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = toniger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)	59
Abb. 4-20: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = Schluff, Hangneigung des Ackers = 5%)	60
Abb. 4-21: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = schluffiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)	61
Abb. 4-22: Wirkung der Hangneigung auf die Retentionsleistung eines Vegetationsfilterstreifens (angegeben in % SDR) bei verschiedenen Erosionsklassen. Hangneigung = 2% - 10%, Boden = sandiger Lehm (FSL)	65
Abb. 4-23: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = toniger Lehm (CL)	65
Abb. 4-24: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = sandiger Lehm (FSL)	66
Abb. 4-25: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = lehmiger Sand (LS)	66
Abb. 4-26: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = Schluff (Si)	67
Abb. 4-27: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = schluffiger Lehm (SiL)	67
Abb. 4-28: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen und der davon betroffenen Grundstücke für die niederösterreichischen Testgebiete	70
Abb. 4-29: K-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	71

Abb. 4-30: C-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	72
Abb. 4-31: R-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	73
Abb. 4-32: LS-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	74
Abb. 4-33: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die niederösterreichischen Testgebiete	75
Abb. 4-34: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der niederösterreichischen Testgebiete	76
Abb. 4-35: Hangneigungen für die niederösterreichischen Testgebiete	77
Abb. 4-36: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit <70% Retentionsleistung stark hervorgehoben.	78
Abb. 4-37: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen	79
Abb. 4-38: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen für die steirischen Testgebiete.....	82
Abb. 4-39: K-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete.....	83
Abb. 4-40: C-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete	84
Abb. 4-41: R-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete.....	85
Abb. 4-42: LS-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete	86
Abb. 4-43: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die steirischen Testgebiete.....	87
Abb. 4-44: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der steirischen Testgebiete	88
Abb. 4-45: Hangneigungen für die steirischen Testgebiete.....	89
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.	90
Abb. 4-47: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die steirischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen.....	91
Abb. 4-48: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen für die oberösterreichischen Testgebiete	94
Abb. 4-49: K-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete	95
Abb. 4-50: C-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete.....	96
Abb. 4-51: R-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete	97
Abb. 4-52: LS-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete.....	98
Abb. 4-53: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die oberösterreichischen Testgebiete	99
Abb. 4-54: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der oberösterreichischen Testgebiete	100
Abb. 4-55: Hangneigungen für die oberösterreichischen Testgebiete	101
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.	102
Abb. 4-57: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen	103
Abb. 4-58: Lage der Testgebiete im Fördergebiet Niederösterreich.....	105
Abb. 4-59: Entwässerungsgraben und Durchlass im Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf	106

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	108
Abb. 4-61: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante	109
Abb. 4-62: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante	109
Abb. 4-63: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Grub	110
Abb. 4-64: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Waidendorf	111
Abb. 4-65: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Reiting	112
Abb. 4-66: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Altaist.....	113
Abb. 4-67: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	114
Abb. 4-68: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen).....	114
Abb. 4-69: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)	114
Abb. 4-70: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)	115
Abb. 4-71: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	115
Abb. 4-72: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen).....	115
Abb. 4-73: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)	116
Abb. 4-74: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)	116
Abb. 4-75: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen).....	116
Abb. 4-76: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)	116
Abb. 4-77: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)	117
Abb. 4-78: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)	117
Abb. 4-79: Kupfer-Konzentration am Standort Grub in 6-10 cm Tiefe	118
Abb. 4-80: Organischer Kohlenstoff in mg/kg am Standort Reiting (Wiederholung 2)	119
Abb. 4-81: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	119
Abb. 4-82: Zink-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	119
Abb. 4-83: Barium-Konzentrationen in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen).....	120
Abb. 4-84: Cadmium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	120
Abb. 4-85: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub.....	121
Abb. 4-86: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	121
Abb. 4-87: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting	122
Abb. 4-88: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub.....	122
Abb. 4-89: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	122
Abb. 4-90: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting	123
Abb. 4-91: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub.....	123
Abb. 4-92: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	123
Abb. 4-93: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting	124
Abb. 4-94: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting.....	124
Abb. 4-95: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	124
Abb. 4-96: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 0-2 cm	125
Abb. 4-97: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 2-4 cm	125
Abb. 4-98: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 4-6 cm	125
Abb. 4-99: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 0-2 cm.....	126

Abb. 4-100: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 2-4 cm.....	126
Abb. 4-101: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 4-6 cm.....	126
Abb. 4-102: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 1 (Acker).....	129
Abb. 4-103: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 2 (Grünland nach 1,5 m)	129
Abb. 4-104: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 3 (Grünland nach 10 m)	129
Abb. 4-105: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 4 (Grünland nach 3 m)	129
Abb. 4-106: Kumulative Bq/m ² (0-35 cm).....	130
Abb. 4-107: Mischung von Wirkstoff und Bodenmaterial in einem Betonmischer.....	131
Abb. 4-108: Der markierte Boden nach erfolgtem Einbau in die Messparzelle vor der Beregnung. Links: lufttrockener Boden; rechts: Wassergehalt ca. 20 ww%.	132
Abb. 4-109: Pseudopilierung von Bodenaggregaten als Resultat einer Homogenisierung bei erhöhtem Bodenwassergehalt, sowie Aufbrechen der pseudopilierten Aggregate während des Beregnungsprozesses.....	132
Abb. 4-110: Verlauf von Abfluss und Sedimentkonzentration während der Regensimulation.....	133
Abb. 4-111: Verhältnis von Sedimentkonzentration und Tracermasse 332 einerseits, sowie Sedimentkonzentration und Schluffanreicherung im Sediment andererseits, während der Regensimulation	134
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) ..	137
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) ..	138
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)	139
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)	140
Abb. 4-116: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Steiermark ini den Jahren 2007 und 2008 (Schwarzaubach, Saßbach, Ottersbach, Gnasbach und Poppendorfer Bach). (Datengrundlage: GIS Steiermark, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW).....	141
Abb. 4-117: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Niederösterreich	142
Abb. 4-118: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Oberösterreich.....	143
Abb. 4-119: Teilnahmeberechtigte Grundstücke 2007 und 2008.....	144
Abb. 4-120: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Niederösterreich.....	144
Abb. 4-121: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Oberösterreich	145
Abb. 4-122: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Niederösterreich.....	145

Abb. 4-123: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Oberösterreich	146
Abb. 4-124: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Niederösterreich	146
Abb. 4-125: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Oberösterreich.....	147
Abb. 4-126: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Niederösterreich	148
Abb. 4-127: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Oberösterreich	148
Abb. 4-128: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Niederösterreich	149
Abb. 4-129: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Oberösterreich.....	149
Abb. 4-130: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Niederösterreich	150
Abb. 4-131: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Oberösterreich.....	150
Abb. 4-132: Antworten auf die Frage: „Würden Sie an der Informationsweitergabe etwas ändern?“	151
Abb. 4-133: Gegenüberstellung der Sedimentaustragsrate (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)	151
Abb. 4-134: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)	152
Abb. 4-135: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)	152
Abb. 4-136: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m).....	153
Abb. 4-137: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m).....	153
Abb. 4-138: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m).....	153
Abb. 4-139: Chinaschilfbestand bei der Ernte. Auch im abgeernteten Bereich ist eine gute Bodendeckung gegeben (LK Österreich, 2006).	155

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1: Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen, gemessen von verschiedenen Autoren auf Kleinparzellen (uL = schluffiger Lehm; sL = sandiger Lehm; L = Lehm; tL = toniger Lehm)	19
Tab. 3-1: Eingangparameter für VFSSMOD	25
Tab. 3-2: Allgemeine Eingabedaten für Parametrisierung des Schlages und des Filterstreifens	27
Tab. 3-3: Eingabedaten für Parametrisierung der Bodeneigenschaften im Filterstreifen	27
Tab. 3-4: Eingabedaten für Parametrisierung der Sedimenteigenschaften	28
Tab. 3-5: An der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ teilnehmende und befragte Betriebe.....	41
Tab. 4-1: Allgemeine Charakteristika des Modellhangs	43
Tab. 4-2: Abschätzung des Abflussvolumens für den Modellhang	44
Tab. 4-3: AMC und CN Werte bei unterschiedlicher Vorbefeuchtung.....	45
Tab. 4-4: Eingabedaten für Modellkomponente UH	45
Tab. 4-5: Eingangswert für VFSSMOD	46
Tab. 4-6: Ergebnisse der Simulation aller Teilregen	49

Tab. 4-7: Anzahl und morphologische Eigenschaften der am Modellhang Grub gemessenen Rillen für das Ereignis März 2002.....	50
Tab. 4-8: Vergleich von gemessener Retentionsleistung und der mit dem Modell VFSSMOD errechneten Retentionsleistung für den Modellhang Grub mit Niederschlagsereignis März 2002.....	51
Tab. 4-9: Minimale und maximale Sedimenteinträge in den Filterstreifen bei Niederschlagsmengen zwischen 20 und 70 mm unter der Annahme eines flächenhaften Eintrags (Randbedingungen: Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%).	53
Tab. 4-10: Klassenbildung zur Einteilung der in VFSSMOD verwendeten Erosionsmengen.....	62
Tab. 4-11: mittlere Standardabweichungen der Retentionsleistung von Vegetationsfilterstreifen (angegeben als % SDR) für drei Hangneigungsstufen der Bodenart toniger Lehm	62
Tab. 4-12: Effektivitätsmatrix eines 50 m breiten Vegetationsfilterstreifens je nach Erosionsklasse (vgl. Tab. 4-10), Bodenart (L Lehm; I lehmig; U Schluff; u schluffig; t tonig) und Hangneigung; Eine Wert der SDR (Sediment Delivery Ratio) von 0 bedeutet: vollständiger Rückhalt des Sediments im Vegetationsfilterstreifens; 1: kein Rückhalt.....	63
Tab. 4-13: Relativer Flächenanteil der durch ÖPUL potenziell geschützten Flächen in den niederösterreichischen Teilgebieten Rußbach, Sulzbach und Waidenbach	68
Tab. 4-14: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen in den niederösterreichischen Testgebieten, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft.....	68
Tab. 4-15: Häufigkeiten der SDR für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen.....	69
Tab. 4-16: Retentionsleistung von Filterstreifen in den niederösterreichischen Testgebieten, ausgedrückt als relativer Anteil von geschützter und ungeschützter Fläche	69
Tab. 4-17: Retentionsleistung von Filterstreifen im steirischen Testgebiet, ausgedrückt als Anteile von geschützter und ungeschützter Fläche	80
Tab. 4-18: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen im steirischen Testgebiet, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft.....	80
Tab. 4-19: Häufigkeiten der SDR für das steirische Testgebiet unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen.....	81
Tab. 4-20: Retentionsleistung von Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, ausgedrückt als Anteil von geschützter und ungeschützter Fläche	92
Tab. 4-21: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft.....	93
Tab. 4-22: Häufigkeiten der SDR für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen	93
Tab. 4-23: Flächenbilanz der Testgebiete.....	104
Tab. 4-24: Flächenverhältnis des Testgebietes Rußbach-Kleinebersdorf	107
Tab. 4-25: Bodenabtragswerte der Testgebiete	109
Tab. 4-26: Variationskoeffizienten je Reihe und Tiefenstufe für die vier untersuchen Standorte.....	118
Tab. 4-27: Korrelationskoeffizienten der Parameter Ton (%), Kupfer (Cu), Barium (Ba) und Zink (Zn) am Standort Grub (Datengrundlage: alle Messdaten in mg/kg).....	120
Tab. 4-28: Relevanzmatrix zur Charakterisierung der Indikatoreigenschaften (* organische Einlagerungen im Oberboden wurden beobachtet).....	128

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)	131
Tab. 4-30: Korrelationsmatrix der Tracermassen von Tixogel VZ im Beregnungsversuch.....	134
Tab. 4-31: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Betriebe.....	135
Tab. 4-32: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke.....	136
Tab. 4-33: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Fläche und durchschnittliche Größe der teilnehmenden Schläge.....	136
Tab. 4-34: Überschlägige Wirtschaftlichkeitsberechnung Miscanthus	156

Anlagenverzeichnis

Anlage 1: Broschüre der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ des Landes Oberösterreich	
Anlage 2: Broschüre der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ des Landes Steiermark	
Anlage 3: Profilsichten der Probenahmestellen	
Anlage 4: Deskriptive Statistik der Messwerte an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist	
Anlage 5: Konzentrationen der Messdaten im Oberboden in den Tiefenstufen 0-2 cm, 2-4 cm 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm im Vergleich zum natürlichen Gehalt in 150 cm Tiefe an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist (Mittelwert der Wiederholungen)	
Anlage 6: Massen der Wiederholungsmessungen im Oberboden (0-15 cm Tiefe) für die Parameter Kupfer, Zink, Phosphor und Kalium an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist	
Anlage 7: Konzentrationen an organischem Kohlenstoff (Corg) und Gesamt-Stickstoff (Nt) in den Tiefenstufen 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist	
Anlage 8: Fragebogen zur Befragung der Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der ÖPUL Maßnahme „Gewässerrandstreifen“	

1 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Rahmen eines 2-jährigen Forschungsprojekts, das vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie den Ämtern der Landesregierungen von Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark gefördert wurde, haben

- wpa Beratende Ingenieure GmbH
- das Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt
- die Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenforschung

in Kooperation die Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern untersucht. Die Untersuchung erfolgte in den drei Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark, wo in ausgewählten Einzugsgebieten Gewässerrandstreifen im Rahmen des Österreichischen Programms für eine umweltgerechte, extensive und den natürlichen Lebensraum schützende Landwirtschaft (ÖPUL) gefördert werden.

Das Projekt beinhaltete nach einer Bewerbungsphase der Maßnahme Modellberechnungen, die Entnahme und Analyse von Bodenproben und die Entwicklung neuer Methoden, Indikatoren und Tracer, mit der Gewässerrandstreifen untersucht werden können. Neben einer prinzipiellen Erforschung der Effektivität wurde auch mögliche Wirkung der geförderten Maßnahme in den Einzugsgebieten bewertet und das Teilnahmeverhalten durch INVEKOS Datenauswertungen und im Rahmen einer Befragung untersucht.

Folgende **Schlussfolgerungen** können als Ergebnis der Studie gezogen werden:

Maßnahme

Gewässerrandstreifen, wie sie derzeit im ÖPUL gefördert werden, stellen prinzipiell eine gut wirkende Maßnahme zur Reduktion von Boden- bzw. Nährstoffeinträgen in Gewässer dar. Kennzeichnend für diese Maßnahme im ÖPUL sind eine durchgehende Begrünung im Rahmen einer Stilllegung oder Grünlandnutzung, eine Streifenbreite von 50 m sowie ein Verbot bestimmter Betriebsmittel (z.B. Dünger).

Eine fallweise Beeinträchtigung der Wirkung resultiert aus Problemen bei der Festlegung von Bereichen, die für eine Anlage von Gewässerrandstreifen in Frage kommen. Dies kann verschiedene Ursachen haben:

- Bereits die Verwendung digitaler Datengrundlagen und deren Verarbeitung in geeigneten Modellen zeigen, dass es Bereiche mit konvergentem Abfluss gibt, die zu kleineren, ungeschützten Teileinzugsgebieten gehören. Das sind Gerinne, in denen periodischer Abfluss stattfindet, ohne dass der Eintrag in dieses Gerinne über einen Gewässerrandstreifen fließt. Auch wenn diese Ursache für eine generelle Minderung der Schutzwirkung in Summe nur eine untergeordnete Rolle spielt, kann sie im Einzelfall für Teileinzugsgebiete eine erhebliche Rolle spielen.
- Lineare Strukturen im Einzugsgebiet (Entwässerungsgräben, etc.), werden zum Teil selbst durch die genauesten digitalen Datengrundlagen (digitales Höhenmodell 1m) nicht wiedergegeben und führen ebenfalls zu einer direkten Einleitung von Sedimenten und Nährstoffen aus Bereichen, für die keine Gewässerrandstreifen vorgesehen sind. Hier kann mit einer Feldkartierung Abhilfe geschaffen werden.
- Trivial ist die dritte mögliche Ursache, dass bekannte Teileinzugsgebiete bewusst bei der Defini-

tion der Gebietskulisse weggelassen wurden. Sie spielt in der derzeitigen Praxis ebenfalls eine Rolle.

Sofern die Schutzwirkung verbessert werden soll, bietet sich im ersten Fall an, Hot-Spots zu identifizieren, wie das im Rahmen dieser Studie geschehen ist und wofür ein auch auf andere Gebiete übertragbares Instrumentarium geschaffen wurde. Für den zweiten Fall, der in einigen Testgebieten eine erhebliche Rolle für eine Einschränkung der Schutzwirkung spielt, wären Kartierungen zur Ausweisung von zusätzlichen Bereichen für Gewässerrandstreifen erforderlich.

Keine nennenswerten Einbußen wären bei einer Reduktion der Streifenbreite von 50 auf 30 m zu erwarten. Die theoretische Gesamtwirkung in einem Einzugsgebiet (ohne Berücksichtigung der tatsächlichen Umsetzung) ließe sich also optimieren, indem die Streifenbreite reduziert wird und gleichzeitig zusätzliche Bereiche identifiziert werden, für die Gewässerstreifen vorzusehen sind. In der Reduktion der Streifenbreite liegt auch der Hauptansatzpunkt einer ökonomischen Optimierung.

Teilnahme

In den beiden untersuchten Jahren, 2007 und 2008, war die Teilnahme in allen drei Bundesländern, Oö, Nö und Steiermark, sehr gering. Die Teilnahmequoten lagen in der Steiermark mit 0,04% unter der Wahrnehmungsschwelle und waren selbst in Niederösterreich mit 2% der vorgesehenen Fläche so niedrig, dass de facto keine nennenswerte Schutzwirkung zu erwarten ist. Die Werbemaßnahmen führten zwar zu einer deutlichen Zunahme von 2007 auf 2008, stellten sich aber im Endeffekt als nicht ausreichend heraus, um eine Teilnahmequote zu bewirken, von der eine wahrnehmbare Schutzwirkung zu erwarten wäre.

Der wichtigste Grund für die Nichtteilnahme dürfte darin bestehen, dass für die teilnehmende Fläche keine allgemeine Betriebsprämie bezogen werden kann. Die

an sich hohe Prämie für die Gewässerrandstreifenmaßnahme reduziert sich daher de facto um diesen Betrag, so dass eine Teilnahme aus wirtschaftlichen Gründen uninteressant ist, zumal eine Nutzung des Gewässerrandstreifens in den meisten Fällen ausgeschlossen ist. Hinzu kommt, dass in Trockengebieten (Niederösterreich) die betroffenen Flächen auf Grund der Wasserverhältnisse (Grundwasseranschluss) häufig für die Produktion interessant sind.

Verbesserungsvorschläge und Alternativen

Mit Abstand das größte Verbesserungspotenzial liegt in einer Steigerung der Teilnahmequote. Wesentliche Voraussetzung wären Anpassungen im Bereich der Maßnahmengestaltung, wie sie zum Beispiel bei der Konzipierung eines Nachfolgeprogramms zum derzeitigen ÖPUL erfolgen könnte.

Einen Ansatzpunkt zur Änderung liefert die im Rahmen einer ökonomischen Optimierung erzielbare Erhöhung der Prämie pro Fläche. Im jetzigen Fördersystem kann davon ausgegangen werden, dass der Entfall der allgemeinen Betriebsprämie auszugleichen wäre. Abgesehen von der Möglichkeit, die Prämie ohne weitere Veränderung der Maßnahme zu erhöhen, könnte auch als Kompensation die Breite des Gewässerrandstreifens von 50 m auf 30 m reduziert werden. Bei der Gegenrechnung spielt es eine wesentliche Rolle, ob nur die tatsächliche Streifenbreite oder alle in die Streifenbreite fallenden Grundstücke einbezogen werden. Nur der erste Fall würde rechnerisch zu einer Kompensation in der Höhe der allgemeinen Betriebsprämie führen.

Eine Alternative dazu wäre, bestimmte Nutzungsformen für den Bereich der Gewässerrandstreifen zuzulassen, von denen eine vergleichbare Schutzwirkung zu erwarten ist. Geeignet wäre *Miscanthus*, der ebenfalls eine andauernde Bodenbedeckung gewährleistet und auch unter extensiven Bewirtschaftungsbedingungen sinnvoll genutzt werden kann. Für eine Integ-

ration in ein Fördersystem könnten Prämien für die extensive Bewirtschaftung (keine Düngung, kein Pflanzenschutz) und die Begrünung vorgesehen werden, die in Summe mit den zu erwirtschaftenden Deckungsbeiträgen eine interessante finanzielle Alternative ergäben. Bereits unter den jetzigen Förderbedingungen wäre im Prinzip ein Anbau von *Miscanthus* im Bereich der Gewässerrandstreifen unter Ausnutzung bestehender Fördermöglichkeiten wirtschaftlich sinnvoller als die Teilnahme an der bestehenden Maßnahme.

Ein Verbesserungspotenzial im Bereich der Maßnahmenwirkung ergäbe sich aus zusätzlichen potenziellen Teilnahmeflächen in jenen Bereichen, wo Oberflächenabfluss die Gewässer ohne Passage eines Gewässerrandstreifens erreicht. Das sind einerseits Bereiche mit konvergentem Abfluss, wo sich periodisch Gerinne bilden, die nicht von Gewässerrandstreifen geschützt sind und andererseits Bereiche, die durch lineare Strukturen entwässert werden, die nur im Rahmen einer Kartierung zu erfassen sind (z.B. Straßengräben, Entwässerungsrinnen). Bereiche mit konvergentem Abfluss sind im Bericht dargestellt, die Auswirkung linearer Strukturen wurde nur beispielhaft in Testgebieten untersucht.

Methoden zur Untersuchung der Maßnahmenwirkung

Im Rahmen dieser Studie wurden Methoden entwickelt oder weiterentwickelt, die es erlauben, die Wirkungsweise von Gewässerrandstreifen auf drei Arten zu untersuchen:

- Modellberechnung für Einzugsgebiete
- Indikatoren für eine Bewertung ex post
- Tracer für zukünftige Applikationen

Für die Modellberechnung wurde zunächst das Modell VSMOD anhand eines Erosionsereignisses validiert und konnte damit die Funktionsfähigkeit bestätigt werden.

Die Anwendung des Modells mit einer Reihe von verschiedenen Parameterwerten zeigte, dass die Modellergebnisse mit Erfahrungen aus der Literatur übereinstimmen. Für eine Anwendung von VSMOD zur Bewertung der Effektivität von Gewässerrandstreifen in großen Gebieten zu ermöglichen, wurden Transferfunktionen, basierend auf einer Effektivitätsmatrix erstellt, die es erlauben, eine Abschätzung anhand flächendeckend verfügbarer Daten vorzunehmen.

Zur Bewertung der Effektivität von Grünstreifen für den Rückhalt von Sedimenten und Nährstoffen ex post stellten sich im Falle intensiver landwirtschaftlich genutzter Einzugsbereiche die Gehalte an Kupfer, Zink, Phosphor und Kalium als geeignete Parameter heraus und allgemein die Gehalte an N und C_{org} . Sie erlauben einerseits eine Aussage, nach welcher Fließstrecke der Großteil des Rückhalts erfolgt (hier wurde der Schluss abgeleitet, dass 30 m Streifenbreite ausreichen) als auch Rückschlüsse auf bevorzugte Fließwege. Noch besser geeignet und am sensibelsten ist zwar ^{137}Cs , hier sind jedoch die deutlich höheren Analytikskosten zu berücksichtigen.

Als neuartiger Indikator für zukünftige Applikationen hat sich Tixogel VZ als gut geeignet erwiesen. Dabei handelt es sich um einen organophilisierten Ton, der in den Boden einzumischen ist und dann gemeinsam mit den Bodenpartikeln im Rahmen von Abschwemmungsprozessen verlagert wird. Erkenntnisse aus diesem Forschungsprojekt betreffen, neben der Identifikation einer geeigneten Substanz, die einzumischende Menge (5 kg/ha in 20 cm Bodentiefe), Extraktions- und Nachweismethoden. Vorteil gegenüber anderen Tracern, die für vergleichbare Fragestellungen eingesetzt werden, bestehen in der Unbedenklichkeit der Substanz sowie der Nachweiststärke. Die Erkenntnisse fußen, neben Laboruntersuchungen, auf Beregnungsversuchen in der Halle, Freilandanwendungen stehen noch aus.

2 Einleitung

2.1 Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit

Gewässerrandstreifen werden in verschiedenen Ländern vermehrt zum Schutz von Gewässern vor unerwünschtem Stoffeintrag eingesetzt. Allerdings liegen in diversen wissenschaftlichen Arbeiten widersprüchliche Ergebnisse hinsichtlich ihrer tatsächlichen Schutzwirkung vor. Für Österreich dürfte die vorliegende Studie die erste sein, die dieses Thema behandelt.

Die Anlage von Gewässerrandstreifen wird im Rahmen von ÖPUL 2007 unter „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ erstmalig gefördert, wobei die Förderkriterien je nach Gebietskulisse variieren und die Spezifikation der Anlage von Gewässerrandstreifen sehr allgemein gehalten ist. Folgende Voraussetzungen gelten für eine Teilnahme an der ÖPUL-Maßnahme:

- Verzicht auf Klärschlamm und kompostierten Klärschlamm
- keine Geländeänderungen
- keine neue Drainagierung
- keine Spritzmittelanwendung
- keine Düngung

Ziel des vorliegenden Projektes war es, zunächst Informationsmaterial für diese neue Maßnahme herzustellen. Weiters war es Aufgabe, das Wirkungspotenzial der Maßnahme zu untersuchen. In diesem Zusammenhang wurde nach geeigneten Indikatoren gesucht, die es erlauben, die Wirkung durch Messungen zu untersuchen und zu belegen.

Ein weiterer Teil der Arbeit beschäftigt sich mit Fragen zum Teilnahmeverhalten im ersten Jahr und untersucht möglichst Motive der Teilnehmer.

2.2 Beschreibung der Maßnahmen im ÖPUL 2007

Die Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen (Blaufächen - WFB)“, kurz Gewässerrandzonen- bzw. streifen, ist seit 2007 im Österreichischen Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) verankert.

Gewässerrandstreifen sind in erster Linie eine Erosionsschutzmaßnahme. Sie halten Sedimente, Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel effizient zurück und verhindern, dass diese in Bäche oder Flüsse gelangen. Die Nitrat- und Phosphatbelastung der Flüsse und Bäche wird dadurch reduziert. Darüber hinaus wird dem Verschlämmen vor allem von langsam fließenden Bächen vorgebeugt. Für Pflanzen und Tiere entstehen neue Lebensräume und die heimische Artenvielfalt steigt. Dem Menschen kommen Gewässerrandstreifen als Hochwasser-, Ufer- und Windschutz zu Gute. Das Kleinklima wird verbessert und es wird Raum für Gewässerentwicklungen geschaffen. Nicht zu vergessen ist, dass sich durch diese Maßnahme ein attraktives Landschaftsbild und Erholungsflächen geschaffen werden.

Bei der Maßnahme handelt es sich um eine Kooperation zwischen der Wasserwirtschaft und dem Naturschutz. Im vorliegenden Projekt waren die Bundesländer Ober- und Niederösterreich sowie die Steiermark beteiligt. Gewässerrandstreifen sind im ÖPUL 2007 mit keinen anderen Maßnahmen kombinierbar. Für die Fläche mit Gewässerrandstreifen können keine weiteren ÖPUL-Prämien bezogen werden.

2.2.1 Umsetzung der Maßnahme in Niederösterreich

In Niederösterreich wird die Maßnahme auf Ackerflächen entlang folgender Gewässer angeboten:

- Rußbach oberhalb Kreuttal
- Weidenbach oberhalb Raggendorf
- Sulzbach oberhalb B49

Im Projektgebiet liegen Grundstücke, die zur Gänze bzw. teilweise in einer Entfernung bis zu 50 m von diesen Gewässern liegen. Betriebe mit Flächen innerhalb des Projektgebietes wurden von der Landwirtschaftskammer Niederösterreich schriftlich informiert. Insgesamt sind 8.695 Grundstücke potenziell teilnahmeberechtigt.

2.2.2 Umsetzung der Maßnahme in Oberösterreich

In Oberösterreich werden 5 Varianten der Maßnahme Gewässerrandstreifen angeboten (Ackerstilllegungen mit unterschiedlicher Häckselhäufigkeit bzw. Feldfalternutzung ohne Düngung). Die Prämien liegen je nach Variante zwischen 337 und 556 € pro ha und Jahr. Ackerstilllegungen können max. 25 % der Ackerflächen eines Betriebes umfassen.

Entsprechend Niederösterreich werden jene Grundstücke gefördert, die ganz oder teilweise innerhalb eines Streifens von 50 m vom Gewässer entfernt liegen (siehe Abb. 2-1). Das Projektgebiet ist in Oberösterreich am größten und beinhaltet insgesamt 122.452 teilnahmeberechtigte Grundstücke.

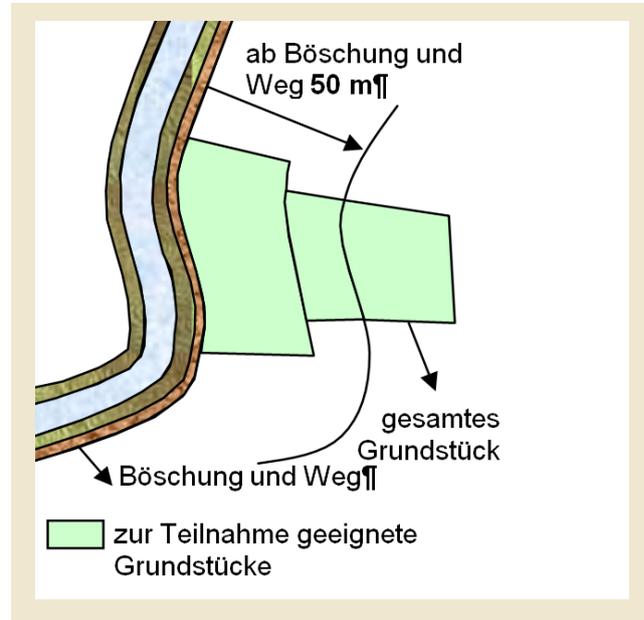


Abb. 2-1: Grundstücke, die im Projektgebiet in Ober- und Niederösterreich an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind

2.2.3 Umsetzung der Maßnahme in der Steiermark

In der Steiermark werden 4 verschiedene Varianten der Maßnahme Gewässerrandstreifen angeboten (Grünland mit Mahd sowie Ackerstilllegungen mit unterschiedlicher Häckselhäufigkeit). 3 dieser Varianten können als Blüh- oder Nützlingsstreifen herangezogen werden, die im Rahmen der ÖPUL-Maßnahme UBAG (Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen) verpflichtend sind.

Insgesamt werden Prämien von 286 bis 484 €/ha/Jahr ausbezahlt. Für Betriebe mit der Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ werden zusätzlich 40 €/ha auf Grünlandflächen (Uferschutz 1) ausbezahlt.

In der Steiermark sind jene Feldteile teilnahmeberechtigt, die im Projektgebiet liegen (siehe Abb. 2-2). Insgesamt handelt es sich um 11.808 Grundstücke, die potenziell teilnahmeberechtigt sind.

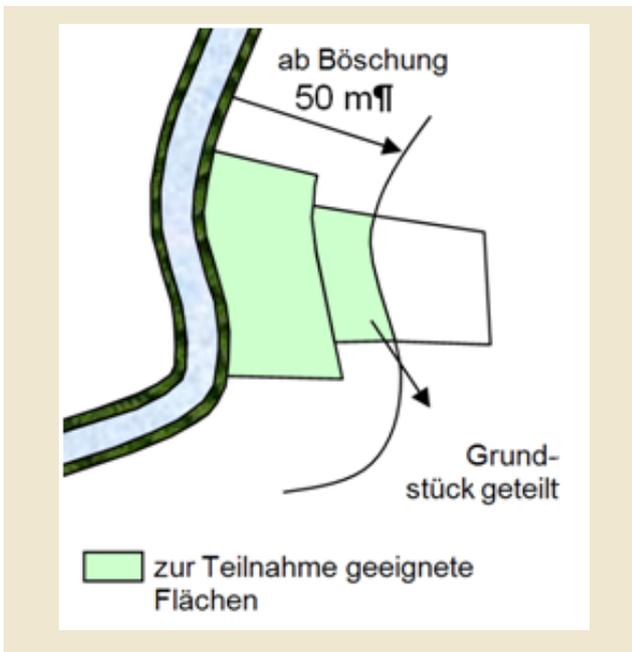


Abb. 2-2: Grundstücke, die im Projektgebiet in der Steiermark an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind

2.3 Aufgabenstellung der einzelnen Arbeitspakete

2.3.1 Herstellung eines Leitfadens für eine fachgerechte Umsetzung der Gewässerrandstreifenmaßnahme

Für das erste Teilnahmejahr zeichnete sich, da die ÖPUL Maßnahme neu war und nur für bestimmte Flächen angeboten wird, eine geringe Teilnahme ab. Ziel war daher Informationsmaterial für die Landwirte herzustellen, das an die je nach Bundesland unterschiedlichen Förderbedingungen angepasst war.

2.3.2 Bewertung des Schutzpotenzials der Maßnahme

Die im ÖPUL 2007 angebotene Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ wird nicht flächendeckend angeboten sondern nur für ausgewählte Bereiche. Im Wesentlichen handelt es sich um einen 50 m breiten Streifen entlang ausgewählter Oberflächengewässer. In diesem Arbeitspaket waren daher folgende Fragen zu klären:

- Lässt sich das Schutzpotenzial durch Ausweisung zusätzlicher teilnahmeberechtigter Flächen optimieren?
- Reichen 50 m für eine optimale Schutzwirkung aus?

Die Behandlung der ersten Frage beinhaltet vor allem eine Untersuchung des Einflusses von linearen Abflusswegen auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. Lineare, anthropogen bedingte Strukturen, wie Straßengraben, Kanäle und dergleichen, können Oberflächenabfluss bereits im Vorfeld konzentrieren und so ungepuffert in ein Gewässer leiten, das heißt ohne vorher einen Gewässerrandstreifen durchflossen zu haben. Solche Erscheinungen vermindern die Effektivität von Gewässerrandstreifen, da Teile von Einzugsge-

bieten ungeschützt durch Filterstreifen in Fließgewässern münden. Ziel dieser Untersuchungen war, herauszuarbeiten, ob es einen Unterschied zwischen automatisch generierten oberflächlichen Abflusswegen und kartierten Abflusswegen gibt. Letztendlich mündet das in der Frage, ob es sinnvoll ist, Gewässerrandstreifen anzulegen, ohne die genauen Abflussverhältnisse eines Einzugsgebietes zu kennen.

Die zweite Frage schließt im Prinzip an die Aufgabenstellung der Indikatorenentwicklung an (siehe das folgende Kapitel 2.3.3). Durch geeignete Indikatoren lässt sich zeigen, ob 50 m eine ausreichend lange Filterstrecke darstellen. Die Fragestellung wurde im Rahmen der Studie insofern erweitert, als auch untersucht wurde, ob mit kürzeren Filterstrecken eventuell das Auslangen gefunden werden kann.

2.3.3 Entwicklung von Indikatoren zur Bewertung der Retentionswirkung

Indikatoren können entweder die Summe lang- oder mittelfristig zurückliegende Erosionsereignisse in der Vergangenheit widerspiegeln oder die Auswirkung einzelner Ereignisse, die in der Zukunft liegen können. In beiden Fällen müssen Indikatoren geeignet sein, die Wirkung eines Retentionsstreifens nachzuweisen.

Für den ersten Fall (Ereignisse in der Vergangenheit) bestand die Aufgabe darin, durch eine Messung einer Vielzahl an Bodenparametern Indikatoren zu identifizieren, die geeignet sind, folgende Fragestellungen zu behandeln:

- Ist der Indikator generell oder nur unter bestimmten Nutzungsformen einsetzbar?
- Lassen sich Aussagen treffen, in welcher Entfernung von der Eintragsquelle in erster Linie die Retention im Grünstreifen stattfindet und daraus eine optimale Breite für den Gewässerrandstreifen abgeleitet werden?

- Kann unterschieden werden, ob der Oberflächenabfluss breitflächig erfolgt oder sich auf wenige Bereiche konzentriert?

Für den zweiten Fall (zukünftiges Monitoring) galt es, einen geeigneten Tracer zu entwickeln, der auf den Boden ausgebracht werden kann und gemeinsam mit den Bodenpartikeln bei einem Erosionsereignis verlagert wird. Die Versuche wurden mit Tönen durchgeführt, in deren Zwischenraum Alkylammonium eingelagert ist. Im Zentrum standen praktische Aspekte der Extrahierbarkeit und Detektierbarkeit (siehe auch Kap. 2.5).

2.3.4 Evaluierung des Teilnahmeverhaltens

Die tatsächliche Wirksamkeit der Maßnahme in einem bestimmten Einzugsgebiet hängt nicht zuletzt von der tatsächlichen Teilnahme ab. Aufgabe war es daher, das Teilnahmeverhalten sowie zugrunde liegende Motive zu untersuchen.

2.3.5 Ökonomische Optimierung

Aufgabe dieses Arbeitspakets war es zunächst, eine Kosten-Nutzen Beziehung der Maßnahme zu erstellen und auf Basis der Ergebnisse der anderen Arbeitspakete die Maßnahme unter ökonomischen Gesichtspunkten zu optimieren.

Neben der Frage, welches Einsparungspotenzial besteht, ohne nennenswerte Einbußen bei der Schutzwirkung der Maßnahme in Kauf nehmen zu müssen, wurde hier auch die Frage beleuchtet, in welcher Weise eingesparte Mittel im Sinne der Zielsetzung der Maßnahme am sinnvollsten eingesetzt werden könnten.

2.4 Die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen im Literaturüberblick

International werden Vegetationsfilterstreifen vor allem in den USA, Kanada, Australien, Finnland und Norwegen seit langem eingesetzt, um Sediment und Schadstofftransport auf dem Weg von der landwirtschaftlich genutzten Fläche in das Gewässer zurückzuhalten (Bren, 1998, 2000; Dosskey et al., 2007; Hay et al., 2006; Kuo, 2007; McKergow et al., 2003; Uusi-Kämpä and Ylärinta, 1992; Zillgens, 2001). Darüber hinaus gibt es noch eine Reihe von zusätzlichen Vorteilen wie Schaffung von Überflutungsflächen, Verbesserung der Biodiversität oder Verbesserung der Wasserqualität (Qiu, 2003). Da Filterstreifen normalerweise landwirtschaftlich genutzte Flächen verbrauchen, die sonst für intensivere Kulturen verwendet würden, besteht die Tendenz, die von Filterstreifen eingenommene Fläche zu minimieren. Daher besteht der Bedarf, die Effektivität von Filterstreifen im Verhältnis zu ihrer Ausdehnung zu ermitteln. Experimentelle Untersuchungen über Vegetationsfilterstreifen begannen bereits in den 1960-er Jahren. Als methodische Ansatz dieser Versuche sind vor allem Kleinparzellen, auf denen die Effekte verschiedener Managementmaßnahmen überprüft wurden, im Einsatz. Dabei wurden z.B. die Wirkung verschiedener Grassorten auf die Retentionsleistung getestet (Abu-Zreig, et al., 2003; Kapenzi, 1994; Daniels and Gilliam, 1996) oder verschiedene Filterlängen erprobt (Wilson, 1967; Kapenzi, 1994, Bren, 1998, 2000; Parsons et al, 1990). Die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen unter natürlichen Bedingungen, der Langzeiteffekt ihres Einsatzes und vor allem ihre tatsächliche Wirkung in Einzugsgebieten wurde hingegen nur selten untersucht, sodass die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen auf die Wasserqualität von Einzugsgebieten nicht bekannt ist (Verstraeten et al., 2006). Daneben wurden in den letzten Jahrzehnten einige wenige prozessorientierte Modelle wie CREAMS (Knisel, 1980), WEPP (Nearing et al., 1989) und VFSSMOD (Muñoz-Carpena and Parsons,

2005) entwickelt. Die Retentionseffekte durch Filterstreifen wurden durch verschiedene Arbeiten belegt. Tab. 2-1 gibt eine Übersicht über die Wirksamkeit von Filterstreifen, wie sie von verschiedenen Autoren berichtet wurde.

Tab. 2-1: Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen, gemessen von verschiedenen Autoren auf Kleinparzellen (uL = schluffiger Lehm; sL = sandiger Lehm; L = Lehm; tL = toniger Lehm)

Autoren	Vegetation	Länge	Hangneigung	Bodenart	Retention
		(m)	(%)		(%)
Dillaha et. al. (1989)	Gras	4,6 – 9,1	11 - 16	uL	53 - 98
Magette et. al. (1989)	Gras	4,6 – 9,2	2 - 4	sL	66 - 82
Muñoz-Carpena et. al. (1993)	Wiesenschwingel, Bermudagrass	4,3 – 8,5	5 - 20	zL, tL	80 - 95
Daniels u. Gilliam (1996)	Gras	48 - 86	2,1 - 10	sL, tL	55 - 82
Gharabaghi et al. (2000)	Wiesenschwingel	2,4 - 19,5	5,1-7,2	tL	50 - 98
Syversen (2001)	Gras, Buschwerk	5	14	uT	55 - 80
Dosskey et. al. (2002)	Bäume und Gras	9 - 35	2 – 3,8	L	15 - 43
Abu-Zreig et al. (2003)	Gras	2 - 15	2,3 - 5	sL	65 - 91
Fox et al. (2005)	Gras und Buschwerk	15	6,5	sL, uL	73 - 99
Helmers et al. (2005)	Gras	13	1	uL	61 - 87
Kuo (2007)	Gras	4,1 – 13,4	2 – 4,3	S	> 96
Dosskey et al. (2008)	Gras	200 - 400	2, 10	uL	30 - 99

Relativ wenig Literatur existiert zur Frage nach dem optimalen Design von Vegetationsfilterstreifen. Mander et. al. (1997) und Dosskey et al. (2008) beschäftigen sich mit dem Verhältnis von Filterbreite und Effektivität. Das Verhältnis zwischen diesen beiden Faktoren ist allerdings nicht konstant und stark von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig (Dosskey, 2008). Um standortsbezogene optimale Breiten von Gewässerrandstreifen zu entwickeln werden verschiedene Methoden vorgeschlagen – mathematische Modelle deren Komplexität von prozessorientiert (z.B. VFSSMOD) bis empirisch (Xiang, 1996) reicht, oder alternative Methoden, die einheitliche Filterbreiten in Abhängigkeit der über einem spezifischen Filter liegenden Einzugsgebietsgrößen vorschlagen (Bren 1998, 2000). Das Wissen um eine optimale Filterlänge ist auch deshalb von Bedeutung, weil die Retentionsleistung nach Erreichen eines standortspezifischen Optimums durch eine zusätzliche Verlängerung des Filterstreifens nur in geringem Maße erhöht werden kann (Doriotz et al., 2006; Munoz-Carpena et.

al., 2005). Eine weitere Steuergröße der Dimensionierung von Filterstreifen ist der Niederschlag. Hier schlagen Muñoz-Carpena und Parsons (2005) für das Modell VFSSMOD als Basis einer Dimensionierung von Filterstreifen Niederschläge mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von bis zu 10 Jahren vor. Von Qiu (2003) wurde vorgeschlagen, Filterstreifen gemäß dem Konzept der variablen Abflussflächen anzulegen. Nachdem die variablen Abflussflächen in einem Einzugsgebiet jene Flächen sind, die besonders schnell zum Oberflächenabfluss beitragen, sind diese Flächen auch besonders dazu geeignet, Stofffluss zurückzuhalten.

Die Hauptwirkung des Filterstreifens erfolgt durch eine Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit durch die Erhöhung der Oberflächenrauigkeit bei Eintritt des Oberflächenabflusses in den bewachsenen Filter. Dadurch wird die Transportkapazität des Oberflächenabflusses verringert und die Sedimentation der im Oberflächenabfluss enthaltenen Bodenpartikel beschleunigt.

nigt. Kolloidale Partikelgrößen können aber auch an der Grasoberfläche adsorbiert werden.

Zwischen der Länge eines Filterstreifens und der Korngrößenzusammensetzung des zurückgehaltenen Sediments besteht eine inverse Beziehung (Wilson, 1967). Falls also das in den Filterstreifen eindringende Sediment aus vorwiegend kolloidalem Material besteht, ist eine ungleich längere Strecke zur Retention im Vergleich zu grobkörnigerem Material notwendig. Größe, Form und Dichte der Bodenpartikel beeinflussen die Absetzgeschwindigkeit des Sediments (Haan et al., 1994). Daher sind Vegetationsfilterstreifen im Falle von grobkörnigerem Sediment effektiver als bei feinkörnigerem Material (Dosskey, 2001).

Die Effektivität des Filterstreifens ändert sich mit zunehmender Entfernung hangabwärts, wobei der oberste Bereich des Filterstreifens am effektivsten (Tollner et al., 1977; Dillaha et al. 1989) wirkt. Außerdem sinkt die Effektivität bei vollständiger Überstauung der Vegetation. Hohe Vegetation neigt außerdem dazu, durch Abfluss umgebogen zu werden, was ebenfalls zu einer reduzierten Effektivität im Vergleich zu Gräsern mit höherer Steifigkeit führt (Syversen et al., 2001).

Hohe Abflussmengen können die Retentionsleistung von Filterstreifen drastisch reduzieren (Dillaha et al., 1989, Wilson, 1967). Vor allem in hügeligem Gelände kommt es bei Auftreten von Oberflächenabfluss sehr schnell zu konvergentem Abfluss, der zusätzlich eine extreme Reduktion der Effektivität bewirken kann (Daniels and Gillian, 1996). Höhere Hangneigungen führen zu höheren Transportkapazitäten des Oberflächenabflusses und auch zu geringeren Infiltrationsraten.

2.5 Einsatzmöglichkeiten von Tracern

Weltweit fungieren überwiegend radioaktive Indikatoren aus radioaktivem Niederschlag der seit den vierziger Jahren in Gebrauch befindlichen Nuklearwaffen als Tracer zum Nachweis von Erosionsvorgängen (vgl. Zhang et al., 2001; Considine, 2005). Alternativ dazu kann der Verlust eines Tracers bestimmt werden, der zu einem bekannten Zeitpunkt aufgebracht wurde und ab dann so fest am Boden sorbiert bleibt, dass er praktisch nur mit dem Boden verlagert werden kann. Radioaktive Indikatoren kommen in der Natur so nicht vor und sind deshalb leicht zu detektieren. Aber auch natürlich vorkommende atmosphärische Radionuklide wie ^{210}Pb oder ^7Be und manipulierte radioaktive Ionen wie ^{56}Fe und ^{60}Co wurden und werden, auf Grund ihres seltenen Auftretens, zum Nachweis von Sedimentverlagerungen verwendet.

Alternativ, und für den Wissenschaftler als auch für die Umwelt weniger gefährlich, werden natürliche Partikel mit Edelmetallen wie Gold, Indium oder Iridium versetzt oder mit Fluor eingefärbt. Magnetische Plastik-, Glas- oder Stahlkugeln befinden sich ebenfalls in Anwendung, doch besteht u. a. die Gefahr der unabhängigen Verlagerung. Auch ist die zu verwendende Menge an Tracermaterial gegebenenfalls ein Ausschlusskriterium. Zhang et al. (2001) widmeten sich insbesondere den seltenen Lanthaniden der Ordnungszahlen 57 bis 71 (Rare Earth Elements), verweisen jedoch trotz eingängiger Erfolge auf noch weiter zu führende Untersuchungen. Es gibt folglich zahlreiche Varianten von Tracern, die international Anwendung finden und deren Nutzen diskutabel scheint. So ist ein Erfolg unter anderem abhängig von der Bodentextur oder dem technischen Aufwand der Untersuchungsmethoden (vgl. Zapata et al. (2002); Zhang et al. (2001).

Eine Aufgabe dieser Studie war es, einen Tracer zu entwickeln, der die Effektivität der zu untersuchenden Vegetationspufferstreifen nachweisen kann. Dazu

wurden einerseits herkömmlich zu bestimmende Bodeninhaltsstoffe (Metalle, Schwermetalle, Nährstoffe, Spurenelemente) herangezogen und ^{137}Cs als Tracer untersucht als auch andererseits ein neuartiger künstlicher Tracer entwickelt und auf seine Tauglichkeit getestet. Dabei handelt es sich um Tonminerale, in deren Zwischenschichten Alkylammonium eingelagert ist.

Bei der ersten Gruppe handelt es sich um Substanzen, die in der Vergangenheit in den Boden unwillkürlich eingetragen wurden und deren Verlagerung durch die Tracersubstanz eventuell nachgewiesen werden kann. Für den neu entwickelten Tracer besteht die Anforderung in einer guten Einsetzbarkeit im Rahmen zukünftiger Ausbringungsexperimente.

3 Datengrundlagen und Methoden

3.1 Herstellung eines Leitfadens zur Bewertung der Maßnahme

In einem Gespräch mit Vertretern der Bundesländer wurde in einem ersten Schritt versucht, die Fördervoraussetzungen der Maßnahme und die Maßnahmenvarianten zwischen den Bundesländern zu koordinieren. Dabei zeigte sich, dass es erforderlich war, einige Teile der Maßnahme zu konkretisieren und noch (weitere) Varianten festzulegen. Weiters wurde im Bundesland Oberösterreich die Gebietskulisse überarbeitet.

Das erste Arbeitspaket des Projekts bestand im Weiteren in der Herstellung einer Broschüre, die die Informationen zur Maßnahme in verständlicher Weise zusammenfasst und die bundesländerspezifisch an die jeweils unterschiedlichen Maßnahmenpakete angepasst wurde.

3.2 Bewertung des Potenzials der Maßnahme

3.2.1 Modell VFSSMOD

Beschreibung der Modellkomponenten

VFSSMOD (Muñoz-Carpena and Parsons, 2005) ist ein prozessorientiertes Modell von einzelnen Niederschlagsereignissen, konzipiert für eine Anwendung auf Einzelschlägen, die in Verbindung mit Vegetationsfilterstreifen stehen. Dabei werden die Abflussganglinie und der Verlauf der Sedimentkonzentration des oberhalb liegenden Hanges über den Filterstreifen geführt und der resultierende, reduzierte Abfluss, die Infiltration und die Sedimentrückhaltleistung berechnet. Das Modell verarbeitet Niederschlagsverläufe, räumlich verteilte Filterparameter (Vegetationsdichte und –rauigkeit, Hangneigung und infiltrationsbestimmende Parameter) und unterschiedliche Korngrößen des eingetragenen Sediments, wobei jede Kombination des instationären Niederschlags und den damit verbundenen Abflusseigenschaften verwendet werden kann.

Die Berechnung des Endresultats erfolgt in drei Modulen:

- Infiltrationsmodul nach Green and Ampt (1911) zur Berechnung der Wasserbilanz an der Oberfläche
- Modul zur Berechnung des Oberflächenabflusses mit dem Modell der kinematischen Welle
- Modul des Sedimentrückhalts zur Simulation des Transportes und der Ablagerung des eingetragenen Sediments am Filterstreifen.

Die Interaktion zwischen diesen Modulen ist schematisch in Abb. 3-1 dargestellt.

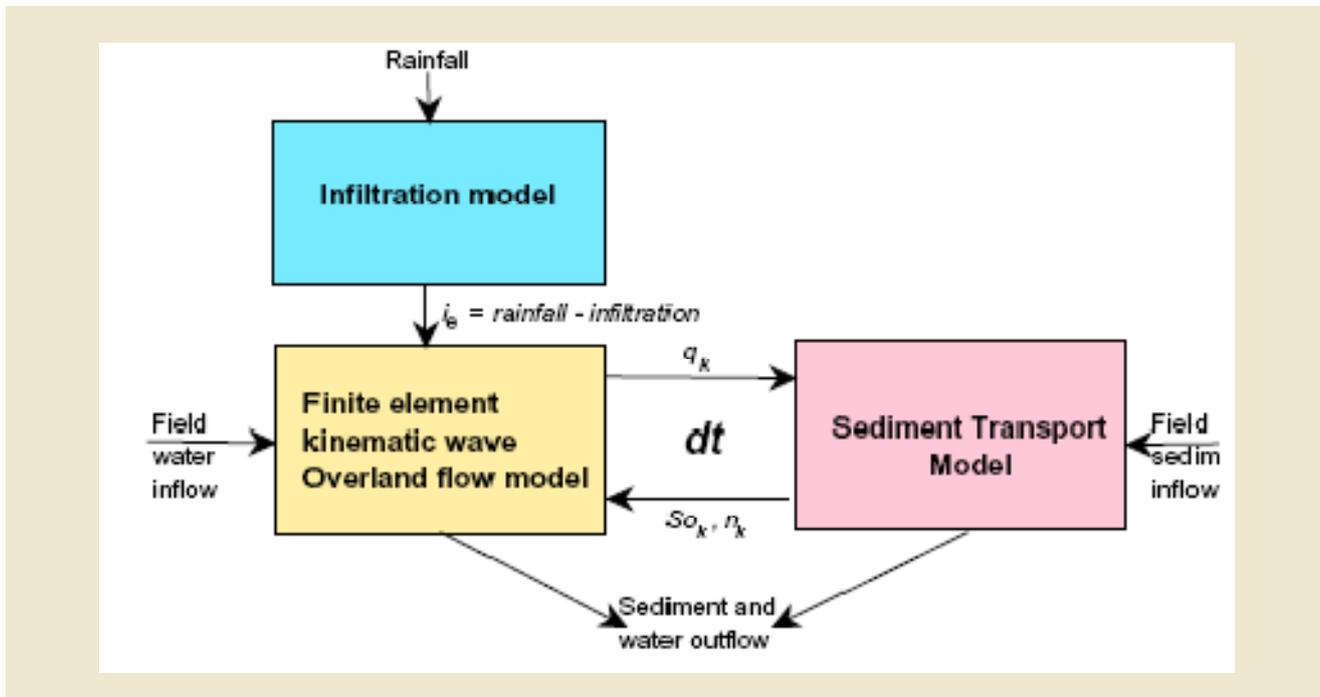


Abb. 3-1: Schematische Darstellung der Module von VFSDMOD

Als Ergebnis einer Simulation liefert das Modell Resultate für die Wasserbilanz (Niederschlagsmenge, Zufluss aus dem Acker, Abfluss vom Acker und Infiltrationsmenge), die Abflussganglinie, die Sedimentbilanz (Eintrag aus dem Acker, Rückhalt auf dem Filterstreifen und Austrag trotz Filterstreifen), den zeitlichen Austragsverlauf, die Filterstreifeneffektivität und die räumliche Verteilung des abgelagerten Sediments im Filterstreifen. Um den Abfluss und den damit verbundenen Sedimenttransport von einem definierten Gebiet (Fläche, Boden, Vegetation, Bodenbearbeitung) um einen bestimmten Prozentsatz zu reduzieren, besteht die Möglichkeit, den Filterstreifen hinsichtlich konstruktiver Kriterien (Länge, Neigung; Vegetation) zu gestalten. Als Zielkriterium können dabei die Sedimentaustragsrate (SDR – Sediment delivery ratio) oder das Abfluss-Zufluss-Verhältnis (RDR – Runoff delivery ratio) herangezogen werden, die folgendermaßen berechnet werden:

SDR = Sedimentaustrag aus dem Filterstreifen / Sedimenteintrag in den Filterstreifen

RDR = oberflächlicher Abfluss vom Filterstreifen / oberflächlicher Zufluss

Hydrologie

Das VFSDMOD löst die ‚kinematische Welle‘-Vereinfachung der Saint-Venant-Gleichungen (1881) für den Oberflächenabfluss in eindimensionaler Betrachtung (Lighthill and Whitham, 1955). Die maximale Niederschlagspeicherung wird über die Niederschlagsverteilung und einer Modifikation der Infiltration nach der Green-Ampt-Methode für jeden Zeitschritt berechnet (Muñoz-Carpena et al., 1993). Ebenso wird das Oberflächenabflussmodell für jeden Zeitschritt mit einem Infiltrations-Submodell für instationäre Eingangsdaten (ungleich verteilter Niederschlag) gekoppelt (Muñoz-Carpena et al., 1993b). So

wird für jeden festgelegten Berechnungspunkt (node) und jeden Zeitschritt der Oberflächenabfluss aufgrund gesättigter Bodenverhältnisse für eine bestimmte Niederschlagsverteilung berechnet. Der Verlauf des Oberflächenabflusses am unteren Ende des Ackers wird als instationäre Randbedingung am oberen Ende des Filterstreifens (erster Berechnungspunkt der Diskretisierung des Filterstreifens im ‚finite-elemente‘ Raster) herangezogen. Das Model erlaubt eine manuelle Konfiguration dieses Rasters durch die Festlegung

der Anzahl (n) der Berechnungspunkte und dementsprechender Variation des Abstandes (S_0) zwischen diesen Punkten (Abb. 3-2). Das Modell kann demzufolge zur Abschätzung der Auswirkung von Änderungen der einzelnen Eingangsparameter eingesetzt werden. So kann der Einfluss von Bodentyp (Infiltration), Hangneigung, Oberflächenrauigkeit, Filterlänge, Niederschlagscharakteristik und Abflussmenge quantifiziert werden.

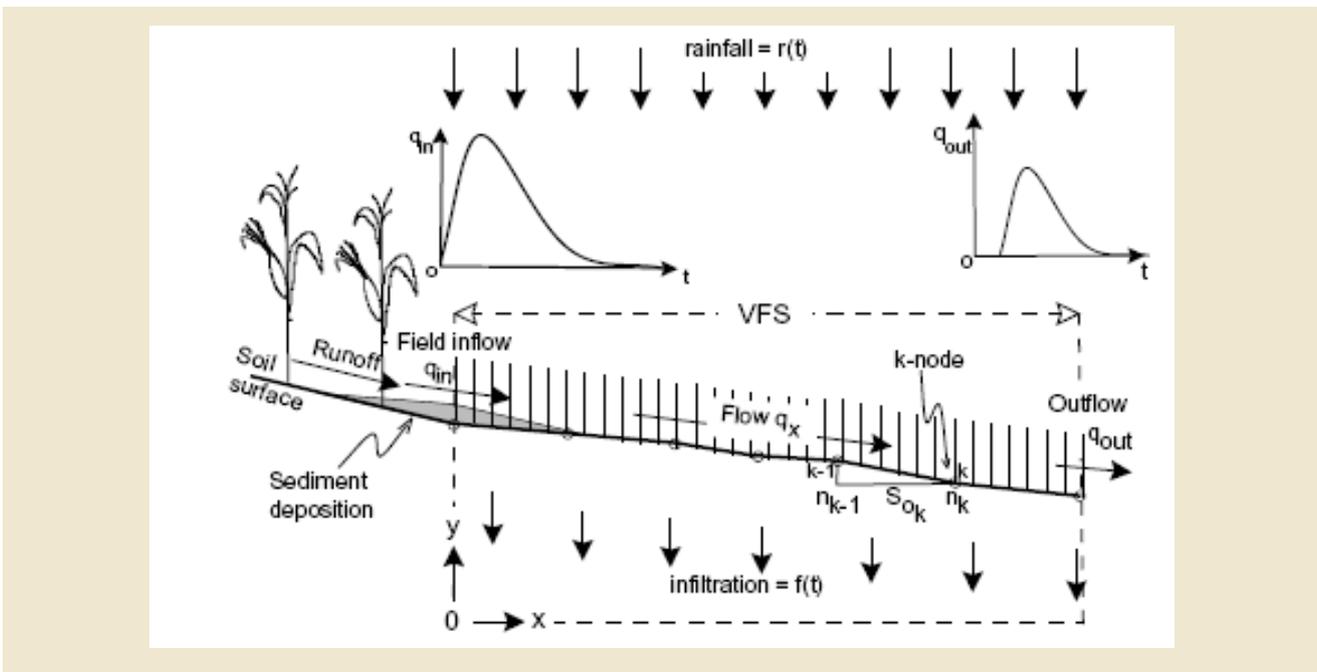


Abb. 3-2: Diskretisierung des finite-elemente Oberflächenabfluss-Modells (Munoz-Carpena and Parsons, 2006)

Sedimenttransport

Das hydrologische Modell ist mit einem Filtrationsmodell gekoppelt, welches zur Rückhaltsberechnung von Sedimenten auf künstlichen Gras entwickelt und später für die Anwendung auf natürlichen Filterstreifen getestet wurde (Barfield et al. 1979; Hayes et al., 1979; Hayes et al., 1984; Tollner et al., 1976; Tollner et al., 1977). Es basiert auf hydraulischen Fließ-, Transport- und Ablagerungsgleichungen.

Modelleingangsgrößen

Tab. 3-1 fasst die Eingangsgrößen der einzelnen Module zusammen.

Tab. 3-1: Eingangsparameter für VFSSMOD

Modul	Parameter
Infiltration	Niederschlagsverteilung, Durchlässigkeitsbeiwert und Wassergehalt des Bodens bei Sättigung, Anfangswassergehalt, Wasserspannung an der Feuchtefront und Oberflächenspeicherung.
Oberflächenabfluss	Abflussganglinie vom Acker, Filterlänge und -breite, Hangneigung und Rauigkeit nach Manning.
Sedimentrückhalt	Modifizierte Gras-Rauigkeit nach Manning, Manning Rauigkeit für den Boden, Charakteristika des eingetragenen Sediments (durchschnittliche Partikelgröße, Dichte, Fallgeschwindigkeit), Effektivabstand und Höhe des Filtermediums, Porosität des abgelagerten Materials, Sedimentkonzentration am Beginn des Filterstreifens und Anteil des feinen Sediments

Zur Generierung der für den Filterstreifen notwendigen Eingangsdaten aus dem darüber liegenden Acker Schlag kommt eine zweite Modellkomponente (UH) zum Einsatz; hier werden die Konzepte des amerikanischen National Resources Conservation Service (NRCS - SCS) Kurvennummer (Mockus, 1969) und der modifizierten Bodenabtragungsgleichung (MUSLE, Williams and Berndt, 1977) kombiniert. Damit werden die Eingangsdaten Niederschlagsverteilung, Abflussganglinie vom Acker, Sedimenteintragsverlauf und Sedimentcharakteristika für die unmittelbare Anwendung in VFSSMOD berechnet. Diese Modellkomponente generiert somit die Inputdaten für VFSSMOD von der darüber liegenden Ackerfläche. UH und VFSSMOD werden für gewöhnlich bei jedem Modelllauf hintereinander betrieben. Nachdem die Berechnungen mit dem Modell UH durchgeführt wurden, sind im VFSSMOD lediglich die den Filterstreifen beschreibenden Parameter

(Dimensionen, Vegetation) und die numerischen Modellberechnungsparameter zu definieren. Abb. 3-3 zeigt die Berechnungsstruktur von UH.

Am Ende des UH wird eine Inputdatei für das Modell VFSSMOD erstellt, welche Information über den Niederschlagsverlauf, die Abflussganglinie und den Sedimentausttrag enthält. Mit diesen Eingangsparametern werden im VFSSMOD die zuvor beschriebenen Berechnungen durchgeführt.

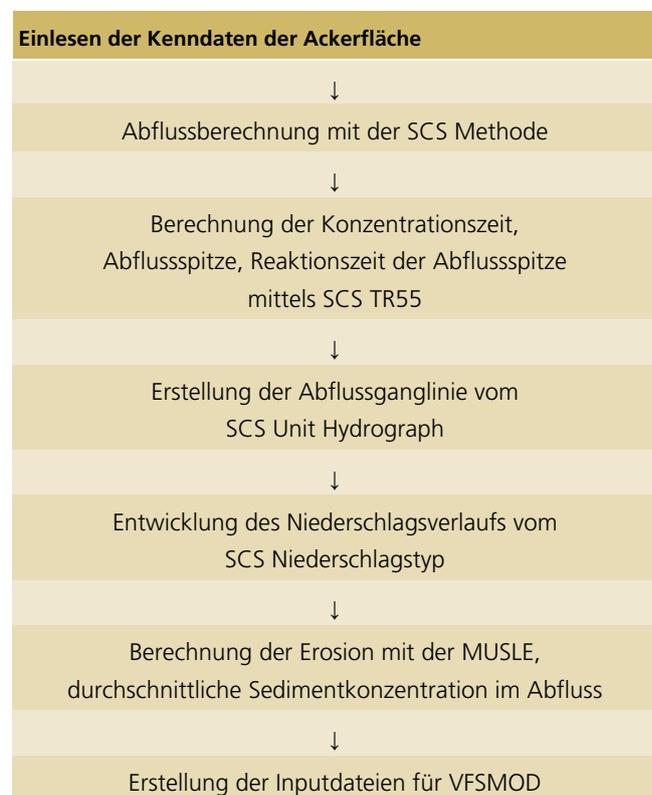


Abb. 3-3: Berechnungsstruktur in der Modellkomponente UH

3.2.2 Validierung von VFSSMOD am Modellhang Grub

Leider gibt es nur wenige Möglichkeiten, ein komplexes Modell wie VFSSMOD zu validieren. In Österreich liegen derzeit keine Datensätze/Messreihen vor, die eine Validierung von VFSSMOD erlauben würden. Die erosiven Niederschläge des Frühjahres 2002 führten im

Raum Wieselburg zu schweren Bodenerosionen (Strauss und Peinsitt, 2002). Das Ausmaß der Bodenverluste wurde für den gleichen Standort Grub wie in Kap. 3.3 beschrieben quantifiziert, wobei nicht nur der Bodenabtrag innerhalb des Ackerschlags erfasst wurde, sondern zusätzlich die Retentionsleistung des Filterstreifens über Luftbildaufnahmen interpretiert werden konnte. Dies ermöglicht eine zumindest vorläufige Überprüfung der generellen Funktionsfähigkeit des Modellansatzes von VFSDMOD mit realen Daten.

Abb. 3-4 zeigt den erodierten Hang des Ereignisses 2002 und die Lage der Probenahmepunkte aus Kap. 3.3.

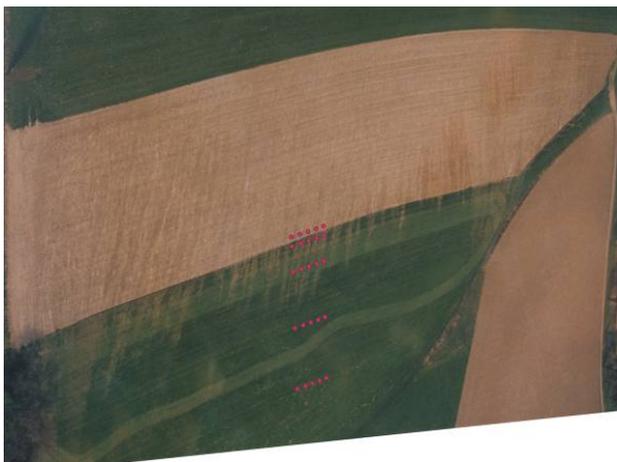


Abb. 3-4: Erosion und Sedimentablagerung des Jahres 2002 und die Probenahmepunkte des Standortes Grub (siehe 3.3).

3.2.3 Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsfilterstreifen

Die Vielzahl der für VFSDMOD benötigten Eingangsparameter lässt schon vermuten, dass die tatsächliche Wirkung von Vegetationsfilterstreifen durch das unterschiedliche Zusammenspiel der Parameterwerte für die benötigten Eingangsdaten sehr unterschiedlich sein kann. Da Messreihen zur Effektivität von Vegetationsfilterstreifen im Zusammenspiel zwischen Einflussfaktoren derzeit nicht zur Verfügung stehen, wurde das Modell VFSDMOD verwendet, um die Auswirkung unterschiedlicher Eingangsdaten auf die Effektivität von Vegetationsfilterstreifen zu evaluieren. Die dabei variierten Eingangsparameter waren Einzugsgebietsgröße über dem Filterstreifen, Hangneigung des Schlags hangaufwärts des Filterstreifens, Hangneigung des Filterstreifens, Niederschlagsmenge, Länge des Filterstreifens. Alle Modellsimulationen für diese Eingangsparameter wurden mit jeweils drei verschiedenen Bodentexturklassen (lehmiger Sand, toniger Lehm, sandiger Lehm) berechnet, was insgesamt zu einer Menge von 28.200 Modellsimulationen mit den verschiedenen Parameterkombinationen führte. Die folgenden Tab. 3-2 bis Tab. 3-4 zeigen die wichtigsten Eingangsdaten und die Variation der verschiedenen Datengrößen für die variierten Eingangsparameter. Diese Werte wurden vom Anhang 3 bis 3.5 der Modelldokumentation von VFSDMOD (Munoz-Carpena and Parsons, 2005) entnommen.

Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich ihrer Effektivität der Sedimentrückhalts (SDR, sediment delivery ratio = Verhältnis von Schwebstoffeintrag zu Schwebstoffaustrag) im Vegetationsfilterstreifen ausgewertet.

Tab. 3-2: Allgemeine Eingabedaten für Parametrisierung des Schlages und des Filterstreifens

Beschreibung	Wert	Einheiten
Ereignisniederschlag	10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100	mm
SCS Ereignistyp	II	-
Niederschlagsdauer	1	h
SCS Kurvenummer	77	-
Schlaggröße	0.5, 9	ha
max. Fließlänge im Einzugsgebiet, L _s	290	m
Hangneigung des Fließweges auf dem Schlag	10, 5, 2	%
Hangneigung im Filterstreifen	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	%
Länge des Filterstreifens	10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100	
organischer Anteil am Schwebstoff	2	%
Pflanzenfaktor (MUSLE) - Schlag	1	-
Bearbeitungsfaktor (MUSLE) - Schlag	1	-
Filterbreite, w	1	m
Abstand für Grasstängel, SS - Filterstreifen	2,2	cm
Grashöhe, H - Filterstreifen	15	cm
modifizierter MANNING-Koeffizient für Gras, n _m - Filterstreifen	0,012	s·m ^{-1/3}
MANNING-Koeffizient für unbedeckten Boden, n ₂ - Filterstreifen	0,04	s·m ^{-1/3}

Tab. 3-3: Eingabedaten für Parametrisierung der Bodeneigenschaften im Filterstreifen

Beschreibung	Wert	Einheiten
Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, K_s		
lehmiger Sand	16.6	m/s · 10 ⁻⁶
toniger Lehm	0.556	m/s · 10 ⁻⁶
sandiger Lehm	6.06	m/s · 10 ⁻⁶
Schluff	3.00	m/s · 10 ⁻⁶
schluffiger Lehm	1.89	m/s · 10 ⁻⁶
Durchschnittliche Saugspannung an der Feuchte-front, S_{av}		
lehmiger Sand	0.0613	m
toniger Lehm	0.209	m
sandiger Lehm	0.1101	m
Schluff	0.112	m
schluffiger Lehm	0.1668	m
Wassergehalt bei Sättigung, Θ_s		
lehmiger Sand	0.39	%
toniger Lehm	0.44	%
sandiger Lehm	0.453	%
Schluff	0.476	%
schluffiger Lehm	0.501	%
Anfangswassergehalt, Θ _i	0.20	%
Oberflächenspeicherung, S _m	0.0	m

Tab. 3-4: Eingabedaten für Parametrisierung der Sediment-eigenschaften

Beschreibung	Wert	Einheiten
Schwebstoffkonzentration im Zulauf, Ci		
lehmiger Sand	0.08	g/cm ³
toniger Lehm	0.165	g/cm ³
sandiger Lehm	0.150	g/cm ³
Schluff	0.3117	g/cm ³
schluffiger Lehm	0.242	g/cm ³
Korngröße Durchmesser (NPART = 4, dp)		
lehmiger Sand	0.0135	cm
toniger Lehm	0.0018	cm
sandiger Lehm	0.008	cm
Schluff	0.0019	cm
schluffiger Lehm	0.0027	cm
Sinkgeschwindigkeit der Partikel (NPART = 4), Vf		
lehmiger Sand	1.58	cm/s
toniger Lehm	0.028	cm/s
sandiger Lehm	0.556	cm/s
Schluff	0.0314	cm/s
schluffiger Lehm	0.0633	cm/s
Feststoffdichte (NPART = 4), γ_s g/cm³		
lehmiger Sand	2.6	g/cm ³
toniger Lehm	2.6	g/cm ³
sandiger Lehm	2.6	g/cm ³
Schluff	2.6	g/cm ³
schluffiger Lehm	2.6	g/cm ³
Grobkornanteil (mit $d_p > 0.0037$ cm)	100.0	%
Porosität des abgelagerten Sediments		
lehmiger Sand	43.4	%
toniger Lehm	43.4	%
sandiger Lehm	43.4	%
Schluff	43.4	%

Beschreibung	Wert	Einheiten
schluffiger Lehm	43.4	%

3.2.4 Entwicklung eines Transfermodells für VFSSMOD

Um einen allgemeineren Ansatz zur Ermittlung der Effektivität von Vegetationsfilterstreifen zu finden, der eine Evaluierung größerer Gebiete ermöglicht, wurde die unter Kap. 4.2.1 durchgeführten Modellsimulationen dahingehend ausgewertet, die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Retentionsleistung in einem einfachen empirischen Ansatz zu kombinieren. Die ermittelte Transferfunktion (Kap 4.2.3) wurde dann in weiterer Folge dazu verwendet, die Wirksamkeit der derzeit in ÖPUL geförderten Maßnahme „Anlage von Gewässerrandstreifen“ mit der fixen Streifenbreite von 50 m für alle derzeit im ÖPUL Programm ausgewiesenen Projektgebiete zu evaluieren, indem die Einflussfaktoren in diesen Gebieten ermittelt wurden.

Für eine Abschätzung des Bodenabtrags in den Testgebieten wurde auf eine Ermittlung des flächenhaften Bodenabtrags durch Wasser, die für ganz Österreich verfügbar ist, zurückgegriffen (Strauss, 2007). Die dabei verwendete Methodik basiert auf einer Adaptation des weitverbreiteten Erosionsmodells USLE (Wischmeier and Smith, 1978) auf österreichische Verhältnisse. Die USLE schätzt den langjährigen mittleren jährlichen Bodenabtrag durch Wasser indem mehrerer Faktoren durch Multiplikation wie folgt verknüpft werden:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

A: langjähriger mittlerer Bodenabtrag in t ha⁻¹ a⁻¹ als Ergebnis der Berechnung.

R: Regen- und Oberflächenabflussfaktor. Maß für die gebietsspezifische Erosionskraft der Niederschläge in N h⁻¹.

- K: Bodenerodierbarkeitsfaktor.** Hängt von mehreren Bodeneigenschaften ab, im Wesentlichen jedoch von der Korngrößenzusammensetzung (Textur) des Bodens. Dimension: $t\ h\ ha^{-1}\ N^{-1}$.
- L: Hanglängenfaktor.** Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Länge zu dem des Standardhanges (22m Länge) an (dimensionslos).
- S: Hangneigungsfaktor.** Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Neigung zu dem des Standardhanges (9% Gefälle) an (dimensionslos).
- C: Landnutzungsfaktor.** Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Bewirtschaftung (z.B. Kulturpflanze) zu dem unter Schwarzbirke an.

Um eine höhere Detailgenauigkeit zu erzielen, wurden die Berechnungen mit einer Rastergröße von 10 m x 10 m durchgeführt. Die Hangneigung wurde aus dem DHM (BEV, 2007), das in einer Auflösung von 10 m x 10 m für Österreich verfügbar ist, abgeleitet. Die Ausweisung der in ÖPUL geförderten Flächen bzw. Testgebiete wurde durch die jeweiligen Ämter der Landesregierungen vorgenommen und in Form einer Ausweisung in der digitalen Katastralmappe (BEV, 2004 (OÖ), BEV, 2006 (Stmk), BEV, 2006 (NÖ)) übermittelt. Um den Bodenabtrag und die Hangneigung für jene Rasterpunkte zu erhalten, die den Übergang zum potenziellen Gewässerrandstreifen bilden, wurden die in Abb. 4-28 ausgewiesenen Gewässer in einem Abstand von 50 m gepuffert (Befehl `buffer` in ARCGIS 9.3). Das resultierende Polygon wurde in ein Linienshape umgewandelt (Befehl `polyline` in ArcGis 9.3). Diese Datei wurde mit den jeweiligen Rasterdateien mit der Information über Erosion, Hangneigung und Einzugsgebietsgröße verschnitten (befehl `extract by mask` in ArcGis 9.3). Das Ergebnis war jeweils eine Rasterdatei, die entlang der gepufferten Linie verlief, diese Raster-

datei wurde jeweils in eine Punktdatei umgewandelt (`raster to point` in ArcGis 9.3) und schlussendlich alle Punktdateien in eine Datei zusammengeführt. Mit dem nun vorliegenden Datensatz konnte aus der Effektivitätsmatrix eine Retentionsleistung für einen 50 m breiten Gewässerrandstreifen berechnet werden.

Wie aus der Literaturzusammenstellung (Kap. 2.4) deutlich wird, ist ein besonderes Problem im Zusammenhang mit hügeligem Gelände der Umstand, dass unter Umständen sehr rasch konvergente Fließbedingungen in einem Einzugsgebiet auftreten können und deshalb die Retentionsleistung von Vegetationsfilterstreifen drastisch reduziert werden kann. Um dieses Szenario zu untersuchen, wurde in einem ersten Ansatz die Einzugsgebietsgröße für jeden Schnittpunkt mit der 50 m Pufferlinie berechnet. Dazu wurde ebenfalls das DHM als Basis für die Ermittlung herangezogen (Befehl `flowaccumulation` in ARCGIS 9.3). Unter der Annahme, dass bei Vorliegen von konvergentem Fluss das gesamte Teileinzugsgebiet hinter dem Beobachtungspunkt (= räumlicher Schnittpunkt mit dem 50 m Filterstreifen) tatsächlich durch diesen Beobachtungspunkt entwässert, wurden neue Bodenabträge (Bodenerosion x Einzugsgebietsgröße) berechnet und damit neue Werte aus der Effektivitätsmatrix berechnet. Damit können die Ergebnisse für zwei mögliche Extremvarianten des Sedimenteintrags verglichen werden, einerseits die Retentionsleistung unter der Annahme, dass nur der unmittelbar an den Filterstreifen angrenzende Bereich eintragungswirksam ist (= flächenhafter Eintrag), andererseits unter der Annahme, dass der gesamte Bodenabtrag eines Teileinzugsgebietes durch einen Punkt fließt (= konvergenter Eintrag). Diese beiden Annahmen sind als Extrempunkte anzusehen. Wie groß der Anteil des konvergenten Flusses am Gesamteintrag tatsächlich, kann derzeit nicht angegeben werden, ist aber Gegenstand weiterer Untersuchungen.

3.3 Feldkartierung zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen

Vom gesamten Fördergebiet in Niederösterreich wurden fünf für das Weinviertel repräsentative Testgebiete ausgewählt, um die Kartierungen durchzuführen (siehe Abb. 4-58). Die Testgebiete sind zwischen 89 und 422 ha groß und umfassen jeweils den Zubringer eines Flusseinzugsgebietes. Um die Repräsentativität der Testgebiete zu gewährleisten, wurden die vier Kriterien Nutzung, Relief, Geologie und Boden herangezogen. Die Testgebiete wurden so gewählt, dass sie die Gegebenheiten des gesamten Fördergebietes in Niederösterreich gut wiedergeben.

Nach Auswahl der fünf Testgebiete wurden die Streckenverläufe der Zubringer begangen. Dabei wurde auf lineare Abflusswege geachtet, die Wasser bereits im Vorfeld konzentrieren. Lineare Strukturen wie Straßengräben, Entwässerungsgräben und Kanäle wurden dabei kartiert (siehe Beispiel in Abb. 4-59) und in ein GIS übertragen.

Einerseits wurde der Oberflächenabfluss auf Basis von Höhenmodellen modelliert. Andererseits wurden die kartierten Strukturen in die Höhenmodelle integriert und anschließend dieselben Modellierungen vorgenommen. Untersucht wurde aber nicht nur die Auswirkung der Kartierung, sondern auch die Wirkung unterschiedlicher Algorithmen, die die Fließwege des Abflusses errechnen. Verwendet wurden dazu zwei Algorithmen, die vielfach in der hydrologischen Modellierung zum Einsatz kommen, der sogenannte D8 und der D-Infinity Algorithmus. Details zu diesen Berechnungsmodellen finden sich bei Hösl (2009). Daraus ergeben sich zunächst 4 Berechnungsansätze (ohne/mit Kartierung linearer Strukturen x 2 Algorithmen).

Zusätzlich wurde die Wirkung des Einsatzes von digitalen Höhenmodellen mit unterschiedlicher Genauigkeit überprüft. Als digitale Datengrundlagen standen drei

verschiedene Höhenmodelle mit unterschiedlicher Auflösung zur Verfügung – ein digitales Höhenmodell mit 10 m Rasterweite (DHM 10 m), ein digitales Geländemodell (DGM), abgeleitet aus einem Laserscan-Datensatz, mit 1 m Rasterweite (DGM 1 m) und ein daraus generalisiertes Höhenmodell mit 10 m Rasterweite (DGM 10 m). In Kap. 4.3 werden lediglich die Ergebnisse, die mittels Laserscan-Datensatz gewonnen wurden, dargestellt, da diese am aussagekräftigsten sind. Details dazu finden sich wiederum bei Hösl (2009). Weiters standen die digitale Katastralmappe (DKM) des gesamten Untersuchungsgebietes zur Verfügung, sowie Informationen zur Bodenerosion durch Wasser in den untersuchten Gebieten (Strauss, 2007).

Die Analysen und Berechnungen mittels GIS wurden mit der ESRI Software ArcGIS 9.3, sowie mit dem Softwarepaket TauDEM (Terrain Analysis Using Digital Elevation Models; Tarboton, 2008) durchgeführt.

Als Ergebnis wurde eine Flächenbilanz zwischen geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebieten der Testgebiete nach den unterschiedlichen Berechnungsansätzen erstellt. Unter geschützt versteht man in diesem Fall, durch einen potenziellen Filterstreifen würde das Teileinzugsgebiet gepuffert in den Zubringer entwässern. Ungeschützt meint, dass diese Teileinzugsgebiete bereits im Vorfeld kanalisiert werden (durch Straßengräben, Entwässerungsgräben und dergleichen) und so ungeschützt in die Zubringer entwässern.

Anschließend wurden die Bodenabtragwerte für die Testgebiete ermittelt, um eine generelle Aussage über die Vulnerabilität der Böden gegenüber Bodenerosion durch Wasser zu erhalten. Dafür wurden die bereits zuvor abgegrenzten Teileinzugsgebiete herangezogen, die auf Basis der Datengrundlage DGM 1 m berechnet worden waren. Grundlage für die Berechnung des Bodenabtrags durch Wasser war die Datenbasis des Kartenblattes 8.4 Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser aus dem Hydrologischen Atlas (Strauß, 2007).

3.4 Indikatorenentwicklung

3.4.1 Auswahl der Standorte

Nachdem „echte“ Gewässerrandstreifen im Sinne einer langjährigen extensiven Nutzung eines direkt an ein Gewässer angrenzenden Schlates mit Stoffeintrag aus hangaufwärts liegenden Flächen zum Untersuchungszeitpunkt nicht verfügbar waren, wurden Grünlandflächen ausgewählt, die zwar nicht direkt an ein Gewässer angrenzen aber bereits langjährig als Grünland bewirtschaftet wurden und die sich unterhalb von Acker- oder Weingartenflächen befinden. Um die Wahrscheinlichkeit eines Bodeneintrags aus hangaufwärts liegenden Bereichen zu erhöhen, wurden Flächen mit größerer Hangneigung ausgewählt. Um die Variabilität der Wiederholungen möglichst gering zu halten, sollte die Hangneigung der Standorte möglichst nur in einer Richtung erfolgen. Nach umfangreichen Besichtigungen fiel die Wahl auf die Standorte Grub (Nö), Waidendorf (Nö), Altaist (Oö) und Reiting (Stmk).

3.4.2 Probenahme

An allen Standorten wurden einerseits im Bereich der hangaufwärts stattfindenden Acker- oder Weingartennutzung, andererseits in definierten Abständen mit steigender Entfernung zum Acker/Weingarten im Bereich der Grünlandnutzung Bodenproben entnommen. Die Entnahme erfolgte in ungestörter Lagerung für eine Tiefe zwischen 0 – 15 cm. Um Elementmassen in verschiedenen Tiefenstufen bestimmen zu können, wurden alle Grünlandproben in Schichtstärken von 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm geschnitten und einerseits die verschiedenen Elementkonzentrationen, andererseits die diesen Schichten zugehörigen Lagerungsdichten bestimmt. Die unter Acker-/Weingartennutzung genommenen Bodenproben wurden zwar auf die gleiche Art entnommen, allerdings wurde die Bodendichte und auch die Elementkonzentrationen nicht schichtweise bestimmt, da

aufgrund der starken jährlichen Durchmischung bei Acker- oder Weingartennutzung die Elementverteilung im Bereich 0 – 15 cm als homogen angenommen werden kann. Abb. 3-5 bis Abb. 3-9 zeigt die Probenahme mit der dafür eigens entwickelten Vorrichtung zur Entnahme ungestörter Bodenproben im Bereich 0 – 15 cm. Um den geogenen Hintergrund der Elementkonzentrationen für die jeweiligen Standorte abschätzen zu können, wurden zusätzlich Bodenproben aus einer Tiefe von 150 cm gewonnen und analysiert. An allen Standorten wurden außerdem jeweils 2 Bodenprofile aufgenommen, um den allgemeinen Bodenaufbau des jeweiligen Standortes charakterisieren zu können.



Abb. 3-5: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



Abb. 3-6: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



Abb. 3-8: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



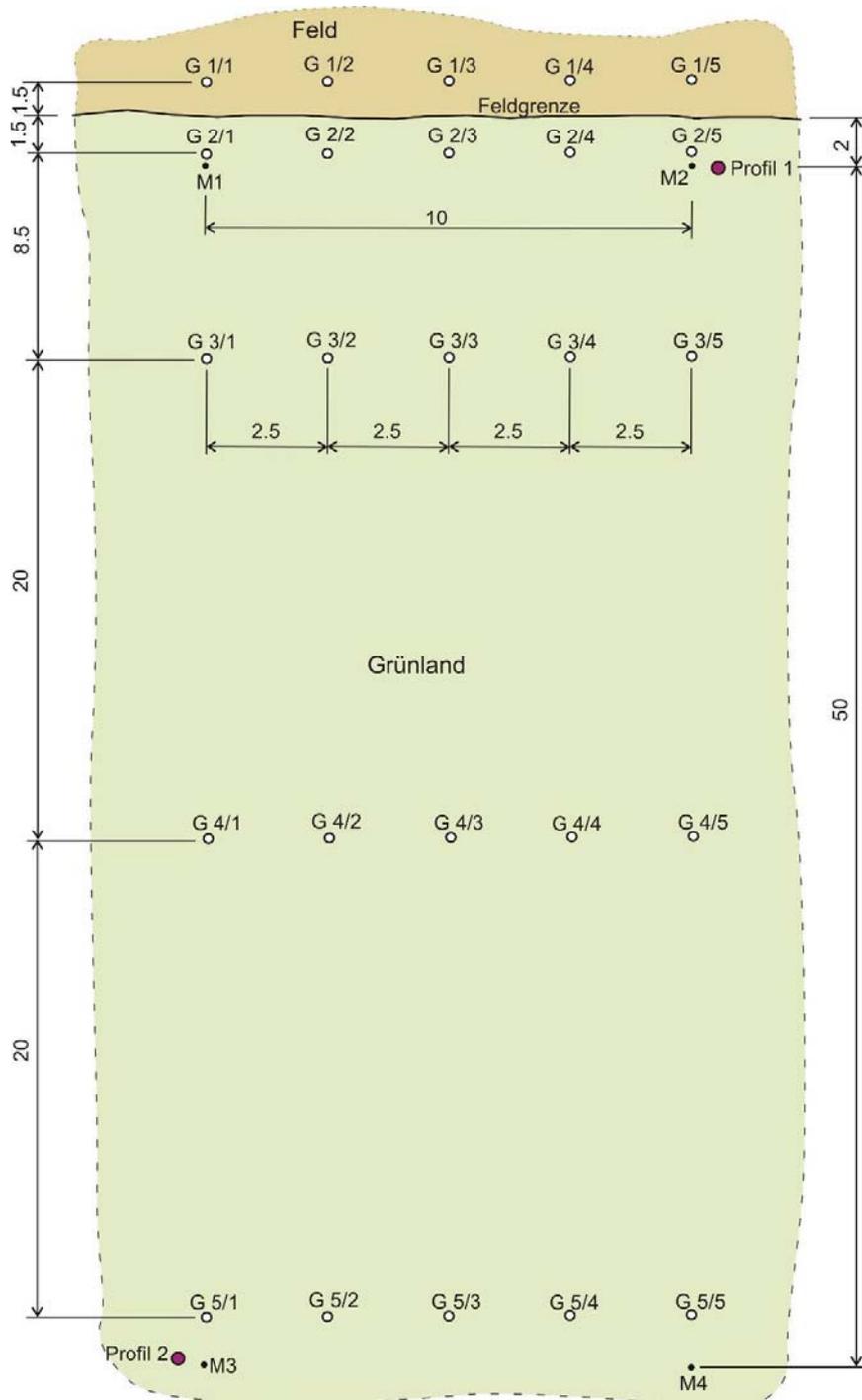
Abb. 3-7: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



Abb. 3-9: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten

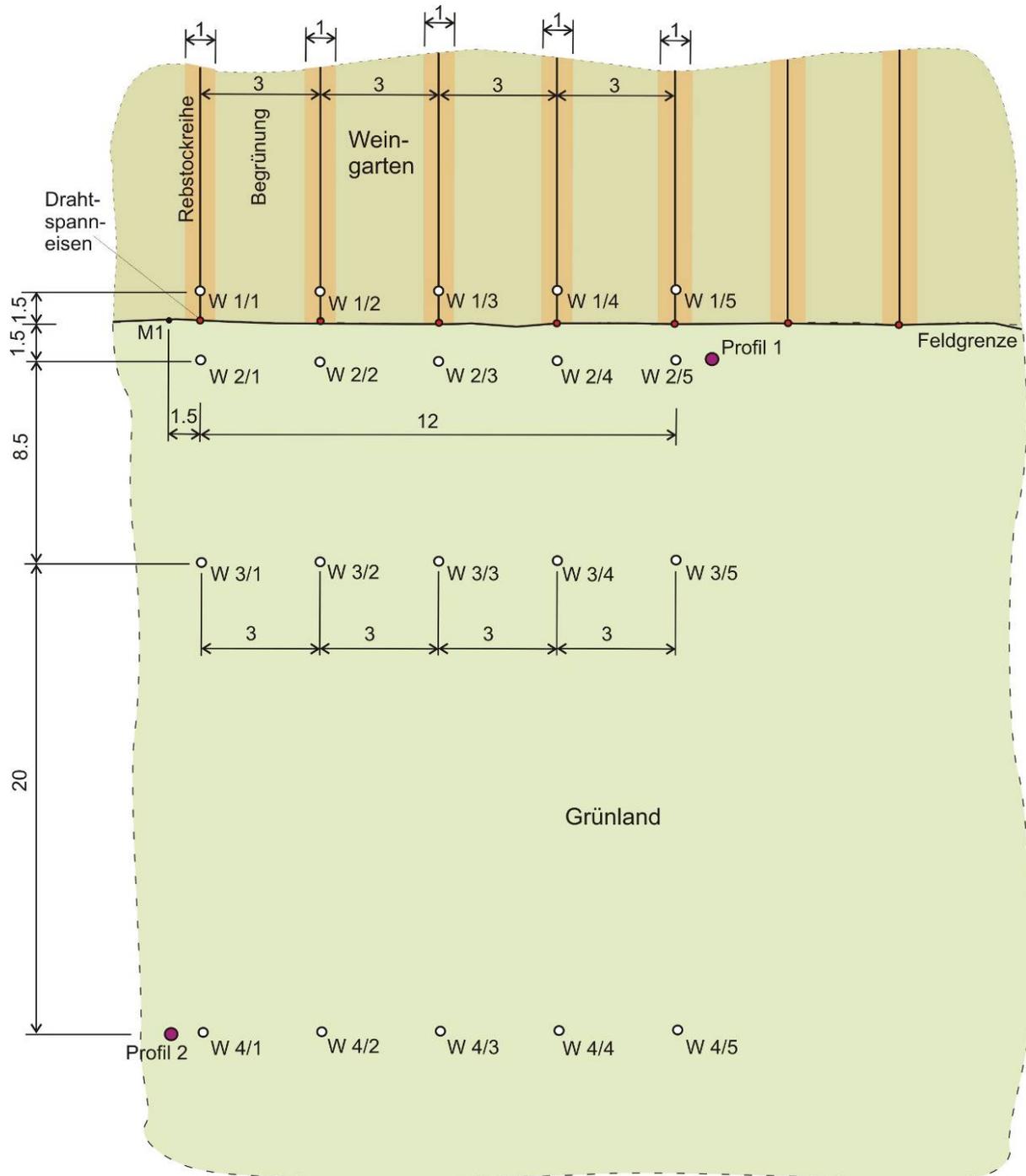
Alle Probepunkte wurden vermessen und die Lage des Standortes zusätzlich mit einer Metallmarke gekennzeichnet, sodass im Falle der Notwendigkeit einer zusätzlichen Probenahme jeder Probenahmepunkt wieder zu finden ist. Die Abb. 3-10 bis Abb. 3-12 zeigen die Lage der verschiedenen Probenahmepunkte an den jeweiligen Standorten. Generell wurden die Entfernungen zwischen den Probenahmepunkten so gewählt, dass die Ackerprobe in einem Abstand von 1,5 m hangaufwärts zum Schlagrand entnommen wurde (Reihe 1). Die erste Grünlandprobe wurde in einem Abstand von 1,5 m hangabwärts zum Schlagrand entnommen (Reihe 2). Die Probenahmepunkte

der Reihe 3 lagen 10 m und die Probenahmepunkte der Reihe 4 lagen 30 m hangabwärts des Schlagrands. Im Falle der Standorte Grub und Reiting wurde aufgrund der topographischen Möglichkeiten auch die Entfernung 50 m hangabwärts des Schlagrandes beprobt (Reihe 5). Jede Reihe wurde in fünffachen Wiederholungen beprobt. Daraus ergibt sich die Probennummer z.B. G 3/1 (Standort Grub, Reihe 3, Wiederholung 1).



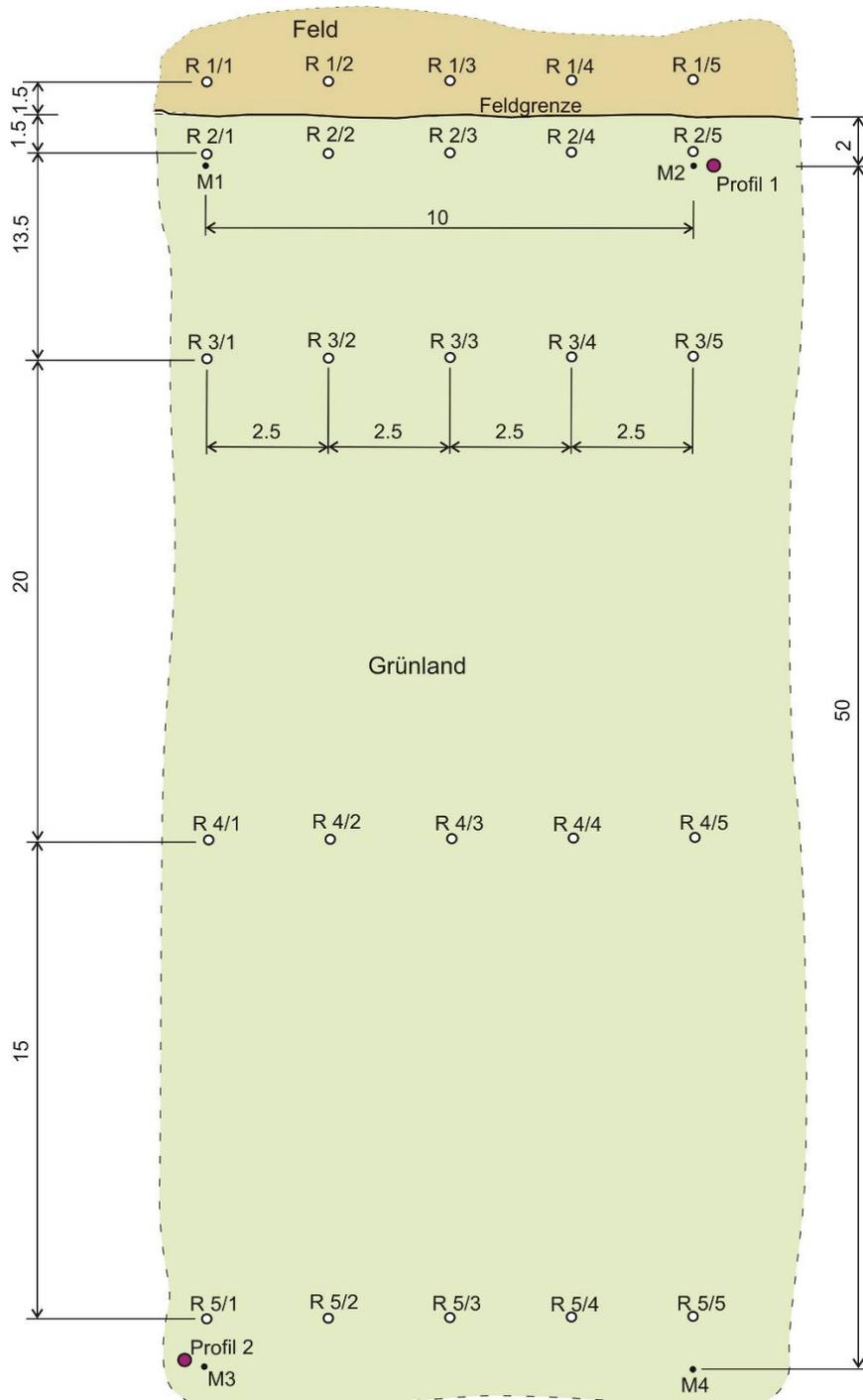
Angaben in m, nicht maßstabsgetreu
 Koordinaten Markierungspunkt M2 (BMN, M34):
 Rechtswert 662384, Hochwert 331613

Abb. 3-10: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Grub (Nö)



Angaben in m, nicht maßstabsgetreu
 Koordinaten Vermarkungspunkt M1 (BMN, M34):
 Rechtswert 785542, Hochwert 369916

Abb. 3-11: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Waidendorf (Nö)



Angaben in m, nicht maßstabsgetreu
Koordinaten Markierungspunkt M1 (BMN, M34):
Rechtswert 714385, Hochwert 197998

Abb. 3-12: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Reiting (Stmk)

3.4.3 Analysemethoden und Qualitätssicherungssystem in der Routine-Analytik

Die Böden (luftgetrocknet, < 2 mm gesiebt) wurden in zwei repräsentativen Stichproben untersucht.

Bestimmt wurden Schwermetalle im Königswasseraufschluss (ÖNORM L 1085- 88) mittels Atomabsorptionsspektroskopie (AAS), Perkin-Elmer M 2100, Graphitrohrsystem HGA 700 und Atomemissionsspektroskopie (ICP-OES) Carl Zeiss PlasmaQuant 110.

Gesamtstickstoff (ÖNORM L 1095) und Gesamtkohlenstoff (ÖNORM L 1080) wurden mit Elementaranalysator (Pyrolysesystem) Carlo Erba NA 1500 bestimmt.

Für die Qualitätssicherung in der Routine-Analytik der Bestimmungstücke der Standorte wurde ein Qualitätsregelkarten-System verwendet. In diesen Regelkarten, dargestellt am Beispiel der Bestimmung von Phosphor und Kupfer der untersuchten Standorte, ist die Qualitätszielgröße Mittelwert des Referenzstandards und die dazugehörigen Qualitätsschranken eingetragen (Abb. 3-13 und Abb. 3-14). Diese Kontrollproben sind in jeder Messserie mindestens einmal bzw. zweimal vertreten. In der Kontrollperiode wird die Einhaltung der ermittelten Grenzen überwacht. Ermittelt werden der Mittelwert, die Wiederfindung des Sollwertes des Referenzmaterials und die Standardabweichung (s) des Messverfahrens. Der Kontrollbereich betrifft die 3s-Schranke, der Warnbereich ist die 2s-Schranke. Bei der 2s-Schranke wird ein einmaliges Über- oder Unterschreiten toleriert. Ein Über- oder Unterschreiten der 3s-Schranke führt zu einer Wiederholung der gesamten Messserie.

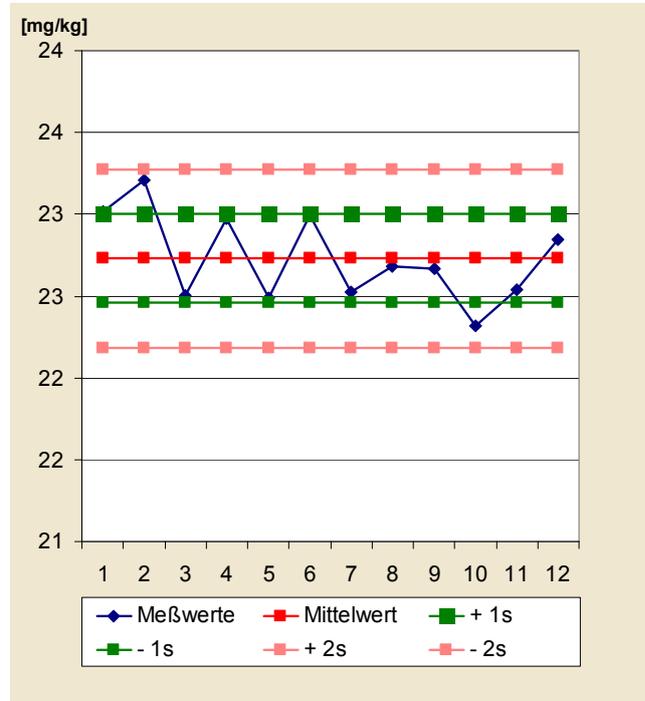


Abb. 3-13: Messwertekarte für Kupfer

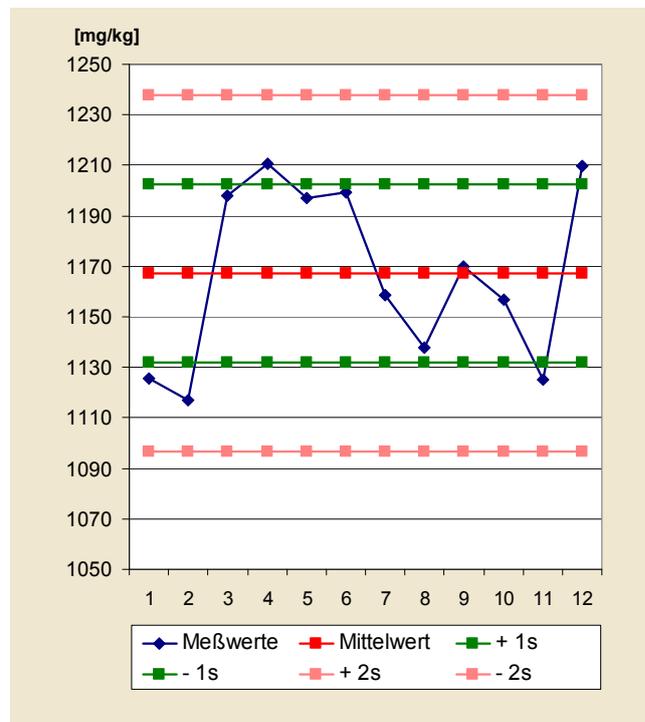


Abb. 3-14: Messwertekarte für Phosphor

Als Referenzstandard wurde ein international zertifiziertes Bodenmaterial (Eurosoil 7) aus dem Eurosoils II Programm verwendet. Es handelt sich dabei um einen Dystric Cambisol aus Salzburg. Dieses Referenzmaterial ist gut geeignet für bodenorientierte Studien, da es sich um nicht zermahlendes Bodenmaterial handelt, sondern wie das in dieser Studie verwendete Probenmaterial auf 2 mm gesiebt wurde. Alle Methoden (inklusive Probenvorbereitung) können so analog zu dem realen Proben durchgeführt werden (Gawlik, B.M. and H. Muntau, 1999).

3.4.4 Darstellung der Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren zur Beurteilung der Retentionswirkung

In einem ersten Schritt wurde untersucht, ob die vier Standorte bzw. die untersuchten Parameter für die Evaluierung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen geeignet sind.

Im Vorfeld der Probenahme wurde vereinbart, dass in vorliegendem Projekt von der Annahme ausgegangen wird, dass der Messwert bei 150 cm Bodentiefe dem natürlichen Gehalt entspricht. Im Rahmen der Auswertungen wurde geprüft, ob im Oberboden (zwischen 0 und 15 cm) im Vergleich zum natürlichen Gehalt bei 150 cm erhöhte Konzentrationen auftreten, die einen Hinweis auf Erosionsereignisse geben können. Jene Standorte bzw. Parameter, welche im Oberboden keine erhöhten Konzentrationen im Vergleich zum natürlichen Gehalt in 150 cm Tiefe aufwiesen, wurden als nicht geeignet für die Beurteilung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen eingestuft.

Darüber hinaus wurde die Variabilität der Messwerte innerhalb der Wiederholungsmessungen geprüft. Daraus können Rückschlüsse gezogen werden, ob sich ein ggf. auftretender Oberflächenabfluss auf wenige Bereiche im Gewässerrandstreifen konzentriert bzw. breitflächig erfolgt.

Für geeignete Standorte und Parameter wurde anhand von unterschiedlich hohen Schadstoffmassen im Oberboden bzw. Konzentrationen in den verschiedenen Tiefenstufen schließlich untersucht, ob Erosionsereignisse festgestellt werden können. Reihen mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen lassen auf eine Retentionswirkung schließen, ebenso wie zum Gewässer hin abnehmende Schadstoffmassen bzw. -konzentrationen.

Basierend auf den Auswertungen wurden geeignete Indikatorparameter zur Bestimmung der Retentionsleistung von Gewässerrandstreifen abgeleitet.

Für den Standort Grub wurde eine breite Parameterpalette untersucht, und zwar:

- Barium (Ba),
- Vanadium (V),
- Blei (Pb),
- Chrom (Cr),
- Cadmium (Cd),
- Kupfer (Cu),
- Zink (Zn),
- Phosphor (P),
- Kalium (K),
- Natrium (Na),
- Magnesium (Mg),
- Gesamt-Stickstoff (Nt),
- CaCO₃ bzw. anorganischer Kohlenstoff (C)
- der organische Kohlenstoff (Corg) und
- der Gesamt-Kohlenstoff (Ctot)

Basierend auf den Ergebnissen des Standorts Grub wurde der Parameterumfang an den Standorten Altaist, Waidendorf und Reiting eingeschränkt auf Cu, Zn, P, K, Na, Mg, Nt, C, CaCO₃, Corg bzw. Ctot.

Die Messdaten werden in folgenden Einheiten angegeben:

- Konzentration bezogen auf das Gewicht in mg/kg
- Konzentration bezogen auf das Volumen in mg/cm³ (Umrechnung mittels der Trockenlagerungsdichte)
- Masse in mg/cm² zwischen 0 und 15 cm Bodentiefe.

Die Daten wurden mit der Statistiksoftware SPSS (Version 16) ausgewertet.

Als Oberboden wird in vorliegendem Bericht die Bodenschicht zwischen 0 und 15 cm bezeichnet. Messungen wurden in folgenden Tiefenstufen vorgenommen (in Klammer: im Bericht verwendete Abkürzung für die jeweilige Tiefenstufe):

- 0-2 cm (Tiefenstufe 2)
- 2-4 cm (Tiefenstufe 4)
- 4-6 cm (Tiefenstufe 6)
- 6-10 cm (Tiefenstufe 10)
- 10-15 cm (Tiefenstufe 15)

3.4.5 ¹³⁷Cs

Auf Grund der teureren Messung wurde ¹³⁷Cs lediglich am Standort Grub gemessen, wobei eine separate Probenahme in derselben Weise wie in Kap. 3.4.2. beschrieben, erfolgte. Allerdings wurden Proben bis zu einer Tiefenstufe von 40 cm genommen, um die Gesamtmenge an ¹³⁷Cäsium zu erfassen, die sich durch Bodenbearbeitung und Migration bereits in tieferen Bodenschichten befindet. Die ungestört entnommenen Proben wurden vertikal in Teilproben für die Tiefenstufen 0–4 cm, 4-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm, 25-30 cm, 30-35 cm, 35-40 cm aufgeteilt und bei 105°C getrocknet. Die Bestimmung der ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration erfolgte mittels einer Mehrdetektoranlage, bestehend aus einem Primärdetektor

(HP-Germaniumdetektor mit Koaxial-Kristall, d=55mm, l=54,5mm, 30,8% relative Effizienz, FWHM 1,79 KeV) und zwei Natrium-Jodid Sekundärdetektoren zur Anti-Compton Hintergrundreduktion (FWHM 8,3 bzw. 6,9%). Die Messzeit betrug zwischen 20.000 und 40.000 s um die Zählunsicherheit geringer als 10% auf dem 95% Signifikanzniveau zu halten.

3.4.6 N-Alkylammonium als Tracer

3.4.6.1 Extraktion und Analytik

N-Alkylammoniumionen werden industriell in die Zwischenschichten von Tonen platziert und können unter Laborbedingungen wieder extrahiert werden. Derartige Stoffe werden in der Lackindustrie und für kosmetische Zwecke eingesetzt. Darüber hinaus werden so modifizierte Tone für Deponieabdichtungen verwendet. Die Anwendbarkeit von N-Alkylammoniumionen als Tracer ist in erster Linie vom Extraktionsverhalten aus den aufweitbaren Tonmineralen abhängig.

Bei den in der Studie verwendeten organophilisierten Bentoniten handelt es sich um kommerzielle Produkte der deutschen SÜD-CHEMIE AG. Fünf Produkte wurden ausgewählt, drei gehören zum TIXOGEL®-Typ, der als Gelmittel in der Industrie Anwendung findet, zwei zum Papier-Bentonit COPISIL® (CP). Die Kennzeichnung der Bentonite entspricht der laborinternen Bezeichnung. Die verwendeten Produkte:

- (8284) Tixogel
- (8194) CP088
- (8283) Tixogel VZ
- (8282) Tixogel VP

Für die Probenaufbereitung wurde eine Flüssig-Fest-Extraktion verwendet. Die N-Alkylammoniumionen werden dabei aus den Zwischenschichten der Bentonite herausgelöst. Durch Ionenaustauschprozesse wird die Extraktionsausbeute der organophilen Bentonite erhöht. Die verwendeten Gegenionen Calci-

um (Ca^{2+}) und Barium (Ba^{2+}) wurden mit organischen Lösungsmitteln versetzt, um N-Alkylammoniumionen aus den Zwischenschichten und ggf. von der Oberfläche herauszulösen. Als Extraktionsmittel wurde Acetonitril und Methanol in Verbindung mit Calciumchlorid bzw. Bariumchlorid verwendet.

Zur Erhöhung der Extraktionsausbeute wurde Ultraschall eingesetzt (UW 2200 Bandelin, Berlin, 10.000 Hz) mit einer Vibrationsamplitude von 85 μm und einer Beschallungszeit von 1 Minute.

Die Bestimmung von Kohlenstoff und Stickstoff (Ct und Nt) erfolgte mit einem Elementaranalysator (Carlo Erba NA 1500).

Nach erfolgter Extraktion der N-Alkylammoniumionen aus dem Bodengemisch erfolgt eine flüssigkeitschromatographische (HPLC) Trennung der N-Alkylammoniumkomponenten. Aus praktischen Gründen wurden für die Versuche das Produkt Tixogel VZ der Firma Süd-Chemie ausgewählt. Die Detektion erfolgt mit einem massensensitiven Detektor der Firma Agilent 6210 TOF (Time of Flight Massenspektrometer).

Die Trennung der Komponenten erfolgte mit einer HPLC Säule, 20x2 mm Zorbax C18, 3,5 μm Material der Firma Agilent. Bei dem eingesetzten chromatographischen System handelt es sich um eine HPLC 1200 der Firma Agilent. Die Flussbedingungen waren 0,5 ml/min isokratisch 90% ACN, 0,1% Ameisensäure in Wasser, Laufzeit 7 Minuten und einem lineareren Arbeitsbereich von 5 $\mu\text{g/l}$ bis 1000 $\mu\text{g/l}$, bei einer Bestimmungsgrenze von 1 $\mu\text{g/l}$.

Eine Optimierung der Methode erfolgte auf einem Tandem-MS Gerät (Fa. Agilent) und soll hier ebenfalls kurz skizziert werden. Die im Abschnitt „Ergebnisse“ angeführten Werte wurden allerdings mit der oben beschriebenen Methode erhalten. Die Änderungen bei

der optimierten Methode betreffen chromatographische Bedingungen, d.h. eine Verkürzung der Laufzeit und eine Erhöhung der Selektivität und Sensitivität bei der massenspektroskopischen Detektion. Dies wurde durch den Einsatz eines Tandem-MS Gerätes (Triple-Quat) und Verwendung von C-18 Vorsäulenmaterial (Zorbax) erreicht. Zusätzlich wurde als interner Standard ein synthetisiertes C12-Alkylammoniumion eingesetzt. Mit Hilfe dieses Standards kann die Extraktionsausbeute beurteilt werden.

Abb. 3-15 zeigt den Gesamtionenstrom am Massendetektor und die spezifischen Massenfragmente der einzelnen gemessenen Komponenten bei einem 100 $\mu\text{g/l}$ Standard Alkylammonium, das mit dieser Methode aus Tixogel VZ extrahiert wurde. Durch Einsatz dieser Methode verbesserte sich der lineare Arbeitsbereich auf 0,5 $\mu\text{g/l}$ – 1000 $\mu\text{g/l}$ und die Bestimmungsgrenze auf 0,3 $\mu\text{g/l}$.

3.4.6.2 Berechnungsversuche

Um die praktische Anwendbarkeit des Tracers zu überprüfen, wurde nach erfolgter Methodenentwicklung ein Regensimulationsversuch unter Laborbedingungen durchgeführt. Als erste Herausforderung stellt sich die Frage, wie man eine sehr geringe Menge Alkylammonium (10 g) in einer großen Menge Boden (80 kg) homogen verteilt. Um eine akzeptable Homogenität zu erreichen, wurde die Mischung in zwei nachfolgenden Verdünnungsschritten durchgeführt. 10 kg lufttrockener Boden wurde mit 10 g Tixogel VZ versetzt und zwei Stunden in einem Betonmischer homogenisiert. Diese Mischung wurde auf N-Alkylammonium analysiert. Danach wurden weitere 60 kg Bodenmaterial zugemischt, erneut 2 Stunden homogenisiert und danach wieder eine Analyse des Homogenitätsgrades durchgeführt.

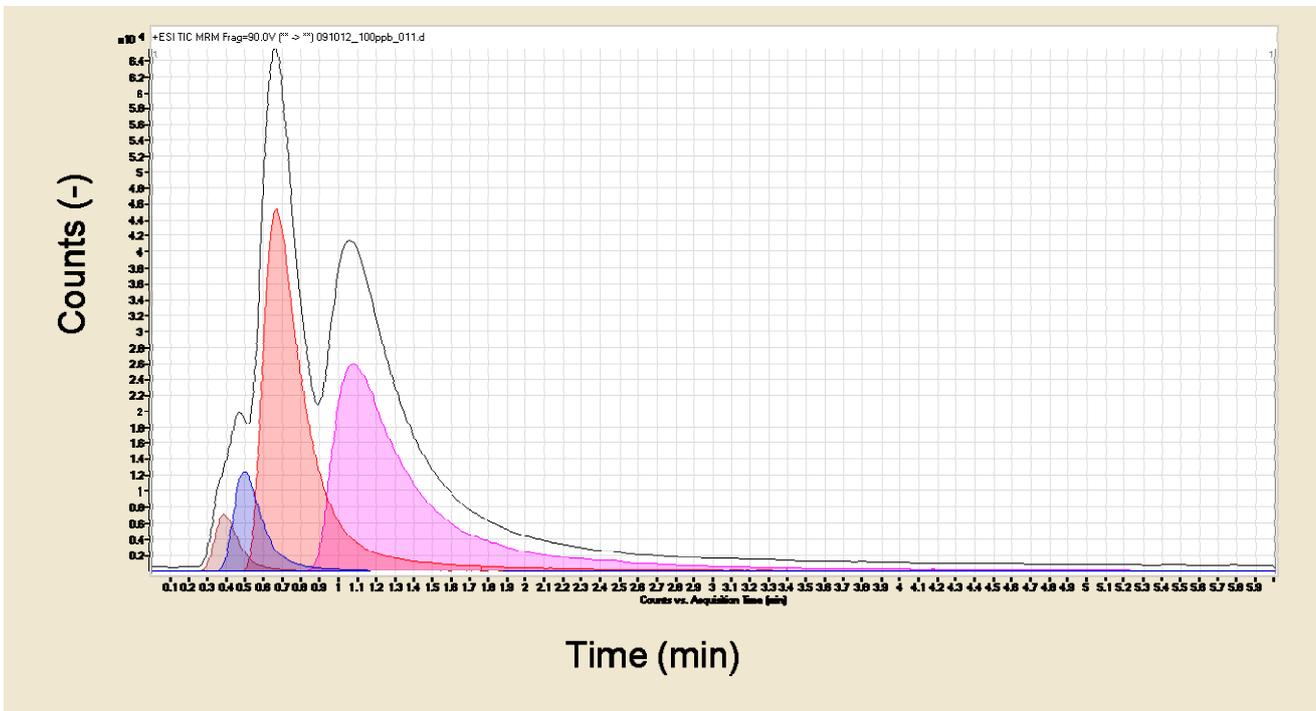


Abb. 3-15: Gesamtionenstrom am Massendetektor (Schwarze Linie) und spezifische Massenfragmente der einzelnen gemessenen Komponenten (färbige Linien) bei einem 100 µg/l Standard Alkylammonium, das aus Tixogel VZ extrahiert wurde.

3.5 Teilnahmeverhalten

3.5.1 Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Flächen

Die Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ kann auf sogenannten „Rotflächen“, „Gelbflächen“ oder „Blaufächen“ umgesetzt werden. Zielsetzungen, Maßnahmeninhalte und die Art der Umsetzung differiert zwischen diesen drei Kategorien. Die „Gewässerrandstreifen“ Maßnahme wird ausschließlich auf den Blaufächen umgesetzt, die sich entlang von ausgewählten Oberflächengewässern befinden.

Für diese Maßnahme wurden auf Ebene der Bundesländer Gebietskulissen festgelegt, die in Abb. 3-16

dargestellt sind. Die Listen der in den Gebietskulissen enthaltenen Grundstücke wurden von den Ämtern der Landesregierungen von Niederösterreich, Oberösterreich und Steiermark übermittelt und für GIS Darstellungen verwendet. Die Lage der tatsächlich teilnehmenden Flächen wurde durch eine Auswertung der INVEKOS Daten der Jahre 2007 und 2008 ermittelt.

3.5.2 Befragung

Die Einschätzung der Landwirte zur Maßnahme und den einzelnen Fördervoraussetzungen des Blaufächenprojektes wurde mithilfe einer persönlichen Telefonbefragung erhoben. Datengrundlage zur Ermittlung der teilnehmenden Betriebe bildeten wiederum die INVEKOS Daten des BMLFUW des Jahres 2007. Von den insgesamt 67 Betrieben, die am Teilprojekt Gewässerrandstreifen teilnehmen, wurden die Tele-

fonnummern über gängige Suchmaschinen ermittelt (Herold.at, 118811 – Die Nummer). Von 12 Teilnehmerinnen und Teilnehmern konnten die Telefonnummern nicht ausgeforscht werden.

Nur ein Teil der Teilnehmerinnen und Teilnehmer war telefonisch erreichbar, sodass insgesamt 35 Personen über das Maßnahmenpaket „Gewässerrandstreifen“ befragt werden konnten (Tab. 3-5).

Tab. 3-5: An der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ teilnehmende und befragte Betriebe

Bundesland	Teilnehmende Betriebe	Befragte
Niederösterreich	33	19
Oberösterreich	32	16
Steiermark	2	0
Gesamt	67	35

Für die Befragung wurde ein standardisierter Fragebogen mit neun Fragen verwendet. Für jede Frage wurden 2 bis 10 Antwortmöglichkeiten zur Auswahl vorformuliert (Anlage 8). Mehrfachantworten waren möglich. Weiters wurden freie Antwortfelder für Zusatzinformationen und nicht vorformulierte Antworten als Kategorie „Sonstiges“ vorgesehen.

3.6 Ökonomische Optimierung

Die Effektivität des Rückhalts wurde in Kap. 4 berechnet und in Form des Sedimentaustrags „Sediment Delivery Ratio (SDR)“ angegeben, der sich aus dem Sedimentaustrag aus dem Filterstreifen dividiert durch den Sedimenteintrag in den Filterstreifen ergibt.

Generell besteht zwischen der Länge des Filterstreifens und seiner Retentionsleistung eine exponentielle Beziehung. Wesentliche Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsstreifen sind

- der Niederschlag (Menge, Intensität, Jährlichkeit),
- die Bodentextur und
- die Hangneigung

Im Rahmen der Kostenabschätzung der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ wurden auf jene Gewässer in den Bundesländern Ober- und Niederösterreich sowie der Steiermark, die sich im jeweiligen Projektgebiet befinden, Buffer von 10 bis 50 m gelegt (jeweils in 5 m Abständen). Entsprechend den Fördervoraussetzungen wurden in den Bundesländern Ober- und Niederösterreich die Flächen jener Grundstücke, die ganz oder teilweise innerhalb dieses Buffers liegen, als teilnahmeberechtigt ausgewertet. In der Steiermark wurden ausschließlich jene Feldteile gefördert, die innerhalb 50 m vom Gewässerrand liegen.

Sämtliche teilnahmeberechtigte Flächen der jeweiligen Bundesländer wurden im Rahmen der Kostenabschätzung mit einer Prämie von 450 € multipliziert und der Sedimentaustragsrate bei der jeweiligen Filterstreifenlänge gegenübergestellt.

Betreffend die Sedimentaustragsrate wurde von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Starkniederschlags von 50 mm,
- Bodentextur „lehmiger Sand“ bzw. „toniger Lehm“
- Hangneigung von 5%

Bei der Kostenschätzung wurde davon ausgegangen, dass sämtliche teilnahmeberechtigte Grundstücke an der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ teilnehmen.

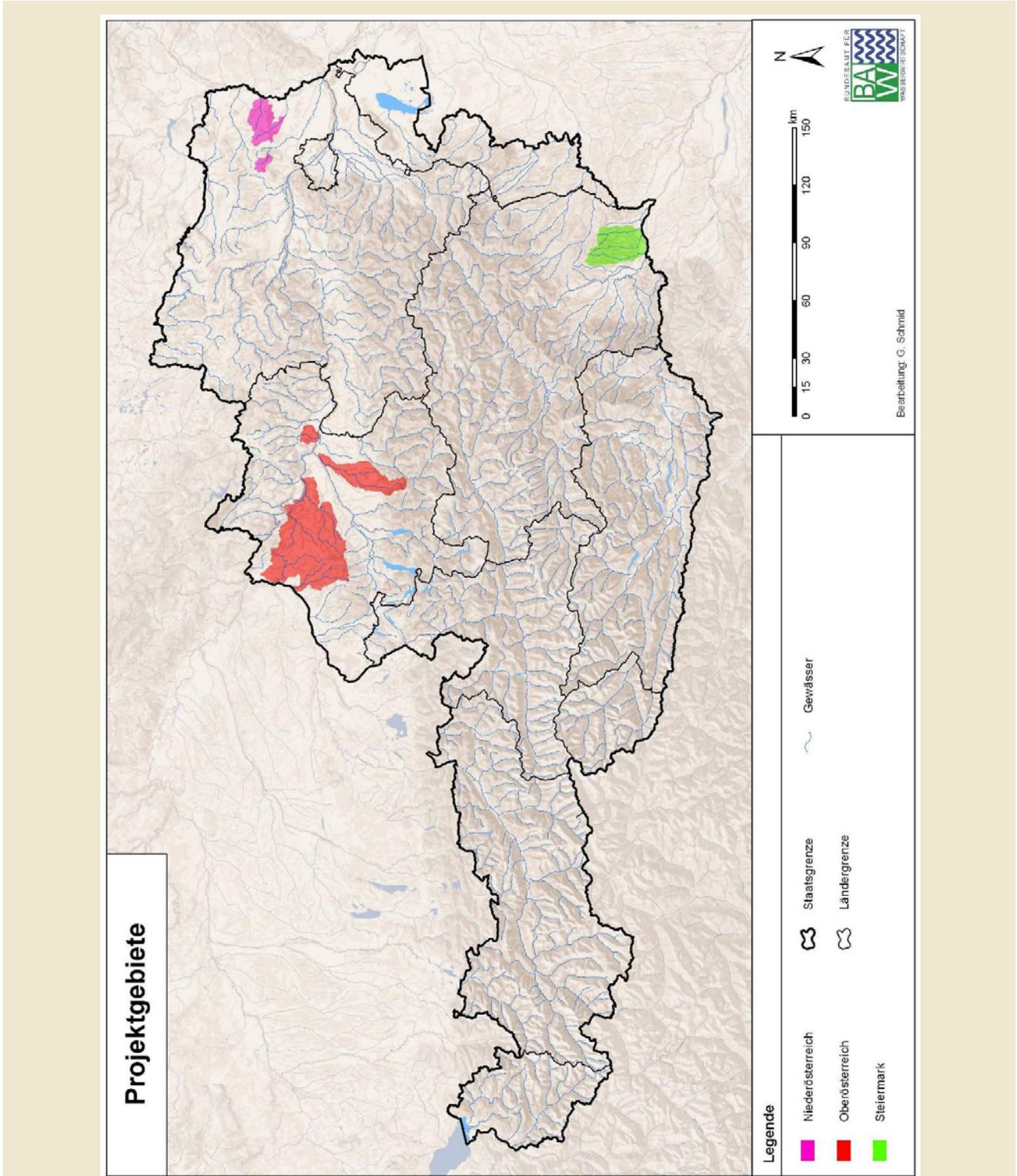


Abb. 3-16: Projektgebiete Gewässerrandstreifen (Datengrundlage: BEV, 2007)

4 Ergebnisse

4.1 Herstellung eines Leitfadens zur Bewertung

Die Broschüre umfasst einen allgemeinen Teil, in dem die Wirkung der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ erläutert wird, die Ziele, die durch eine Umsetzung der Maßnahmenvarianten erreicht werden sollen und die Vorteile für die Landwirte bei einer Teilnahme aufgezählt werden. Die Broschüre enthält darüber hinaus wichtige Hinweise zur Kombinierbarkeit mit anderen ÖPUL Maßnahmen, Zahlungsansprüchen und Förderungshöhen bzw. -beschränkungen. Dieser allgemeine Teil wurde für alle Bundesländer einheitlich dargestellt. Die Förderungsvoraussetzungen und die Varianten, an denen die Landwirte mit ihren Flächen im Projektgebiet teilnehmen können, sind je Bundesland verschieden und wurden deswegen bundesländerspezifisch ausgearbeitet. Auch die Anmeldemodalitäten variieren zwischen den Bundesländern und wurden in der Broschüre entsprechend abgebildet. Die Maßnahme kann nur im Projektgebiet umgesetzt werden. Die Broschüre enthält daher im bundesländerspezifischen Teil Kartendarstellungen der Gebietskulisse.

Alle Informationen wurden dazu auf das Zielpublikum abgestimmt, entsprechend aufbereitet und graphisch ansprechend dargestellt (Anlagen 1 und 2).

4.2 Bewertung des Potenzials der Gewässerrandstreifenmaßnahme

4.2.1 Validierung von VFSMDO am Modellhang Grub

Ein Überblick über die allgemeinen Daten für die Modellanwendung am Standort Grub für das Ereignis im März 2002 ist in Tab. 4-1 dargestellt. Da wesentliche Inputdaten für eine Modellanwendung nicht zur Verfügung standen, musste eine Reihe von Annahmen getätigt werden, die im Folgenden erläutert werden.

Tab. 4-1: Allgemeine Charakteristika des Modellhangs

Beschreibung	Wert	Einheit
Ackerlänge in Fallrichtung	150	m
Ackerbreite	189	m
Größe des Ackerschlags	2.84	ha
Länge des Filterstreifens	63.8	m
Breite des Filterstreifen	189	m
Vegetation des Filterstreifens	Gras	
Hangneigung Acker	20	%
Hangneigung Filterstreifen	19	%
Bodenart	Lehm	

4.2.1.1 Niederschlag und Abfluss am Versuchsfeld

2002 wurde aufgrund der hohen Niederschlagsmenge (113,5 mm), welche im Zeitraum 19. - 23. März im Einzugsgebiet Grub gefallen war, an der Messstelle ein Hochwasser registriert. Dieses Hochwasser hatte eine Wiederkehrwahrscheinlichkeit in der Größenordnung von 100 Jahren (Abb. 4-1).

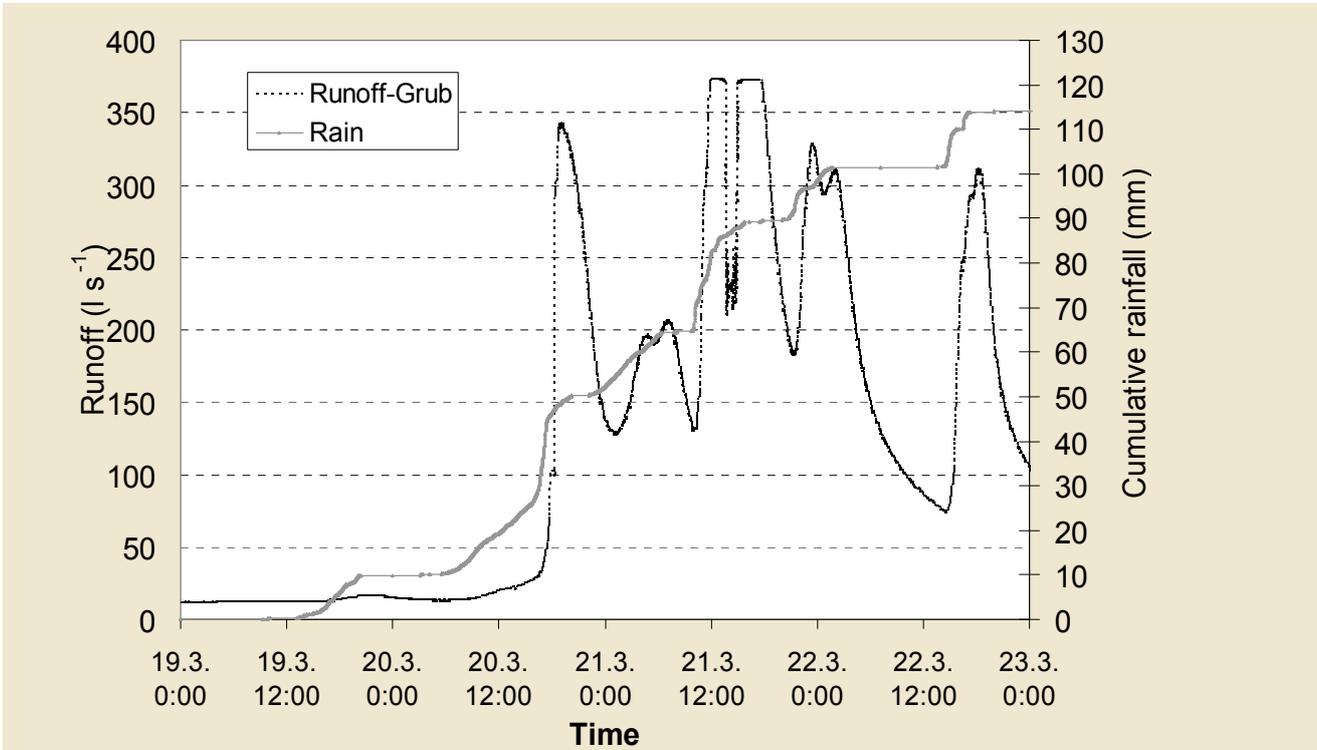


Abb. 4-1: Die gemessene Hochwasserwelle und der aufsummierte Niederschlag an der Pegelstation Grub, März 2002

Der Versuchsstandort Grub war zum Zeitpunkt des Hochwassers nicht mit Messgeräten zur Beobachtung des Oberflächenabflusses ausgestattet, weshalb das Volumen des Oberflächenabflusses indirekt aus der registrierten Hochwasserwelle an der Pegelstation Grub rückgerechnet wurde. Das Abflussvolumen stellt einen wichtigen Kontrollwert bei der durchgeführten Simulation mit VFSMOD (Diaconu und Diaconu, 2002) dar.

Da der Modellhang Grub Teil des vom Pegel beobachteten Einzugsgebietes (Größe 2.9 km²) ist, darf davon ausgegangen werden, dass das Versuchsfeld dieselbe Reaktion auf den Niederschlag-Impuls hatte wie das gesamte Einzugsgebiet. Es wird daher angenommen, dass der Regen gleichmäßig über das Einzugsgebiet Grub verteilt war, und das einzelne Teile des Einzugsgebietes flächentreu Anteil an der Hochwasserwelle hatten. Der am Pegel für dieses Ereignis ermittelte Abflussbeiwert wird als charakteristisch für das gesam-

te Einzugsgebiet betrachtet. Die beobachteten und berechneten Werte werden in Tab. 4-2 dargestellt.

Tab. 4-2: Abschätzung des Abflussvolumens für den Modellhang

		Pegel Grub	Modellhang
Einzugsgebiet	ha	289	2,84
Niederschlagsvolumen	m ³	328015	3.218
Abflussvolumen	m ³	39.699	386
Abflussbeiwert	-	0,12	0,12

Weil VFSMOD eine kontinuierliche Simulation über die gesamte Ereignisdauer von 96 Stunden nicht durchführen kann, war es erforderlich, den Regen in mehrere Zeitabschnitte zu trennen. Für jeden dieser Zeitabschnitte wurde die CN-Kurvennummer in Abhängigkeit der jeweiligen Vorbefeuchtung errechnet.

4.2.1.2 Auswahl der Modelleingangsparameter

Kurvennummer (Curve number – CN)

Der Boden wurde als Typ B klassifiziert (Lehm - mäßige Infiltrationsraten nach Vorbefeuchtung sowie mit mäßiger Wasserdurchlässigkeit). Die Klassifikation erfolgte aufgrund der Profilbeschreibung und den Texturereigenschaften am Standort (siehe Kap. 4.4.1.1). Die Auswahl einer geeigneten CN Nummer erfolgte als Mittelwert zwischen der CN-Bestimmung über die Bodeneigenschaften und der CN-Bestimmung über die Hangneigung. Der Wert AMC gibt dabei den Vorbefeuchtungsgrad des Bodens wider (Tab. 4-3).

Tab. 4-3: AMC und CN Werte bei unterschiedlicher Vorbefeuchtung

	CN
nach der Bodennutzung, für Bodengruppe B	CN = 86 (AMC II)
nach der Hangneigung	CN = 66 (AMC II)
Durchschnitt für mittlere Vorgeuchte	CN = 76 (AMC II)
für trockene Vorbedingungen	CN = 58 (AMC I)
für nasse Vorbedingungen	CN = 89 (AMC III)

Unit Hydrograph

Die Eingaben für die Modellkomponente UH werden in Tab. 4-4 dargestellt.

Tab. 4-4: Eingabedaten für Modellkomponente UH

Beschreibung, Symbol	Wert	Einheit
Ereignisniederschlag		
1. Regen	9,6	mm
2. Regen	40,4	mm
3. Regen	51,1	mm
4. Regen	12,4	mm
SCS Ereignistyp	II	
Niederschlagsdauer		
1. Regen	8	h
2. Regen	18	h
3. Regen	28	h
4. Regen	10	h
SCS Kurvennummer (CN)		
1. Regen	58	
2. Regen	58	
3. Regen	76	
4. Regen	89	
organischer Anteil am Schwebstoff	2	%
Pflanzenfaktor, C	1	
Bearbeitungsfaktor, P	1	

VFSMOD

Ein Teil der Eingangsparameter in VFSMOD sind die Ergebniswerte des Unit Hydrograph Moduls. Die restlichen Werte beschreiben die Geometrie des Versuchsfeldes oder wurden vom Anhang 3 (3.1 bis 3.5) der Modelldokumentation von VFSMOD (Munoz-Carpena and Parsons, 2005) entnommen (Tab. 4-5).

Tab. 4-5: Eingangswert für VFSMOD

Beschreibung, Symbol	Wert	Einheit
Bodenkennwerte		
Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, K_s	3,67	$m/s \cdot 10^{-6}$
Wassergehalt bei Sättigung, Θ_s	0,47	
Anfangswassergehalt, Θ_i		
1. Regen	0,20	%
2. Regen	0,34	%
3. Regen	0,47	%
4. Regen	0,47	%
Oberflächenspeicherung, S_m	0,0	m
Vegetationseigenschaften in der Filterzone		
Abstand für Grasstängel, SS	2,2	cm
Grashöhe, H	6	cm
modifizierter Manning-Koeffizient für Gras, n_m	0,012	$s \cdot m^{-1/3}$
Manning-Koeffizient für unbedeckten Boden, n_2	0,04	$s \cdot m^{-1/3}$

4.2.1.3 Anwendung von VFSMOD für das Ereignis

Wie bereits dargestellt, erfolgte für jeden der Teilereignisse eine eigene Modellsimulation. Die Abb. 4-2 bis Abb. 4-9 zeigen die berechnete Niederschlagsganglinie, die Abflussganglinien, Wasser- und Sedimentbilanzen für die wichtigen Teilregen 3 und 4 mit Gesamtniederschlagsmengen von 51,1 mm und 12,4 mm. Die Ergebnisse aller Teilregensimulationen werden in Tab. 4-6 dargestellt.

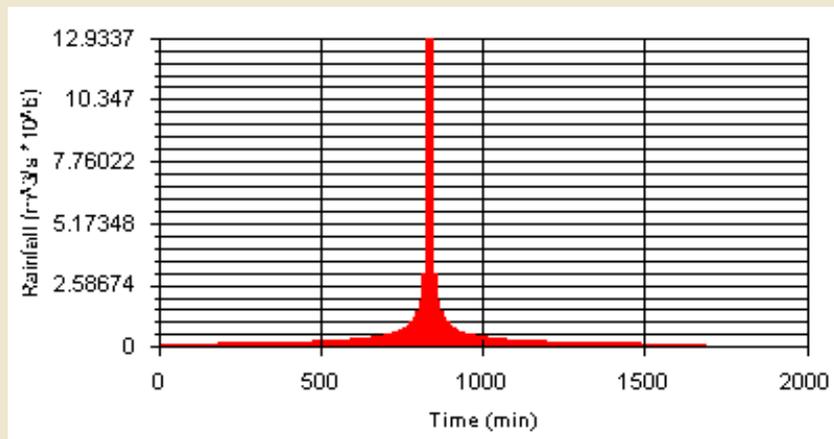


Abb. 4-2: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

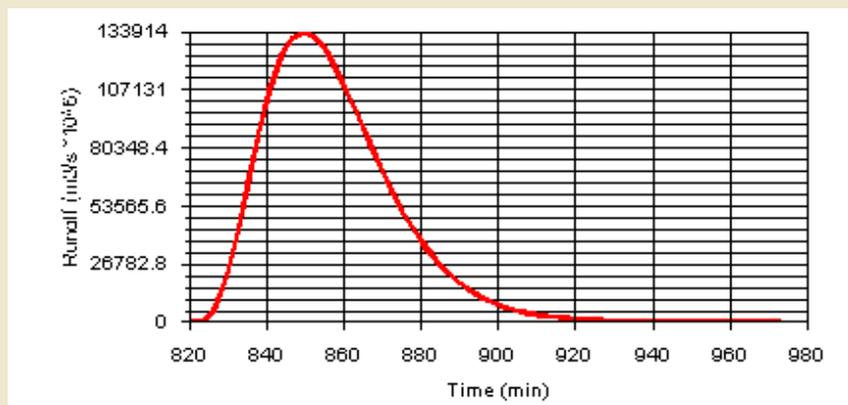


Abb. 4-3: Die Ganglinie des Oberflächenabflusses für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

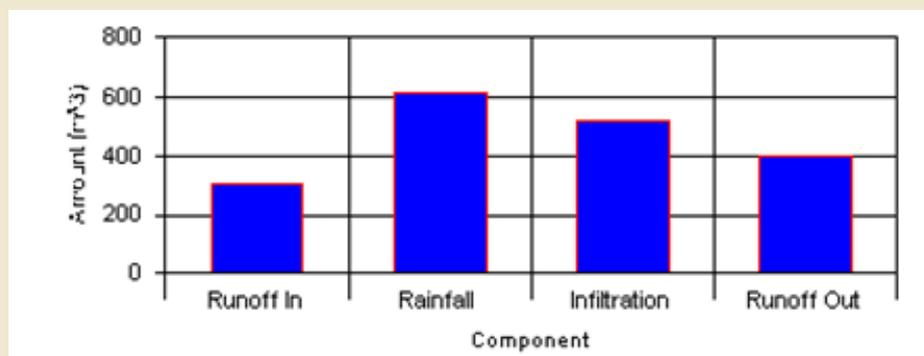


Abb. 4-4: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

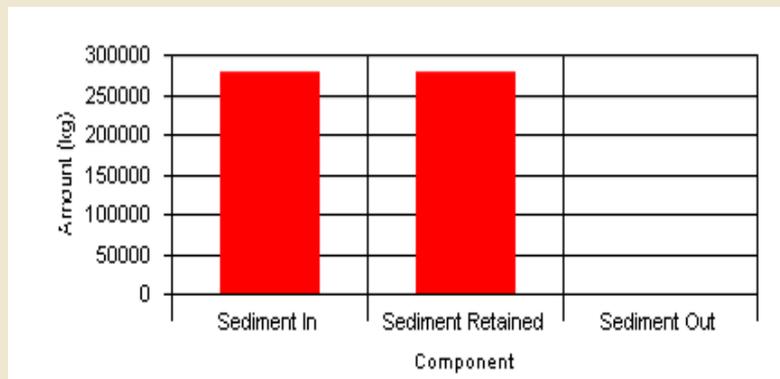


Abb. 4-5: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5 mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

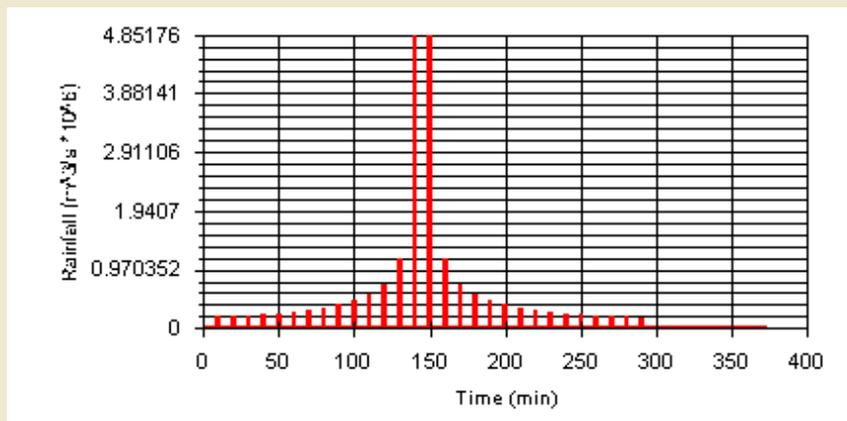


Abb. 4-6: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

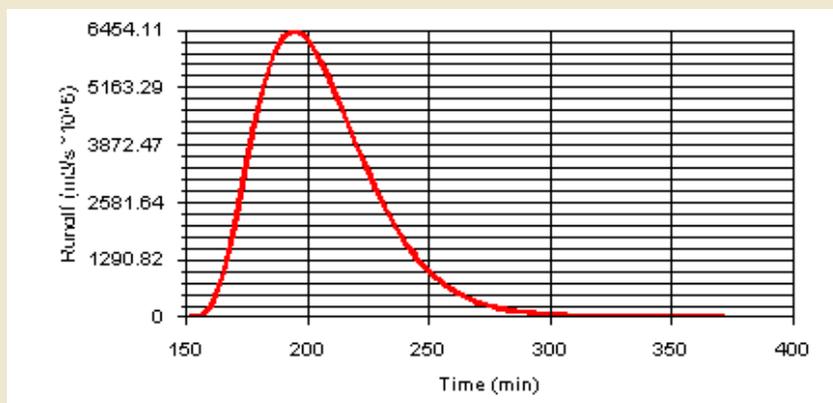


Abb. 4-7: Der Hydrograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

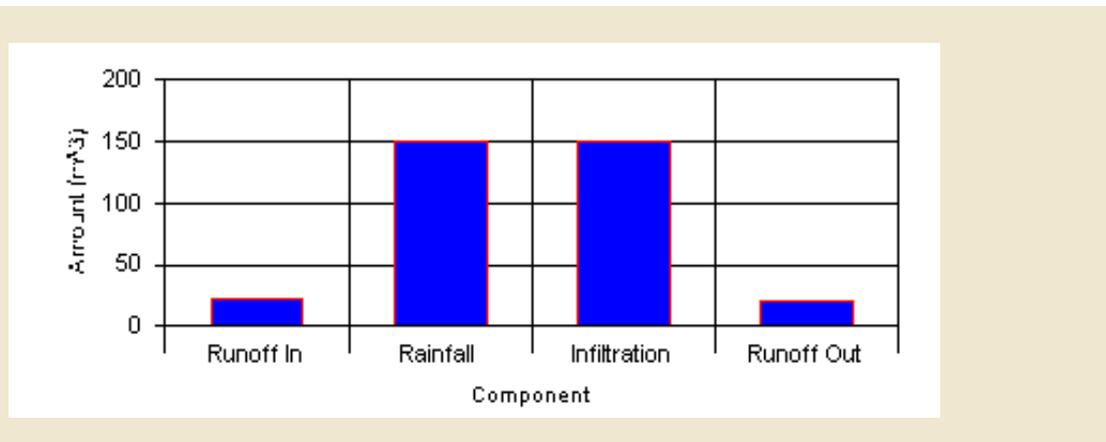


Abb. 4-8: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)

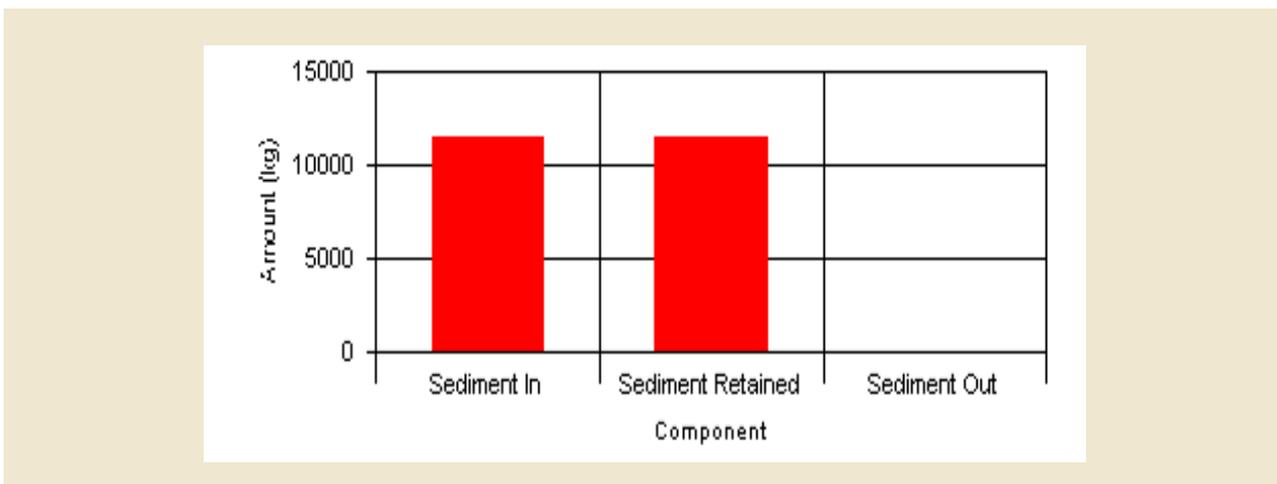


Abb. 4-9: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)

Tab. 4-6: Ergebnisse der Simulation aller Teilregen

	1. Regen (9,6 mm)	2. Regen (40,4 mm)	3. Regen (51,1 mm)	4. Regen (12,4 mm)
Abfluss im Einzugsgeb.	-	0,1 mm	10,7 mm	0,8 mm
Abflussvolumen	-	2 m³	304 m³	21 m³
Schwebstoffeintrag	-	734 kg	278.691 kg	11.559 kg
Schwebstoffaustrag	-	0,0 kg	41 kg	0,0 kg
Sedimentationsmenge	-	734 kg	278.650 kg	11.559 kg
Filterwirkung	-	100%	100%	100%

Der erste Regen (9,6 mm) erzeugte keine Abflussreaktion des Einzugsgebietes (Tab. 4-6). Der zweite Regen (40,4 mm) fiel innerhalb von 18 Stunden und verursachte abermals keine Abflussreaktion. Der 3. Regen (51,1 mm) fiel innerhalb von 28 Stunden. Da der Boden bereits wassergesättigt war, ergab sich eine hohe Abflusswelle und ein dementsprechender Sedimenttransport. Der 4. Regen (12,4 mm) hatte eine Dauer von nur 5 Stunden und bewirkte eine schnelle und starke Reaktion des Einzugsgebietes auf den Niederschlag.

4.2.1.4 Kartierung und Luftbildauswertung

Die Bodenverluste durch Erosion wurden für den Modellhang Grub quantitativ erfasst – die Abschätzung der erodierten Mengen erfolgte dabei durch eine kartographische Ermittlung von sichtbaren Erosionsformen auf dem betreffenden Schlag. Dabei wurden die in Tab. 4-7 dargestellten Ergebnisse ermittelt. Das Volumen des verfrachteten Sediments lag bei ca. 226 m³, das entspricht unter der Annahme einer Lagerungsdichte von 1,3 kg/dm³ ungefähr einer Menge von 267.000 kg Boden, die durch das Ereignis vom Acker auf das Grünland verlagert worden waren.

Tab. 4-7: Anzahl und morphologische Eigenschaften der am Modellhang Grub gemessenen Rillen für das Ereignis März 2002

Eigenschaften	Wert
Breite [cm]	22,5
Tiefe [cm]	8
Länge [m]	67
Anzahl	170
Volumen [m ³]	205
Masse [t]	267