



umweltbundesamt^u **IKT**

Forschungsprojekt Nr. 1299

Evaluierung der Effizienz von
Erosionsschutzmaßnahmen im Österreichischen
Programm zur Förderung einer umweltgerechten,
extensiven und den natürlichen Lebensraum
schützenden Landwirtschaft (ÖPUL 2000)
in Testgebieten

(GZ 21.210/45-II1/02)

Endbericht

Umweltbundesamt GmbH

Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur

Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Bundesamt
für Wasserwirtschaft

Dezember 2003

ProjektmitarbeiterInnen:

Dipl.-Ing. Gebhard Banko (UBA)
Dipl.-Ing. Alexandra Freudenschuß (UBA)
Dipl.-Ing. Sigbert Huber (UBA)
Dipl.-Ing. Dr. Erik Obersteiner (UBA)
Cand. Ing. Kerstin Posch (UBA)
MMag. Ingrid Roder (UBA)
Dipl.-Ing. Elisabeth Schwaiger (UBA)
Dipl.-Ing. Gerhard Zethner (UBA)

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Eduard Klaghofer (IKT-BAW)
Dipl.-Ing. Dr. Peter Strauß (IKT-BAW)

o.Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr. Dr.h.c. mult. Winfried E.H. Blum (IBF-BOKU)
Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr. Martin Gerzabek (IBF-BOKU)
Dipl.-Ing. Markus Hrachowitz (IBF-BOKU)
Dipl.-Ing. Dr. Franz-Josef Maringer (ARC-Arsenal)
Cand. Ing. Doris Swoboda (IBF-BOKU)
Mag. Gabriele Wolkerstorfer (IBF-BOKU)

Detaillierte Höhenmodelle: Fa. Arge Digitalplan, 8010 Graz

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	3
1 Einleitung	5
1.1 Zielstellung.....	5
1.2 Aufgabenstellung und Durchführung.....	5
1.3 Relevante ÖPUL-Maßnahmen.....	6
2 Projektaufbau	9
3 Auswertung der Fachliteratur	10
3.1 Material und Methoden.....	10
3.2 Ergebnisse.....	11
3.2.1 Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss.....	11
3.2.2 Effektivität gegenüber Bodenabtrag.....	14
3.2.3 Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss der Varianten Mulch und Direktsaat.....	16
3.2.4 Effektivität gegenüber Bodenabtrag der Varianten Mulch und Direktsaat.....	17
3.2.5 Materialauflage gegen Oberflächenabfluss.....	18
3.2.6 Materialauflage gegen Bodenabtrag.....	19
3.2.7 Schluffanteil und Oberflächenabfluss.....	20
3.2.8 Schluffanteil und Bodenabtrag.....	21
3.2.9 Untersaat im Maisbau.....	22
4 Gebietsauswahl und -beschreibung	24
4.1 Auswahl der Testgebiete.....	24
4.2 Auswahl der Teilgebiete innerhalb der Testgebiete.....	25
4.3 Beschreibung der Testgebiete.....	30
4.3.1 Traun-Enns-Platte.....	30
4.3.2 Oststeirisches Hügelland.....	34
4.3.3 Thermenlinie.....	38
5 Erosionsmodellierung	43
5.1 Erforderliche Datengrundlagen und deren Beschaffung.....	43
5.1.1 Digitale Katastermappe.....	43
5.1.2 Digitales Höhenmodell.....	43
5.1.3 Bodendaten.....	43
5.1.4 Niederschlagsdaten.....	44
5.1.5 Bewirtschaftung und ÖPUL-Maßnahmen.....	44
5.2 Erosionsmodell Revised MMF.....	46
5.3 Gruppenbildung der Feldfrüchte.....	48
5.4 Simulationsparameter für MMF.....	50
5.4.1 Erosionsfaktor Niederschlag.....	50
5.4.2 Faktor Boden.....	51
5.4.3 Faktor Landform.....	53
5.4.4 Faktor Vegetation.....	53

5.5	<i>Erosionssimulation und Diskussion der Ergebnisse</i>	57
5.5.1	Szenario 1: keine ÖPUL-Maßnahmen (konventioneller Anbau)	60
5.5.2	Szenario 2: ÖPUL-Maßnahmen - Situation 2002.....	66
5.5.3	Szenario 3: höchst möglicher Erosionsschutz basierend auf ÖPUL-Maßnahmen	72
5.5.4	Mittlere Wirksamkeit der einzelnen ÖPUL-Maßnahmen in den Testgebieten.....	73
5.5.5	Differenzierung der ÖPUL-Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau.....	75
5.6	<i>Abschätzung der Nährstofffrachten</i>	82
5.7	<i>Ausblick</i>	83
6	Verifikation	84
6.1	<i>Validierung mit radiometrischer Methode</i>	84
6.1.1	Was ist ^{137}Cs ?	84
6.1.2	Welche Eigenschaften besitzt ^{137}Cs und warum ist es in der Bodenforschung wertvoll?85	
6.1.3	Ansätze zur Erosionsabschätzung mittels ^{137}Cs im Zuge des ÖPUL-Projektes	88
6.1.4	Die Untersuchungsflächen und -gemeinden	89
6.1.5	Methodik der Probennahme, Messung und Auswertung.....	93
6.1.6	Ergebnisse der radiometrischen Untersuchung.....	95
6.1.7	Interpretation der Ergebnisse.....	105
6.2	<i>Validierung mit Literatur</i>	107
7	Schlussfolgerungen	108
8	Literatur	109
9	Anhang	115
9.1	<i>Anhang Literaturstudie</i>	115
9.2	<i>Anhang Beschirmungsgrad CC</i>	123
9.3	<i>Anhang Bodenbedeckungsfaktor CG</i>	124
9.4	<i>Anhang Abtropfhöhe</i>	125
9.5	<i>Anhang Radiometrische Messungen</i>	126
9.6	<i>Anhang Gebietsspezifische Grundlagendaten</i>	138

Zusammenfassung

Ziel dieses Forschungsprojektes war die Wirkung und die Effizienz von im Förderprogramm ÖPUL 2000 angebotenen Erosionsschutzmaßnahmen (Mulch- oder Direktsaat im Ackerbau und flächendeckende Bodenbedeckung der Fahrgassen im Obstbau und im Weinbau) zu untersuchen. Die durch Wasser verursachte Erosionssituation wurde in drei ausgewählten landwirtschaftlichen Gebieten mit Erosionsneigung beschrieben.

Zur Beurteilung der Effektivität der Erosionsschutzmaßnahmen wurde eine umfassende Literaturlauswertung durchgeführt. Die anschließende statistische Auswertung ergab, dass die mittlere Reduktion des Bodenabtrags durch Mulchen und Direktsaat im Vergleich zum konventionellen Anbau bei ca. 70 % liegt.

Für das Projekt wurden drei Testgebiete in Österreich ausgewählt (Traun-Enns-Platte, Oststeirisches Hügelland, Thermenlinie) die unterschiedlich dominierende Bodennutzung (Acker-, Obst- und Weinbau) aufweisen. Für die Modellierung des Bodenabtrags mit dem Erosionsmodell "Revised MMF" wurde je ein Teilgebiet (ca. 6-18 km²) ausgewählt, das für das jeweilige Testgebiet möglichst repräsentativ und hydrologisch abgeschlossen ist. Innerhalb der Teilgebiete wurden auf je einer Fläche Bodenproben für radiometrische Messungen gewonnen.

Der Bodenabtrag wurde für drei Szenarien berechnet: 1) konventioneller Anbau (keine Fläche erhält Erosionsschutzmaßnahmen), 2) aktuelle Situation im Jahr 2002 (tatsächlicher Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen im Jahr 2002) und 3) höchst möglicher Erosionsschutz (alle Flächen erhalten Erosionsschutzmaßnahmen).

Für die Variante konventioneller Anbau (Szenario 1) wurde eine durchschnittliche Erosionsrate auf der Ackerfläche von 6,5 t/ha/a im Teilgebiet der Traun-Enns-Platte berechnet, 6,3 t/ha/a im Teilgebiet für das Oststeirische Hügelland und 4,2 t/ha/a für das Teilgebiet der Thermenlinie. Im Obstbau (nur Oststeirisches Hügelland) wurde ein Abtragswert von 3,2 t/ha/a berechnet. Für Weinbau-gebiete (Oststeirisches Hügelland und Thermenlinie) wurden Erosionsraten von 8,0 bis 9,5 t/ha/a kalkuliert.

Im Jahr 2002 (Szenario 2) wurden im Gebiet der Trauns-Enns-Platte auf durchschnittlich 37 % (30 % Winterbegrünung, 7 % Erosionsschutzmaßnahmen), im Gebiet des oststeirischen Hügellandes auf 26 % (26 % Winterbegrünung, 0 % Erosionsschutzmaßnahmen) und im Gebiet der Thermenlinie auf 0 % der ackerbaulich genutzten Flächen ÖPUL-Maßnahmen gegen Bodenabtrag angewendet. Dies führte auf den Ackerflächen zu einer Reduktion des Bodenabtrags um 23 % in der Traun-Enns-Platte, um 35 % im

Oststeirischen Hügelland und um 0 % in der Thermenlinie. Weinbaulich genutzte Flächen wurden in der Thermenlinie zu 32 % mit ÖPUL-Maßnahmen gegen Erosion belegt, was zu einer Reduktion des Abtrags um durchschnittlich 20 % führte. Obstbaulich genutzte Flächen waren zu 85 % mit ÖPUL-Maßnahmen gegen Bodenerosion belegt. Dies führte auf den Obstflächen des oststeirischen Hügellandes zu einer durchschnittlichen Reduktion des Bodenabtrags um 47 % im Vergleich zur Variante konventioneller Anbau.

Zur Abschätzung der erreichbaren Erosionsminderung wurde für jedes einzelne Testgebiet auch die Variante des höchstmöglichen Erosionsschutzes (Szenario 3) simuliert. Diese würde eine Reduktion des Bodenabtrags der ackerbaulich genutzten Flächen auf 28 % (Traun-Enns-Platte), 11 % (oststeirisches Hügelland) und 33 % (Thermenlinie) des Ausgangswertes (Szenario 1) bewirken. Für die weinbaulich und obstbaulich genutzten Gebiete würde sich im Durchschnitt eine Reduktion auf wenige % des Ausgangswertes (Szenario 1) ergeben.

Betrachtet man die Wirkung der eingesetzten Maßnahmen für einzelne Kulturen, so würde der maximale Erosionsschutz bei Mais eine Reduktion des Bodenabtrags um 84 % bedeuten, im Obstbau um über 90 %, im Weinbau bei Mulchung um 57 % und bei Dauerbegrünung um 93 %. Eine Förderung des Einsatzes dieser Erosionsschutzmaßnahmen ist daher zu empfehlen, vor allem auf Flächen mit erhöhtem Erosionsrisiko. Gleichzeitig muss festgestellt werden, dass bei einzelnen Nutzungsarten (v.a. Ackerbau) und Regionen die Anwendung von Erosionsschutzmaßnahmen und damit verbunden die Reduktion von Bodenerosion noch erheblich gesteigert werden kann.

Für die Verifikation der Modellergebnisse mit radiometrischen Methoden wurden die Bodenproben auf ^{137}Cs analysiert. Die Ergebnisse der untersuchten Flächen zeigen, dass sowohl die Aktivitätskonzentration als auch das Gesamtinventar von ^{137}Cs am Referenzstandort am höchsten und am Erosionsstandort am niedrigsten ist. Für alle Flächen ergibt sich bei Bilanzierung der errechneten Bodenabträge bzw. -akkumulationen eine Nettoerosion, was mit den Ergebnissen der Modellierung übereinstimmt. Die absoluten Abtragswerte sind allerdings nicht direkt vergleichbar, da es starke räumliche Variabilitäten sowie Probenahme- und Messunsicherheiten gibt.

Summary

The objective of this research project was to investigate the effect and efficiency of soil erosion control measures of the Austrian Environmental Programme for Agriculture ÖPUL 2000 (e.g. minimum tillage in arable land, full vegetation coverage between rows in orchards and vineyards). The situation of soil erosion due to water in three selected agricultural areas, which are prone to erosion, were described.

In order to evaluate the effectiveness of this protection measures against soil erosion a comprehensive literature evaluation was carried out. The statistical analysis showed, that the application of the soil protection measures on arable land reduces the soil erosion by 70 % compared to conventional farming.

In Austria three test regions with different dominating land use (Traun-Enns-Platte - arable land, Oststeirisches Hügelland - orchards, Thermenlinie - vineyards) were selected. Within each of these regions a representative catchment area (approx. 6-18 km²) was selected. For the validation of the model results soil samples were taken at a representative plot within each catchment area.

Soil erosion was calculated for three scenarios: conventional land management (no erosion control), situation in the year 2002 (actual application of erosion control measures in 2002) and maximal erosion control (all plots receive erosion control measures).

For conventional land management (scenario 1) an average soil erosion of arable land of 6.5 t/ha/a (catchment Traun-Enns-Platte), 6.3 t/ha/a (catchment Oststeirisches Hügelland) and 4.2 t/ha/a (catchment Thermenlinie) was calculated. In orchards (only catchment Oststeirisches Hügelland) a value of 3.2 t/ha/a was calculated. In vineyards (catchment Oststeirisches Hügelland and catchment Thermenlinie) erosion rates of 8.0 to 9.5 t/ha/a were calculated.

In 2002 (scenario 2) measures against soil erosion of ÖPUL 2000 were applied on average on 37 % of the arable plots in the catchment Traun-Enns-Platte (30 % winter vegetation cover, 7 % erosion control measures), 26 % (26 % winter vegetation cover, 0 % erosion control measures) in the catchment Oststeirisches Hügelland and 0 % in the catchment Thermenlinie. This application lead to a reduction of soil erosion of arable land of 23 % (Traun-Enns-Platte), of 35 % (Oststeirisches Hügelland) and of 0 % (Thermenlinie). Vineyards in the catchment Thermenlinie were treated with erosion control measures by 32 % causing a reduction of erosion of average 20 %. Orchards were treated with erosion control measures by 85 %. In the catchment Oststeirisches Hügelland this caused an average erosion reduction of 47 % compared to conventional land management.

For the estimation of the achievable reduction of soil erosion a maximal application of erosion control measures was presumed for modelling (scenario 3). The result would be a calculated reduction down to 28 % (Traun-Enns-Platte), 11 % (Oststeirisches Hügelland) and 33 % (Thermenlinie) of the values for conventional land management (scenario 1). For vineyards and orchards the maximal application would result in an average reduction down to a few % of scenario 1 values.

Considering the effect of the erosion control measures for single crops and fruits an erosion reduction of 84 % for maize, more than 90 % for orchards and 57 % for vineyards in case of mulch and 93 % in case of permanent plant coverage could be reached. Therefore enhanced application of these erosion control measures is recommended, in particular on plots with high erosion risk. It has to be stated that for specific land uses and regions the application of erosion control measures and therefore the reduction of soil erosion can be increased significantly.

For the validation of the model results with radiometric methods ^{137}Cs was analysed in the soil samples. The results of the investigated plots showed that both the activity concentration and the total amount of ^{137}Cs were highest at the reference site and lowest at the erosion site. For all plots the balance of erosion and accumulation rates resulted in net erosion values. This is in correspondence with the results gained from the soil erosion model. However, the absolute values are not directly comparable with the modelled values because of high spatial variability as well as sampling and measurement uncertainties.

1 Einleitung

1.1 Zielstellung

Artikel 42 Absatz 2 der Verordnung (EG) Nr. 1750/99 der Kommission schreibt vor, dass die Kommission in Zusammenarbeit mit den Mitgliedstaaten für die Programme zur Entwicklung des ländlichen Raumes, die von 2000-2006 durchgeführt werden, gemeinsame Bewertungsfragen auszuarbeiten hat, die erfolgsbezogene Kriterien und Indikatoren umfassen und insbesondere zur Durchführung der Halbzeit- und Ex-post-Bewertungen dienen. Das gegenständliche Forschungsprojekt soll ein Beitrag zur Beantwortung der Frage nach dem Umfang des Schutzes von natürlichen Ressourcen durch die Auswirkungen von Agrarumweltmaßnahmen auf die Bodenqualität (VI.1.A) hinsichtlich des Kriteriums "Verringerung der Bodenerosion" (VI.1.A-1) sein.

Ziel des vorliegenden Projektes war es, die Erosionssituation in 3 ausgewählten Gebieten mit landwirtschaftlicher Tätigkeit und Erosionsneigung zu beschreiben. Dabei soll insbesondere auch die zeitliche Entwicklung der Bodennutzung, die Erosionsentwicklung und die Umweltauswirkungen dargestellt werden. Soweit nachvollziehbar werden ÖPUL-Fördermaßnahmen, die zur Verbesserung der Umweltsituation geführt haben, angegeben. Das Ergebnis soll ein umfassendes Bild der derzeitigen Situation (v.a. der Erosionssituation), einschließlich erzielter Verbesserungen geben, sowie Informationsdefizite und allfälligen Handlungsbedarf aufzeigen.

Des Weiteren sind die erzielten Ergebnisse vor allem in Hinblick auf eine Effizienzsteigerung der ÖPUL-Maßnahmen (gezielter Einsatz in Gebieten mit hohem Erosionsrisiko) verwertbar und damit ein Beitrag zur Verringerung des Bodenabtrags und evtl. Folgewirkungen (z.B. Minimierung von Off-Site-Schäden und -Kosten, Verringerung des Nährstoffeintrags in Gewässer).

1.2 Aufgabenstellung und Durchführung

Auf Basis eines Vorschlags der zu untersuchenden Gebiete durch das Umweltbundesamt erfolgte eine endgültige Auswahl der drei Testgebiete in Abstimmung mit der Abt. II/5 des BMLFUW, den zuständigen Landesbehörden und den relevanten ÖPUL-Evaluatoren. Für die Darstellung der Situation in den Testgebieten wurden einschlägige Forschungsergebnisse und relevante Messdaten (z.B. Niederschlagsdaten) herangezogen. Über einen Vergleich der mittels eines geeigneten Erosionsmodells berechneten Bodenabträge vor und nach Einführung des ÖPUL 2000 (mit und ohne Erosionsschutzmaßnahmen) wurde die Effektivität der ÖPUL-Maßnahmen ermittelt. Durch Auswertung relevanter Literatur bzw. von radiometrischen Messergebnissen erfolgte eine Absicherung der durch Modellrechnungen erhaltenen Ergebnisse. Die Effizienz der Maßnahmen wurde durch einen Vergleich der Flächen, wo

erosionsmindernde Maßnahmen durchgeführt wurden, mit den erosionsgefährdeten Flächen überprüft. Die Endergebnisse über die drei ausgewählten Gebiete sind in diesem Endbericht zusammengefasst und fließen teilweise als Beitrag im Mid-Term-Evaluierungsbericht ein.

1.3 Relevante ÖPUL-Maßnahmen

Im Rahmen der Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen stellt sich die Frage, inwieweit einzelne Maßnahmen zur Verminderung der Bodenerosion beitragen. Darunter werden Maßnahmen verstanden, die unter den Punkten 2.23 bis 2.25 des ÖPUL 2000-Programms angeführt sind, wie Mulch- oder Direktsaat im Ackerbau und flächendeckende Bodenbedeckung der Fahrgassen im Obstbau und Weinbau.

Die Maßnahmen im Einzelnen sind folgende (BMLFUW, 2000):

Erosionsschutz im Ackerbau (2.23)

Erosionsschutz auf jährlich ausgewählten Ackerflächen des Betriebes nach Maßgabe folgender Voraussetzungen:

- Teilnahme an der Maßnahme Fruchtfolgestabilisierung (2.22)
- Mulch- oder Direktsaat auf Flächen, die zuvor in der Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“ (2.22) nach den Varianten B, C oder D begrünt waren.

Erosionsschutz im Obstbau (2.24)

Bewirtschaftung von ausgewählten Obstbauflächen nach Maßgabe folgender Voraussetzungen:

- Flächendeckende Bodenbedeckung (Grasmulch, Aussaat einer Begrünung, Abdeckung durch Stroh, Rindenmulch oder Heu) in jeder Fahrgasse von 01.11. bis 30.04. oder Bewirtschaftung von Terrassenanlagen
- Meldung von außerordentlichen Bodenpflegemaßnahmen (Tieflockerung, Anbau einer Frühjahrsbegrünung, Rodung zur Bodengesundung) vor deren Durchführung
- Teilnahmemindestgröße 0,25 ha.

Erosionsschutz im Weinbau (2.25)

Bewirtschaftung von ausgewählten Weinbauflächen (bepflanzt und unbepflanzt) nach Maßgabe folgender Voraussetzungen:

- Flächendeckende Bodenbedeckung (Grasmulch, Aussaat einer Begrünung, Abdeckung durch Stroh, Rindenmulch oder Heu) in jeder Fahrgasse von 01.11. bis 30.04. oder Bewirtschaftung von Terrassenanlagen
- Meldungen von außerordentlichen Bodenpflegemaßnahmen (Tieflockerung, Anbau einer Frühjahrsgründung, Rodung im Herbst und Wiederauspflanzung im Frühjahr, Rodung zur Bodengesundung) vor deren Durchführung
- Teilnahmemindestgröße 0,25 ha.

In Zusammenhang mit der Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau (2.23) ist auch die Maßnahme **Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter (2.22)** kurz charakterisiert, da sie dafür eine Fördervoraussetzung darstellt und auch als alleinige Maßnahmen eine erosionsmindernde Wirkung hat.

Begrünung eines bestimmten Anteils der Ackerflächen des Betriebes nach Maßgabe folgender Voraussetzungen:

- Teilnahmemindestgröße von 2 ha Ackerfläche insgesamt
- Jährliche bodendeckende Begrünung von mind. 20 % der gesamten Ackerfläche gemäß bindend für das jeweilige Förderungsjahr gewählter Varianten der Begrünung (max. 2 Varianten zulässig)
- Max. 75 % Getreide und Mais
- Bestimmte Arten von Begrünungskulturen (z.B. abfrostende Gründecken, winterharte Gründecken, aufgewachsene Untersaat nach Mais, Getreide oder Ölkürbis)
- Ausschluss bestimmter Begrünungskulturen (z.B. Getreide in Reinsaat)

Bei Mais wird die Maßnahme 2.22 auch alternativ mit der Untermaßnahme **2.6.2.3 Untersaat mit Gräsern** kombiniert. Dabei hat die Untersaat bis spätestens 8 Wochen nach der Maisaussaat zu erfolgen. Diese Maßnahme, die auch erosionsmindernd wirkt, ist nicht mit der Maßnahme 2.23 kombinierbar. Allerdings wurde diese Maßnahme in den drei Testgebieten fast nicht eingesetzt.

In Zusammenhang mit den Maßnahmen Erosionsschutz im Obstbau (2.24) bzw. im Weinbau (2.25) ist auch die Maßnahme **Grundförderung (2.1)** von Relevanz, da sie eine weniger intensive Form der spezifischen Erosionsschutzmaßnahmen darstellt. Im Folgenden ist diese Maßnahme kurz charakterisiert.

Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Acker- und Spezialkulturen, Grünland ohne Almen) des Betriebes nach Maßgabe folgender Voraussetzungen (es sind nur die für den Obst- und Weinbau spezifischen genannt):

Weinbau:

- Erosionsschutz mind. vom 01.11. bis zum 30.04. in zumindest jeder 2. Reihe (Fahrgasse) durch Bodenbedeckung (Grasmulch, Aussaat einer Begrünung, Abdeckung durch Stroh, Rindenmulch oder Heu) oder Terrassenbewirtschaftung.
- Meldung von außerordentlichen Bodenpflegemaßnahmen (Tiefenlockerung, Rodung zur Bodengesundung, Rodung im Herbst und Wiederauspflanzung im Frühjahr, Anbau einer Frühjahrsgründung) vor deren Durchführung.

Obstbau:

- Erosionsschutz mind. 10 Monate im Jahr in zumindest jeder 2. Reihe (Fahrgasse) durch Bodenbedeckung (Grasmulch, Aussaat einer Begrünung, Abdeckung durch Stroh, Rindenmulch oder Heu) oder Terrassenbewirtschaftung.
- Meldung von außerordentlichen Bodenpflegemaßnahmen (Tiefenlockerung, Rodung zur Bodengesundung, Rodung im Herbst und Wiederauspflanzung im Frühjahr, Anbau einer Frühjahrsgründung) vor deren Durchführung.

2 Projektaufbau

Die Evaluierung der einzelnen im ÖPUL 2000 vorgeschlagenen Erosionsschutzmaßnahmen (vgl. Kap. 1.3) erfolgte in diesem Projekt im Wesentlichen in drei Schritten:

1. Auswertung der Fachliteratur:

Eine Auswertung vorhandener Literatur über die Wirksamkeit von Mulch- und Direktsaat (inkl. vorangehender Maßnahmen) zur Reduktion von Bodenerosion zeigt einen großen Streubereich. Grundsätzlich ist bekannt, dass die im ÖPUL vorgeschlagenen Maßnahmen prinzipiell wirksam sind, es stellte sich jedoch die Frage nach einer diesbezüglichen quantitativen Aussage. Aufgrund der hohen Streubreite der publizierten Ergebnisse war deshalb eine Zusammenstellung möglichst vieler Literaturstellen mit vergleichbaren Rahmenbedingungen notwendig, um durchschnittliche quantitative Aussagen treffen zu können.

2. Anwendung eines Erosionsmodells:

Für ausgewählte Gebiete in den Testgebieten wurden modellhafte Berechnungen der Bodenerosion an Flächen in der Größenordnung von 10 km^2 durchgeführt. Die endgültige Auswahl des verwendeten Erosionsmodells wurde im Projektverlauf getroffen. Es wurde ein Modell gewählt, das auf der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) basiert. In den ausgewählten Gebieten wurden Berechnungen über den Zustand des Bodenabtrages vor und nach Einführung des ÖPUL-Programms errechnet, wobei alle Berechnungen schlagbezogen erfolgten. Das Verhältnis vor bzw. nach Einführung des ÖPUL-Programms ergibt die bisher in den Teilgebieten erreichte Effektivität der eingesetzten Erosionsschutzmaßnahmen. Der Vergleich mit dem maximal möglichen Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen zeigt das gebietspezifische Verbesserungspotential auf. Die flächenbezogene Zusammenschau von Erosionsrisiko und Maßnahmeneinsatz spiegelt die Effizienz wieder.

3. Verifikation:

Die Ergebnisse, welche aus der Modellrechnung über die Bodenerosion resultieren, werden mit den mit radiometrischen Methoden exemplarisch ermittelten langfristigen Bodenabträgen verglichen. Andererseits werden diese mit den aus der Literaturstudie gewonnen Erkenntnissen verglichen und auf ihre Plausibilität hin überprüft.

3 Auswertung der Fachliteratur

3.1 Material und Methoden

Bei der Recherche ausgewählter Fachliteratur wurde auf Bestände der Bibliotheken des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (BAW), der Zentralbibliothek der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) und der Institutsbibliothek für Bodenforschung (BOKU) zugegriffen. Für diesen Bericht wurden 66 Literaturstellen berücksichtigt, welche sich mit der Thematik der Reduktion des Bodenabtrags durch Erosionsschutzmaßnahmen beschäftigen. Vor Auswertung der Arbeiten wurde ein einheitliches Schema erstellt, um die Daten leicht einordnen zu können. Anschließend wurden die relevanten Werte einer statistischen Auswertung unterzogen.

Varianten der Bodenschutzmaßnahmen: Der Faktor Variante wurde in 4 Untereinheiten gegliedert:

- *Konventionell:* Die Zuordnung zur Variante konventionell erfolgte dann, wenn eine wendende Bodenbearbeitung vorlag, mit oder ohne anschließender Saatbeetbereitung. Der Grad der Bodenbedeckung variierte zwischen 0 % und 30 %. Die Variante konventionell diente als Ausgangsbasis um so die Effektivität der erosionsmindernden Maßnahmen abzuschätzen.
- *Kompost:* Die Zuordnung zur Variante Kompost gestaltete sich relativ einfach. Die Information ob Kompost ausgebracht wurde ging klar aus den Literaturstellen hervor, einschließlich der Applikationsmenge und der verwendeten Art des Kompostes, z.B. Müllkompost. Eine Auswertung dieser Information wurde aus inhaltlichen Gründen (keine spezifische ÖPUL-Maßnahme) nicht durchgeführt.
- *Mulch:* Zum Überbegriff Mulch wurden zwei Verfahren gezählt, nämlich Verfahren, welche aufgrund der Bodenbearbeitung ein hohes Maß an Ernterrückständen am Schlag belassen, oder solche, bei welchen nach konventioneller Bearbeitung eine Ausbringung von Mulch erfolgte. Der Grad der Bodenbedeckung variierte hier zwischen 10 und 100 %.
- *Direktsaat:* Bei dieser Variante wurde auf jegliche Bodenbearbeitung verzichtet, das heißt keine Einarbeitung von Ernterrückständen. Der Bodenbedeckungsgrad schwankte auch hier sehr stark und lag zwischen 8 und 100 %. Diese starken Unterschiede sind auf das unterschiedliche Versuchsdesign in den diversen Literaturstellen zurückzuführen.

Simulation (Sim): Für die verschiedenen Literaturstellen wurde zwischen Regensimulationen und natürlichen Niederschlägen unterschieden. In Versuchen in denen Starkregenereignisse simuliert wurden, gliederten sich die Beregnungen zumeist in mehrere Stufen und zwar in eine Vorberegnung, Hauptberegnung und Nachberegnung. Unabhängig von Art und Dauer der

Berechnung wurden immer die Summen des Gesamtoberflächenabflusses und Gesamtbodenabtrages aus allen Berechnungsstufen zusammengefasst und zur Effektivitätsberechnung herangezogen.

Oberflächenabfluss (OA): Um eine einheitliche Bezugsbasis zu schaffen, wurden sämtliche diesbezügliche Daten auf die Einheit l/m^2 umgerechnet. Da nicht alle Zitate Information über die Menge an Oberflächenabfluß lieferten, konnte diese Information nicht durchgängig angegeben werden.

Effektivität Oberflächenabfluss (EFF_OA): Hier wurden die Abflussmengen der einzelnen Varianten gegenübergestellt, wobei die konventionelle Variante die Nullvariante darstellte. Je nachdem, ob erosionsmindernde Maßnahmen höhere bzw. niedrigere Oberflächenabflussraten als die Variante konventionell aufwiesen, wurden diese mit einer positiven oder negativen Effektivität beurteilt.

Bodenabtrag (BA): Um eine einheitliche Bezugsbasis zu schaffen, wurden sämtliche diesbezügliche Daten auf die Einheit kg/m^2 umgerechnet.

Effektivität Bodenabtrag (EFF_BA): Die Beurteilung der Effektivität der Maßnahmen hinsichtlich des Bodenabtrages erfolgt im Wesentlichen gleich wie die Ermittlung der Effektivität bezüglich des Oberflächenabflusses. Auch hier wurde die Variante konventionell mit einer Effektivität 0 belegt. Die erosionsmindernden Maßnahmen zeigten dann positive oder negative Werte, je nachdem, ob sie eine höhere bzw. niedrigere Effektivität als die konventionelle Bewirtschaftungsvariante aufwiesen.

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss

Wie in Tabelle 3.1 und Abbildung 3.2 dargestellt, reicht die Breite der Effektivität hinsichtlich der Minderung des Oberflächenabflusses unter der Anwendung von Mulch und Direktsaat von -100% bis $+100\%$. Die mittlere Oberflächenabfluss-verringerung durch erosionsmindernde Maßnahmen beträgt 28% . Tatsächlich jedoch liegt die Effektivität unter dem arithmetischen Mittelwert, weil der Median nur etwa 20% aufweist, dieser Wert weit weniger stark von Ausreißern beeinflusst wird und eine stark schiefe Verteilung vorliegt.

Interessant war, dass verschiedene Literaturstellen wie z. B. Singer & Blackard (1978) und McGregor et al., (1988) zu Ergebnissen kamen, wo aus einer Mulchanwendung oder einer Anwendung von Direktsaat eine Erhöhung des Oberflächenabflusses resultierte. Diese Ergebnisse sind in der Abbildung 3.1 ersichtlich. Eine mögliche Erklärung dafür könnte der Zusammenhang der Abflussbildung und der Oberflächenbeschaffenheit der untersuchten Flächen sein. Bei einem Berechnungsvergleich unter Verhältnissen wie sie für ein frisch

bereitete Saatbeete typisch sind mit solchen die z. B. den Bedingungen einer Direktsaat entsprechen, können unter bestimmten Verhältnissen (Bodentyp, Hangneigung etc.) solche Ergebnisse durchaus erzielt werden.

Insgesamt kann auf Grund der erhaltenen Ergebnisse festgestellt werden, dass eine Anwendung von Erosionsschutzmaßnahmen wie sie im ÖPUL 2000 gefördert werden, zu einer wahrscheinlichen Reduktion des Oberflächenabflusses um ca. 25 % führt (unter der Annahme, dass kein Unterschied in den Ergebnissen natürlicher und künstlicher Niederschläge zur Erosionsermittlung besteht).

Wird zwischen künstlichen und natürlichen Niederschlägen hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Oberflächenabfluss unterschieden, so zeigt sich, dass bei Versuchen mit natürlichen Niederschlägen die Effektivität der erosionsmindernden Maßnahmen unter der bei künstlichen Beregnungsversuchen liegt (Tabelle 3.2 und 3.3.)

Ein Grund dafür mag in der wesentlich geringeren Anzahl der zur Verfügung stehenden Ergebnisse für natürliche Niederschläge liegen. Andererseits sind die Versuchsbedingungen für Versuche unter natürlichen Niederschlagsbedingungen in der Regel nicht mit denen von Regensimulationen zu vergleichen.

Bei Simulationen wird für die konventionelle Variante immer der „worst case“ angenommen. Werden Vergleiche der Oberflächenabflüsse der verschiedenen Varianten vorgenommen, ergeben sich somit hohe Effektivitäten. Natürliche Beregnungen beziehen sich auf längere Zeiträume. Auf der konventionellen Variante bildet sich dann Pflanzenbewuchs. Es ergibt sich ein Mittelwert vieler verschiedener Verhältnisse und so auch eine geringere Effektivität.

Trotz der erheblichen Unterschiede in der Versuchsanlage können aber im großen Durchschnitt beider Versuchsdesigns erstaunlich ähnliche Ergebnisse erzielt werden (vgl. Tabellen 3.1, 3.2, 3.3)

Tabelle 3.1: Wirkung von Mulch und Direktsaat auf den Oberflächenabfluss, berechnet als prozentuelle Verminderung/Erhöhung im Vergleich zur konventionellen Variante

Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Standardabweichung
123	28	20	-100	100	42

Tabelle 3.2: Wirkung von Mulch und Direktsaat auf den Oberflächenabfluss, berechnet als prozentuelle Verminderung/Erhöhung im Vergleich zur konventionellen Variante bei künstlicher Beregnung

Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Standardabweichung
99	29	20	-100	100	40

Tabelle 3.3: Wirkung von Mulch und Direktsaat auf den Oberflächenabfluss, berechnet als prozentuelle Verminderung/Erhöhung im Vergleich zur konventionellen Variante bei natürlicher Beregnung

Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Standardabweichung
24	27	16	-78	99	51

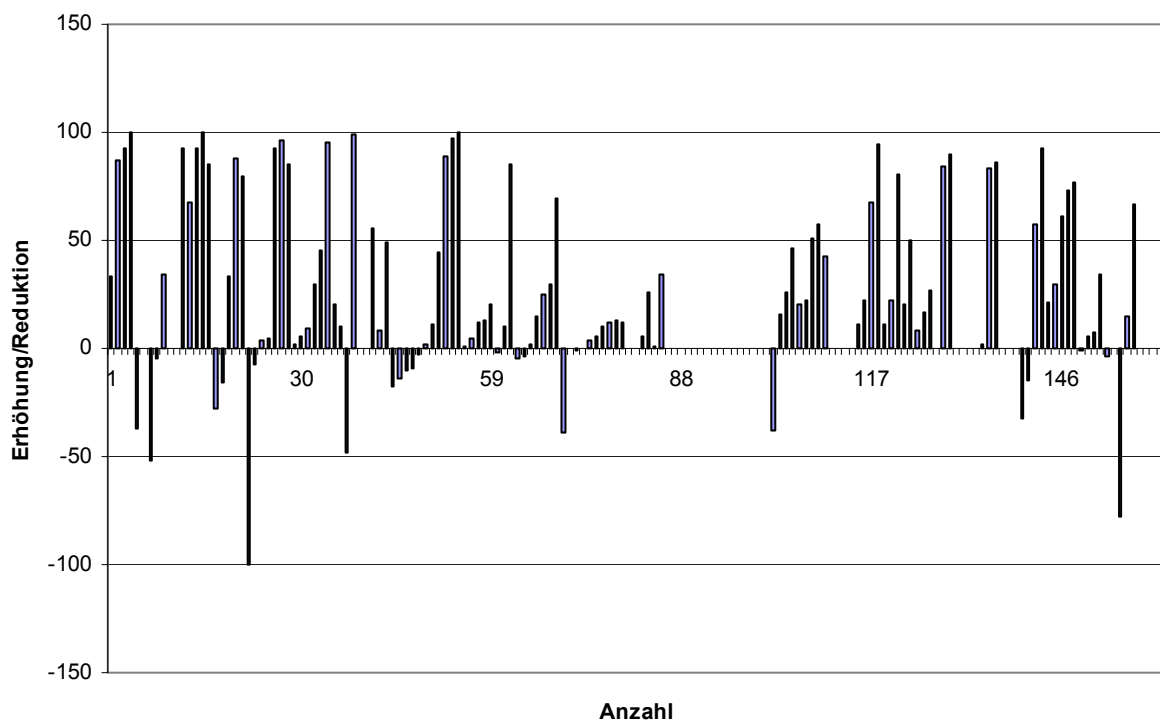


Abbildung 3.1: Wirkung von Mulch und Direktsaat bei künstlicher und natürlicher Beregnung auf den Oberflächenabfluss (Erhöhung/Reduktion bezogen auf die konv. Variante)

Die Abbildung 3.2 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Effektivität gegenüber dem Oberflächenabfluss. Am häufigsten liegt die Effektivität zwischen 20 und 35 %. Die Glättung dieser Funktion wurde über eine Kerndichteschätzung vorgenommen (Silverman, 1986).

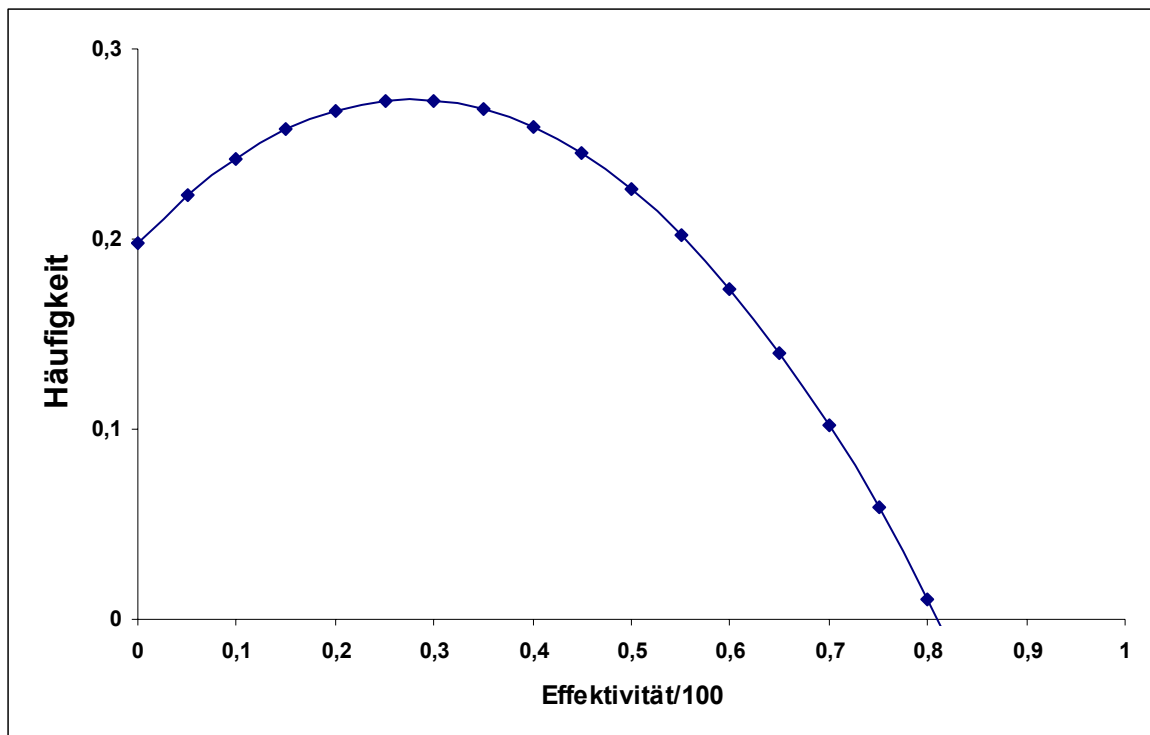


Abbildung 3.2: Häufigkeitsverteilung der Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss von Mulch und Direktsaat (nat. und künstl. Beregnung)

3.2.2 Effektivität gegenüber Bodenabtrag

Die Erfassung der Effektivität der ÖPUL-Maßnahmen im Hinblick auf die Reduktion des Bodenabtrages erfolgte prinzipiell in gleicher Weise wie für den Oberflächenabfluss. Die Tabelle 3.4 beinhaltet die Ergebnisse der statistischen Auswertung. Es zeigt sich, dass durch Anwendung von Mulch bzw. Direktsaat eine durchschnittliche Reduktion des Bodenabtrags von ca. 66 % (arithmetisches Mittel) im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung erreicht werden kann. Betrachtet man den Median (aufgrund der Schiefe der Werteverteilung ist dieser im Vergleich zum arithmetischen Mittelwert sicherlich aussagekräftiger) ist die Reduktion des Bodenabtrages noch um 10 % höher, nämlich bei 76 % im Vergleich zur konventionellen Variante.

Auch hinsichtlich des Bodenabtrages gab es einige wenige Literaturquellen, welche aufgrund ihrer Versuche zu Ergebnissen kamen, wo durch konventionelle Bewirtschaftung geringere Bodenabträge im Vergleich zu Erosionsschutzmaßnahmen erreicht wurden (Bundy et al., 2001; Shelton et al., 1983). Diese negativen Effektivitäten sind aus Abbildung 3.3 ersichtlich. Grund für die schlechte Bewertung der erosionsmindernden Maßnahmen war bei beiden Arbeiten das verwendete Versuchsdesign. Die als konventionell bezeichneten Varianten wurden zumeist kurz vor den Beregnungsversuchen einer Bodenbearbeitung unterzogen und wiesen daher eine viel höhere Oberflächenrauigkeit auf als die Vergleichsvarianten, was auf diesen

Versuchsflächen zu einem geringern Oberflächenabfluss und in der Folge zu einem geringern Bodenabtrag führte.

Die statistische Auswertung zeigt einen Unterschied von ca. 15 % in der Effektivität der Maßnahmen, wenn zwischen künstlichen und natürlichen Beregnungen unterschieden wird, wobei die Anzahl der ausgewerteten Versuche im Vergleich zum Oberflächenabfluss deutlich höher lag (Tab. 3.5, 3.6).

Tabelle 3.4: Wirkung von Mulch und Direktsaat auf den Bodenabtrag, berechnet als prozentuelle Verminderung/Erhöhung im Vergleich zur konventionellen Variante

Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Standardabweichung
160	66	76	-175	100	38

Tabelle 3.5: Wirkung von Mulch und Direktsaat auf den Bodenabtrag, berechnet als prozentuelle Verminderung/Erhöhung im Vergleich zur konventionellen Variante bei künstlicher Beregnung

Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Standardabweichung
124	63	74	-175	100	40

Tabelle 3.6: Wirkung von Mulch und Direktsaat auf den Bodenabtrag, berechnet als prozentuelle Verminderung/Erhöhung im Vergleich zur konventionellen Variante bei natürlicher Beregnung

Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Standardabweichung
36	77	87	-19	100	25

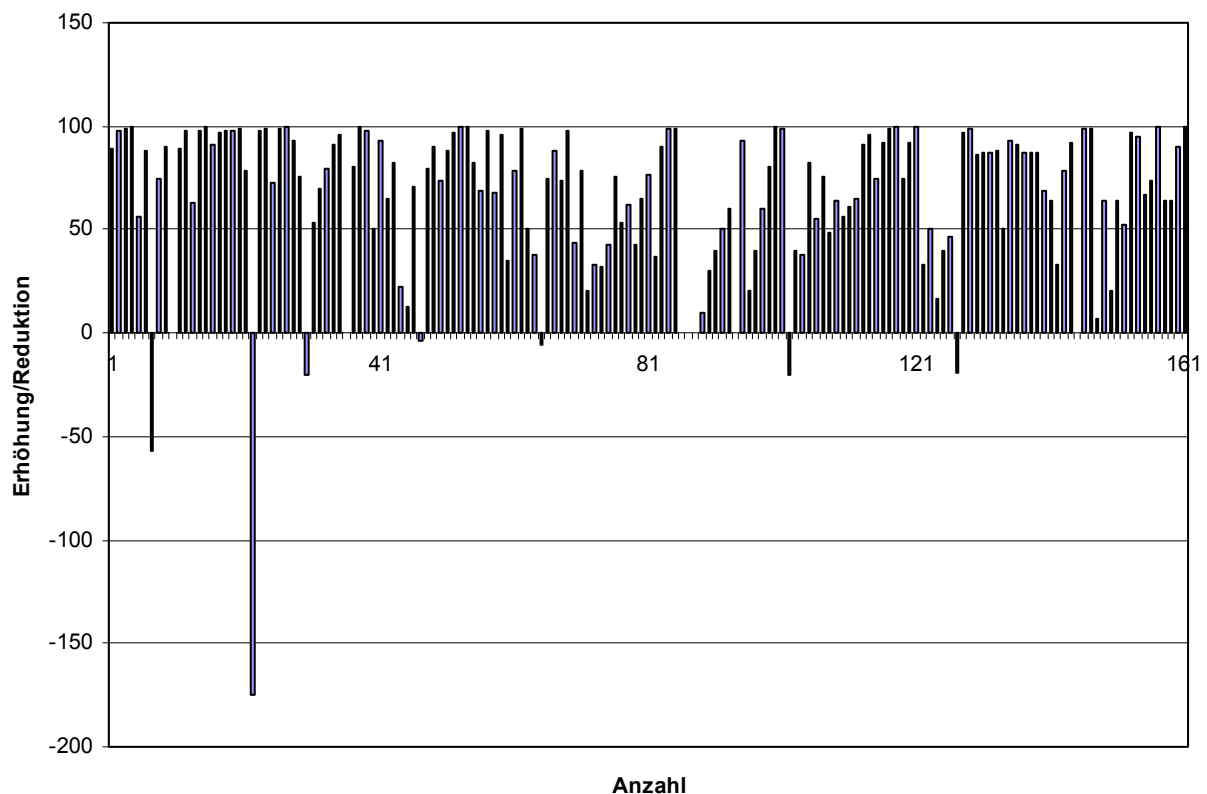


Abbildung 3.3: Wirkung von Mulch und Direktsaat bei künstlicher und natürlicher Beregnungen auf den Bodenabtrag (Erhöhung/Reduktion bezogen auf die konv. Variante)

Die Häufigkeitsverteilung der Effektivität gegenüber dem Bodenabtrag ist in Abbildung 3.4 dargestellt. Unter Berücksichtigung der geglätteten Häufigkeiten ist auf Basis der statistischen Auswertung der Literatur von einer durchschnittlichen Reduktion des Bodenabtrages durch Mulch und Direktsaat von ca. 70 % gegenüber konventioneller Bearbeitung auszugehen.

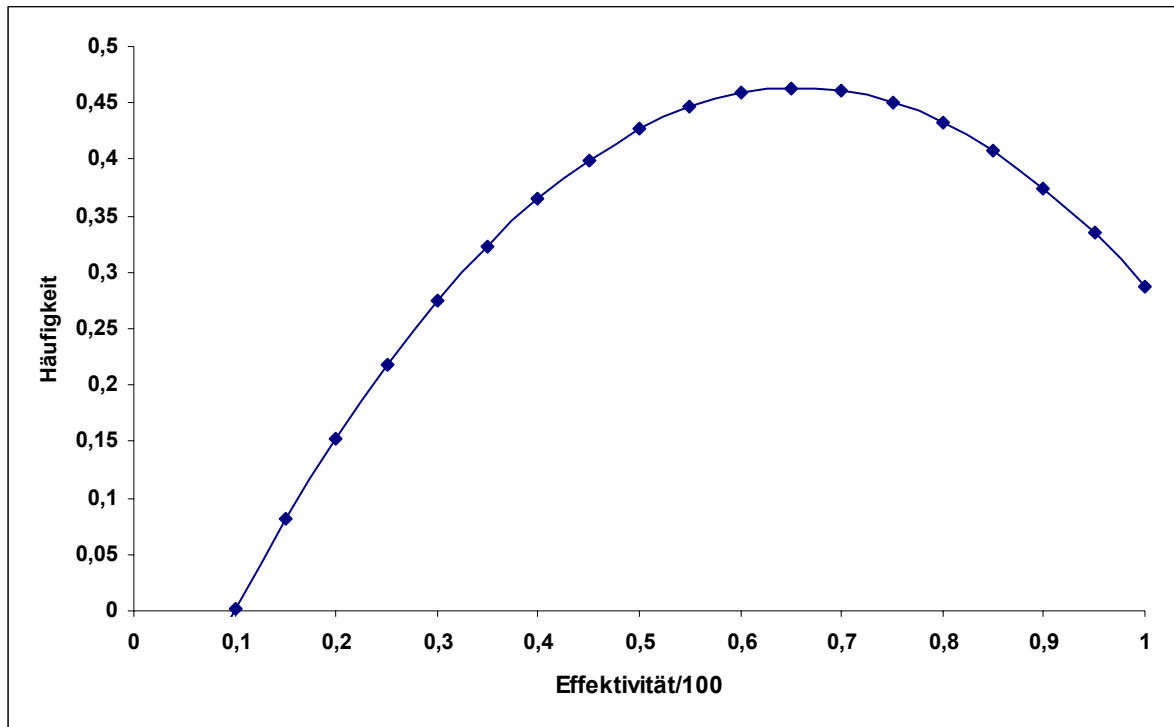


Abbildung 3.4: Häufigkeitsverteilung der Effektivität gegenüber dem Bodenabtrag von Mulch und Direktsaat (nat. und künstl. Beregnung)

3.2.3 Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss der Varianten Mulch und Direktsaat

Die Abbildung 3.5 zeigt die Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss bei den Varianten Mulch und Direktsaat getrennt im Vergleich zur Nullvariante (konventionelle Bearbeitung), wobei bei Direktsaat der Oberflächenabfluss stärker vermindert wird.

Ein positiver Effekt ist der Schutz durch die Bedeckung selbst. Sie schützt den Boden vor Tropfenaufprall und verringert die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses. Zusätzlich ist der Aspekt der Minderung der Krustenbildung durch Mulch bzw. Direktsaatverfahren zu nennen. Die bedeutendste negative Wirkung einer Oberflächenkruste ist die Senkung der Infiltrationskapazität, wodurch wiederum der Oberflächenabfluss vergrößert wird (Morgan, 1999).

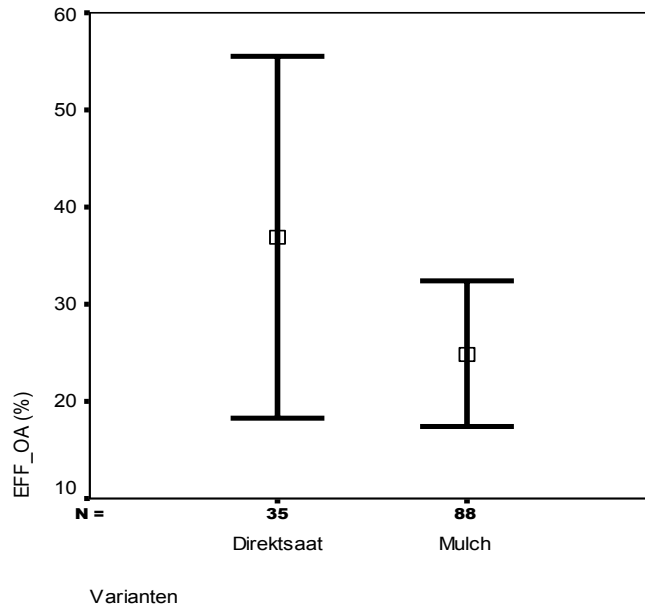


Abbildung 3.5: Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss bei den Varianten Mulch und Direktsaat

3.2.4 Effektivität gegenüber Bodenabtrag der Varianten Mulch und Direktsaat

Der positive Effekt der Bedeckung spiegelt sich auch in der Effektivität gegenüber Bodenabtrag wieder, der bei der Variante Direktsaat stärker ist (Abbildung 3.6.). Eine Erklärung stellt wieder die Bedeckung dar. Der Boden ist vor der Energie der aufprallenden Regentropfen geschützt, welche die Aggregate zerschlagen und so den Boden loslösen würden. Außerdem wird die Bildung von Ton-Humus-Komplexen durch die Mikroorganismen erhöht und somit die Stabilität der Bodenaggregate, wodurch sich die Effektivität des Bodenabtrages gegenüber der konventionellen Bearbeitung erhöht.

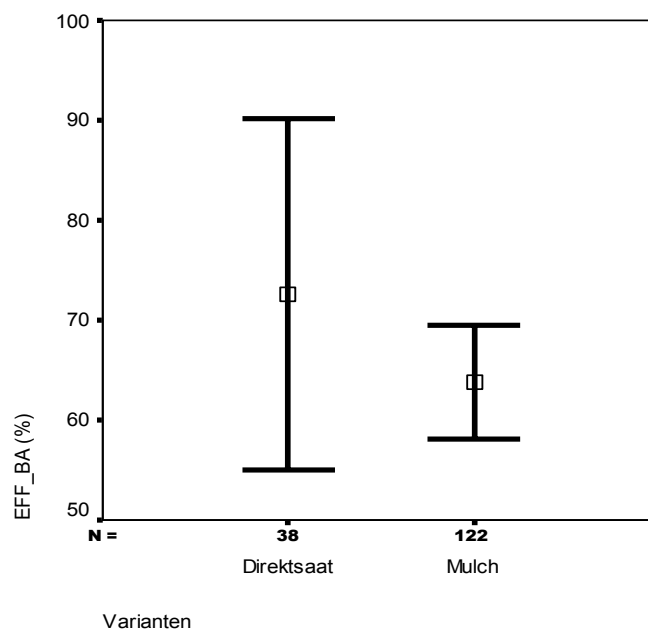


Abbildung 3.6: Erhöhung gegenüber Bodenabtrag bei den Varianten Mulch und Direktsaat

3.2.5 Materialauflage gegen Oberflächenabfluss

Bei der Bedeckung des Bodens handelt es sich zumeist um Stroh und Erntereste, die auch den Materialien der bäuerlichen Praxis entsprechen. Es zeigt sich, dass der Oberflächenabfluss einer geringen Beeinflussung durch die Steigerung der Auflagemenge (nach Zusammenfassung in 0,2 kg Gruppen) von Stroh und Ernteresten unterliegt (siehe Abbildung 3.7).

Ähnlich wie auch das Ergebnis einer Arbeit über die Beiträge zu Oberflächenabfluss und Stoffabtrag bei künstlichen Starkniederschlägen (DVWK Schriften, 1984) zeigt das Ergebnis zu Erosionsversuchen in Maiskulturen (Karl & Porzelt, 1985), dass zwischen der Höhe der Oberflächenabflüsse und den Bodenabträgen kein Zusammenhang besteht. Das heißt, dass hohe bis sehr hohe Oberflächenabflüsse ohne nennenswerten Bodenabtrag auftreten können.

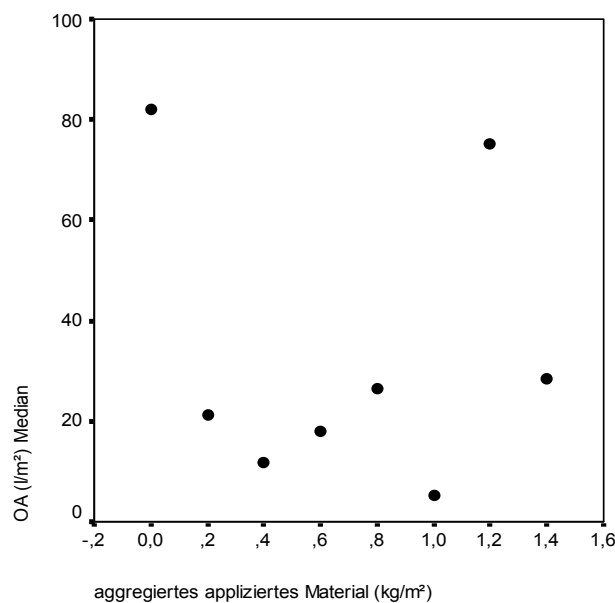


Abbildung 3.7: Einfluss der Materialauflage auf den Oberflächenabfluss

Diese Tatsache spiegelt sich auch in der Effektivität des Oberflächenabflusses wieder, wie Abbildung 3.8 zeigt.

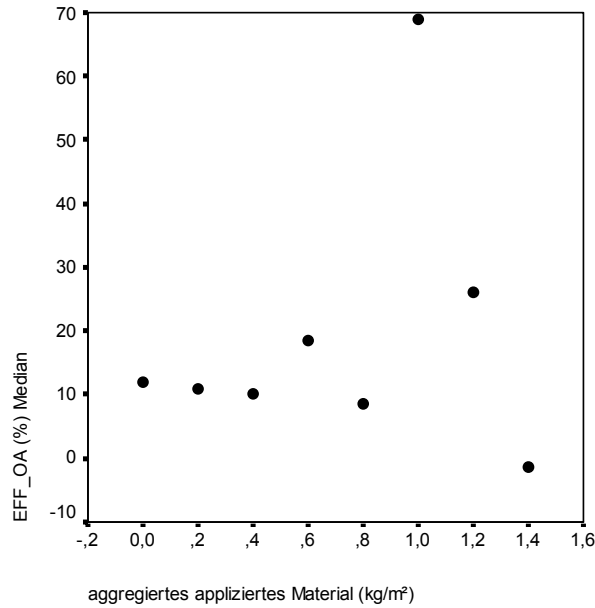


Abbildung 3.8: Einfluss der Materialauflage auf die Effektivität gegenüber Oberflächenabfluss

3.2.6 Materialauflage gegen Bodenabtrag

Die Abb. 3.9 zeigt, dass eine Steigerung des aufgebracht Materials in kg/m^2 (nach Zusammenfassung in 0,2 kg-Gruppen) eine Reduktion des Bodenabtrages mit sich bringt. Die integrierte Linie hat keine statistische Relevanz, sie dient ausschließlich der Verdeutlichung des Trends. Die Bedeckung schützt, wie auch bereits in Punkt 3.2.4. erwähnt, den Boden vor Tropfenaufprall und der Zerschlagung der Aggregate und vermindert so den Bodenabtrag. Die Regentropfen, die potentiell erosiver als der Oberflächenabfluss wirken, treffen nicht direkt auf den Boden, weil ja das Material dem Boden aufliegt (Morgan, 1999).

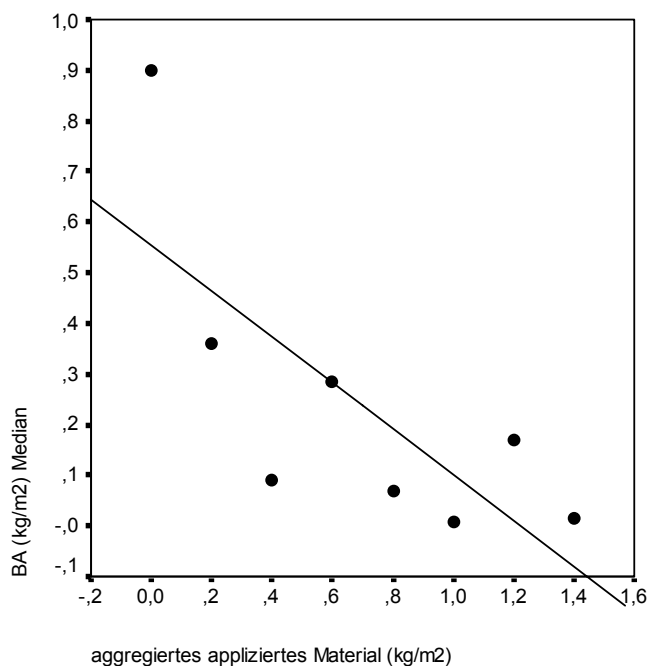


Abbildung 3.9: Einfluss der Materialauflage auf den Bodenabtrag

Auch die Beurteilung der Effektivität hinsichtlich des Bodenabtrages lässt einen Zusammenhang mit der aufgebrauchten Menge erkennen. Je mehr Stroh bzw. Erntereste den Boden bedecken, desto effektiver wird diese Form des Erosionsschutzes, wobei die Gerade wiederum ausschließlich der Trendverdeutlichung dienen soll (siehe Abb. 3.10).

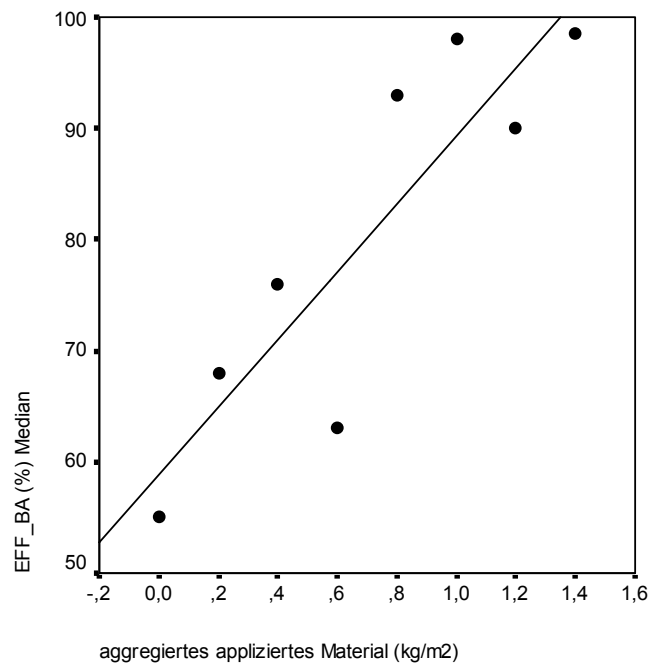


Abbildung 3.10: Einfluss der Materialauflage auf die Effektivität gegenüber Bodenabtrag

3.2.7 Schluffanteil und Oberflächenabfluss

Böden mit hohem Schluffanteil weisen einen höheren Oberflächenabfluss auf als Böden mit niedrigen Schluffgehalten (siehe Abb. 3.11) Die Schluffgehalte sind in Stufen von je 20 % zusammengefasst. Liegt der Schluffgehalt des Bodens über 70 %, so zeichnet sich eine sehr deutliche Zunahme des Oberflächenabflusses ab.

Schluff trägt wesentlich zur Oberflächenverschlammung bei. Bei Niederschlägen bilden sich oberflächliche Krusten, wodurch weniger Wasser infiltrieren kann und das Wasser oberflächlich abfließt.

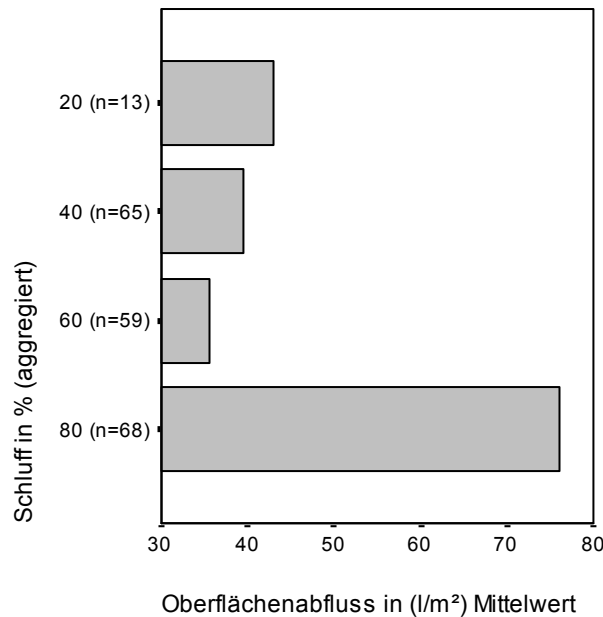


Abbildung 3.11: Einfluss des Schluffgehaltes auf den Oberflächenabfluss

3.2.8 Schluffanteil und Bodenabtrag

Die Abb. 3.12 zeigt, dass mit Erhöhung des Schluffgehaltes des Bodens auch der Bodenabtrag zunimmt. Die kritische Grenze ist hier ebenfalls bei einem Schluffgehalt von 70 % zu sehen. Größere Partikel widerstehen der Ablösung durch ihr Gewicht und Tonpartikel sind resistent weil die Tropfenenergie die adhäsiven oder chemischen Bindungskräfte überwinden muss, welche die Minerale einschließlich Tonpartikel zusammenhalten. Das bedeutet, dass Böden mit einem hohen Partikelanteil im Schluffbereich am stärksten ablösbar sind.

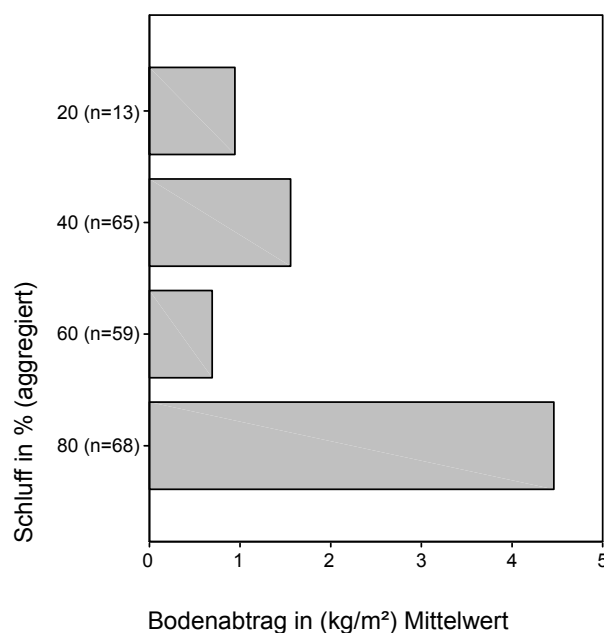


Abbildung 3.12: Einfluss des Schluffgehaltes auf den Bodenabtrag

3.2.9 Untersaat im Maisbau

In der Literatursammlung finden sich nur wenige Arbeiten, die sich speziell mit dem Problem der Erosion im Maisanbau beschäftigen. Aufgrund dieser Tatsache ist eine statistische Auswertung nicht möglich. Es wurden aus den betreffenden Arbeiten relevante Werte herausgenommen.

So liefert die Untersuchung zu Erosionsversuchen in Maiskulturen 1981 – 1984 des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft (Karl & Porzelt, 1985) durchaus repräsentative Ergebnisse. In den Jahren 1981 bis 1984 wurde mit Hilfe einer transportablen Erosionsmessanlage (nach KARL und TOLDRIAN) in Südbayern Versuche durchgeführt mit dem Ziel, Oberflächenabflüsse und Bodenabträge aus Maiskulturen unter verschiedenen Anbaubedingungen vergleichend zu messen. Der Niederschlag wurde bei geringen Abweichungen jeweils mit 50 mm/h gewählt. Die Untersuchungsflächen waren je nach örtlichen Verhältnissen 100 m², 200 m², 250 m² oder 300 m² groß, wobei die Breite der Versuchsflächen jeweils 5 m betrug.

Die Oberflächenabflüsse bewegten sich zwischen 0 und ca. 80 % des künstlichen Starkniederschlages. Bodenabträge wurden zwischen 0 und 3 kg/m² bei jeweils einem künstlichen Niederschlagsereignis ermittelt. Ein Zusammenhang zwischen der Höhe des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrages wurde nicht festgestellt. Die stärksten Bodenverluste waren bei herkömmlicher Anbaumethode mit Pflugarbeit senkrecht zum Hang zu verzeichnen. Der Bodenabtrag wurde bei der Kultur senkrecht zum Hang deutlich gemildert durch Einsaat von Wintergerste entweder zwischen den Maisreihen, insbesondere in den Fahrspuren oder als hangparallele Querstreifen von 1 m Breite in Abständen von 20 m. Die deutlichste erosionsmindernde Wirkung zeigte in steilem Gelände bei Anbau senkrecht zu Hang die Bearbeitung ohne Pflug mit Voranbau von Weidelgras bzw. Phacelia. Der Mais war in diesen Fällen in Fräsrillen gesät. Oberflächenabflüsse und Bodenabträge fanden dann nicht statt.

Eine weitere Literaturstelle (Schwertmann und Vogl, 1985) bezieht sich ebenfalls auf die Erosionsproblematik im Maisanbau. Hier wurde näher auf die Bedeutung des Bedeckungsgrades eingegangen. Der Bedeckungsgrad ist die auf die Bodenoberfläche projizierte Fläche der Biomasse (einschließlich Unkraut und Erntereste). Es wurde der jahreszeitliche Verlauf des Bedeckungsgrades u. a. für Mais gemessen. Mit definierten künstlichen Gewitterregen hoher Intensität wurde der Bodenabtrag gemessen. Es zeigt sich, wie in Abbildung 3.13 ebenfalls zu sehen ist (Gerade zur Trendverdeutlichung), dass die Abnahme des Bodenabtrages mit steigender Bodenbedeckung abnimmt. Die Bodenoberfläche wird zunehmend gegen die aufprallenden Regentropfen geschützt.

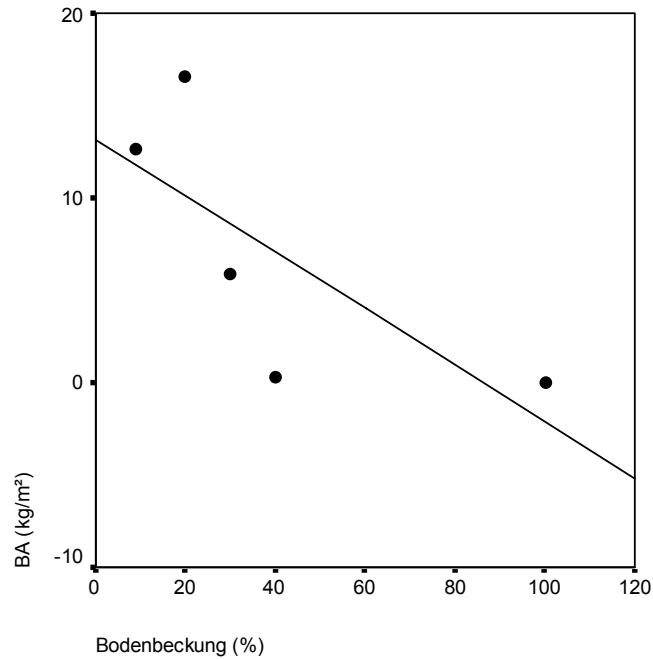


Abbildung 3.13: Einfluss der Bodenbedeckung auf den Bodenabtrag (Schwertmann und Vogl, 1985)

Die Abbildung 3.14 zeigt die Effektivität gegenüber dem Bodenabtrag bei steigender Bodenbedeckung (wiederum hat die Gerade keinen statistischen Charakter). Auch hier ist der genannte Zusammenhang deutlich zu erkennen.

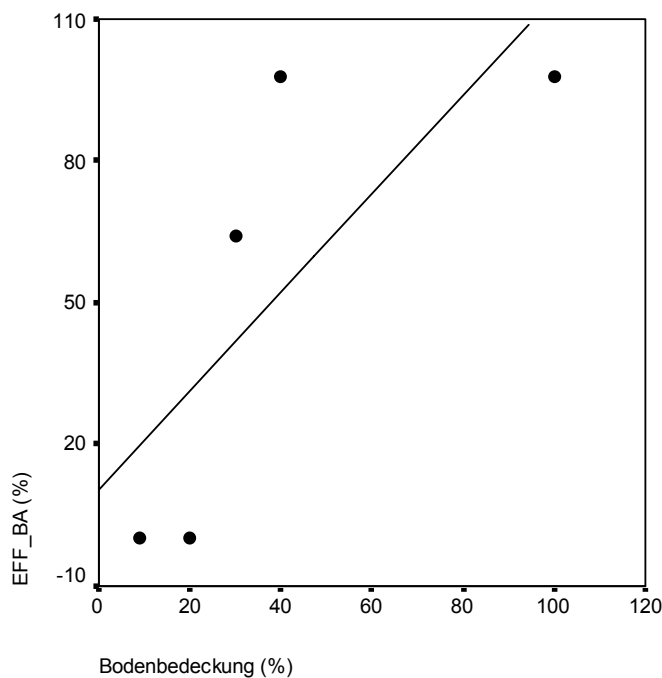


Abbildung 3.14: Einfluss der Bodenbedeckung auf die Effektivität gegenüber Bodenabtrag (Schwertmann und Vogl, 1985)

4 Gebietsauswahl und -beschreibung

4.1 Auswahl der Testgebiete

Im Rahmen des Projektes wurden drei Testgebiete ausgewählt, die eine adequate Evaluierung der ÖPUL-Erosionsschutzmaßnahmen ermöglichen. Diese Maßnahmen sind speziell auf den Acker-, Obst- bzw. Weinbau abgestimmt, jene Bodennutzungen die häufig zu Erosion neigen (v.a. Hackfrüchte). Feldfutterbau und Grünlandwirtschaft hingegen sind kaum von Erosion betroffen, da die Bodenbedeckung durchgehend und nahe der Bodenoberfläche ist, was die erosiven Regentropfen vor dem Aufprall auf den Boden abbremst und dadurch den Bodenabtrag minimiert. Klee gras z.B. stellt von den Ackerkulturen den besten Erosionsschutz dar, da es den Boden lange bedeckt, die Bedeckung sehr dicht ist und der Boden intensiv durchwurzelt ist (Auerswald & Schmidt, 1986). Bei den Wechselwiesen hängt die Erosionsneigung von der Frequenz der Ackernutzung ab, die jedoch allgemein als niedrig einzustufen ist, da Wechselwiesen in der Regel mehrere Jahre hindurch als Grünland genutzt werden. Außerdem ist die Bodenverlustrate bei Ackerkulturen nach Wiese deutlich geringer als nach Getreide (Kirkby & Morgan, 1980). Die Erosionsneigung der verschiedenen Bodennutzungen spiegelt sich auch deutlich in den jeweiligen C-Faktoren (Bodenbedeckungsfaktor) des Erosionsmodells wieder (vgl. Tab. 5.5 bzw. Schwertmann et al., 1987).

Daher sollten in den Testgebieten die relevanten Kulturarten (Ackerland, Obstanlagen und Weingärten) jeweils häufig vorkommen, eine Erosionsneigung v.a. in Bezug auf das Gelände bestehen und die zu evaluierenden Maßnahmen im ÖPUL 2000 (Maßnahme 2.23 bis 2.25) von einigen Betrieben eingesetzt werden. Die Abdeckung einer möglichst großen Bandbreite an Feldfrüchten und Erosionsneigung ist in diesem Projekt mit Pilotcharakter im Hinblick auf eine spätere Anwendbarkeit auf größere landwirtschaftliche Gebiete von Bedeutung. Zwecks potentieller Synergien mit anderen Projekten im Rahmen der ÖPUL-Evaluierung hat sich die Auswahl der Testgebiete auf die acht bestehenden ÖPUL-Testgebiete (s. Abb. 4.1) konzentriert.

Als Testgebiete für dieses Projekt wurden die Gebiete Thermenlinie (NÖ, Weinbau), Oststeirisches Hügelland (Stmk., Acker- u. Obstbau) Traun-Enns-Platte (OÖ, Ackerbau) ausgewählt.

Hinsichtlich der Repräsentativität der Testgebiete ist zu sagen, dass es nicht Ziel war möglichst Gebiete auszuwählen die für die Verteilung der Kulturarten in Österreich repräsentativ sind. Ackerland nimmt in Österreich rund 41 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) ein, Obst- und Weinanlagen machen hingegen nur 2 % der LN aus, haben aber als intensiv genutzte Flächen große wirtschaftliche Bedeutung (BMLFUW, 2002). Jedoch stellen die Testgebiete für die jeweilige Bodennutzung (Acker-, Obst- bzw. Weinbau) typische Gebiete dar.

Eine Gültigkeit der ermittelten Bodenabträge für ganz Österreich kann daraus allerdings nicht abgeleitet werden.

4.2 Auswahl der Teilgebiete innerhalb der Testgebiete

Für die Modellierung des durch Wassererosion verursachten Bodenabtrags (mit und ohne Einfluss der ÖPUL-Maßnahmen) wurde innerhalb der drei Testgebiete je ein Teilgebiet (6-18 km²) ausgewählt, das für das jeweilige Testgebiet möglichst repräsentativ ist. Es wurde soweit als möglich Bedacht darauf genommen, dass das Gebiet ein hydrologisch abgeschlossenes Einzugsgebiet darstellt, um potentielle Zu- und Abflüsse von Bodenmaterial aus anderen Gebieten in der Modellierung nicht berücksichtigen zu müssen. Als Vorarbeit für die Auswahl typischer Teilgebiete wurde die digitale ÖK50 mit Wassereinzugs-gebietsgrenzen und Satellitenbildern im GIS verschnitten. Die endgültige Auswahl der Teilgebiete (siehe Abb. 4.2 bis Abb. 4.4) wurde in Kooperation mit den zuständigen Landes- und Bezirksbehörden vor Ort durchgeführt. Die Tabelle 4.1 zeigt in welchen politischen Gemeinden bzw. Katastralgemeinden die ausgewählten Teilgebiete liegen.

Tabelle 4.1: Politische Gemeinden bzw. Katastralgemeinden der ausgewählten Teilgebiete

Testgebiet	PG Nr. PG Name	KG Nr. KG Name	Anmerkung
Thermenlinie	30625 Pfaffstätten	4023 Pfaffstätten	
	31709 Gumpoldskirchen	16110 Gumpoldskirchen	
Traun-Enns-Platte	40912 Pettenbach	49103 Gundendorf	nur kleiner Teil
	40912 Pettenbach	49104 Hammersdorf	nur kleiner Teil
	40912 Pettenbach	49107 Lungendorf	
	40912 Pettenbach	49112 Mitterndorf	
	40912 Pettenbach	49118 Pettenbach	
	40912 Pettenbach	49119 Pratsdorf	
	40912 Pettenbach	49120 Seisenburg	
	40912 Pettenbach	49123 Unterdürndorf	
Oststeirisches Hügelland	61721 Ilztal	68131 Nitschaberg	
	61721 Ilztal	68159 Wolfsgruben	
	61734 Nitscha	68109 Gamling	nur kleiner Teil
	61734 Nitscha	68122 Kaltenbrunn	nur kleiner Teil
	61734 Nitscha	68130 Nitscha	
	61748 Sinabelkirchen	68108 Fünfing b. Gleisdorf	
	61748 Sinabelkirchen	68132 Obergroßau	nur kleiner Teil
	61748 Sinabelkirchen	68153 Untergroßau	

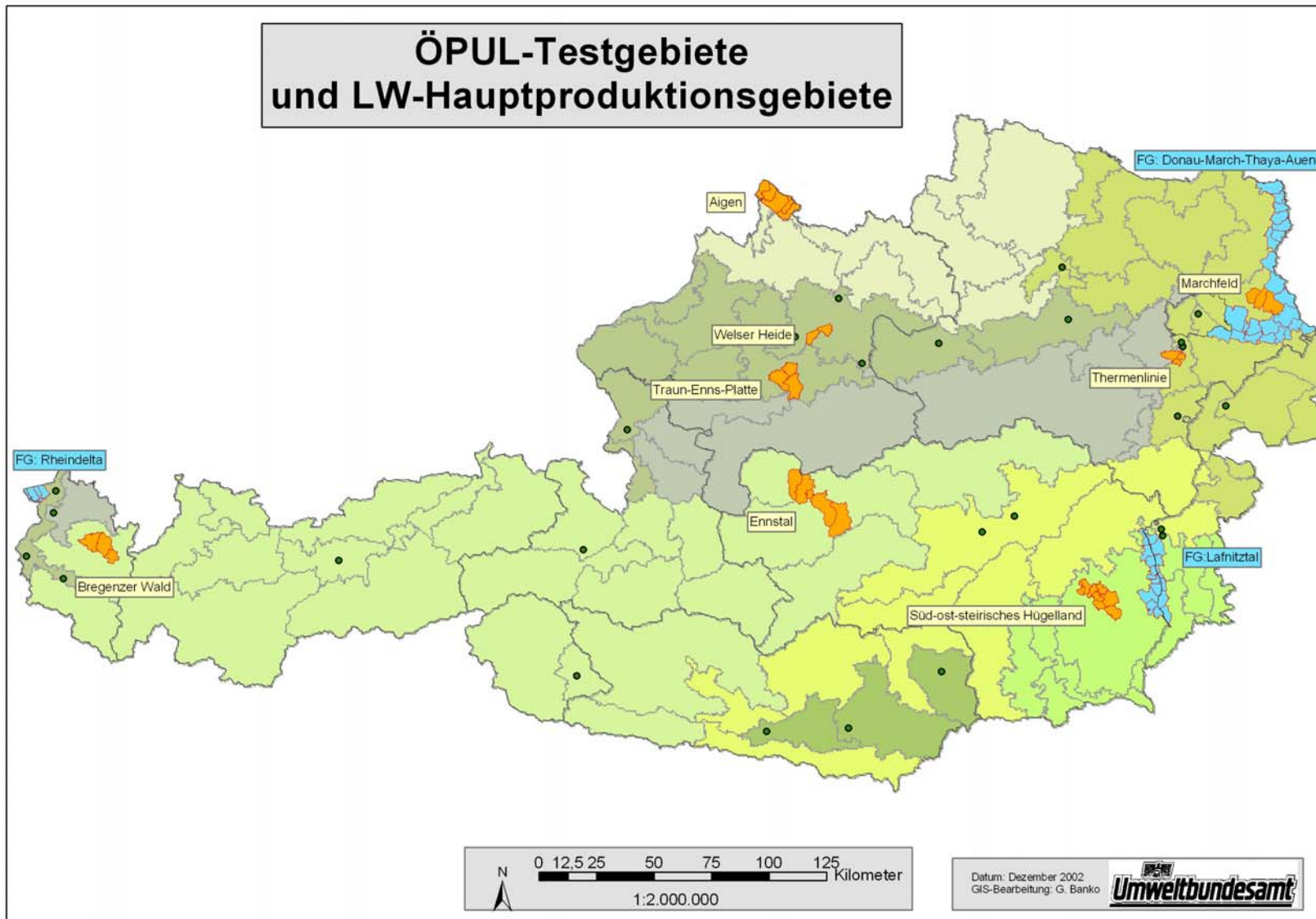


Abbildung 4.1: Lage der ÖPUL-Testgebiete in den landwirtschaftlichen Hauptproduktionsgebieten

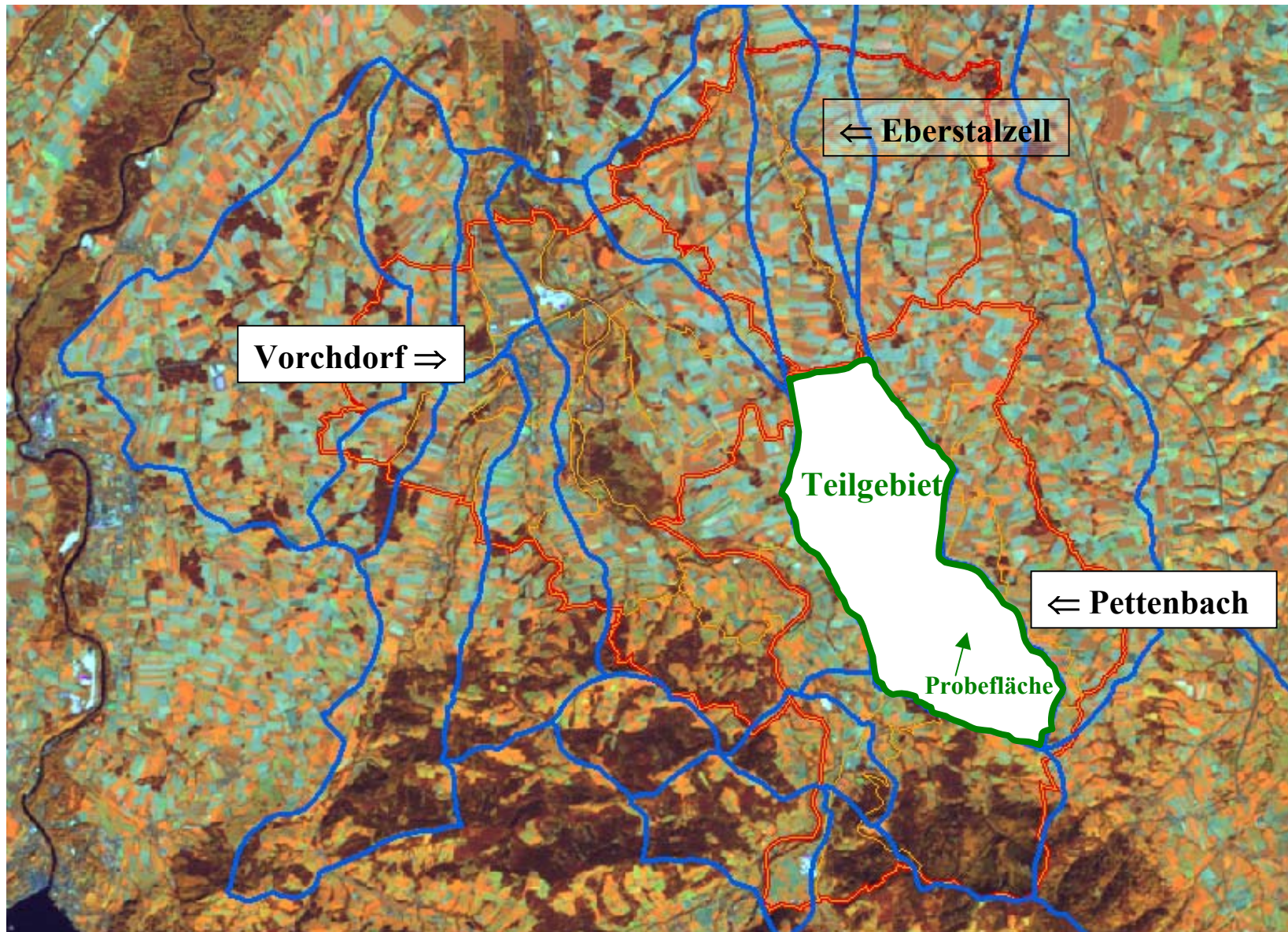


Abbildung 4.2: Lage des Teilgebietes im ÖPUL-Testgebiet Traun-Enns-Platte (Linien: Teilgebiet grün, Wassereinzugsgebiete blau, PG rot, KG gelb)

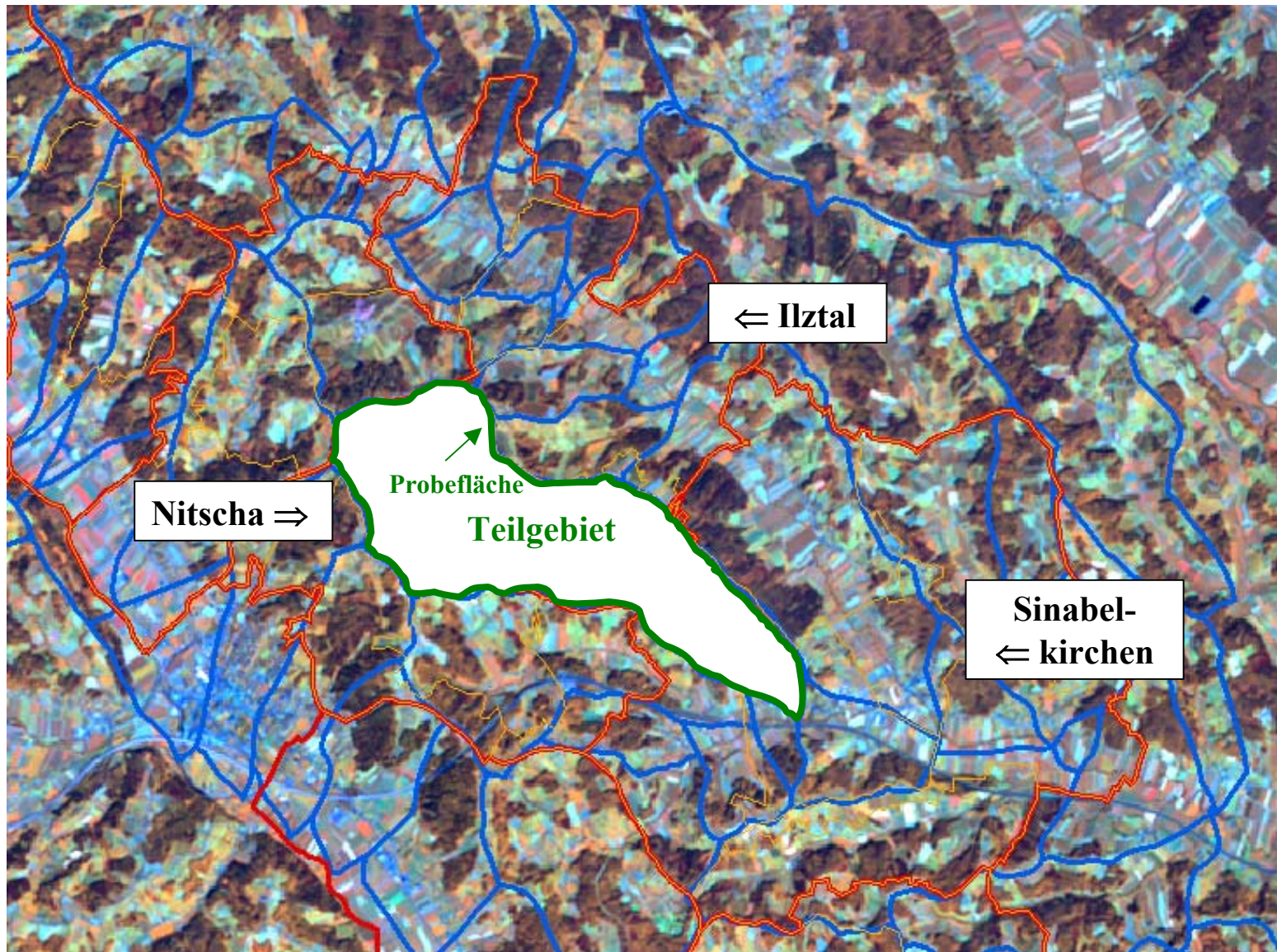


Abbildung 4.3: Lage des Teilgebietes im ÖPUL-Testgebiet Oststeirisches Hügelland (Linien: Teilgebiet grün, Wassereinzugsgebiete blau, PG rot, KG gelb)

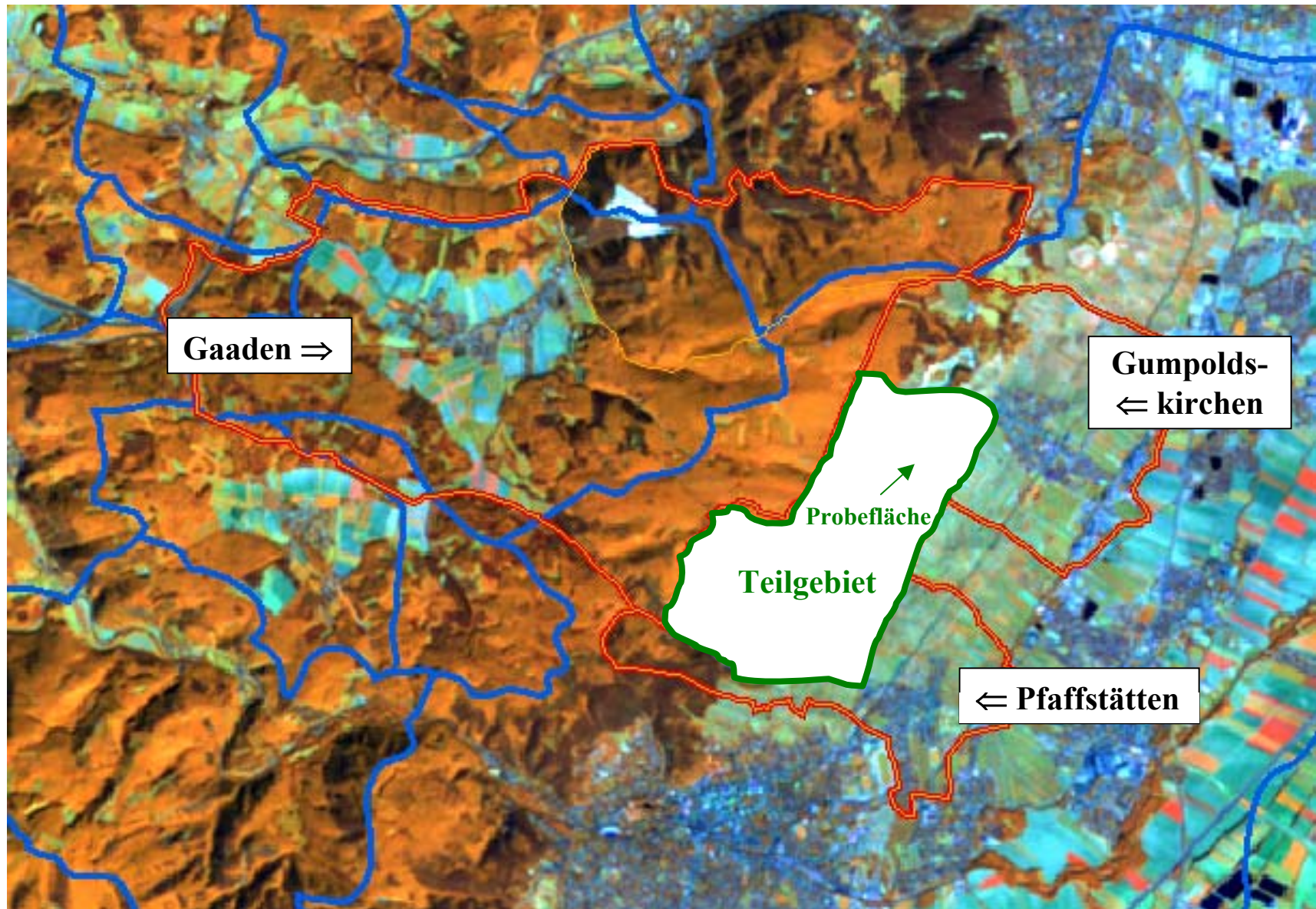


Abbildung 4.4: Lage des Teilgebietes im ÖPUL-Testgebiet Thermenlinie (Linien: Teilgebiet grün, Wassereinzugsgebiete blau, PG rot, KG gelb)

Bei der Flächenauswahl für die Bodenbeprobung wurde auf das Vorhandensein von unbewirtschafteten Flächen (z.B. Wiesen) geachtet, um Referenzflächen für die Evaluierung mittels radiometrischen Messungen zur Verfügung zu haben. Nach Auswahl der Flächen (repräsentative Schläge) wurde mit Hilfe der Bezirksbauernkammern das Einverständnis mit den betroffenen Grundbesitzern hergestellt. Für die radiometrischen Messungen wurden bis Sommer 2003 quartalsweise Bodenprobennahmen durchgeführt, um die Veränderung der Cäsiumaktivität im Boden über die Zeit zu erfassen bzw. deren zeitliche und räumliche Variabilität festzustellen. Nähere Angaben zur Flächenauswahl und zur Bodenprobennahme sind den Kapiteln 6.1.3 bis 6.1.5 zu entnehmen.

4.3 Beschreibung der Testgebiete

Im Rahmen des Projektes wurden aus den acht ÖPUL-Testgebieten folgende drei Gebiete ausgewählt:

- Traun-Enns Platte
- Oststeirisches Hügelland
- Thermenlinie

Im Folgenden sollen die wesentlichsten naturräumlichen Merkmale dieser Gebiete herausgearbeitet werden. Dazu wurden geologische Karten, Karten der österreichischen landwirtschaftlichen Bodenkartierung, Niederschlagsdaten, die auch für die Modellberechnung verwendet wurden, und zusätzliche Literatur benutzt. Auf Basis dieser Merkmale wurden die möglichen Folgen der Bodenerosion abgeschätzt.

4.3.1 Traun-Enns-Platte

4.3.1.1 *Allgemeine Charakteristik*

Das ÖPUL-Testgebiet liegt am südwestlichen Rand der Traun-Enns Platte (eine flachwellige Landschaft aus älteren fluvioglazialen Ablagerungen), am Eingang des Almtales. Die sich im Einzugsgebiet der Traun befindlichen Gemeinden Vorchdorf, Eberstalzell und Pettenbach werden vom Almbach, Katzenbach und Aiterbach nach Norden entwässert.

Aus geologischer Sicht ist das Untersuchungsgebiet der Großlandschaft des Alpenvorlandes zu zurechnen. Im Süden und Südosten herrscht eine stärkere Reliefenergie vor als im restlichen Teil des Gebietes. Das landschaftliche Erscheinungsbild wird geprägt von langgezogenen Rücken, Mulden, Kogeln, Rillen und Runsen. Aus geomorphologischer Sicht kann man von einem welligen, sanft gerundeten Erscheinungsbild sprechen (vgl. Karte TE-HM im Anhang 9.6). Das Teilgebiet, welches sich vollständig im Gemeindegebiet von Pettenbach befindet, weist im Süden und Osten eine stärkere Reliefenergie auf als das übrige Gemeindegebiet. Nördlich der Ortschaft Pettenbach beginnt eine weitgehend ebene Fläche mit einer Südabdachung, die sich bis an die Gemeindegrenzen von Eberstalzell und darüber hinaus erstreckt. Die

Hangneigungen sind dementsprechend überwiegend geringer als 5° (vgl. Karte TE-HN im Anhang 9.6).

Als natürliche Waldgesellschaften findet man innerhalb des Testgebietes vorwiegend Laubmischwälder vor, im speziellen in der submontanen Stufe (300-600 m) Hainbuchenwälder, die an schlecht durchlüfteten, staunassen Standorten durch Fichten ersetzt werden, und in der tiefmontanen Stufe (600-800 m) den Tannen-Buchenwald. Neben den knapp 20 % Wald sind weniger als 20 % Grünland und ca. 60 % Ackerland bezogen auf die land- und forstwirtschaftliche Gesamtfläche (Statistik Austria, 2002).

4.3.1.2 Geologie

Aus geologischer Sicht ist das Testgebiet dem Alpenvorland zuzurechnen. In der Synklinale zwischen der Böhmischer Masse und der Flyschzone lagerten sich während des Tertiärs tonig-feinsandige Sedimente ab. Gegen Ende des Tertiärs verlandete das Molassemeer, übrig blieben mächtige Sedimentschichten, die teilweise kalkfrei, teils kalkreich, locker oder auch verfestigt waren. Durch die Eiszeiten erfuhr die Landschaft ihre entscheidende Prägung. Während der Kaltzeiten (Günz, Mindel, Riß) stieß der Kremsgletscher vom Süden vor und lagerte im Testgebiet mächtige Moränen, bestehend aus Schotter, Sanden und Lehm ab. Zusätzlich schütteten noch die aus dem Gebirge kommenden Bäche und Flüsse riesige Schotterfluren im eisfreien Raum ab. In den Interglazialen erfolgte eine Eintiefung, Zerschneidung und teilweise auch Ausräumung der Schotterflächen durch die erodierende Arbeit der Flüsse, wodurch sich ein Terrassensystem entwickelte. Im Bereich des Testgebietes findet man fünf verschiedene Landschaftsräume vor.

- Auf den Talbereich trifft man im Bereich des Almtales (Gemeinde Vorchdorf und Pettenbach). Hierbei handelt es sich um einen Landschaftsraum, der in den Niederterrassenbereich eingesenkt liegt. Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung ist im Talbereich meist feines und grobes Schwemmmaterial.
- Sowohl südlich von Pettenbach als auch nördlich davon sind Deckenschotterbereiche zu finden. Im ÖPUL-Testgebiet versteht man unter Deckenschotter Jüngere Deckenschotter aus der Mindel-Eiszeit und günzeiszeitliche Ältere Deckenschotter, die man im nordwestlichen Teil des Testgebietes findet.
- Im östlichen Teil des Gemeindegebietes von Pettenbach liegt der Altmoränenbereich der direkt vom Gletscher aufgeschüttet wurde. Das charakteristische an diesem Bereich sind die abgeschliffenen Formen. Außerdem war der Altmoränenbereich während der Würmzeit eisfrei und befand sich somit im Akkumulationsbereich von Löß und Deckenlehm. Diese Deckenlehmauflagen findet man auch heute noch in dem sanft geformten Endmoränengebiet.
- Im Testgebiet sind mehrere Hochterrassenfelder anzutreffen. Sie liegen entlang des Laudachbaches, in einem schmalen Streifen nördlich und südlich von Eberstanzzell und im westlichen Gemeindegebiet von

Pettenbach. Daneben befindet sich noch eine kleine Fläche am Aiterbach, nördlich von Pürsting (Gemeinde Pettenbach). Aufgrund der niedrigen Reliefenergie und der mittleren Bodenschwere stellen die hier entstanden Böden die besten Standorte für die landwirtschaftliche Nutzung dar.

- Der Bergbereich, der flächenmäßig gering vertreten ist, liegt im äußersten Süden des Testgebietes. Dieser Landschaftsraum hat Anteil am Flyschgebiet. Aufgrund der Geologie fließt das Niederschlagswasser größtenteils oberflächlich ab, und schafft dadurch die für Flysch charakteristische Grabenlandschaft.

4.3.1.3 Bodentypen

Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleye sind die am häufigsten vorkommenden Bodentypen im Testgebiet. Ferner kommen in den Talbereichen Niedermoore, Auböden, Pararendsinen und Gleye vor (Österreichische Bodenkartierung, 1980). Sehr hohe Schluffgehalte (>70 %) sind im nördlichen, zentralen und westlichen Teil des Gebietes dominierend (vgl. Karte TE-SG im Anhang 9.6).

Weit verbreitet im Teilgebiet sind schwach vergleyte Lockersediment-Braunerden aus lehmigen Deckschichten und Parabraunerden (Österreichische Bodenkartierung, 1986) die auf dem Hochterrassenbereich zu finden sind und sich als mittel- bis hochwertiges Ackerland bzw. Grünland auszeichnen. Daneben existieren mäßig kalkhaltige Lockersediment-Braunerden aus Schwemmmaterial, die auf den Niederterrassen anzutreffen sind. Im nördlichen Teil des Gemeindegebietes von Pettenbach trifft man neben typischem Pseudogley aus Decklehm auf Braunlehm aus Decklehm über Pechschotter, der im Bereich der Deckenschotter situiert ist. In der Altmoränenlandschaft östlich von Pettenbach kommen kalkfreie Lockersediment-Braunerden aus Moränenmaterial vor. Ungefähr die Hälfte der Böden weist Schluffgehalte von über 70 % auf (vgl. Karte TE-SG im Anhang 9.6) und ist daher leicht erodierbar.

4.3.1.4 Klima

Das ÖPUL-Testgebiet liegt an der Grenze zum sommerwarmen, niederschlagsärmeren und wintermilden Klimaraum des Alpenvorlandes. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8,2°C, die Jahreswärmesumme liegt bei rund 3.000°C. Die Vegetationszeit dauert rund 240 Tage an.

Das Jahresniederschlagsmaximum wurde mit 1146 mm im Jahr 1998, das Jahresniederschlagsminimum 1992 mit 842 mm erreicht (Abb. 4.5). Die Tagesniederschlagsmaxima bewegen sich in einem Bereich von 31 mm (1992) bis 138 mm (1989).

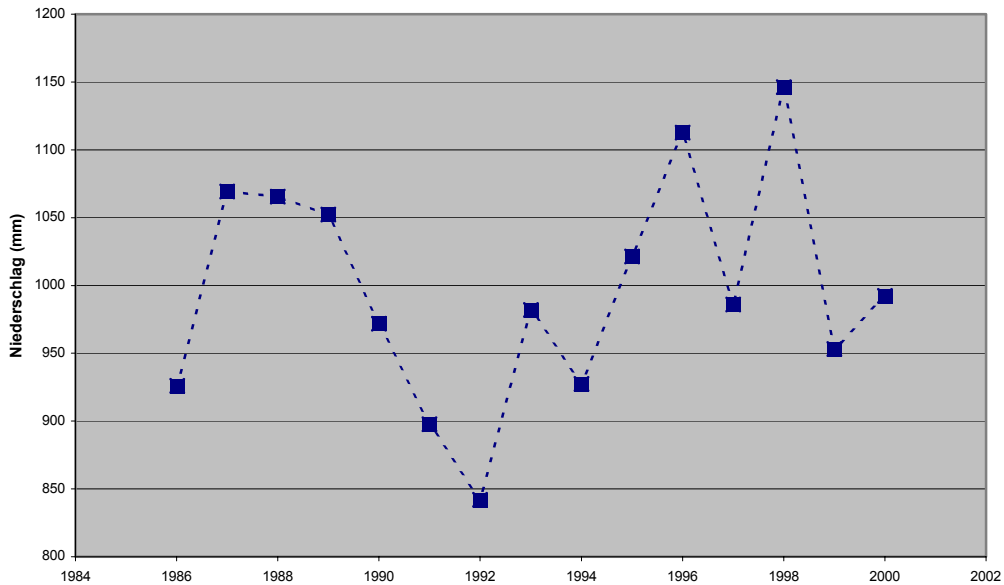


Abbildung 4.5: Jahresniederschlagssummen der Periode 1986-2000; Station Vorchdorf

Für die Niederschlagsstation Vorchdorf ergibt sich eine durchschnittliche Niederschlagssumme von 990 mm im Jahr an rund 175 Tagen. Der meiste Niederschlag fällt durchschnittlich in den Monaten Mai bis September, wobei auch im März mit bedeutenden Niederschlägen zu rechnen ist (Abb. 4.6). Die Zahl der Schneedeckentage liegt bei 60–70 und im Sommer ist mäßige Hagelgefährdung gegeben.

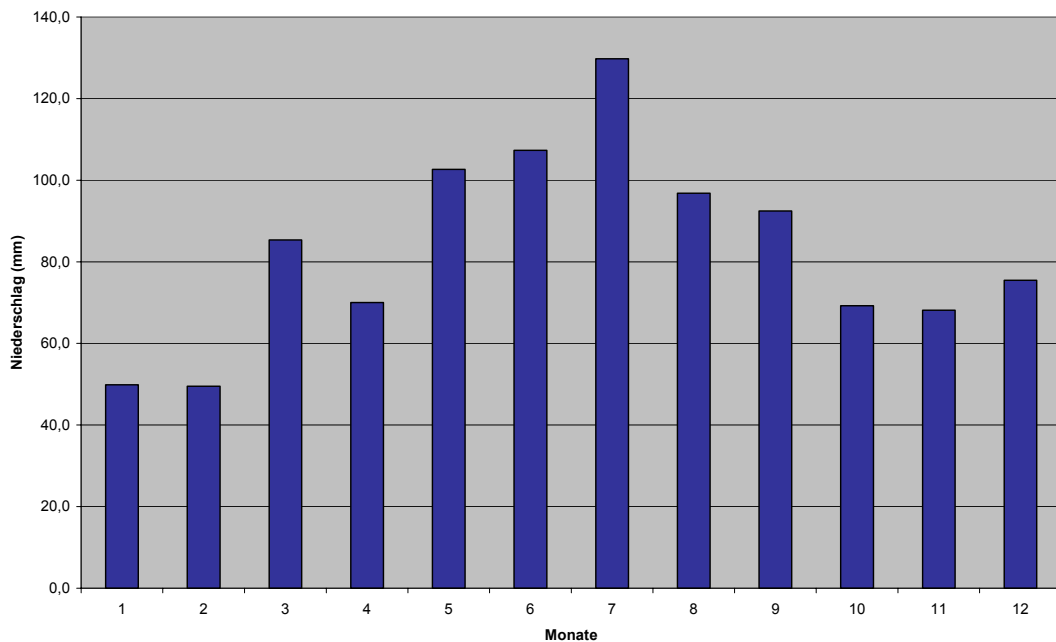


Abbildung 4.6: Gemittelte Monatsniederschlagssumme der Periode 1986-2000; Station Vorchdorf

4.3.1.5 *Mögliche Folgen der Bodenerosion*

Anhand der Literaturstudie lässt sich erkennen, dass humusarme Böden mit einem hohen Schluff- und Feinsandanteil besonders verdichtungsgefährdet und in weiterer Folge, durch die verringerte Infiltrationskapazität stark erosionsanfällig sind. Des Weiteren spielt die Länge der Schläge in Gefällrichtung eine wichtige Rolle. Nach Mosimann et al. (1991) wird auf Schlägen, die länger als 80 m sind, eine zwei- bis dreimal häufigere Bodenerosion beobachtet.

Anhand der simulierten Erosionsraten (Abb. 5.4) lässt sich für das Teilgebiet die Verteilung der gefährdeten Flächen erkennen. Speziell im nordwestlichen Bereich und des Hochterrassenbereiches westlich von Pettenbach ist häufig eine hohe bis sehr hohe Erosionsgefahr gegeben. Ausschlaggebend dafür sind unter anderem die stark schluffhaltigen Böden und der Anbau von Mais und Getreide. Folgende Auswirkungen, abgesehen von den „On-site-Schäden“ (Schäden auf den von Erosion betroffenen Flächen), könnten sich daraus ergeben: Als „Off site-Effekt“ (Schäden außerhalb der von Erosion betroffenen Flächen) wäre die Eutrophierung der Gewässer zu nennen, welche durch den verstärkten Eintrag von ausgeschwemmten Nähr- und Schadstoffen ausgelöst werden könnte. Vor allem Phosphor gelangt über die Abspülung in die Gewässer und trägt zur Verunreinigung bei. Daneben kann der verstärkte Eintrag an Material zur Verschlammung oder Verlandung der Gewässer führen. Im Untersuchungsgebiet ist diese Gefahr am Pettenbach gegeben, da einige Flächen mit mittleren bis hohen Erosionsraten direkt angrenzen. Ein weiterer negativer „Off site-Effekt“ kann die Ablagerung der Feinerde auf den angrenzenden Grundstücken bzw. benachbarten Ökosysteme sein. Diese Sedimentation kann als unerwünscht angesehen werden, da die abgelagerte Feinerde unstrukturiert ist und keine, für Luft- und Wasserhaushalt wichtige Krümeligkeit aufweist.

4.3.2 Oststeirisches Hügelland

4.3.2.1 *Allgemeine Charakteristik*

Das ÖPUL-Testgebiet setzt sich aus den Gemeinden Albersdorf-Prebuch, Hofstätten an der Raab, Ilztal, Markt Hartmannsdorf, Nitscha, Sinabelkirchen, St. Ruprecht und Unterfladnitz zusammen und ist im südöstlichen Alpenvorland situiert. Das landschaftliche Erscheinungsbild wird geprägt von sanften Kuppen, Mulden und Riedeln (vgl. Karte OH-HM im Anhang 9.6). Entwässert wird das Testgebiet durch den Ilzbach, die Raab und den Rittschein in süd- bis südwestlicher Richtung.

Die drei das Teilgebiet beinhaltenden Gemeinden (Nitscha, Ilztal und Sinabelkirchen) liegen zwischen dem Raabtal im Westen und dem Feistritztal im Osten. Geomorphologisch betrachtet besteht das Teilgebiet aus langgezogene Rücken (Riedel), kuppigen Vollformen (Konvexformen mit rundem Grundriß) und einigen Terrassen. Daneben erfolgt die Entwässerung des Einzugsgebietes über Kerbtäler oder schmale Sohlentäler, an denen sich einige steilere Hänge befinden (vgl. Karte OH-HN im Anhang 9.6).

Als dominante Kulturarten sind Wald und Ackerland mit je rund einem Drittel vertreten, Grünland und Obstbau folgen mit ca. je 13 % an der land- und forstwirtschaftlichen Gesamtfläche (Statistik Austria, 2002). In der kollinen Höhenstufe (200–300 m) sind als natürliche Waldgesellschaften Eichen-Hainbuchenwälder und in der submontanen Stufe (300-670 m) Buchenwälder mit Eichen, Edelkastanien und Rotföhren anzusehen. Daneben dominieren in den größeren Flusstälern Auwälder.

4.3.2.2 *Geologie*

Aus geologischer Sicht befindet sich das Oststeirische Hügelland in der Molassezone, welches geographisch gesehen dem Alpenvorland entspricht. Im Miozän erfuhr das Steirische Becken eine langsame Absenkung. Durch das Eindringen des Meeres vom Süden versank allmählich die dort vorherrschende Rumpflandschaft. Am Beginn des Pliozän begann der Rückzug des Binnenmeeres und die von der Beckenumrahmung kommenden Flüsse lagerten Sande, Schotter und Schlamm Massen in großen Mengen ab, bis sich das Sedimentpaket am Ende des Pliozän zu heben und die umliegenden Flüsse sich einzuschneiden begannen. Mit der fortschreitenden Tiefenerosion der Flüsse wurde die Landschaft in immer mehr Hügelketten und Täler zerlegt. Während des Pleistozäns wurden aus den Alpen enorme Schottermengen fluviatil in das Gebiet transportiert, welche in den Warmzeiten von den Flüssen zerschnitten wurden, sodass sich eine Terrassenlandschaft bildete. Parallel zur Entstehung der Terrassen kam es auch zu einer Umbildung im Tertiärbereich. Durch die Tiefenerosion der Bäche und Flüsse entstand ein unruhiges Relief, wobei die Rücken in Kuppen und in Sättel aufgelöst wurden. Terrassen findet man im Testgebiet in schmalen Streifen am Ilzbach zwischen Sinabelkirchen und Obergroßbau, südwestlich von Markt Hartmannsdorf und bei Hofstätten an den Ufern der Raab.

4.3.2.3 *Bodentypen*

Die Böden sind im Allgemeinen karbonatfrei und sauer. Im tieferen Hügelland überwiegt Pseudogley, in den Talsohlen der schmalen Hügellandtäler hingegen sind neben kalkfreien, entwässerten Gleyböden, die mäßig überschwemmungsgefährdet sind, auch kalkfreie Braune Auböden aus feinem Schwemmmaterial, die gut zu bearbeiten sind und sich somit als mittelwertiges Ackerland nutzen lassen, verbreitet. Daneben finden sich an den Hangrücken schwere und leichte Braunerden auf Schottern oder tertiären Sanden (Österreichische Bodenkartierung, 1985).

Im tertiären Hügelland, auf leicht hängigen (5-10°) Kuppen und Rücken trifft man neben kalkfreien, schluffreichen Kulturrohböden auf Ranker, die aus silikatfreiem, schotterhaltigem Tertiärmaterial entstanden sind und sich nur als geringwertiges Acker- bzw. Grünland nutzen lassen. Böden mit Schluffgehalten von über 70 % kommen nur vereinzelt vor (vgl. Karte OH-SG im Anhang 9.6).

Im speziellen findet man im Teilgebiet kalkfreie Lockersediment-Braunerden aus sandigem bis schluffreichem Tertiärmaterial, schwachvergleyte, kalkfreie

Lockersediment-Braunerden und Hangleye aus Kolluvien, kalkfreie sowie kalkhaltige Kulturrohböden aus feinem tertiärem Material und entwässerte Pseudogleye aus lehmig-schluffigem Material vor (Österreichische Bodenkartierung, 1977b). Hinsichtlich der Bodenart überwiegen Böden mit einem Schluffgehalt von 50-70 %, vor allem an den oberen Hanglagen des Einzugsgebietes (vgl. Karte OH-SG im Anhang 9.6).

4.3.2.4 Klima

Charakteristisch für das Gebiet ist ein subillyrisch getöntes Niederungsklima. Das Temperaturmittel im Juli beträgt über 18-19°C und die Jahreswärmesumme liegt zwischen 3.000–3.600°C. Die Jahresniederschlagssummen schwanken zwischen 700 und 1000 mm an rund 100 Tagen. Für die Station Sinabelkirchen wurde eine durchschnittliche Jahresniederschlagssumme von 770 mm an rund 128 Tagen errechnet. Die maximale Jahresniederschlagsmenge wurde dort 1991 mit 934 mm gemessen. Die minimalste Jahresniederschlagsmenge wurde in Sinabelkirchen 1992 mit 640 mm erreicht (Abb. 4.7). Die Tagesmaxima schwanken für die Periode 1986-2000 zwischen 33 mm (1995) und 64 mm (1998).

Die vergleichsweise hohe Luftfeuchtigkeit und Nebelhäufigkeit sind für die Eignung als Standort für den Obst- und Weinbau entscheidend. Die Vegetationsperiode dauert zwischen 240 bis 260 Tagen im Jahr an. Der meiste Niederschlag fällt durchschnittlich in den Monaten Mai bis September, wobei die Abnahme im Spätsommer bzw. Herbst wesentlich geringer ist als die Zunahme im Frühjahr (Abb. 4.8).

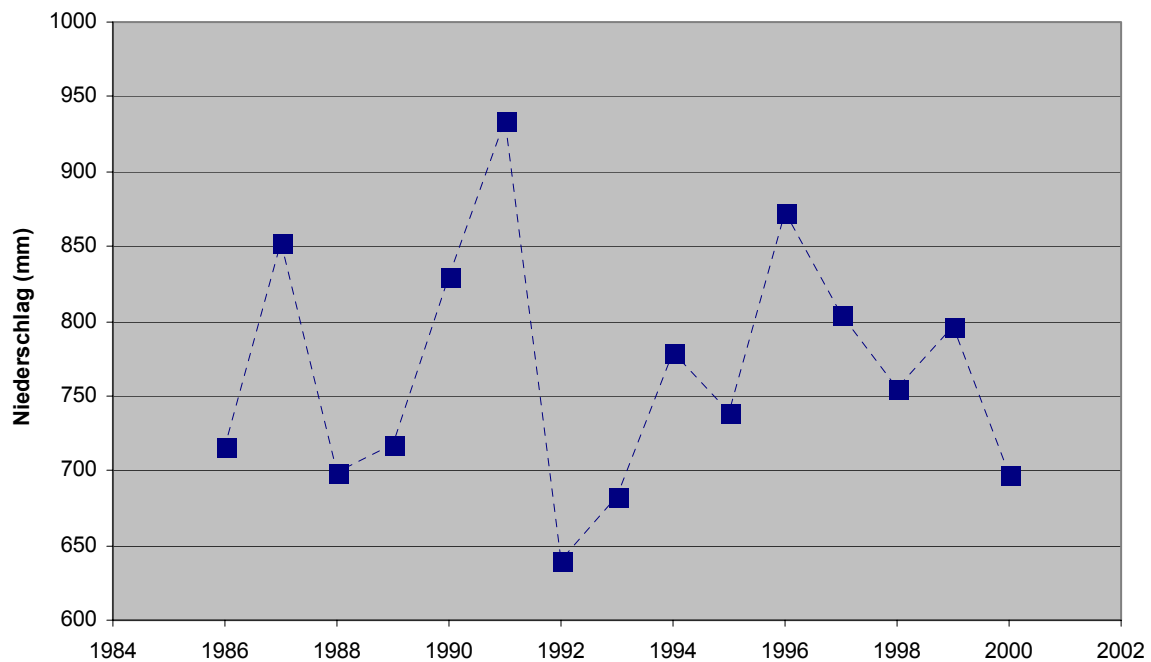


Abbildung 4.7: Jahresniederschlagssumme der Periode 1986-2000, Station Sinabelkirchen

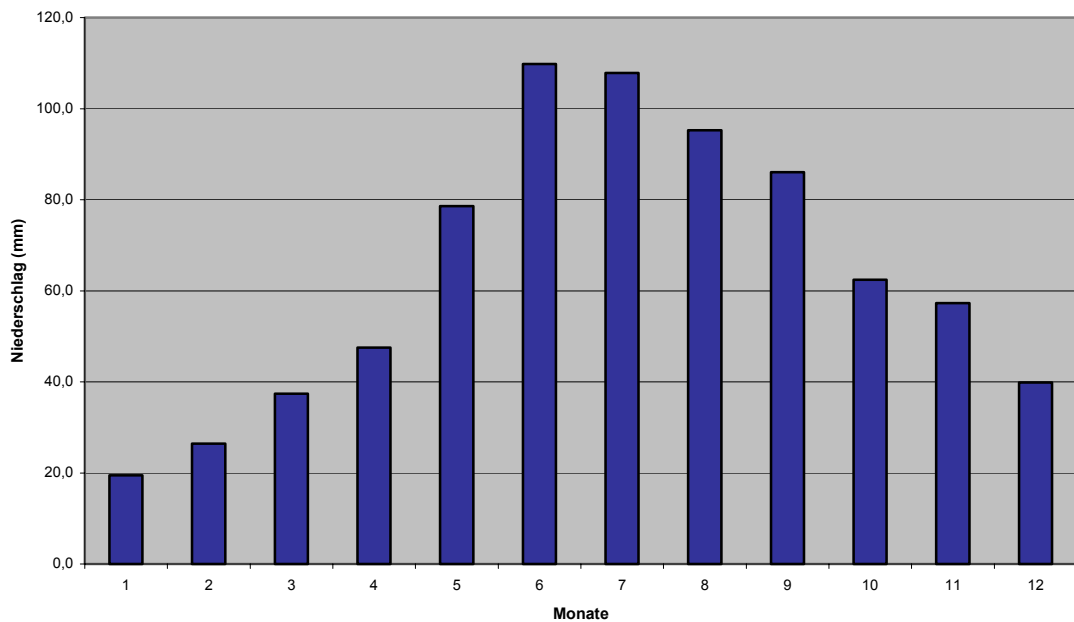


Abbildung 4.8: Gemittelte Monatsniederschlagssumme der Periode 1986-2000; Station Sinabelkirchen

Nach Wakonigg (1978) erfährt das Gebiet eine Unterteilung in drei unterschiedliche Klimalandschaften:

- Die Talböden des Vorlandes
- Das Übergangsklima der Terrassenstufe
- Das Klima des Riedellandes

Das Talbodenklima, welches allgemein gesprochen als sommerwarmes und winterkaltes, schwach kontinentales Klima bezeichnet werden kann, umfasst alle Talböden des Vorlandes unterhalb von 400 m. Charakteristisch hierfür sind Jännertemperaturen von -3 bis -4°C und eine erhöhte Bereitschaft für Frosttage und Inversionslagen. Die Anzahl der Frosttage liegt im Bereich von 125 bis 140. Das Jahresmittel der Temperatur liegt hier unter 9°C , die des Juli zwischen $18-19^{\circ}\text{C}$.

Als Übergangstyp zwischen dem kontinentalen Talbodenklima und dem thermisch begünstigten Riedelklima wird das Klima der Terrassenstufen bezeichnet. Das Jahresmittel liegt für diese Klimalandschaft bei 9°C , wobei die Jännertemperatur zwischen -2 und -3°C und die gemittelte Julitemperatur bei $18-19^{\circ}\text{C}$ liegt. Genauso wie das Talbodenklima bietet das Übergangsklima optimale Voraussetzungen für die Landwirtschaft an. Allerdings ist hier mit zunehmender Höhe mit verstärktem Frostaufkommen zu rechnen.

Unter dem Begriff des Riedellandklimas wird ein sommerwarmes, sehr wintermildes und thermisch sehr ausgeglichenes Klima verstanden. Die Jännertemperaturen liegen über -2°C , die des Juli über 19°C . Die Anzahl der Frosttage bleibt in Gunstlagen unter 100 Tagen und die Vegetationsperiode erstreckt sich über 240 Tage. Das Riedelklima bietet durch seine thermische

Gunstlage gute Voraussetzungen für den Obst- und Weinbau, insbesondere auf den Hanglagen bei entsprechender Exposition.

4.3.2.5 Mögliche Folgen der Bodenerosion

Durch das hügelige Relief und die Anordnung der Schlagflächen an den Hängen wird in diesem Gebiet vermehrt mit der Kontamination der Gewässer mit Sedimenten und gelösten oder gebundenen Nähr- und Schadstoffen zu rechnen sein. Zusätzlich wird dieser Effekt durch die Art und Weise der Bepflanzung der landwirtschaftlichen Flächen verstärkt werden. Die Fahrgassen innerhalb der Obstbauflächen fördern Rillen- und Rinnenerosion, da bei starken Niederschlägen und zusätzlicher Bodenverdichtung der Oberflächenabfluss zwischen den Reihen wie in einem Kanal abgeleitet wird.

Ein besonders gefährdetes Gebiet könnte die Katastralgemeinde Wolfsgruben im Norden des Teilgebietes sein. Durch den Obstbau auf den hängig bis stark hängigen Flächen und den hohen Schluffanteil (vgl. Karten OH-LN, OH-HN und OH-SG im Anhang 9.6), könnte bei Starkregen feines Bodenmaterial auf darunterliegende Grundstücke verfrachtet werden. Durch den Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen (vgl. Karte OH-MN) wurde dieses Risiko gering gehalten (vgl. Abb. 5.5).

Mit dem gleichen Szenarium kann im Graben südwestlich des Ortes Nitscha gerechnet werden. Auch hier wird intensiver Obst- und teilweise auch Weinbau an den steilen Mittelhängen betrieben. Durch die erosive Wirkung des Oberflächenabflusses könnten Sedimente und Nähr- bzw. Schadstoffe in den Oberlauf des Nitschabaches gelangen, wenn nicht entsprechende Erosionsschutzmaßnahmen getätigt würden.

Allgemein gesprochen ist diese Gefahr im gesamten Oberlauf des Baches vorhanden. Im Bereich des Mittellaufs befinden sich am Hangfuß ausgedehnte Maisflächen. Durch die geringe Neigung kann allerdings mit nur wenig Eintrag in das Gewässer gerechnet werden. Im Unterlauf dominieren Flächen mit hohem Schluffgehalt, welche dadurch erosionsgefährdet sind. Gemüse- und Maisanbau in diesem Bereich erhöhen die Gefahr des Eintrags von Bodenmaterial in den Nitschabach.

Von dieser Gefahr des Sediment- bzw. Nähr- und Schadstoffeintrages in Gewässer kann man auch bei den Zubringern der Raab und dem Rittschein ausgehen. Auch hier wird das Einzugsgebiet von leicht- bis hängigen und teilweise auch stark hängigen Formen dominiert, auf denen intensive landwirtschaftliche Nutzung betrieben wird.

4.3.3 Thermenlinie

4.3.3.1 Allgemeine Charakteristik

Die Gemeinden Gaaden, Gumpoldskirchen und Pfaffstätten, die das ÖPUL-Testgebiet Thermenlinie bilden, liegen in der niederösterreichischen Thermenregion etwa 20 km südlich von Wien entfernt. Die Thermenlinie besteht aus einem System von Abbruchkanten welche die geologischen Großräume

Wiener Becken und Kalkvoralpen von einander trennen. Aus geomorphologischer Sicht setzt sich der östliche Teil des Untersuchungsgebietes aus sanft welligen Kuppen, Kogeln (z.B. Pfaffstättner Kogel), langgezogenen Rücken und Kerbtälern zusammen. Im Osten, Richtung Wiener Becken läuft das Gebiet in eine Ebene aus. Der westliche Teil des Gemeindegebiets von Gaaden weist eine geringere Reliefenergie und eine geringere absolute Höhe auf als der restliche Teil des Gebietes (vgl. Karte TL-HM im Anhang 9.6).

Das Teilgebiet, das sich am östlichen Rand des Testgebietes im Einzugsgebiet der Schwechat befindet, verläuft im Norden über den Rücken des Kaiserkerndl und den Anninger in südwestliche Richtung bis zum Pfaffstättner Kogel, von dort in nordwestliche Richtung über die Theresienwarte ins südlich gelegene Pfaffstätten und von dort weiter nach Nordosten bis nach Gumpoldskirchen. In diesem Gebiet kommen Hangneigungen von $<5^\circ$ bis über 30° vor (vgl. Karte TL-HN im Anhang 9.6).

Das Gebiet ist hervorragend für landwirtschaftliche Kulturen geeignet und wird dementsprechend auch genutzt, wobei die landwirtschaftliche Nutzfläche von Gumpoldskirchen und Pfaffstätten durch den Weinbau dominiert wird (Statistik Austria, 2002). Beide Gemeinden besitzen außerdem große Waldflächen (vgl. Karte TL-LN im Anhang 9.6). Auf den trockenen Standorten und in Südlagen kommen als Dauergesellschaften die Schwarzkiefer vor. An diese Bestände schließt sich in der unteren Laubwaldstufe der Eichen-Hainbuchenwald an.

4.3.3.2 *Geologie*

Das Testgebiet liegt an der Grenze von zwei geologisch verschiedenen Großräumen.

Der nordwestliche Teil liegt im Wienerwald, der auch die Zone der Kalkalpen umfasst. Dabei handelt es sich um die Ausläufer der von Westen nach Osten streichenden Nördlichen Kalkalpen. In diesem Großraum liegt beispielsweise der Anninger Kogel und der Pfaffstättner Kogel. Die Kalkalpenzone ist aus Sedimenten des Mesozoikums (Trias, Jura, Oberkreide) aufgebaut. In die Kalkalpenzone eingebettet liegen einige Kleinbecken, z.B. das Gaadener Becken, die mit tertiären Sedimenten gefüllt sind.

Der südliche Teil des Untersuchungsgebietes liegt in der Ebene des südlichen Wiener Beckens. Das Wiener Becken ist ein bis zu 5000 m tiefes, spindelförmiges Sedimentbecken das durch regionale Absenkungen an einem 500 km langen Bruchsystem entstanden ist. Der Einbruch des Beckens begann im Miozän und setzte sich im Pliozän fort. Die Stratigraphie des Wiener Beckens besteht aus drei Teilen:

Die Basis bildet das Kristallin der Böhmisches Masse. Das darüberliegende Stockwerk besteht überwiegend aus Kalkstein und Dolomit. Daneben findet man noch Tone, Sandsteine und Evaporite aus Perm, Trias, Jura und Kreide. Auf diesen Sedimentablagerungen wurden durch Flüsse im Pleistozän mächtige Schotter- und Feinmaterialdecken abgelagert, die heute das Ausgangsmaterial für viele Böden in dieser Region bilden.

4.3.3.3 *Bodentypen*

Im Raum Gumpoldskirchen kommen auf den Hängen überwiegend kalkhaltige Felsbraunerden und kalkhaltige Lockersediment-Braunerden vor, aber auch Rendsinen aus Kalkschutt und auf flachen Hängen überlagerte, pseudovergleyte Braunlehme aus altem Verwitterungsmaterial. Daneben findet man auf Schwemmfächern kalkhaltige Rigolböden aus feinem und grobem Schwemmmaterial und Pararendsinen.

Im Raum von Pfaffstätten kommen vorwiegend tiefgründige, kalkhaltige Lockersediment-Braunerden vor. Daneben treten kalkhaltige Gleye aus feinem Schwemmmaterial, Mull-Pararendsinen, schwachverbraunte Tschernoseme und aggradierte, kalkhaltige Feuchtschwarzerden auf.

Das Gemeindegebiet von Gaaden weist am Hangfuß in schwachgeneigten Gebieten kalkhaltige Anmoore aus kolluvialem Material auf, die sich als mittelwertiges Ackerland eignen. Daneben kommen auf leicht hängigen Flächen mäßig erosionsgefährdete Braunlehme und Lockersediment-Braunerden vor.

Insgesamt dominieren Böden mit mittleren Schluffgehalten, besonders im Teilgebiet. Hohe Schluffgehalte kommen nur in den flachen östlichen Ebenen und im Gaadener Becken vor (vgl. Karte TL-SG im Anhang 9.6).

4.3.3.4 *Klima*

Das Testgebiet liegt in einem Übergangsbereich zwischen dem ozeanisch beeinflussten westeuropäischen Klimabereich (feuchte, relativ kühle Sommer, milde Winter) und dem kontinental geprägten osteuropäischen (heiße, trockene Sommer, kältere Winter) Klimabereich. Der Bereich des südlichen Wiener Beckens weist subkontinentale, pannonische Klimamerkmale, mit trockenen warmen Sommern und schneearmen, mäßig kalten Wintern auf.

Charakteristisch sind eine auffällige Niederschlagsarmut und sommerliche Trockenperioden bedingt durch die austrocknenden Südost-Winde.

Die beinahe ständige Windaktivität stellt ein weiteres wichtiges Charakteristikum dar, wobei die maximalen Windgeschwindigkeiten vornehmlich im Frühjahr und im Spätwinter registriert werden. Die Gewittertätigkeit ist im Allgemeinen gering, pro Jahr verzeichnet man etwa 20 Gewittertage. Entlang der Thermenlinie nimmt der illyrische Klimacharakter zu. Durch die günstige Lage im Windschatten der Wienerwaldberge ist dieser Bereich geschützt von den vorherrschenden Westwinden. Die jährliche Jahresdurchschnittstemperatur beträgt für Gumpoldskirchen etwa 9,9°C, die gemittelte 14-Uhr-Temperatur liegt bei 20,7°C. An geschützten Hanglagen beträgt die Wärmesumme 3700°C.

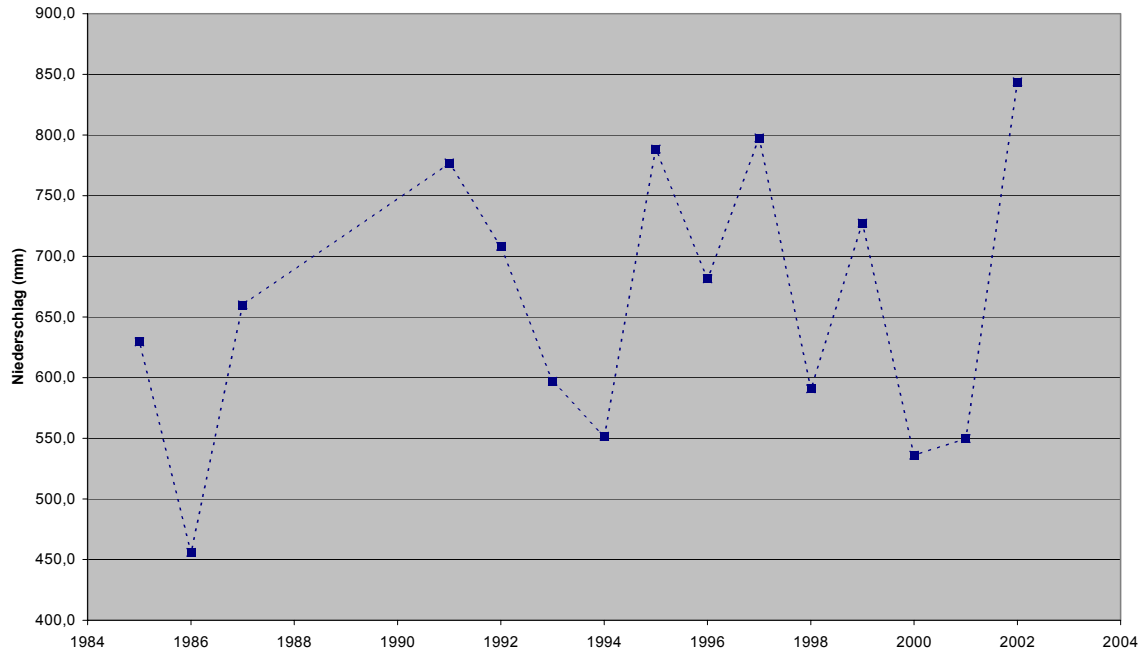


Abbildung 4.9: Jahresniederschlagssumme der Periode 1985-2002; Station Gumpoldskirchen

Die Jahressumme der Niederschläge liegt für Gumpoldskirchen bei durchschnittlich 660 mm an 150 Tagen. Das Maximum des Jahresniederschlages liegt bei 844 mm im Jahr 2002 und das Minimum bei 456 mm (1986) (Abb. 4.9), die Tagesmaxima schwanken zwischen 22 mm (2001) und 96 mm (1991). Die Vegetationszeit beträgt in diesem Gebiet etwa 306 Tage (Harflinger & Knees, 1999).

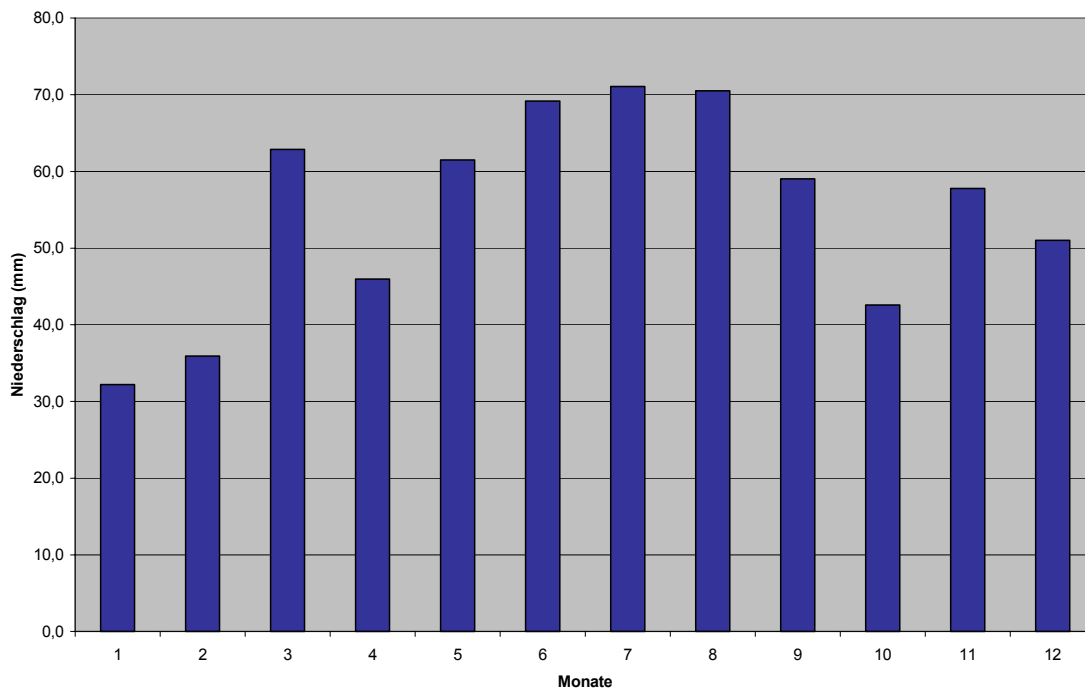


Abbildung 4.10 : Gemittelte Monatsniederschlagssumme der Periode 1985-2002; Station Gumpoldskirchen

Die Verteilung der Niederschläge zeigt ein Maximum in den Sommermonaten. Auffällig sind die relativ hohen Niederschläge im März und im Frühwinter (Abb. 4.10).

4.3.3.5 Mögliche Auswirkung der Bodenerosion

Durch die geringere Neigung in der Nähe der Hochquellenwasserleitung und das Fehlen von dauernd wasserführenden Gewässern im Testgebiet, ist nicht mit Belastungen von Gewässern zu rechnen. Jedoch könnte es zu „Off-site-Effekten“ in Bereich von Infrastrukturanlagen kommen. Durch die angrenzende Lage vieler Weingärten an die B12 könnte es zur Sedimentation des abgespülten Materials auf der Fahrbahn kommen. Weiters kann durch die Lage der Schläge (oft längs in Hangrichtung) damit gerechnet werden, dass erodierte Feinerde auf den darunter liegenden Nachbargrundstücken abgelagert wird, vor allem am Übergang der Flächen am Abhang der Kogel hin zum Beckenrand. Entsprechende Erosionsschutzmaßnahmen können dies verringern bzw. verhindern (vgl. Abb. 5.6 und 5.7).

5 Erosionsmodellierung

5.1 Erforderliche Datengrundlagen und deren Beschaffung

Zur Darstellung der Situation bzgl. Bodenerosion durch Wasser in den Testgebieten waren relevante Basisdaten (z.B. digitale Katastermappe, Höhenmodell), gebietspezifische Informationen (z.B. Landnutzung) und Messdaten (z.B. Niederschlagswerte, Bodendaten) erforderlich. Für das Erosionsmodell wurden auf Basis dieser Daten verschiedene Layer (Gelände, Boden, Klima, Landnutzung, Bewirtschaftung und ÖPUL-Maßnahmen) erzeugt, die dann gerastert wurden und nach der Berechnung des Bodenabtrags wieder in Rasterform zur GIS-Bearbeitung übergeben wurden.

5.1.1 Digitale Katastermappe

Die digitale Katastermappe liefert wichtige Basisinformation hinsichtlich der Georeferenzierung und damit der Lage der Grundstücke im Raum. Die Anordnung der im Erosionsmodell berücksichtigten Flächen im Raum ist wesentlich, da Zu- und Abflüsse von Bodenmaterial von einer Fläche auf die andere Einfluss auf den Bodenabtrag je Fläche haben. Der Zugriff auf die digitale Katastermappe im Rahmen dieses Projektes wurde seitens des BEV gewährleistet.

5.1.2 Digitales Höhenmodell

Zur Festlegung der Hangneigung und der –längen ist ein digitales Höhenmodell erforderlich. Dieses liegt in einer Auflösung von 50 m (ohne Berücksichtigung von Bruchkanten) flächendeckend für Österreich vor, in einer Auflösung von 10 m inkl. Strukturelemente ist es derzeit nur für eines der drei Testgebiete, nämlich die Traun-Enns-Platte (OÖ) verfügbar (BEV). Seitens der Erosionsmodellierung ist für eine hohe Genauigkeit jedoch Bedarf für je ein detailliertes Höhenmodell (Auflösung von 10 m) pro Teilgebiet (ca. 10 km²) gegeben. Die dafür erforderlichen Stereobildpaare der beiden anderen Teilgebiete wurden über das BMLFUW angefordert. Mittels dieser Stereoluftbilder und entsprechenden Passpunkten zu deren Orientierung (vom BEV erhalten) wurden von einem beauftragten Zivilingenieurbüro die erforderlichen Höhenmodelle erstellt. Einen Überblick zur Gebietscharakteristik je Test- bzw. Teilgebieten auf Basis des Höhenmodells (50 m) geben die Karten im Anhang 9.6 (TE-HM, TE-HN, OH-HM, OH-HN, TL-HM, TL-HN).

5.1.3 Bodendaten

Für die Berechnung des Bodenabtrags ist vor allem die Bodenart von Interesse, da diese eine Maßzahl für die Erodibilität des Bodens darstellt. Dieser Bodenparameter wird bei diversen Bodenerhebungen in unterschiedlicher Art

und Weise aufgenommen. Bei der Finanzbodenschätzung, wo die Ansprache einen Grundstücksbezug hat (Darstellung im Maßstab 1:5.000), wird sie mittels Fingerprobe ermittelt. Bei der landwirtschaftlichen Bodenkartierung (Darstellung im Maßstab 1:25.000, kein Grundstücksbezug) bzw. bei den Bodenzustandsinventuren der Bundesländer (nur Punktbezug), wird die Bodenart mittels Korngrößenanalyse im Labor bestimmt.

Da die Erosionsabschätzung grundstücks- bzw. schlagbezogen erfolgt, wurden digitale Bodenschätzungsergebnisse bevorzugt. Da diese bislang nur für das Teilgebiet in der Traun-Enns-Platte vorliegen und nicht zur Verfügung gestellt wurden, wurde auf die digitalisierten Daten der Bodenkartierung zurückgegriffen (vom Bundesamt und Forschungszentrum für Wald zur Verfügung gestellt). Der Schluffgehalt als Indikator für die Erodibilität des Bodens ist den Karten TE-SG, OH-SG und TL-SG im Anhang 9.6 dargestellt.

5.1.4 Niederschlagsdaten

Zur Erosionsmodellierung sind zeitlich möglichst hoch aufgelöste, repräsentative Niederschlagsdaten in digitaler Form erforderlich, da Starkregenereignisse, die zumeist von kurzer Dauer sind, wesentlich zum Bodenabtrag beitragen. Es wurden daher Klimastationen im Bereich der Testgebiete ausgewählt, die langjährige Messreihen (>10 Jahre) von Tageswerten aufweisen.

Es wurden sowohl von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik als auch vom Hydrographischen Zentralbüro im BMLFUW die entsprechenden Daten ausgewählter Klimastationen zur Verfügung gestellt.

Zur Darstellung der Niederschlagssituation in den drei Testgebieten und im Vergleich zu anderen Gebieten in Österreich sind zwei Karten (JNS, SNS) aus dem hydrologischen Atlas Österreichs im Anhang 9.6 enthalten.

5.1.5 Bewirtschaftung und ÖPUL-Maßnahmen

Die landwirtschaftliche Bewirtschaftung hat wesentlichen Einfluss auf das Bodenerosionsgeschehen, vor allem durch die Kulturart, Fruchtfolge, die Bodenbearbeitung sowie Begrünungsmaßnahmen und damit auf Art, Zeitpunkt und Dauer der Bodenbedeckung, die für den Bodenabtrag mitentscheidend sind.

Aufgrund von Satellitenbildern und Luftbildern (Orthofotos) bzw. statistischer Daten der Agrarstrukturerhebung wurde ein erster Überblick über die Landnutzung bzw. Bodenbedeckung in den Testgebieten geschaffen. Gebiets-spezifische Daten über die Bewirtschaftung wurden bei den Landwirtschaftskammern erhoben bzw. sind in den über das BMLFUW zur Verfügung gestellten INVEKOS-Daten der AMA enthalten. Bei den INVEKOS-Daten,

welche die Schlagnutzung und die ÖPUL-Maßnahmen enthalten, ist zu beachten, dass sich diese auf Feldstücke und Schläge beziehen, deren räumliche Lage im Grundstück nicht immer eindeutig gegeben ist.

Bei der räumlichen Zuordnung der Schlagnutzung sowie der ÖPUL-Maßnahmen zu konkreten Grundstücken musste eine stufenweise Lösung entwickelt werden. Damit wurde dem Umstand Rechnung getragen, dass die Beziehung zwischen Grundstücken und Schlägen mehrdeutig sein kann.

Ziel der Zuordnung war in jedem Fall eine räumliche Lokalisierung der Schlagnutzung sowie der ÖPUL-Maßnahmen zu erreichen. Die Grundstücke der digitalen Katastralmappe (DKM) stellen dabei die einzig verwendbare Datengrundlage für diese räumliche Lokalisierung dar. Daher musste die Datenstruktur der INVEKOS-Daten (Feldstücke und Schläge) an die grundstücksbezogene Struktur der DKM angepasst werden.

Zwar besteht zwischen Feldstücken und Schlägen eine hierarchische Beziehung (ein Feldstück besteht aus einem oder mehreren Schlägen), jedoch ist die Beziehung zwischen Feldstücken und Grundstücken mehrdeutig. Ein Feldstück kann auf einem oder mehreren Grundstücken vorkommen und auch umgekehrt können auf ein und demselben Grundstück ein oder mehrere Feldstücke vorkommen.

In der Mehrzahl der Fälle besteht ein Grundstück aus einem Feldstück, welches genau aus einem Schlag besteht. Diese 1:1:1-Zuordnung stellt den günstigsten Fall dar. In allen anderen Fällen kann nur von einer bestimmten Wahrscheinlichkeit gesprochen werden, mit der eine Schlagnutzung bzw. eine Maßnahme auf einem Grundstück vorkommt. Für alle Fälle, die von einer 1:1:1 Zuordnung (Grundstück-Feldstück-Schlag) abweichen, kam ein zweistufiges Verfahren bei der Zuweisung zur Anwendung:

1. Stufe: Zuordnung des Hauptfeldstückes zu einem Grundstück
Zu jedem Grundstück wurde genau ein Feldstück ausgewiesen. Dieses Feldstück hat den größten Flächenanteil aller am Grundstück vorkommenden Feldstücke (im Extremfall können bis zu 80 Feldstücke auf einem Grundstück vorkommen).

2. Stufe: Zuweisung von Schlagattributen

- Schlagnutzung:

Dem Grundstück wurde jene Schlagnutzungsart zugewiesen, welche den flächenmäßig größten Anteil darstellt (Abfrage nach flächenmäßig größter Schlagnutzung des Hauptfeldstückes). Um die Qualität dieser Zuweisung deutlich zu machen, wurde ein Wahrscheinlichkeitswert zwischen 0 und 1 im resultierenden GIS-Datensatz angegeben. Ein Wert von 1 bedeutet dabei, dass diese Schlagnutzungsart ganz sicher auf dem Grundstück vorkommt. Mit abnehmendem Wert wird diese Sicherheit immer kleiner.

- **ÖPUL-Maßnahmen:**
Im Unterschied zur Schlagnutzung sind für die Auswertung der ÖPUL-Maßnahmen nicht alle Maßnahmen von Bedeutung, sondern die Auswertung orientierte sich an den für den Erosionsschutz relevanten Maßnahmen. Daher wurde nicht der maximale Flächenanteil berechnet, sondern für jede spezifische Maßnahme wurde die Wahrscheinlichkeit des Auftretens auf dem dazugehörigen Grundstück dargestellt. Da bei der Modellierung für jede Rasterfläche bzgl. der Anwendung von ÖPUL-Maßnahmen nur die Zuordnung „ja“ oder „nein“ möglich war, wurde bei Wahrscheinlichkeiten kleiner 50 % die Zuordnung „nein“ getroffen.

Das Endergebnis der Zuordnung der Schlagnutzung bzw. der ÖPUL-Maßnahmen ist den Karten TE-LN, TE-MN, OH-LN, OH-MN, TL-LN und TL-MN im Anhang 9.6 zu entnehmen, wobei die dominierende Schlagnutzung bzw. ÖPUL-Maßnahme je Grundstück dargestellt sind.

5.2 Erosionsmodell Revised MMF

Aufgrund des im Projekt definierten Ziels wurde versucht, ein optimales Bodenerosionsmodell zu finden. Das Modell sollte für alle Kompartimente eine genügend große zeitliche und räumliche Auflösung haben, welche die Funktionsbeziehungen und Strukturmerkmale der Teilbereiche des Modells in der Wirklichkeit in angenäherter Weise am besten darstellt. Weiteres sollten die Unterschiede einzelner ÖPUL-Maßnahmen anhand mehrerer Parameter in das Modell einfließen.

Ein Modell entwickelt von Morgan & Morgan & Finney (1984/2001) konnte diesen Anforderungen am besten entsprechen. Es handelt sich dabei um ein Modell zur Vorhersage der jährlichen Bodenerosion, in dem versucht wurde die Einfachheit der USLE (Wischmeier and Smith, 1978) zu erhalten, in das Modell selbst jedoch mathematisch, physikalisch-basierende Gleichungen nach den Konzepten von Meyer und Wischmeier (1969) bzw. Kirkby (1976) einzubauen. Trotzdem sollte das Modell flexibel und übersichtlich sein. Ergebnis war ein einfach aufgebautes Modell, welches die Erosionsstabilität eines Geländes bewertet.

Wie in Abbildung 5.1 ersichtlich trennt das Modell die Erosionsprozesse in eine Wasser- und eine Sedimentphase: Die Loslösung der Bodenpartikel vor allem durch die Regentropfen (Splash) und den Transport dieser Partikel durch den Abfluss. Dabei wird jedoch die Möglichkeit des Splash-Transportes hangabwärts nicht berücksichtigt. Allerdings soll dieser laut Morgan (2001) vernachlässigt werden können, weil er kaum hoch genug ist, um ein Problem darzustellen.

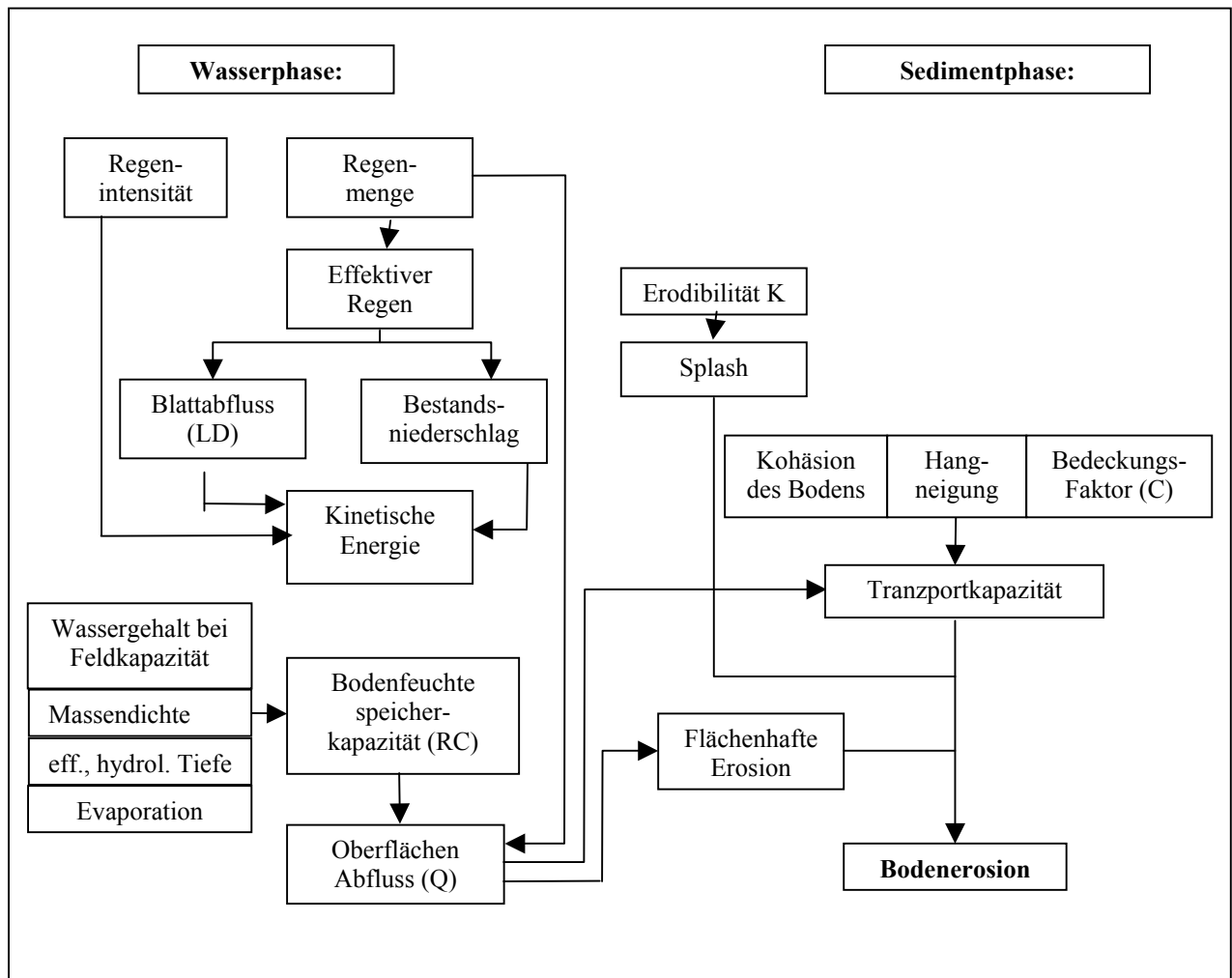


Abb. 5.1: Flussdiagramm für das verbesserte Modell von Morgan, Morgan & Finney (2001) zur Vorhersage der Bodenerosion

Die Wasserphase errechnet auf Basis der durchschnittlichen, monatlichen Niederschläge die verfügbare Energie, die für die Splash-Erosion vorhanden ist, und unter Berücksichtigung des Wasserspeichervermögens des Bodens die Menge des Abflusses.

Die Struktur der Sedimentphase ist eine Vereinfachung des von Meyer und Wischmeier (1969) beschriebenen Modells. Sie enthält drei Gleichungen zur Vorhersage. Eine für die Rate der Splash-Ablösung, eine für Oberflächenerosion (Wash) und eine für die Transportkapazität des flächenhaften Abflusses. Die für diese Gleichungen benötigten Eingangswerte, wie die Regenenergie und das Abflussvolumen, kommen aus der Wasserphase.

Schlussendlich vergleicht das Modell die Summe der Vorhersagen für die Ablösung durch Splash und Wash, mit jenen der Transportkapazität des Abflusses. Es bezeichnet den niedrigeren der beiden Werte als Abtragsrate.

Auswirkungen von Bodenschutzmaßnahmen können in den verschiedenen Phasen des Modells Eingang finden. Die ÖPUL-Maßnahmen Mulchen und

Direktsaat bewirken Veränderungen in den Parametern Beschirmung, Bodenbedeckung, C-Faktor, Tropfhöhe, Interzeption und Kohäsion des Bodens und sie verändern dadurch das Modellergebnis.

5.3 Gruppenbildung der Feldfrüchte

In den drei ÖPUL-Testgebieten werden über 60 verschiedene Ackerfruchtarten kommerziell angebaut. Teilweise sind die Anbauflächen jedoch nicht größer als einige Ar. Da sich viele Feldfrüchte in ihrer Erosionsneigung ähnlich verhalten, haben wir eine Gruppierung vorgenommen, wobei darauf geachtet wurde, dass die Homogenität innerhalb der Gruppen einen höchst möglichen Wert erreicht, während sich die Gruppen selbst deutlich voneinander unterscheiden sollen (Tab. 5.1).

Tabelle 5.1: Pflanzengruppen nach Erosionsneigung

Gruppe		Traun-Enns Platte	Thermenlinie	Oststeirisches Hügelland
1	Wintergetr.	Winterweizen	Winterweizen	Winterweizen
		Winterroggen	Winterroggen	Winterroggen
		Wintergerste		Wintergerste
		Triticale		Triticale
		Wintermenggetreide		
2	Sommergetreide	Hafer	Hafer	Hafer
		Sommergerste	Sommergerste	Sommergerste
		Sommernenggetreide		Sommernenggetreide
		Sonstige Ackerfläche		sonst. Getreide (Sorgum, Hirse, Buchweizen)
3		Mais	Mais	Mais
		Sonnenblume		Sonnenblume
4		Ackerbohne		Ackerbohne
		Sojabohne		Sojabohne
		Erbse	Erbse	Erbse
5		Kartoffel		Kartoffel
		Futterrübe		Futter- und Zuckerrübe
6		Raps	Raps	Raps
		Sonst. Ölfrüchte (Saflor, Senf, Öllein, Öldistel)		Sonst. Ölfrüchte (Saflor, Senf, Öllein, Öldistel)
7		Heil-, Duft- Gewürzpfl.		Heil-, Duft- Gewürzpfl.
		Blumen		
		Mohn		
8		Gemüse	Gemüse	Gemüse
			Ölkürbis	Ölkürbis
9		Rotklee		Rotklee
		sonst. Feldfutterbau		
		Klee gras		Klee gras
		Wiese		Wiese

	Wald auf Wiese		
	Luzerne		
		Holunder, Strauchbeeren	
	Grünbrache	Grünbrache	Grünbrache
10		Erdbeere	Erdbeere
11	Wald		
12	Obstbäume	Obstbäume	
13		Wein	Wein
14	Versiegelung	Versiegelung	Versiegelung

Die Einteilung erfolgte aufgrund des Anbauzeitpunkts, des Erntetermins, der Physiognomie, dem Wachstumsverlauf und der Wirkung auf Bodeneigenschaften. Insgesamt entstanden 14 Pflanzengruppen, welche im Erosionsmodell einheitlich behandelt werden (siehe Tab. 5.1). Die Verteilung der Pflanzengruppen innerhalb der drei Teilgebiete für das Jahr 2002 zeigt die Tabelle 5.1a. Zusätzlich ist noch jenes Ackerland berücksichtigt, das nicht aus ÖPUL-Flächen besteht.

Tabelle 5.1a: Verteilung der Pflanzengruppen je Teilgebiet im Jahr 2002

Pflanzen- gruppe	Traun-Enns-Platte	Oststeirisches Hügelland	Thermenlinie
	Flächenanteil in %	Flächenanteil in %	Flächenanteil in %
1	27,6	0,1	0,0
2	6,0	0,5	0,1
3	18,1	5,5	0,0
4	5,0	2,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0
6	1,3	0,1	0,0
7	0,0	0,0	0,0
8	0,0	6,1	0,0
9	21,5	14,3	3,1
10	0,2	0,0	0,0
11	5,4	15,3	50,8
12	0,0	12,5	0,0
13	0,0	1,2	35,5
14	6,7	26,6	6,2
Ackerland	8,2	15,8	4,3
Summe	100,0	100,0	100,0

5.4 Simulationsparameter für MMF

Das Modell berechnet den durchschnittlichen, jährlichen Bodenabtrag als Summe der monatlichen Bodenabträge. Die jahreszeitlichen Veränderungen der Vegetation, der Witterung etc. können dadurch im Modell berücksichtigt werden.

Für die Modellanwendung werden die in Tabelle 5.2 angegebenen Modellparameter benötigt. Für dieses Projekt wurde sowohl auf vorhandene empirische Datenmengen aus Europa, als auch auf jene Daten zurückgegriffen, die Morgan (2001) empfohlen hat.

Tab. 5.2: Eingangsparameter für Revised MMF (Morgan, 2001; verändert)

Faktor	Parameter	Bezeichnung	Quelle
Niederschlag	R	Jährlicher od. mittlerer jährlicher Niederschlag (mm)	gemessen
	R _n	Anzahl der Regentage pro Jahr	gemessen
Boden	MS	Wassergehalt bei Feldkapazität (%w/w)	beechnet (Murer, 1998)
	BD	Lagerungsdichte (Mg/m ³)	Schmidt et al. (1996)
	EDH	Effektive hydrologische Tiefe (m);	Morgan (2001)
	K	Erodibilitätsindex (g/J)	Morgan (2001)
	COH	Kohäsion der Bodenoberfläche (kPa)	Morgan et al. (1998)
Landform	S	Hangneigung (°)	gemessen
Bodenbedeckung	A	Prozent Interzeption (0 – 1)	Strenge et al. (1989)
	Et/Eo	Anteil von aktueller (Et) zu potentieller (Eo) Evapotranspiration	berechnet
	CC	Beschirmungsgrad (%)	Feldmessungen / Schmidt et al. (1996)
	CG	Bodenbedeckungsgrad (%)	Schmidt et al. (1996)
	C	C-Faktor (USLE)	Wischmeier, Smith (1978)
	PH	Abtropfhöhe der Pflanzen (m)	Renard et al (1997)

5.4.1 Erosionsfaktor Niederschlag

Niederschlag R und Anzahl der Regentage in einem Jahr R_n:

Durchschnittliche monatliche Niederschläge wurden auf Basis 15-jähriger Aufzeichnungen des Hydrographischen Dienstes (Abt. Wasserhaushalt im BMLFUW, Stand Feb. 2003) bzw. der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik mittels täglicher Niederschlagswerte der Jahre 1986-2000 berechnet. Die den Testgebieten am nächsten gelegene Klimastation wurde verwendet (Traun-Enns-Platte: Vorchdorf; Thermenlinie: Gumpoldskirchen; Oststeiermark: Sinabelkirchen). Mit Hilfe der täglichen Niederschlagswerte wurde die durchschnittliche Anzahl der Regentage pro Jahr berechnet. Diese Datensätze wurden für alle Szenarien und Anbaubedingungen verwendet. Ergebnisunterschiede beruhen daher in keinem Fall auf einer Variation meteorologischer Daten.

5.4.2 Faktor Boden

Wassergehalt bei Feldkapazität (MS):

Der Wassergehalt des Bodens bei Feldkapazität wurde mithilfe eines Algorithmus von Murer (1998) ermittelt. Informationen, wie Feinbodenzusammensetzung und Humusgehalt des obersten Bodenhorizontes ermitteln auf Basis der Deutschen Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden, 1994) die Wassergehalte des Bodens. Es wurden Wassergehalte des Bodens bei Feldkapazität zwischen 0,08 (%w/w) für Sand und 0,45 (%w/w) für Ton berechnet.

Die Lagerungsdichte (BD):

Die Lagerungsdichte (Massendichte) des Oberbodens ist die Gesamtmasse der Festsubstanz bezogen auf das Gesamtvolumen einschließlich des Porenvolumens einer ungestörten, bei 105°C getrockneten Bodenprobe. Infolge der Bodenbearbeitung unterliegt die Lagerungsdichte von Ackerböden großen zeitlichen Schwankungen.

Die im Modell MMF verwendeten Werte für die Lagerungsdichte wurden dem Parameterkatalog des Modells Erosion 2D/3D (Schmidt et al., 1996) entnommen, wobei die Lagerungsdichte je nach Pflanzenart und Bodenart (nach KA 4, siehe Tab. 5.4.) differenziert wurde. Eine entsprechende zeitliche Variation, wie auch eine Abänderung entsprechend der Bodennutzung ist vorhanden. Die Werte liegen zwischen 1,1 Mg/m³ und 1,8 Mg/m³ (unbefestigter Weg), im Mittel bei 1,39 Mg/m³.

Effektive hydrologische Tiefe (EDH):

Die effektive, hydrologische Tiefe ist definiert als jene hydrologische Tiefe, bis zu der bei Regen das Wasser temporär sickert und gespeichert wird, und so den Oberflächenabfluss beeinflussen kann. Diese ist abhängig von der Tiefe und der Wurzeldichte, vom Profilaufbau, speziell der Tiefe des A-Horizontes und vielen weiteren Faktoren. Da dieser Parameter sehr sensibel ist, und große Auswirkungen auf die Höhe des Oberflächenabflusses hat, wurde der Parameter EDH in einem experimentellen Einzugsgebiet des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt zusätzlich überprüft und angepasst. Die in Tabelle 5.3. angegebenen Werte sind teilweise das Resultat dieser Anpassung, teilweise wurden sie Morgan (2001) entnommen und teilweise sind sie das Resultat einer Expertenschätzung.

Tab. 5.3: Effektive hydrologische Tiefe in m

Klasse	Landnutzung	EDH
1	Wintergetreide	0.17
2	Sommergetreide	0.15
3	Mais	0.18
4	Erbse/Bohne	0.15
5	Kartoffel/Rübe	0.20

6	Raps	0.15
7	Blumen	0.16
8	Kürbis/Gemüse	0.12
9	Wiese	0.16
10	Erdbeere	0.16
11	Wald	0.25
12	Obstbäume	0.14
13	Wein	0.14
14	Versiegelung	1.00
15	Mulch/Direktsaat	0.16

Erodibilitätsindex (K):

Der Erodibilitätsindex ist definiert als das Gewicht der Bodenmasse abgelösten Bodens pro Einheit Regenenergie (Morgan et al., 1984). Es wurden die von Morgan ermittelten Angaben verwendet (Morgan, 2001). Der Ablösbarkeitsindex wurde für die vorkommenden Bodenarten ermittelt und über die Bodenformen nach der landwirtschaftlichen Bodenkartierung den Teilgebieten zugeordnet (Tab. 5.4).

Für die Bestimmung der Bodenart standen die Ergebnisse der Korngrößenanalysen sowie deren räumliche Zuordnung zu den Bodenformen der landwirtschaftlichen Bodenkartierung digital zur Verfügung. In jenen Fällen, bei denen eine Bodenform durch mehrere Bodenprofile beschrieben wurden (Bodenformenkomplexe), erfolgte die Auswahl der in das Modell eingehenden Texturdaten hierarchisch nach der Höhe des Schluff-, Sand- bzw. Humusgehaltes. Fehlende Analysedaten zur Bodenart wurden anhand der Profilbeschreibungen ergänzt. Die Klassifizierung der Bodenart erfolgte nach der deutschen bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (AG Bodensystematik, 1998) bzw. der amerikanischen Soil Taxonomy (USDA, 1998).

Eine Übernahme von K-Werten aus anderen Modellen ist nicht möglich, da diese unterschiedlich ermittelt werden.

Tab. 5.4: Erodibilität und Wassergehalt bei Feldkapazität

Teilgebiet	Bodenart	K g/J	Bodenwassergehalt %w/w
Traun-Enns-Platte	Ut3 / Silt loam	0.8	0.26
	Ut4 / Silty clay loam	0.8	0.27
	Uls / Sandy silt loam	0.8	0.25
	Ut3 / Silty loam	0.7	0.26
	Slu / Sandy silt loam	0.7	0.28
	Ut2 / Silty loam	0.8	0.28
	Lu / Silty loam	0.8	0.28
Thermenlinie	Lu / Silty Clay loam	0.9	0.25
	Ls2 / Clay loam	0.8	0.35
	Tu2 / Clay	0.1	0.35
	Lu / Silt loam	0.8	0.31
	Lt2 / Clay loam	0.1	0.25
	Tu3 / Silty clay loam	0.8	0.28

Oststeirisches Hügelland	Ls2/Clay loam	0.7	0.25
	Ls4 / Clay loam	0.7	0.20
	Lu / Sandy silt loam	0.9	0.20
	SL / Sandy loam	0.7	0.22
	Slu / Sandy silt loam	0.9	0.20
	Lu / Silty clay loam	0.8	0.28

Kohäsion des Bodens (COH):

Die Parameterwerte für die Kohäsion wurden aus dem Handbuch des Bodenerosionsmodells „EUROSEM“ übernommen (Morgan et al. 1998). Laut Morgan (2001) können diese Werte problemlos für das MMF Modell übernommen werden.

5.4.3 Faktor Landform

Hangneigung (S):

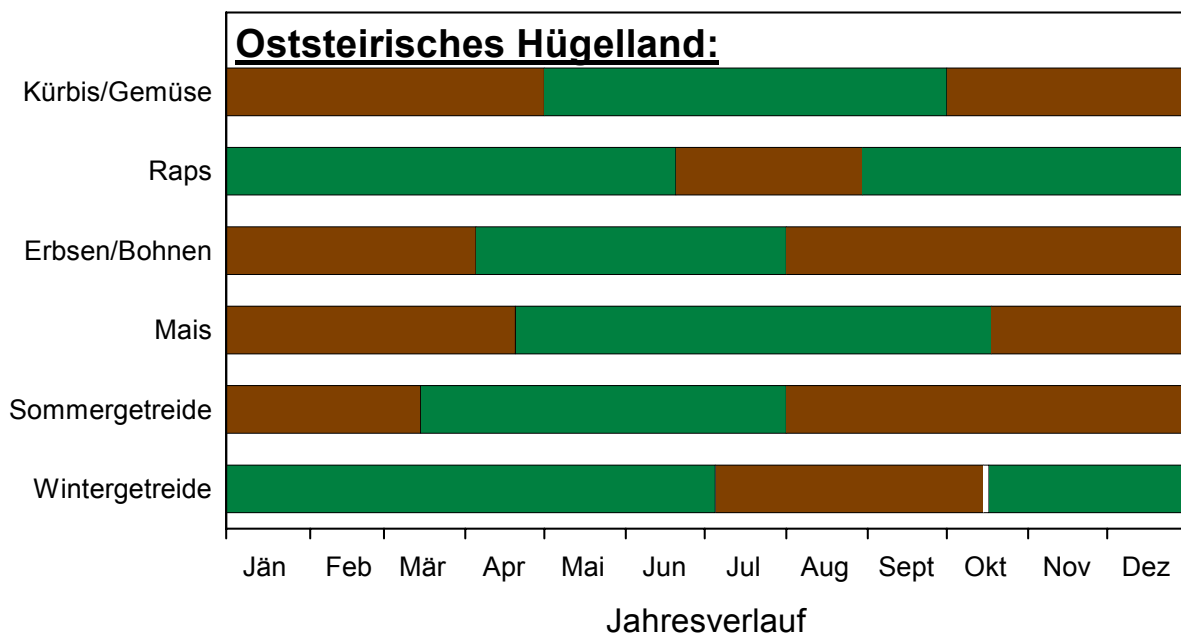
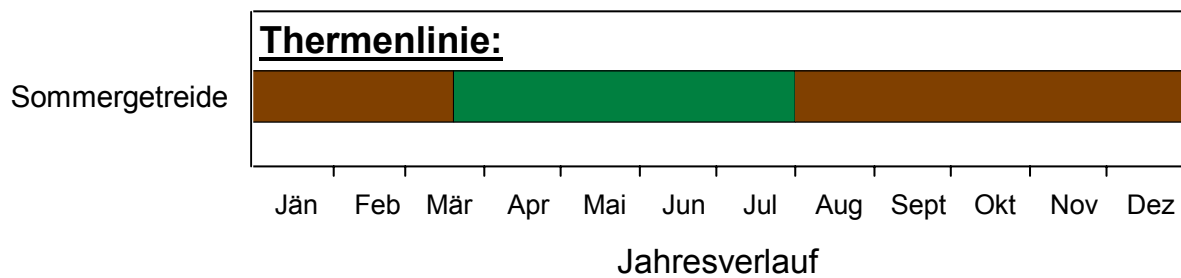
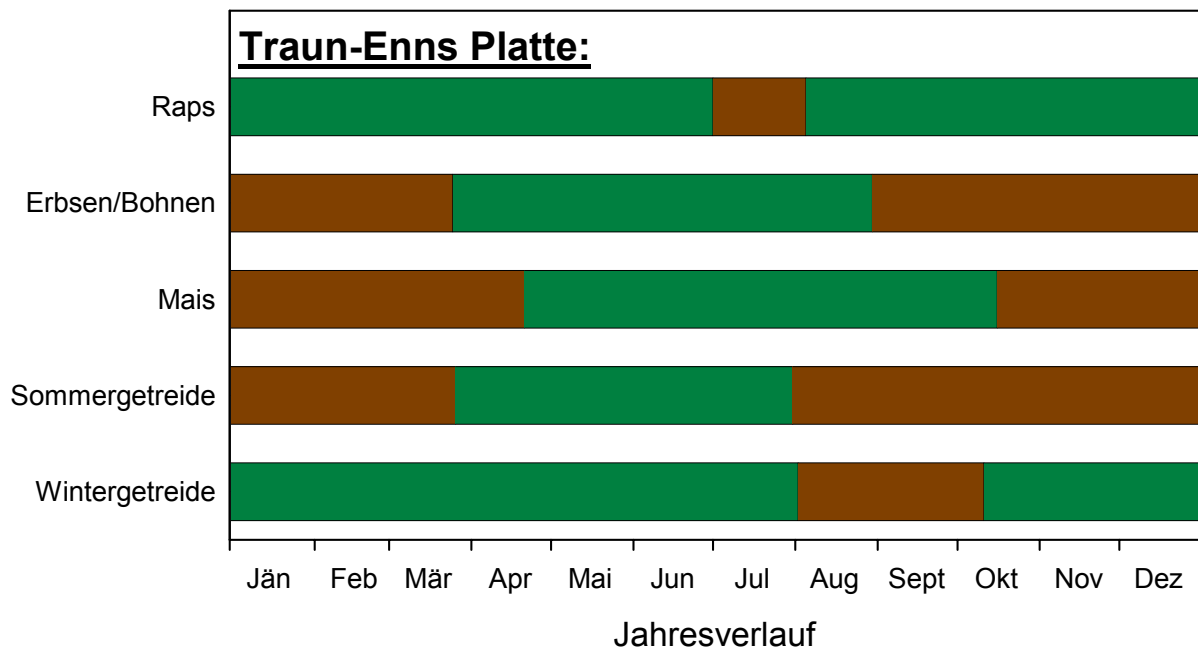
Die Hangneigung wurde im Geographischen Informationssystem PCRaster, in welchem das Erosionsmodell implementiert ist, berechnet. Die Basiswerte dazu lieferte das digitale Höhenmodell.

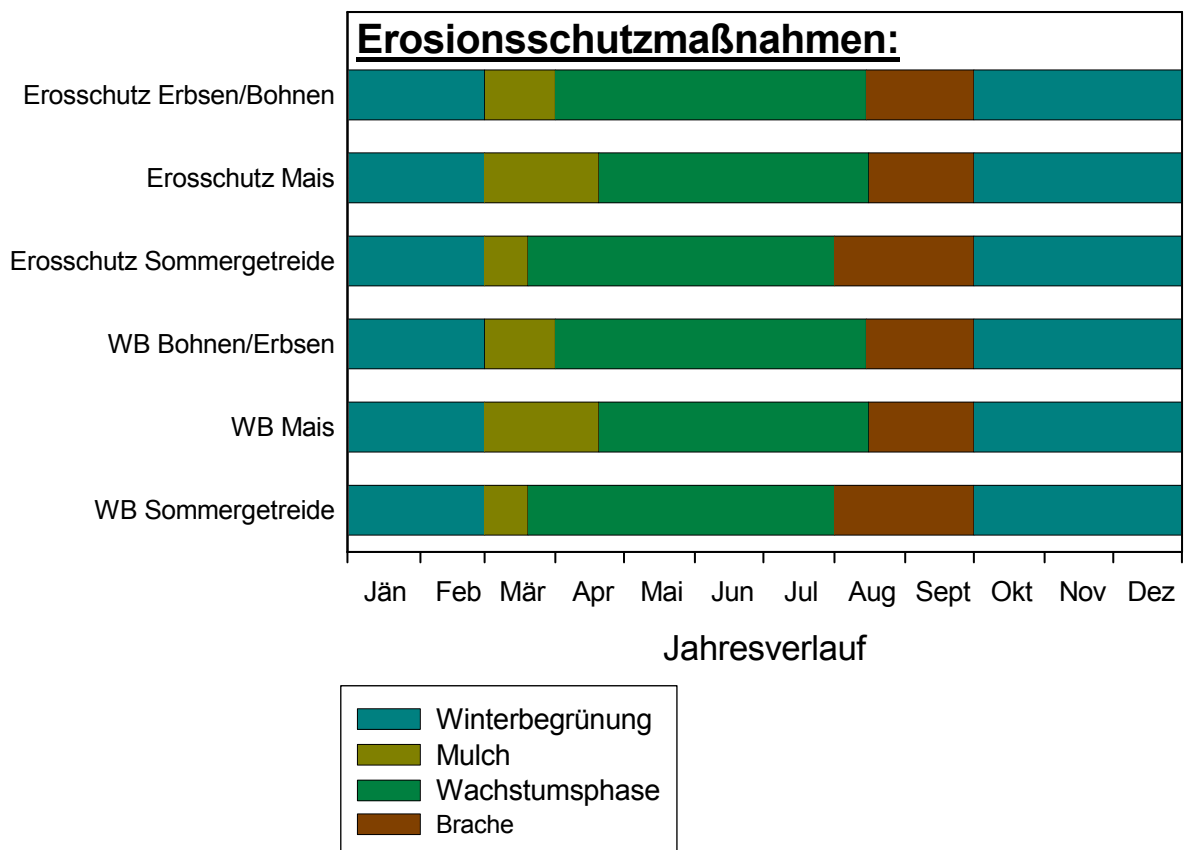
5.4.4 Faktor Vegetation

Die genauen Anbau- und Erntetermine der jeweiligen Pflanzenarten wurden mit Hilfe eines Fragebogens bei der jeweilig zuständigen Landwirtschaftskammer erhoben. Die Abb. 5.2 veranschaulicht Wachstums- und Brachephasen im Jahresverlauf eines Pflanzzyklus. Genauere Daten, wie die Ausbildung der Bodenbedeckung, die Entwicklung der Pflanzenhöhe, sowie diverse andere Pflanzenparameter können den Tabellen 9.2 bis 9.4 im Anhang entnommen werden. Maßnahmen der Bodenbearbeitung gingen ebenfalls in die Parameter Kohäsion und Lagerungsdichte ein und können diesen Tabellen entnommen werden.

Um die Wirkung der verschiedenen Feldfrüchte in Bezug auf ein Jahr simulieren zu können, wurden „Simulationsjahre“ zusammengestellt. Im Simulationsjahr steht nur eine Frucht am Feld, wodurch zum Beispiel Wintergetreide im Oktober gepflanzt wird und im Juli des selben Jahres zuvor geerntet wurde. Die Abbildung 5.2 stellt die Simulationsjahre der einzelnen Feldfrüchte und Erosionsschutzmaßnahmen graphisch dar.

Abb. 5.2: Pflanzzyklus im Jahresverlauf der verschiedenen Pflanzentypen in den drei Testgebieten und entsprechend der Erosionsschutzmaßnahmen





Interzeption (A):

Für die Parameterwerte der Interzeption der Pflanzen wurden empirisch ermittelte Jahreswerte von Fohrer et al. (1999) und Herwitz (1995) verwendet.

Verhältnis aktueller zu potentieller Evapotranspiration E_t/E_o :

Mit Hilfe der Methode von Penman-Monteith (Penman, 1956) wurden sowohl aktuelle als auch potentielle Evapotranspiration ermittelt und in das Modell MMF übertragen.

Der Beschirmungsgrad CC:

Die Vegetationsbedeckung CC drückt das Verhältnis der von Pflanzen und Pflanzenrückständen überschirmten Fläche zur gesamten Bodenoberfläche aus. Diese Fläche setzt den Regentropfen Widerstand entgegen und schützt so die Bodenoberfläche vor Splash-Erosion. Die verwendeten Werte (siehe Anhang 9.2.) wurde dem Parameterkatalog des Modells Erosion 2D/3D entnommen, dessen Daten in zahlreichen Feldmessungen in Sachsen in den Jahren 1978 – 1987 und 1992 – 1994 (Schmidt et al., 1996) gewonnen wurden. Die C-Werte (Bedeckungsfaktor) konnten monatsweise aufgrund der Landnutzung zugewiesen werden.

Eine Überprüfung der verwendeten Messungen von Erosion 2D/3D wurde 2003 stichprobenartig für einige Pflanzengruppen durchgeführt, um die

Übertragbarkeit dieser Daten auf österreichische Klimate zu überprüfen. Die Messungen mit Hilfe genormter Raster wurden in Ober- und Niederösterreich durchgeführt. Es wurden sowohl konventionelle Anbaumethoden, wie auch Direktsaat beobachtet und aufgezeichnet.

Bei der Bestimmung des Bedeckungsgrades wurde folgendermaßen vorgegangen: Fünf repräsentative Ausschnitte von 1m^2 wurden als Stichprobe pro Schlag vermessen. Die bedeckten Knotenpunkte des Rasters ($5 \times 5 \text{ cm}$) wurden ausgezählt, und der Anteil an der Gesamtfläche errechnet. Die Abbildungen 5.3 und 5.4 zeigen ein Beispiel für solche Messungen an zwei Feldfruchtarten in Oberösterreich.

Die in Schmidt et al. (1996) angegebenen Messwerte stimmen mit jenen für dieses Projekt erhobenen Daten sehr gut überein ($r= 0,98$; $n= 20$), und können somit für die Modellierung verwendet werden.



Abb. 5.3: Messung auf Wintergerste: 58%
Bedeckung (212 Tage)



Abb. 5.4: Klee gras (Mischung aus 5
Fruchtsorten): 16 % Bedeckung (23 Tage)

Der Bodenbedeckungsgrad CG:

Dieser Faktor differenziert sich in diesem Modell von herkömmlichen Bodenbedeckungsfaktoren insofern, als dass der Bedeckungsfaktor des Bodens direkt am Boden betrachtet wird. Der Widerstand, welcher dem Oberflächenabfluss entgegengebracht wird, soll hier Eingang finden. Die verwendeten Werte wurden ebenfalls dem Parameterkatalog des Modells Erosion 2D/3D entnommen (Schmidt et al., 1996), und sind im Anhang 9.3. aufgelistet.

Die Bodenbedeckungsfaktor C:

Als dritte Maßzahl für die Vegetationsbedeckung des Bodens geht der Bodenbedeckungsfaktor inklusive der Schutzmaßnahmen¹ der USLE in die Berechnungen mit ein. Er gibt an, um wie viel sich der Bodenabtrag relativ zum standortspezifischen langjährigen Schwarzbracheabtrag durch eine bestimmte Fruchtfolge verändert. Die hier im MMF-Modell verwendeten C-Faktoren (Tab. 5.5) wurden hauptsächlich aus den von Auerswald et al. (1986) ermittelten Tabellen für Bayern entnommen. Ein Großteil der Werte für ackerbaulich genutzte Vegetationsflächen wurde direkt aus den Tabellen der USLE verwendet (Wischmeier, Smith, 1978). Leprun et al. (1986) ermittelten in Langzeitmessungen die Werte für verschiedene Erosionsschutzmaßnahmen.

Tab. 5.5: C-Faktoren

Gruppe	Pflanzen	konventionell	Erosionsschutz z Ackerbau	Winterbegrünung	Mulch	Untersaat
1	Winterweizen	0.10	-	-	-	-
2	Sommergerste	0.10	0.09	0.09	-	-
3	Mais	0.43	0.07	0.28	-	-
4	Erbse/Bohne	0.40	0.07	0.26	-	-
5	Kartoffel/Rübe	0.30	-	-	-	-
6	Raps	0.10	-	-	-	-
7	Blumen	0.02	-	-	-	-
8	Gemüse/Kürbis	0.40	-	-	-	-
9	Grünland	0.02	-	-	-	-
10	Erdbeere	0.02	-	-	-	-
11	Wald	0.04	-	-	-	-
12	Obstbäume	0.10	-	-	-	0.03
13	Wein	0.59	-	-	0.09	0.03
14	Versiegelte Gebiete	1.00	-	-	-	-

Abtropfhöhe (Canopy droplet fall height):

Die kinetische Energie des Blattabflusses ist unter anderem auch von der Höhe der Pflanzendecke (PH) abhängig. Sie wurde auf Basis gewonnener Daten für das Modell RUSLE (Renard et al. 1997) ermittelt, und ist ebenfalls monatsweise abgeändert. Die jahreszeitliche Änderung der Abtropfhöhe wurde auf die örtlichen Verhältnisse angepasst. Dafür wurden die Anbau- und Erntetermine bei der jeweils zuständigen Landwirtschaftskammer ermittelt. Die verwendeten Daten der Abtropfhöhe verschiedener Pflanzen können im Anhang 9.4 entnommen werden.

5.5 Erosionssimulation und Diskussion der Ergebnisse

Zur Berechnung des Bodenabtrags wurden drei unterschiedliche Szenarien verwendet:

¹ CP-Faktor der USLE (Bodenbedeckungs-, Bodenbearbeitungs- und Erosionsschutzfaktor)

- A) Als erstes Szenario wurde angenommen, dass alle Flächen konventionell bearbeitet werden, dass also keine Erosionsschutzmassnahmen eingesetzt wurden (= minimaler Bodenschutz).
- B) Eine zweite Berechnung verwendet die tatsächlich eingesetzten Maßnahmen des ÖPUL für das Jahr 2002 (= aktueller Bodenschutz).
- C) Zum Vergleich mit dem simulierten aktuellen Bodenabtrag wurde als drittes ein Szenario mit dem höchst möglichen Schutz berechnet (= potentieller Bodenschutz).

Die Modellergebnisse werden als mittlerer, langjähriger, durchschnittlicher Bodenabtrag in Tonnen pro Hektar und Jahr angegeben. Es wurden meist Mittelwerte pro Grundstück berechnet. Zum Vergleich dazu wurden auch die Mittelwerte der gerasterten Pixel (5x5 m) im gesamten Teilgebiet berechnet. Durch die Differenz wird erkennbar, ob in einzelnen Teilgebiete punktuell sehr hohe Erosionsraten berechnet werden. Abweichende Berechnungen wurden entsprechend angeführt. Die Basis der Landnutzungsdaten bilden die INVEKOS-Daten des Jahres 2002. Da jedoch nicht alle Landwirte am ÖPUL-Programm teilnehmen, entstanden Datenlücken, also Grundstücke, denen keine eindeutige aktuelle Landnutzungs-kategorie zugeordnet werden konnte. Die Grundeinteilung in Wald, Acker und Grünland, wie sie bereits beim 2. Zwischenbericht verwendet wurde, konnte jedoch übernommen werden. Für jene Ackerflächen für die keine INVEKOS-Daten zur Verfügung standen, wurde daher eine typische dreigliedrige Fruchtfolge (Tab. 5.6) gewählt. Die genauen Termine der Saatbettbereitung, der Anbau- und Erntetermine wurden mit Hilfe eines Fragebogens bei der jeweilig zuständigen Landwirtschaftskammer ermittelt. Die Jahresdurchschnittswerte der Bodenerosion für diese dreigliedrige Fruchtfolge wurden in die Berechnungen miteinbezogen.

Tab. 5.6: Fruchtfolge im 3-Jahres-Zyklus

Frucht	Anbauermin	Erntetermin
Mais	25.Apr	15.Okt
Sommergerste	25.Mär	30.Jul
Winterweizen	10.Okt	1.Aug

Die Abbildungen 5.5 – 5.7 zeigen die Ergebnisse der Simulation der einzelnen Teilgebiete Traun-Enns-Platte, Thermenlinie und oststeirisches Hügelland ohne und mit Erosionsschutzmaßnahmen. Keine Erosion wurde definiert als Bereich bis 1 t/ha/a. Geringe Erosionsraten liegen zwischen 1 und 2 t/ha/a, mäßige Erosionsraten werden als zwischen 2 und 5 t/ha/a definiert. Diese Flächen können bereits als erosionsgefährdet bezeichnet werden. Der mittlere Abtragsbereich wurde festgelegt zwischen 5 und 10 t/ha/a. Hohe Erosionswerte liegen zwischen 10 und 20 t/ha/a, über 20 t/ha/a kann als Extremabtrag bezeichnet werden (siehe Tab. 5.7). Die Einteilung in Klassen erfolgte aufgrund der Annahme, dass durch das Modell keine höhere Prognosegenauigkeit erreicht werden kann. Bodenabträge über 10 t/ha/a werden z.B. in den USA als nicht

tolerierbar für eine nachhaltige Nutzung angesehen (USDA, 1979). Bereits Gebiete ab 2 t/ha/a können als erosionsgefährdet eingestuft, da es auf ihnen bei Starkregenereignissen zu stark erhöhtem Abtrag kommen kann. Für flachgründige Böden, wie sie als Rendzinen, Pararendzinen und Ranker vorkommen, setzen Schwertmann et al. (1987) sogar die Toleranzgrenze bei 1 t/ha/a fest. Solche Böden befinden sich zum Beispiel im südlichen Bereich der Thermenlinie. Die Erosionssimulationen bestätigen die Erosionsgefährdung der Gebiete mit diesen Bodentypen.

Tab. 5.7: Klassifikation der Bodenabträge

	Erosionsrate t/ha/a
Keine Erosion	< 1
Geringe Erosion	1-2
Mäßige Erosion	2-5
Mittlere Erosion	5-10
Hohe Erosion	10-20
Sehr hohe Erosion	>20

Allgemeine Aussagen zu Modellgenauigkeit und Besonderheiten der Erosionssimulationen

Selbst unter Bedingungen, bei denen alle Einflussgrößen des Bodenerosionsprozesses genau bekannt sind, können Erosionsprognosen durch Modelle nur mit begrenzter Genauigkeit getätigt werden. Für das oftmals verwendete Erosionsmodell USLE (Wischmeier and Smith, 1978) liegt die Prognosegenauigkeit (Risse et al., 1993) bei ca. ± 1.5 t/ha/a (bei genauer Kenntnis aller notwendigen Eingangsdaten). Für das Modell MMF liegen zwar keine Berechnungen der Prognosegenauigkeit vor, ähnliche Grenzen sind aber zumindest anzunehmen. Außerdem sind Aussagen über Bodenabträge unter 1 t/ha/a ebenfalls nicht mehr bewertbar.

Der Bodenabtrag wird auf Basis der Landnutzungsdaten aus dem Jahr 2002 berechnet, da keine genauen langjährigen Fruchtfolgedaten zur Verfügung standen. Da Bodenerosion sehr stark durch den Faktor Vegetation beeinflusst wird, spiegeln die absoluten Erosionsraten nur das Jahr 2002 wider. Dies kommt vor allem im Testgebiet der Traun-Enns-Platte zum Tragen, da dem Ackerbau Fruchtfolgezyklen unterliegen. Wein- und Obstbau hingegen sind mehrjährige Fruchtarten. In diesem Zusammenhang soll auch darauf hingewiesen werden, dass die berechneten Bodenabträge keine relative Wertung der Erosionsgefährdung einzelner Kulturen darstellen, weil die erosionsbeeinflussenden Faktoren (z.B. Hangneigung) auf den verschiedenen Parzellen natürlich unterschiedlich waren. Deshalb ist es möglich, dass z.B. die durchschnittliche Erosionsneigung von Sommergetreide einen ähnlichen Wert wie die durchschnittliche Erosionsneigung von Mais annimmt, obwohl unter gleichen Ausgangsbedingungen Sommergetreide wesentlich weniger erosionsanfällig ist als Mais. Weiters sind zum Beispiel jene 3 % der Grundstücke mit

Bohnen und Erbsen (Traun-Enns-Platte) in diesem Jahr auf Flächen mit relativ hoher Hangneigung gepflanzt worden, weswegen die relativ hohen Abtragswerte entstanden sind. Diese Unsicherheit gilt für alle drei Untersuchungsgebiete. Daher ist den relativen Wirkungen (Reduktionen) mehr Bedeutung zuzumessen als den absoluten Bodenabträgen.

Validierung der Ergebnisse:

Um die Qualität des Modells MMF und die Richtigkeit der Daten zu überprüfen, wurde für einige Schläge aus den drei Teilgebieten auch die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (Schwertmann et al., 1987) zur Bodenerosionsberechnung angewendet. Soweit dies möglich war, wurden die Eingangsparameter des Erosionsmodells MMF übernommen. Der Regenerositätsfaktor (R-Faktor) wurde über die von Strauss et al. (1995) angegebene Beziehung berechnet. Er beträgt für die Traun-Enns-Platte 81 N/h, für die Thermenregion 53 N/h und für die Oststeiermark 62 N/h. Dementsprechend gehen die erosivsten Niederschläge in der Traun-Enns-Platte nieder.

Der Vergleich der beiden Bodenerosionsmodelle ergibt eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse für den mittleren Bodenabtrag pro Grundstück. Dies bestätigt ein Korrelationskoeffizient von 0,92 zwischen den Modellen. Die Ergebnisse der USLE liegen dabei im Mittel um 1,2 t/ha über den Ergebnissen des MMF. Dies trägt der Tatsache Rechnung, dass in die USLE die Hanglänge als erosiver Hangabschnitt eingeht, der Einfluss von Hangschulter und Hangfuß werden unterschätzt. Eine Überschätzung von Abtragswerten die mit der USLE berechnet wurden, konnte auch in anderen Untersuchungen festgestellt werden (Strauss, 2003).

5.5.1 Szenario 1: keine ÖPUL-Maßnahmen (konventioneller Anbau)

Die durchschnittliche Erosionsrate im Teilgebiet **Traun-Enns-Platte** wurde mit 4,2 t/ha/a ($s_x = 3,5$) berechnet. Im Mittel pro Grundstück liegen die Erosionsraten bei nur 2 t/ha/a. Dies ergibt sich aus teilweise punktuell sehr hohen Erosionsraten, die im Mittel pro Grundstück weniger stark gewichten als im gesamten Einzugsgebiet. Der relativ geringe durchschnittliche Abtragswert im Teilgebiet resultiert daraus, dass auf nur 14 % der Grundstücke Ackerfruchtarten mit erhöhter Erosionsneigung, wie Sommergetreide, Mais und Bohnen (Klasse: 2, 3 und 4) gepflanzt wurden. Ein Drittel der Fläche oder 66 % der Grundstücke sind Wiesen, Wald oder Siedlungsgebiete, in denen kaum Bodenabtrag stattfindet. Unter Grünland findet keine Erosion statt. Waldgebiete erzeugen minimale Abtragswerte in einer Größenordnung von 10^{-3} t/ha/a. Diese Werte entstehen an Hangflanken an denen sich Wasser sammelt und so zu verstärkten Oberflächenabfluss führt. Es entsteht Oberflächenerosion in minimalem Ausmaß. Hohe Abtragswerte entstehen ausschließlich auf Ackerflächen auf denen die Fruchtarten Sommergetreide, Wintergetreide, Mais, Erbsen und

Bohnen gepflanzt wurden. Knapp 11 % der Grundstücke weisen eine Erosion von über 2 t/ha/a aus, und können bereits als erosionsgefährdet bezeichnet werden. 5 % der Grundstücke haben eine Erosionsrate von 10 t/ha/a und mehr. Diese Grundstücke mit hoher Erosion umfassen eine Größe von 184 ha von insgesamt 1761 ha, also rund 10 % des Teilgebietes. Der Anteil der Grundstücke mit sehr hoher Erosion (>20 t/ha/a) ist relativ gering, und liegt bei 2 %. Das heißt von den 5 % der Grundstücke mit Abtragsraten über 10 t/ha/a besitzen 40 % extrem hohe Erosionsraten.

Die Ackergebiete der Traun-Enns-Platte liegen größtenteils in sehr flachen Gebieten mit einer Hangneigung zwischen 1-5°. Steilere Gebiete sind bewaldet oder mit Grünland bedeckt. Dies erklärt die relativ geringe Erosionsgefährdung. Für Ackerflächen wurden durchschnittliche Bodenabträge im Mittel von 6,5 t/ha/a berechnet. Die Abtragsraten für einzelne Grundstücke lagen größtenteils im Bereich von 2-10 t/ha/a. 10 % der Ackerflächen haben Abtragswerte über 20 t/ha/a und sind als extrem erosionsgefährdet einzustufen (Abbildung 5.5).

Im Teilgebiet **Oststeirisches Hügelland** prägen wesentlich steilere Hänge den Landschaftscharakter. Nahezu 40 % des Gebietes besitzen eine Hangneigung von über 10°. Da jedoch nahezu 70 % dieser steilen Flächen verbaut sind oder durch Wald oder Wiese geschützt sind, ist die Bodenerosion im Teilgebiet dennoch nicht sehr hoch. Nur 1 % des Ackerlandes befindet sich auf steilen Feldern über 10° Neigung. Der durchschnittliche Bodenabtrag im Teilgebiet der Oststeiermark beträgt deshalb nur 1,6 t/ha/a bezogen auf die Gesamtfläche, 1 t/ha/a im Mittel pro Grundstück.

Die Abbildung 5.6 bestätigt, dass im gesamten Teilgebiet auf ca. 60 % der Fläche kaum Bodenabtrag stattfindet. Diese Gebiete sind durch Versiegelung, Wälder oder Wiesen geschützt. Auf 8 % des Teilgebietes werden Getreide, Mais oder Bohnen gepflanzt. Hier entstehen allerdings Bodenabträge bis zu 50 t/ha/a pro Grundstück und durchschnittlich 6,3 t/ha/a pro Grundstück. Höhere Erosionswerte fanden sich auf Weinhängen (1 % der Fläche) mit durchschnittlich 8 t/ha/a. Für Obstgärten ergaben sich mittlere Abträge von 3,2 t/ha/a. Ein Drittel der Grundstücke mit Obstbäumen wies eine Bodenerosion von über 2 t/ha/a, diese Gebiete sind bereits erosionsgefährdet.

Abb. 5.5: Gegenüberstellung der Erosionsraten im Teilgebiet der Traun-Enns-Platte bei konventionellem Anbau (Szenario 1 - links), Situation 2002 (Szenario 2 - mitte) und potentieller Erosionsschutzmaßnahme (Szenario 3 -rechts)

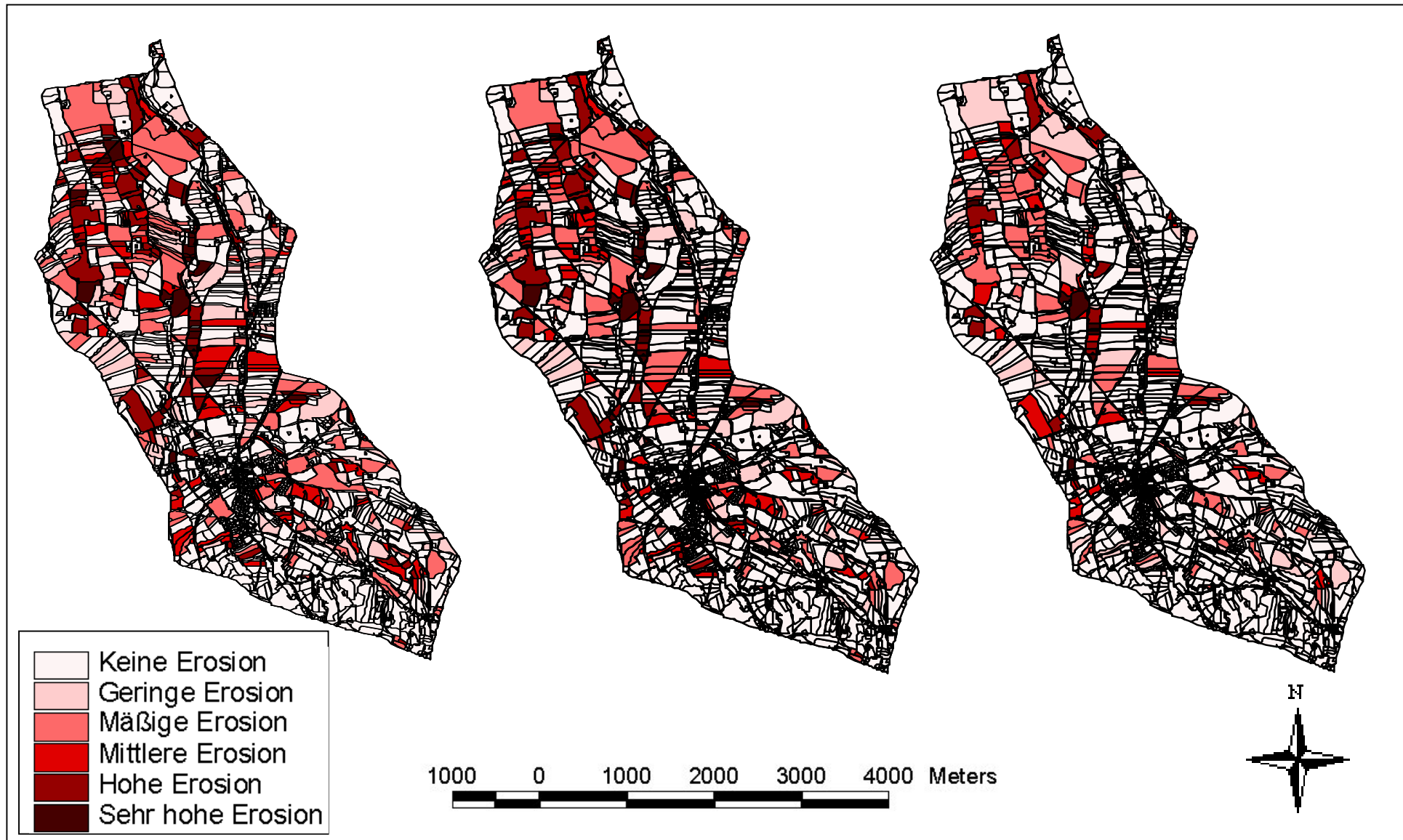


Abb. 5.6: Gegenüberstellung der Erosionsraten des Teilgebietes im Oststeirischen Hügelland bei konventionellem Anbau (Szenario 1 - oben), Situation 2002 (Szenario 2 - mitte) und potentieller Erosionsschutzmaßnahme (Szenario 3 - unten)

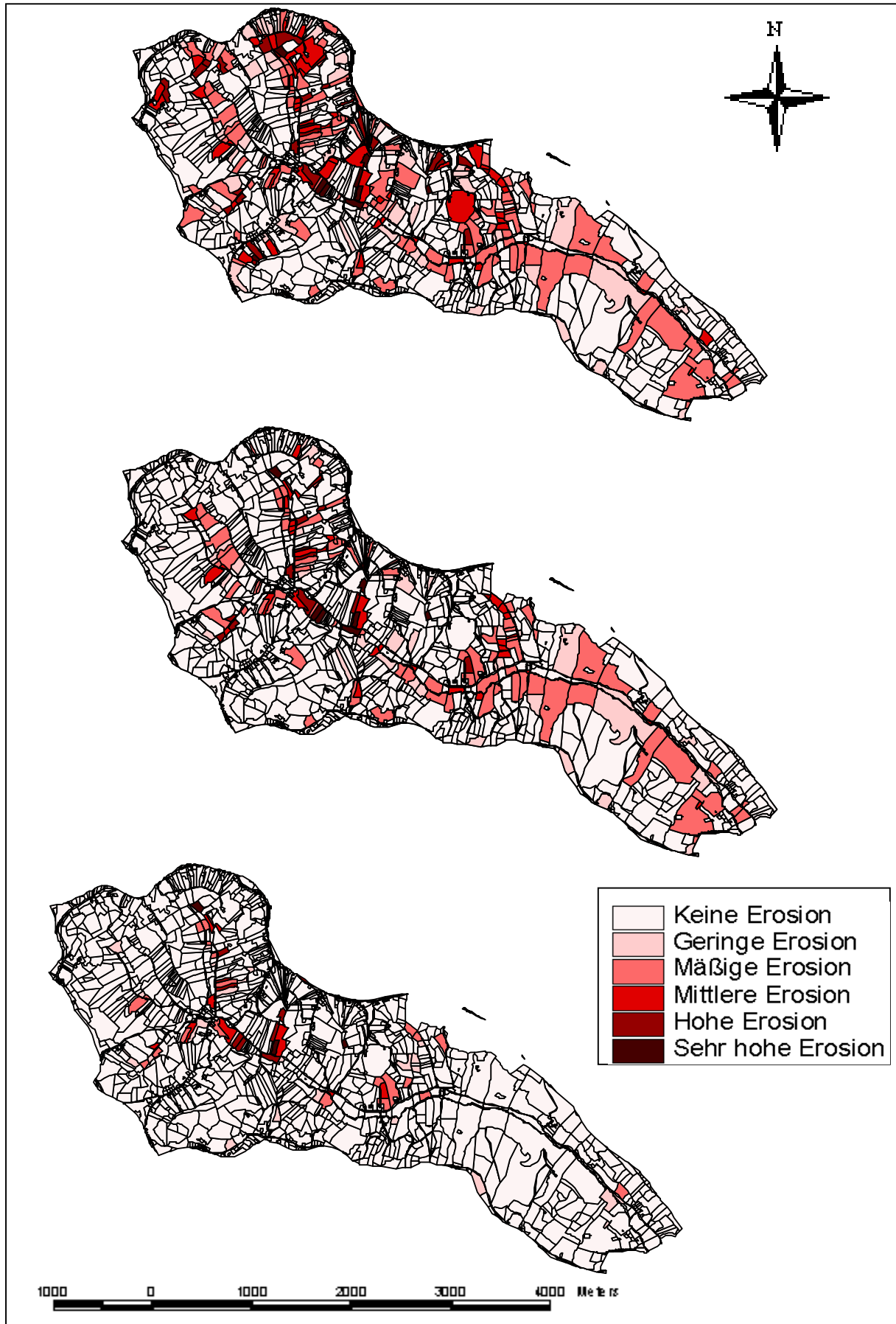
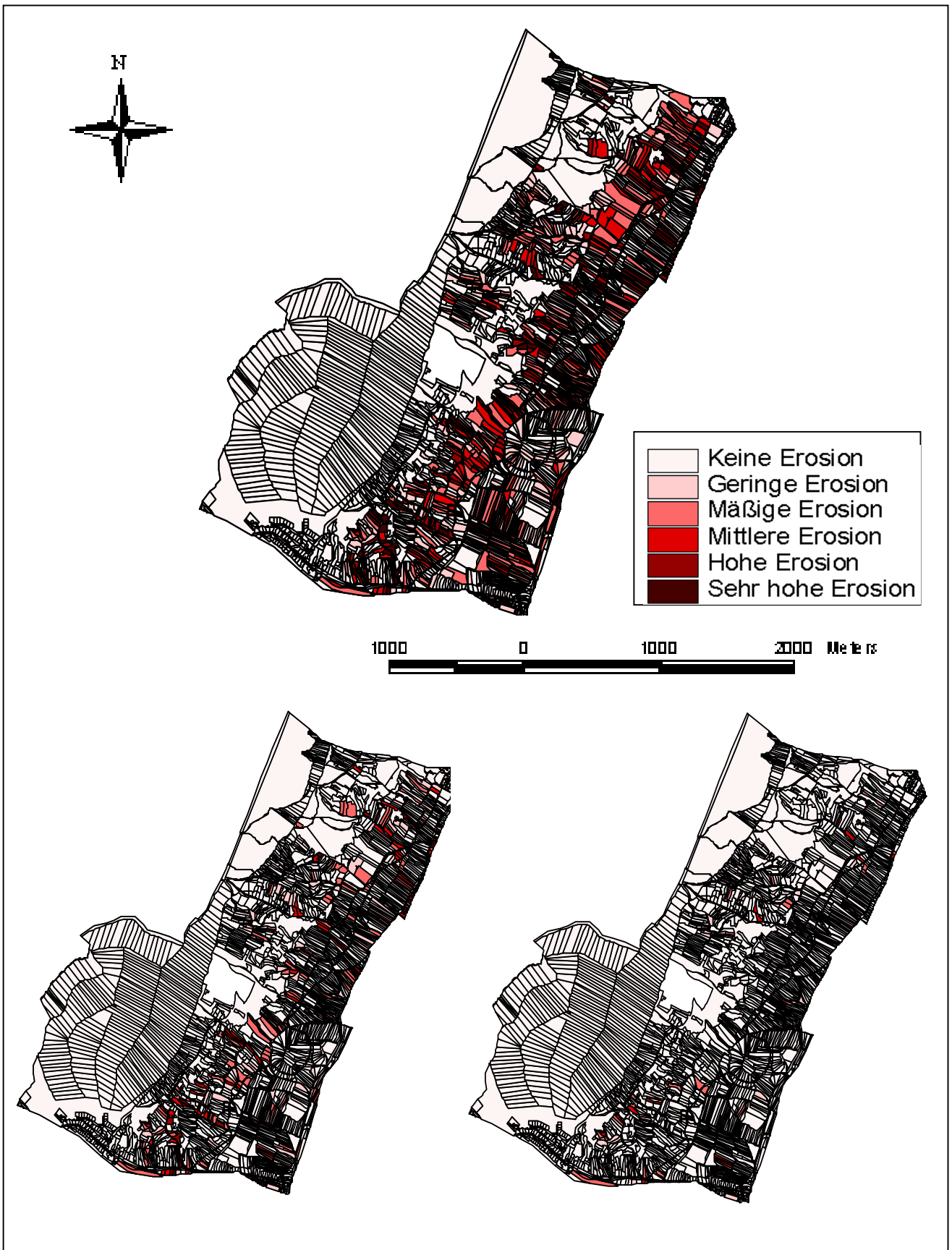


Abb. 5.7: Gegenüberstellung der Erosionsraten des Teilgebietes in der Thermenlinie bei konventioneller Anbaumethode ohne Schutzmaßnahme (Szenario 1 - oben), Situation 2002 – Reduktion durch Mulch (Szenario 2 - unten links) und Situation 2002 – Reduktion durch Untersaat (Szenario 2 - unten rechts)



Abb. 5.8: Gegenüberstellung der Erosionsraten des Teilgebietes in der Thermenlinie bei konventioneller Anbaumethode ohne Schutzmaßnahme (Szenario 1 - oben), Maximaler Erosionsschutz – Reduktion durch Mulch (Szenario 3 - unten links) und Maximaler Erosionsschutz – Reduktion durch Untersaat (Szenario 3 - unten rechts)



In Abbildung 5.7 wird deutlich wie der durchschnittliche Bodenabtrag eines Gebietes das tatsächliche Bild verfälschen kann. Für das Teilgebiet der **Thermenlinie** wurde ein durchschnittlicher Bodenabtrag von 7 t/ha/a berechnet. Der Westen des Untersuchungsgebietes besteht ausschließlich aus Wald (> 50 % der Fläche), weitere 10 % der Fläche sind Wiesenflächen oder versiegelte Flächen. In diesen Gebieten werden Bodenabträge im Bereich von 10^{-2} t/ha berechnet. Der Großteil der Bodenerosion wird auf 35 % der Fläche im Osten des Teilgebietes gemessen. Auf den 3 % der Ackerflächen die mit Feldfrüchten bebaut wurden, wurde ein mittlerer Abtrag von 4,2 t/ha pro Jahr ermittelt. Jedoch handelt es sich hierbei größtenteils um Werte, welche mit Hilfe der 3-Jahres-Fruchtfolge (Tab. 5.6) ermittelt wurden. Nur weitere 3 % der Feldfrüchte konnten näher klassifiziert werden.

Das landschaftliche Bild der Thermenlinie wird geprägt durch den Weinbau. Der durchschnittliche Abtrag im Weinbau liegt pro Grundstück bei 9,5 t/ha im Jahr. Nahezu ein Drittel der Grundstücke weisen dabei Erosionsraten über 5 t/ha/a auf, und gelten als erosionsgefährdet. Von diesen besitzen noch 8,5 % der Grundstücke Abtragsraten von über 20 t/ha und fallen somit in die Klasse der sehr hohen Erosionswerte. Diese Flächen liegen vor allem auf Hangneigungen ab 10° . Eine Korrelation zwischen Hangneigung und Bodenabtrag ist erkennbar. 60 % der Grundstücke mit Abtragsraten über 10 t/ha befinden sich in Gebieten ab 5° Hangneigung. Ein Drittel der Flächen mit hoher Erosion befindet sich in Gebieten über 10° Neigung. Erosionsverstärkend wirkt sich hier die Tatsache aus, dass nahezu alle Grundstücke parallel zum Hangverlauf angelegt wurden, was den Abflussgradienten der Erosion noch verstärkt.

Erosionsverringern wirkt sich im Teilgebiet Thermenlinie ein relativ geringer mittlerer Jahresniederschlag von 660 mm aus. Außerdem liegen Teile der Weinberge auf Böden, die eine niedrige Erodibilität aufweisen. Würden schlechtere Grundvoraussetzungen in diesem Teilgebiet vorliegen, würden sich die Abtragswerte nochmals deutlich erhöhen.

5.5.2 Szenario 2: ÖPUL-Maßnahmen - Situation 2002

Im Jahr 2002 haben im **Teilgebiet der Traun-Enns-Platte** nur wenige Betriebe Erosionsschutzmaßnahmen im Rahmen des ÖPUL-Programms eingesetzt. Auf 7 % der ackerbaulich genutzten Fläche des Teilgebietes wurde die ÖPUL-Maßnahme 2.23 Erosionsschutz im Ackerbau auf Flächen eingesetzt, auf denen zuvor die Maßnahme 2.22 Begrünung im Herbst und Winter angewandt worden war. Die Anwendung der Begrünung im Winter ohne darauffolgende Schutzmaßnahmen im Frühling wurde von den Landwirten stärker akzeptiert und wurde auf 30 % des Ackerlandes angewendet. Bei dieser Analyse wurde der Anbau von Wintergetreide, welcher auch in der Maßnahme Winter-begrünung enthalten ist, als Maßnahme ausgeschlossen, da dieser bereits im Szenario 1 mitberechnet wurde. Darüber hinaus können nach Wintergetreide unter

bestimmten Umständen im Jahresverlauf relativ hohe Bodenabträge aufgrund der Brache in den Monaten August und September erzeugt werden.

Tab. 5.8: Reduktion der Bodenerosion im Teilgebiet der Traun-Enns-Platte auf Grundstücken mit ÖPUL-Maßnahmen: Vergleich der Ackerflächen mit Schutzmaßnahmen Situation 2002 und ohne Maßnahmen (Bodenabträge in t/ha/a)

Maßnahme	Bodenabtrag ohne Schutz (Szenario 1)	Situation 2002 (Szenario 2)	Reduktion in %
Winterbegrünung bei Sommergetreide	3,3	2,6	21
Winterbegrünung bei Mais	11,1	5,6	50
Winterbegrünung bei Bohnen/Erbsen	20,0	13,6	32
Erosionsschutz Sommergetreide	9,1	2,4	74
Erosionsschutz Mais	9,8	2,5	74
Erosionsschutz Bohnen/Erbsen	4,3	0,7	83

Auf der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche (ohne Grünland) wurde der Abtrag um 23 % reduziert, obwohl Maßnahmen auf 37 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche angewandt wurden. Das ist darauf zurückzuführen, dass die wirklich effektiven Erosionsschutzmaßnahmen Mulchen und Direktsaat nur auf 7 % der Flächen eingesetzt wurden. Auf den restlichen Flächen wurde nur Winterbegrünung durchgeführt. Durchschnittlich konnte der Bodenabtrag auf Ackerflächen auf 5 t/ha/a reduziert werden. Von den 10 % jener Grundstücke, welche die höchste Erosionsrate ohne Schutzmaßnahmen aufweisen, wurden im Jahr 2002 50 % mit Schutzmaßnahmen belegt. 22 % der Maßnahmen wurden auf Grundstücken angewendet, welche ohne Schutz Abtragswerte über 10 t/ha/a hätten. Die Abbildung 5.9 zeigt die gute Übereinstimmung zwischen hohen Abtragswerten ab 5 t/ha/a und der Anwendung der Schutzmaßnahmen. Die Abbildung zeigt allerdings auch, dass sehr viele Flächen, mit hohen Erosionsraten noch nicht mit einer Schutzmaßnahme belegt wurden. Vor allem diese Flächen sollten in das ÖPUL-Programm miteinbezogen werden. Teile des Teilgebietes, vor allem im Norden, erhielten 2002 eine Schutzmaßnahme, obwohl diese laut der berechneten Abtragswerte nicht stark erosionsgefährdet sind.

Dieses Ergebnis wird auch von der Literaturlauswertung bestätigt, in welcher durchschnittliche Reduktionen des Bodenabtrags von 70 % ermittelt wurden. Sowohl bei Winterbegrünung alleine als auch in weit stärkerem Masse durch die Erosionsschutzmaßnahmen im Frühling kommt es zu einer erheblichen Verringerung des Abtrags. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Mais eine sehr erosionsgefährdete Kulturart ist, und durchschnittlich unter Mais ohne Schutzmaßnahmen Abtragswerte von 10 t/ha/a entstehen. Diese konnten im Jahr 2002 im Durchschnitt auf 4,1 t/ha/a reduziert werden. Ähnliches gilt auch für die Kulturarten Bohnen und Erbsen. Es kam zu einer durchschnittlichen Reduktion des Abtrags um 58 %.

Stellt man über die betriebsbezogenen Angaben den Bezug zum gesamten Testgebiet her, so wurde 2002 auf 59 % der Ackerflächen Winterbegrünung

(inkl. Wintergetreideanbau) bzw. auf 4,5 % Erosionsschutz im Ackerbau angewendet. Im Vergleich dazu waren 1999 zwar noch 63 % winterbegrünt, jedoch waren nur 0,1 % der Flächen mit Erosionsschutz versehen. Dieser Trend zum Erosionsschutz sollte zielgerichtet verstärkt werden.

Im **Teilgebiet des Oststeirischen Hügellandes** wurde Erosionsschutz im ÖPUL von den Landwirten stärker angenommen. Im Jahr 2002 wurden auf 54 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (ohne Grünland) Erosionsschutzmaßnahmen angewendet. Der größte Anteil der Maßnahmen wurde dabei im Obstbau angewendet, wobei 68 % der angewandten Maßnahmen flächendeckender Erosionsschutz im Obstbau war. 3 % der Erosionsschutzmaßnahmen waren Grundbegrünung, bei welcher nur jede 2. Reihe bepflanzt wird. Weitere 20 % der Maßnahmen waren Winterbegrünungen im Ackerbau bei Mais, Sommergetreide, Bohnen und Erbsen. 9 % fielen auf Erosionsschutz im Weinbau. Es wurde im gesamten Teilgebiet kein Mulchen oder Direktsaat (Maßnahme 2.23. Erosionsschutz im Ackerbau) durchgeführt. Auf einigen wenigen Grundstücken (21 Grundstücke) wurde Begrünung im Weinbau vorgenommen. Durch die Anwendung der Schutzmaßnahmen kam es im Jahr 2002 zu einer Reduktion der Bodenerosion von 1,6 t/ha/a auf 1,0 t/ha/a gegenüber dem durchschnittlichen Abtrag ohne Schutz (Abb. 5.6), bezogen auf die Gesamtfläche. Bezogen auf die landwirtschaftlichen Nutzfläche (ohne Grünland) wurde eine Reduktion des Abtrags von 4,1 t/ha/a auf 2,4 t/ha/a berechnet. Auf 85 % der Obstgartengrundstücke wurden im Jahr 2002 Erosionsschutzmaßnahmen durchgeführt (82 % flächendeckende Bodenbedeckung, 3 % mit 50 % Begrünung). Dies führte zu einer Reduktion des Bodenabtrags um 77 %, von 3,2 t/ha/a auf 1,7 t/ha/a (Abb. 5.6 und Tab. 5.11). Aus Tabelle 5.9 wird ebenfalls ersichtlich, wie effizient ein Erosionsschutz im Obst- bzw. Weinbau ist. Durch eine Dauerbegrünung der Fahrgassen kann der Bodenabtrag zumindest im Modell auf 0 t/ha/a reduziert werden. In der Realität wird aufgrund der nicht 100%-igen Bodenbedeckung sicherlich Bodenerosion auftreten, allerdings in einem Ausmaß, der mit der Genauigkeit von derzeit zur Verfügung stehenden Modellen nicht erfasst werden kann.

Tab. 5.9: Reduktion der Bodenerosion im Teilgebiet der Oststeiermark an Grundstücken mit der Anwendung von ÖPUL-Maßnahmen: Vergleich der Ackerflächen mit Schutzmaßnahmen Situation 2002 und ohne Maßnahme. Bodenabträge in t/ha/a

Reduktion des Bodenabtrags	Bodenabtrag ohne Schutz (Szenario 1)	Situation 2002 (Szenario 2)	Reduktion in %
Winterbegrünung bei Sommergetreide	2,9	2,2	24
Winterbegrünung bei Mais	8,4	6,0	29
Winterbegrünung bei Bohnen/Erbsen	9,8	6,9	29
Erosionsschutz Obst	3,1	0,1	95
Erosionsschutz Obst 50%	2,7	2,5	9
Erosionsschutz Wein (Untersaat)	7,9	0,0	100

Größtenteils wurden die Erosionsschutzmaßnahmen in jenen Gebieten angewendet, in denen es ansonsten zu sehr hohen Abträgen gekommen wäre.

Auf 10 % der Grundstücke mit dem höchsten Erosionsrisiko wurden 2002 71 % mit einer Schutzmaßnahme belegt (Abb. 5.9). In diesem Bereich kam es zu einer Reduktion des Abtrags um 39 %. Auf den verbleibenden Flächen mit hohem Erosionsrisiko (vorwiegend Ackerflächen) könnte mit Erosionsschutzmaßnahmen eine erhebliche Reduktion erzielt werden.

Im gesamten Testgebiet wurden 2002 bereits auf 87 % der Obstbaufläche und 73 % der Weinbaufläche spezieller Erosionsschutz angewendet. Im Vergleich dazu waren die Anteile 1999 erst bei 59 % bzw. 39 %. Der Anteil der Ackerflächen mit Winterbegrünung hat von 18 % auf 17 % leicht abgenommen. Die Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau wurde bisher noch nicht eingesetzt. Aufgrund des zusätzlichen Reduktionspotentials wird empfohlen den Einsatz der spezifischen Erosionsschutzmaßnahmen auch im Ackerbau zu forcieren.

Im **Teilgebiet in der Thermenlinie** finden die im ÖPUL vorgeschlagenen Schutzmaßnahmen gegen Erosion nur eingeschränkt Anwendung. Auf 41 % weinbaulich genutzten Fläche wird ein ganzheitlicher Schutz entsprechend ÖPUL-Maßnahme 2.25 Erosionsschutz im Weinbau durchgeführt. Auf weiteren 5 % wird Erosionsschutz auf 50 % des Grundstücks eingesetzt.

Generell kann man zwischen zwei Arten des Erosionsschutzes im Weinbau unterscheiden, die jedoch beide in der Maßnahme 2.25 Erosionsschutz im Weinbau enthalten sind. Bezüglich der Resultate ergeben sich jedoch maßgebliche Unterschiede, welche der beiden Maßnahmen zur Anwendung kommt. Einerseits können die Fahrgassen zwischen den Reben in der Zeit vom 1.11. bis 30.04. mit diversen Mulcharten (Stroh, Rinde, Grünguthäckselabdeckung) bedeckt sein. Andererseits können die Fahrgassen auch dauerhaft begrünt sein. Beide Arten sollen hier evaluiert werden. Der Unterschied in den Erosionsraten ist auch aus Abbildung 5.7 ersichtlich.

Auf 25 % der Weinberge wurde flächendeckende Bodenbedeckung in jeder Fahrgasse durchgeführt, auf 7 % der Weinberge wurde nur jede 2. Fahrspur bedeckt. Bezogen auf die Weingebiete ergibt dies eine Reduktion von 17 % bei Mulchen und von 24 % bei dauerhafter Begrünung. Der Bodenabtrag unter Acker veränderte sich im Jahr 2002 (Szenario 2) im Vergleich zu Szenario 1 nicht, da keine Maßnahmen im Ackerbau durchgeführt wurden.

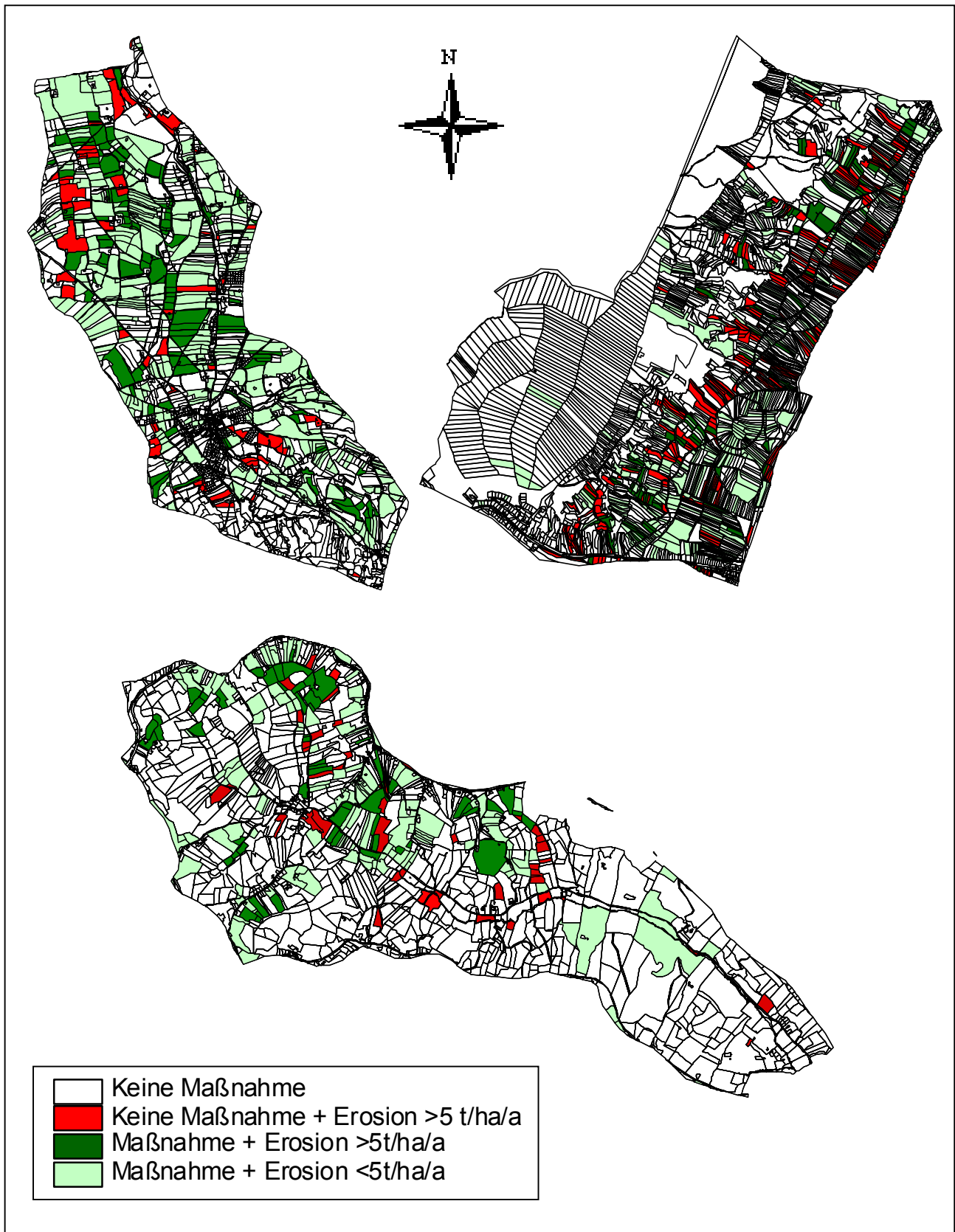
Tab. 5.10: Reduktion der Bodenerosion im Teilgebiet der Thermenlinie an Grundstücken mit der Anwendung von ÖPUL-Maßnahmen: Vergleich der Ackerflächen mit Schutzmaßnahmen Situation 2002 und ohne Maßnahme; Bodenabträge in t/ha/a

Reduktion des Bodenabtrags	Bodenabtrag ohne Schutz (Szenario 1)	Situation 2002 (Szenario 2)	Reduktion in %
Erosionsschutz Wein (Mulch)	5,0	1,9	62
Erosionsschutz Wein (Untersaat)	5,0	0,7	85
Erosionsschutz Wein 50% (Mulch)	5,7	4,6	19
Erosionsschutz Wein 50% (Untersaat)	5,7	4,0	30

Nur 22 % der angewendeten Maßnahmen wurden auf jenen Flächen durchgeführt, die Erosionsraten über 5 t/ha/a haben. Von den erosionsgefährdetsten 20 % des Teilgebietes wurden im Jahr 2002 32 % mit Schutzmaßnahmen belegt. Dies bestätigt auch Abbildung 5.9. 310 Grundstücke mit Wein haben noch Erosionsraten über 5 t/ha/a. Diese sollten mit Schutzmaßnahmen belegt werden.

Bezogen auf die Weinbaufläche war 2002 der Anteil an Flächen mit Erosionsschutz im gesamten Testgebiet mit 24 % nahezu ident mit dem im Teilgebiet. Im Jahr 1999 wurde diese Maßnahme noch nicht angewendet. Dieser starken Zunahme im Weinbau steht eine Abnahme der Winterbegrünung von Ackerflächen von 76 % auf 48 % gegenüber. Die Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau kam bisher noch nicht zur Anwendung. Es wird empfohlen den Anteil an Erosionsschutz weiter zu heben und den möglichen Einsatz von Maßnahmen im Ackerbau im Testgebiet zu prüfen.

Abb. 5.9: Übereinstimmung zwischen Anwendung einer Ölpul-Erosionsschutzmaßnahme und Grundstücken mit hohem Erosionsrisiko



5.5.3 Szenario 3: höchst möglicher Erosionsschutz basierend auf ÖPUL-Maßnahmen

Zur Abschätzung der erreichbaren Erosionsminderung der jeweiligen ÖPUL-Schutzmaßnahme gegen Bodenerosion sollte auch die maximale Wirksamkeit getestet werden. Es wurde für jedes einzelne Testgebiet die maximale Schutzvariante simuliert.

Die Maßnahme 2.23 Erosionsschutz im Ackerbau unter vorheriger Teilnahme an der Maßnahme 2.22 Begrünung von Ackerflächen im Herbst und im Winter konnte hauptsächlich im **Teilgebiet der Traun-Enns-Platte** evaluiert werden, da hier der größte Anteil an ackerbaulich genutzten Fläche besteht (58 % der Grundstücke). Als Annahme wurden Schutzmaßnahmen flächendeckend auf Grundstücken mit den Kulturarten Sommergetreide, Mais, Bohnen und Erbsen (Klassen: 2,3,4) angewendet, da Erosionsschutz im Teilgebiet ausschließlich an diesen Fruchtarten angewandt wurde, und auch hier am sinnvollsten ist. Inkludiert war auch eine Fruchtfolgestabilisierung durch eine Begrünung dieser Ackerflächen im Herbst und im Winter. Die Anwendung der Erosionsschutzmaßnahmen im Ackerbau ermöglicht gegenüber konventionellem Anbau eine Reduktion des Bodenabtrags im gesamten Teilgebiet um 86 % auf durchschnittlich 0,6 t/ha/a ($s_x = 7,9$). Ähnlich hohe Reduktionswerte aufgrund von Erosionsschutzmaßnahmen wurden auch in der Literaturanalyse erzielt (vgl. Kap. 3). Während die extremen Abtragswerte im Teilgebiet ursprünglich bei über 70 t/ha/a lagen, verringerten sie sich aufgrund der Erosionsschutzmaßnahmen auf 18 t/ha/a. Als extreme Abtragsgebiete werden nur mehr 0,6 % der Grundstücke ausgewiesen, bezogen auf Ackerflächen nur mehr auf 1,8 %. Von jenen Grundstücken, welche trotz maximalem Erosionsschutz entsprechend der ÖPUL-Maßnahmen noch hohe Abtragsraten (> 10 t/ha/a) aufweisen, sind drei Viertel der Grundstücke mit Wintergetreide bebaut, also einer Kulturart, bei der die Grundstücke in den Monaten August und September brach liegen und dadurch theoretisch hohe Bodenabträge erzeugen können. In der landwirtschaftlichen Praxis wird das Ausmaß des tatsächlichen Bodenabtrags von den Kulturmaßnahmen abhängen, die in dieser Zeit durchgeführt werden und ist daher sehr variabel.

Im **Teilgebiet des Oststeirischen Hügellandes** bewirkt die Anwendung der ÖPUL-Maßnahmen 2.23 Erosionsschutz im Ackerbau und zuvor 2.22 Begrünung von Ackerflächen im Herbst und im Winter, 2.24 Erosionsschutz im Obstbau und 2.25 Erosionsschutz im Weinbau eine Reduktion des Abtrags um 71 % auf durchschnittlich 0,5 t/ha/a ($s_x = 1,21$). Hohe Erosionswerte (>10 t/ha/a) konnten mit maximalem Erosionsschutz nur mehr auf 0,8 % der Grundstücke festgestellt werden. Der Bodenabtrag in den Weinbergen konnte mit Hilfe eines maximalen Erosionsschutzes, einer Untersaat auf einen theoretischen Wert von nahezu 0 t/ha/a reduziert werden. Der simulierte Bodenabtrag von 0,1 t/ha/a in

Obstgärten bei maximalen Schutz, bezeugt ebenfalls dass hier nur mehr geringfügige Bodenabträge stattfinden.

Im Teilgebiet der Thermenlinie wurden zum Vergleich wieder jene zwei Erosionsschutzmaßnahmen evaluiert, welche beide im Weinbau flächendeckend angewendet werden können, nämlich Dauerbegrünung und Mulch. Ein Vergleich der beiden Maßnahmen ergibt, dass die Maßnahme Dauerbegrünung einen höheren Einfluss auf die Abtragswerte ausübt. Diese ist auch aus der Abbildung 5.8 ersichtlich. Dauerbegrünung ermöglicht eine 35 %ig höhere Reduktion des Abtrags als die Anwendung von Mulch. Abbildung 5.10 zeigt die Verringerung der Erosion aufgrund der Schutzmaßnahmen im Weinbau. Die durchschnittliche Erosionsrate kann durch maximalen Erosionsschutz im Weinbau bei Mulch auf 1,9 t/ha/a und durch Dauerbegrünung auf 0,1 t/ha/a reduziert werden (Tab. 5.11).

Während die extremsten Abtragswerte in den Weinbergen ursprünglich bei über 70 t/ha/a lagen, verringerten sie sich aufgrund der Schutzmaßnahme Mulchen auf 40 t/ha/a und durch Dauerbegrünung auf 1 t/ha/a. Durch Dauerbegrünung entsteht eine Grasnarbe unter den Weinreben, und schützt so vor Erosion ähnlich einer Wiese. In der Auswertung der Fachliteratur führte Direktsaat ebenfalls zu einer Verringerung des Oberflächenabflusses und der Bodenerosion. Es wurde auch die positive Wirkung des Bedeckungsgrades hingewiesen. Die hohen Abtragswerte die trotz Erosionsschutzmaßnahme Mulch entstehen, treten vor allem in Gebieten auf, in denen die Hangneigung sehr stark ist. Teilweise wurden im Projektgebiet Grundstücke parallel zu steilen Hangflanken angelegt, wo sich aufgrund verstärkten Oberflächenabfluss hohe Erosionsraten ergeben. Dies ist vor allem an den Hangflanken am Rand zu den Waldgebieten der Fall.

Tab. 5.11: Durchschnittlicher Bodenabtrag je Testgebiet in t/ha/a bzw. %

	Traun-Enns-Platte		Oststeirisches Hügelland		Thermenlinie			
					Mulch		Untersaat	
Bodenabtrag ohne Schutz (Szenario 1)	4,2	100%	1,6	100%	7,0	100%	7,0	100%
Situation 2002 (Szenario 2)	3,6	86%	1,0	63%	6,4	91%	5,8	83%
Höchst möglicher Erosionsschutz (Szenario 3)	0,6	14%	0,5	31%	1,9	27%	0,1	1%

5.5.4 Mittlere Wirksamkeit der einzelnen ÖPUL-Maßnahmen in den Testgebieten

Der durchschnittliche Bodenabtrag der Ackerfläche aller Testgebiete, ohne Wein und Obstbau liegt etwa zwischen 4 und 6 t/ha/a (Tab. 5.12). Durch die Anwendung von Erosionsschutzmaßnahmen im Jahre 2002 konnte der Bodenabtrag auf die in Tabelle 5.12 angegebenen Werte gesenkt werden. Die Anwendung von Erosionsschutzmaßnahmen auf allen möglichen Kulturarten

reduziert den durchschnittlichen Bodenabtrag auf ein Minimum. In Obstkulturen reduzierte sich der berechnete Abtrag auf Abtragswerte unter 1 t/ha/a, und liegt damit unter der Modellgenauigkeit (Tab. 5.13). Im Weinbau ist der Unterschied zwischen den beiden Erosionsschutzmaßnahmen Untersaat (Dauerbegrünung) und Mulch deutlich zu erkennen. Durch die Grasnarbe der Untersaat wird der Bodenabtrag reduziert, was sich bereits bei der Anwendung auf nur wenigen Feldern auswirkt. Es ergeben sich tendenziell niedrigere Abträge als auf Mulch. Bei maximaler Anwendung der Untersaat kann der Abtrag auf ein Maß reduziert werden, das bereits unterhalb der minimalen Genauigkeit des verwendeten Modells liegt. Unter Grünland, Feldfutter und Wechselwiesen kommt es auf allen Testgebieten modellhaft betrachtet zu keinen Abträgen. Es kann zwar teilweise Oberflächenabfluss entstehen, doch durch die Dichte der Pflanzen sowohl am Boden, wie auch der Beschirmung, kann weder der Oberflächenabfluss noch die Energie der fallenden Tropfen wirksam werden und Bodenpartikel lösen.

Tab. 5.12: Durchschnittlicher Bodenabtrag der Ackerfläche je Testgebiet in t/ha/a bzw. %

	Mittlerer Bodenabtrag der Ackerfläche					
	Traun-Enns-Platte		Oststeirisches Hügelland		Thermenlinie	
Bodenabtrag ohne Schutz (Szenario 1)	6,5	100%	6,3	100%	4,2	100%
Situation 2002 (Szenario 2)	5,0	77%	4,1	65%	4,2	100%
Höchst möglicher Erosionsschutz (Szenario 3)	1,8	28%	0,7	11%	1,4	33%

Tab. 5.13: Durchschnittlicher Bodenabtrag im Wein- und Obstbau je Testgebiet in t/ha/a bzw. %

	Mittlerer Bodenabtrag unter Wein						Mittlerer Bodenabtrag unter Obst	
	Oststeirisches Hügelland		Thermenlinie				Oststeirisches Hügelland	
			Mulch		Untersaat			
Bodenabtrag ohne Schutz (Szenario 1)	8,0	100%	9,5	100%	9,5	100%	3,2	100%
Situation 2002 (Szenario 2)	1,5	19%	7,9	83%	7,2	76%	1,7	53%
Höchst möglicher Erosionsschutz (Szenario 3)	0,0	0%	2,1	22%	0,1	1%	0,1	3%

Der Vergleich der Verteilung der einzelnen Erosionsklassen in Tabelle 5.14 zeigt, dass bei konventionellem Anbau 36 % der Grundstücke eine Erosion von über 2 t/ha/a ausweisen würden, sie könnten bereits als erosionsgefährdet bezeichnet werden. Dieser Anteil liegt 2002 nur mehr bei 25 %, könnte aber noch auf 10 % reduziert werden. Über 10 % der Grundstücke hätten bei konventionellem Anbau eine Erosionsrate von 10 t/ha/a und mehr. Im Jahr 2002 waren es 7 %, die bei vermehrtem Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen auf unter 3 % zu bringen wären. Auch der Anteil der Grundstücke mit sehr hoher Erosion wäre recht groß, und läge im Durchschnitt der 3 Teilgebiete bei 5 % der Grundstücke. Der derzeitige Anteil von knapp 4 % könnte noch auf knapp über

1 % vermindert werden. Durch Erosionsschutzmaßnahmen kommt es in der Klasse „keine Erosion“ zu einer starken relativen Zunahme, besonders bei maximalem Schutz. Insgesamt könnte durch konsequenten Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen eine Reduktion der Flächen mit Erosionsrisiko von 70 % und mehr erreicht werden, bislang wurden im Durchschnitt erst knapp 30 % erzielt.

Tab. 5.14: Verteilung der Erosionsklassen bezogen auf Grundstücke in den Teilgebieten für die verschiedenen Bodenbearbeitungsmethoden der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Jahresdurchschnitt)

Erosionsklasse	Konventionell	Situation2002	Veränderung	Maximaler Erosionsschutz	Veränderung
	% der Grundstücke	% der Grundstücke	% relativ	% der Grundstücke	% relativ
keine Erosion	50,2	65,0	+ 29	85,6	+ 71
geringe Erosion	14,1	9,7	- 31	4,7	- 67
mäßige Erosion	15,4	11,7	- 24	4,6	- 70
mittlere Erosion	9,7	6,3	- 35	2,4	- 75
hohe Erosion	5,6	3,4	- 31	1,3	- 77
sehr hohe Erosion	5,0	3,9	- 22	1,3	- 74

5.5.5 Differenzierung der ÖPUL–Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau

Innerhalb der ÖPUL-Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau können zwei relativ unterschiedliche Anbauverfahren zum Einsatz kommen: Mulch- oder Direktsaat. Im Ölpul-Programm werden diese jedoch einheitlich betrachtet. Um die Verschiedenheit der beiden Maßnahmen darzustellen, wurden in einem weiteren Evaluierungsschritt im Teilgebiet der Traun-Enns-Platte diese beiden Maßnahmen getrennt voneinander simuliert, und deren Ergebnisse miteinander verglichen. Die unterschiedlichen Bodenabtragsraten lassen die unterschiedliche Wirksamkeit der Maßnahme erkennen.

Da zum Zeitpunkt des Vergleiches noch keine detaillierten Daten (aus INVEKOS) zur Verfügung standen, um eine Zuweisung der Feldfrüchte zu den jeweiligen Ackerflächen vorzunehmen, wurde für alle Ackerflächen eine typische dreigliedrige Fruchtfolge gewählt (Tab. 5.6).

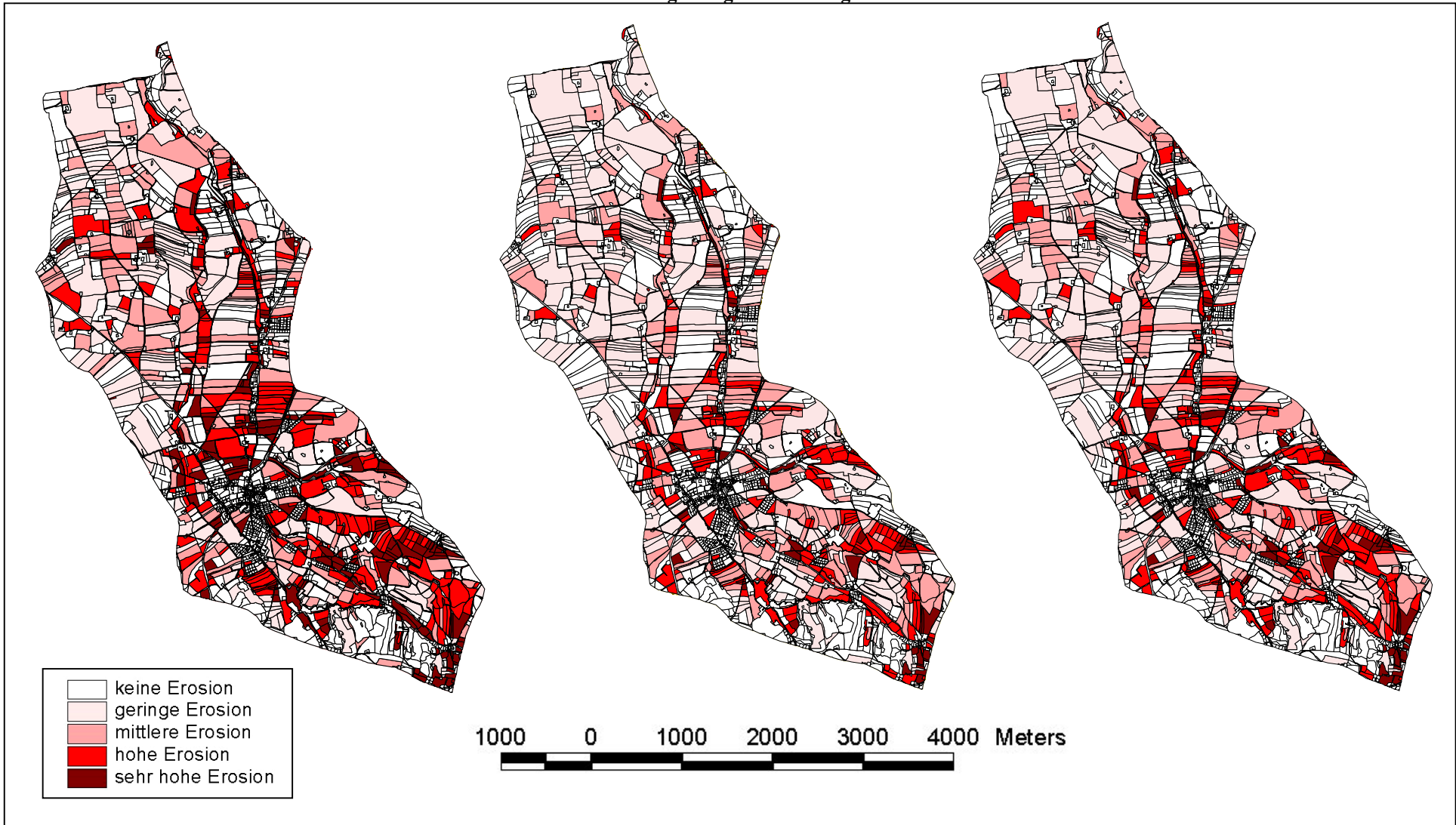
Die durchschnittliche Erosionsrate im Teilgebiet Traun-Enns-Platte wurde bei konventioneller Bodenbearbeitung mit 7 t/ha/a ($s_x = 5,9$) berechnet. Die Erosionsrate ist um 2,8 t/ha/a höher als die Berechnungen mit exakten Landnutzungsdaten ergaben weil bei dieser Simulation die dreigliedrige Fruchtfolge auf allen Ackerflächen angewendet wurde. Tatsächlich werden Fruchtarten mit erhöhter Erosionsneigung, jedoch nur auf 70 % der Fläche angebaut. Da hohe Abtragswerte ausschließlich auf diesen Ackerflächen entstehen, wirkt sich der Anbau von Kleearten, also eine Reduktion von erosionsfördernder Fruchtarten, sehr stark aus. Die Abbildungen 5.10 und 5.11 zeigen die Ergebnisse der vergleichenden Simulation im Teilgebiet der Traun-Enns-Platte.

Unter der Annahme der dreigliedrigen Fruchtfolge auf allen Ackerflächen weisen bei konventioneller Bodenbearbeitung knapp 37 % der Grundstücke eine Erosion von über 5 t/ha/a aus, und können bereits als erosionsgefährdet bezeichnet werden. Über 20 % der Grundstücke haben eine Erosionsrate von 10 t/ha/a und mehr. Auch der Anteil der Grundstücke mit sehr hoher Erosion ist recht groß, und liegt bei 7 %. Diese Anteile ließen sich bei Anwendung von Mulchsaat auf 22, 11 bzw. 4 % reduzieren, bei Direktsaat sogar auf 21, 10 bzw. 3 %. Relativ gesehen wären je nach Risikoklasse Reduktionen von bis zu über 50 % (Mulch) bzw. 60 % (Direktsaat) möglich (Tab. 5.15).

Tab. 5.15: Verteilung der Erosionsklassen bezogen auf Grundstücke im Teilgebiet Traun-Enns-Platte für die drei Bodenbearbeitungsmethoden (Dreijahresdurchschnitt)

Erosionsklasse	Konventionell	Direktsaat	Veränderung	Mulch	Veränderung
	% der Grundstücke	% der Grundstücke	% relativ	% der Grundstücke	% relativ
Keine Erosion	41,4	58,9	+42,3	56,6	+36,7
Geringe Erosion	22,0	20,4	-7,3	21,4	-2,7
Mittlere Erosion	14,1	10,9	-22,7	10,6	-24,8
Hohe Erosion	15,2	7,2	-52,6	7,7	-49,3
Sehr hohe Erosion	7,3	2,6	-64,4	3,6	-50,7

Abb. 5.10: Gegenüberstellung der Erosionsraten bei konventioneller Anbaumethode (links) , Direktsaat (mitte) und Mulch (rechts) im Durchschnitt einer dreigliedrigen Fruchtfolge



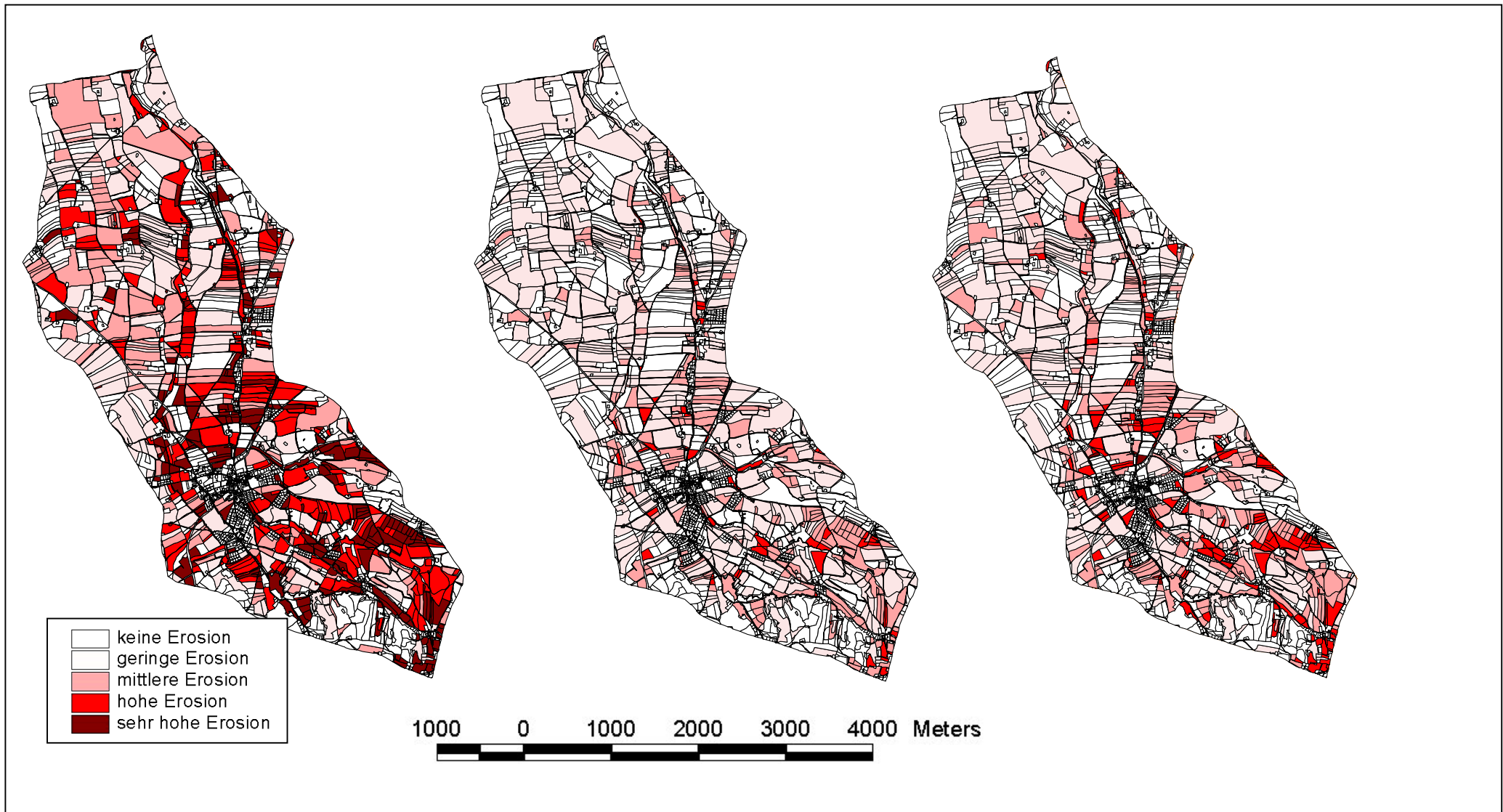


Abb. 5.11: Gegenüberstellung der Erosionsraten bei konventioneller Anbaumethode (links), Direktsaat (mitte) und Mulch (rechts) im Maisanbaujahr

Vergleicht man die 3 Kulturperioden Mais, Sommergerste und Winterweizen bei konventioneller Bodenbearbeitung, so werden in der Kulturperiode des Mais eindeutig die höchsten Bodenabträge erreicht. Durchschnittlich 9,8 t/ha/a Bodenerosion wurde errechnet. Vergleichsweise werden im Anbaujahr der Sommergerste 6 t/ha/a erodiert und in der Anbauperiode des Winterweizens 5,5 t/ha/a (Abb. 5.12).

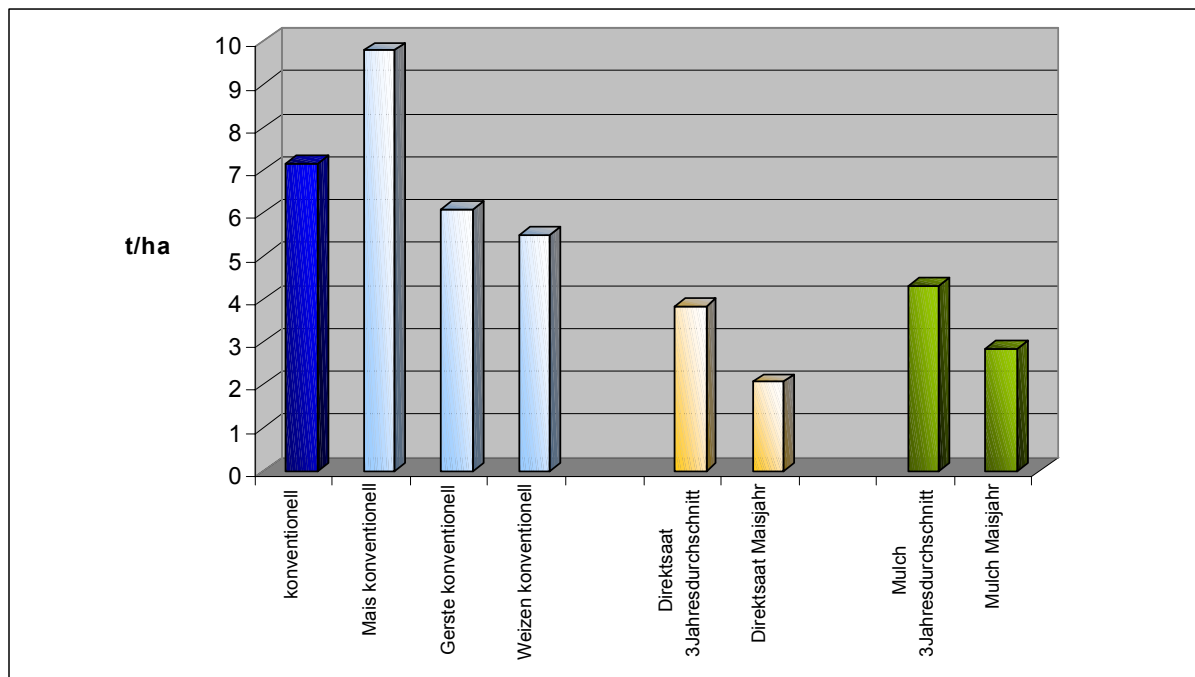


Abb. 5.12: Gegenüberstellung durchschnittlicher Abtragswerte in t/ha/a für einzelne Anbaumethoden.

Gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung ergeben sich für die beiden ÖPUL-Maßnahmen Direktsaat und Mulch ein wesentlich geringerer Bodenabtrag (Abb. 5.10 und 5.11). Die Anwendung der Direktsaat in der Anbauperiode des Mais ermöglicht gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung eine Reduktion des Bodenabtrags um jährlich 40 % in der Fruchtfolge (3 Jahre). Vergleicht man die beiden Varianten nur im Maisjahr, ergibt sich eine Reduktion des Abtrags um 79 % auf durchschnittlich 2,1 t/ha/a ($s_x = 1,6$) (Abb. 5.11). Nur mehr für ein Drittel der Grundstücke konnte Erosion ermittelt werden. Während die extremsten Abtragswerte im Teilgebiet ursprünglich bei über 70 t/ha/a in der Maisanbauperiode lagen, verringerten sie sich aufgrund der Direktsaat auf 16 t/ha/a. Als extreme Abtragsgebiete werden im Dreijahresdurchschnitt nur mehr 2,6 % der Grundstücke ausgewiesen. Betrachtet man nur das Maisjahr, gibt es keinen Schlag mehr mit extrem hoher Erosion (über 20 t/ha/a). Hohe Abtragswerte (über 10 t/ha/a) treten vor allem in Gebieten auf, in denen die Hangneigung stark ist. Teilweise wurden im Projektgebiet Grundstücke an steilen Hangflanken angelegt. Übersteigt die Hangneigung 20° und ist das Feld sehr klein, entstehen trotz Direktsaat hohe Abtragswerte. Dies ist vor allem im Nordosten und Südosten des Teilgebietes der Fall.

Die ÖPUL-Maßnahme Mulch reduzierte den Bodenabtrag gegenüber konventionelle Anbaumethoden um 32 %. Ein Vergleich im Maisjahr ergibt eine Bodenerosion von nur 2,8 t/ha/a ($s_x = 2,4$) gegenüber 9,8 t/ha/a bei konventioneller Bearbeitung (Abb. 5.12) und damit eine Verringerung der Erosion um 69 %. Im Maisjahr selbst werden durch Mulchen nur noch 15 Grundstücke (0,4 % des Gebietes) als extreme Abtragsgebiete ermittelt. Diese liegen großteils wiederum in Gebieten mit Hangneigungen über 20° und haben eine Flächengröße von durchschnittlich 0,3 ha. Auch lang gezogene Grundstücke parallel zum Hang sind als Erosionsgebiete ausgewiesen. Durchschnittlich im Dreijahreszyklus werden noch 11,3 % der Grundstücke als erosiv (über 10 t/ha/a) ausgewiesen, im Maisjahr reduziert sich dies auf nur mehr 5,8 % der Felder. Punkthafte Extremabträge reduzieren sich auf 27 t/ha/a, gegenüber 75 t/ha/a bei konventionellem Maisanbau.

Ein Vergleich der beiden ÖPUL-Maßnahmen ergibt, dass die Maßnahme Direktsaat einen höheren Einfluss auf die Abtragswerte ausübt. Dies ist auch aus den Abbildungen 5.12, 5.13 und 5.14 ersichtlich. Direktsaat ermöglicht eine 8 %ig höhere Reduktion des Abtrags als die ÖPUL-Maßnahme Mulch. Grund dafür ist der Unterschied in den Parameterwerten. Während bei Direktsaat das Saatgut direkt in den sonst unbearbeiteten Boden eingebracht wird, wird bei Mulch der Boden zuvor flächenhaft bearbeitet und ist damit mehr erosionsgefährdet.

In nahezu 100 % der Grundstücke in denen aufgrund des Erosionsschutzes Mulch eine Reduktion des Abtrags stattgefunden hat, wurde auch in der Maßnahme Direktsaat der Bodenabtrag verringert. Eine Verringerung des Abtrags um über 60 % in der Maisanbauperiode konnte bei Mulch auf 23 % der Grundstücke verzeichnet werden und durch Direktsaat bei 33 % der Grundstücke im Projektgebiet (Abb. 5.14).

Abb. 5.13: Reduktion der Erosion durch Mulchsaat (li) und durch Direktsaat (re) im Vergleich zu Abtragswerten bei konventionellem Anbau im 3-Jahresdurchschnitt in %

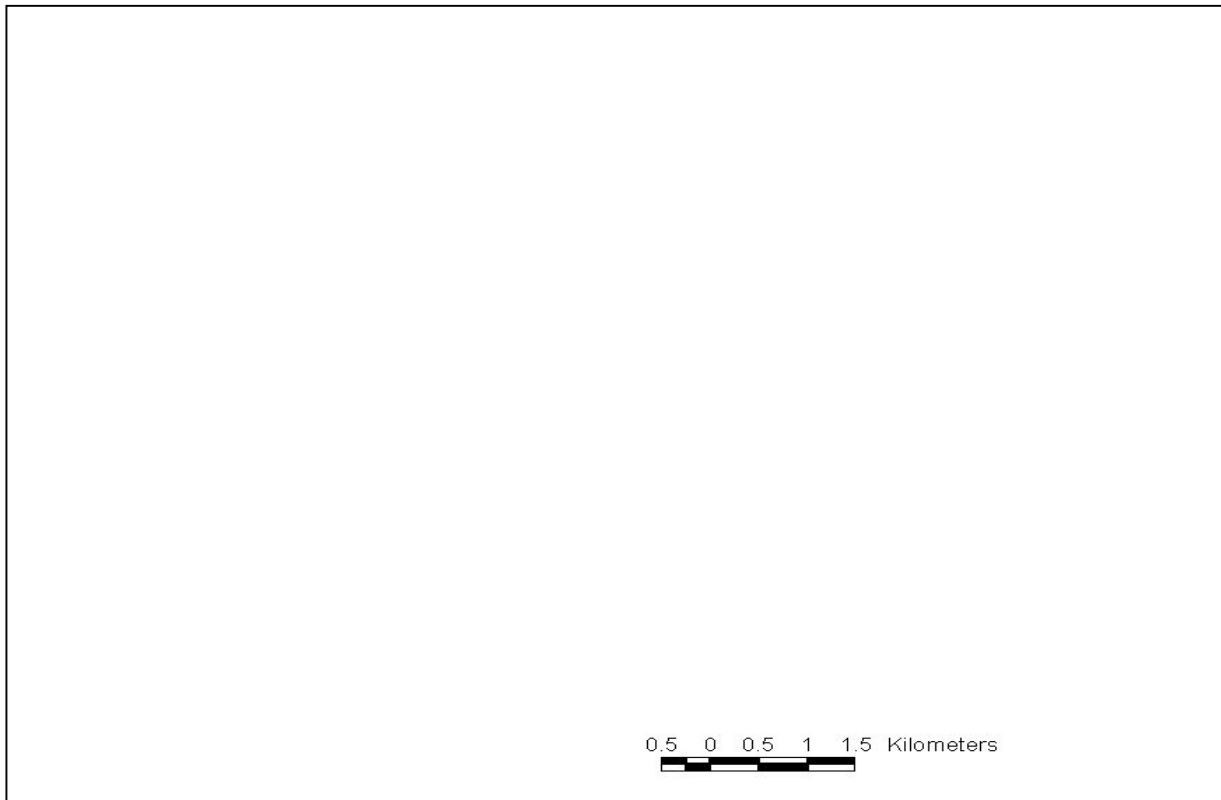
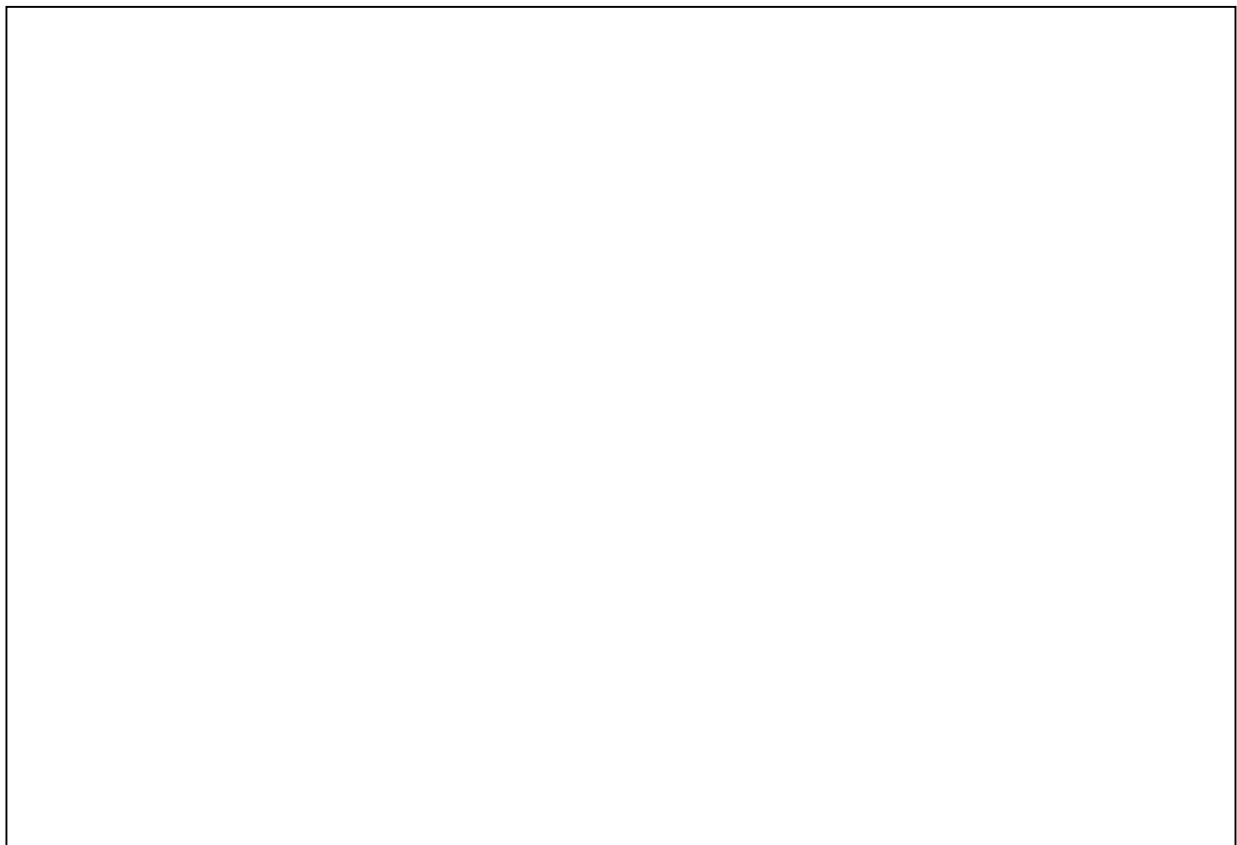


Abb. 5.14: Reduktion der Erosion durch Mulch (links) und durch Direktsaat (rechts) im Vergleich zu Abtragswerten bei konventionellem Anbau im Maisanbaujahr in %



Aufgrund der Ergebnisse und Analysen der verschiedenen Varianten der Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau (Mulch und Direktsaat) ist zu empfehlen eine Differenzierung der beiden Maßnahmen in die Richtlinien des ÖPUL aufzunehmen. Die Schutzmaßnahme Direktsaat bietet einen wesentlich höheren Erosionsschutz, sie bringt jedoch auch einen höheren Zeit- wie auch Kostenaufwand mit sich.

5.6 Abschätzung der Nährstofffrachten

Mit dem Abtrag von Bodenmaterial durch Wassererosion werden auch Nährstoffe mitverlagert. Diese Verlagerungen können über längere Zeit zu einer Verarmung von Pflanzennährstoffen wie Phosphor und Stickstoff führen (Erosionsstandort), aber auch anderorts zu einer Nährstoffanreicherung führen (Akkumulationsstandort). Werden diese Nährstoffe bis in die Gewässer transportiert, kann es dort zur Eutrophierung kommen.

Für eine fundiert Berechnung der Nährstofffrachten durch Bodenabtrag wären zahlreiche Eingangsparameter notwendig gewesen, die nicht verfügbar waren. So konnte nur auf Basis von Nährstoffkonzentrationen in Oberböden unter Ackernutzung eine grobe Abschätzung der Frachten erfolgen (Tab. 5.16). Da aus den Bodenzustandsinventuren nur Werte für Gesamtphosphor für NÖ und OÖ (nicht für die Stmk.) und keine Werte für Gesamtstickstoff verfügbar waren, wurden generell Werte von 0,2 % für den N-Gehalt und 0,1 % für den P-Gehalt verwendet. Diese Werte hat auch schon Stalzer 1995 für die Abschätzung der Nährstofffrachten durch Bodenerosion in Österreich verwendet. Die Überprüfung mit den für die Testgebiete verfügbaren Werten aus den Bodenzustandsinventuren ergab sehr ähnliche mittlere N-Gehalte.

Tab 5.16: Abschätzung der Nährstofffrachten für die drei Teilgebiete für Szenario 1 (kein Erosionsschutz), Szenario 2 (Situation 2002) und Szenario 3 (maximaler Erosionsschutz)

Teilgebiet	Abtrag Szen 1	Abtrag Szen 2	Abtrag Szen 3	N-Fracht Szen 1	N-Fracht Szen 2	N-Fracht Szen 3	P-Fracht Szen 1	P-Fracht Szen 2	P-Fracht Szen 3
	t/ha/a	t/ha/a	t/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a
Traun-Enns-Platte	4,2	3,6	0,6	8,4	7,2	1,2	4,2	3,6	0,6
Oststeirisches Hügelland	1,6	1,0	0,5	3,2	2,0	1,0	1,6	1,0	0,5
Thermelinie (Mulch)	7,0	6,4	1,9	14,0	12,8	3,8	7,0	6,4	1,9
Thermenlinie (Dauerbegrünung)	7,0	5,8	0,1	14,0	11,6	0,2	7,0	5,8	0,1

Die Abschätzung ergibt je nach Testgebiet für die Situation 2002 durchschnittliche N-Frachten von 2 bis 13 kgN/ha/a bzw. P-Frachten von 1 bis 6 kgN/ha/a, was eine Reduktion von 9 bis 37 % gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung bedeutet. Durch maximalen Einsatz von Erosionsschutz-

maßnahmen wäre eine Reduktion auf 0,2 bis 4 kgN/ha/a bzw. 0,1 bis 2 kgP/ha/a im Gebietsdurchschnitt möglich.

5.7 Ausblick

Die Basis der hier vorgestellten auf Einzelparzellen bezogenen Ergebnisse bildet ein detaillierter Datensatz an Informationen über Hangneigung, Schlagform, Bodenkennwerte, Landnutzung, Einsatz von Bodenschutzmaßnahmen und klimatischen Kenngrößen. Für eine Evaluierung von Erosionsschutzmaßnahmen im ÖPUL auf nationaler Ebene sind diese Informationen einerseits nicht verfügbar, andererseits wäre der Rechenaufwand für eine österreichweite schlag-bezogene Berechnung des Erosionsrisikos zu groß. Deshalb ist es notwendig, vereinfachte Algorithmen zu entwickeln, welche die Möglichkeit einer Aussage zur Erosionsgefährdung, als auch einer Bewertung der Schutzmaßnahmen für größere Gebiete bieten. Die dazu erforderlichen Arbeitsschritte können unter zwei Gesichtspunkten gesehen werden.

A) Einerseits ist zu prüfen, welche Daten bundesweit als Eingangsdaten für eine Bewertung des Erosionsrisikos zur Verfügung stehen. Insbesondere ist die Verfügbarkeit folgender Daten zu ermitteln:

- DHM
- Bodenarten
- Landnutzung
- zeitliches Auftreten erosiver Niederschläge

Eine Überprüfung bundesweit verfügbarer Daten ergab vor allem für den Bereich Landnutzung Probleme. Da Erosion überwiegend auf ackerbaulich genutzten Flächen auftritt, ist für eine Bewertung des Erosionsrisikos eine vollständige Identifikation solcher Flächen notwendig. Die uns derzeit zur Verfügung stehenden Datensätze (CORINE, Agrarstrukturerhebung) erlauben eine solche Vorgehensweise nur teilweise. Bei einer Kombination und Aggregation der verfügbaren Daten auf der Ebene von z.B. Gemeinden, ist aber eine (wenn auch teilweise verzerrte) Auswertung durchaus möglich. Für eine Bewertung des Effektes von ÖPUL-Maßnahmen zum Erosionsschutz ist natürlich auch der Beteiligungsanteil an den verschiedenen Maßnahmen auf Gemeindeebene notwendig.

B) Das in dieser Arbeit verwendete Erosionsmodell bietet grundsätzlich auch die Möglichkeit mit aggregierten Daten auf Gemeindeebene zu arbeiten, und so eine Bewertung des Erosionsrisikos durchzuführen. Allerdings ist es notwendig, verschiedene Modifikationen vorzunehmen. Über die in diesem Projekt gewonnenen Informationen für eine generelle Bewertung der Effektivität von Erosionsschutzmaßnahmen (Literaturlauswertung) ist es dann möglich, den Schutzeffekt auf Gemeindeebene zu quantifizieren.

6 Verifikation

6.1 Validierung mit radiometrischer Methode

6.1.1 Was ist ^{137}Cs ?

Cäsium-137 ist ein künstlich erzeugter β -Strahler, der erstmals Ende der 50er Jahre durch Kernwaffentests in die Atmosphäre gelangt ist. Es kam zu Spitzenwerten der Aktivitätsfreisetzung zwischen 1958 und 1963. Mit der Einstellung der atmosphärischen Atomwaffentests Mitte der 1960er-Jahre trat eine kontinuierliche Verringerung der ^{137}Cs -Aktivität ein. 1986 kam es zum Reaktorunglück von Tschernobyl, wobei wieder beträchtliche Mengen an ^{137}Cs freigesetzt wurden. Im Gegensatz zu den oftmals wiederholten, sich über einen längeren Zeitraum hinziehenden Atomwaffentests, handelte es sich hierbei um ein singuläres, kurzfristiges Ereignis, was zweierlei bedeutet:

Erstens gelangte das ^{137}Cs sowie andere Radionuklide innerhalb eines kurzen, bekannten Zeitraums in die Atmosphäre. Das bedeutet eine relativ starke räumliche Begrenzung der Kontaminationswolke. Daher wurde die Erdoberfläche auch nicht so großräumig kontaminiert wie durch die atmosphärischen Kernwaffentests. Die Kontamination des Bodens erfolgte hauptsächlich in Ost-, Nord- und Zentraleuropa.

Österreich war eines der vom Fallout stärker betroffenen Gebiete. Ungefähr 2 % des im Zuge des Reaktorunfalls insgesamt freigesetzten radioaktiven Materials gelangte als Fallout in österreichische Böden. Die mittlere ^{137}Cs -Bodenbelastung belief sich in Österreich 1995 auf 21 kBq/m^2 , von denen $18,7 \text{ kBq/m}^2$ aus Tschernobyl stammen. Maximale Bodenbelastungen von 100 kBq/m^2 und mehr konnten im Salzkammergut, im Dachsteingebiet, am Alpenhauptkamm und auf der Koralpe gemessen werden. Nur schwach betroffen, mit einer Belastung von weniger als 10 kBq/m^2 , waren Gebiete im östlichen Flachland, teilweise in der Steiermark und Kärnten, in Osttirol und im westlichen Nordtirol sowie in Vorarlberg (BOSSEW et al., 1996).

Bodenbelastung durch Cäsium-137 im Jahr 2000

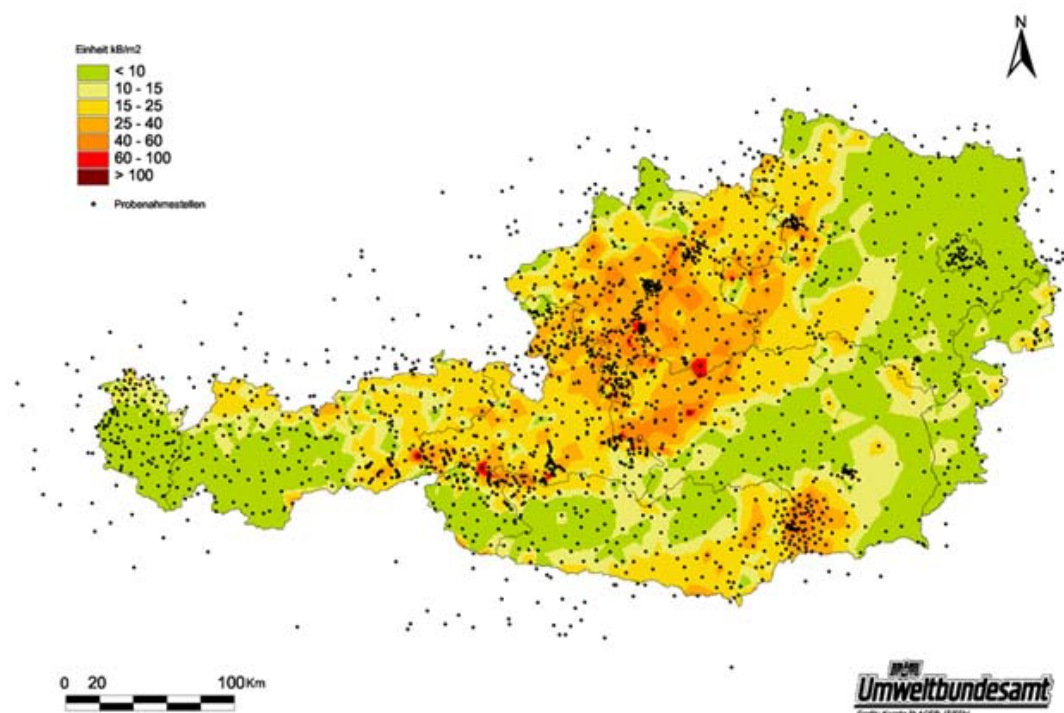


Abbildung 6.1: Bodenbelastung durch ¹³⁷Cs in Österreich (Stand 2000)

Zweitens bedeutet der enge zeitliche Rahmen der Freisetzung von Cäsium die Schaffung eines „Zeitstempels“ im Boden, mit dem es aufgrund der spezifischen Eigenschaften des ¹³⁷Cs möglich ist, Aussagen über das Alter und das Transportverhalten von Böden zu treffen.

6.1.2 Welche Eigenschaften besitzt ¹³⁷Cs und warum ist es in der Bodenforschung wertvoll?

¹³⁷Cs ist, wie erwähnt, ein β -Strahler mit einer physikalischen Halbwertszeit von 30,2 Jahren. Cäsium wird über Niederschlag, aber auch über sogenannte „trockene Deposition“ von der Atmosphäre in den Boden eingebracht. Dadurch kommt die herausstechendste Eigenschaft des ¹³⁷Cs zum Tragen, nämlich die starke Affinität zu feinkörnigem Bodenpartikeln und organischem Material. Besonders Tonminerale aus der Illit- und der Montmorillonit-Gruppe haben die Fähigkeit, ¹³⁷Cs stark, schnell und dauerhaft an sich zu binden.

Die Bindung erfolgt im Allgemeinen über Ionenaustausch an der Oberfläche der Tonminerale, die aufgrund ihres schichtförmigen Aufbaues eine große Oberfläche aufweisen. Die Adsorption von ¹³⁷Cs an Tonmineralen ist sehr stark vom pH-Wert der Umgebung, von der Salinität des Porenwassers sowie vom Redoxpotential abhängig.

Gleich nach der Adsorption an Bodenteilchen, kommt es wieder zu Resorptionsvorgängen und damit zur Remobilisierung des ^{137}Cs , allerdings in weit geringerem Ausmaß. An der Remobilisierung sind ursächlich monovalente Ionen beteiligt, die aufgrund ihrer Struktur ebenfalls – teilweise noch besser - an Tonminerale gebunden werden können als ^{137}Cs . Beispiele sind vor allem NH_4^+ - und K^+ - Ionen.

Generell kann aber gesagt werden, dass ^{137}Cs im Boden sehr immobil ist. Es kommt zwar zu einer geringfügigen, abwärtsgerichteten Verlagerung aufgrund von Konvektion, Dispersion und Diffusion, diese Vorgänge können aber zumindest mittelfristig als irrelevant angesehen werden.

In geschützten, nicht der Erosion ausgesetzten Böden, wie zum Beispiel Waldböden, entspricht die ^{137}Cs -Verteilung derjenigen zum Zeitpunkt der Kontamination abzüglich des physikalischen Zerfalls. Diese Böden weisen 70-95 % des gesamten ^{137}Cs -Gehalts in den obersten 5-10 cm des Profils auf. Die Abnahme der Aktivität mit der Tiefe folgt einer annähernd exponentiellen Funktion bei $t = 0$ und bei $t > 0$ (Abb. 6.2).

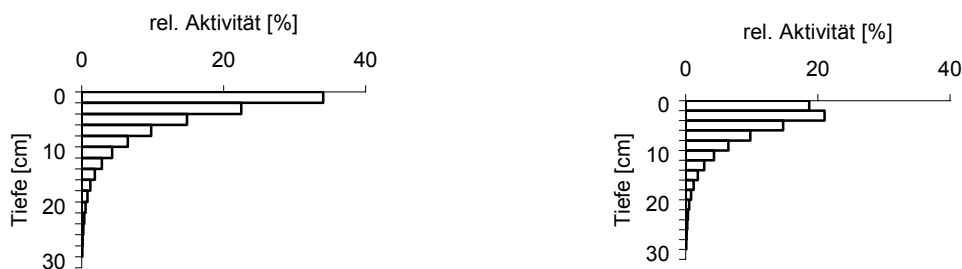


Abb. 6.2: ^{137}Cs -Tiefenverteilung in ungestörten Böden (li: $t = 0$, re: $t > 0$)

In Abbildung 6.2 ist ein typischer, ungestörter ^{137}Cs -Verlauf dargestellt. Es ist klar ersichtlich, dass ein Großteil des Radionuklids bereits sehr oberflächennah gebunden ist. Da diese Verteilung auch über lange Zeiträume relativ konstant bleibt, kann geschlossen werden, dass ^{137}Cs nur durch mechanische Vorgänge, wie zum Beispiel Erosion, verlagert werden kann.

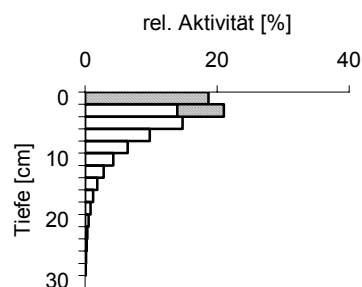


Abb. 6.3: ^{137}Cs -Tiefenverteilung in gering bearbeiteten Böden

Auf Böden mit weniger Vegetationsbedeckung und geringer Bodenbearbeitung zeigt ^{137}Cs das gleiche Verhalten wie zuvor, allerdings mit einem entscheidendem Unterschied: Die Aktivitätsspitze ist niedriger und es ist insgesamt weniger ^{137}Cs im Profil vorhanden (Abb. 6.3 – die Schraffur kennzeichnet den Cäsiumverlust über die Zeit). Damit liegt der Schluss nahe, dass Material, wie oben erwähnt, durch Erosion abtransportiert wurde. Damit wäre das vorhandene bzw. das entfernte Cäsium ein Indikator für die qualitative Einschätzung des Bodenbewegungsprozesses als auch für die quantitative Einschätzung des Bodenverlustes bzw. umgekehrt der Bodenakkumulation.

Anders sieht die ^{137}Cs -Verteilung auf Ackerflächen aus. Ackerbauliche Kultivierung schließt im Normalfall die Verwendung eines Pfluges ein. Damit kommt es zu einer mehr oder weniger homogenen Durchmischung des Bodens – und damit des an die Bodenpartikel gebundenen ^{137}Cs – bis zur Pflugtiefe bei ungefähr 25-30cm. Hohe Spitzenwerte der Cäsium-Aktivität fallen nun weg, die Tiefenverteilung ist nun gleichförmig.

Auf kultivierten Feldern ist ^{137}Cs in den obersten 20 - 30 cm (Pflugtiefe) gleichmäßig verteilt (Abb. 6.4). Kommt es zu Erosion, wird die ^{137}Cs -hältige Schicht dünner und der vom Pflügen ungestörte Boden liegt näher der Oberfläche. Wenn Akkumulation auftritt, wird die cäsiumhältige Schicht verstärkt und der ungestörte Boden ist erst in größerer Tiefe zu finden.

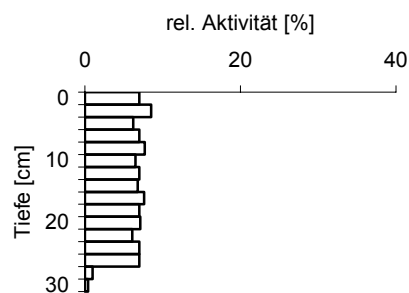


Abb. 6.4: ^{137}Cs -Tiefenverteilung für kultivierte, gepflügte Böden

Diese Eigenschaften erlauben nun die qualitative Einschätzung des Bodentransportverhaltens. Es wird möglich, Bereiche an denen Erosion stattgefunden hat von solchen, an denen Akkumulation stattgefunden hat, abzugrenzen.

Mit der Information über die Verteilung von ^{137}Cs kann jedoch noch keine Aussage über die Menge des erodierten bzw. akkumulierten Materials gemacht werden, da noch keine Beziehung zwischen der Änderung der ^{137}Cs -Tiefenverteilung mit der Zeit und der erodierten bzw. akkumulierten Bodenmenge hergestellt worden ist.

Erste Versuche, die tatsächliche Menge des bewegten Bodens mittels ^{137}Cs Messungen zu bestimmen, wurden Mitte der 1970er-Jahre mit einfachen Regressionsmodellen unternommen. Das Problem war damals und ist auch heute noch die oben angesprochene Kalibrierung, d.h. die Beziehung zwischen Änderung der Aktivitätsverteilung und der Bodenverlagerung, da der tatsächliche Bodenverlust großräumig experimentell sehr schwer quantifiziert werden kann. Für kleine Gebiete kann die tatsächliche Erosion zwar zum Beispiel mittels Auffangbecken oder Erosionspins gemessen werden, doch die erzielbaren Ergebnisse sind oft nicht befriedigend.

Eine rechnerische Möglichkeit zur Bestimmung der Erosion ist die „Universal Soil Loss Equation“ (USLE), die sich allerdings auf einzelne Hänge bezieht und außerdem als Ergebnis die Gesamterosion liefert, während mathematische Modelle (basierend auf radiometrischen Messungen) die Nettoerosion (Gesamterosion-Gesamtakkumulation) berechnen können.

6.1.3 Ansätze zur Erosionsabschätzung mittels ^{137}Cs im Zuge des ÖPUL-Projektes

Im Zuge des vorliegenden Projektes zur Bewertung von Erosionsschutzmaßnahmen wurden auf drei verschiedenen Probeflächen in den ÖPUL-Testgebieten Thermenlinie, Oststeirisches Hügelland und Traun-Enns-Platte an jeweils drei Punkten je Feld Bodenproben (jeweils aus drei Einzelproben bestehend) entnommen. Die Probenentnahmepunkte umfassen zwei charakteristische Punkte an den entsprechenden Standorten, d.h. Probenahmepunkte längs der Falllinie, sowie ein Referenzpunkt außerhalb der landwirtschaftlich genutzten Fläche, der möglichst verlagerungsgeschützt liegt, d.h. auf einer Grünfläche oder in einem Waldgebiet. Dadurch wird im Rahmen der darauffolgenden Analyse die Radionuklidumlagerung innerhalb der Probefläche genauso ersichtlich wie der Verlust an ^{137}Cs .

Die gewählte Probenahmetiefe reicht bis 30 cm. Da es für die Erosionsabschätzung notwendig ist, ein Tiefenprofil der ^{137}Cs -Verteilung zu erstellen, werden die gezogenen Proben in Tiefenstufen aufgeteilt. Diese Tiefenstufen werden sodann getrennt voneinander in einem Low-Level Germanium-Detektor auf ihren ^{137}Cs -Gehalt analysiert.

Das Ergebnis stellt somit die ^{137}Cs -Tiefenverteilungen zum Zeitpunkt $t=0$ in Abhängigkeit von der Bearbeitung dar. Diese Cäsiumverteilungen dienen als Bezugswerte für zukünftige Veränderungen des Cäsiumgehalts an den Probenahmepunkten, über die, mittels eines mathematischen Modells, die Abschätzung der Erosion erfolgt.

Es ist notwendig, die Probenahme im Rhythmus von ca. 3 Monaten zu wiederholen, um Aussagen über die Veränderung des Radionuklidgehalts im Boden machen zu können. Die Veränderung des Cäsiumgehalts im Boden steht,

wie oben angeführt, in Zusammenhang mit dem Erosionsgeschehen. Je längerfristiger Proben genommen werden können, desto besser wird die Aussagekraft der Ergebnisse.

Die Ergebnisse der radiometrischen Erosionsabschätzung werden schließlich mit den Daten aus der konventionellen Erosionsabschätzung abgeglichen, wodurch bei guter Korrelation der Ergebnisse zumindest qualitative, bei sehr guter Korrelation auch quantitative Aussagen zum Erosionsgeschehen getroffen werden können.

6.1.4 Die Untersuchungsflächen und -gemeinden

Wie oben erwähnt, wurden drei Untersuchungsflächen in drei Gemeinden für eine nähere Untersuchung ausgewählt. Es sind Gemeinden in drei geographisch, geologisch und hydrologisch unterschiedlichen Gebieten Österreichs und sie sollen stellvertretend für alle Gemeinden die jeweilige Region charakterisieren.

1) Pettenbach

Die Gemeinde Pettenbach liegt am Eingang des oberösterreichischen Almtales, am südwestlichen Rand der Traun-Enns-Platte im Bezirk Kirchdorf. Die Gemeinde hat 4700 Einwohner und eine Fläche von 54,7 km². Das Ortszentrum liegt auf einer Seehöhe von 486 m, die gesamte Gemeinde liegt zwischen 440 und 1080 m. Die im Einzugsgebiet der Traun gelegene Gemeinde weist einen langjährigen mittleren Niederschlag von 1029 mm (Station Vorchdorf) und ein Jahresmittel der Temperatur von 9,4°C auf. Ungefähr 50 % der Gemeindefläche wird durch Ackerbau (v.a. Mais, Weizen) landwirtschaftlich genutzt. Die landwirtschaftliche Struktur ist durch Klein- und Mittelbetriebe geprägt. Der Waldanteil an der Gemeindefläche beträgt 23 % (Statistik Austria, 2002).

Die ausgewählte Untersuchungsfläche ist ein Maisfeld 0,5 km östlich des Ortes (Abb. 6.5). Es handelt sich um einen nach Nord-West exponierten Hang von ungefähr 550 m Länge und einem relativ regelmäßigem Gefälle von ca. 6 %, wobei eine leicht konkave Ausbildung der Fläche zu beobachten ist.



Abb. 6.5: Untersuchungsfläche Pettenbach

Der Boden besteht aus schwach schluffigem Ton mit sehr geringem organischen Gehalt. Durch die Bewirtschaftung ist der Oberboden sehr aufgelockert. Es werden auf dem Feld keine erosionshemmenden Maßnahmen gesetzt. Insgesamt wird das Feld daher als erosionsanfällig eingeschätzt.

Die Fläche wurde auf Grund ihrer Neigung und Kultivierung als charakteristisch für die Region angesehen. Daneben war noch die Zustimmung des Grundbesitzers ein Kriterium zur Auswahl dieser Testfläche. Als Referenzfläche wurde eine Wiese oberhalb des Feldes ausgewählt.

2) Ilztal

Die Untersuchungsfläche liegt im Ortsteil Wolfgraben in der Gemeinde Ilztal im Oststeirischen Hügelland im Bezirk Weiz. Die Gemeinde hat 1200 Einwohner und eine Fläche von 16,7 km². Das Ortszentrum liegt auf einer Seehöhe von 420 m. Die im Einzugsgebiet der Raab gelegene Gemeinde weist einen langjährigen mittleren Niederschlag von 817 mm und ein Jahresmittel der Temperatur von 9,1° C auf. Flächenmäßig hat die Landwirtschaft (v.a. Obstbau) an der Gemeindefläche den größten Anteil (54 %) an der Gemeinde, gefolgt von Waldflächen (31 %) (Statistik Austria, 2002). Die Obstbauflächen (24 %) liegen meist an den Hängen des weitläufigen Hügellandes, wobei die heterogene Flächenverteilung bzw. die Streusiedlungsform in dieser Region erwähnenswert ist.

Die ausgewählte Untersuchungsfläche ist eine Apfelkultur in relativ exponierter Hügellage. Es handelt sich um einen Südhang mit einer Länge von ca. 150 m und einer Neigung von bis zu 50 %. Der Hang beginnt flach mit zunehmendem Gefälle, wobei die steilste Zone in der Mitte der Fläche liegt. Am Fuße des Hanges wird das Gelände mit einer Neigung von ca. 5 % wieder flacher.



Abb. 6.6: Referenzfläche Ilztal

Der Boden besteht aus schluffigem Ton mit mittlerem organischen Gehalt. Zur Zeit wird der Boden nicht bearbeitet, zwischen den Anbaureihen wurde vor einigen Jahren erosionshemmende Vegetation gepflanzt. Die Erosionsgefährdung wird aus diesem Grund als nicht sehr hoch angesehen, wobei allerdings die Steilheit des Geländes auch in Betracht gezogen werden muss.

Der Standort ist ein für die Region sehr typischer. Da auch die Zugänglichkeit gewährleistet ist, wurde dieser Hang für die Untersuchungen ausgewählt. Als Referenzfläche dient eine Wiese oberhalb des Hanges (Abb. 6.7).



Abb. 6.7: Untersuchungsfläche Ilztal

3) Gumpoldskirchen

Die Gemeinde Gumpoldskirchen liegt in der niederösterreichischen Thermenregion ca. 20 km südlich von Wien am Fuße des Anningers im Bezirk Mödling. Die Gemeinde hat ca. 3.200 Einwohner und eine Fläche von 8,1 km². Das Ortszentrum liegt auf einer Seehöhe von 260 m. Die im Einzugsgebiet der Schwechat gelegene Gemeinde weist einen langjährigen mittlere Niederschlag von 591 mm und ein Jahresmittel der Temperatur von 10,5° C auf. Der größte Teil der Gemeindefläche wird durch Weinbau landwirtschaftlich genutzt (ca. 40 %). Die Weinbauflächen liegen hauptsächlich westlich des Wiener Beckens an den Hängen des Anningers und werden im Osten, in den höheren Regionen des Anningers durch Wald begrenzt. Der Waldanteil an der Gemeindefläche beträgt ca. 40 % (Statistik Austria, 2002).

Die ausgewählte Untersuchungsfläche ist ein Weinried 1 km südwestlich des Ortes (Abb. 6.8). Es handelt sich um einen nach Osten exponierten Hang von ungefähr 200 m Länge und einem Gefälle von 2-30 %, wobei die Neigung des Hanges sehr konkav ausgeprägt ist.



Abb. 6.8: Untersuchungsfläche Gumpoldskirchen

Der Boden besteht aus sandig-schluffigem Ton mit geringem organischen Gehalt. Aufgrund der in der Vergangenheit stattgefundenen Erosionstätigkeit, ist in den obersten Bodenschichten der Tonanteil geringer als in tieferen Schichten. Der Boden wird jährlich oberflächlich aufgelockert, Vegetationsbedeckung zwischen den Weinstöcken fehlt jedoch fast zur Gänze, so dass die Fläche als erosionsanfällig angenommen werden muss.

Die Fläche wurde aufgrund ihrer Neigung, Exposition, Höhenlage sowie Kultivierung als charakteristisch für die Region angesehen und aus diesem

Grund sowie auf Grund der Zugänglichkeit (Einverständnis des Grundbesitzers) für das Projekt ausgewählt.

6.1.5 Methodik der Probenahme, Messung und Auswertung

Die Methodik bei der Probenahme war an allen drei Flächen identisch. Mittels eines Wurzel-Kernschlagbohrers ($d= 8 \text{ cm}$, $h= 15 \text{ cm}$) wurden auf jeder Untersuchungsfläche Proben an drei ausgesuchten, repräsentativen Standorten gezogen. Diese Standorte liegen in Falllinie jeweils am erosionsgefährdeten Teil des Hanges (im oberen Teil bzw. in der Mitte des Hanges in Ilztal), am unteren Teil des Hanges, wo Akkumulation angenommen wurde sowie auf einer Referenzfläche, einer ungestörten, wenn möglich grasbewachsenen Fläche, knapp außerhalb der kultivierten Fläche (Abb. 6.9).

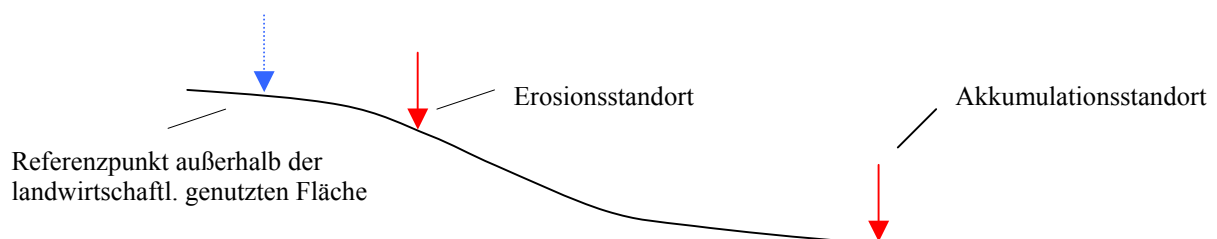


Abb. 6.9: Schema der Probenahme

An jedem Probenahmestandort wurden im Abstand von etwa 1 m drei Bohrkern entnommen, um Mischproben herstellen zu können, die den Fehler durch die räumliche Variation der Cäsiumkontamination verringern sollen.

Jede Bohrung bestand aus 2 x 15 cm Bohrkernen (Abb. 6.10), sodass insgesamt eine Bohrtiefe von 30 cm erreicht worden ist. Aufgrund der Bohrtechnik – Schlagbohren – sind die entnommenen Proben als nicht ganz ungestört anzunehmen, da es zu leichten Dichteveränderungen gekommen sein kann.



Abb. 6.10: 3 Bohrkern (je 2 x 15 cm)

Die entnommenen Bohrkern wurden vor Ort, gemäß vorher definierten Tiefenstufen - 2, 4, 6, 10, 15, 20, 25 und 30 cm – zerteilt und für den Transport eingedost. Die Einteilung in die oben angeführten Tiefenstufen erfolgte zum Zweck der Herstellung von Tiefenprofilen der Cäsiumaktivität. Da die für Bodenumlagerung maßgebenden Schichten oberflächennah liegen und da die Cäsiumvariation in den obersten Bodenschichten am höchsten ist, wurde bis zu einer Tiefe von 6 cm eine Auflösung von 2 cm gewählt, die schließlich mit der Tiefe auf 4 bzw. 5 cm verringert wurde.

Neben den Probenahmen an Referenzfläche, Erosionsstandort und Akkumulationsstandort, wurde noch in jedem Untersuchungsgebiet eine flächige Probenahme durchgeführt, um genaueren Aufschluss über die horizontale Verteilung des Radionuklids auf den Untersuchungsflächen zu bekommen.

Proben wurden entlang von jeweils drei in der Falllinie gelegenen Transekten gezogen. Aufgrund der topographischen Gegebenheiten und des Pflanzenbewuchses konnten keine genauen Punktabstände eingehalten werden bzw. konnten die Transekte nicht in exakter Falllinie beprobt werden.

Die Proben wurden im Abstand von 25 m in Ilztal, 30 m in Gumpoldskirchen und 50 m in Pettenbach mittels Kernschlagbohrer ($d = 2$ cm, $h = 30$ cm) gezogen. Aufgrund der trockenen Witterung zum Zeitpunkt der Probenahmen hatten die Böden einen nur sehr geringen Wassergehalt aufzuweisen. Das führte zu Problemen beim Ziehen der Proben, da der Boden keinerlei „scheinbare Kohäsion“ aufwies und damit kein kompakter Bohrkern entstand. Im Bohrer befand sich teilweise daher nur loses Material, das bei Ziehen des Bohrers aus dem Kern herausrieselte. Bezüglich Aktivität, stellte diese Tatsache allerdings kein signifikantes Problem dar, da nur schwach belastetes Material aus tieferen Schichten verloren ging. Ein Problem dadurch war hingegen die Abschätzung der vorliegenden Bodendichten, die für die Bestimmung des Gesamt Radionuklidgehalts im Boden wichtig ist. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wurde auf eine Probenahmeunsicherheit von +/- 15 % geschlossen.

Im Labor wurden die Proben standardmäßig bei 105° C für 24 h getrocknet. Danach war es möglich, die oben beschriebenen Mischproben herzustellen. Es wurde neben der Bestimmung der ^{137}Cs -Aktivität wichtige Bodenparameter wie Lagerungsdichte, Trockendichte, Wassergehalt und Glühverlust durchgeführt.

Etwa 100 g jeder Mischprobe wurde zur Bestimmung der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration herangezogen. Die Analyse wurde mittels einer Mehrdetektoranlage durchgeführt. Der Primärdetektor ist ein HP-Germanium-Detektor mit Koaxial-Kristall, $d = 55$ mm, $l = 54,5$ mm, 30,8 % rel. Efficiency und FWHM 1,79 keV. Die Sekundärdetektoren zur Anti – Compton – Hintergrundreduktion sind zwei Natrium-Jodid Detektoren mit Ring- bzw. Stoppelkristall, FWHM 8,3 bzw. 6,9% und sechs Photomultipliern. Die Abschirmung besteht aus selektiertem Blei 10 cm sowie 8 mm Elektrolytkupfer als

Innenauskleidung. Die Messzeit betrug zwischen 20.000 und 40.000 s um die Zählunsicherheit geringer als 10 % auf dem 95 % Signifikanzniveau zu halten.

Die Auswertung der Daten bzw. die Abschätzung der Bodenverlagerung aus diesen Daten wurde mittels eines modifizierten proportionalen Modells durchgeführt. Dieses Modell berücksichtigt im Gegensatz zu herkömmlichen proportionalen Umwandlungsmodellen die Verteilung der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration im Tiefenprofil:

$$\Delta \int_0^x A(x) \cdot dx = \int_0^C A(x)_{t_0} \cdot dx$$

mit:

$$\Delta \int_0^x A(x) \cdot dx = \int_0^x A(x)_{t_1} \cdot dx - \int_0^x A(x)_{t_0} \cdot dx$$

$A(x)_{t_0, t_1}$Tiefenverteilung der massenbezogenen Aktivität zum Zeitpunkt t_0 bzw. t_1

xBodentiefe [cm]

CBodenverlust/-gewinn [cm]

Die erste Abschätzung des Erosionsgeschehens auf den Untersuchungsflächen mittels oben angeführten Modells beruht auf der Annahme eines bis zum Jahr 1986 zurückgehenden konstanten jährlichen Bodenabtrags. In Wirklichkeit war das Erosionsgeschehen nicht konstant, jedoch müssen Modelle zur Berücksichtigung dieser Tatsache erst fertig entwickelt werden.

6.1.6 Ergebnisse der radiometrischen Untersuchung

Aufgrund von Unsicherheitseinflüssen aus mehreren Quellen, wie räumliche Heterogenität der Cäsium-137-Verteilung in Österreich, Probenahme (+/- 15 %) sowie bei der Analyse (+/- 10 %), konnte die ursprünglich angestrebte Dokumentation des ^{137}Cs -Verhaltens innerhalb eines Jahres nicht durchgeführt werden, da die Änderung des ^{137}Cs -Gehalts zu gering war, um zwischen Unsicherheit und tatsächlicher Veränderung unterscheiden zu können. Daher wurde, zur Verbesserung des Ergebnisses, der Bodentransport aus den gemittelten Ergebnissen der drei Messzeitpunkte (zwei in Pettenbach) errechnet.

1) Pettenbach

Die Ergebnisse der detaillierten Bodenuntersuchung am Feld lieferten Trockendichten zwischen 1,20 – 1,60 g/cm³ und Wassergehalte von 26 – 34 % im März sowie 13 – 22 % im Juli. Es ist aus den Abbildungen deutlich ersichtlich, dass die Dichte tendenziell mit der Tiefe bis 15 - 20 cm abnimmt, was wahrscheinlich auf die bohrbedingte Störung des Oberbodens (siehe oben) zurückzuführen ist. Ab 15 - 20 cm Bodentiefe ist wieder ein Anstieg zu sehen, der auf Bodenverdichtung hindeutet. Der Boden auf der Referenzfläche, einer Wiese oberhalb des Untersuchungsfeldes, weist Trockendichten von 1,0 – 1,5

g/cm³ sowie Wassergehalte von 24 – 46 % im März und 13 – 17 % im Juli auf (s. Anhang 9.5).

Die Tiefenverteilungen der ¹³⁷Cs – Aktivitätskonzentrationen lassen ein erwartetes Muster erkennen (Abb. 6.11 – 6.13). Am Referenzstandort liegt eine ungestörte Verteilung mit typischem exponentiellen Abfall und reduzierter Konzentration an der Oberfläche vor, während am Standort vermuteten Bodenabtrages aufgrund der Bewirtschaftung bis zur Pflugtiefe eine homogene Verteilung mit niedriger Aktivitätskonzentrationsspitze zu finden ist. Das ¹³⁷Cs–Gesamtinventar liegt auf der Referenzfläche bei durchschnittlich 71.000 Bq/m², auf der Erosionsfläche bei 42.000 Bq/m². Dasselbe Bild bietet sich am Akkumulationsstandort, wo allerdings auf Grund des abgelagerten Materials das ¹³⁷Cs–Gesamtinventar mit 75.000 Bq/m² höher liegt als am Erosionsstandort. Die mittlere Aktivitätskonzentration am Akkumulationsstandort liegt mit 230 Bq/kg ebenfalls höher als am Erosionsstandort (190 Bq/kg). Für den Erosionsstandort wurde im Juli eine offensichtlich ungeeignete Stelle zur Beprobung ausgewählt (s. Anhang 9.5), die aus der Mittelwertbildung ausgenommen wurde.

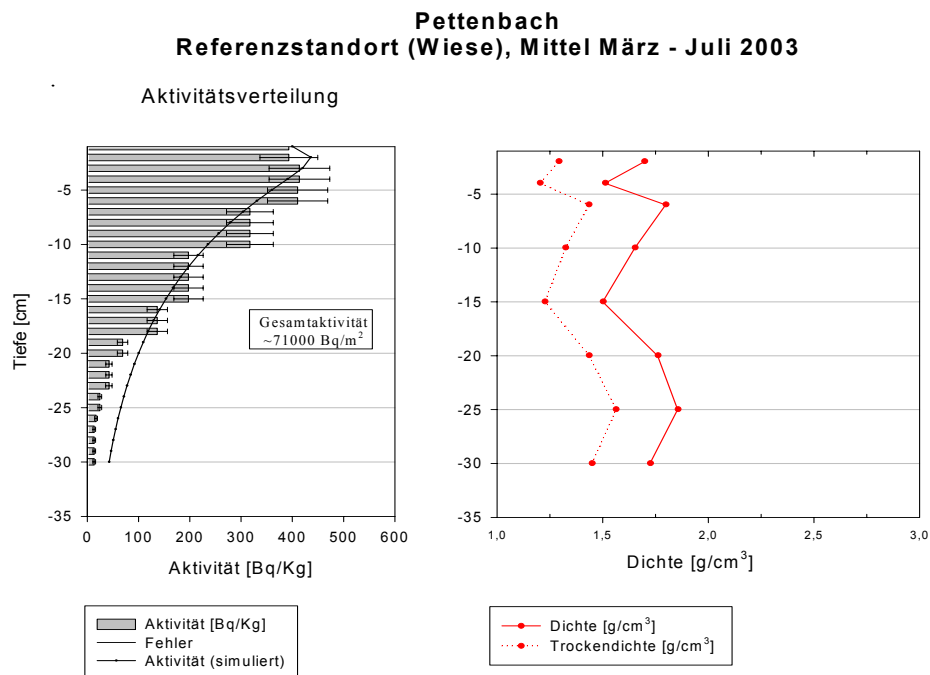


Abb. 6.11: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Referenzstandort im Teilgebiet Traun-Enns-Platte

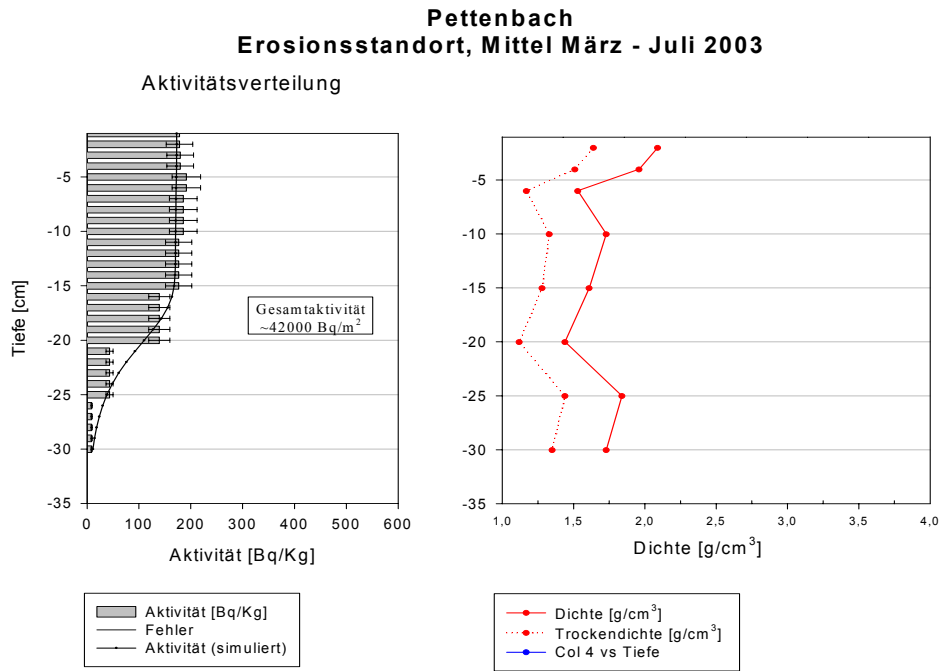


Abb. 6.12: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Erosionsstandort im Teilgebiet Traun-Enns-Platte

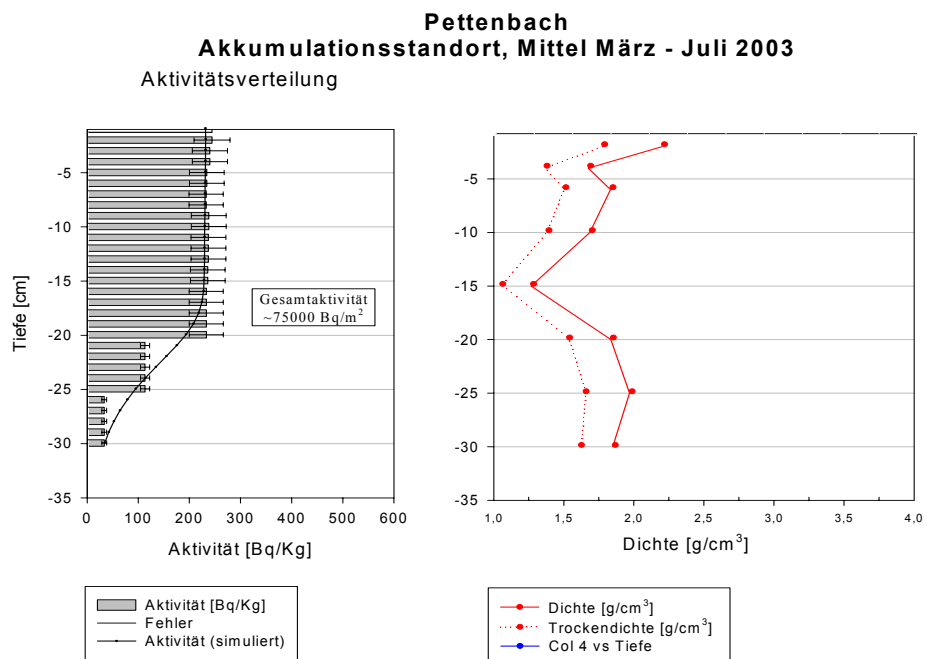


Abb. 6.13: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Akkumulationsstandort im Teilgebiet Traun-Enns-Platte

Der errechnete mittlere Bodenabtrag am Erosionsstandort beträgt etwa 3,9 mm/a, was 61 t/ha/a entspricht. Am Akkumulationsstandort wurden seit 1986 im Mittel 0,4 mm/a bzw. 6 t/ha/a Boden angelagert. Der mittlere Nettobodenabtrag für das gesamte Feld entspricht etwa dem Mittel zwischen Erosionsstandort und Akkumulationsstandort, d.h. ca. 1,7 mm/a (Tab. 6.1).

Tab. 6.1: Bodenverlagerung auf der Fläche Pettenbach

Pettenbach	Bodenverlagerung	
	[cm/a]	[t/ha/a]
Erosionsstandort	-0,39	-61
Akkumulationsstandort	+0,04	+6
Mittlere Nettoerosion	-0,17	-26

Die Untersuchung der flächigen Cäsiumverteilung ergibt ein sehr typisches und ein im Großen und Ganzen stimmiges Bild (Abb. 6.14). In den höher gelegenen Bereichen des Ackers, der mittels brauner Begrenzungslinie definiert ist, ist die deutlich reduzierte ^{137}Cs -Belastung deutlich sichtbar, während am Hangfuß eine relativ starke ^{137}Cs -Belastung festgestellt werden kann.

Es kann jedoch auch die relativ starke Heterogenität der räumlichen Verteilung erkannt werden, wie Senken in höher gelegenen Bereichen zeigen. Die Standardabweichungen der Mittelwerte des ^{137}Cs -Gehalts der einzelnen Höhenstufen erreichen Werte von 10–35 %.

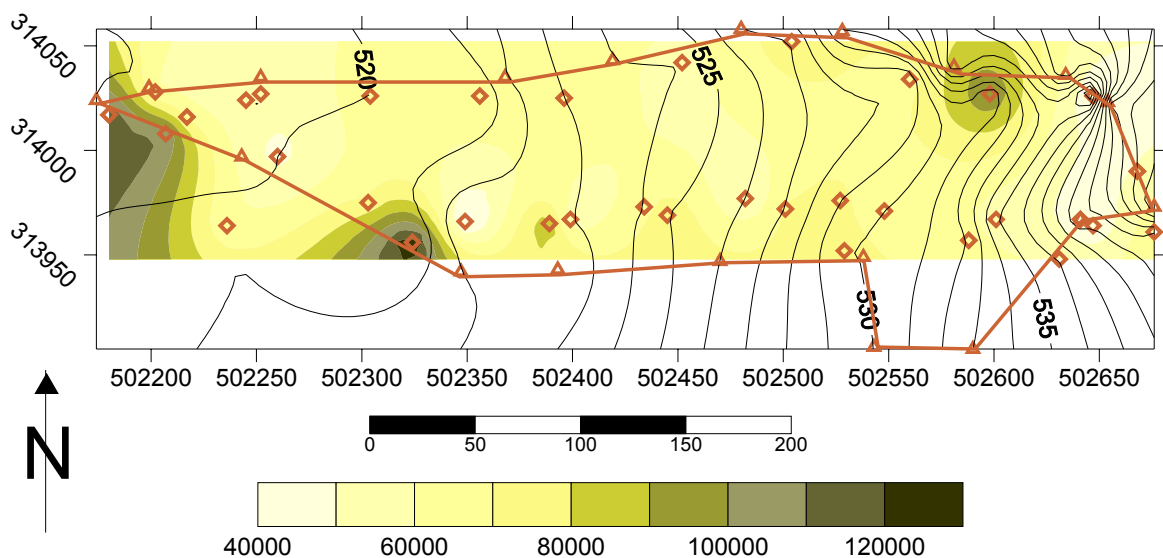


Abbildung 6.14: ^{137}Cs -Verteilung (Bq/m^2) auf der Probefläche in Pettenbach

2) Ilztal

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchung am Feld lieferten Trockendichten zwischen $1,0 - 2,0 \text{ g}/\text{cm}^3$ und Wassergehalte von 28 – 40 % im Dezember, 18 – 28 % im März und 9 – 21 % im August. Es ist deutlich ersichtlich, dass die Dichte bei einer Tiefe von 10 cm sprunghaft abnimmt, was unter Umständen

auf frühere Bearbeitung hinweist. Der Boden auf der Referenzfläche, einer Wiese oberhalb des Untersuchungsfeldes, weist Trockendichten von 1,0 – 1,6 g/cm³ sowie Wassergehalte von 25 – 45 % auf (s. Anhang 9.5).

Die Tiefenverteilungen der ¹³⁷Cs – Aktivitätskonzentrationen weisen ein erwartetes Muster auf (Abb. 6.15 - 6.17). Am Referenzstandort liegt eine ungestörte Verteilung mit typischem exponentiellen Abfall und reduzierter Konzentration – etwa 100 Bq/kg zu allen drei Probenahmeterminen - an der Oberfläche vor, die allerdings etwas tiefer reicht als angenommen, während am Standort vermuteten Bodenabtrages bis in eine Tiefe von 15 cm eine relativ homogene Verteilung mit niedriger Aktivitätskonzentration – etwa 50– 70 Bq/kg - zu finden ist, was auf die Auflockerung des Bodens alle 3 oder 4 Jahre zurückzuführen ist. Das ¹³⁷Cs–Gesamtinventar liegt auf der Referenzfläche im Mittel bei 19.000 Bq/m², auf der Erosionsfläche bei 12.750 Bq/m². Dasselbe Bild bietet sich am Akkumulationsstandort, wo allerdings auf Grund des abgelagerten Materials das ¹³⁷Cs – Gesamtinventar mit 13.500 Bq/m² ein wenig höher liegt als am Erosionsstandort. Die mittlere Aktivitätskonzentration am Akkumulationsstandort liegt bei 60 Bq/kg.

Auf Grund dieser Verteilungen ist es klar ersichtlich, dass dieses Untersuchungsgebiet seit 1986 nach dem Unfall in Tschernobyl viel schwächer kontaminiert wurde als das Gebiet um Pettenbach.

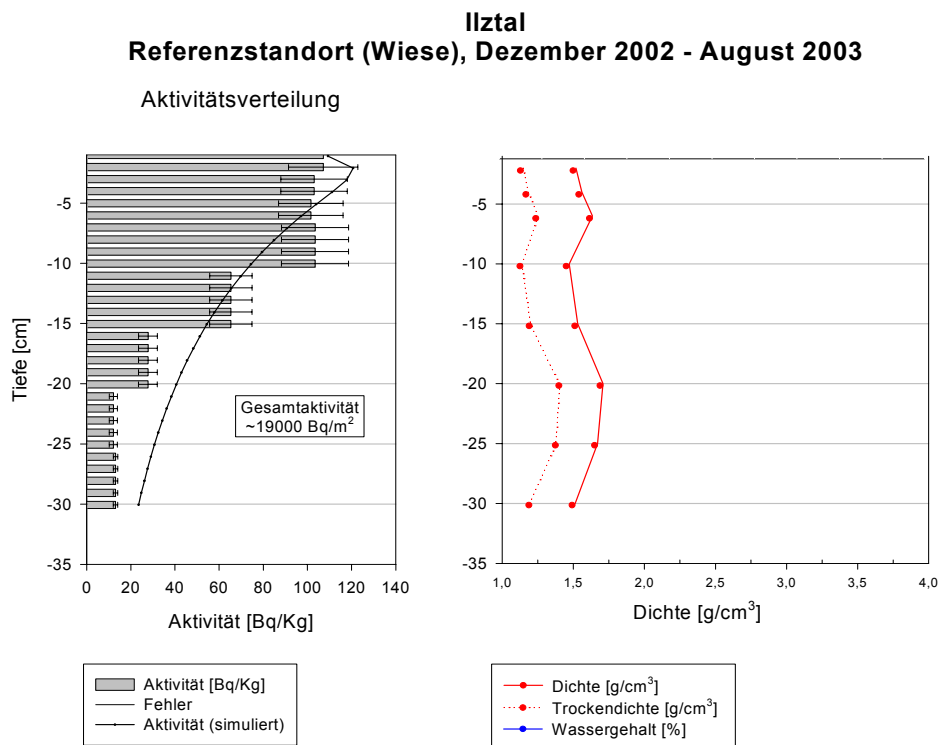


Abb. 6.15: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Referenzstandort im Teilgebiet Oststeirisches Hügelland

Ilztal
Erosionsstandort, Mittel Dezember 2002 - August 2003
Aktivitätsverteilung

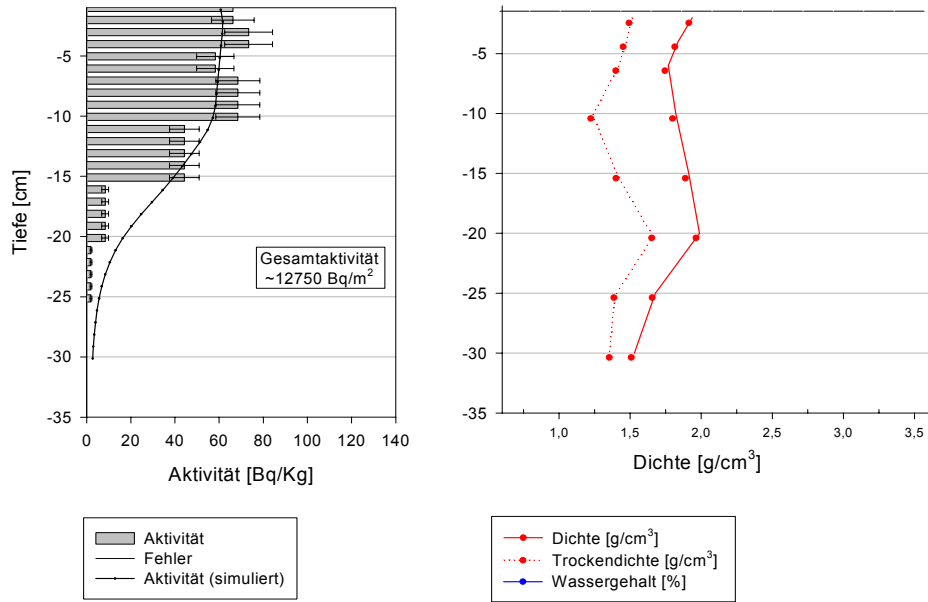


Abb. 6.16: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Erosionsstandort im Teilgebiet Oststeirisches Hügelland

Ilztal
Akkumulationsstandort, Mittel Dezember 2002 - August 2003
Aktivitätsverteilung

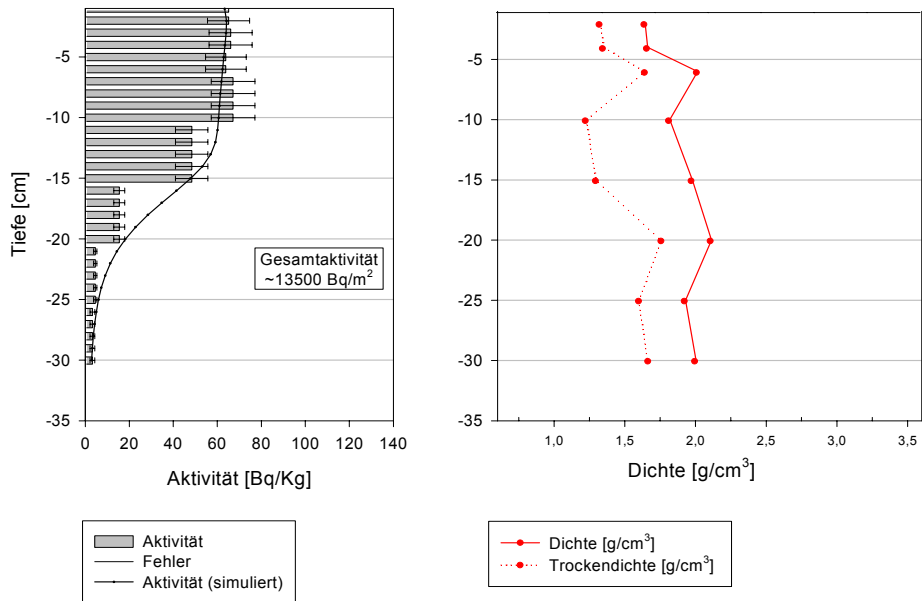


Abb. 6.17: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Akkumulationsstandort im Teilgebiet Oststeirisches Hügelland

Der errechnete mittlere Bodenabtrag am Erosionsstandort beträgt etwa 4,0 mm/a, was 60 t/ha/a entspricht. Am sogenannten Akkumulationsstandort wurden seit 1986 im Mittel 3,5 mm/a bzw. 52 t/ha/a Boden abgetragen. Der mittlere Bodenabtrag für das gesamte Feld entspricht etwa dem Mittel zwischen Erosionsstandort und Akkumulationsstandort, also rund 3,7 mm/a (Tab. 6.2).

Tab. 6.2: Bodenverlagerung auf der Fläche Ilztal

Ilztal	Bodenverlagerung	
	[cm/a]	[t/ha/a]
Erosionsstandort	-0,40	-60
Akkumulationsstandort	-0,35	-52
Nettoerosion	-0,37	-56

Die Untersuchung der flächigen Cäsiumverteilung ergibt eine weniger klar strukturierte (Abb. 6.18) Verteilung als in Oberösterreich. Cäsium-Akkumulationsgebiete können sowohl am Anfang als auch am Ende des Hanges erkannt werden. Eine relativ ausgeprägte Cäsiumsenke befindet sich im Mittelteil des Hanges. Großflächig gesehen kann man jedoch von einer tendenziellen ^{137}Cs -Zunahme Richtung Hangfuß sprechen, wo eine doch signifikante Ablagerung festgestellt werden kann.

Es kann jedoch wie auch in Oberösterreich die relativ starke Heterogenität der räumlichen Verteilung erkannt werden. Die Standardabweichungen der Mittelwerte des ^{137}Cs -Gehalts der einzelnen Höhenstufen erreichen Werte von 10 – 50 %.

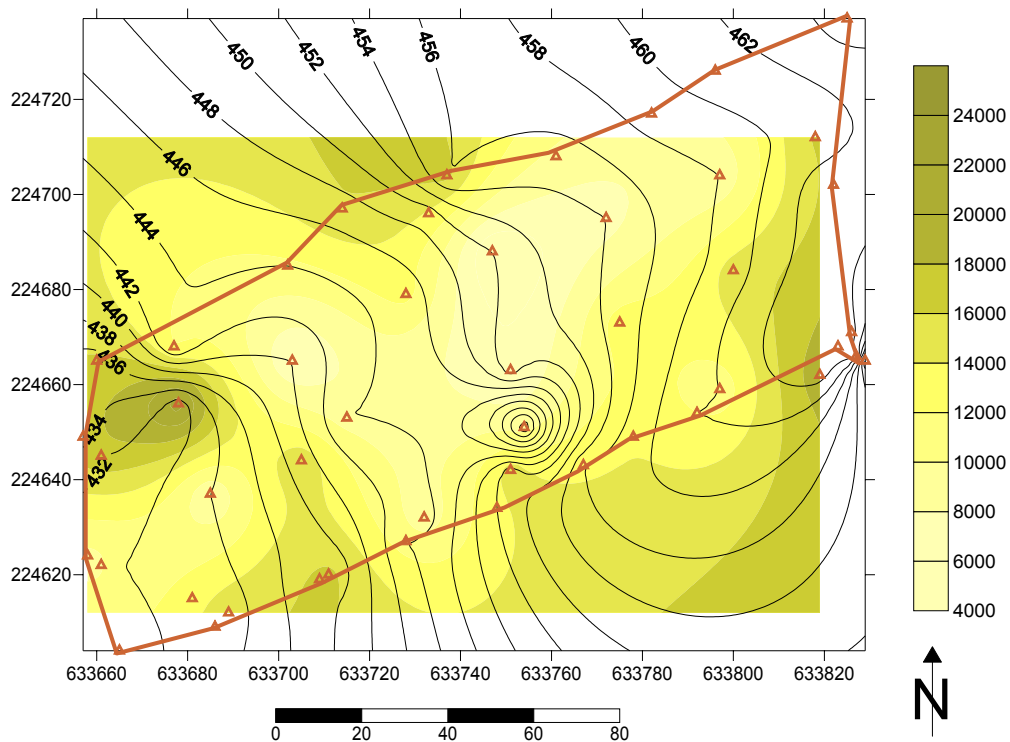


Abbildung 6.18: ^{137}Cs -Verteilung (Bq/m^2) auf der Probefläche Ilztal

3) Gumpoldskirchen

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchung am Feld (Weingarten) lieferten Trockendichten zwischen $1,0 - 2,0 \text{ g/cm}^3$ und Wassergehalte von $20 - 30 \%$ im Dezember, $5 - 17 \%$ im März und $5 - 14 \%$ im Juli. Die Trockendichten weisen keine signifikanten Ähnlichkeiten auf, sie nehmen jedoch nach unten hin tendenziell ab. Der Boden auf der Referenzfläche, einer Wiese oberhalb des Untersuchungsfeldes, weist Trockendichten von $1,0 - 1,75 \text{ g/cm}^3$ sowie Wassergehalte von $20 - 45 \%$ im Dezember, $8 - 12 \%$ im März und $5 - 8 \%$ im Juli auf (s. Anhang 9.5).

Die Tiefenverteilungen der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationen weisen wieder ein erwartetes Muster auf (Abb. 6.19 – 6.21). Am Referenzstandort liegt jedoch nur im Dezember eine ungestörte Verteilung mit typischem exponentiellen Abfall und reduzierter Konzentration – etwa 170 Bq/kg - an der Oberfläche vor. Die beiden im März und Juli beprobten Standorte zeigten deutlich reduzierte ^{137}Cs -Gehalte und relativ gleichförmige Verteilungen, was darauf schließen lässt, dass der Boden in den Probenahmepunkten gestört ist (s. Anhang 9.5). Aus diesem Grund wird auf eine Einbeziehung in die Bodenabtragsberechnung verzichtet. Am Standort vermuteten Bodenabtrages ist bis in eine Tiefe von 20 cm eine relativ homogene Verteilung mit niedriger Aktivitätskonzentration – etwa 50 Bq/kg - zu finden, was auch in diesem Gebiet auf die Auflockerung des Bodens alle 3 oder 4 Jahre zurückzuführen ist. Das ^{137}Cs -Gesamtinventar liegt auf der Referenzfläche im Mittel bei 19.000 Bq/m^2 , auf der Erosionsfläche bei 17.000 Bq/m^2 . Am Akkumulationsstandort, liegt das ^{137}Cs -Gesamtinventar mit 18.300 Bq/m^2 ein wenig höher als am Erosionsstandort. Die mittlere Aktivitätskonzentration am Akkumulationsstandort liegt bei 52 Bq/kg .

Gumpoldskirchen
Referenzstandort (Wiese), Mittel Dezember 2002 - Juli 2003

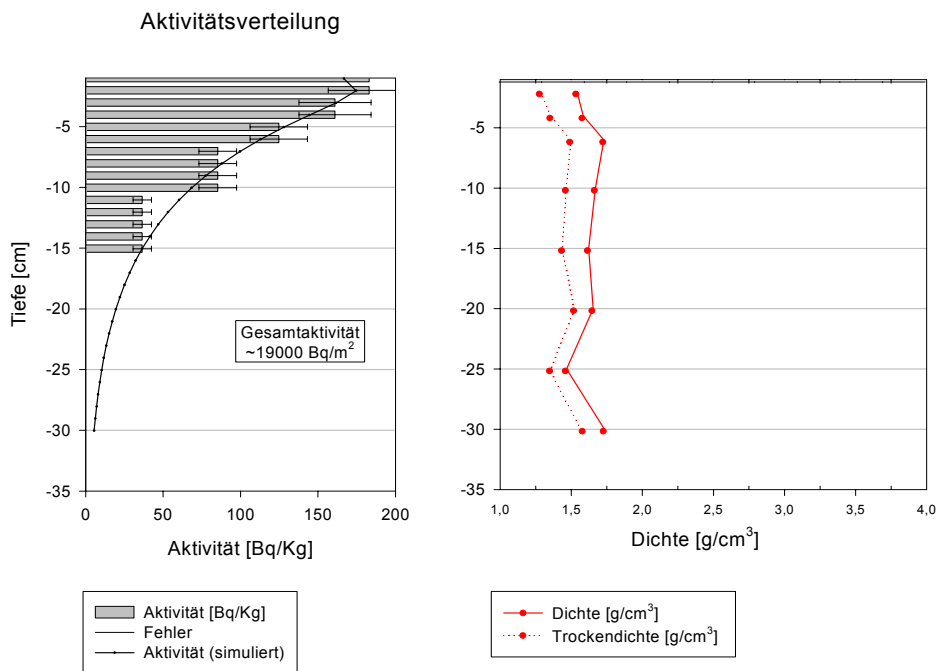


Abb. 6.19: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Referenzstandort im Teilgebiet Thermenlinie

Gumpoldskirchen
Erosionsstandort, Mittel Dezember 2002 - Juli 2003

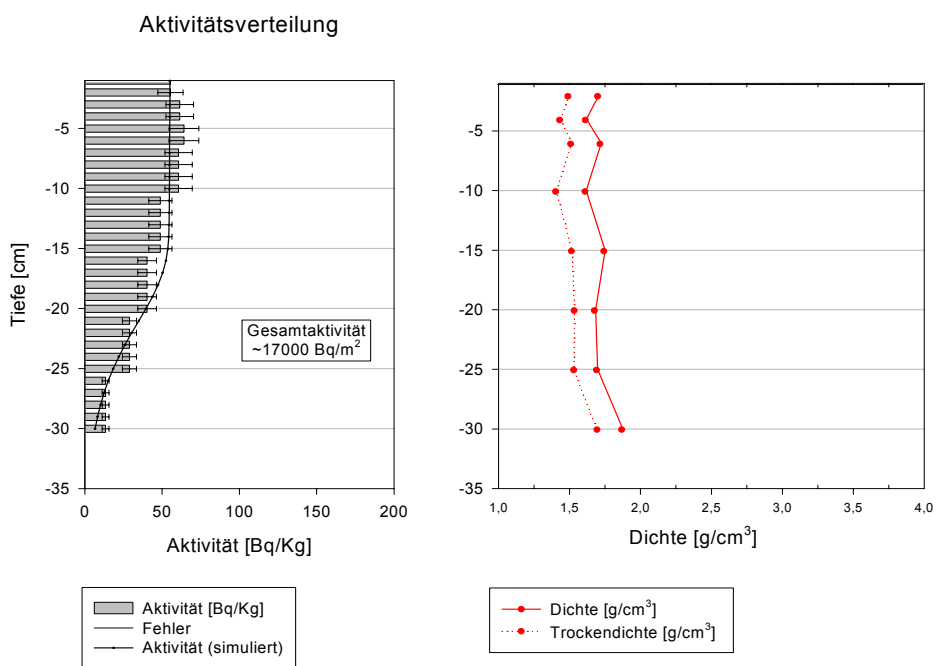


Abb. 6.20: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Erosionsstandort im Teilgebiet Thermenlinie

Gumpoldskirchen
Akkumulationsstandort, Mittel Dezember 2002 - Juli 2003

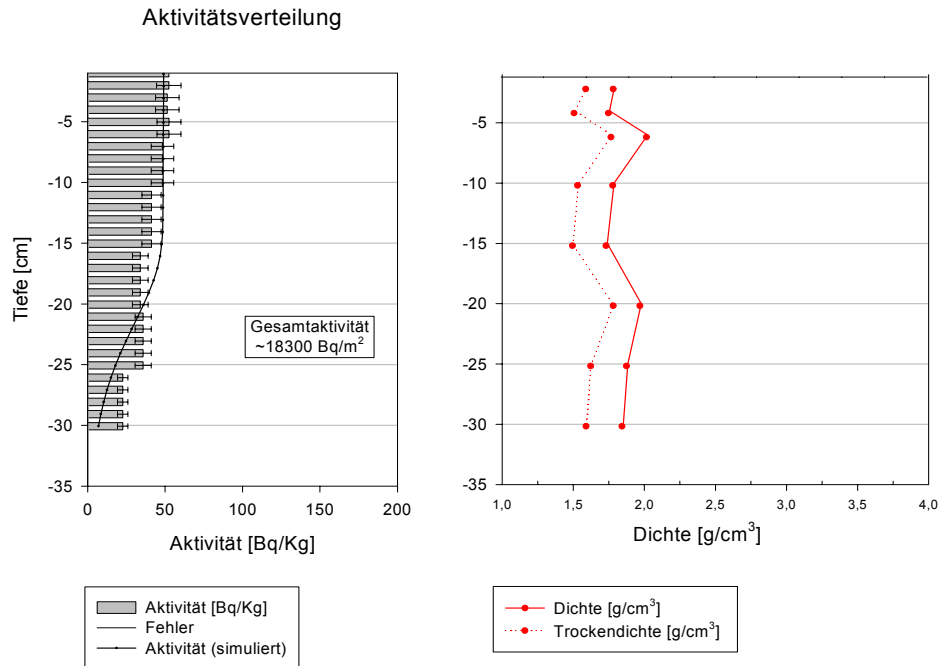


Abb. 6.21: ¹³⁷Cs-Aktivität und Bodendichte am Akkumulationsstandort im Teilgebiet Thermenlinie

Der errechnete mittlere Bodenabtrag am Erosionsstandort beträgt etwa 2,9 mm/a, was 43 t/ha/a entspricht. Am sogenannten Akkumulationsstandort wurden seit 1986 im Mittel 2,8 mm/a bzw. 42 t/ha/a Boden abgetragen. Der mittlere Bodenabtrag für das gesamte Feld entspricht etwa dem Mittel zwischen Erosionsstandort und Akkumulationsstandort, also rund 2,8 mm/a (Tab. 6.3).

Tab. 6.3: Bodenverlagerung auf der Fläche Gumpoldskirchen

Gumpoldskirchen	Bodenverlagerung	
	[cm/a]	[t/ha/a]
Erosionsstandort	-0,29	-43
Akkumulationsstandort	-0,28	-42
Nettoerosion	-0,28	-42

Es kann somit in auf der Probefläche in Gumpoldskirchen beobachtet werden, dass der Bodenabtrag am Hangfuß genauso hoch ist wie in höheren Bereichen des Hanges und es insgesamt zu keinen messbaren Akkumulation von Material kommt. Der Boden wird offensichtlich direkt über die auf gleichem Niveau liegenden Straße abtransportiert.

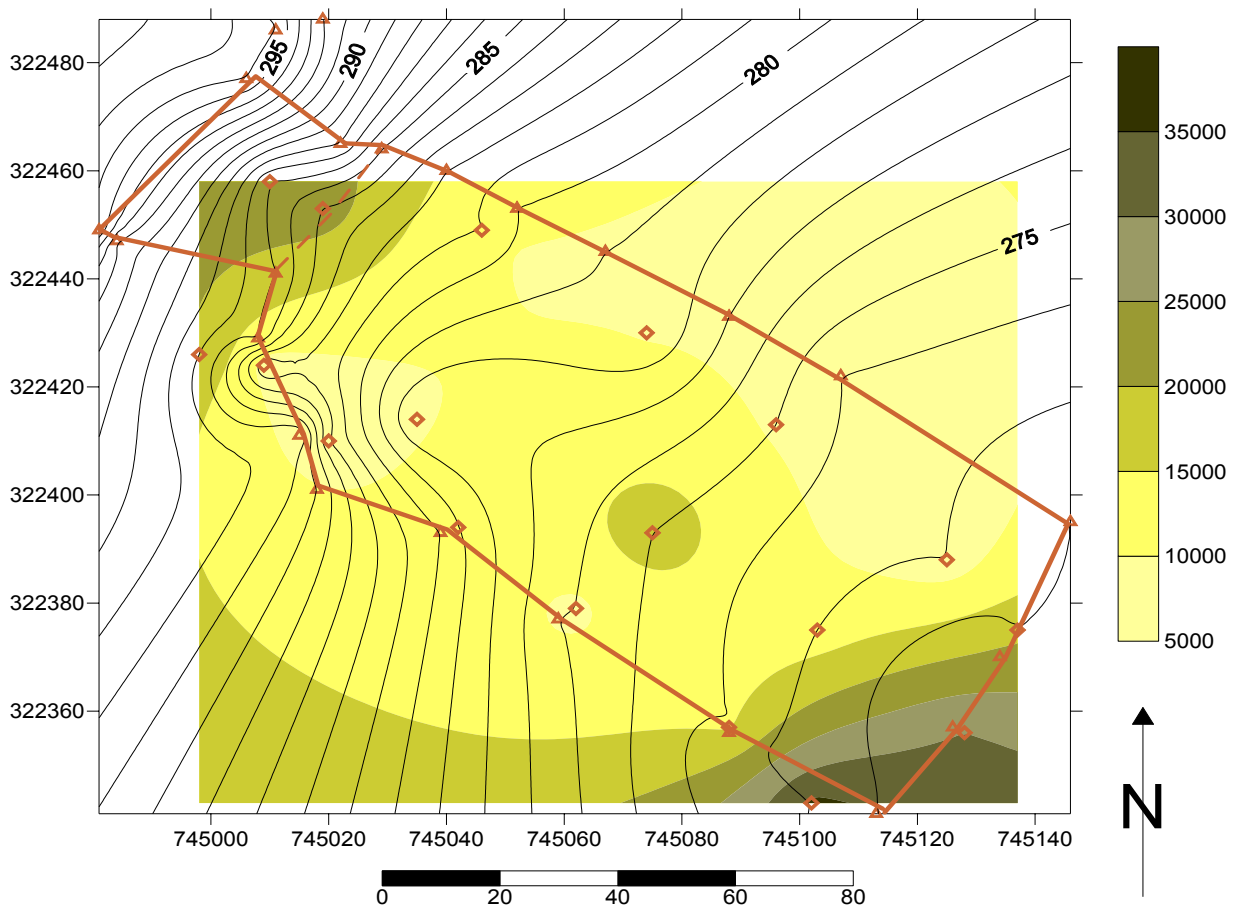


Abbildung 6.22: ^{137}Cs -Verteilung (Bq/m^2) auf der Probefläche Gumpoldskirchen

Aus der flächenbezogenen Analyse der Daten (Abb. 6.22) kann jedoch schon erkannt werden, dass Akkumulation am äußersten unteren Rand des Weingartens auftritt, während der Rest des Hanges eine relativ gleichförmige ^{137}Cs -Verteilung aufweist. Oberhalb der bewirtschafteten Fläche, durch eine strichlierte Linie gekennzeichnet, ist erkennbar, dass die dort vorliegenden ungestörten Böden erhöhte Cäsiumgehalte aufweisen. Bezüglich räumlicher Variabilität ist zu sagen, dass die Datenqualität in Gumpoldskirchen von höherer Qualität ist als in den beiden anderen Untersuchungsgebieten, da die auf die verschiedenen Höhenstufen im Gelände bezogenen Standardabweichungen nur maximal 25 % erreichen.

6.1.7 Interpretation der Ergebnisse

Wie bereits weiter oben erwähnt, kann die radiometrische Methode zur Erosionsabschätzung sehr gute Ergebnisse für qualitative Analysen des Bodentransportes in kleinflächigen Gebieten liefern. Das bedeutet, dass Zonen des Bodenabtrags gut von Akkumulationszonen unterschieden werden können, was auch im vorliegenden Projekt qualitativ gelungen ist. Bei Bilanzierung der errechneten Bodenabträge bzw. -akkumulationen ergibt sich für alle Flächen eine Nettoerosion, was mit den Ergebnissen der Modellierung übereinstimmt.

Die Quantifizierung des Bodentransportes stellt ein ungleich komplexeres Problem dar, da auf ein mathematisches Modell zurückgegriffen werden muss und außerdem, wie oben angeführt, zahlreiche Unsicherheitsquellen das Resultat beeinträchtigen können.

Diese Unsicherheitsquellen beinhalten:

- 1) Die kaum oder nur mit großem Aufwand feststellbare räumliche Variation der ^{137}Cs -Verteilung. Diese Heterogenität der Kontamination des Bodens mit Cäsium entstand nach dem Unglück von Tschernobyl durch die zeitlich und räumlich eng begrenzte Kontaminationsfahne. Lokale Wetterbedingungen sowie die Bodenbedeckung waren die bestimmenden Faktoren, ob Cäsium in den Boden gelangen konnte oder nicht. Mathematische Modelle zur Abschätzung des Bodentransportes basieren jedoch auf räumlich homogenen Radionuklidverteilungen.
Die Variabilität in den getesteten Böden war vergleichsweise sehr hoch, mit Standardabweichungen von bis zu 50 %. Mit einer höheren Anzahl von Bodenproben wäre dieses Problem jedoch durchaus in den Griff zu bekommen, was jedoch einen höheren Messaufwand erfordern würde.
- 2) Weitere Unsicherheiten ergeben sich bei der Probenahme die dadurch entstehen, dass der Boden nicht homogen zusammengesetzt ist, und oft Fremdkörper wie große Steine den gewünschten Bohrerfolg verhindern. Zusätzlich gibt es Probleme bei der Probenahme in Böden mit geringer Aggregatbildung oder bei leichter Bodenart, z.B. trockener Sand. Es entsteht kein kompakter Kern und das Material rieselt beim Ziehen der Probe teilweise wieder aus dem Bohrer.
Durch die angeführten Faktoren kommt es zu Verfälschungen in der Dichtebestimmung der Böden, die für die Analyse notwendig sind, sowie zu nicht repräsentativen Bodenproben.
Ein weiteres Exaktheitsproblem bei der Probenahme entsteht bei der Aufteilung der Probe in Tiefenstufen, da die Probe oft nicht genügend Festigkeit besitzt und beim Zerteilen zerfällt, was eine genaue Aufteilung unmöglich macht.
- 3) Zuletzt sei die Messunsicherheit bei der radiometrischen Analyse erwähnt, der im Allgemeinen, nach Maßgabe der Qualität des Detektors, bei ungefähr 10 % liegt.

Im Allgemeinen ist es schwierig die Gesamtgenauigkeit der Ergebnisse abzuschätzen, da die Variabilitäts- und Probenahmeunsicherheiten schwer zu quantifizieren sind.

Die vorliegenden Ergebnisse der quantitativen Abschätzung des Bodentransportes, die jeweils nur für den beprobten Hang beziehungsweise für Hänge mit ähnlicher Topographie und Bodenbedeckung gelten, liegen über den Werten von Ergebnissen, die mittels konventioneller Methoden der Erosionsabschätzung -

allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) und andere - bestimmt wurden. Die Werte geben jedoch zweckdienliche Anhaltspunkte über die Größenordnung des Erosionsgeschehens am untersuchten Standort.

Für die drei Probeflächen wurden Bodenabträge zwischen 25 und 50 t/ha/a ermittelt. Zum Vergleich ergibt die Modellierung für die Grundstücke in unmittelbarer Umgebung mittlere bis hohe Erosionsraten (5-20 t/ha/a), die jedoch auf einzelnen Schlägen deutlich höher sein kann. Wie oben erwähnt, sind die absoluten Werte nicht direkt vergleichbar. Zusätzlich ist zu beachten, dass sich die durch radiometrische Methoden bestimmten Werte auf den Zeitraum 1986 bis 2003 beziehen, während sich die Modellierung hinsichtlich der Landnutzung nur auf das Jahr 2002 bezog.

Der Vorteil der radiometrischen Erosionsabschätzung ist die vergleichsweise (zu anderen experimentellen Feldmethoden) unkomplizierte und rasche Anwendbarkeit. Die radiometrische Methode liefert im Gegensatz zu konventionellen Methoden Ergebnisse, die auf direkt vor Ort gemessenen Daten beruhen und nicht – wie etwa die ABAG auf empirischen Parameterdaten aus der Literatur. Im Vergleich zu konventionellen Methoden kann jedoch eine über das lokale Geschehen hinausgehende Betrachtung der Bodenabtragungssituation nur mit einer großen Menge von Bodenproben bewerkstelligt werden.

6.2 Validierung mit Literatur

Die Übereinstimmung zwischen den modellierten Ergebnissen für das Teilgebiet und der Literaturlauswertung (basierend auf Publikationen zu quantitativen Geländeversuchen) hinsichtlich der deutlich reduzierenden Wirkung der Maßnahme Erosionsschutz im Ackerbau ist gegeben, wobei die Direktsaat eine etwas stärkere Reduktion bringt als die Mulchsaat (vgl. Abb. 3.6 und 5.12). Bei Mulchsaat wird eine Reduktion von durchschnittlich 65 % erreicht, bei Direktsaat eine um ca. 75 %. Unter der Annahme von Maisanbau in der Traun-Enns-Platte ergab sich sogar eine Reduktion von 69 bzw. 79 %. Demnach liefert das verwendete Modell plausible Ergebnisse.

Für einen Vergleich für die Erosionsschutzmaßnahmen im Obst- und Weinbau konnten trotz umfangreicher Recherchen zu wenige Literaturstellen gefunden werden, um kulturartenspezifische Aussagen treffen zu können. Betrachtet man die Ergebnisse allerdings funktionell, dann ist das Ausmaß der Bodenbedeckung in für das Erosionsgeschehen kritischen Zeiten (Aufreten von Starkregenereignissen) entscheidend. Es lässt sich daher auch für andere Kulturarten rückschließen, dass eine Mulchung eine ähnlich hohe Effektivität aufweist wie im Ackerbau, was auch die Modellierung ergab (Abb. 5.9).

7 Schlussfolgerungen

Die durchschnittlichen Bodenabträge (bezogen auf das Gesamtgebiet) in den Testgebieten sind als gering bis mittel einzustufen (vgl. Tab. 5.7), was vor allem auf die relativ geringen Flächenanteile (vgl. Tab. 5.1a) an erosionsfördernden Fruchtarten (z.B. Mais, Sommergetreide, Erbsen/Bohnen) bzw. die Anteile an Wald und Grünland (inkl. Feldfutter und Wechselwiesen), zurückzuführen ist. Diese Anteile an Wald und Grünland sollten aus Sicht des Erosionsschutzes zumindest erhalten bleiben, wobei Feldfutter und Wechselwiesen zusammen etwa ein Fünftel der Flächen des Grünlandes ausmachen. Zum Teil haben auch die bisher eingesetzten Erosionsschutzmaßnahmen, vor allem im Obst- und Weinbau, zu dieser moderaten Situation beigetragen.

Durch den weit verbreiteten Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen im Oststeirischen Hügelland konnte dort 2002 die stärkste Reduktion zum Vergleichsszenario "konventioneller Anbau" (ohne Erosionsschutz) erzielt werden. Diese ÖPUL-Maßnahmen sollten auch vermehrt in der Thermenlinie eingesetzt werden, wo noch ein großes Potential an Flächen für den effizienten Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen vorhanden ist. Der Unterschied in der bisherigen Anwendung könnte durch die unterschiedlichen Niederschlags-verhältnisse der beiden Gebiete begründet sein, da geringe Niederschläge eine Konkurrenz um die Wasserversorgung zwischen Wein und Begrünung verursachen. Im Ackerbau ist in allen Testgebieten noch eine geringe Anwendung der Erosionsschutzmaßnahmen festzustellen. Gerade bei dieser Kulturart könnte das Erosionsrisiko durch geeignete Maßnahmen (z.B. Mulch- oder Direktsaat) jedoch erheblich gesenkt werden.

Die Erosionsschutzmaßnahmen sollten verstärkt bei erosionsfördernden Fruchtarten bzw. auf geneigten Flächen mit schluffhaltigen Böden eingesetzt werden. Die Effizienz der Maßnahmen wäre über eine mehr risikobezogene Anwendung noch deutlich zu verbessern. Damit könnte die Anzahl der Flächen mit Erosionsrisiko im Durchschnitt der drei Testgebiete um weitere 40 % reduziert werden.

Hinsichtlich der Maßnahmen im nächsten ÖPUL-Programm wird angeregt, die risikominimierenden Erosionsschutzmaßnahmen im Ackerbau, nämlich Mulch- und Direktsaat, aufgrund ihrer unterschiedlich starken erosionshemmenden Wirkung als jeweils eigene Untermaßnahme zu behandeln. Ebenso wird aufgrund der Ergebnisse empfohlen die Mulchung bzw. Dauerbegrünung im Weinbau als jeweils eigene Untermaßnahme zu betrachten, da Dauerbegrünung eine deutlich stärkere Wirkung, aber auch höheren Aufwand bewirkt.

8 Literatur

Die in Klammern angeführten Zahlen stellen den Bezug zu den Ergebnissen des Anhangs her.

1. **(18) Adams J.E. (1966)**. Influence of Mulches on Runoff, Erosion, and Soil Moisture Depletion. Soil Science. Soc. Amer. Proc., Vol. 30, 110-114.
2. **AG Bodensystematik, Hrsg. (1998)**. Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. – Mitt. d. DBG 86, 1-180.
3. **Auerswald K., F. Schmidt (1986)**. Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Bayerisches Geologisches Landesamt. GLA-Fachberichte. 1
4. **(56) Baker J.L., J.M. Laflen (1982)**. Effects of Corn Residue and Fertilizer Management on Soluble Nutrient Runoff Losses. USA, Trans. of the ASAE, 344-348.
5. **(26) Basic F., I. Kisić, A. Butorac, O. Nestroy, M. Mesic (2001)**. Runoff and soil loss under different tillage methods on Stagnic Luvisols in central Croatia. Soil & Tillage Research 62, 145-151.
6. **BMLFUW (2000)**. Sonderrichtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL 2000); Zl. 25.014/37-II/B8/00.
7. **Blume H.- P. Hrsg. (1992)**. Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und –belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Ecomed. Landsberg. Lech
8. **Bossew, P., M. Ditto, Th. Falkner, E. Henrich, K. Kienzl, U. Rappelsberger (1996)**. Cäsiumbelastung der Böden Österreichs, zweite erweiterte Auflage. Monographien des Umweltbundesamtes Wien, Bd. 60, Umweltbundesamt, Wien.
9. **(52) Brandt M. (1997)**. Grünhäcksel – Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag, Justus-Liebig-Universität, Gießen. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, 62-77.
10. **(20) Brown L.C., L.T. West, D.B. Beasley, G.R. Foster (1990)**. Rill Erosion one year after incorporation of Crop Residues. Trans. of the ASAE.
11. **(64) Buchmann I. (1980)**. Erosionsschutz im Weinbau. Landwirtsch. Forsch., Sonder-heft 37, Kongressband Braunschweig.
12. **(37) Bundy L.G., T. W. Andraski, J. M. Powell (2001)**. Management Practise Effects on Phosphorus Losses in Runoff in Corn Production Systems. J. Environ. Qual. 30, 1822-1828.
13. **(60) Clinton C. Shock, et. al. (1997)**. Mechanical Straw Mulching of Irrigation Furrows: Soil Erosion and Nutrient Losses. USA, Agron. J. 89, 887-893.
14. **(15) Cogo N.P., W.C. Modenhauer, G.R. Foster (1984)**. Soil Loss Reduction from Conservation Tillage Practices. Soil Science Soc. Am. J. 48, 368-373.
15. **(59) Cruse R. M., R. Mier, C. W. Mize (2001)**. Division S-6-Soil & Water Management & Conservation. USA. Soil Science Soc. Am. J. 65, 178-184.
16. **(66) DVWK Schriften 71**. Beiträge zu Oberflächenabfluss und Stoffabtrag bei künstlichen Starkniederschlägen, Verlag Paul Parey.
17. **(50) Eder G. (1983)**. Bodenerosion und Nährstoffauswaschung in Abhängigkeit vom Pflanzenbestand. Wurzelökologie und ihre Nutzenanwendung. Int. Symp. Gumpenstein, Bundesanstalt Gumpenstein, Irnding, 689-695.
18. **(1) Edwards L., J.R. Burney, G. Richter, A.H. MacRae (2000)**. Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edwards Island. Canada. Agriculture, Ecosystems and Environment 81, 217-222.

19. **Fohrer N., P. Döll (1999)**. Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten. Kassel Univ. Press.
20. **(35) Frielinghaus M. (2002)**. Soil Erosion and Pesticide Translocation control. *Encyclopedia of Pest Management*, 777-780.
21. **(33) Frielinghaus M., B. Winnige, H. Schäfer (2000)**. Soil Surface Cover Indication and Management for Soil Erosion Control. *Mitt. d. DBG* 93, 220-223.
22. **(12) Gaynor J.D., W.I. Findlay (1995)**. Soil and Phosphorus Loss from Conservation and Conventional Tillage in Corn Production. *Canada. Journal Environ. Qual.* 24, 734-741.
23. **Geologische Bundesanstalt. Hrsg. (1999)**. Rocky Austria. Eine bunte Erdgeschichte von Österreich. Wien
24. **(19) Gilley J.E., B. Eghball (1998)**. Runoff and Erosion Following Field Application of Beef Cattle Manure and Compost. *Trans. of the ASAE*, 1289-1294.
25. **(30) Gilley J.E., J.W. Doran (1997)**. Tillage effects on soil erosion potential and soil quality of a former conservation reserve program site. *J. of soil and water conservation* 52(3), 184-188.
26. **(31) Gilley J.E., J.W. Doran, D.L. Karlen, T.C. Kasper (1997)**. Runoff, erosion, and soil quality characteristics of a former Conservation Reserve Program site. *J. of soil water conservation* 52(3), 189-193.
27. **(40) Ginting D., J.F. Moncrief, S.C. Gupta, S.D. Evans (1998)**. Corn Yield, Runoff, and Sediment Losses from Manure and Tillage System. *J. Environ. Qual.* 27, 1397-1402.
28. **(47) Hanus F. (1991)**. Ökologische und ökonomische Konsequenzen von Erosionsschutzmaßnahmen – dargestellt an drei ausgewählten Betrieben in der Steiermark. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
29. **Harflinger O. & Knees G. (1999)**. Klimahandbuch der Österreichischen Bodenschätzung. *Mitteilung der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. H.58. Wien*
30. **Herwitz S. R., R.E. Slye (1995)**. Three-dimensional modelling of canopy tree interception of wind-driven rainfall. *J. of Hydrology* 168, 205-226.
31. **Hudson N.W. (1957)**. The design of field experiments on soil erosion. *J. of Agricultural Engineering Research* 2, 56-65.
32. **(58) Isensee A. R., A. M. Sadeghi (1993)**. Impact of tillage practice on runoff and pesticide transport. USA. *J. Soil and Water Cons.* 48(6), 523-527.
33. **(11) Jennings G.D., A.R. Jarret (1985)**. Laboratory Evaluation of Mulches in Reducing Erosion. *American Society of Agricultural Engineers* 0001-2351/85/2805-1466\$02.00.
34. **(65) Karl J., M. Porzelt (1985)**. Erosionsversuche in Maiskulturen 1981-1984, *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*.
35. **(36) Kimmell R.J, G.M. Pierzynski, K.A. Janssen, P.L. Barners (2001)**. Effects of Tillage and Phosphorus Placement on Phosphorus Runoff Losses in a Grain Sorghum-Soybean Rotation. *J. Environ. Qual.* 30, 1324-1330.
36. **Kirkby M. (1976)**. Hydrological slope models: the influence of climate. In: Derbyshire, E. (Ed.), *Geomorphology and Climate*. Wiley, 247 – 267.
37. **(54) Klaghofer E. (1987)**. Bodenabtrag durch Wasser. Aus der Forschungs- und Versuchstätigkeit der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.
38. **(43) Klaghofer E., A. Köchl, H. Spiegel (1990)**. Erosionsschutz mit Müllkompost im Weinbau. *Österreichische Wasserwirtschaft Sonderdruck, Jahrgang 42, Heft 7/8*, 187-195.
39. **(16) Klaghofer E., P. Strauss (1993)**. Soil erosion control in vineyards-mulching under dry conditions. *Workshop on Soil Erosion in Semi-Arid Mediterranean Areas, Taormina, Italy, 28-30 October*, 223-227.

40. **Klapper H. (1992).** Eutrophierung und Gewässerschutz. Gustav Fischer Verlag Jena. Stuttgart
41. **(62) Klik A., P. Cepuder (1992).** Auswirkungen verschiedener Bodenpflegemaßnahmen im Weinbau. Forschungsprojekt L 614/90. Institut für Hydraulik und Landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien, Abschlußbericht.
42. **(45) Klik A., B. Hebel, J. Rosner (2000).** Erosionsschutz in der Landwirtschaft. Lako und Landimpulse, Landwirtschaftliche Koordinationsstelle für Bildung und Forschung.
43. **(46) Kunisch J., G. Schmid, H. Eigner, F. Kempl, J. Hagler (1997).** Zwischenfruchtkulturen bei Zuckerrüben - Bodenschutzwirkung. Endbericht: im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung.
44. **(53) Laflen J. M., J.L. Baker, R.O. Hartwig (1978).** Soil and Water Loss from Conservation Tillage Systems. USA. Trans. of the ASAE, 881-885.
45. **(9) Lattanzi A.R., L.D. Meyer, M.F. Baumgardner (1974).** Influences of Mulch Rate and Slope Steepness on Interill Erosion, USA. Soil Science Soc. Amer. Proc., Vol 38, 1974.
46. **Lal R. (1994).** Soil Erosion-Research Methods, Second Edition. Soils and Water Conservation Society and St. Lucie Press.
47. **(9) Lattanzi A.R., L.D. Meyer, M.F. Baumgardner (1974).** Influences of Mulch Rate and Slope Steepness on Interill Erosion, USA. Soil Science Soc. Amer. Proc., Vol 38, 946-950.
48. **(55) LBFS Ritzlhof (1999).** Kompostanwendungslangzeitversuch LBFS Ritzlhof, Zwischenbericht.
49. **Leprun J.C., C.D. da Silveira, R.M. Sobral Filho (1986).** Cropping systems efficiency surveys and erosion control practices in Brasil. Cah. ORSTOM Pédol. 22(2): 223-233.
50. **(27) Lindstrom M.J., T.E. Schumacher, N.P. Cogo, M.L. Blecha (1998).** Tillage effect on water runoff and soil erosion after sod. J. Soil and Water Conservation. 53(1), 59-63.
51. **(7) Mannering J.V., L.D. Meyer (1961).** The Effects of Various Rates of Surface Mulch on Infiltration and Erosion, USA. Soil Science society proceedings, 84-86.
52. **(17) McGregor K.C., C.K. Mutchler, M.J.M. Römken (1990).** Effects of Tillage with Different Crop Residues on Runoff and Soil Loss. Trans. of the ASAE, 1551-1556.
53. **(6) McGregor D.C., R.L. Bengston, C.D. Mutchler (1998).** Effects of Surface Straw on Interill Runoff and Erosion of Grenada Silt Loam soil, USA. Transactions of the ASAE, Vol. 31(1), 111-116.
54. **(5) Mc Gregor K.C., R.L. Bengston, C.K. Mutchler (1988).** Effects of incorporating Straw Residues on Interill Soil Erosion, USA. Transactions of the ASAE, Vol. 31(1), 82-85.
55. **Meyer L.D., W.H. Wischmeier (1969).** Mathematical simulation of the process of soil erosion by water. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 12, 754 – 758.
56. **(8) Meyer L.D., W.H. Wischmeier, G.R. Foster (1970).** Mulch Rates Required for Erosion Control on Steep Slopes. USA. Soil Science Soc. Amer. Proc., Vol. 34, 928-931.
57. **Morgan R. P. C. (1999).** Bodenerosion und Bodenerhaltung. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
58. **Morgan R.P.C. (2001).** A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan-Morgan-Finney model. Catena 44 305 – 322.
59. **Morgan R.P.C., D.D.V. Morgan, H.J. Finney (1982).** Stability of agricultural ecosystems: Documentation of a simple model for soil erosion assessment. Collaborative Papers. International Institute for Applied Systems Analysis.

60. **Morgan R.P.C., D.D.V. Morgan, H.J. Finney (1984).** A predictive model for the assessment of soil erosion risk. *J. of Agricultural Engineering Research*. Vol. 30, S. 245 – 253.
61. **Morgan R.P.C., J.N. Quinton, R.E. Smith, G. Govers, J.W.A. Poesen, K. Auerswald, G. Chisci, D. Torri, M.E. Styczen, A.J.V. Folly (1998).** The European soil erosion model (EUROSEM): documentation and user guide. Silsoe College, Cranfield University.
62. **Mosimann T. et al. (1991).** Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes „Nutzung des Bodens in der Schweiz“. Liebefeld-Bern.
63. **(4) Mostaghimi S., T.A. Dillaha, V.O. Shanholtz (1988).** Influence of Tillage System and Residues Levels on Runoff, Sediment, and Phosphorus Losses, USA. *American society of Agricultural Engineers* 0001-2351/88/3101-128\$02.00.
64. **(2) Müller H., S. Riccabona (1985).** Verminderung des Bodenabtrages durch Müllkomposteinsatz, Oberösterreich. *Österreichische Wasserwirtschaft* Jahrgang 36 (1984), Heft 1/2, 22-28
65. **Murer E. (2000).** Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. Publikation Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
66. **(29) Nitzsche O., W. Schmith, W. Richter (2000).** Minderung des P-Abtrages von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. *Mittlg. Bodenkdl. Gesellsch.* 92, 178-181.
67. **ÖBK (1973).** Österreichische Bodenkartierung. Kartierungsbereich Baden, NÖ. Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien
68. **ÖBK (1977a).** Österreichische Bodenkartierung. Kartierungsbereich Mödling, NÖ. Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien
69. **ÖBK (1977b).** Österreichische Bodenkartierung. Kartierungsbereich Gleisdorf, STMK. Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien
70. **ÖBK (1980).** Österreichische Bodenkartierung. Kartierungsbereich Lambach, OÖ. Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien
71. **ÖBK (1985).** Österreichische Bodenkartierung. Kartierungsbereich Weiz, STMK. Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien
72. **ÖBK (1986).** Österreichische Bodenkartierung. Kartierungsbereich Kirchdorf a. d. Krems, OÖ. Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien
73. **Penman H.L. (1956).** Evaporation: An introductory survey. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 4, 7-29.
74. **(48) Pollhammer J. (1997).** Die Auswirkungen ausgewählter ackerbaulicher, pflanzenbaulicher und landtechnischer Maßnahmen auf den Bodenabtrag durch Wasser. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
75. **(21) Potter K.N., H.A. Torbert, J.E. Morrison Jr. (1995).** Tillage and Residue Effects on Infiltration and sediment losses on Vertisols *Trans. ASAE*, Vol. 38(5), 1413-1419.
76. **(41) Prietl P. (1991).** Die Wirksamkeit ausgewählter pflanzenbaulicher Erosionsschutzmaßnahmen gegen Bodenabtrag durch Wasser. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien
77. **Renard K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool, D.C. Yoder (1997).** Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), United States Department of Agriculture.
78. **(22) Rickson R.J. (1990).** The Role of Simulated Vegetation in Soil Erosion Control. *Vegetation and Erosion*, John & Sons Ltd., 99-111.

79. **(42) Risse L.M., L.B. Faucette, M.A. Nearing, J.W. Gaskin, L.t. West (2002).** Runoff, Erosion and Nutrient Losses from Compost and Mulch Blankets under simulated Rainfall. International Symposium, COMPOSTING AND COMPOST UTILISATION, May 6, 7, 8, 2002, Columbus, Ohio, USA.
80. Risse L.M., M.A. Nearing, A.D. Nicks and J.M. Laflen (1993). Error Assessment in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, 57, 825-833
81. **(13) Rosner J., A. Klik (2001).** Wirkstoffabtrag bei konventionell, konservierend und direkt bewirtschafteten Ackerflächen. Pesticide loss in conventional, mulch and direct drilling systems, Austria. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 29. und 30. April 2001, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning, 89-95.
82. **Scheffer F., P. Schachtschabel (1998).** Lehrbuch der Bodenkunde, 14. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.
83. **(34) Schmidt W., W. Nitzsche, B. Zimmerling, St. Krück (2000).** Soil Erosion Control in Saxony. *Mitt. der. DBG*, Bd. 93, 157-160.
84. **Schmidt J., M.v. Werner, A. Michael (1996).** EROSION 2D/3D, Modellgrundlagen und Bedienungsanleitung, Band 1-3, Freiburg.
85. **Schoeneberger P.J., D.A. Wysocki, E.C. Benham, W.D. Broderon (1998).** Field book for describing and sampling soils. National Soil Survey Center. NRCS-USDA.
86. **(32) Schwertmann U., M. Kainz (1989).** Runoff, erosion and sugar beet yields in conventional and mulched cultivation results of the 1988 experiment. *Soil erosion protection measures in Europe*, 103-114.
87. **(63) Schwertmann U., W. Vogl (1985).** Landbewirtschaftung und Bodenerosion. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 16. Kongressband, 7-17
88. **Schwertmann U., W. Vogl, M. Kainz (1987).** Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag.
89. **(38) Schwertmann U., Y.B. Abraham, R.J. Rickson (1989).** The effectiveness of stubble mulching in soil erosion control. *Soil erosion protection measures in Europe*, 115-126.
90. **(28) Sharratt B.S., M.J. Lindstorm, G.R. Benoit, R.A. Young, A. Wiltis (2000).** Runoff and soil erosion during spring thaw in the northern U.S. corn belt. *Journal Soil and Water Conservation*. 55. (4), 487-494.
91. **(39) Shelton C.H., F.D. Tomkins, D.D. Tyler (1983).** Soil erosion from five soybean tillage systems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 425-428.
92. **(61) Shipitalo M., J., W.M. Edwards (1997).** Runoff and erosion control with conservation tillage and reduced-input practices on cropped watersheds. *Elsevier Science B. V.*, PI S0167-1987(97)00073-1.
93. **(25) Silburn D.M., S.F. Glanville (2002).** Management practices for control of runoff losses form cotton furrows under storm rainfall. *Aust. J. Soil Res.*, 40, 1-20.
94. **Silverman B. W. (1986).** Density Estimation for Statistics and Data Analysis, Chapman and Hall.
95. **(14) Singer M.J., Y. Matsud, J. Blackard (1981).** Effect of Mulch Rate on Soil Loss by Raindrop Splash. *Soil Science. Soc. Am. J.* 45, 107-110.
96. **(10) Singer M.J., J. Blackard (1978).** Effect of Mulching on Sediment in Runoff from Simulated Rainfall. *Soil Science Am. J.* 42, 481-485.
97. **(23) Smolikowski B., H. Puig, E. Roose (2001).** Influence of soil protection techniques on runoff, erosion and plant production on semi-arid hillsides of Cabo Verde. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87, 67-80.
98. **(51) Spomer G.G., A.T. Hjelmfelt (1983).** Snowmelt Runoff and Erosion on Iowa Loess Soils. USA. *Trans. of the ASAE*, 1109-1116.
99. **Stalzer W. (1995).** Rahmenbedingungen für eine gewässerverträgliche Landwirtschaft. *Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft* 1, 1-24.

100. **Statistik Austria (2002)**. Online-Abfrage in ISIS-Datenbank, Agrarstrukturerhebung.
101. **(44) Strauss P. (2001)**. Runoff, soil erosion and related physical properties after 7 years of compost application. Proceeding-Applying Compost-Benefits and Needs, Brussels 22-23.11.2001, Institute for Land and water Management Research, Federal Agency for Water Management
102. **Strauss P., K. Auerswald, W.E.H. Blum, E. Klaghofer (1995)**. Erosivität von Niederschlägen. Ein Vergleich Österreich - Bayern. Z.f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 36(6), 304-309.
103. **Strauss P. (2003)**. Probleme bei der Ermittlung von Bodenerosion in unterschiedlichen Maßstabsbereichen. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 19, 96-105.
104. **(57) Torbert H.A., K.N. Potter, J.E. Morrison Jr. (1995)**. Management Effects on Nitrogen and Phosphorus Losses in Runoff on expansive Clay Soils. USA. Trans. of the ASAE, 161-166.
105. **United States Department of Agriculture (1979)**. Field manual for research in agricultural hydrology. USDA Agricultural Handbook 224.
106. **(49) University of Amsterdam (1985)**. Cropping systems of silo maize to reduce erosion of cultivated loess soils in South-Limbourg; Netherland.
107. **Veit H. (2002)**. Die Alpen- Geoökologie und Landschaftsentwicklung. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart
108. **Wakonigg H. (1978)**. Witterung und Klima in der Steiermark. Verlag der Technischen Universität Graz. Graz
109. **(24) Wan Y., S.A. El-Swaify (1999)**. Runoff and soil erosion as affected by plastic mulch in a Hawaiian pineapple field Soil & Tillage Research 52, 29-35.
110. **Wischmeier W.H., D.D. Smith (1978)**. Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning. Agriculture Handbook No. 537. Washington, D.C., U.S. Department of Agriculture.
111. **(3) Zartl A., A. Klik (2001)**. Regensimulation zur Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Bodenbearbeitungen auf Oberflächenabfluss und Bodenabtrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Österreich. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Jahrgang 53, Heft 1/2, 27-34.

9 Anhang

9.1 Anhang Literaturstudie

Tabellarische Auflistung der in den einzelnen Publikationen gefundenen Ergebnisse zur Effektivität der Erosionsschutzmaßnahmen Mulchen – Direktsaat – Kompostanwendung.

Nummern (Nr.): Diese Bezeichnung dient zur Orientierung und Auffindung der einzelnen ausgearbeiteten Literaturstellen. In der Literaturliste ist jede Stelle mit einer in Klammer stehenden Nummer versehen; diese zeigt die jeweilige Literaturstelle an.

Varianten (Varia): siehe Material und Methoden

Appliziertes Material (Appl_Mat): Das applizierte Material wird in kg/m^2 angegeben. Fehlt dieser Wert, so war er nicht verfügbar.

Material (Mat): Dabei handelt es sich um das Material, das aufgebracht wurde, sozusagen dem Boden aufliegt. In der Literatursauswertung wurden vor allem Stroh und Erntereste besondere Aufmerksamkeit geschenkt, die auch den Materialien der bäuerlichen Praxis entsprechen.

Simulation (Sim): 1: Ergebnisse wurden durch Beregnungsversuche erzielt
2: Ergebnisse wurden mit natürlichen Niederschlägen erzielt.

Bodenart (Boden): Die Bodenart gibt die in den Literaturstellen verwendeten Bezeichnung des Bodens wieder. Mit Hilfe der jeweiligen Texturdreiecke konnte der Schluffgehalt ermittelt werden. Die Daten waren auch hier nicht immer durchgängig vorhanden.

Pflanzenart: Die Pflanzenart gibt Auskunft über die Art der Pflanzen, welche sich während der Beregnungsversuche auf der Versuchsfläche befanden. Fehlt diese Angabe, dann war zum Zeitpunkt der Beregnung keine Pflanzendecke vorhanden, bzw. wurden in mehrjährigen Versuchen unter natürlichen Niederschlagsbedingungen Fruchtfolgen verwendet.

Oberflächenabfluss (OA): Der Oberflächenabfluss wird in l/m^2 angegeben. Fehlt dieser Wert, so war er nicht verfügbar.

Effektivität Oberflächenabfluss (EFF_OA): Hier werden die Abflussmengen der einzelnen Varianten gegenübergestellt, wobei die konventionelle Variante die 0 Variante darstellt. Je nachdem ob erosionsmindernde Maßnahmen höhere bzw. niedrigere Oberflächenabflussraten als die Variante konventionell aufwiesen, wurden diese mit einer positiven oder negativen Effektivität (in %) beurteilt.

Bodenabtrag (BA): Der Bodenabtrag wird in kg/m^2 angegeben.

Effektivität Bodenabtrag (EFF_BA): Die Effektivitätsbeurteilung des Bodenabtrages erfolgt im Wesentlichen gleich wie die Ermittlung der Effektivität hinsichtlich des Oberflächenabflusses. Auch hier wird die Variante konventionell mit einer Effektivität 0 belegt. Die erosionsmindernden Maßnahmen zeigten dann positive oder negative Werte, je nach dem ob sie eine höhere bzw. niedrigere Effektivität (in %) als die konventionelle Bewirtschaftungsvariante aufwiesen.

Tab. 9.1: Ausgewertete Literaturstellen mit jeweiligem Versuchsdesign, Menge applizierten Materials (kg.m⁻²), Materialart, Bodenart, Pflanzenart, Oberflächenabfluss (l.m⁻²), Bodenabtrag (kg.m⁻²) sowie Effektivität der Varianten bezüglich Oberflächenabfluss (%) und Bodenabtrag (%), Land

Nr	Varia	Appl_M	Mat	Sim	boden	Pfl_A	OA	EFF_OA	BA	EFF_BA	Land
1	Kompost	1,5	Komp.	2		Kartoffel			0,08	0	Kanada
1	Mulch	0,4	Ernter.	2	Ls3	Kartoffel			0,04	50	
1	Konven.	0		2		Kartoffel			0,08	0	
2	Kompost	18	Komp.	1			19,6	48	0,35	82	Österreich
2	Kompost	37	Komp.	1	Lu		11,16	70	0,058	97	
2	Konven.	0		1			37,45	0	1,92	0	
3	Mulch			1			30	56	0,17	93	Österreich
3	Direktsaat			1	Ls3		46	33	0,27	89	
3	Konven.			1			69	0	2,56	0	
4	Direktsaat	0		1			4,5	87	0,007	98	USA
4	Direktsaat	0,075	Ernter.	1			2,6	93	0,001	99	
4	Direktsaat	0,15	Ernter.	1	TI		0,2	100	7E-04	100	
4	Konven.	0		1			35,5	0	0,28	0	
4	Mulch	0,075	Ernter.	1			32,7	8	0,1	65	
4	Mulch	0,15	Ernter.	1			18	49	0,051	82	
5	Konven.	0		1			70,7	0	0,81	0	USA
5	Konven.	0,22	Ernter. Int.	1			74,6	-6	0,87	-7	
5	Konven.	0,45	Ernter. Int.	1	TI		74,4	-5	0,83	-2	
5	Konven.	0,67	Ernter. Int.	1			75,2	-6	0,88	-9	
5	Konven.	0,9	Ernter. Int.	1			75,6	-7	0,84	-4	
6	Konven.	0		1			66,3	0	0,68	0	USA
6	Mulch	0,05	Ernter.	1			72,6	-9	0,71	-4	
6	Mulch	0,1	Ernter.	1			75,6	-14	0,59	13	
6	Mulch	0,2	Ernter.	1	Lu		78,6	-18	0,53	22	
6	Mulch	0,4	Ernter.	1			73,1	-10	0,2	71	
6	Mulch	0,6	Ernter.	1			68,5	-3	0,14	79	
6	Mulch	0,8	Ernter.	1			64,7	2	0,07	90	
7	Konven.	0		1			72	0	3,1	0	USA
7	Mulch	0,063	Ernter.	1			63,5	11	0,8	74	
7	Mulch	0,125	Ernter.	1	TI		40	44	0,36	88	
7	Mulch	0,25	Ernter.	1			7,6	89	0,08	97	
7	Mulch	0,5	Ernter.	1			2,3	97	0	100	
7	Mulch	1	Ernter.	1			0	100	0	100	
8	Konven.	0		1			87	0	6,23	0	USA
8	Mulch	0,056	Ernter.	1			76	13	2,01	68	
8	Mulch	0,112	Ernter.	1	Ls2		83	5	1,94	69	
8	Mulch	0,224	Ernter.	1			86	1	1,15	82	
8	Mulch	0,448	Ernter.	1			70	20	0,25	96	
8	Mulch	0,896	Ernter.	1			77	12	0,15	98	
9	Konven.	0		1			111	0	2,3	0	USA
9	Mulch	0,05	Ernter.	1	Lu		113	-2	1,5	35	
9	Mulch	0,2	Ernter.	1			100	10	0,5	78	
9	Mulch	0,8	Ernter.	1			16	85	0,02	99	

10	Konven.	0		1			8,32	0	0,16	0	
10	Mulch	0,01	Ernter.	1			8,14	2	0,17	-6,25	
10	Mulch	0,02	Ernter.	1	Lt2		8,64	-4	0,1	38	USA
10	Mulch	0,04	Ernter.	1			8,73	-5	0,08	50	
10	Mulch	0,08	Ernter.	1			7,06	15	0,04	75	
10	Mulch	0,1	Ernter.	1			6,2	25	0,02	88	
			Stroh								
11	Konven.	0		1			16,9	0	0,35	0	
11	Mulch	0,23	Ernter.	1	Lu		11,9	30	0,09	74	USA
11	Mulch	0,9	Ernter.	1			5,2	69	0,007	98	
12	Konven.			2			59	0	0,09	0	
12	Mulch		Ernter.	2	Lt2		82	-39	0,05	44	Kanada
12	Direktsaat		Ernter.	2			81	-37	0,04	56	
13	Konven.			2		Begrünung			1,97	0	
13	Mulch			2		Begrünung			0,44	78	Österreich
13	Direktsaat			2		Begrünung			0,24	88	
14	Konven.	0		1			6,9	0	0,92	0	
14	Mulch	0,028	Ernter.	1			7	-1	0,73	20	
14	Mulch	0,042	Ernter.	1			6,9	0	0,62	33	
14	Mulch	0,055	Ernter.	1	Lt2		6,5	6	0,52	43	USA
14	Mulch	0,083	Ernter.	1			7,2	4	0,63	32	
14	Mulch	0,111	Ernter.	1			6	13	0,35	62	
14	Mulch	0,167	Ernter.	1			6,1	12	0,37	53	
14	Mulch	0,222	Ernter.	1			6,2	10	0,22	76	
15	Direktsaat		Ernter.	1	Lu		102	-52	3,3	-57	
15	Konven.		Ernter. Int	1	Lu		67	0	2,1	0	USA
15	Konven.		Ernter. Int	1	Lu		64	4	1,8	14	
15	Mulch		Ernter.	1	Lu		59	12	1,2	43	
16	Konven.	0		1		Wein			0,11	0	
16	Mulch	0,4	Stroh	1	loamy sand	Wein			0,025	77	Österreich
16	Konven.	0		1		Wein			0,067	0	
16	Mulch	0,2	Stroh	1		Wein			0,023	65	
17	Konven.	0		1			101	0	1,67	0	
17	Mulch	0,76	Ernter.	1	Lu		95	6	1,05	37	USA
17	Mulch	1,04	Ernter.	1			75	26	0,17	90	
18	Konven.			2			164	0	5,6	0	
18	Mulch		anorg_R	2	Tt		162	1	0,025	99	USA
18	Mulch		Ernter.	2			108	34	0,025	99	
19	Direktsaat	Sorghum	Ernter.	1			42	-5	0,28	75	
19	Mulch		Ernter.	1	Uls		40	0	1,13	0	USA
19	Direktsaat	Weizen	Ernter.	1			33	34	0,09	90	
19	Mulch		Ernter.	1			50	0	0,9	0	
20	Konven.	0		1					0,006	40	
20	Konven.	0		1					0,01	0	USA
20	Mulch	0,11	Ernter. Int.	1					0,005	50	
20	Mulch	0,11	Ernter. Int.	1	Lu				0,01	0	
20	Mulch	0,22	Ernter. Int.	1					0,006	40	
20	Mulch	0,22	Ernter. Int.	1					0,009	10	

20	Mulch	0,45	Ernter. Int.	1				0,004	60	
20	Mulch	0,45	Ernter. Int.	1				0,007	30	
21	Mulch	0		1				0,45	0	
21	Mulch			1	Tt			0,032	93	
21	Direktsaat	0		1				0,34	0	USA
21	Direktsaat			1				0,035	89	
22	Konven.	0		1				6	0	
22	Mulch		anorg_R	1	Ls4			1	100	
22	Mulch		anorg_R	1				2	20	
22	Mulch		anorg_R	1				5	80	
22	Mulch		anorg_R	1				4	60	
22	Mulch		anorg_R	1				3	40	
23	Konven.			2			nur % Angaben	4,8	0	
23	Mulch	0,15	Ernter.	2	Ls4			0,03	99	
24	Konven.			1			62	0	0,5	0
24	Mulch		anorg_R	1	Lu		86	-38	0,6	-20
24	Konven.			1		Ananas	60	3	0,44	12
24	Mulch		anorg_R	1		Ananas	52	16	0,3	40
25	Konven.			1		Baumwolle	17,6	0	0,34	0
25	Mulch		Ernter.	1		Baumwolle	13	26	0,21	38
25	Mulch		Ernter.	1	Schwarzerde	Baumwolle	9,5	46	0,06	82
25	Direktsaat		Ernter.	1	Vertisol	Baumwolle	1,2	93	0,008	98
26	Konven.			2	Stagnic		176	0	9,9	0
26	Konven.			2	Luviosol		72	59	7,8	21
26	Direktsaat			2			56	68	3,6	63
27	Konven.			1			63	0	2,5	0
27	Direktsaat			1			4	93	0,04	98
27	Direktsaat			1			0	100	0	100
28	Mulch		Ernter.	1	Hatti Clay		3,4	57	0,9	64
28	Konven.			1	Hatti Clay		7,2	9	1,8	28
28	Mulch		Ernter.	1	Hatti Clay		6,2	22	0,6	76
28	Konven.			1	Hatti Clay		7,9	0	2,5	0
28	Mulch		Ernter.	1	Barnes Loam		3,9	51	1,4	48
28	Konven.			1	Barnes Loam		5,3	34	2,4	11
28	Mulch		Ernter.	1	Barnes Loam		6,4	20	1,2	55
28	Konven.			1	Barnes Loam		8	0	2,7	0
29	Konven.			1		Zuckerrübe	21	0	0,32	0
29	Mulch			1	Ut4	Zuckerrübe	12	43	0,14	56
29	Direktsaat			1		Zuckerrübe	3	85	0,03	91
30	Direktsaat			1			99	-28	0,06	97
30	Konven.			1	Tl		77	0	2,06	0
31	Direktsaat			1	Lu	Mais	88	33	0,04	98
31	Direktsaat			1		Soja	153	-16	0,04	98
31	Konven.			1		Soja	132	0	1,89	0
32	Konven.			1					0,23	0

32	Konven.		1	Lu				0,18	22	Deutschland
32	Mulch		1					0,08	65	
32	Mulch		1					0,09	61	
32	Mulch		1					0,02	91	
32	Mulch		1					0,01	96	
33	Konven.	0	2			45%	0		0	Deutschland
33	Mulch	0,05	2			40%	11		75	
33	Mulch	0,1	2	sand		35%	22		92	
33	Direktsaat	0,8	2			5%	88		99	
34	Konven.		1	TI		46,8	0	13	0	Deutschland
34	Mulch		1	TI		15	68	0,14	99	Deutschland
34	Konven.		1	Loam		17,5	0	0,08	0	Deutschland
34	Mulch		1	Loam		1	94	0	100	
35	Konven.	0	1			31,5	0		0	Deutschland
35	Mulch	0,05	1	Ernter.		28	11		75	
35	Mulch	0,1	1	Ernter.		24,5	22		92	
35	Mulch	0,8	1	Ernter.		6	81		100	
36	Konven.		2		Soja	5	0	0,009	0	USA
36	Mulch		2	TI	Soja	4	20	0,006	33	
36	Direktsaat		2		Soja	1	80	0,002	78	
37	Konven.		1			4	0	0,016	0	USA
37	Mulch		1	TI		2	50	0,008	50	
37	Direktsaat		1			11	-100	0,044	-175	
38	Konven.	0	1			20,7	0	0,6	0	
38	Mulch	0,5	1	Lt2		17,07	17	0,36	40	
38	Mulch	0,5	1	Ernter.		15,05	27	0,32	47	
38	Mulch	0,5	1	Ernter.		19,05	8	0,5	17	
39	Konven.	0,8	2		Soja	28	0	0,96	0	USA
39	Konven.	0,7	2	TI	Soja	25	11	0,034	96	
39	Mulch	0,08	2	Ernter.	Soja	28	0	1,14	-19	
39	Direktsaat	1,24	2	Ernter.	Soja	27	4	0,01	99	
39	Direktsaat	1,4	2	Ernter.	Soja	30	-7	0,02	98	
40	Konven.	0	2			31,5	0	0,857	0	USA
40	Konven.	1,62	2	Komp.	U	25	21	0,43	50	
40	Mulch	0	2			5	84	0,022	97	
40	Mulch	1,62	2	Komp.		3,2	90	0,006	99	
41	Konven.		2	sL				7,8	0	Österreich
41	Mulch		2	sL				1	87	
41	Konven.		2	IS				5,7	0	Österreich
41	Mulch		2	IS				0,8	86	
41	Konven.		2	IZ				6,1	0	Österreich
41	Mulch		2	IZ				0,8	87	
41	Konven.		2	sZ				2,5	0	Österreich
41	Mulch		2	sZ				0,3	88	
42	Konven.		1			76	0	0,76	0	USA
42	Kompost		1	Geflügelmist		50	34	0,21	72	
42	Kompost		1	Hauskompost		66	13	0,12	84	

42	Kompost	Rindenmulch	1			52	32	0,12	84	
43	Konven.		2					1,1	0	Österreich
43	Kompost	Müllkompost	2					0,7	36	
43	Kompost	Müllkompost	2					0,8	27	
44	Konven.		1			25	0	0,075	0	Österreich
44	Kompost	Mischkompost	1			18	28	0,023	70	
44	Kompost	Spezialkompost	1			12	52	0,022	70	
45	Konven.		2			22	0	0,8	0	Österreich
45	Mulch	Wintergründecke	2			21,5	2	0,4	50	
45	Direktsaat	Wintergründecke	2			21	5	0,22	73	
46	Konven.		1			16,8	0	1,8	0	Österreich
46	Mulch		1			2,9	83	0,13	93	
46	Mulch		1			2,4	86	0,15	91	
46	Direktsaat		1			1,1	93	0,016	99	
46	Direktsaat		1			0,7	96	0,008	100	
47	Konven.		2	sL	Mais			5,9	0	Österreich
47	Mulch		2	sL	Mais			0,74	87	
47	Konven.		2	sU	Mais			3,7	0	Österreich
47	Mulch		2	sU	Mais			0,46	87	
47	Konven.		2	IS	Mais			3,8	0	Österreich
47	Mulch		2	IS	Mais			0,48	87	
48	Konven.		1		Mais	18,4	0	3,56	0	Österreich
48	Mulch		1		Mais	21,2	-15	1,27	64	
48	Mulch		1		Mais	24,2	-32	1,09	69	
49	Direktsaat		2			88	85	0,3	93	Niederlande
49	Mulch		2			40	93	0,88	78	
49	Mulch		2			250	57	2,7	33	
49	Konven.		2			588	0	4	0	
50	Konven.		2	Ls	Begr.	54,6	0	0,6	0	Österreich
50	Konven.		2	Ls	Grünland	6,6	88	3E-04	99	
50	Konven.		2	Ls	Getreide	10,9	80	0,003	99	
50	Konven.		2	Ls	Kartoffel	18,6	66	0,01	98	
51	Konven.		2	Hapludolls		179		123		USA
51	Konven.		2	Hapludolls		191		107,6		
52	Konven.		1			50	0	1,6	88	Deutschland
52	Mulch	Grünhächselgut	1			35	30	0,2	0	
52	Konven.		1			33,4	0	1,92	0	Deutschland
52	Mulch	Grünhächselgut	1			8,8	61	0,02	99	
52	Konven.		1			15,8	0	0,36	0	
52	Mulch	Grünhächselgut	1			4,2	73	0,002	99	Deutschland
52	Konven.		1		WW	34,6	0	0,24	0	
52	Kompost	Fertigkompost	1		WW	34,7	-0,3	0,07	71	
52	Mulch	Grünhächselgut	1		WW	27,4	21	0,02	92	
52	Konven.		1		ZR	52,2	0	0,7	0	Deutschland
52	Mulch	Grünhächselgut	1		ZR	12,1	77	0,05	7	
53	Konven.		1	Ls		128	0	6,25	0	USA

53	Direktsaat		Stroh	1	Ls		120	6	7,5	-20	
53	Mulch		Stroh	1	Ls		120	6	5	20	
53	Mulch		Stroh	1	Ls		85	34	3	52	
53	Direktsaat		Stroh	1	Ls		90	30	1,9	70	
53	Direktsaat		Stroh	1	Ls		70	45	1,3	79	
53	Konven.			1	Ls		153	0	5,3	0	USA
53	Direktsaat		Stroh	1	Ls		140	9	2,5	53	
53	Mulch		Stroh	1	Ls		155	-1,3	1,9	64	
53	Mulch		Stroh	1	Ls		143	7	1,9	64	
53	Direktsaat		Stroh	1	Ls		150	2	1,25	76	
53	Direktsaat		Stroh	1	Ls		145	95	0,5	91	
54	Konven.			1			23	0	0,9	0	
54	Mulch			1			24	-4	0,03	97	
55	Konven.			1			27,1		0,03		Österreich
55	Konven.			1			21,6		0,059		
55	Kompost			1			17,7		0,026		
55	Kompost			1			11,5		0,024		
56	Konven.	0		1	Ls		62,8	0	1,14	0	
56	Kompost	0,04	Ernter.	1	Ls		51,9	17	0,59	48	
56	Kompost	0,08	Ernter.	1	Ls		43,5	31	0,23	80	
56	Kompost	0,15	Ernter.	1	Ls		17,8	72	0,08	93	
57	Konven.			1	Clay		33	0	0,29	0	
57	Direktsaat			1	Clay		26,5	20	0,012	96	
58	Konven.		Ernter.	2	Ls	Mais	305	0			
58	Direktsaat		Ernter.	2	Ls	Mais	274	10			
59	Kompost			1	Ls				0,27	0	USA
59	Kompost		Ernter.	1	Ls				0,23	15	
59	Kompost		Ernter.	1	Ls				0,21	22	
59	Kompost		Ernter.	1	Ls				0,1	63	
59	Kompost			1	Ls				0,2	0	USA
59	Kompost		Ernter.	1	Ls				0,18	10	
59	Kompost		Ernter.	1	Ls				0,16	20	
59	Kompost		Ernter.	1	Ls				0,09	85	
60	Konven.	0		1	Ls	Zwiebel			1,96	0	USA
60	Mulch	0,09	Stroh	1	Ls	Zwiebel			0,1	95	
61	Konven.			2			178	0	0,53	0	USA
61	Dirketaaat			2			2,2	99	7E-04	100	
61	Konven.			2			65	0	0,3	0	USA
61	Mulch			2			116	-78	0,1	67	
61	Dirketaaat			2			96	-48	0,06	80	
62	Konven.			1	Rigolb.		21,3	0	1,9	0	Österreich
62	Mulch		Stroh	1	aus		7	67	0	100	
62	Mulch		Klee gras	1	Flysch		18	15	0,5	74	
62	Kompost		Mist	1			8	62	0	100	
63	Konven.			2		Mais			16,6	0	Deutschland
63	Mulch		Wintergerste	2		Mais			5,9	64	
63	Konven.			2		Mais			12,6	0	Deutschland

63	Direktsaat		Phacelia	2		Mais			0,3	98	
64	Konven.			2		Wein	61	0	16,2	0	Deutschland
64	Kompost	20	Müllkompost	2		Wein	47	30	9,5	41	
64	Kompost	40	Müllkompost	2		Wein	33,6	45	5,4	67	
65	Konven.			1		Mais			1,1	0	Deutschland
65	Mulch		Wintergerste	1		Mais			0,4	64	
65	Konven.			1		Mais			0,04	0	Deutschland
65	Mulch		Wintergerste	1		Mais			0	100	
65	Konven.			1		Mais			0,5	0	Deutschland
65	Mulch		Wintergerste	1		Mais			0,05	90	
66	Konven.			1					1,9	0	Österreich
66	Kompost	18	Müllkompost	1					0,3	84	
66	Kompost	36	Müllkompost	1					0,06	97	
66	Konven.			1		Weizen	4,7	0	1,12	0	Bayern
66	Kompost		Müllkompost	1		Weizen	0	100	0	100	

9.2 Anhang Beschirmungsgrad CC

Tab. 9.2: Verhältnis Beschirmung zu Bodenoberfläche

	Winter- getreide	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	Kartoffel	Raps	Blumen	Gemüse	Wiese	Erdbeeren	Wald	Obst	Wein	Versiegelt
Jän	0.07	0	0	0	0	0.85	0.9	0	1	0.9	1	0	0	1
Feb	0.07	0	0	0	0	0.8	0.9	0	1	0.9	1	0	0	1
Mär	0.11	0	0	0.1	0	0.8	0.9	0	1	0.9	1	0	0	1
Apr	0.26	0.05	0	0.5	0.08	0.95	0.9	0	1	0.9	1	0	0	1
Mai	0.6	0.33	0.02	0.8	0.53	1	0.9	0	1	0.9	1	0	0	1
Jun	0.87	1	0.12	0.8	0.94	1	0.9	0.02	1	0.9	1	0.05	0.05	1
Jul	0.93	1	0.6	0	0.9	0	0.9	0.12	1	0.9	1	0.15	0.15	1
Aug	0	0	0.82	0	0.58	0	0.9	0.6	1	0.9	1	0.3	0.3	1
Sep	0	0	0.85	0	0	0.02	0.9	0	1	0.9	1	0.3	0.3	1
Okt	0.01	0	0.82	0	0	0.08	0.9	0	1	0.9	1	0.3	0.3	1
Nov	0.01	0	0	0	0	0.5	0.9	0	1	0.9	1	0.3	0.3	1
Dez	0.06	0	0	0	0	0.85	0.9	0	1	0.9	1	0	0	1

	Erosionsschutz im Ackerbau			Winterbegrünung			Erosionsschutz im Obstbau		Erosionsschutz im Weinbau			
	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	gesamt	2. Reihe	Mulch		Dauerbegrünung	
									gesamt	2. Reihe	gesamt	2. Reihe
Jän	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.5	0	0	1	0.5
Feb	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.5	0	0	1	0.5
Mär	0.62	0.62	0.62	0	0	0.1	1	0.5	0	0	1	0.5
Apr	0.79	0.79	0.79	0.05	0	0.5	1	0.5	0.35	0.1	1	0.5
Mai	0.95	0.95	0.95	0.33	0.02	0.8	1	0.5	0.7	0.15	1	0.5
Jun	1	1	1	1	0.12	0.8	1	0.5	0.7	0.2	1	0.5
Jul	1	1	1	1	0.6	0	1	0.6	0.7	0.43	1	0.6
Aug	0.98	0.82	0.8	0	0.82	0	1	0.8	0.7	0.5	1	0.8
Sep	0	0.85	0	0	0.85	0	1	0.8	0.7	0.5	1	0.8
Okt	0.05	0.82	0.05	0.05	0.82	0.05	1	0.8	0.7	0.5	1	0.8
Nov	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	1	0.5	0.7	0.5	1	0.5
Dez	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	1	0.5	0	0	1	0.5

9.3 Anhang Bodenbedeckungsfaktor CG

Tab. 9.3: Verhältnis Bodenbedeckung zu Bodenoberfläche

	Winter- getreide	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	Kartoffel	Raps	Blumen	Gemüse	Wiese	Erdbeeren	Wald	Obst	Wein	Versiegelt
Jän	0.07	0	0.02	0	0	0.85	0.9	0	1	0.9	0.8	0.21	0.21	1
Feb	0.07	0	0.02	0	0	0.8	0.9	0	1	0.9	0.8	0.21	0.21	1
Mär	0.11	0	0.02	0.1	0	0.8	0.9	0	1	0.9	0.8	0.21	0.21	1
Apr	0.26	0.05	0.02	0.5	0.04	0.95	0.9	0	1	0.9	0.9	0.21	0.21	1
Mai	0.6	0.33	0.05	0.8	0.265	1	0.9	0	1	0.9	0.9	0.21	0.21	1
Jun	0.87	0.9	0.1	0.8	0.47	1	0.9	0.02	1	0.9	0.9	0.21	0.21	1
Jul	0.9	0.9	0.1	0	0.45	0	0.9	0.12	1	0.9	0.9	0.21	0.21	1
Aug	0	0	0.1	0	0.29	0	0.9	0.6	1	0.9	0.9	0.21	0.21	1
Sep	0	0	0.1	0	0	0.02	0.9	0	1	0.9	0.9	0.21	0.21	1
Okt	0.01	0	0.1	0	0	0.08	0.9	0	1	0.9	0.9	0.21	0.21	1
Nov	0.01	0	0	0	0	0.5	0.9	0	1	0.9	0.8	0.21	0.21	1
Dez	0.06	0	0	0	0	0.85	0.9	0	1	0.9	0.8	0.21	0.21	1

	Erosionsschutz im Ackerbau			Winterbegrünung			Erosionsschutz im Obstbau		Erosionsschutz im Weinbau			
	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	gesamt	2. Reihe	Mulch		Dauerbegrünung	
									gesamt	2. Reihe	gesamt	2. Reihe
Jän	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.65	0	0	1	0.65
Feb	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.65	0	0	1	0.65
Mär	0.6	0.6	0.6	0	0	0	1	0.65	0	0	1	0.65
Apr	0.6	0.6	0.6	0.05	0	0.1	1	0.65	1	0.5	1	0.65
Mai	0.6	0.6	0.6	0.33	0.05	0.5	1	0.65	1	0.5	1	0.65
Jun	1	0.6	0.8	1	0.1	0.8	1	0.65	1	0.5	1	0.65
Jul	1	0.6	0.8	1	0.1	0.8	1	0.65	1	0.5	1	0.65
Aug	0	0.6	0.8	0	0.1	0.8	1	0.65	1	0.5	1	0.65
Sep	0	0.6	0	0	0.1	0	1	0.65	1	0.5	1	0.65
Okt	0.05	0.1	0.05	0.05	0.1	0.05	1	0.65	1	0.5	1	0.65
Nov	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1	0.65	0	0	1	0.65
Dez	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1	0.65	0	0	1	0.65

9.4 Anhang Abtropfhöhe

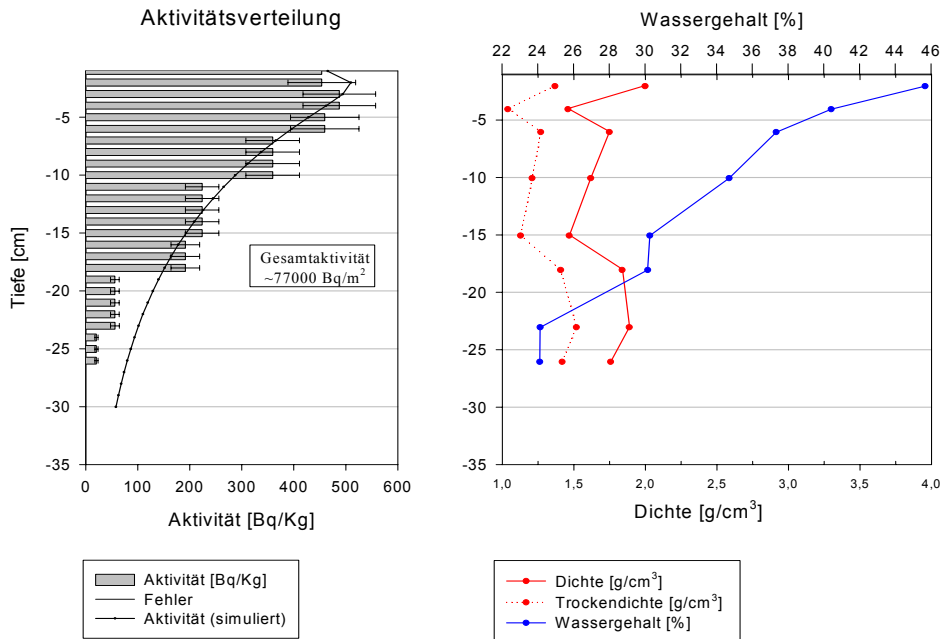
Tab. 9.4: Abtropfhöhe in m

	Winter- getreide	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	Kartoffel	Raps	Blumen	Gemüse	Wiese	Erdbeeren	Wald	Obst	Wein	Versiegelt
Jän	0.06	0	0	0	0	0.06	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Feb	0.06	0	0	0	0	0.06	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Mär	0.06	0	0	0.02	0	0.18	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Apr	0.18	0.06	0	0.12	0.02	0.4	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Mai	0.4	0.33	0.05	0.37	0.12	0.45	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Jun	0.45	0.46	0.33	0.49	0.37	0.45	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Jul	0.45	0.17	0.75	0.08	0.49	0	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Aug	0	0	0.91	0	0.08	0	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Sep	0	0	0.91	0	0	0.01	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Okt	0.01	0	0.46	0	0	0.05	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Nov	0.05	0	0	0	0	0.06	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0
Dez	0.06	0	0	0	0	0.06	0.06	0.03	0.01	0.06	1.5	0.9	0.9	0

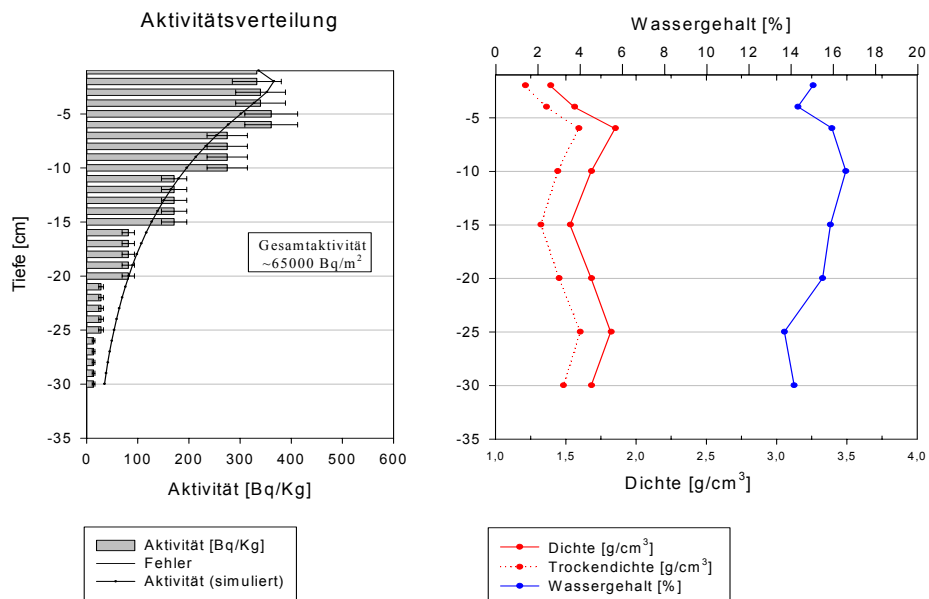
	Erosionsschutz im Ackerbau			Winterbegrünung			Erosionsschutz im Obstbau		Erosionsschutz im Weinbau			
	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	Sommer- getreide	Mais	Erbsen	gesamt	2. Reihe	Mulch		Dauerbegrünung	
									gesamt	2. Reihe	gesamt	2. Reihe
Jän	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.01	0.07	0.9	0.9	0.01	0.5
Feb	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.01	0.07	0.9	0.9	0.01	0.5
Mär	0.06	0.06	0.06	0	0	0	0.01	0.07	0.9	0.9	0.01	0.5
Apr	0.18	0.05	0.12	0.03	0	0.01	0.01	0.07	0.06	0.5	0.01	0.5
Mai	0.1	0.05	0.37	0.07	0	0.1	0.01	0.07	0.06	0.5	0.01	0.5
Jun	0.1	0.33	0.49	0.1	0.03	0.33	0.01	0.07	0.06	0.5	0.01	0.5
Jul	0.1	0.75	0.08	0.1	0.12	0.48	0.01	0.07	0.06	0.5	0.01	0.5
Aug	0	0.91	0	0	0.46	0	0.01	0.07	0.06	0.5	0.01	0.5
Sep	0	0.91	0	0	0.46	0	0.01	0.07	0.06	0.5	0.01	0.5
Okt	0.01	0.01	0.01	0	0.34	0	0.01	0.07	0.06	0.5	0.01	0.5
Nov	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.01	0.07	0.9	0.9	0.01	0.5
Dez	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.01	0.07	0.9	0.9	0.01	0.5

9.5 Anhang Radiometrische Messungen

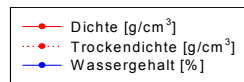
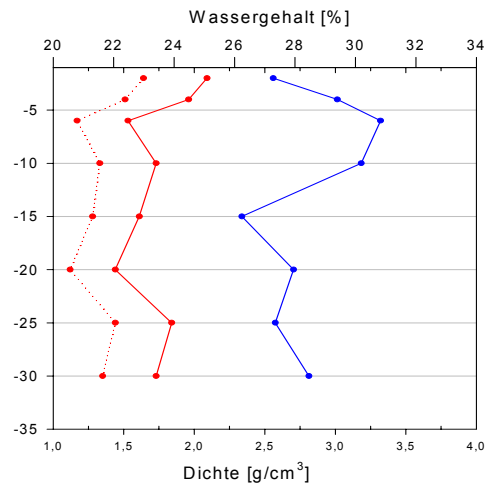
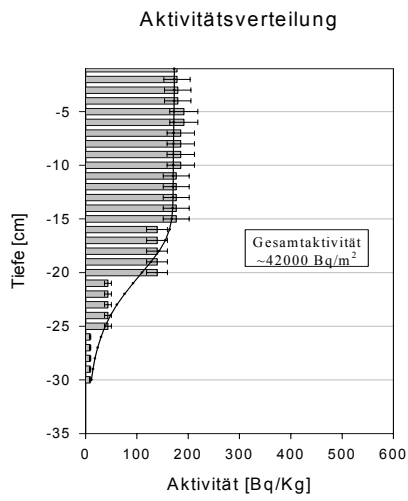
Pettenbach Referenzstandort (Wiese), März 2003



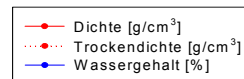
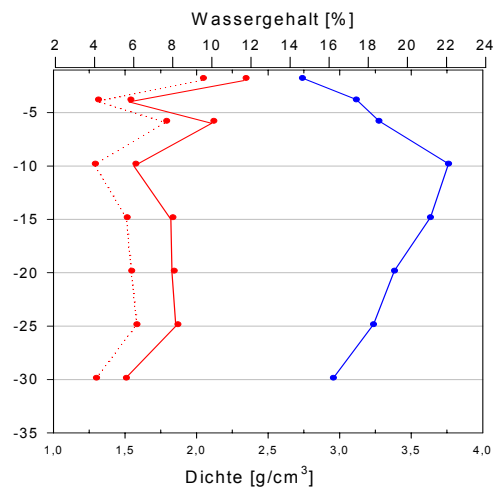
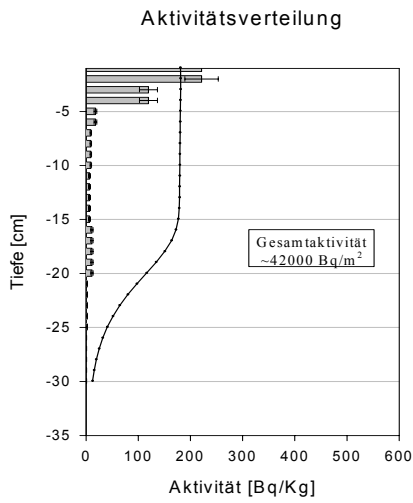
Pettenbach Referenzstandort (Wiese), Juli 2003



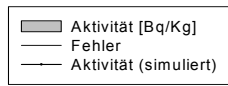
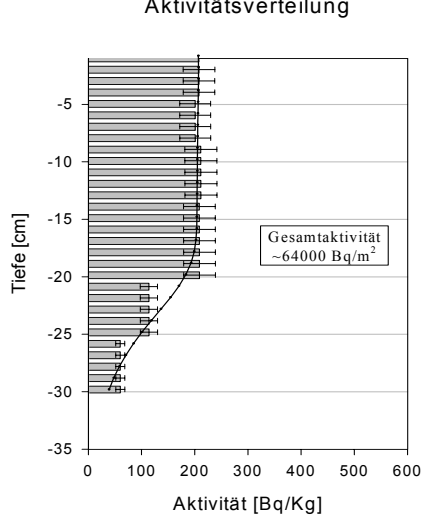
**Pettenbach
Erosionsstandort, März 2003**



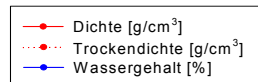
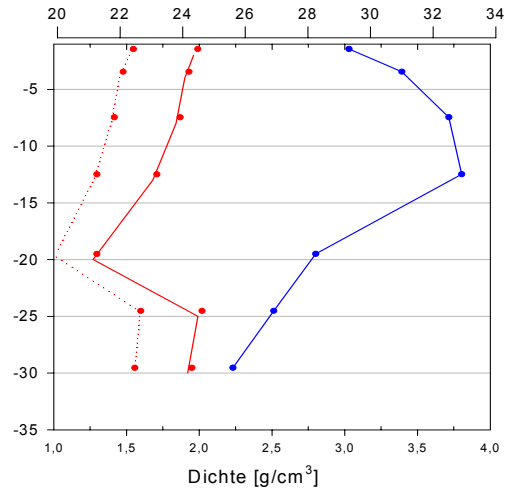
**Pettenbach
Erosionsstandort, Juli 2003**



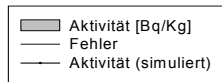
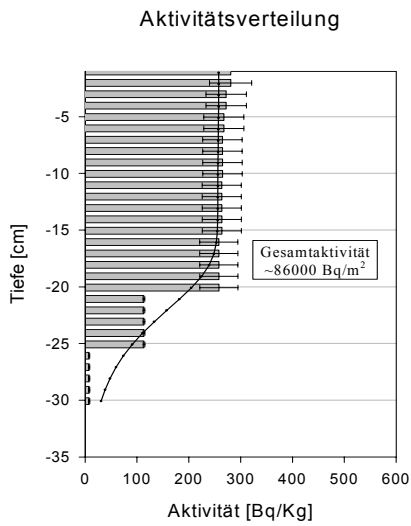
Pettenbach
Akkumulationsstandort, März 2003
Aktivitätsverteilung



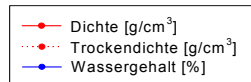
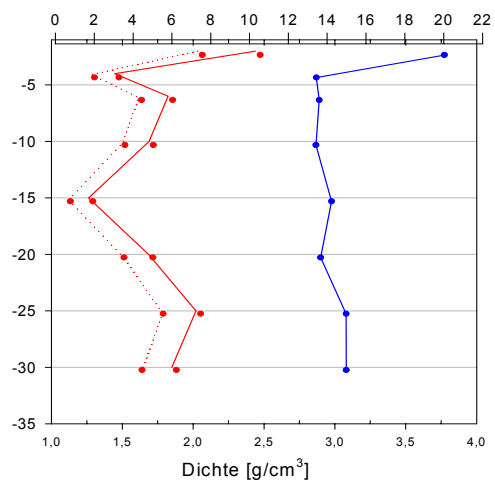
Wassergehalt [%]



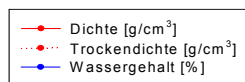
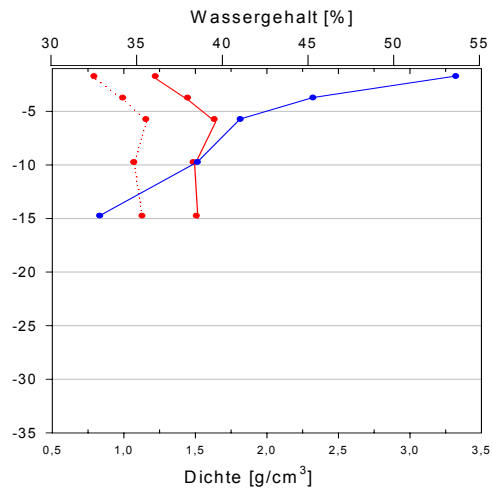
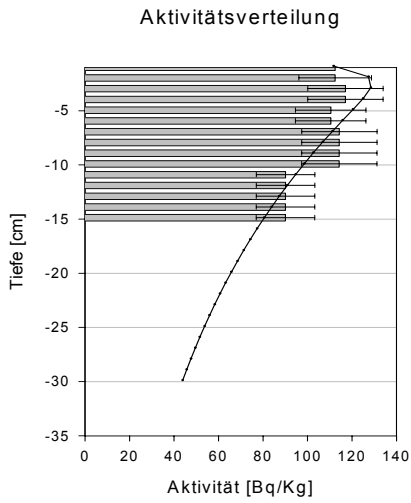
Pettenbach
Akkumulationsstandort, Juli 2003
Aktivitätsverteilung



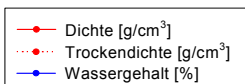
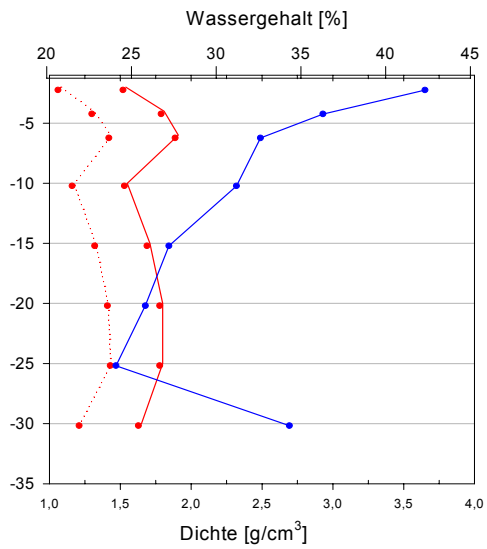
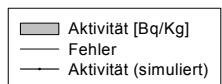
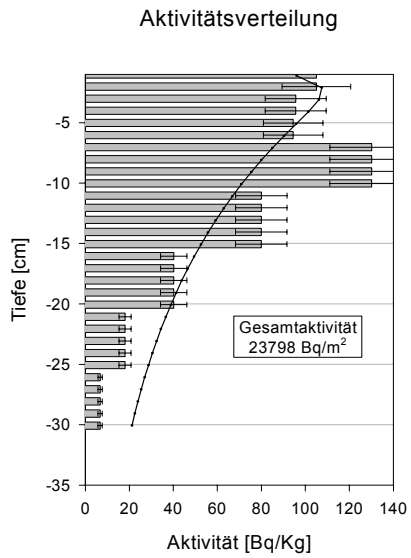
Wassergehalt [%]



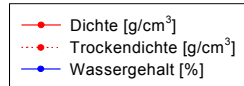
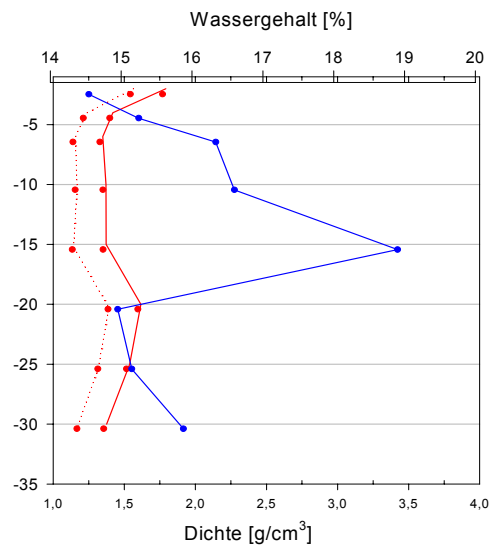
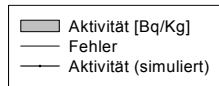
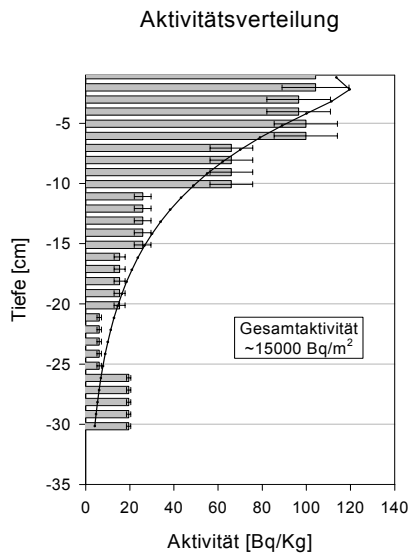
**Ilztal
Referenzstandort (Wiese), Dezember 2002**



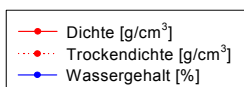
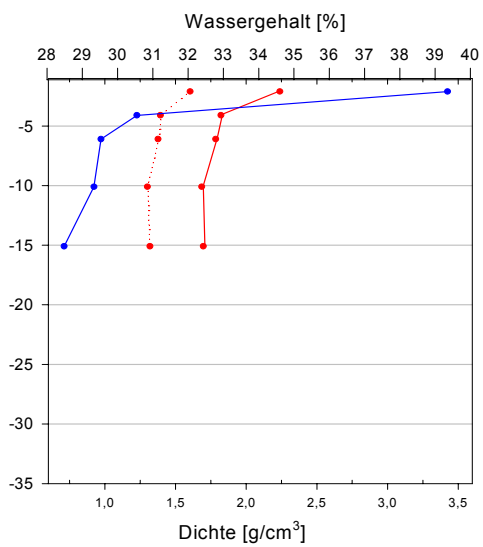
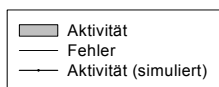
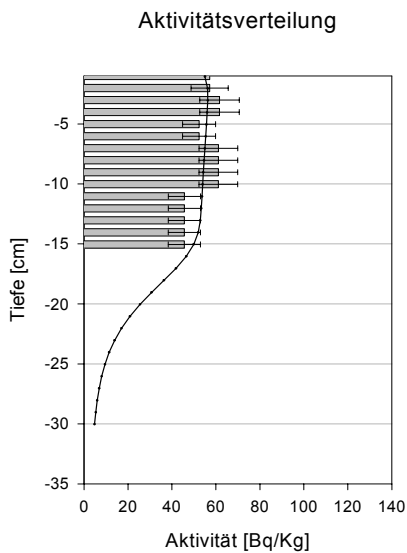
**Ilztal
Referenzstandort (Wiese), März 2003**



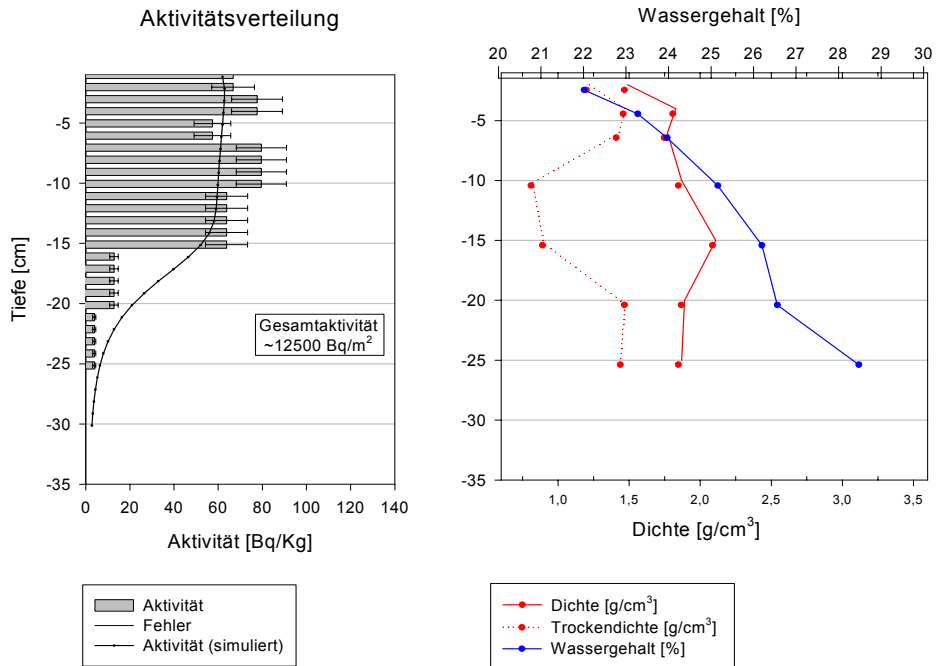
Iltal Referenzstandort (Wiese), August 2003



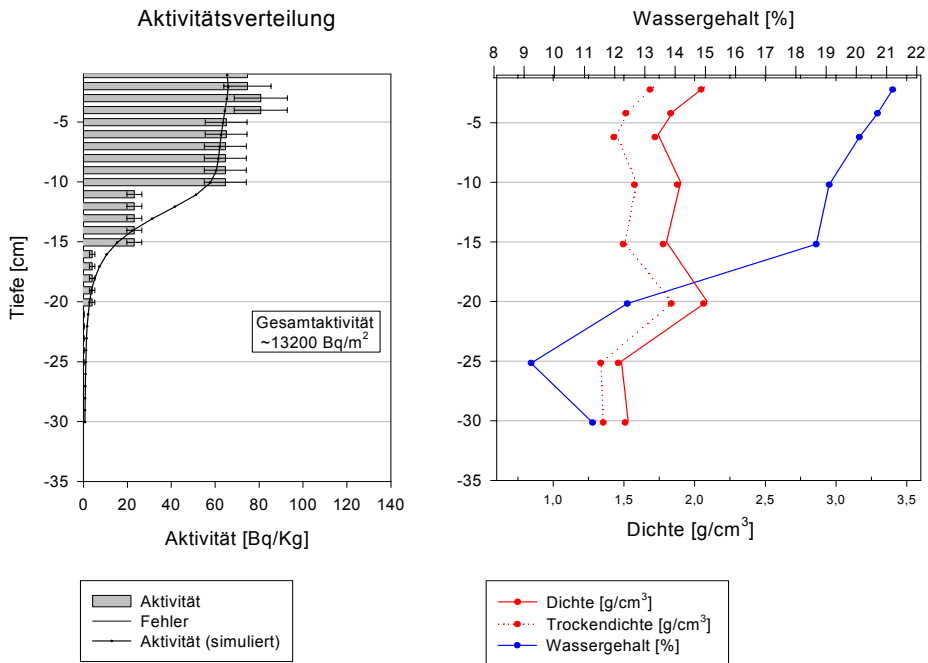
Iltal Erosionsstandort, Dezember 2002



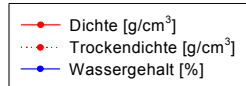
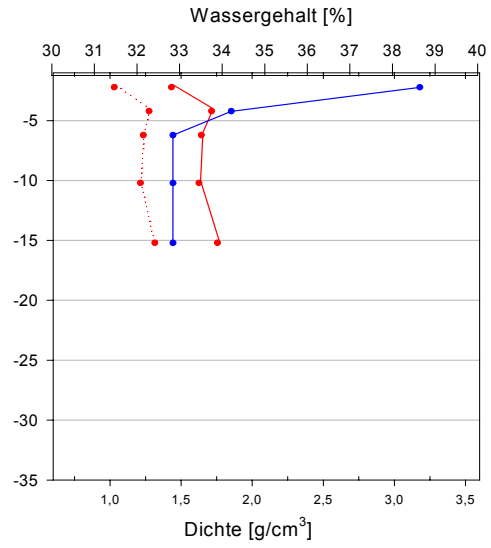
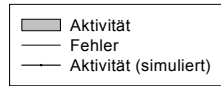
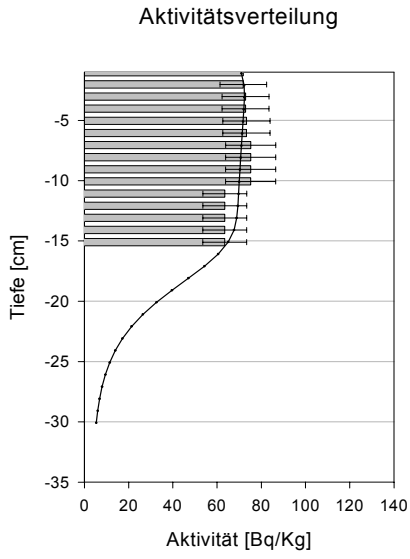
Ilztal Erosionsstandort, März 2003



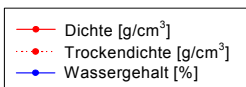
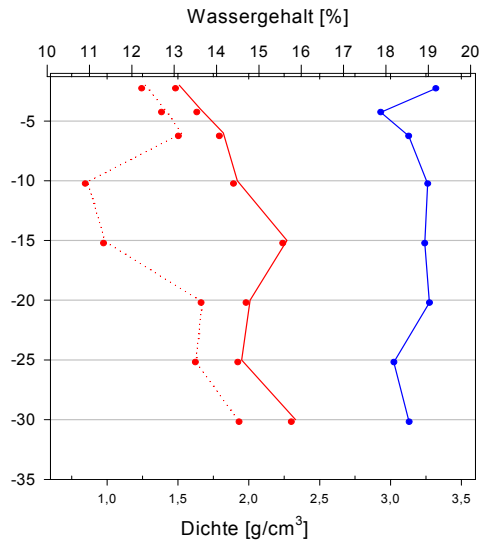
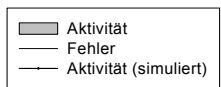
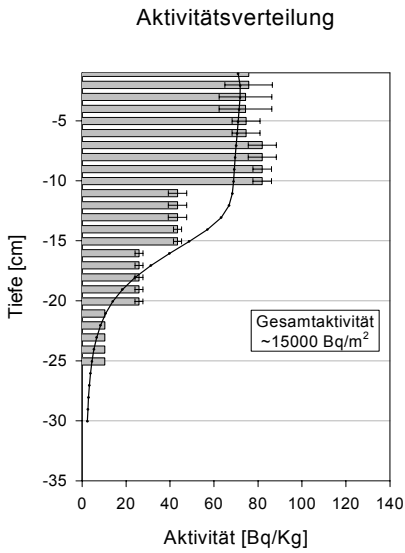
Ilztal Erosionsstandort, August 2003



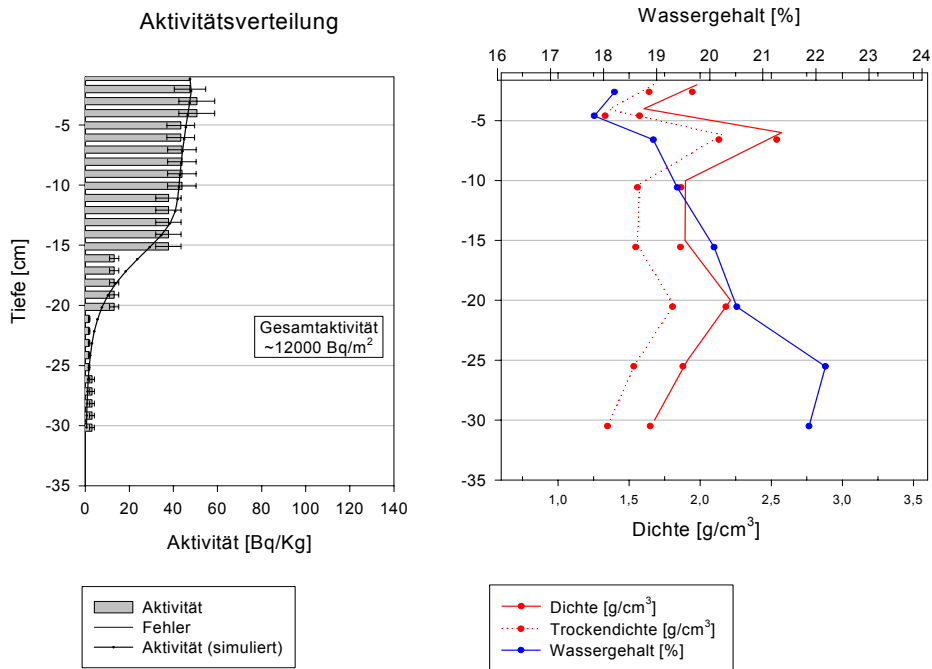
Ilztal Akkumulationsstandort, Dezember 2002



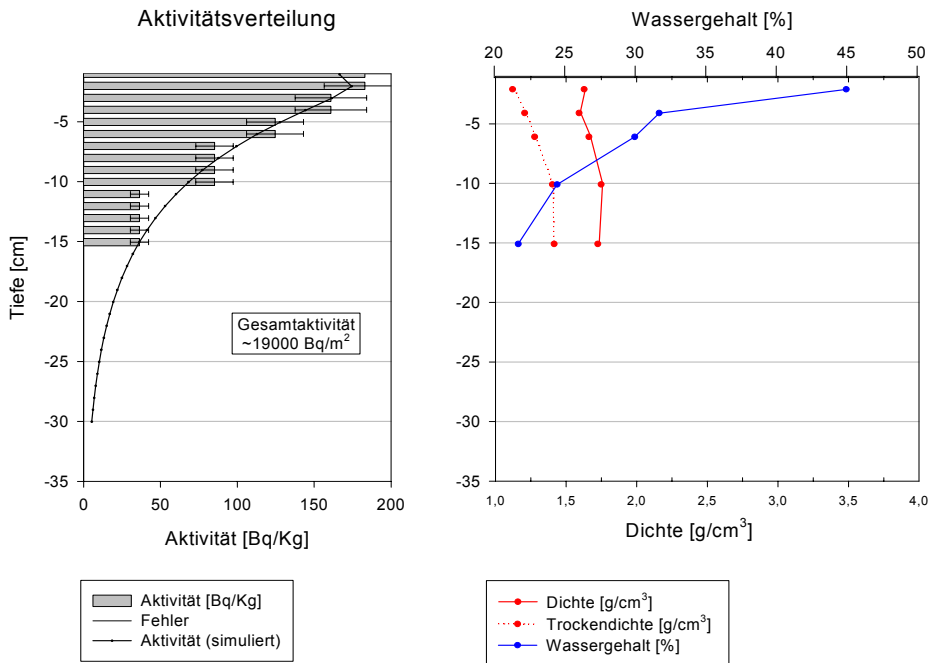
Ilztal Akkumulationsstandort, März 2003



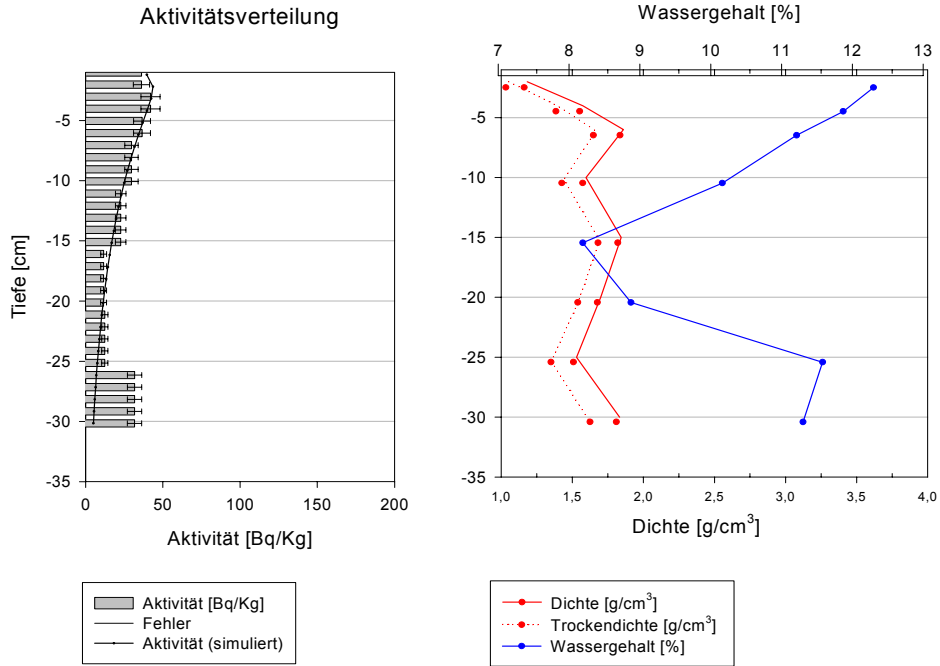
Ilztal Akkumulationsstandort, August 2003



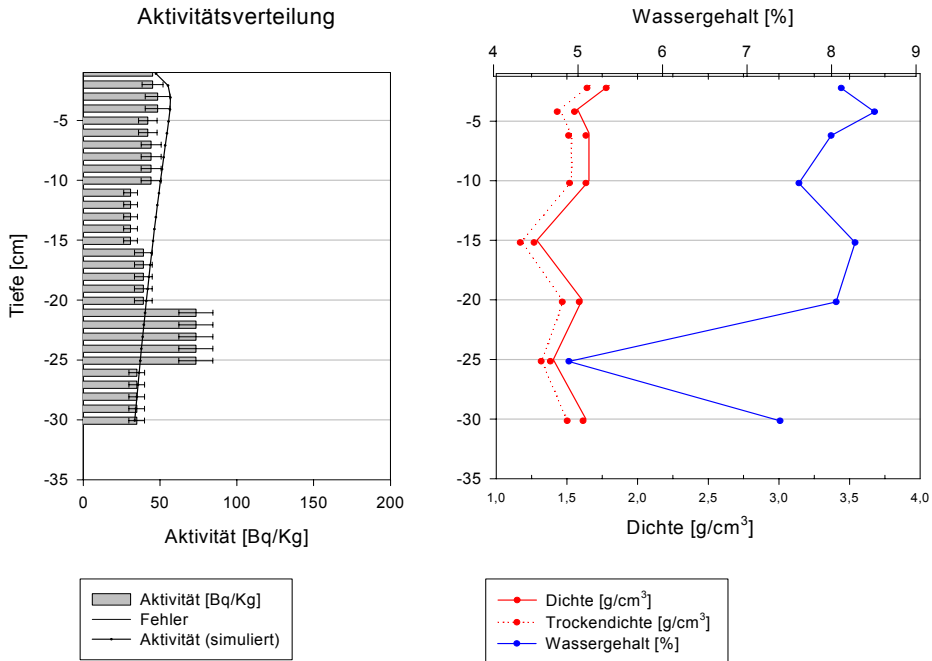
Gumpoldskirchen Referenzstandort (Wiese), Dezember 2002



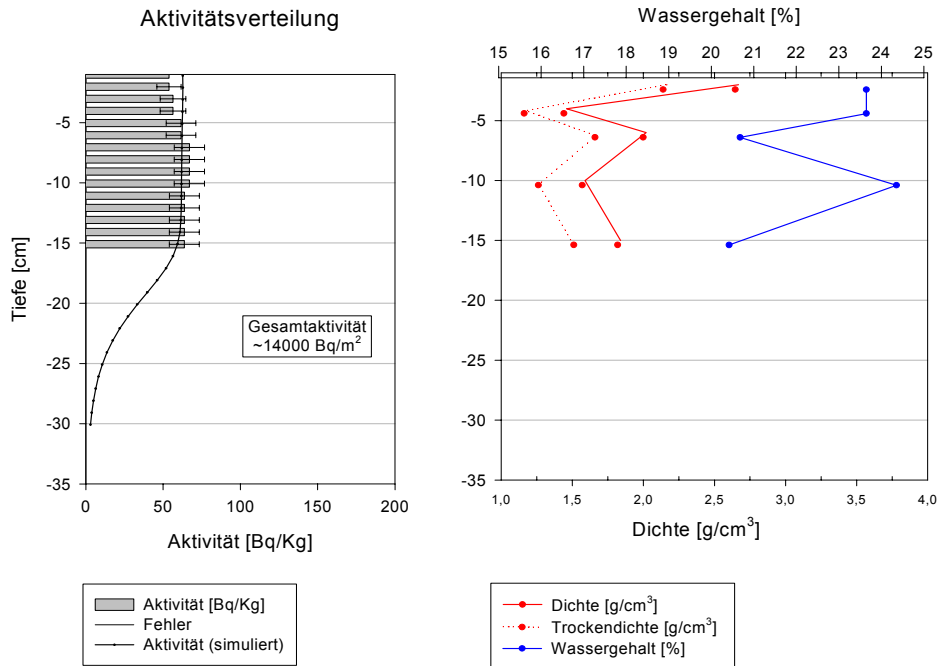
**Gumpoldskirchen
Referenzstandort (Wiese), März 2003**



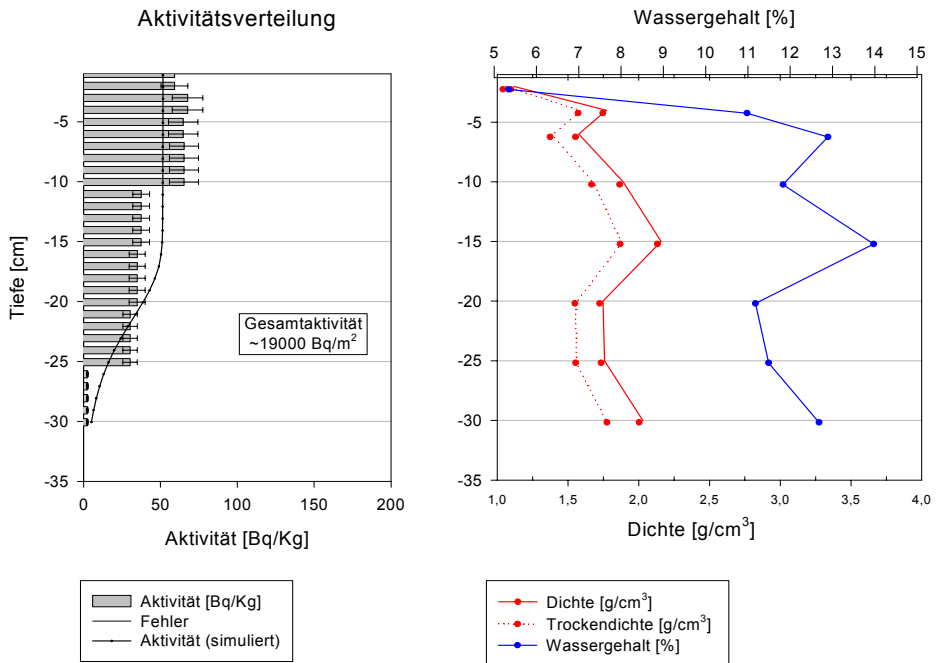
**Gumpoldskirchen
Referenzstandort (Wiese), Juli 2003**



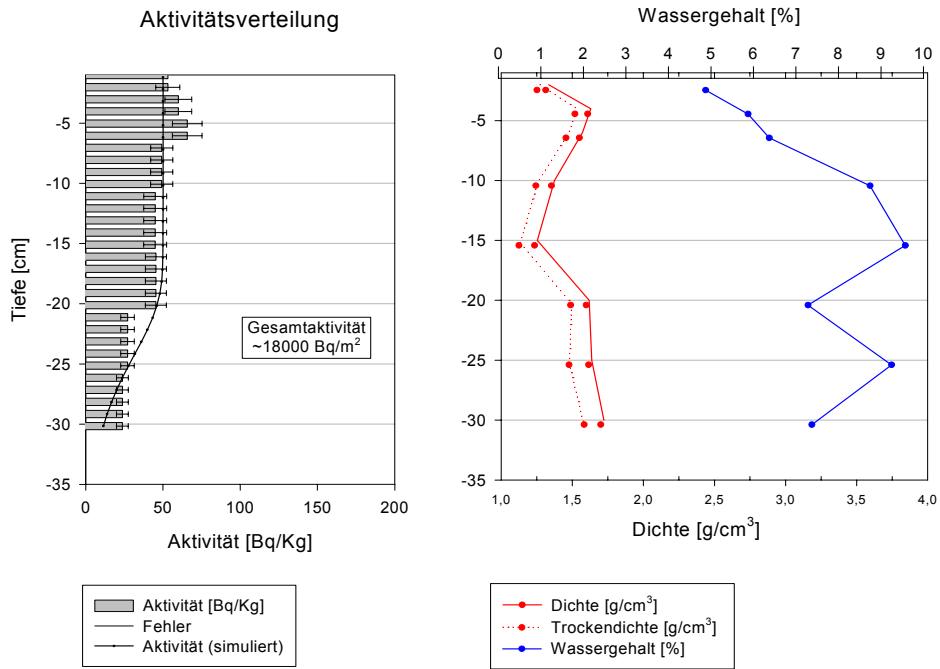
Gumpoldskirchen Erosionsstandort, Dezember 2002



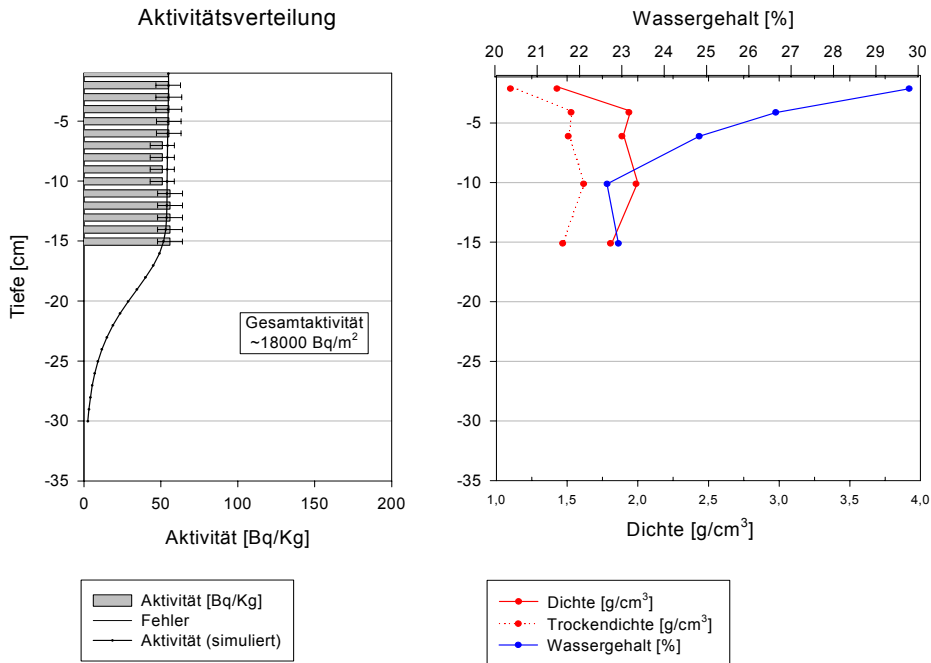
Gumpoldskirchen Erosionsstandort, März 2003



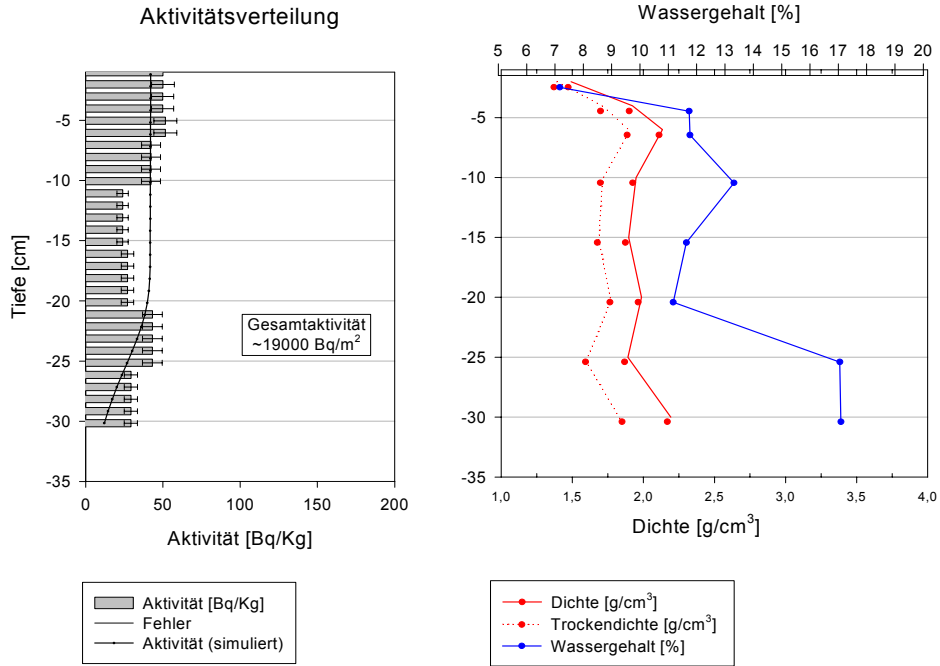
Gumpoldskirchen Erosionsstandort, Juli 2003



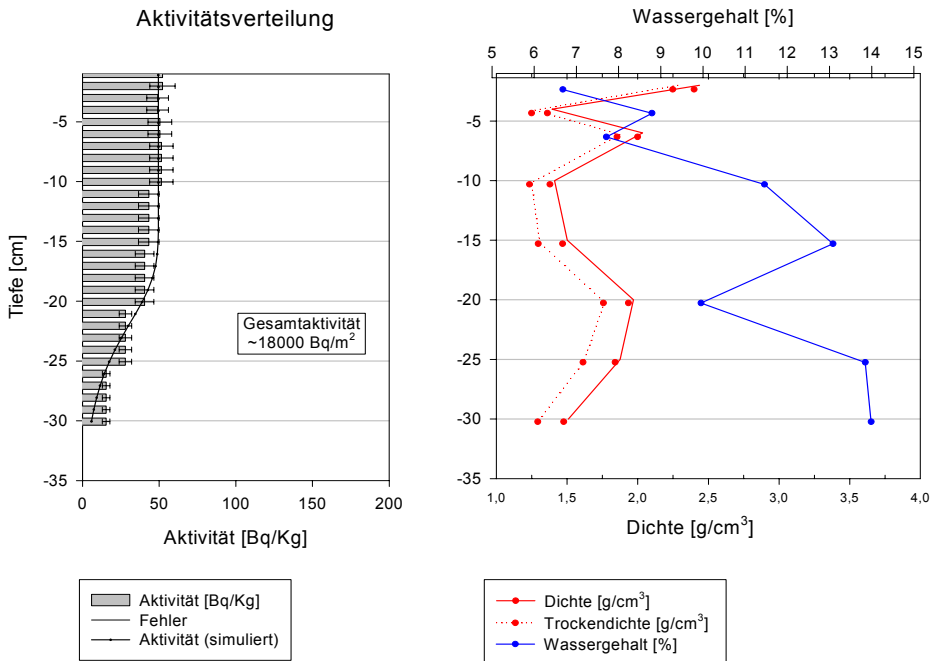
Gumpoldskirchen Akkumulationsstandort, Dezember 2002



Gumpoldskirchen Akkumulationsstandort, März 2003



Gumpoldskirchen Akkumulationsstandort, Juli 2003



9.6 Anhang Gebietspezifische Grundlagendaten

In diesem Anhang sind gebietspezifische Grundlagendaten je Test- bzw. Teilgebiet dargestellt, die einen Überblick über die wesentlichen Einflussfaktoren auf das Erosionsgeschehen geben sollen.

Neben der Niederschlagssituation (Jahresniederschlag, Starkniederschlag) sind Geländecharakteristik (Höhenmodell, Hangneigung), Bodenart (Schluffgehalt), Landnutzung (Hauptnutzung je Grundstück) und die für das Jahr 2002 angemeldeten ÖPUL-Maßnahmen (erosionswirksamste Maßnahme je Grundstück, mind. 50 % Anteil) dargestellt. Für das Testgebiet Thermenlinie sind nur die für den Weinbau relevanten Erosionsschutzmaßnahmen berücksichtigt, da im Teilgebiet keine anderen Maßnahmen vorkommen. Im Testgebiet Traun-Enns-Platte wurde die Maßnahme Untersaat im Mais nicht dargestellt, da sie nur unter 0,1 % der Fläche ausmacht. In den anderen Testgebieten kommt sie gar nicht vor.

Aus technischen Gründen sind den Kartenblättern (eigene pdf-Dateien) keine Seitennummern zugewiesen.