

Quantifizierung diffuser Fest- und Nährstoffeinträge aus
Ackerflächen in Fließgewässersysteme

Eine Untersuchung am Beispiel des Theel-III-Einzugsgebietes,
Saarland

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften

der Fakultät HW

Bereich empirische Humanwissenschaften

der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

Alexandra Kieburning

Aus Dillingen, Saar

Saarbrücken, 2018

Der Dekan:

Prof. Dr. Cornelius König

1. Berichterstatter:

Prof. Dr. Jochen Kubiniok

2. Berichterstatter:

Prof. Dr. Dr. Olaf Kühne

Tag der Disputation:

05. Februar 2018

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt zu allererst Herrn Prof. Jochen Kubiniok, der diese Arbeit angeregt und in jeder Hinsicht unterstützt hat. Seine professionelle und intensive Begleitung sowie sein kompetenter Rat in zahlreichen konstruktiven Gesprächen boten mir in jeder Phase meiner Arbeit eine außerordentlich wertvolle Unterstützung.

Großer Dank gilt Herrn Dr. Andreas Wöhr (ehem. Radioaktivitätsmessstelle des Saarlandes) für die Bereitstellung von Messplätzen sowie die wertvolle fachliche und praktische Unterstützung bei der ^{137}Cs -Analytik.

Mein außerordentlicher Dank gilt meinen Kollegen am Zentrum für Umweltforschung. Ihre Unterstützung hat wesentlich zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen. Insbesondere möchte ich Dr. Ulrich Honecker und Dr. Gero Weber sowie Bernhard Mende und Dr. Stefanie Hessler danken. Sie standen mir jederzeit mit fachlichem und kollegialem Rat zur Seite. Mein herzlicher Dank gilt auch Christina Raubuch und Irene Scheydt die stets ein offenes Ohr hatten und eine wichtige Stütze bildeten. Christa Schramm möchte ich für die kompetente Beratung und die wertvolle Unterstützung bei der Laboranalytik danken.

Ein ganz besonderer Dank geht an die studentischen Mitarbeiter der Physischen Geographie, die mich unermüdlich im Gelände, im Labor aber auch bei der Erstellung meiner Dissertation unterstützt haben. Stellvertretend möchte ich hier Evelyn Mende, Nicole Christmann, Jan Schönenberger und Jens Schmidt nennen. Mein besonderer Dank geht an Alexander Kramp, der mir zudem jederzeit mit Rat und Tat zur Seite stand.

Julia Kiepurning und Barbara Scherer möchte ich herzlich für die Korrektur des Manuskriptes danken.

Von ganzem Herzen danke ich meiner Familie und ganz besonders meinem Ehemann Benjamin, der mir jederzeit den Rücken freigehalten hat. Ohne euch wäre ich nicht dort, wo ich nun bin.

Inhalt

1. Einleitung	7
1.1. Anlass der Arbeit	7
1.2. Problemstellung	8
1.3. Ziele der Arbeit	13
1.4. Methodisches Grundkonzept der Arbeit	14
2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	15
2.1. Lage und Topographie des Untersuchungsgebietes	15
2.2. Geologischer Aufbau des Untersuchungsgebietes.....	16
2.3. Das Klima im Untersuchungsgebiet	19
2.4. Die Böden im Untersuchungsgebiet.....	20
2.5. Die Landnutzung im Untersuchungsgebiet	23
2.6. Entwicklung der Landnutzung seit 1960.....	24
3. Methodisches Vorgehen.....	27
3.1. Wahl der Tracer	27
3.2. Wahl des Betrachtungszeitraums	27
3.3. Wahl der Untersuchungsflächen	28
3.4. Wahl der Referenzflächen	30
3.5. Material und Methoden	31
3.5.1. Feldmethoden.....	31
3.5.2. Labormethoden	34
3.5.3. Auswertung der Daten	36
3.5.3.1. Berechnung der aktuellen Hangabtragsrate.....	36
3.5.3.2. Erfassung des ¹³⁷ Cs und PO ₄ Stoffinventars auf den Referenzflächen.....	38
3.5.3.3. Auswahl methodenrelevanter Standorte	39
3.5.3.4. Berechnung der Sedimentationsrate.....	39
3.5.3.5. Berechnung der rezenten Sedimentaustragsrate.....	41
4. Darstellung der Ergebnisse	42
4.1. ¹³⁷ Cs und PO ₄ Inventar der Referenzflächen	42
4.1.1. PO ₄ Inventar der Referenzflächen unter Ackernutzung	42
4.1.2. PO ₄ Inventar der Referenzfläche unter Grünlandnutzung	46
4.1.3. ¹³⁷ Cs-Inventar der Referenzfläche unter Grünlandnutzung	47
4.1.4. Orientierungswerte zur Einschätzung des PO ₄ - und ¹³⁷ Cs-Inventars der Böden im Untersuchungsgebiet.....	48
4.2. Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten Sedimentkörper.....	49
4.3. Auswahl methodenrelevanter Standorte	51
4.4. Ausmaß rezenter Erosion und Sedimentation auf den Untersuchungsflächen	53

4.4.1.	Variablen der ABAG im Untersuchungsgebiet	53
4.4.1.1.	R-Faktor im Untersuchungsgebiet	53
4.4.1.2.	C-Faktor im Untersuchungsgebiet	54
4.4.1.3.	LS-Faktoren der Ackerflächen	55
4.4.1.4.	P-Faktoren der Ackerflächen	62
4.4.1.5.	K-Faktoren der Ackerflächen	64
4.4.2.	Die Bedingungen für Bodenerosion auf den Untersuchungsflächen	66
4.4.3.	Ausmaß der aktuellen Bodenerosion nach ABAG.....	67
4.4.3.1.	Langjährig gemittelter Hangabtrag der Untersuchungsflächen.....	68
4.4.3.2.	Zeitliche Entwicklung des Hangabtrags	70
4.5.	Sedimentationsraten der Untersuchungsstandorte	73
4.6.	Ausmaß des Sedimentaustrags auf den Untersuchungsflächen	77
4.6.1.	Sedimentaustrag im langjährigen Mittel	78
4.6.2.	Zeitliche Entwicklung des Sedimentaustrags	80
4.7.	Ausmaß der Sedimentspeicherung in den kolluvialen Hangfußlagen.....	86
4.7.1.	Sedimentspeicherung im langjährigen Mittel.....	87
4.7.2.	Zeitliche Entwicklung der Sedimentspeicherung	88
4.8.	Ausmaß des Sedimentaustrags auf Einzugsgebietsebene	91
4.8.1.	Korrelationsrechnung.....	91
4.8.2.	Wechselwirkungen zwischen den Teilprozessen des Bilanzmodells	94
4.8.3.	Regressionsanalyse	96
4.8.4.	Güte des Regressionsmodells	98
4.8.5.	Grenzen des Modells	100
4.9.	Anpassung des Prozessmodells	101
4.10.	Sediment- und PO ₄ -Eintrag in den Vorfluter	103
5.	Diskussion.....	107
5.1.	Diskussion der Ergebnisse	107
5.1.1.	Ergebnisse.....	107
5.1.2.	Einflussfaktoren auf den Sedimentaustrag.....	108
5.1.3.	Zusammenhang zwischen Bodenerosion und Sedimentaustrag	109
5.1.4.	Beitrag von Einzelflächen zum Sedimenteintrag in die Fließgewässer.....	111
5.1.5.	Sedimentaustrag und Sedimentspeicherung auf den Untersuchungsflächen.....	113
5.1.6.	Sedimenteintrag in die Fließgewässer	114
5.1.7.	Die Rolle der Kolluvien als Feststoffspeicher	115
5.1.8.	Der Einfluss der Landwirtschaft auf den Sedimentaustrag	115
5.2.	Methodendiskussion	117

6. Fazit und Ausblick	120
Literaturverzeichnis	122
Verzeichnis der Verordnungen und Normen.....	131
Verzeichnis der verwendeten Karten und Luftbilder.....	131
Anhang	

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abbildung 1: Geologie im Theel-III-Einzugsgebiet; Kartengrundlage: LVGL GK100, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung	16
Abbildung 2: Böden im Theel-III-Einzugsgebiet; Kartengrundlage: LVGL BÜK 100, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung	20
Abbildung 3: Landnutzung im Theel-III-Einzugsgebiet; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung	23
Abbildung 4: Landnutzung im Raum Lebach 1953 am Beispiel der Untersuchungsfläche TA2 (rot umrandet) Quelle: LVGL, Saarbrücken. Karten und Luftbilder des Saarlandes in den Fünfziger Jahren, verändert	25
Abbildung 5: Landnutzung im Raum Lebach 2009 am Beispiel der Untersuchungsfläche TA2 (rot umrandet) Quelle: LVGL, Saarbrücken, verändert.....	26
Abbildung 6: Lage der Beprobungsstandorte; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung	28
Abbildung 7: Lage der Referenzstandorte unter Ackernutzung (R1, R2, R3, R4) und unter Grünlandnutzung (RFG); Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung	30
Abbildung 8: PO ₄ - Konzentration im Oberboden (0-30cm) der Referenzflächen unter Ackernutzung.....	42
Abbildung 9: Mittlere PO ₄ -Konzentration im Oberboden (0-30cm) der Referenzflächen unter Ackernutzung.....	43
Abbildung 10: Mittlere PO ₄ -Konzentration im Oberboden (0-20 cm und 20-30cm) der Referenzflächen unter Ackernutzung	45
Abbildung 11: PO ₄ -Konzentration der Referenzfläche unter Grünlandnutzung.....	46
Abbildung 12: Mittlere ¹³⁷ Cs-Aktivität der Referenzfläche unter Grünlandnutzung	47
Abbildung 13: Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten kolluvialen Hangfußsedimente	49
Abbildung 14: Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten kolluvialen Hangfußsedimente nach Abzug der mittleren Pflugtiefe von 30 cm.....	50
Abbildung 15: PO ₄ -Konzentration der Kolluvien	51
Abbildung 16: Häufigkeitsverteilung der Erodierbarkeit der Böden im Untersuchungsgebiet	65
Abbildung 17: Hangabtrag im langjährigen Mittel (1961 - 2015)	68
Abbildung 18: Mittlere Hangabtragsrate 1961 und 2015	70
Abbildung 19: Prozentuale Veränderung der Hangabtragsrate.....	71
Abbildung 20: Häufigkeitsverteilung der Hangabtragsklassen 1961 und 2015.....	72
Abbildung 21: Sedimentationsrate der Untersuchungsflächen.....	74
Abbildung 22: Sedimentationsraten und Hangabtragsraten der Untersuchungsstandorte	74
Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung der Sedimentationsrate und der Hangabtragsrate im langjährigen Mittel.....	76

Abbildung 24: Sedimentaustragsrate [t/ha/a] 1961-2015	78
Abbildung 25: Sedimentaustrag [%] 1961-2015.....	79
Abbildung 26: Sedimentaustragsrate [t/ha/a] 2015	80
Abbildung 27: Sedimentaustrag [%] 2015.....	81
Abbildung 28: Sedimentaustragsrate [t/ha/a] 1961	81
Abbildung 29: Sedimentaustrag [%] 1961.....	82
Abbildung 30: Mittlere Sedimentaustragsrate [t/ha/a] 1961 und 2015.....	83
Abbildung 31. Sedimentaustrag [%] 1961 und 2015	83
Abbildung 32: Häufigkeitsverteilung der Sedimentaustragsklassen 1961 und 2015.....	83
Abbildung 33: Sedimentaustragsraten auf den Untersuchungsflächen 1961 und 2015.....	84
Abbildung 34: Prozentuale Veränderung der Sedimentaustragsrate.....	84
Abbildung 35: Sedimentspeicherung am Hangfuß 1961-2015.....	87
Abbildung 36: Sedimentspeicherung am Hangfuß 1961	88
Abbildung 37: Sedimentspeicherung am Hangfuß 2015.....	88
Abbildung 38: Entwicklung der Sedimentspeicherung 1961 - 2015.....	89
Abbildung 39: Häufigkeitsverteilung der Sedimentspeicherung am Hangfuß der Untersuchungsflächen	90
Abbildung 40: Korrelation von Sedimentaustragsrate und Hangabtragsrate	95
Abbildung 41: Lineares Regressionsmodell für die Schätzung der Sedimentaustragsrate (t/ha/a)	96
Abbildung 42: Lineares Regressionsmodell und Residuen für die Schätzung der Sedimentaustragsrate (t/ha/a)	98
Abbildung 43: Erweitertes Prozessdiagramm zum Bilanzmodell Sedimentaustrag	102
Abbildung 44: Sedimentgebundener P-Eintrag in die Theel für verschiedene Agrarnutzungsszenarien, Datengrundlage: HONECKER, et al. (2014)	105
Abbildung 45: Sedimenteintrag in die Theel für verschiedene Agrarnutzungsszenarien Datengrundlage: HONECKER, et al. (2014)	105
Tabelle 1: Auswahl methodenrelevanter Strandorte	52
Tabelle 2: Ermittlung des C-Faktors im Untersuchungsgebiet (FISCHER (2016) nach: LANDESAMT FÜR BERGBAU UND GEOLOGIE 2011, verändert).....	54
Tabelle 3: Hangneigungsklassen der Untersuchungsflächen.....	56
Tabelle 4: Erosive Hanglänge der Untersuchungsstandorte für die Jahre 1961 und 2015....	58
Tabelle 5: L-S-Faktoren der Untersuchungsstandorte	61
Tabelle 6: P Faktoren für Konturnutzung (eigene Darstellung, nach: Schwertmann et al. 1987. 54, verändert)	63
Tabelle 7: P-Faktoren der Untersuchungsflächen für die Jahre 1961 und 2015.....	63
Tabelle 8: K-Faktoren der Untersuchungsstandorte	64
Tabelle 9: Hangabtragsraten der Untersuchungsstandorte.....	67
Tabelle 10: Veränderung der Hangabtragsrate 1961- 2015.....	71
Tabelle 11: Ergebnisse der Bilanzrechnung: Hangabtragsrate, Sedimentationsrate und Sedimentaustragsrate zu verschiedenen Betrachtungszeitpunkten.....	77
Tabelle 12: Sedimentspeicherung in den kolluvialen Hangfußlagen	86
Tabelle 13: Bestimmtheitsmaße der Korrelationsrechnung.	92
Tabelle 14: Test des Korrelationskoeffizienten	95
Tabelle 15: Ergebnis der Varianzanalysezwischen Hangabtragsrate.....	99

Tabelle 16: Szenarien der Agrarnutzung nach HONECKER, et al. (2014)104
Tabelle 17: Sedimenteintrag und sedimentgebundener P-Eintrag in die Vorfluter. Ergebnisse der Simulation unter verschiedenen Landnutzungsszenarien.....105

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
s.	siehe
Tab.	Tabelle
et al.	et alii
ü. NN.	über Normalnull
z.B.	Zum Beispiel
vgl.	vergleiche
Kap.	Kapitel
o.J.	ohne Jahresangabe

1. Einleitung

1.1. Anlass der Arbeit

Im Jahr 2000 trat die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) in Kraft. Die Zielvorgaben der Richtlinie, bis zum Jahr 2015 einen guten ökologischen und chemischen Zustand aller Fließgewässer zu erreichen, wurden in Deutschland nicht eingehalten. Bis 2027 müssen die Zielvorgaben endgültig erreicht sein. Eine der häufigsten Ursachen für die Nichterreichung eines guten ökologischen und chemischen Gewässerzustandes ist der diffuse Eintrag von Feinsedimenten und daran gebundener Nähr- und Schadstoffe aus der Landwirtschaft. Infolge von Erosions- und Abschwemmungsprozessen werden sie auf Ackerflächen mobilisiert und mit dem Oberflächenabfluss in die Fließgewässer eingetragen. Eine notwendige Maßnahme zur Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Gewässerzustandes bis 2027 und zum nachhaltigen Schutz der aquatischen Ökosysteme ist daher die Verringerung der Sedimentausträge aus Ackerflächen.

Die Umsetzung dieser Maßnahme erfordert detaillierte Kenntnisse zum aktuellen Ausmaß der Mobilisierung und des Austrags von Sedimenten aus den ackerbaulich genutzten Flächen eines Einzugsgebietes, Kenntnisse über Steuergrößen und die zeitliche Entwicklung der Prozesse sowie Methoden zur Quantifizierung des Sedimentaustrags auf Einzugsgebietsebene.

Exakte Angaben für den Sedimenteintrag aus Ackerflächen in die Fließgewässersysteme von Theel und Ill liegen bislang nicht vor. Auch fehlen Schwebstoffmessungen in den Vorflutern, sodass der Sedimenteintrag in die Gewässer bislang nicht exakt quantifiziert werden konnte.

In der vorliegenden Arbeit wird daher das Ausmaß des Sedimentaustrags aus Ackerflächen am Beispiel des Theel-Ill-Einzugsgebietes quantifiziert und der potenzielle Feststoffeintrag in die Theel abgeschätzt.

Hierfür wird ein empirisches Bilanzmodell entwickelt, mit dessen Hilfe der rezente Sedimentaustrag aus Ackerflächen sowie die Sedimentspeicherung in kolluvialen Hangfußbereichen für kleine Fließgewässereinzugsgebiete quantitativ abgeschätzt werden können. Um das Ausmaß des Sedimentaustrags aus Ackerflächen zukünftig quantifizieren zu können, wird eine empirische Formel zur Abschätzung der Sedimentaustragsrate ermittelt. Mittels der erstellten Bilanzgleichung werden der

Sedimentaustrag aus den Ackerflächen sowie der Feststoffeintrag in den Vorfluter für das gesamte Einzugsgebiet abgeschätzt. Hierfür wird das Sedimentationsgeschehen seit Intensivierung der Landwirtschaft Mitte des 20. Jahrhunderts anhand von Altersbestimmungen an kolluvialen Hangsedimenten rekonstruiert.

1.2. Problemstellung

Die Zielvorgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie, den guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer möglichst bis 2015 zu erreichen, konnte in Deutschland lediglich für 7% der Fließgewässer umgesetzt werden (UMWELTBUNDESAMT, 2017). Nach Vorgaben der Richtlinie müssen die Ziele bis 2027 endgültig erreicht sein. Seit dem Inkrafttreten der Richtlinie konnten vor allem punktuelle Schadstoffeinträge aus kommunalen und industriellen Abwässern durch technische Verbesserungen und den Ausbau der Kläranlagen deutlich reduziert werden. So konnten die Phosphoreinträge aus Kläranlagen zwischen 1985 und 2014 um 85% gesenkt werden. Im Vergleich dazu sanken die Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft lediglich um 15% (UMWELTBUNDESAMT, 2017). Diffuse Stoffeinträge aus der Landwirtschaft stellen eine der wichtigsten Ursachen für die Nichteinhaltung der Vorgaben der WRRL dar. Die anthropogen bedingte Bodenerosion auf ackerbaulich genutzten Flächen gilt heute als bedeutendste Quelle diffuser Feststoffeinträge und feststoffgebundener Nährstoffeinträge in die Fließgewässer (BORK ET AL., 1998; HABERSACK ET AL., 2014; HÜRDLER ET AL., 2015; PRASUHN, 2017a, b; UMWELTBUNDESAMT, 2010, 2017). Im Jahr 2014 waren rund 16% der Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland auf Sedimenteinträge in Folge von Bodenerosion zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT, 2017). Die enge Verbindung zwischen Bodenerosion auf Ackerflächen und der Belastung von Oberflächengewässern durch den Eintrag von Bodenpartikeln und partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffen wird heute als ernst zu nehmendes Problem wahrgenommen und in zahlreichen Studien untersucht (BUG & MOSIMANN, 2012 a,b; HABERSACK ET AL., 2014; HÜRDLER ET AL., 2015; PRASUHN, 2017b). Eine besondere Rolle spielen hierbei die Mobilisierung und der Transport von Bodenpartikeln der Schluff- und Tonfraktion und der daran gebundenen anorganischen Pflanzennährstoffe. Insbesondere Phosphate aus der Mineral- und Wirtschaftsdüngung werden auf diesem Weg mobilisiert und verlagert. Mit dem Oberflächenabfluss gelangen die Fest- und Nährstoffe in die Vorfluter, wo sie die Lebensraumfunktion der Fließgewässer gefährden. Durch den Eintrag anorganischer

Nährstoffe in das Fließgewässer steigt die Gefahr der Nährstoffübersorgung (Eutrophierung), ausgelöst durch die Steigerung der Primärproduktion mit der Folge zeitweiser Versorgungsdefizite an Sauerstoff im Gewässer. Insbesondere der Sauerstoffmangel gefährdet als limitierender Lebensraumfaktor empfindliche Arten (BORK ET AL., 1998; JÜRGING & PATT, 2005; SCHINDEWOLF, 2012; SCHWERTMANN, 1977).

Im Sediment liegt Phosphor überwiegend in gebundener, nicht reaktiver Form vor. Unter reduzierenden Bedingungen, wie sie im Bereich der Gewässersohle auftreten können, kann Phosphor jedoch wasserlösliche Verbindungen bilden. In der Folge steht es als Pflanzennährstoff zur Verfügung und trägt zur Eutrophierung des Gewässers bei (UMWELTBUNDESAMT, 2010).

Durch den Eintrag von Feinbodenmaterial erhöht sich die Schwebstofffracht im Fließgewässer. Neben Veränderungen der Beleuchtungsverhältnisse im gesamten Gewässerkörper hat die Zunahme der Sedimentation von Feinbodenmaterial negative Auswirkungen auf die Beschaffenheit der Gewässersohle (HABERSACK ET AL., 2014; JÜRGING & PATT, 2005, WAINWRIGHT ET AL., 2003).

Hier stellen insbesondere die Kolmatation von grobkörnigen Sohlbereichen, Sohlhebungen und die Verlandung von Neben- und Seitenarmen eine schwere Beeinträchtigung der Gewässerökologie dar. Veränderungen des Gewässerquerschnittes aber auch Auflandungen im Uferbereich und auf Überflutungsbereichen infolge einer erhöhten Feinsedimentation bei Überflutungen verändern die Interaktion zwischen Fließgewässer und Aue (HABERSACK ET AL., 2014). Durch die erhöhte Feinsedimentation sinken die Wasseraustauschraten im Interstitial und es kann zu lange anhaltendem Sauerstoffmangel im Gewässer kommen.

Die Veränderung der Lebensraumbedingungen infolge eines hohen Feststoffeintrags stellt insbesondere für empfindliche Arten eine Gefährdung dar und führt zur Abnahme der Biodiversität im Gewässerkörper (HABERSACK ET AL., 2014; JÜRGING & PATT, 2005).

Im Zuge der Intensivierungsprozesse in der Landwirtschaft seit Mitte des 20. Jahrhunderts gewann dieses Problem zunehmend an Bedeutung. Der Feststoffhaushalt der Fließgewässer nimmt daher bei der Erreichung und Erhaltung des guten ökologischen Zustandes der Gewässer eine zentrale Rolle ein (HABERSACK ET AL., 2014).

Der wachsende Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, Innovationen in den Bodenbearbeitungsverfahren und im Pflanzenbau ermöglichten eine Zunahme der Betriebsgrößen und der Erträge in der Landwirtschaft (GUTH, 2007; KLOHN & WINDHORST, 2003). Mit wachsender Flächengröße und zunehmender Intensivierung der Bodenbearbeitung hat der Prozess der anthropogen verursachten Bodenerosion auf ackerbaulich genutzten Flächen zugenommen. So identifizieren BORK ET AL. (1998) neben den beiden Hauptphasen der Bodenerosion um 650 und 1310 infolge ausgedehnter Landgewinnungs- und Rodungsmaßnahmen vor allem die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts als einen Zeitraum maßgeblicher Bodenverlagerung. Auch im Saarland hat die Bodenerosion seit den 1950er Jahren ein bedeutendes Ausmaß angenommen, mit Bodenerosionsraten, die die Bodenneubildungsraten teilweise um ein 20-Faches übersteigen (KUBINIOK, 1999; KUBINIOK & WEICKEN, 1989). KUBINIOK UND WEICKEN fanden in gekappten Bodenprofilen auf ackerbaulich genutzten Standorten im Saarland Hinweise auf bedeutende Erosionsprozesse, die bis heute andauern.

Am Unterhang und in den tiefenliniennahen Hangfußlagen landwirtschaftlich genutzter Hangbereiche zeugen häufig junge Schwemmfächer und Kolluvien von rezenten Sedimenttransportprozessen. Als korrelierte Sedimente der Bodenerosion erlauben sie Rückschlüsse über die rezente Mobilisierung und den Transport von Bodenmaterial auf der korrespondierenden Erosionsfläche. Alter und Mächtigkeit der akkumulierten Sedimente geben Hinweise auf das Ausmaß der Sedimentmobilisierung und ermöglichen eine zeitliche Einordnung der Prozesse (BORK ET AL., 1998; DREIBRODT ET AL., 2010; KUBINIOK, 1999; KUBINIOK & WEICKEN, 1989; FUCHS ET AL., 2011; NILLER, 2001; SCHWERTMANN, 1977).

Untersuchungen von Erosions- und Sedimentationsprozessen auf Ackerflächen an verschiedenen Standorten im Saarland haben gezeigt, dass auf den Erosionsflächen selbst, aber auch am konkaven Unterhangbereich, Sedimentation von Oberbodenmaterial der Ackerfläche stattfindet (KASTENHOLZ, 1999; KUBINIOK, 1999; KUBINIOK & WEICKEN, 1989).

Ein Tracer, der in Landschaftsstudien vielfach Verwendung fand um rezente Sedimenttransportprozesse (im Zeitraum von 50-100 Jahren) nachzuverfolgen und daran beteiligte Bodenpartikel zu markieren, ist das künstliche Radionuklid ^{137}Cs (ALATORRE ET AL., 2012; D'HAEN ET AL., 2012; IAEA, 2014; IURIAN ET AL., 2015; KASTENHOLZ, 1999; POREBA, 2006; PORTO & WALLING, 2012; RITCHIE & RITCHIE, 2001;

VAN OOST ET AL., 2003). Infolge oberirdischer Kernwaffentests gelangte das Nuklid Anfang der 1950er Jahre erstmals in die Atmosphäre. Bis zum Ende der 1960er Jahre hielt der Stoffeintrag in die Atmosphäre an, sodass das Radionuklid weltweit Verbreitung fand. Durch atmosphärische Deposition wurde ^{137}Cs weltweit in die Ökosysteme eingetragen (Fallout). Das mit einer Halbwertszeit von 30,5 Jahren langlebige Falloutnuklid ist auch heute noch in den Böden nachweisbar (IURIAN ET AL., 2015; KASTENHOLZ, 1999; WEISH & GRUBER, 1986). ^{137}Cs wird von der Bodenmatrix sehr stark adsorbiert. Es wird daher überwiegend partikelgebunden transportiert und verlagert. Die Eindringtiefe des Tracers in die Böden ist vergleichsweise gering, weshalb auf ungestörten Standorten auch Jahrzehnte nach der Deposition ein Großteil der ^{137}Cs Aktivität in den oberen Dezimetern der Bodendecke zu finden ist (IURIAN ET AL., 2015; KASTENHOLZ, 1999). ^{137}Cs eignet sich daher sehr gut um mobilisierte Bodenpartikel zu markieren und deren Transportwege nachzuvollziehen. Zur Identifikation mobilisierter Sedimente und zur Analyse von Transportpfaden fand der Tracer ^{137}Cs vielfach Verwendung (z.B. ALATORRE ET AL., 2012; FANG ET AL., 2012; FERRAND ET AL., 2012; GASPAR ET AL. 2013; IURIAN ET AL., 2013; KASTENHOLZ, 1999; KONZ ET AL., 2009; KUBINIOK, 1999; LONG ET AL., 2012; PORTO & WALLING, 2012; WALLING ET AL., 2014; POREBA ET AL., 2011; PORTO ET AL., 2010; WALLING & HE, 1997). Als Tracer in Kolluvien, Hangsedimenten, Auen und Schwemmfächern wurde ^{137}Cs zudem in zahlreichen Studien zur quantitativen und qualitativen Abschätzung von Bodenerosionsprozessen herangezogen (z.B. ALATORRE ET AL., 2012; BELMONT ET AL., 2014; DÉTRICHÉ ET AL., 2010; LONG ET AL., 2012; POREBA, 2006; PORTO & WALLING, 2012; PROVANSAL ET AL., 2012; SCHMIDTCHEN & BORK, 2003; WALLING & HE, 1997, 1998).

Als wichtiger Pflanzennährstoff gelangt Phosphor hauptsächlich über die Düngung ackerbaulich genutzter Flächen in die Böden (BLUME, 2010). Mit zunehmender Bedeutung der Düngung infolge der Intensivierung der Landwirtschaft wurden seit Beginn der 1950er Jahre vermehrt Phosphate in die Ackerböden eingetragen (BORK ET AL., 1998; FETZER & KUBINIOK, 2006). Im Boden liegt Phosphor hauptsächlich als Orthophosphat (PO_4) vor. PO_4 wird sehr stark an Tonminerale und Humuskomplexe gebunden. Der Stofftransport erfolgt vorwiegend partikelgebunden (BLUME, 2010; BORK ET AL., 1998; JÜRGING & PATT, 2005). Die vertikale Verlagerung von PO_4 ist daher vernachlässigbar gering (BLUME, 2010; SUPHI, 1980; TAMCI, 1971; WEIHRAUCH ET AL., 2017; WEIHRAUCH & OPP, 2013). Ähnlich wie ^{137}Cs kann der Stoff PO_4 als

Tracer zur Markierung von Bodenpartikeln und zur Verfolgung von Sedimenttransportprozessen verwendet werden. Erhöhte Phosphatkonzentrationen in den Kolluvien belegen die Akkumulation von Hangmaterial im Kolluvium (BLUME, 2010; SCHWERTMANN, 1977). So konnten KUBINIOK & WEICKEN, (1989) in einem ackerbaulich genutzten Hangeinzugsgebiet des Prims-Blies-Berg- und Hügellands rezente Bodenerosionsprozesse aufgrund erhöhter Phosphatkonzentrationen in den Kolluvien am Hangfuß von Ackerflächen nachweisen.

Mit Hilfe beider Tracer kann das Sedimentationsverhalten am Hangfuß von Erosionsstandorten seit Mitte des 20. Jahrhunderts nachvollzogen und auf Grundlage dessen das Ausmaß der Bodenerosion auf den Erosionsflächen quantitativ abgeschätzt werden.

Eine weitere Möglichkeit zur Quantifizierung von Erosionsprozessen stellt die modellbasierte Ableitung von Erosionsraten auf Grundlage standortspezifischer Eingangsparameter dar. Ein einfaches aber grundlegendes Modell zur Abschätzung langjähriger Hangabtragsraten ist die von WISCHMEIER & SMITH, (1978) auf Grundlage empirischer Geländeuntersuchungen für Nordamerika entwickelte „Universal Soil Loss Equation“ (USLE). Sie erfordert einen vergleichbar geringen Datenaufwand und findet daher weltweit Verbreitung (AUERSWALD, 1992; LAFLEN & FLANAGAN, 2013; SCHINDEWOLF, 2012; WAINWRIGHT ET AL., 2003). Die USLE bildet die Grundlage für Bodenabtragsrechnungen zahlreicher weiterführender Modelle zur Quantifizierung von Bodenerosion und Feststofftransportprozessen für Modellgebiete unterschiedlicher Skalen und Ausgangsbedingungen (z.B. ALATORRE ET AL., 2012; AUERSWALD, 1992; BORRELLI ET AL., 2017; PANAGOS ET AL., 2015; PANAGOS ET AL. 2014; PORTO ET AL., 2010; JONES ET AL., 2004). Im Saarland wurde die von (SCHWERTMANN, VOGL, & KAINZ, 1987) für Bayern angepasste Form der USLE, die „Allgemeine Bodenabtragungsgleichung“ (ABAG), in mehreren Studien zur Quantifikation von Hangabtragsprozessen angewandt (BARTH, 1997; KASTENHOLZ, 1999; KUBINIOK, 1999; KUBINIOK & WEICKEN, 1989).

Aus der Aufgabe, den Sedimentaustrag aus den Ackerflächen und die Belastung der Fließgewässer zu reduzieren ergibt sich die Notwendigkeit, Kenntnisse zu Sedimentquellen und Eintragspfaden zu verbessern (HABERSACK ET AL., 2014; HÜRDLER ET AL., 2015). Aus dieser Notwendigkeit ergibt sich für die vorliegende Arbeit folgende Zielsetzung:

1.3. Ziele der Arbeit

Ziel der Arbeit ist es, auf Grundlage empirischer Untersuchungen für das Theel-III-Einzugsgebiet ein Bilanzmodell zur Abschätzung des rezenten Sedimentaustrags aus Ackerflächen und der Sedimentspeicherung in kolluvialen Hangfußbereichen zu erstellen. Hierfür ist es erforderlich, die für den Sedimentaustrag relevanten Teilprozesse und Steuergrößen zu identifizieren und deren Zusammenhänge im Bilanzmodell zu quantifizieren.

Um das Ausmaß des Sedimentaustrags aus Ackerflächen und den potenziellen Sedimenteintrag in die Theel auf Einzugsgebietsebene abschätzen zu können, wird eine empirische Bilanzgleichung zur Abschätzung der Sedimentaustragsrate ermittelt.

Aus der Fragestellung ergeben sich folgende Teilziele

1. Die im Bilanzmodell betrachteten Teilprozesse auf den Untersuchungsflächen sollen quantifiziert werden. Für jede Untersuchungsfläche sollen die aktuelle Hangabtragsrate sowie die rezente Sedimentationsrate berechnet werden. Aus der Differenz beider Größen sollen das Ausmaß der Sedimentspeicherung sowie die Sedimentaustragsrate abgeleitet werden. Hierfür ist es notwendig, das Alter der seit Mitte des 20. Jahrhunderts abgelagerten Hangfußsedimente zu bestimmen.
2. In diesem Zusammenhang soll geklärt werden, ob und in welchem Ausmaß der Sedimentaustrag durch Speicherung am Hangfuß vermindert wird.
3. Die für das Bilanzmodell relevanten Steuergrößen und Einflussfaktoren sollen identifiziert und deren Einfluss auf den Sedimentaustrag statistisch nachgewiesen und quantifiziert werden.
4. Darauf aufbauend soll eine empirische Bilanzgleichung zur Berechnung der Sedimentaustragsrate erstellt werden.
5. Es wird vermutet, dass das Ausmaß der Bodenerosion auf den Untersuchungsflächen den Sedimentaustrag direkt beeinflusst. Ein Ziel dieser Arbeit ist es daher zu überprüfen, ob ein direkter Einfluss der Bodenerosion auf den Sedimentaustrag für die Untersuchungsflächen nachgewiesen werden kann.
6. Die Landwirtschaft hat sich seit Beginn des Betrachtungszeitraums kontinuierlich weiterentwickelt. Daher soll die Frage beantwortet werden, wie

sich die Teilprozesse des Bilanzmodells im Laufe des Betrachtungszeitraums verändert haben.

7. In diesem Zusammenhang soll der Beitrag des Ackerbaus auf den Sedimenteintrag in die Fließgewässer des Theel-III Einzugsgebietes ermittelt und bewertet werden.
8. Um die Verteilung der Tracer PO_4 und ^{137}Cs in den Böden des Untersuchungsgebietes bewerten zu können, ist es ein Ziel dieser Arbeit, für das Untersuchungsgebiet belastbare Orientierungswerte für eine anthropogen erhöhte Konzentration der Tracer zu ermitteln.
9. Die Beobachtungen und Ergebnisse gelten zunächst nur für die Untersuchungsflächen. Ein Ziel der Arbeit ist es daher zu prüfen, inwieweit die Ergebnisse für das gesamte Untersuchungsgebiet gültig sind. Hierfür soll der Geltungsbereich der Ergebnisse bestimmt und die Übertragbarkeit der Ergebnisse statistisch geprüft werden.
10. Darauf aufbauend sollen der Sedimentaustrag und der Austrag von PO_4 für das gesamte Untersuchungsgebiet abgeschätzt werden. Hierbei soll auch die Auswirkung verschiedener Landnutzungsszenarien auf die Stoffausträge abgeschätzt werden.
11. Abschließend soll die Frage beantwortet werden, ob sich der methodische Ansatz zur Quantifizierung des rezenten Feststoffaustrags aus Ackerflächen eignet und inwiefern das Bilanzmodell zukünftige Geländearbeiten erleichtern oder ersetzen kann.

1.4. Methodisches Grundkonzept der Arbeit

Um die rezente Sedimentaustragsrate aus Ackerflächen zu bestimmen, wird das Erosions- und Sedimentationsverhalten von Ackerstandorten des Theel-III-Einzugsgebietes seit Intensivierung der Landwirtschaft Mitte des 20. Jahrhunderts rekonstruiert. Durch Bestimmung der Alters-Tiefen-Funktion der kolluvialen Hangfußsedimente wird für jede Bilanzfläche die Sedimentationsrate berechnet. Zusätzlich wird die jährliche Hangabtragsrate auf der Bilanzfläche ermittelt und mit der Sedimentationsrate verglichen. Die Bilanzierung beider Prozesse erlaubt Aussagen über die Speicherung und den Weitertransport der mobilisierten Bodenpartikel aus dem Hangfußbereich hinaus. So kann für die Bilanzflächen eine jährliche Sedimentaustragsrate abgeschätzt werden.

Die am Sedimentaustrag beteiligten Teilprozesse und Einflussfaktoren mit den resultierenden Steuergrößen werden identifiziert und deren Beziehung zueinander in einem empirischen Bilanzmodell beschrieben. Der Zusammenhang zwischen den Modellgrößen wird statistisch geprüft und eine empirische Bilanzgleichung zur Abschätzung des Sedimentaustrags wird entwickelt. Mit Hilfe der erstellten Bilanzgleichung soll der Feststoffeintrag in die Vorfluter für das gesamte Untersuchungsgebiet abgeschätzt werden.

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

2.1. Lage und Topographie des Untersuchungsgebietes

Das Einzugsgebiet von Theel und Ill liegt im zentralen Saarland im Südwesten von Deutschland. Es umfasst eine Fläche von 217 km² und ist der naturräumlichen Einheit des Saar-Nahe-Berglandes zugeordnet. Den größten Flächenanteil nimmt das Prims-Blies-Hügelland im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes ein (SCHNEIDER, 1972). Die Morphologie des Untersuchungsgebietes ist maßgeblich von den sedimentären Ablagerungen des Karbons und des Rotliegenden geprägt. Im Kernraum des Untersuchungsgebietes hat sich eine typische Permokarbonlandschaft mit vorwiegend sanft gewelltem und flach hügeligem Relief ausgebildet. Der für die Permokarbonsedimente charakteristische kleinräumige Fazieswechsel bedingt einen heterogenen Gesteinsuntergrund, der die Reliefentwicklung maßgeblich beeinflusst hat. Durch das Nebeneinander von Gesteinen unterschiedlicher Verwitterungsresistenz konnte sich im Theel-Ill-Einzugsgebiet ein vielfältiger Formenschatz ausbilden. Morphologisch weiche Sandsteine und Schiefertone bilden weiche, abgerundete Reliefformen aus. Härtere quarzitische Konglomerate aber auch permische Vulkanite formen steilere Kuppen und Bergrücken (LIEDTKE, 2010; SCHNEIDER, 1991). Vielerorts überragen sie als Einzelformen das Relief. So ist das Landschaftsbild im Theel-Ill-Einzugsgebiet geprägt von breit gewölbten Höhenrücken, die von tief eingeschnittenen Seitentälern in Riedel untergliedert werden. Theel und Ill formen breite Sohlentäler. Die Flanken der Haupttäler sind flach geneigt, wohingegen die Nebentäler häufig Kerbtäler mit stark geneigten Flanken ausbilden. Charakteristisch für das Untersuchungsgebiet sind das einheitlich ausgebildete Niveau der Höhenrücken bei 300-350 m ü. NN und bei 400 m ü. NN

sowie die Flachriedelfluren bei 230-250 m ü. NN. Im Norden des Untersuchungsgebietes überragen härtere vulkanische Kuppen und Höhenzüge das Relief (Schaumberg 569 m, Hoxberg 413 m) (LIEDTKE, 2010; SCHNEIDER, 1972; SCHNEIDER, 1991). Die Erosionsbasis des Einzugsgebietes der Theel und der Ill liegt bei 210-220 m ü. NN. (Lebacher Talweitung). Ausgehend von einer mittleren Höhe der Gipfflur von 350 m beträgt die Reliefenergie im Untersuchungsgebiet im Mittel etwa 150 m (SCHNEIDER, 1972).

2.2. Geologischer Aufbau des Untersuchungsgebietes

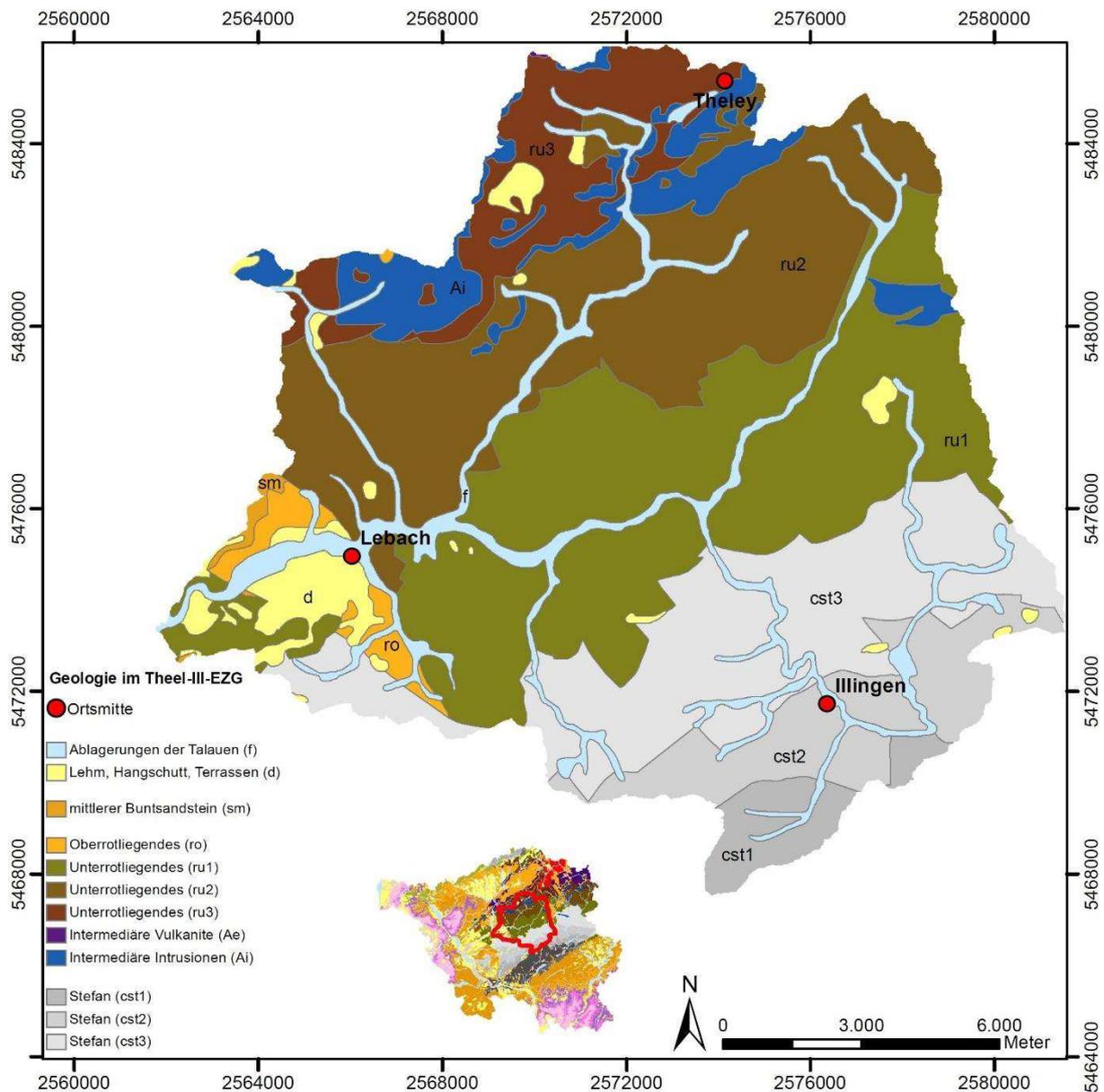


Abbildung 1: Geologie im Theel-III-Einzugsgebiet; Kartengrundlage: LVGL GK100, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

Das Untersuchungsgebiet liegt innerhalb der Saar-Nahe-Senke zwischen der Prims-Mulde und dem Hunsrückrand im Norden und dem Saarkarbonsattel im Südwesten (SCHNEIDER, 1991). Im Westen wird das Untersuchungsgebiet vom Buntsandstein der Schichtstufenlandschaft des saarländischen Mesozoikums überlagert.

Als intramontanes Becken wurde die Saar-Nahe-Senke infolge intensiver tektonischer Bewegungen der variszischen Gebirgsbildung im Oberkarbon ausgebildet. Dieser Senkungsraum wurde mit Gebirgsschutt (variszische Molassen) verfüllt (ROTHER, 2012). Die Ablagerungsbedingungen wechselten kleinräumig, weshalb sich vor allem die klastischen Sedimente des Rotliegenden durch häufige laterale Fazieswechsel und eine charakteristisch kleinräumige Wechsellagerung auszeichnen (SCHNEIDER, 1991). Die Sedimente des Oberkarbon und des Rotliegenden bilden so den wesentlichen Gesteinsuntergrund der Saar-Nahe-Senke (ROTHER, 2012).

Im Süden des Untersuchungsgebietes treten die Sedimente des Oberkarbons (Stefan 1, 2, 3) auf. Während des Oberkarbons herrschten im Gebiet der heutigen Saar-Nahe-Senke fluviatil-limnische Ablagerungsbedingungen (ROTHER, 2012). Kleinräumig veränderten sich die Ablagerungsbedingungen, sodass sich die auch die variszischen Molassen des Oberkarbons durch häufige Fazieswechsel auszeichnen. Dies spiegelt sich in der Schichtenfolge der Karbonsedimente wieder. Im Hangenden des Holzer Konglomerates, welches als Leithorizont die Basis des Oberkarbons bildet, treten in Wechsellagerung harte, teils Feldspat führende Sandsteine und Konglomerate sowie Schluff- und Tonsteine mit eingeschalteten Kohleflözen auf (SCHNEIDER, 1991). Gegen Ende des Karbons wird das Klima trockener (ROTHER, 2012). Zu Beginn des Unterrotliegenden herrschen zunächst weiterhin semihumide Klimaverhältnisse. Gegen Ende des Unterrotliegenden zeigen die Sedimente Anzeichen arider Klimaverhältnisse (SCHNEIDER, 1991).

Die Rotliegendesedimente nehmen einen dominanten Teil des Untergrundes im Untersuchungsgebiet ein, wobei hier lediglich die Sedimente des Unterrotliegenden (Glan-Gruppe)¹ auftreten. Die limnisch fluviatil abgelagerten Sedimente des

¹Die Schichtenbezeichnungen Kuseler, Lebacher und Tholeyer Schichten (Unterrotliegendes), Söterner, Waderner und Kreuznacher Schichten (Oberrotliegendes) sind nicht mehr gültig. Sie wurden inzwischen ersetzt

Unterrotliegenden sind, wie die Sedimente des Oberkarbons, von kleinräumigen Fazieswechseln geprägt. Innerhalb der Schichtfolgen treten klastische Sedimente, von Tonsteinen bis hin zu Sandsteinen und groben Konglomeraten, auf. Infolge geringer chemischer Verwitterung bei immer trockener werdendem Klima zeichnen sich die Sandsteine durch einen hohen Feldspatgehalt aus. Kurzfristige Klimawechsel verursachten Veränderungen der Ablagerungsbedingungen. So können für die Schichtenfolgen des Unterrotliegenden folgende Ablagerungszyklen rekonstruiert werden: Auf fluviatil abgelagerte Konglomerate, Sandsteine und Arkosen folgen Sandsteine und Sandstein-Tonstein-Folgen. Auf diese folgen Tonsteine (ROTHE, 2012; SCHNEIDER, 1991).

Tektonische Bewegungen infolge erneuter Faltungsvorgänge leiteten am Ende des Oberkarbons magmatische Aktivitäten ein. Basische Teilschmelzen des oberen Mantels und intermediäre Magmen drangen in die Schichten des Oberkarbons und des Unterrotliegenden ein und bildeten Stöcke und Lagergänge. Effusive Laven ergossen sich auf die anstehenden Sedimente und verfüllten Mulden und Senken. Im Untersuchungsgebiet bildeten die basaltischen Intrusivgesteine mächtige Lagergänge aus (ROTHE, 2012; SCHNEIDER, 1991). Flächenmäßig bedeutend für das Untersuchungsgebiet ist hier der Schaumberg Lagergang im Norden des Untersuchungsgebietes. Basaltische Vulkanite drangen hier in die Tonsteine des Unterrotliegenden ein und formten einen massigen bis grobpfeilerartigen Lagergang (SCHNEIDER, 1991). Der im Vergleich zu den Rotliegendesedimenten härtere Lagergang wurde im Zuge der fortschreitenden Reliefbildung herauspräpariert. Heute bildet der Schaumberg mit 568 m die höchste Erhebung im Theel-III-Einzugsgebiet. Weitere vulkanische Vorkommen finden sich im Norden bis Nordosten des Untersuchungsgebietes.

durch Formationsnamen, welche zur Glan- Gruppe (Autunium) und zu Nahe Gruppe (Saxonium) zusammengefasst worden sind (ROTHE, 2012: 142).

2.3. Das Klima im Untersuchungsgebiet

Wie im gesamten Saarland ist das Klima im Theel-III-Einzugsgebiet subatlantisch. Charakteristisch ist seine Lage einerseits im Übergangsbereich von maritimem zu kontinentalem Klima und andererseits im Einflussbereich der Polarfrontzone (BETTINGER & KÜHNE, 2016). So ist das Klima ganzjährig durch einen zyklonalen Witterungseinfluss geprägt und zeichnet sich infolge dessen durch eine hohe Variabilität der Witterungsverläufe aus (GOEDICKE & LÖFFLER, 1989). Zudem variieren die klimatischen Verhältnisse je nach Lage im Relief und nach Höhenlage kleinräumig. So nimmt die Niederschlagsmenge mit zunehmender Höhe über Normalnull deutlich zu. Die Jahressumme der Niederschläge liegt zwischen 900 und 1050 mm in den mittleren Höhenlagen, in den Tallagen werden Summen von 900 mm nicht überschritten. Maximalwerte von rund 1000-1200 mm werden auf den vulkanischen Höhenzügen erreicht. Die Niederschlagsmaxima liegen mit monatlichen Niederschlagssummen von 80-90 mm im Frühwinter und mit monatlichen Summen von ca. 75 mm im Juli und August. Die Jahresdurchschnittstemperatur schwankt zwischen 7,9 °C in den Höhenlagen und 8,9 °C in den Tälern (BETTINGER & KÜHNE, 2016; GOEDICKE & LÖFFLER, 1989).

2.4. Die Böden im Untersuchungsgebiet

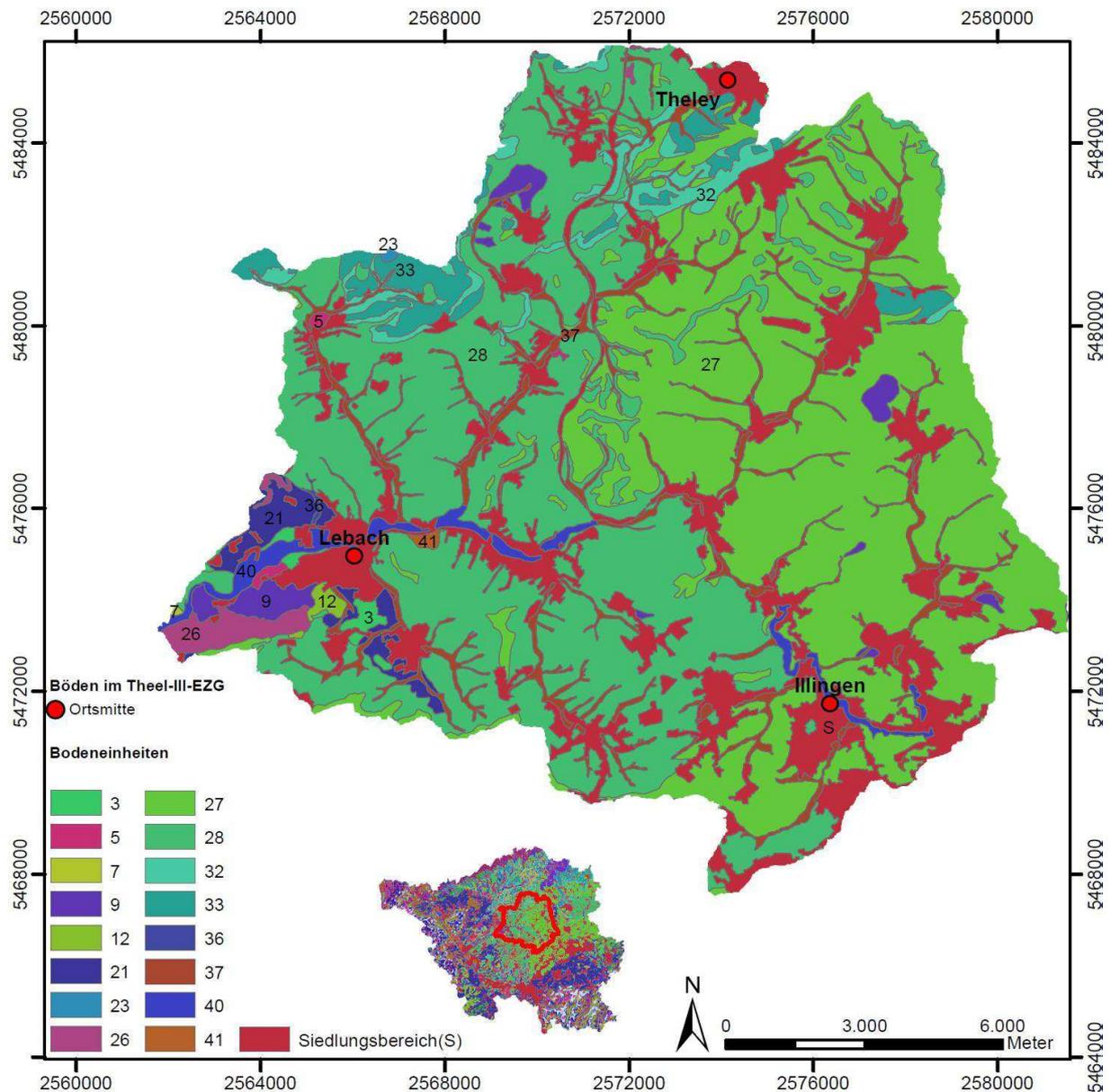


Abbildung 2: Böden im Theel-III-Einzugsgebiet; Kartengrundlage: LVGL BÜK 100, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

Legende Abb. 2: Böden im Theel-III-Einzugsgebiet			
3	Braunerde aus quartären Terrassensanden und -schottern, örtl. aus Sandsteinverwitterung (bei Verebnungsflächen im Buntsandstein und Rotliegenden)	27	Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten aus grob- und feinklastischen Sedimentgesteinen des Rotliegenden und
5	Parabraunerde und Pseudogley-Parabraunerde, aus Lößlehmdeckschichten über Terrassensanden und -schottern bzw. Verwitterungsbildungen triassischer und permischer Gesteine	28	Braunerde, örtlich pseudovergleyt, aus Hauptlage über älteren Deckschichten aus vorwiegend feinklastischen Sedimentgesteinen des Rotliegenden und Karbon
7	Braunerde, Parabraunerde sowie deren Übergänge zum Pseudogley aus quartären Deckschichten über älteren Fließerden aus Gesteinsverwitterung bzw. Terrassenablagerungen	32	Ranker und Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten aus Andesit- oder andesitischer Basaltverwitterung über Anstehendem im Verbreitungsgebiet intermediärer bis basischer Vulkanite
9	Braunerde und Pseudovergleyte Braunerde aus parautochthonen Deckschichten im Mittleren Buntsandstein, Rotliegenden, Karbon und Devon	33	Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten aus Andesit- oder andesitischer Basaltverwitterung über Anstehendem im Verbreitungsgebiet intermediärer bis basischer Vulkanite

12	Braunerde, Pseudogley sowie deren Übergangsformen aus parautochthonen Deckschichten im Mittleren Buntsandstein und Rotliegendes	36	Gley, verbreitet auch Kolluvisol-Gley, aus vorwiegend sandigen, örtl. lehmigen bzw. geröllführenden Flusssedimenten und Abschwemmmassen (örtl. Hangschutt und Fließberden)
21	Braunerde und Podsolige Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten aus Sandsteinverwitterung (Buntsandstein und Rotliegendes)	37	Gley, verbreitet auch Kolluvisol-Gley, aus vorwiegend lehmigen, örtl. sandigen Flusssedimenten und Abschwemmmassen mit akzessorischer Geröllführung (örtl. Hangschutt und Fließberden)
23	Regosol und Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten aus Konglomeratverwitterung über anstehenden Konglomeraten des Rotliegendes	40	Allochthone Vega und Gley-Vega aus holozänen Flusssedimenten (Auensande und -lehme) der jüngeren Auenstufe - Rezenter Überflutungsbereich
26	Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten aus vorwiegend grobklastischen Sedimentgesteinen des Rotliegendes und Karbon	41	Allochthone und Autochthone Vega sowie Gley-Vega aus holozänen Flusssedimenten (Auensande und -lehme) der älteren Auenstufe - episodischer Überflutungsbereich
Quelle: LANDESAMT FÜR UMWELT- UND ARBEITSSCHUTZ DES SAARLANDES (HRSG.). (2001): Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:100.000. Saarbrücken, verändert			

Ein charakteristisches Merkmal der Böden ist die substratbedingte Wechsellagerung fein- und grobklastischer Sedimente des Oberkarbons und des Perms.

Im Untersuchungsgebiet bilden die periglazialen Deckschichten (Hauptlagen über Basislagen), die aus den Sedimenten des Rotliegendes und des Karbons hervorgegangen sind, das Ausgangssubstrat der Bodenbildung (LANDESAMT FÜR UMWELT- UND ARBEITSSCHUTZ DES SAARLANDES, 2001). Das Substrat ist aufgrund des heterogenen Gesteinsuntergrundes kleinräumig wechselnd (LIEDTKE, 2010). Räumlich können die Böden im Theel-III-Einzugsgebiet anhand der Substratzusammensetzung in drei Gruppen zusammengefasst werden (vgl. Abb.2): Die Böden im Osten und im Südosten des Untersuchungsgebietes gehen überwiegend aus grob- und feinklastischen Sedimenten des Rotliegendes und des Karbons hervor. Die Hauptbodenarten der Oberböden reichen von lehmigem Sand bis zum lehmigem Schluff. Im Westen und Nordwesten des Untersuchungsgebietes bestimmen vorwiegend feinklastische Sedimente die Substratzusammensetzung. In den Oberböden herrschen sandig-lehmige bis lehmige Schluffe vor. Örtlich treten lehmige Sande auf. Im Norden bilden lokal die intermediären bis basischen Verwitterungsprodukte der permischen Vulkanite das Substrat für die Bodenbildung. In den Oberböden haben sich vorwiegend sandig-lehmige Schluffe oder sandige Lehme ausgebildet, örtlich treten schluffig-lehmige Sande oder lehmige Schluffe auf.

Im Untersuchungsgebiet sind infolge von Bodenerosion und Abschwemmung in Mulden, Senken und Hangfußlagen vielerorts Kolluvien ausgebildet. Die Kolluvienkörper im Untersuchungsgebiet sind meist nur wenige Dezimeter mächtig. Infolge des hohen Sandgehaltes der Oberböden in den Hanglagen weisen die

kolluvialen Sedimente eine sandig-humose Textur auf. Die Sedimente sind daher stark erosionsanfällig, werden aber aufgrund ihres hohen Nährstoffgehaltes im Untersuchungsgebiet häufig ackerbaulich genutzt (LANDESAMT FÜR UMWELT- UND ARBEITSSCHUTZ DES SAARLANDES, 2001).

Der Mineralbestand der Böden wird von Quarz beherrscht. Als weitere Hauptkomponenten kommen Tonminerale (Muskovit/ Illit, Kaolinit), sowie Chlorit und Feldspat vor. Nebenkomponenten bilden Goethit und Hämatit. Vor allem hohe Feldspatgehalte sorgen lokal für einen guten Nährstoffgehalt der Böden und begünstigen eine landwirtschaftliche Nutzung (LANDESAMT FÜR UMWELT- UND ARBEITSSCHUTZ DES SAARLANDES, 2001). Der im Untersuchungsgebiet am weitesten verbreitete Bodentyp ist die Braunerde, lokal treten Pseudogleye, Parabraunerden und deren Übergangsformen auf (LIEDTKE, 2010; SCHNEIDER, 1991). Das Bodenartenspektrum der Untersuchungsstandorte reicht von Lehm- und Tonschluffen sowie Schlufftonen über tonige bis sandige Lehme bis hin zu Schluffsand (vgl. Kap 4.4.1.5).

Insgesamt sind die Böden im Untersuchungsgebiet vom hohen Sandgehalt des Ausgangssubstrates geprägt. Die Böden der Rotliegend- und Karbonsedimente sind schuttführend. Aufgrund des häufig hohen Schluff- und Feinsandgehaltes sind die Böden des Untersuchungsgebietes texturbedingt anfällig für Bodenerosion (HARTGE & HORN, 2014; KUBINIOK, 1999). Vor allem die nährstoffreichen Oberböden sind bei geringer Vegetationsbedeckung stark erosionsgefährdet. Auf erosionsfernen und wenig exponierten Standorten hat sich eine mittel- bis tiefgründige Bodendecke entwickelt. Flachgründige Böden finden sich häufig auf exponierten ackerbaulich genutzten Standorten (LANDESAMT FÜR UMWELT- UND ARBEITSSCHUTZ DES SAARLANDES, 2001).

2.5. Die Landnutzung im Untersuchungsgebiet

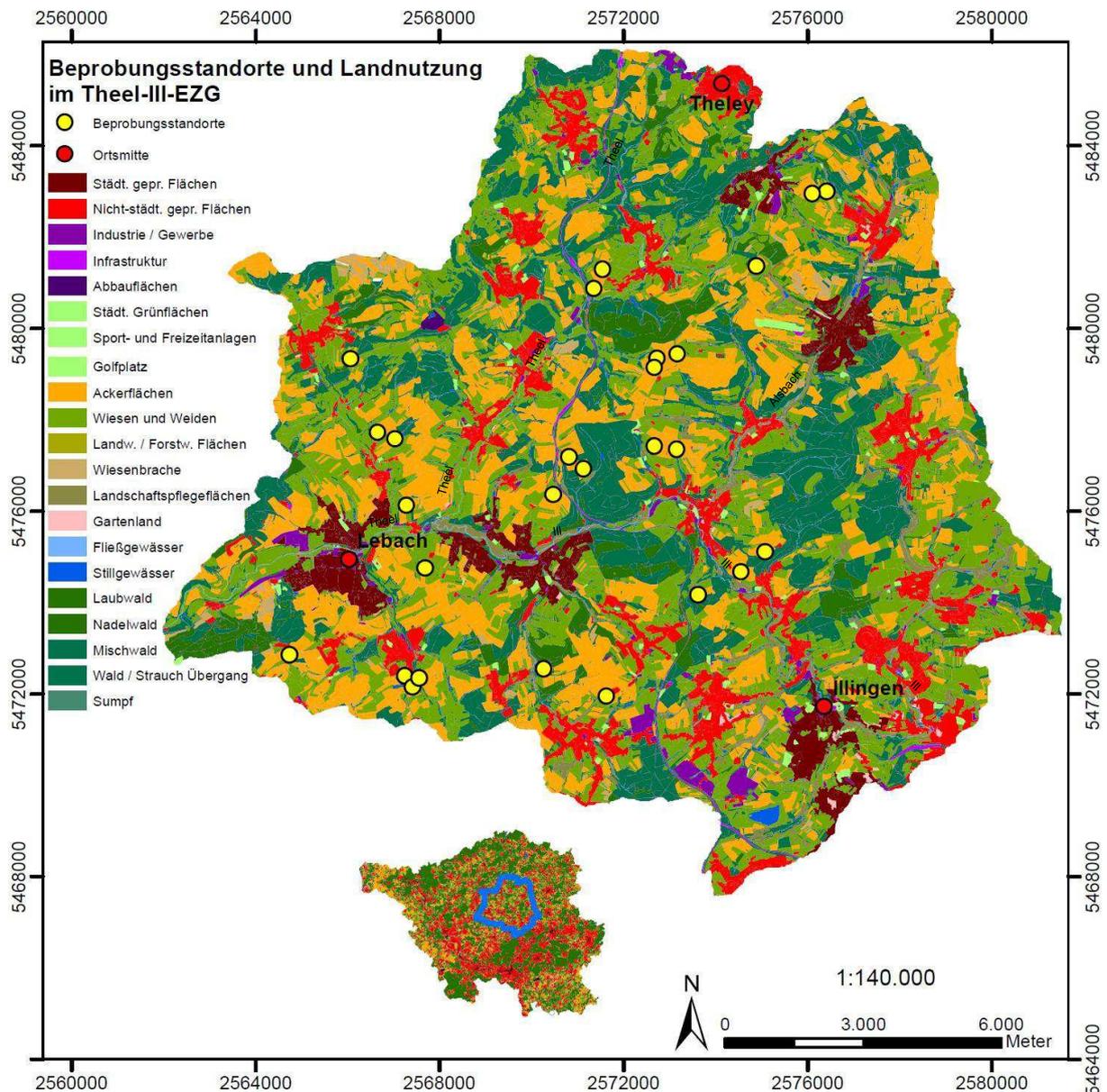


Abbildung 3: Landnutzung im Theel-III-Einzugsgebiet; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

Die Landnutzung des Untersuchungsgebietes spiegelt sich dessen Topographie wider. Im Untersuchungsgebiet werden ca. 50% der Gesamtfläche landwirtschaftlich genutzt (vgl. Abb.3). Die landwirtschaftlich genutzten Flächen, hierzu zählen sowohl Acker- als auch Grünlandflächen, konzentrieren sich auf die breit gewölbten Höhenrücken und Riedel, deren Flachhänge sowie auf Verebnungen und die Hangfußlagen (SCHNEIDER, 1972).

Waldflächen bedecken vor allem die stärker geneigten Talflanken und Kuppen sowie die Steilhänge der Kerbtäler aber auch morphologische Kleinformen, wie

Erosionskerben und Gräben. Zum Teil werden die Talhänge und Steilhänge aber auch für Dauergrünland und Obstbau genutzt (SCHNEIDER, 1972). Viele ehemals zusammenhängende Waldflächen sind von Siedlungs- und Industrieflächen, landwirtschaftlichen Flächen oder Verkehrsflächen zum Teil sehr stark zerschnitten. Insgesamt ist das Prims-Blies-Hügelland, welches im Theel-III-Einzugsgebiet den flächenmäßig bedeutendsten Naturraum darstellt, eines der waldärmsten Gebiete im Saarland. Der Waldanteil beträgt hier lediglich 20% (BETTINGER, KÜHNE 2016).

2.6. Entwicklung der Landnutzung seit 1960

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts hat die Landwirtschaft im Saarland einen grundlegenden Strukturwandel erfahren. Bis in die 1960er Jahre herrschte im Saarland die Realernte vor. Die Agrarstruktur war geprägt von landwirtschaftlichen Klein- und Kleinstbetrieben, die meist weniger als 5 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche bewirtschafteten und nur über eine geringe technische Ausstattung verfügten. 1960 machten die Klein- und Kleinstbetriebe 85% der landwirtschaftlichen Betriebe im Saarland aus. Die über Generationen hinweg praktizierte Realteilung führte zu einer starken Parzellierung der Flur (Flurzersplitterung) mit vorwiegend geringen Schlaggrößen. Die Wirtschaftsleistung der landwirtschaftlichen Betriebe war meist gering, sodass im Laufe der Zeit viele Flächen brach fielen (Sozialbrache) und die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe stetig abnahm (GUTH, 2007).

Um die saarländische Landwirtschaft wirtschaftlich zu stärken wurden zu Beginn der 1960er Jahre strukturverbessernde Agrarmaßnahmen eingeleitet, im Zuge derer bedeutende Veränderungen in der saarländischen Agrarstruktur einsetzten. Als zentrale Maßnahme wurden bis in die Mitte der 1970er Jahre Flurbereinigungsverfahren durchgeführt. Neben infrastrukturellen Verbesserungen ermöglichten vor allem die Inbetriebnahme von Brachflächen sowie Flächenzusammenlegungen aber auch die stetige technische Weiterentwicklung eine Zunahme der Schlaggrößen. In der Folge setzte eine Entwicklung hin zu steigenden Betriebsgrößen und einer stetigen Abnahme von Kleinbetrieben ein. 2005 lag die durchschnittliche Betriebsgröße bei über 50 ha bewirtschafteter Nutzfläche. Betriebe mit Wirtschaftsflächen über 50 ha bewirtschafteten 2005 80% der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Saarland. Gleichzeitig nahmen die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe sowie die landwirtschaftlich genutzte Gesamtfläche im Saarland ab (GUTH, 2007).

Seit 1955 ging der Getreideanbau zugunsten des Anbaus von Futterpflanzen zurück. Der Anteil der Ackerflächen hat sich seit 1975 zugunsten der Grünlandnutzung von 61% auf 49% (2004) verringert.

Heute ist die saarländische Agrarlandschaft geprägt von großparzelligen Ackerschlägen, die größtenteils von wettbewerbsstarken Betrieben (häufig Familienbetrieben) bewirtschaftet werden. Heute werden noch ca. 50% der Landesfläche des Saarlandes landwirtschaftlich genutzt (Stand 2007) (GUTH, 2007). Die Folgen der Flurbereinigung können auch im Einzugsgebiet von Theel und Ill beobachtet werden. Zugunsten größerer Schlaggrößen wurden viele Einzelflächen zusammengefasst. In der Folge stellt sich die Flur heute weniger stark zergliedert als in den 1950er und 1960er Jahren dar. Gleichzeitig verschwanden aber auch wichtige Kleinstrukturen, wie Hecken und Gehölze. Die Folgen der Flurbereinigung im Theel-Ill-Einzugsgebiet können beispielhaft für den Raum Lebach im Luftbildvergleich nachvollzogen werden (vgl. Abb. 4 und Abb. 5).



Abbildung 4: Landnutzung im Raum Lebach 1953 am Beispiel der Untersuchungsfläche TA2 (rot umrandet) Quelle: LVGL, Saarbrücken. Karten und Luftbilder des Saarlandes in den Fünfziger Jahren, verändert



Abbildung 5: Landnutzung im Raum Lebach 2009 am Beispiel der Untersuchungsfläche TA2 (rot umrandet) Quelle: LVGL, Saarbrücken, verändert

3. Methodisches Vorgehen

3.1. Wahl der Tracer

Sowohl ^{137}Cs als auch PO_4 wurden nach dem Zweiten Weltkrieg erstmalig in die Böden des Untersuchungsgebietes eingetragen. Der Stoffeintrag war ausschließlich anthropogen bedingt. Beide Tracer verhalten sich in der Bodenmatrix ähnlich: Sowohl ^{137}Cs als auch PO_4 werden sehr stark an Tonminerale und Humuskomplexe sorbiert und sind in der Bodenmatrix daher kaum mobil (1998; IURIAN ET AL., 2015; KASTENHOLZ, 1999). Aufgrund der starken Sorption werden beide Stoffe vorwiegend partikelgebunden transportiert. Sie eignen sich daher gut, um Bodenpartikel zu markieren und laterale Transportprozesse nachzuvollziehen (IURIAN ET AL., 2015).

Da der Zeitpunkt der ersten vermehrten Einbringung in die Böden für beide Stoffe bekannt ist, können die betrachteten Sedimenttransportprozesse in einen zeitlichen Rahmen gesetzt werden (KASTENHOLZ 1999). Zusätzlich dazu liefern die Eindringtiefen von ^{137}Cs und PO_4 in die Böden Hinweise zum Alter der Hangfußsedimente und erlauben Rückschlüsse bezüglich des Zeitpunkts des ersten Einsetzens der Sedimentation.

Sowohl der Zeitpunkt des vermehrten Eindringens als auch die Stoffeigenschaften beider Tracer korrelieren gut² (KASTENHOLZ, 1999; KUBINIOK & FETZER, 2006). Mit beiden Tracern können demnach vergleichbare Ergebnisse erwartet werden. Deshalb werden in der vorliegenden Arbeit beide Tracer zur Altersbestimmung der kolluvialen Hangsedimente eingesetzt.

3.2. Wahl des Betrachtungszeitraums

Der Betrachtungszeitraum umfasst die Jahre 1961 (Bezugsjahr für die Ermittlung der Hangabtragsraten auf den Untersuchungsstandorten nach ABAG) bis 2015 (Jahr der Probenahme). Als Grundlage der Bilanzrechnung wurde der Bilanzzeitraum 1960 - 2015 gewählt, er beträgt demnach 55 Jahre. Mit der Wahl des Betrachtungszeitraums soll die Zeit zwischen dem Einsetzen der intensiven landwirtschaftlichen Entwicklungen bis heute abgedeckt werden. Anfang der 1950er Jahre setzten im Untersuchungsgebiet sowohl der tiefgreifende Strukturwandel der

² Zur Korrelation der mit Hilfe beider Tracer berechneten Ergebnisse, siehe Anhang L, S. XXXI

Landwirtschaft als auch der vermehrte anthropogene Eintrag von ^{137}Cs und PO_4 in die Böden ein. Beide Prozesse nahmen bis Anfang der 1960er Jahre stetig zu. Mit der Wahl des Anfangszeitpunkts soll sichergestellt werden, dass die Prozesse im Untersuchungsgebiet zu Beginn des Betrachtungszeitraums bereits flächendeckend stattfanden. Es wird davon ausgegangen, dass der landwirtschaftliche Strukturwandel Anfang der 1960er Jahre im gesamten Untersuchungsgebiet begonnen und auch der vermehrte Eintrag von ^{137}Cs und PO_4 in die Böden auf allen Untersuchungsstandorten eingesetzt hat.

3.3. Wahl der Untersuchungsflächen

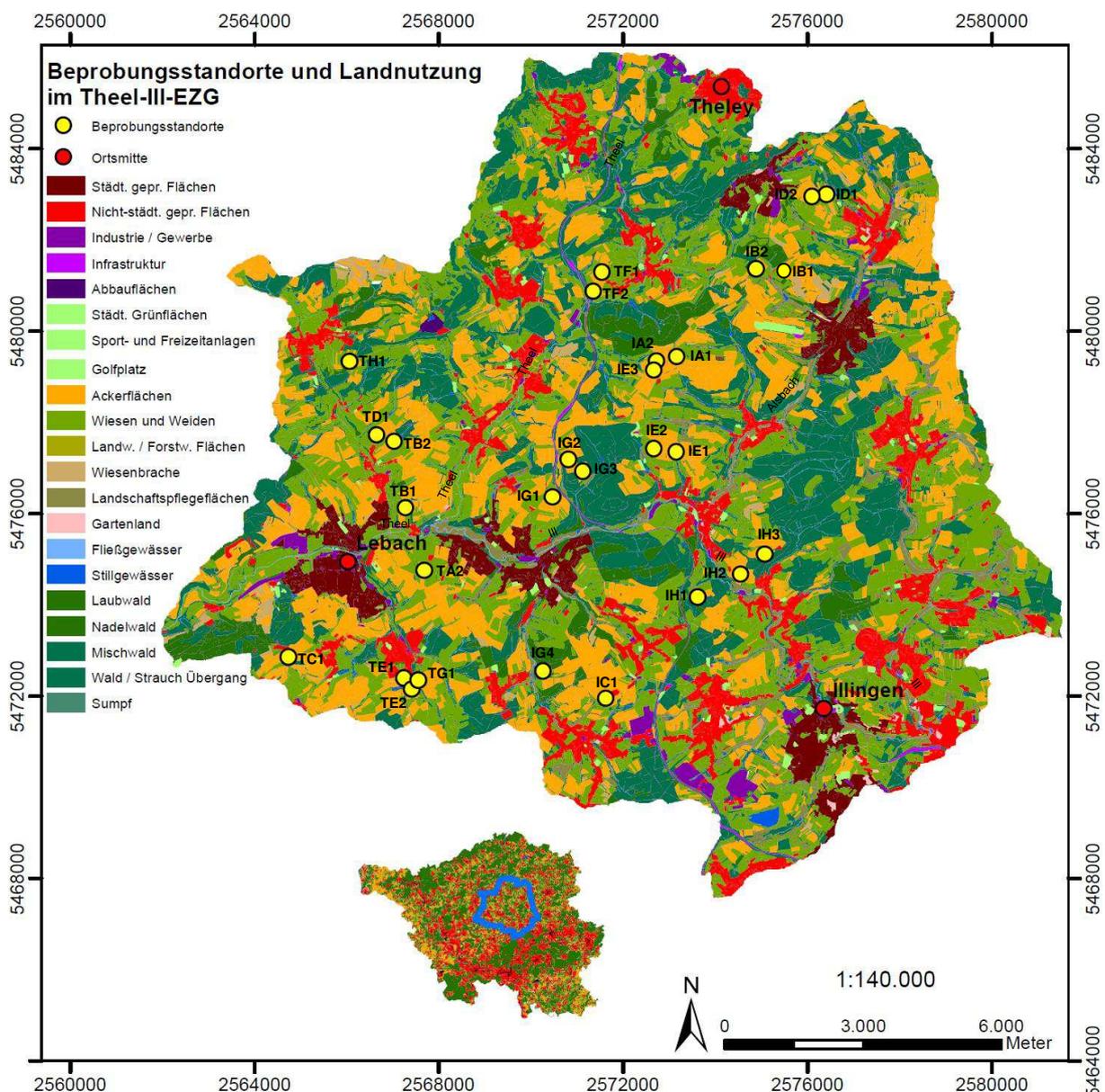


Abbildung 6: Lage der Beprobungsstandorte; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

Die Untersuchungsflächen wurden so gewählt, dass sie die agrarisch genutzten Areale des Theel-III-Einzugsgebietes möglichst repräsentativ darstellen³. Es wird angenommen, dass der Feststoffaustrag vor allem auf den Ackerflächen hoch ist, wo aufgrund der Hangmorphologie eine hohe Hangabtragsrate durch Erosion zu erwarten ist. Daher wurden gezielt Untersuchungsflächen gewählt, die mindestens als mittelstark erosionsgefährdet eingestuft werden können.

Auf dieser Grundlage wurden 28 Untersuchungsflächen ausgewählt. Zusätzlich erfordert der methodische Ansatz weitere Standortkriterien: Um Erosion und Sedimentation der Untersuchungsflächen für den gesamten Betrachtungszeitraum abbilden zu können, müssen die Untersuchungsflächen seit 1960 einer konstanten ackerbaulichen Nutzung unterliegen. Um eine Sedimentspeicherung außerhalb des kolluvialen Hangbereiches auszuschließen, müssen die Untersuchungsflächen möglichst bis in Hangfußlage ackerbaulich genutzt sein. Zudem wurde darauf geachtet, dass keine möglichen Sedimentfallen wie Gebüsch- oder Gehölzriegel, Wege, Gebäude oder Zäune quer zur Gefällrichtung auftreten. Um auszuschließen, dass mobilisiertes Hangsediment an den Randbereichen des Hanges ausgetragen wird, wurde darauf geachtet, dass die Untersuchungsflächen möglichst konvergierende Tiefenlinien sowie eine klare Abgrenzung zu den Seiten aufweisen. Mit Hilfe von topographischen Karten sowie Luftbildaufnahmen aus den Jahren 1961 und 2009 wurde die Gültigkeit der Bedingungen für jeden Standort überprüft.

³ Zur exakten Lage der Untersuchungsflächen, siehe Anhang A, S. 4 ff.

3.4. Wahl der Referenzflächen

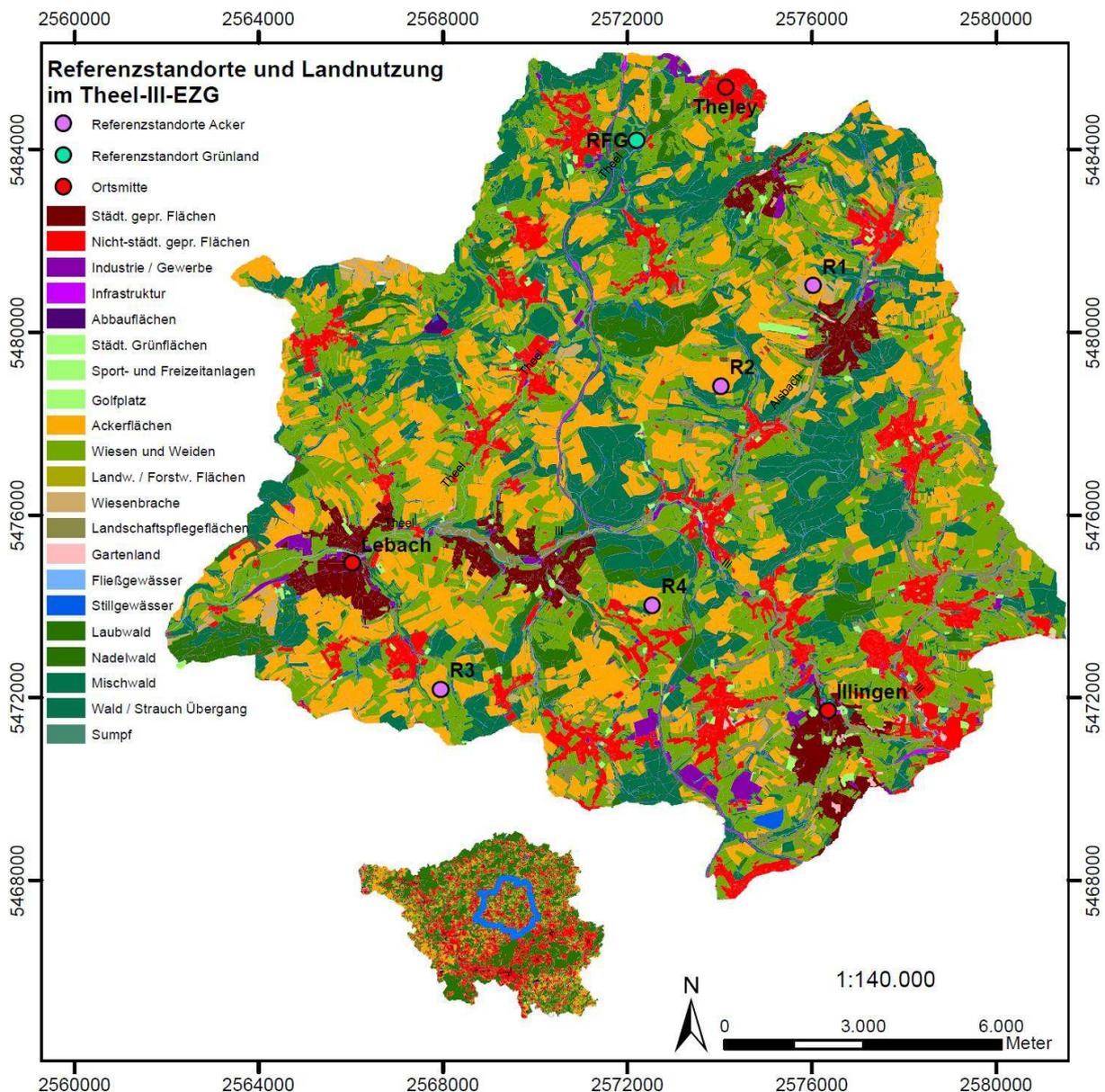


Abbildung 7: Lage der Referenzstandorte unter Ackernutzung (R1, R2, R3, R4) und unter Grünlandnutzung (RFG); Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

Zusätzlich zu den Untersuchungsstandorten wurden Referenzflächen ausgewählt, die den Stoffhaushalt von Erosion und Sedimentation unbeeinflusster Standorte widerspiegeln⁴. Die Verteilung und Konzentration bzw. Aktivität der Tracer in den Böden der Referenzflächen sollen Orientierungswerte zur Einschätzung der

⁴ Zur exakten Lage der Referenzflächen, siehe Anhang A, S. 4 ff.

Stoffverteilung in den Böden der Untersuchungsflächen liefern. Daher wurden gezielt Standorte gewählt, für die keine Umverlagerung des Bodenmaterials durch Erosion und Sedimentation zu erwarten ist. KASTENHOLZ (1999) formuliert für unbeeinflusste Referenzflächen im Saarland folgende Kriterien:

- Lage im Untersuchungsgebiet
- Relief möglichst flach
- Keine Spuren rezenter Erosion und Sedimentation

Zusätzlich wurden folgende Kriterien festgelegt

- Nutzung seit 1960 unverändert
- Flächengröße vergleichbar mit den Untersuchungsflächen
- Flächenbearbeitung vergleichbar mit den Untersuchungsflächen

Zur Darstellung des PO_4 -Haushaltes ungestörter Ackerflächen wurden vier Referenzstandorte unter ackerbaulicher Nutzung ausgewählt (R1, R2, R3 und R4). Zusätzlich dazu diente eine Fläche unter langjähriger Grünlandnutzung als Referenzfläche zur Einschätzung der Eindringtiefe und der Tiefenverlagerung von ^{137}Cs in den Böden des Untersuchungsgebietes (RFG).

3.5. Material und Methoden

3.5.1. Feldmethoden

Im Vorfeld der Untersuchung wurde für jede Untersuchungsfläche auf Grundlage topographischer Karten, eines digitalen Geländemodells, sowie der Auswertung von Luftbildaufnahmen (VIS, Befliegung 2009) die für die Untersuchung relevanten Hangparameter bestimmt. Die Parameter wurden in der darauffolgenden Geländebegehung überprüft und gegebenenfalls angepasst. Erfasst wurden die erosive Hanglänge, die Hangneigung und die Größe der Untersuchungsfläche.

Die Wahl der Probenahmepunkte, die Durchführung der Probenahme sowie Aufbewahrung, Transport und Lagerung der Proben erfolgten nach Vorgaben der DIN ISO 10381-1:2003-08 (BLUME o.J.).

Die Bodenkartierung erfolgte mittels Handbohrung die Massenproben wurden mit Hilfe eines Bohrstockes oder mit einem Flügelbohrer (DIN 19671) entnommen

(BLUME o.J.). Die Beprobung erfolgte jeweils horizontbezogen. Jede Massenprobe stellt eine Mischprobe aus mindestens drei Einzelproben dar.

Die feldbodenkundliche Profilsprache erfolgte nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) (AD HOC AG BODEN, 2005). Für jeden Bodenhorizont wurden folgende Parameter ermittelt:

- Horizontmächtigkeit [cm]
- Bodenart
- Bodenfarbe

Zudem wurde an ausgewählten Bodenhorizonten die effektive Lagerungsdichte L_d [g/cm^3] des M-Horizontes nach KA5 bestimmt.

Datenerhebung im kolluvialen Hangfußbereich

Um einen Eindruck vom Aufbau und den Bodeneigenschaften der kolluvialen Hangfußsedimente zu bekommen und die Mächtigkeit der kolluvialen M-Horizonte zu bestimmen, wurde an jedem Standort eine Bodenkartierung des Sedimentkörpers durchgeführt. Die Bohrpunkte wurden am Übergang von der bewirtschafteten Ackerfläche zum konkaven Unterhangbereich angelegt.

Um die ^{137}Cs und PO_4 Tiefenverteilung der kolluvialen Hangsedimente zu erfassen, wurden zusätzlich Massenproben entnommen. Die Probenahme erfolgte horizontbezogen. Beprobte wurden der Oberboden (0-30 cm) sowie der kolluviale M-Horizont in 10 cm Schritten. Um den Hangfußbereich möglichst repräsentativ darzustellen, wurden pro Standort mindestens fünf Bohrungen durchgeführt und für jede Entnahmetiefe Mischproben erstellt. Diese Probenzahl ist nach DIN ISO 10381-4 für eine Flächengröße von 15-20 ha ausreichend. Pro Tiefenstufe wurden 500g Bodenmaterial entnommen. Aufgrund schwieriger Entnahmebedingungen war es vereinzelt nicht möglich, 500g zu entnehmen. Hier musste auf eine geringere Probenmenge ausgewichen werden.

Datenerhebung auf den Ackerflächen

Zur Bestimmung der K-Faktoren wurde auf den Ackerflächen entlang einer festgelegten Catena an ausgewählten Beprobungspunkten⁵ entlang des Hanges die Bodenart im Oberboden (0-30 cm) mittels Fingerprobe bestimmt.

Datenerhebung auf den Referenzflächen

Für die Probenahme an den Referenzstandorten wurde ein flächenhaftes Beprobungsmuster gewählt. Je nach Flächengröße wurden zwischen neun und zwölf Probenahmepunkte angelegt.

Zur Ermittlung des PO₄ Gehaltes der Oberböden wurde auf jeder Ackerfläche Bodenmaterial aus 0-30 cm entnommen. Um eine eventuelle Verlagerung des PO₄ in weitere Tiefenstufen zu erfassen, wurden stichprobenartig Proben in 30-40 cm entnommen. Parzellen- und tiefenstufenbezogen wurden die Einzelproben zu Mischproben vereinigt. Zusätzlich dazu wurden an einem repräsentativen Bohrpunkt eine Bodenkartierung sowie eine feldbodenkundliche Bodenansprache nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) (AD HOC AG BODEN, 2005) durchgeführt.

Zur Ermittlung der ¹³⁷Cs Tiefenfunktion der Referenzfläche unter Grünlandnutzung wurde an 10 Probenahmepunkten Bodenmaterial in 10 cm Abschnitten entnommen. Die maximale Entnahmetiefe betrug 90 cm. Es wurden tiefenstufenbezogene Mischproben erstellt. Hierbei wurde darauf geachtet, die erforderliche Probenmenge von 500g einzuhalten. In den größeren Entnahmetiefen (Cv-Horizont) war es jedoch nicht immer möglich, diese Probenmenge zu entnehmen. An einem Bohrpunkt wurde exemplarisch eine feldbodenkundliche Bodenansprache nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) (AD HOC AG BODEN, 2005) durchgeführt.

⁵ Bestimmung der Bodenart des Oberbodens mittels Fingerprobe an mindestens 4 Hangpositionen (Oberhang, Mittelhang, Unterhang, Hangfuß)

3.5.2. Labormethoden

Probenaufbereitung

Zur Vorbereitung auf die weiteren Analyseschritte wurden die Proben 48 Stunden luftgetrocknet bzw. bei 100 °C im Trockenschrank getrocknet. Anschließend wurden die Proben gemörsert, homogenisiert und gesiebt (Maschenweite 2mm). Zur weiteren Analyse wurde der homogenisierte Siebdurchgang verwendet.

Bestimmung der Korngrößenverteilung

Um die nach feldbodenkundlichen Methoden durchgeführte Bestimmung der Bodenart zu überprüfen wurde die Korngrößenverteilung für ausgewählte Bodenproben zusätzlich unter Laborbedingungen ermittelt⁶. Nach DIN ISO 11277:2002-08 wurde die Verteilung der Kornfraktionen Sand (2- 0,063 mm), Schluff (0,063 – 0,002 mm) und Ton (< 0,002 mm) in den Bodenproben ermittelt (BLUME, o.J.). Nach Dispergierung der Probe wurde die Sandfraktion durch Siebung abgetrennt und gewogen. Die übrige Probe wurde in einen Sedimentationszylinder gegeben, wo nach vorgegebener Sedimentationszeit die Tonfraktion entnommen und gewogen wurde. Aus der Differenz zwischen Einwaage, Sand- und Tongehalt konnte der Schluffgehalt berechnet und die Bodenart abgeleitet werden.

Bestimmung der Aktivität von ¹³⁷Cs der Bodenproben

Die Bestimmung der Aktivität von ¹³⁷Cs in den Bodenproben erfolgte mittels Gammaskopie nach DIN ISO 18589:2015-3 in der Radioaktivitätsmessstelle der Universität des Saarlandes in Homburg, Saar. 500 g der getrockneten und homogenisierten Bodenproben wurden in luftdichten Probenbehältern in einem Gamma-Spektrometer mit Halbleiterelektrode untersucht. In diesem Verfahren wird die Protonenenergie der ausgestrahlten Gammastrahlung aller Gamma-Emitter erfasst. Abgedeckt wird ein Energiespektrum von 5 keV bis 3 MeV. Die Messung der Massenproben von 500 g erfolgte über 1 h. Zur Messung der Massenproben < 500 g wurde die Messdauer auf 2 h erhöht.

⁶ Vgl. Anhang N, S. XXXIII

Als Messergebnis wird zunächst eine Nettozählrate der Photonen pro Zeiteinheit ausgegeben. Eine Gerätesoftware berechnet daraus die Aktivität des Radionuklids je Masseneinheit (hier: Bq/kg). Die Aktivität aller erfassten Radionuklide wird in einem Spektrum der Energielinien (Gammalinie) ausgegeben. Nach Korrektur der Messwerte (Interferenzkorrektur, Korrektur der Untergrundstrahlung) kann aus dem nuklidspezifischen Peak in der Gammalinie die Aktivität des jeweiligen Radionuklids berechnet werden.

Die Nachweisgrenze für ^{137}Cs nach DIN ISO 11929:2011-01 beträgt 1,7 Bq/kg, die Erkennungsgrenze beträgt 0,6 Bq/kg. Die Effizienz und damit die Aussagekraft der Messung hängen neben der Leistungsfähigkeit des Detektors selbst (Energieauflösung, absoluter Wirkungsgrad) vor allem von der Probenmenge und der Messdauer ab. Je größer eine Probe, desto vollständiger können die von der Probe emittierten Photonen vom Detektor erfasst und als Aktivität (in Bq/Masseneinheit) angegeben werden. Ist die Probenmenge zu gering, kann nicht sichergestellt werden, dass alle abgestrahlten Photonen erfasst werden. Die Aktivität wird unterschätzt. Bis zu einem gewissen Grad kann dieser Effekt durch eine Erhöhung der Messdauer ausgeglichen werden.

Bestimmung des Phosphatgehaltes der Bodenproben

Die Bestimmung des Phosphatgehaltes der Bodenproben erfolgte über die Phosphorbestimmung im Doppellactat (DL)- Auszug nach HBU 3.4.1.30.2b (BLUME, o.J.). In diesem Verfahren wird der in der Probe enthaltene Phosphor mit einer Calciumlactatlösung aus der Probe extrahiert, angefärbt und photometrisch bestimmt (BLUME, o.J.). Die Anfärbung erfolgte nach der Molybdat-Blau-Methode nach HOFFMANN UND OHNESORGE (1966). Hierfür werden 5 g Boden mit 250 ml Doppellactat Lösung versetzt und 90 min lang geschüttelt. Die Suspension wird anschließend filtriert. Dem Filtrat werden eine Reduktionslösung aus Zinn (II)-Chlorid sowie ein Molybdat Reagenz beigegeben. Es erfolgt eine Farbreaktion, mit Hilfe derer der Phosphorgehalt im Filtrat photometrisch bestimmt worden ist.

Durch das Anlegen einer Eichgeraden wurde die Verfahrenskonstante 1,7 zur Umrechnung der Extinktion in die Stoffkonzentration ermittelt.

3.5.3. Auswertung der Daten

3.5.3.1. Berechnung der aktuellen Hangabtragsrate

Um den Feststoffaustrag aus den Untersuchungsflächen anhand von Erosions- und Sedimentationsrate ermitteln zu können, wird zunächst eine quantitative Abschätzung der Erosionsgefährdung der Untersuchungsflächen im Betrachtungszeitraum durchgeführt. Eine etablierte Methode hierfür ist die Bestimmung der aktuellen Hangabtragsrate A mit Hilfe der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) nach WISCHMEYER UND SMITH (1978). Es wird die von SCHWERTMANN ET AL. (1987) für Bayern modifizierte Version der ABAG angewandt, welche bereits in der Vergangenheit erfolgreich für saarländische Ackerflächen eingesetzt worden ist und in den meisten Fällen für mitteleuropäische Standorte angewandt werden kann (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Die aktuelle Hangabtragsrate A errechnet sich aus den Eingangsgrößen Regenerosivität (Regen- und Oberflächenabflussfaktor R), Erodierbarkeit der Böden (Bodenerodierbarkeitsfaktor K), erosiv wirksame Hanglänge (Hanglängenfaktor L), Hangneigung (Hangneigungsfaktor S), Bewirtschaftung (Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor C) und Erosionsschutzmaßnahmen (Erosionsschutzfaktor P) (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Die Ermittlung dieser Faktoren erfolgte nach den Vorgaben von SCHWERTMANN et al., (1987) und Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, (2011)

Seit Beginn des Betrachtungszeitraums haben sich die Standortbedingungen auf den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes verändert. Neben Entwicklungen im Pflanzenbau und in der Bodenbearbeitung verursachten vor allem die Flurbereinigungsverfahren bedeutende Veränderungen des Erosionsgeschehens. Durch Flächenzusammenlegung wurden die erosiv wirksamen Hanglängen der Flächen modifiziert, was das Erosionsverhalten der Ackerflächen nachhaltig beeinflusste. Daher ist der Bodenabtrag, wenn er ausschließlich auf Grundlage der heutigen Standortbedingungen ermittelt wird, nicht für den gesamten Betrachtungszeitraum gültig. Er bildet lediglich die Bodenerosion unter den Standortbedingungen nach der Flurbereinigung ab. Um das Erosionsgeschehen der Untersuchungsflächen vor und nach der Flurbereinigung gleichermaßen zu berücksichtigen, wurden die Variablen der ABAG und die Hangabtragsrate nicht nur für die heutigen Standortbedingungen (Bezugsjahr 2015), sondern auch für die Standortbedingungen zu Beginn des Betrachtungszeitraums (Bezugsjahr 1961)

ermittelt. Um zusätzlich Aussagen zum langjährig mittleren Hangabtrag treffen zu können, wurde ein für den gesamten Betrachtungszeitraum gültiges gewichtetes langjähriges Mittel des Hangabtrags berechnet⁷. Hierbei ging der Hangabtrag vor und nach der Flurbereinigung anteilmäßig gewichtet in die Berechnung ein. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Verfahren Ende der 1970er Jahre auf einem Großteil der Untersuchungsflächen abgeschlossen waren (vgl. Kap. 2.6). Als zeitlicher Bezugspunkt für die Gewichtung des Bodenabtrags in Bezug auf die Flurbereinigung wurde daher das Jahr 1979 gewählt. Diese Methode ermöglicht es zudem, Aussagen zur Veränderung der Hangabtragsrate und zu Auswirkungen der Flurbereinigungsverfahren im Verlauf des Betrachtungszeitraums zu treffen.

Aufgrund der Datenlage (Luftbilder 1961 und 2009) wurde die Hangabtragsrate exemplarisch für den Zeitraum 1961 bis 2009 bestimmt. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Standortbedingungen auf den Untersuchungsflächen zwischen 1960 und 1961 sowie zwischen 2009 und 2015 nicht grundlegend verändert haben, da in diesen Zeiträumen keine Flurbereinigungsverfahren stattgefunden haben. In Geländebegehungen konnte zudem bestätigt werden, dass sich die Hangmorphologie, die erosiven Hanglängen und die Bearbeitungsrichtung zwischen 2009 und 2015 nicht verändert haben. Auf Grundlage dessen kann davon ausgegangen werden, dass die für 1961 und 2009 berechneten Hangabtragsraten sowie das langjährige Mittel auf den Betrachtungszeitraum 1960–2015 übertragen werden können.

Der Hangabtrag kann im Hangverlauf mehrfach variieren. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn sich Bodeneigenschaften, Anbauverfahren oder die Hanggeometrie verändern. Da die Untersuchungsflächen heute sehr gleichförmig bewirtschaftet werden, verursachen vor allem Wechsel in der Hangneigung lokale Schwankungen der Hangabtragsrate. Zudem beeinflusst die Hangneigung den Bodenabtrag „stärker als jeder andere Faktor“ (SCHWERTMANN ET AL. 1987: 30). Werden diese lokalen Schwankungen nicht berücksichtigt, kann der Bodenabtrag leicht über- oder unterschätzt werden. Entsprechend der Vorgaben von SCHWERTMANN ET AL. (1987: 36) für ungleichmäßig geneigte Hänge, wurde bei der Ermittlung der Eingangsfaktoren der ABAG folgendermaßen verfahren:

⁷ Vgl. Anhang J, S. XXX

Die Untersuchungsflächen wurden zunächst in Teilflächen gleicher Länge und annähernd gleicher Hangneigung untergliedert⁸. Für jeden Teilabschnitt wurden L-, S-, P-, K-, C- und R- Faktor ermittelt. Die Ergebnisse der Teilstücke wurden jeweils mit einem Wichtungsfaktor multipliziert⁹ und zu einem Gesamtergebnis, welches für die gesamte Untersuchungsfläche gültig ist, addiert. Wurde die Untersuchungsfläche zudem in mehrere erosive Teilabschnitte untergliedert, so wurden L-, S-, P-, K-, C- und R- Faktor zunächst nach oben genanntem Verfahren für jedes erosive Teilstück berechnet und anschließend ein gewichtetes Flächenmittel gebildet. So konnten neben wechselnden Hangneigungen auch Unterschiede bei den P- und K- Faktoren im Hangverlauf der Untersuchungsflächen berücksichtigt werden.

Gleichermaßen wurde auch bei der Berechnung der Hangabtragsrate A verfahren.

3.5.3.2. Erfassung des ¹³⁷Cs und PO₄ Stoffinventars auf den Referenzflächen

Um das Stoffinventar von ¹³⁷Cs und PO₄ der Untersuchungsflächen bewerten zu können, wurde das Stoffinventar beider Tracer auf den von Erosion und Sedimentation gering bis nicht betroffenen Referenzflächen erfasst. Die Auswertung der Stoffmenge und der Stoffverteilung von ¹³⁷Cs und PO₄ in den Böden der Referenzflächen liefert Orientierungswerte zur Einschätzung der ¹³⁷Cs und PO₄ Tiefenfunktion in den Böden der Untersuchungsflächen. Die PO₄ Konzentrationen in den Oberböden der Referenzflächen unterschiedlich intensiver Ackernutzung geben Aufschluss über die Stoffkonzentration stark und wenig gedüngter Ackerflächen. Auf dieser Grundlage wurden Orientierungswerte für eine anthropogen erhöhte PO₄ Konzentration ermittelt. Zudem wurde überprüft, ob eine Tiefenverlagerung von PO₄ mit dem Sickerwasser ausgeschlossen werden kann.

Die maximale Eindringtiefe und das Ausmaß der Tiefenverlagerung von ¹³⁷Cs seit dem Zeitpunkt der Einbringung in die Böden wurden auf der Referenzfläche unter Grünland untersucht. Aus der vertikalen Stoffverteilung wurde zudem ein Orientierungswert der Konzentrationsuntergrenze von ¹³⁷Cs ermittelt.

⁸ Vgl. Anhang G, S. XXXVII

⁹ Vgl. Anhang G, S. XXXVIII

3.5.3.3. Auswahl methodenrelevanter Standorte

Zur Bestimmung der Sedimentationsrate mit Hilfe der PO_4 und ^{137}Cs Tiefenfunktion der Kolluvien eignen sich nur die Untersuchungsflächen, deren Stoffbestand aufgrund intensiver Mineraldüngung bzw. atmosphärischer ^{137}Cs Deposition erhöht ist. Hier weisen auch die korrelierten Hangfußsedimente erhöhte Stoffkonzentrationen auf. Hangsedimente mit geringeren Konzentrationen wurden entweder vor 1960 abgelagert oder liegen deutlich außerhalb des aktuell bearbeiteten Ackerschlages. In beiden Fällen findet keine rezente Sedimentation statt, der Standort ist für die weiterführenden Untersuchungen nicht geeignet.

Um die methodenrelevanten Standorte zu identifizieren, wurde für alle Untersuchungsflächen die Stoffkonzentration von ^{137}Cs und PO_4 in den kolluvialen Hangfußsedimenten erfasst. Mit Hilfe der auf den Referenzflächen ermittelten Orientierungswerte wurden Flächen mit einer anthropogen erhöhten Tracermenge identifiziert. Die Untersuchungsstandorte, auf denen die PO_4 und ^{137}Cs Konzentration der Oberböden unterhalb der Orientierungswerte lagen, konnten für die weitere Methodik nicht verwendet werden.

3.5.3.4. Berechnung der Sedimentationsrate

Zur Ermittlung der über den gesamten Betrachtungszeitraum gemittelten Sedimentationsrate [t/ha/a] erfolgte nach folgenden Untersuchungsschritten:

Aus der Aktivität von ^{137}Cs und der Konzentration von PO_4 der Sedimentproben aus dem Hangfußbereich wurde die Tiefenverteilung beider Stoffe im Sedimentkörper ermittelt.¹⁰ Als Untergrenze der Stofftiefenfunktion wurde die Stelle im Tiefenprofil definiert, an der die Stoffkonzentration auf die natürliche Konzentration abfällt. Messwerte oberhalb dieser Konzentrationsuntergrenze können als anthropogen erhöht interpretiert werden. Für ^{137}Cs wurde eine Aktivität von < 2 Bq/kg als Konzentrationsuntergrenze festgelegt. Dieser Wert liegt im Größenbereich der für die gewählte Messanordnung gültigen Nachweisgrenze von 1,7 Bq/kg für ^{137}Cs . Die Konzentrationsuntergrenze für PO_4 wurde bei 8-13 mg/100 g Boden festgelegt.

¹⁰ Vgl. Anhang F, S. XXI ff.

Dieser Richtwert beruht auf der Untersuchung des PO_4 Gehaltes der Referenzflächen und ist für das Untersuchungsgebiet gültig (vgl. Kap 4.1.2.1).

Auf Grundlage der ermittelten Konzentrationsuntergrenze wurde die Mächtigkeit des seit 1960 akkumulierten Sedimentkörpers am Bohrpunkt ermittelt. Davon ausgehend, dass der Ap-Horizont auf Ackerflächen im Durchschnitt 30 cm mächtig ist, mussten hierbei 30 cm von der für die Ermittlung der Sedimentationsrate relevanten Profilmächtigkeit abgezogen werden. Die Sedimentmächtigkeit wurde an einem Bohrpunkt bestimmt, der auf Grundlage von Voruntersuchungen so ausgewählt worden ist, dass er für den jeweiligen kolluvialen Hangbereich repräsentativ ist. Daher kann angenommen werden, dass die am Bohrpunkt ermittelte Sedimentmächtigkeit für den gesamten Kolluvienkörper gilt. Die Sedimentmächtigkeit wurde auf die Gesamtfläche des Kolluvienkörpers übertragen und so die gesamte am Hangfuß abgelagerte Sedimentmenge in [t/ha] abgeschätzt. Aus der seit 1960 abgelagerten Sedimentmenge [t/ha] wurde die über 55 Jahre gemittelte Sedimentationsrate SR [t/ha/a] des jeweiligen Standortes wie folgt berechnet:

$$\text{SQ [t]} = \text{SM [cm]} * F_{\text{Koll.}} [\text{ha}] * L_d [\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}]$$

$$\text{SR [t/ha/a]} = (\text{SQ [t/ha]} / F_{\text{Acker}} [\text{ha}]) / 55 \text{ a}$$

wobei: SR = Sedimentationsrate [t/ha/a]

SQ = Masse der seit 1960 abgelagerten Hangfußsedimente [t]

SM [cm] = Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten Hangfußsedimente (nach Abzug der mittleren Pflugtiefe von 30 cm)

$F_{\text{Koll.}}$ [ha] = Fläche des kolluvialen Hangfußbereiches [ha]

F_{Acker} = Fläche der korrespondierenden Ackerfläche [ha]

L_d = Effektive Lagerungsdichte [g/cm^3]¹¹

¹¹ Bestimmung der Kennwerte der effektiven Lagerungsdichte nach: KA5, Tab. 20 (Ad Hoc AG Boden, 2005: 125)

3.5.3.5. Berechnung der rezenten Sedimentaustragsrate

Die rezente Sedimentaustragsrate (SA) wird definiert als Differenz zwischen der Hangabtragsrate (A) und der Sedimentationsrate (SR). Sie wird berechnet mit:

$$SA \text{ [t/ha/a]} = A \text{ [t/ha/a]} - SR \text{ [t/ha/a]}$$

Der potenzielle Bodenabtrag A wurde für 1961, 2015 und den Zeitraum 1961 – 2015 berechnet.

Dementsprechend gilt:

$$SA_{1961} \text{ [t/ha/a]} = A_{1961} \text{ [t/ha/a]} - SR \text{ [t/ha/a]} = \text{Sedimentaustragsrate zu Beginn des Betrachtungszeitraums}$$

$$SA_{2015} \text{ [t/ha/a]} = A_{2015} \text{ [t/ha/a]} - SR \text{ [t/ha/a]} = \text{Sedimentaustragsrate im Jahr der Probenahme}$$

$$SA_{1961-2015} \text{ [t/ha/a]} = A_{1961-2015} \text{ [t/ha/a]} - SR \text{ [t/ha/a]} = \text{mittlere Sedimentaustragsrate im Betrachtungszeitraum}$$

Quantifizierung der Sedimentspeicherung am kolluvialen Hangfuß

Der Anteil der am Hangfuß akkumulierten Sedimentmenge (S) an der potenziell am Hang mobilisierten absoluten Feststoffmenge wurde berechnet mit:

$$S_{1961} \text{ [\%]} = (SR_{1961} \text{ [t/ha/a]} / A_{1961} \text{ [t/ha/a]}) * 100 = \text{Sedimentspeicherung zu Beginn des Betrachtungszeitraums}$$

$$S_{2015} \text{ [\%]} = (SR_{2015} \text{ [t/ha/a]} / A_{2015} \text{ [t/ha/a]}) * 100 = \text{Sedimentspeicherung im Jahr der Probenahme}$$

$$S_{1961-2015} \text{ [\%]} = (SR_{1961-2015} \text{ [t/ha/a]} / A_{1961-2015} \text{ [t/ha/a]}) * 100 = \text{mittlere Sedimentspeicherung im Betrachtungszeitraum}$$

4. Darstellung der Ergebnisse

4.1. ¹³⁷Cs und PO₄ Inventar der Referenzflächen

4.1.1. PO₄ Inventar der Referenzflächen unter Ackernutzung

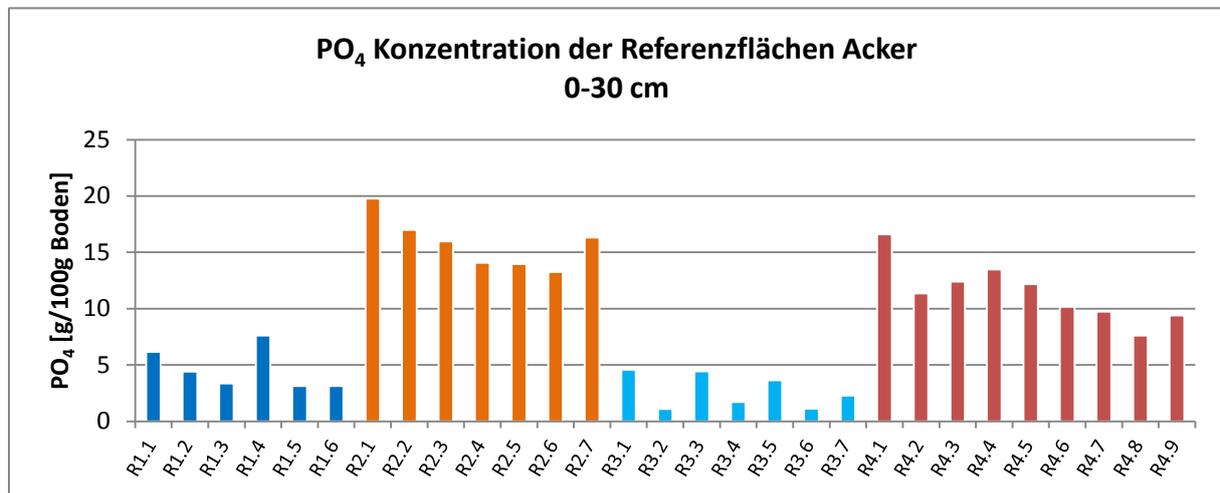


Abbildung 8: PO₄- Konzentration im Oberboden (0-30cm) der Referenzflächen unter Ackernutzung

Die Referenzflächen¹² unterscheiden sich hinsichtlich der PO₄-Konzentration in den Oberböden deutlich. Auf den Flächen R1 und R3 schwankt die Stoffkonzentration im Oberboden zwischen 3,2 und 7,6 mg/100g Boden (R1) und 1,1 und 4,6 mg/100g Boden (R3). Die geringsten Konzentrationen auf den Referenzflächen wurden mit 1,1, 1,2 und 1,7 mg/100g Boden auf Fläche R3 gemessen. Es fällt auf, dass die PO₄-Konzentration auf Fläche R3 konstant unter 5 mg/100g Boden liegt. Auf Fläche R1 wird die Konzentration von 5 mg/100 g Boden an zwei Probenahmepunkten mit 6,2 und 7,6 mg/100g Boden leicht überschritten. An den übrigen Probenahmepunkten von R1 liegt die PO₄ Konzentration jedoch unterhalb 5 mg/100g Boden.

Auf den Flächen R2 und R4 liegt die Konzentration von PO₄ im Oberboden um ein Vielfaches höher. Die gemessenen Konzentrationen liegen zwischen 13,3 und 19,8 mg/100 g Boden auf Fläche R2 und 7,6 und 16,6 mg/100 g Boden auf Fläche R4. Die höchsten Konzentrationen werden mit 16,3 und 19,8 mg/100g Boden auf Fläche R2 und 16,6 mg/100 g Boden auf Fläche R4 erreicht.

¹² Zur Lage der Referenzflächen vgl. Kap 3.4, sowie Anhang S IV ff.

Die deutlichen Unterschiede in der PO₄-Konzentration erlauben eine Einteilung der Standorte in Ackerflächen hoher- und niedriger PO₄-Konzentration.

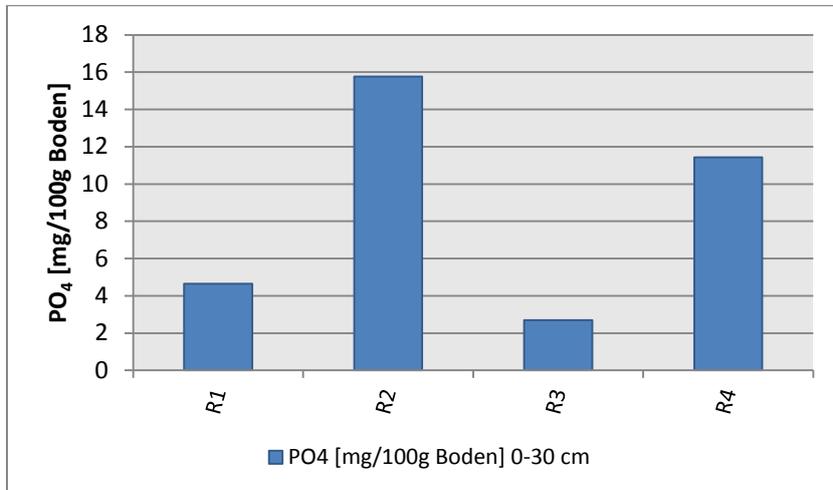


Abbildung 9: Mittlere PO₄-Konzentration im Oberboden (0-30cm) der Referenzflächen unter Ackernutzung

Auch die mittlere Flächenkonzentration von PO₄ im Oberboden zeigt erkennbare Unterschiede im Stoffinventar der Flächen R1 und R3 und der Flächen R2 und R4. Die mittlere PO₄-Konzentration der Referenzflächen zeigt mit Werten zwischen 2,7 und 15,8 mg/100g Boden deutliche Konzentrationsunterschiede. Die Mittelwerte der Flächen R2 und R4 übersteigen mit 15,8 und 11,4 mg/100g Boden die mittleren Konzentrationen von 4,6 und 2,7 mg/100g Boden der Flächen R1 und R3 um mehr als das Doppelte. Auf den Flächen R1 und R3 wird eine PO₄-Konzentration von 5 mg im Flächenmittel nicht überschritten.

Identifikation intensiv und wenig gedüngter Referenzflächen

Aufgrund des PO₄-Flächeninventars lassen sich die Referenzflächen Standorten geringer und Standorten intensiver Düngung zuordnen.

Die Flächen R2 und R4 unterscheiden sich von den Flächen R1 und R3 durch deutlich erhöhte PO₄-Konzentrationen im Oberboden. Die durchweg hohe PO₄-Konzentration jeweils auf der gesamten Untersuchungsfläche ist ein Hinweis auf eine intensive und regelmäßige Düngung der Ackerflächen R2 und R4. Auf beiden Flächen liegt die Stoffkonzentration deutlich oberhalb von 5 mg/100g Boden.

Die vergleichsweise niedrigen Phosphatkonzentrationen auf R1 und R3 deuten darauf hin, dass der anthropogene Phosphateintrag durch Düngung auf diesen Flächen gering ist. Mit Ausnahme von zwei Probenahmepunkten auf Fläche R1

liegen die PO_4 -Konzentrationen flächendeckend unterhalb von 5 mg/100g Boden, was auf einen geringen Stoffeintrag durch Düngung hindeutet.

Aufgrund des PO_4 -Inventars werden die Standorte R2 und R4 als Ackerflächen hoher Düngintensität identifiziert. Sie dienen im Folgenden als Referenzflächen für Ackerflächen regelmäßiger intensiver Düngung. Die Standorte R1 und R3 werden als Ackerflächen geringer Düngintensität identifiziert. Sie dienen im Folgenden als Referenzflächen für Ackerflächen geringer und/oder unregelmäßiger Düngung.

Orientierungswerte für die PO_4 Konzentration in den Böden

Die PO_4 -Konzentration auf den Flächen R1 und R3 zeigt exemplarisch, dass eine Stoffkonzentration von 5 mg/100g Boden auf Ackerflächen geringer Düngung im Untersuchungsgebiet nicht überschritten wird. Dieser Wert stellt den natürlichen PO_4 -Gehalt der Böden des Theel-III-Gebietes dar und kann daher als Orientierungswert für die Konzentrationsuntergrenze anthropogenen PO_4 -Eintrags im Untersuchungsgebiet verwendet werden. Der Orientierungswert entspricht im Stofftiefenprofil der Konzentrationsgrenze, deren Überschreitung eine anthropogen verursachte Konzentrationserhöhung anzeigt.

Um einen Orientierungswert für eine anthropogen erhöhte PO_4 -Konzentration der Oberböden des Untersuchungsgebietes festzulegen, wurde der Mittelwert aus der PO_4 -Konzentration der Referenzflächen unter Ackernutzung gebildet. Die mittlere PO_4 -Konzentration der Referenzflächen beträgt 8,7 mg/100g Boden. Eine Überschreitung dieses Orientierungswertes im Oberboden einer Ackerfläche deutet auf einen anthropogen erhöhten PO_4 -Eintrag durch Mineraldüngung hin. Die mittlere PO_4 -Konzentration der intensiv gedüngten Ackerflächen R2 und R4 kann zusätzlich zur Identifikation intensiv gedüngter Ackerflächen als Orientierungswert hinzugezogen werden. Sie beträgt 13,3 mg/100 g Boden

Je nach Intensität der Düngung liegt der PO_4 -Gehalt der Oberböden gedüngter Ackerflächen im Untersuchungsgebiet mindestens zwischen 8,7 und 13,3 mg/100g Boden. Die Orientierungswerte stellen Mindestkonzentrationen dar und werden im Folgenden zur Identifikation gedüngter Ackerflächen im Untersuchungsgebiet verwendet.

PO₄-Tiefenverteilung im Oberboden

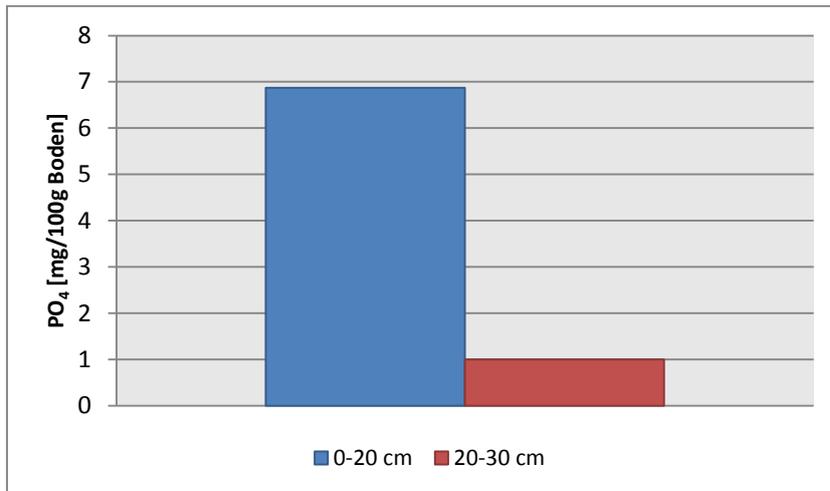


Abbildung 10: Mittlere PO₄-Konzentration im Oberboden (0-20 cm und 20-30cm) der Referenzflächen unter Ackernutzung

Auf zwei Referenzstandorten wurde zusätzlich flächenhaft die PO₄-Tiefenverteilung im Oberboden (0-20 cm und 20-30 cm) untersucht (n=12). Im Mittel fällt die PO₄-Konzentration der untersuchten Flächen von 6,9 mg/100g Boden in den oberen 20 cm des Oberbodens auf 1 mg/100g Boden in der Tiefe 20-30cm ab. Ein Großteil des PO₄-Inventars der Ackerböden befindet sich demnach in den oberen 20 cm. Ab 20 cm nimmt die PO₄-Konzentration sichtbar ab.

Migrationsverhalten von PO₄ im Boden der Referenzstandorte

Die Tiefenverteilung des Tracers deutet darauf hin, dass keine natürliche vertikale Verlagerung von PO₄ in den Unterboden stattfindet. Bei der Altersbestimmung der kolluvialen Sedimente durch die PO₄-Tiefenfunktion kann der Prozess der PO₄-Tiefenverlagerung in den Unterboden demnach ausgeschlossen werden. Wird PO₄ im Unterboden eines Ackerstandortes nachgewiesen, so kann davon ausgegangen werden, dass der Stoff partikelgebunden verlagert worden ist.

Mittlere Pflugtiefe der Ackerstandorte im Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung der Referenzstandorte zeigt, dass sich ein Großteil des PO₄-Gesamtinventars der Ackerflächen in den oberen 20 cm befindet. Dies spricht für eine mittlere Pflugtiefe von 20 cm bis maximal 30 cm.

4.1.2. PO₄ Inventar der Referenzfläche unter Grünlandnutzung

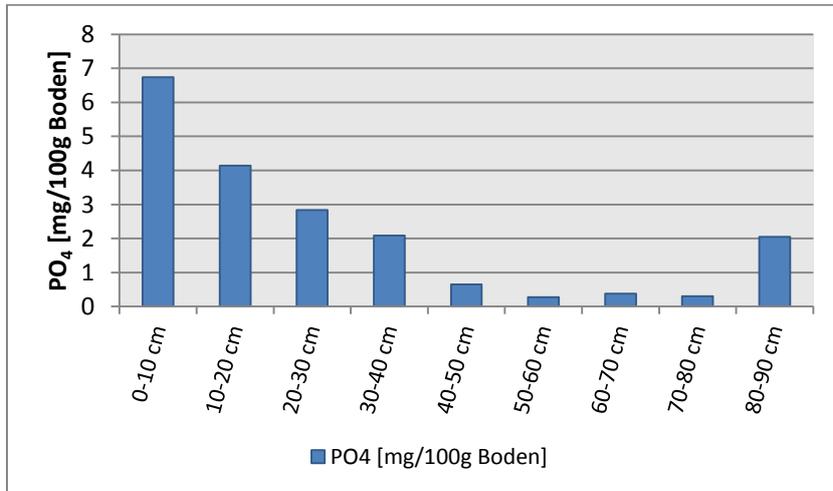


Abbildung 11: PO₄-Konzentration der Referenzfläche unter Grünlandnutzung

Die mittlere PO₄-Konzentration im Oberboden (hier: 0-30 cm) der Referenzfläche unter Grünlandnutzung¹³ liegt mit 4,6 mg/100g Boden deutlich unter dem Orientierungswert für gedüngte Flächen (8,7 mg/100g Boden) sowie unterhalb der ermittelten Konzentrationsuntergrenze für einen anthropogen erhöhten PO₄-Gehalt im Boden (5 mg/100 g Boden). Eine leicht erhöhte PO₄-Konzentration konnte in 0-10 cm nachgewiesen werden. Die Konzentration erreicht den Orientierungswert 8,7 mg/100g Boden jedoch nicht. Ab einer Tiefe von 10 cm liegt die PO₄-Konzentration leicht und ab 20 cm deutlich unter dem Grenzwert von 5 mg/100g Boden. Sie sinkt ab 40 cm auf unter 1 mg/100g Boden ab. Ähnlich wie bei den Referenzflächen unter Ackernutzung befindet sich ein Großteil des PO₄-Inventars in den oberen 20 bis maximal 30 cm.

Da die Fläche als Weide genutzt wird und innerhalb des Betrachtungszeitraums nicht ackerbaulich genutzt worden ist, wurde PO₄ vermutlich lediglich über extensive Grünlanddüngung in den Boden eingebracht. Da eine durchmischende Pflugtätigkeit fehlt, konzentriert sich die anthropogen eingetragene PO₄-Menge auf die oberen 10 cm. Die Tiefenfunktion von PO₄ zeigt, dass auch hier eine Tiefenverlagerung in den Unterboden ausgeschlossen werden kann. Die Orientierungswerte für PO₄ werden

¹³ Zur Lage der Referenzflächen vgl. Kap. 3.4 sowie Anhang A, S. IV ff.

am Standort nicht überschritten und werden so durch die PO_4 -Konzentration im Tiefenprofil des Grünlandstandortes bestätigt.

4.1.3. ^{137}Cs -Inventar der Referenzfläche unter Grünlandnutzung

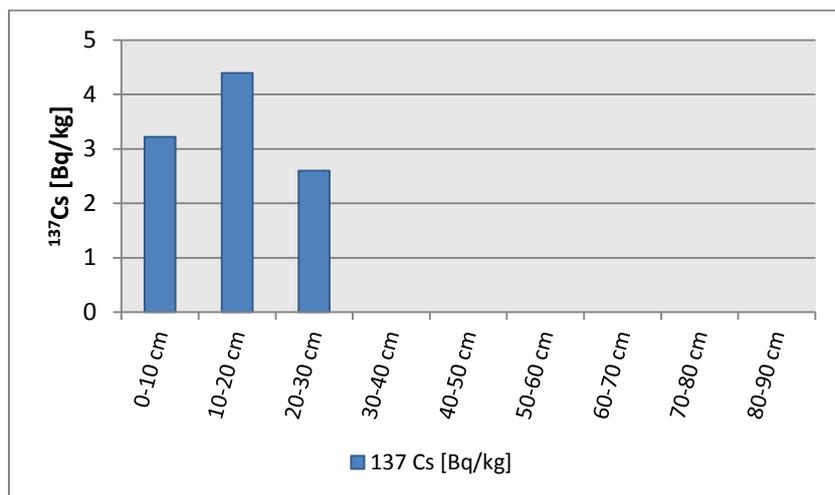


Abbildung 12: Mittlere ^{137}Cs -Aktivität der Referenzfläche unter Grünlandnutzung

^{137}Cs konnte am ungestörten Grünlandstandort lediglich bis in eine Tiefe von 30 cm nachgewiesen werden. Eine laterale Verlagerung des ^{137}Cs in Tiefen > 30 cm fand nicht statt. Die ^{137}Cs -Aktivität der oberen 30 cm beträgt insgesamt 10,2 Bq/kg Boden. Im Mittel beträgt die ^{137}Cs -Aktivität im Boden 3,4 Bq/kg ($\pm 0,9$ Bq/kg).

Das Maximum der Aktivität liegt mit 4,4 Bq/kg bei 10-20 cm. In 20-30 cm sinkt die Aktivität auf den Minimalwert von 2,6 Bq/kg ab.

Hintergrundwert der ^{137}Cs Aktivität in den Böden des Untersuchungsgebietes

Das untersuchte Stoffprofil zeigt, dass die ^{137}Cs -Aktivität von Sedimentation unbeeinflusster Standorte im Mittel bei 3,4 Bq/kg liegt. Als Schwellenwert kann dieser Wert zur Differenzierung von sedimentär verlagertem und pedogen verlagertem ^{137}Cs im Tiefenprofil der untersuchten Böden verwendet werden. Der Mittelwert sowie die Messwerte liegen im Referenzprofil deutlich über der Nachweisgrenze von 1,7 Bq/kg, sodass diese zur Identifikation einer erhöhten ^{137}Cs -Aktivität im Boden als Hintergrundwert verwendet werden kann.

4.1.4. Orientierungswerte zur Einschätzung des PO₄- und ¹³⁷Cs-Inventars der Böden im Untersuchungsgebiet

Durch die Untersuchung der Stoffkonzentrationen von Referenzflächen unter ackerbaulicher Nutzung konnten Orientierungswerte zur Identifikation gedüngter, also methodenrelevanter, Ackerflächen und der Konzentrationsuntergrenze anthropogen erhöhter PO₄-Konzentration der Böden ermittelt werden. Sie gelten für das gesamte Untersuchungsgebiet und bilden die Grundlage der folgenden Bilanzrechnung. Die Orientierungswerte zur Identifikation gedüngter Ackerflächen liegen zwischen 8,7 und 13,3 mg/100g Boden, im Mittel also bei ca. 10 mg/100g Boden. KUBINIOK (1999) nennt für Oberboden intensiv gedüngter Ackerflächen eine Konzentration von 24 mg/100 g Boden. Dieser Wert wird auf den Referenzflächen nicht erreicht, einzelne Maximalwerte auf Fläche R2 kommen diesen Wert aber nahe. Die Konzentrationsuntergrenze anthropogen erhöhten PO₄-Eintrags liegt bei 5 mg/100g Boden. Die Referenzflächen R1 und R3 zeigen exemplarisch, dass die PO₄-Konzentrationen auf Standorten geringer Düngung um diesen Orientierungswert schwanken. Der Wert wurde auf der Referenzfläche unter Grünlandnutzung bestätigt. Die Untersuchung der Referenzflächen bestätigt, dass eine Verlagerung von PO₄ in den Unterboden auf den Untersuchungsflächen ausgeschlossen werden kann. Die Unterböden ungestörter Ackerflächen enthalten wenig bis kein PO₄. Diese Beobachtung kann am ungestörten Referenzstandort unter Grünlandnutzung bestätigt werden.

Durch die Untersuchung der ¹³⁷Cs-Aktivität auf der Referenzfläche unter Grünlandnutzung wurde ein Schwellenwert von 3,4 Bq/kg für eine pedogene sekundäre ¹³⁷Cs-Verlagerung ermittelt. Zur Identifikation einer erhöhten ¹³⁷Cs-Aktivität im Boden als Konzentrationsuntergrenze kann die Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs von 1,7 Bq/kg verwendet werden.

4.2. Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten Sedimentkörper

Mit Hilfe der Tiefenfunktionen von ^{137}Cs und PO_4 in den Kolluvien¹⁴ wurde die Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten Sedimente im kolluvialen Hangfußbereich der Untersuchungsstandorte ermittelt. Die Profilvergänger entspricht hierbei den in 4.1.2 und 4.1.3 ermittelten Konzentrationsuntergrenzen für ^{137}Cs und PO_4 im Tiefenprofil.

Folgende Sedimentmächtigkeiten wurden am Hangfuß der Untersuchungsflächen ermittelt:

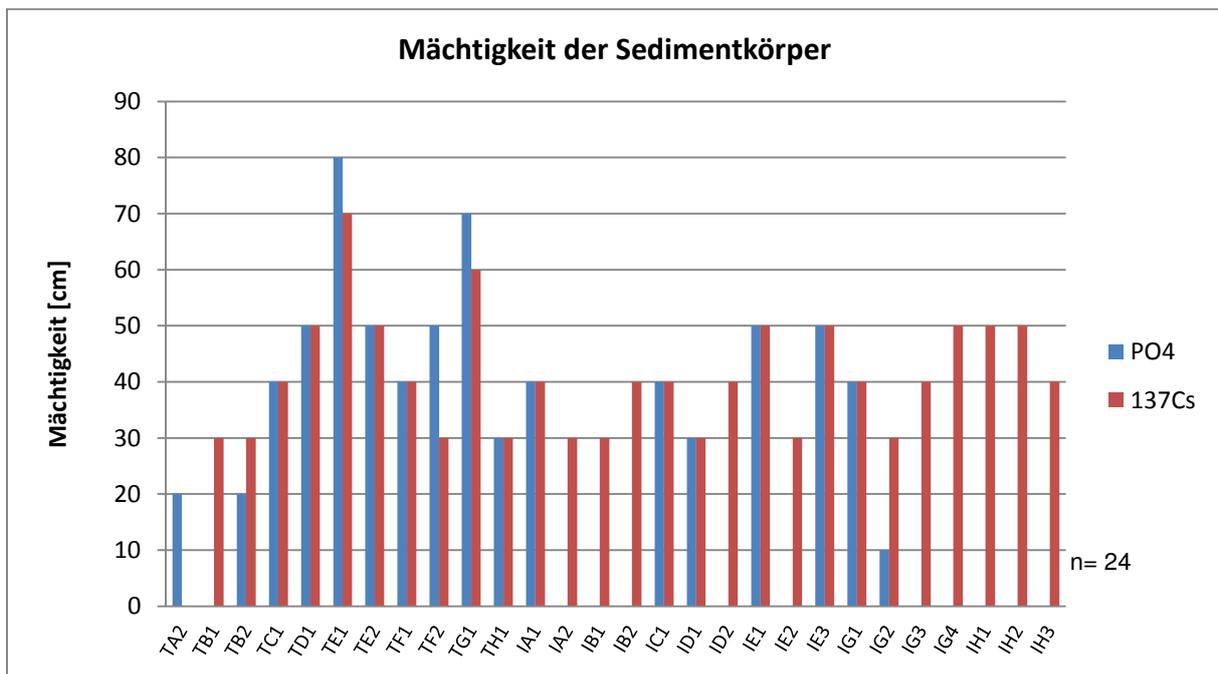


Abbildung 13: Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten kolluvialen Hangfußsedimente

Die Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten Hangfußsedimente schwankt je nach Methode zwischen 10 und 80 cm (Tracer PO_4) und 30 und 70 cm (Tracer ^{137}Cs). Die mittlere Sedimentmächtigkeit am Hangfuß beträgt 25,4 cm (Tracer PO_4) und 39,6 cm (Tracer ^{137}Cs).

Nach Abzug der mittleren Pflugtiefe von 30 cm (vgl. Kap. 4.1.1) ergeben sich folgende Sedimentmächtigkeiten:

¹⁴ Vgl. Anhang F, S. XXI ff.

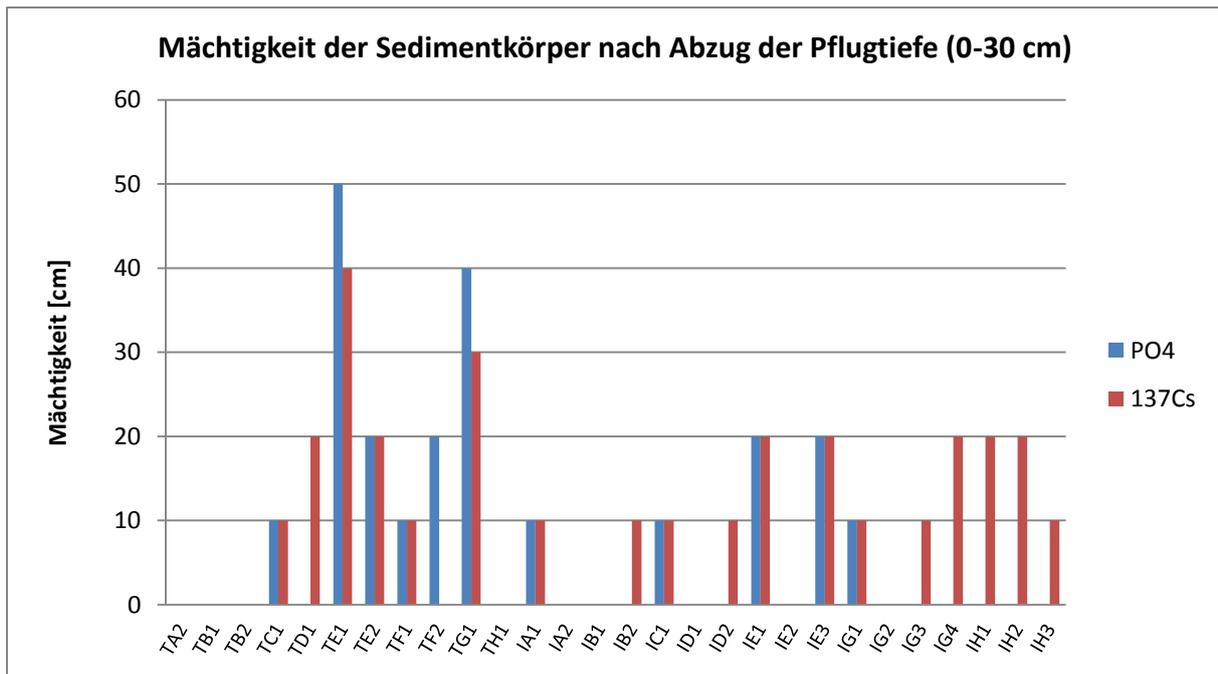


Abbildung 14: Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten kolluvialen Hangfußsedimente nach Abzug der mittleren Pflugtiefe von 30 cm

Nach Abzug der mittleren Pflugtiefe liegt die Sedimentmächtigkeit am Hangfuß der Untersuchungsstandorte zwischen 10 – 50 cm (Tracer PO₄) und 10 – 40 cm (Tracer ¹³⁷Cs). Die mittlere Sedimentmächtigkeit beträgt 10,70 cm (Tracer ¹³⁷Cs) bzw. 7,8 cm (Tracer PO₄). Auf zehn Standorten konnte die Sedimentmächtigkeit sowohl mit dem Tracer ¹³⁷Cs als auch mit dem Tracer PO₄ bestimmt werden¹⁵. Auf acht der zehn Standorte liefert die Ermittlung der Sedimentmächtigkeiten mittels der Tiefenfunktion von ¹³⁷Cs und PO₄ gleiche Ergebnisse. Auf zwei Untersuchungsflächen (TE1, TG1) weichen die Ergebnisse um eine Tiefenstufe (± 10 cm) voneinander ab.

Methodenbedingt unterscheiden sich die mittleren Sedimentmächtigkeiten um 2,9 cm. Dies entspricht einer Differenz der Sedimentationsrate von ca. 0,5 mm pro Jahr (1960–2015). Die Bestimmung der Sedimentmächtigkeit mittels der Tiefenfunktion von ¹³⁷Cs und PO₄ liefert für beide Methoden vergleichbare Ergebnisse¹⁶. Zur exakten Bestimmung der Sedimentationsrate muss die Sedimentmächtigkeit für jede Untersuchungsfläche jedoch eindeutig sein. Aus den Daten, die mittels der beiden

¹⁵ Wenn ¹³⁷Cs oder PO₄ im Oberboden der Kolluvien nicht in ausreichender Menge nachgewiesen wurde, konnte die Sedimentmächtigkeit nicht bestimmt werden. Vergleiche hierzu Kap. 4.3

¹⁶ Vgl. Korrelation der Ergebnisse aus den Methoden: Tiefenfunktion ¹³⁷Cs und Tiefenfunktion PO₄, Anhang L, S. XXXI

Tracer gewonnen worden sind, wurde daher ein gemeinsamer Datensatz, der für beide Methoden gültig ist, generiert¹⁷.

4.3. Auswahl methodenrelevanter Standorte

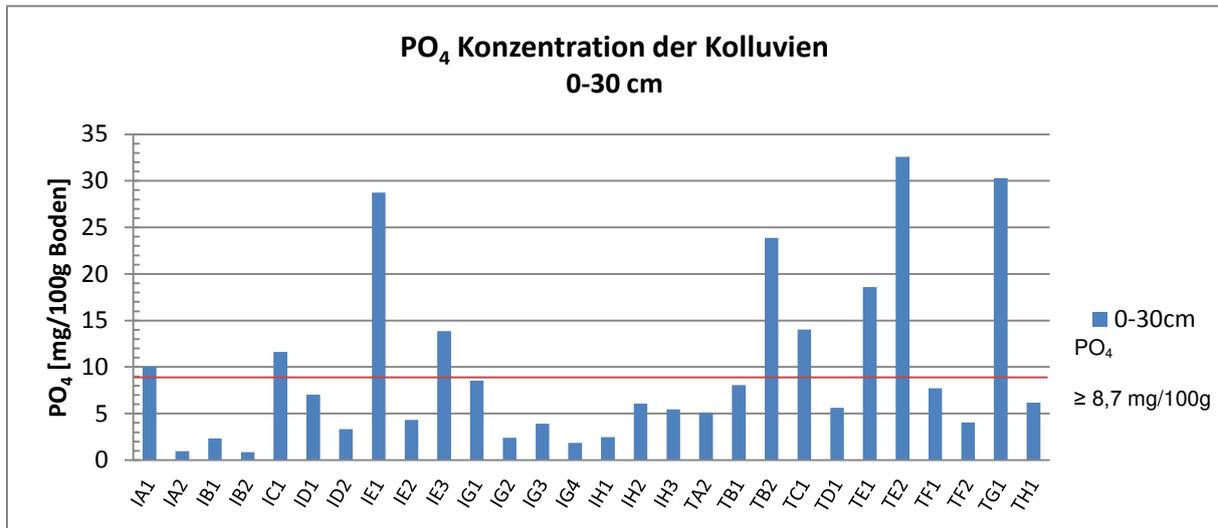


Abbildung 15: PO₄-Konzentration der Kolluvien

Methodenrelevante Standorte

Auf 9 von 28 Standorten wird der Orientierungswert für gedüngte Ackerflächen von 8,7 mg PO₄/100g Boden in den Oberböden der kolluvialen Hangfußsedimente deutlich überschritten. Diese Standorte können daher als intensiv gedüngte Ackerstandorte identifiziert werden. Auf den Standorten IG1, TB1 und TF1 wird der Orientierungswert zwar nicht erreicht, die PO₄-Konzentration liegt mit 8,5 mg/100g, 8,1 mg/100g und 7,7 mg/100g Boden aber nur leicht unterhalb des Orientierungswertes. Die Standorte werden daher ebenfalls als intensiv gedüngt eingestuft. Insgesamt konnte eine durch Mineraldüngung erhöhte PO₄-Konzentration an 12 Untersuchungsflächen festgestellt werden. Die erhöhte PO₄-Konzentration in den Oberböden der kolluvialen Hangbereiche spricht für einen lateralen Stoffeintrag durch Transport und Sedimentation PO₄-haltiger Bodenteilchen aus der Ackerfläche. Diese Standorte sind daher für die weiterführenden Analyseschritte geeignet.

¹⁷ Zur Berechnung des gemeinsamen Datensatzes: Siehe Anhang M, S. XXXII

Nicht methodenrelevante Standorte

Auf 17 Untersuchungsflächen wurde der Orientierungswert von 8,7 mg/100g Boden für eine anthropogen erhöhte PO₄-Konzentration im Oberboden der Kolluvien unterschritten, weshalb ein PO₄-Eintrag durch Düngung der Ackerflächen nicht nachgewiesen werden kann. Zusätzlich erreicht die PO₄-Konzentration im Hangfußbereich auf 12 dieser Flächen den Orientierungswert von 5 mg/100g Boden nicht. Die PO₄-Konzentration liegt auf diesen Standorten im Bereich des natürlichen Stoffvorkommens. Eine anthropogen bedingte Erhöhung der PO₄-Konzentration kann ausgeschlossen werden und ein Nachweis lateraler Stoffverlagerung aus den Ackerflächen durch eine erhöhte PO₄-Konzentration im Oberboden des Hangfußbereiches ist nicht möglich. Wurde an dem entsprechenden Standort auch der Orientierungswert einer erhöhten ¹³⁷Cs-Aktivität im Oberboden unterschritten, eignet sich dieser Standort nicht zur weiterführenden Analyse des Sedimentaustrags. Der Standort wird als nicht methodenrelevant eingestuft. Für 12 Standorte wurde trotz geringer PO₄-Konzentration im Kolluvium eine ¹³⁷Cs-Anreicherung im Oberboden der Kolluvien festgestellt. Trotz gering intensiver Düngung der Ackerflächen kann hier eine Sedimentation des seit 1960 lateral transportierten Bodenmaterials nachgewiesen werden. Die Standorte eignen sich für die weiterführende Analyse und wurden als methodenrelevant eingestuft. Auf Grundlage der PO₄- und ¹³⁷Cs-Gehalte im Oberboden der Kolluvien wurden 24 methodenrelevante Standorte identifiziert.

Methodenrelevante Flächen		
nach Konzentration PO ₄	nach Aktivität ¹³⁷ Cs	
IA1	IA1	IH2
IC1	IB1	IH3
IE1	IB2	TB1
IG1	IC1	TB2
TB1	ID2	TC1
TB2	IE1	TD1
TC1	IE3	TE1
TE1	IG1	TE2
TE2	IG2	TF1
TF1	IG3	TF2
TG1	IG4	TG1
	IH1	TH1

Tabelle 1: Auswahl methodenrelevanter Standorte

4.4. Ausmaß rezenter Erosion und Sedimentation auf den Untersuchungsflächen

4.4.1. Variablen der ABAG im Untersuchungsgebiet

4.4.1.1. R-Faktor im Untersuchungsgebiet

Die Erosivität der Niederschläge wurde 1989 für das Saarland ermittelt (GOEDICKE & LÖFFLER, 1989). Auf Grundlage einer zehnjährigen Messreihe der Niederschläge (1975–1984) wurden für vier Standorte im Saarland (St. Arnual, Ensheim, Berus und Tholey) R-Faktoren ermittelt. Die Messstation Tholey liegt im Norden des Einzugsgebietes Theel-III, die übrigen Standorte liegen außerhalb des Untersuchungsgebietes. Die R-Faktoren liegen zwischen 51,6 und 62,7 $\text{kJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (GOEDICKE & LÖFFLER, 1989). Die höchsten R-Faktoren werden im Saarland in den Sommermonaten erreicht. Am Standort Tholey beginnt die verstärkte Erosivität im Mai und erreicht im August maximale Werte. Einhergehend mit einer geringen Bodenbedeckung führt dies zu verstärktem Bodenabtrag im Frühsommer. Die jährlichen R-Werte zeigen innerhalb des zehnjährigen Erfassungszeitraumes „relativ geringe“ Schwankungen (GOEDICKE & LÖFFLER, 1989:311). Von der Gültigkeit der R-Faktoren kann also auch heute noch ausgegangen werden. Zudem weist die Verteilung der R-Faktoren im Saarland keine „größeren regionalen Unterschiede“ auf (GOEDICKE & LÖFFLER, 1989:310). Daher sind die von GOEDICKE UND LÖFFLER erfassten R-Faktoren auf das gesamte Saarland übertragbar und der für die Messstation Tholey ermittelte R-Faktor ist für das Einzugsgebiet von Theel und III repräsentativ. In der vorliegenden Arbeit wird daher der von GOEDICKE UND LÖFFLER, ermittelte R-Faktor von 59,8 $\text{kJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$ für das gesamte Untersuchungsgebiet angenommen und in der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung verwendet.

4.4.1.2. C-Faktor im Untersuchungsgebiet

Jahr	Maisanteil	Art der Bodenbearbeitung	C-Faktor	
			Günstigster Fall- ungünstigster Fall	Mittelwert
1983	14,1%	Konventionelle Bodenbearbeitung	0,11 - 0,15	0,13
1991	21,6%	Spurlockerung	0,10 - 0,14	0,12
1999	16,0%			
2003	16,8%	WG Einsaat	0,08 - 0,12	0,10
2007	16,7%			
2010	16,4%	Mulchsaat	0,04 - 0,07	0,055
2013	18,1%			
langjähr. Mittel	17,1%			0,10125

Tabelle 2: Ermittlung des C-Faktors im Untersuchungsgebiet (FISCHER (2016) nach: LANDESAMT FÜR BERGBAU UND GEOLOGIE 2011, verändert).

Mit dem C-Faktor werden Vegetationsbedeckung und Bodenbearbeitung in die Berechnung der Hangabtragsrate einbezogen. Der C-Faktor ist eine dimensionslose Zahl und kann Werte zwischen 0,01 und 0,4 annehmen. Der C-Faktor ist maßgeblich von der Fruchtfolge, insbesondere vom Maisanteil, sowie von der Art der Bodenbearbeitung abhängig (LANDESAMT FÜR BERGBAU UND GEOLOGIE 2011). Im Rahmen einer Abschlussarbeit am Institut für Umweltforschung der Universität des Saarlandes wurde der C-Faktor für das Untersuchungsgebiet auf Grundlage agrarstatistischer Daten geschätzt (FISCHER, 2016). Hierbei wurde auf statistische Erhebungen aus den Gemeinden Eppelborn, Illingen, Lebach, Marpingen, Merchweiler und Tholey der Jahre 1983, 1991, 1999, 2003, 2007, 2010 und 2013 zurückgegriffen. Die Verknüpfung der Parameter und die Zuordnung des C Faktors wurden nach Vorgaben der Veröffentlichung des LANDESAMT FÜR BERGBAU UND GEOLOGIE (2011) auf Grundlage der für bayrische Standorte abgeleiteten C-Faktoren von SCHWERTMANN ET AL. (1987) durchgeführt. FISCHER (2016) konnte feststellen, dass in den betrachteten Jahren vorwiegend Getreide, Mais und Raps im Untersuchungsgebiet angebaut worden sind, sodass er bei der Bestimmung der jährlichen C-Faktoren jeweils von einer Mais-Getreide-Fruchtfolge bzw. einer Raps-Getreidefolge ausging. In Abhängigkeit vom prozentualen Maisanteil wurde so der jährliche C-Faktor ermittelt. Da für die Untersuchungsstandorte keine detaillierten Daten zur Bodenbearbeitung vorlagen, konnte die Bearbeitungsform für die

betrachteten Jahre nicht exakt bestimmt werden. Daher wurde ein gewichteter Mittelwert aus den der jeweiligen Bearbeitungsform zugeordneten C-Faktoren gebildet¹⁸. Innerhalb der Mais-Getreide-Fruchtfolge wird zusätzlich zwischen einem für den Erosionsschutz der Bodenoberfläche günstigstem und ungünstigstem Fall unterschieden. Da für die Fallunterscheidung keine aussagekräftigen Daten vorlagen, wurde der Mittelwert aus beiden Fällen gebildet¹⁹ (vgl. LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE, 2011). Aus den so gemittelten C-Faktoren der einzelnen Jahre wurde ein langjähriges Mittel (1983-2013) gebildet. Hieraus ergab sich für den gesamten Betrachtungszeitraum ein gemittelter C-Faktor von 0,10125.

4.4.1.3. LS-Faktoren der Ackerflächen

Der Faktor LS ist eine Verhältniszahl aus erosiver Hanglänge (L) und der Hangneigung (S). Hohe Abtragsraten entstehen vor allem bei stark geneigten Hängen oder Hangbereichen und großen Hanglängen. Beides spiegelt sich in einem hohen LS-Faktor wider.

Hangneigung der Untersuchungsflächen: S-Faktor

Die Hangneigung jedes Teilabschnitts der Untersuchungsflächen wurde gemessen. Zur besseren Vergleichbarkeit der Untersuchungsflächen wurde für jeden Hang zusätzlich die mittlere Neigung der Gesamtfläche berechnet. Da für 1961 keine detaillierten Flächendaten vorliegen, musste die Neigung der Untersuchungsfläche für 1961 geschätzt werden. In einem digitalen Geländemodell wurde die Lage der Untersuchungsflächen zum Zeitpunkt 1961 erfasst und die mittlere Hangneigung der Fläche im Modell ermittelt. Auf die Bildung von Teilabschnitten wurde verzichtet, da diese mittels Luftbildauswertung nicht hinreichend genau bestimmt werden konnten.

¹⁸ FISCHER (2016) nahm folgendes Szenario an: 1983: konventionelle Bodenbearbeitung; 1991 und 1999: Spurlockerung; 2003 und 2007: Wintergetreide-Einsaat; 2010 und 2013 Mulchsaat. Hierbei ging FISCHER von einer Veränderung der Bodenbearbeitungsformen hin zu erosionsminimierenden Verfahren aus. Die Gewichtung beruhte nicht auf empirischen Untersuchungen.

¹⁹ Fallunterscheidung in Abhängigkeit von der „Menge der an der Oberfläche verbleibenden Ernterückstände, der Zeit zwischen Bodenbearbeitung und erneuter Aussaat sowie der Verwendung einer Zwischenfrucht“ (Fischer, 2016: 72)

Hangneigungsklassen (nach KA5 ²⁰)	Klasse	Hangneigung		Bezeichnung
		in Grad	in %	
Standort				
IC1, TA2	N 2.2	3 bis <5	5 bis < 9	<i>schwach bis mittelschwach</i>
IB1, TB1, IE2, TD1, TE2	N 3.1	5 bis <7	9 bis < 12	<i>mittel</i>
IA1, IA2, IB2, ID1, ID2, IE1, IE3, IG1, IG2, IG3, IG4, IH1, IH2, IH3, TB2, TC1, TE1, TF1, TF2, TG1, TH1	N 3.2	7 bis <10	12 bis < 18	<i>mittel bis mittelstark</i>

Tabelle 3: Hangneigungsklassen der Untersuchungsflächen

Tabelle 3 stellt die mittlere Hangneigung der Untersuchungsflächen im Jahr der Probennahme dar. Mit Ausnahme der Flächen IC1 und TA2 sind alle Untersuchungsflächen mindestens mittel geneigt. Hierbei sind vier Standorte mittel geneigt (5 bis < 7°). Die übrigen Untersuchungsflächen sind mit Hangneigungen zwischen 7 und 10° mittel- bis mittelstark geneigt. Die Standorte IC1 und TA2 liegen mit Hangneigungen von 4° im Übergangsbereich von einer schwachen zu einer mittelschwachen Hangneigung. Mittlere Hangneigungen > 18° wurden auf den Untersuchungsflächen nicht gemessen.

Die Häufigkeitsverteilung der mittleren Hangneigung spiegelt die gezielte Auswahl erosionsgefährdeter Ackerflächen, die dieser Untersuchung zu Grunde liegt, wieder. Sie zeigt, dass sich die ackerbauliche Nutzung des Offenlandes im Untersuchungsgebiet größtenteils auf Flächen maximal mittelstarker Neigung konzentriert. Steilere Hänge werden aufgrund der steigenden Erosionsgefährdung nicht ackerbaulich genutzt. Die Flächen IC1 und TA1 wurden bewusst als Standorte geringerer Erosionsgefährdung ausgewählt. Sie zeichnen sich durch eine schwache Hangneigung aus.

²⁰ KA5 Tab. 9 (AD HOC AG BODEN, 2005: 58)

Erosive Hanglänge der Untersuchungsflächen: L-Faktor

Die erosive Hanglänge beschreibt den Hangbereich, auf dem Oberflächenabfluss und Feststofftransport stattfinden. Sie beginnt an der Stelle im Hang, wo der erste Oberflächenabfluss einsetzt und endet an der Stelle im Unterhang, „wo die Sedimentation des transportierten Bodenmaterials beginnt oder wo der Oberflächenabfluss in ein Gewässer übertritt“ (SCHWERTMANN ET AL., 1987).

Mittels Luftbildauswertung wurden die erosiven Hanglängen der Untersuchungsstandorte für 1961 und 2015 ermittelt. Die aktuellen Hanglängen wurden durch Geländebegehungen überprüft. Konnten für eine Untersuchungsfläche mehrere erosive Teilabschnitte festgestellt werden, wurde der Hang nach SCHWERTMANN ET AL. (1987) in mehrere Teilabschnitte untergliedert und L für jeden Teilabschnitt bestimmt.

Standort	1961		2015		
	Hangabschnitt	Hanglänge [m]*	Hangabschnitt	Hanglänge [m]	
TA2	1	290	1	415	„Fall1“
	2	160			
IE1	1	80	1	274	
	2	170			
IE3	1	250	1	385	
	2	190			
IG3	1	100	1	337	
	2	240			
IH2	1	180	1	463	
	2	250			
IH3	1	50	1	230	
	2	100			
	3	50			
TD1	1	220	1	260	
TE1	1	100	1	121	
TE2	1	130	1	136	
TF1	1	207	1	323	
IA2	1	400	1	483	
IB1	1	230	1	239	
ID1	1	180	1	241	
ID2	1	190	1	199	
IE2	1	230	1	244	
IG1	1	211	1	231	
IG2	1	230	1	276	
IG4	1	250	1	254	

Standort	1961		2015		
	Hangabschnitt	Hanglänge [m]*	Hangabschnitt	Hanglänge [m]	
TB1	1	510	1	354	„Fall 3“
TB2	1	330	1	319	
TC1	1	230	1	202	
TF2	1	330	1	147	
TG1	1	150	1	116	
TH1	1	295	1	238	
IA1	1	220	1	160	
IB2	1	270	1	226	
IC1	1	240	1	226	
	2	70	2	40	
IH1	1	320	1	111	
			2	134	

Tabelle 4: Erosive Hanglängen der Untersuchungsstandorte für die Jahre 1961 und 2015

Mit Ausnahme der Standorte IH1 und IC1 bestanden alle Untersuchungsflächen im Jahr der Probenahme aus jeweils einem zusammenhängenden erosiv wirksamen Hangbereich. Hierbei schwankt die erosiv wirksame Hanglänge mit Werten zwischen 116 m und 483 m innerhalb der Untersuchungsflächen relativ stark. Im Mittel beträgt die erosive Hanglänge der Untersuchungsstandorte 250 m.

Auf den Untersuchungsflächen IH1 und IC1 wurde der ackerbaulich genutzte Hangbereich in mehrere Teilabschnitte untergliedert. Die Standorte weisen daher im Vergleich zum Mittelwert deutlich geringere erosiv wirksame Hanglängen auf.

Durch die Anlage von mehreren Teilflächen wird die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses gebremst und somit dessen Schlepp- und Transportkraft verringert (HARTGE & HORN, 2014). Die Gefahr des Bodenabtrags auf der Fläche wird dadurch stark verringert.

Veränderung der erosiven Hanglänge seit 1961

Die erosiv wirksame Hanglänge der Untersuchungsstandorte hat sich seit 1961 unterschiedlich stark verändert.

Durch Flächenzusammenlegungen fiel die Zunahme der erosiven Hanglängen seit 1961 auf einigen Flächen deutlich stärker aus als auf anderen. Auch gibt es Untersuchungsflächen, wo kaum Veränderungen oder sogar eine Verringerung der erosiven Hanglänge stattgefunden haben.

Die Entwicklung der erosiven Hanglänge im Untersuchungsgebiet wird daher nach drei Fällen unterschieden:

Fall 1:

Sieben der insgesamt 28 Flächen wurden 1961 nicht einheitlich bewirtschaftet, sondern es befanden sich mehrere Ackerschläge auf dem Hang. Der jeweilige Hang kann demnach in mehrere erosiv wirksame Teilstücke untergliedert werden.

Die Folgen der Flurbereinigung werden in der abnehmenden Anzahl der erosiven Teilstücke der Untersuchungsflächen deutlich. Im Zuge der Flächenzusammenlegung wurden die Einzelschläge auf nahezu allen Hängen zu größeren Parzellen zusammengefasst und gleichförmig bewirtschaftet.

Der erosiv wirksame Hangbereich erstreckt sich heute auf diesen Flächen über die gesamte Bewirtschaftungsfläche und nahm im Vergleich zu 1961 zum Teil sehr stark zu.

Fall 2:

Diese zwölf Flächen wurden bereits 1961 gleichförmig bewirtschaftet, waren im Ganzen jedoch „kürzer“ als 2015. In diesen Fällen ist 2015 der ackerbaulich genutzte Hangbereich im Vergleich zu 1961 erweitert worden. Häufig sind die Hangfußbereiche in die Nutzung aufgenommen worden. Dies spiegelt sich in der Zunahme der Gesamtlänge des ackerbaulich genutzten Hangbereiches wider. Die erosive Hanglänge hat zugenommen.

Fall 3:

Auf neun Standorten konnte eine Abnahme der erosiven Hanglänge zwischen 1961 und 2015 festgestellt werden. Auch diese Flächen wurden 1961 einheitlich bewirtschaftet. Allerdings wurden hier Teilbereiche des Hanges, meist die Oberhangbereiche, aus der ackerbaulichen Nutzung herausgenommen. Sie werden heute hauptsächlich als Grünland genutzt.

Eine Besonderheit bildet die Fläche IH1. Der Hang wurde 1961 einheitlich bewirtschaftet und ist heute in zwei Parzellen unterteilt. Diese Maßnahme führte zu einer deutlichen Verringerung der erosiven Hanglängen von 320 m auf 111 und 134 m. Auch wurde ein Teil des damals bewirtschafteten Hanges aus der heutigen Bewirtschaftung herausgenommen.

Auf 19 der 28 Standorte hat die erosive Hanglänge im Laufe des Untersuchungszeitraumes zugenommen. Insgesamt betrachtet hat sich die erosive Hanglänge im Untersuchungsgebiet von durchschnittlich 206 m auf durchschnittlich 250 m erhöht, was einer Zunahme von 22% entspricht. Die Abnahme der erosiven Hanglänge auf neun Untersuchungsstandorten dämpft diese Zunahme. Betrachtet

man ausschließlich die Entwicklung der Standorte, auf denen sich die erosive Hanglänge erhöht hat, so kann eine deutlich höhere Zunahme um 73 m festgestellt werden. Dies entspricht einer Erhöhung der erosiven Hanglänge um ca. 40%.

Ermittlung des LS-Faktors

Aus erosiver Hanglänge (L) und Hangneigung (S) wurde für jede Untersuchungsfläche der LS-Faktor ermittelt. Der LS-Faktor wurde zunächst für jedes Teilstück der Untersuchungsfläche bestimmt²¹ und anschließend nach SCHWERTMANN ET AL. (1987:36) gewichtet (vgl. Kap. 3.5.3.1). Die Berechnung erfolgte nach SCHWERTMANN ET AL. (1987:29) sowie nach LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (2011: 252) nach folgender Gleichung:

$$LS = \left(\frac{L [\text{m}]}{22}\right)^m * \left(\frac{S [\%]}{9}\right) * \sqrt{\frac{S [\%]}{9}}$$

Der Hanglängenexponent m^{22} ist abhängig von der Hangneigung. Er nimmt je nach Grad der Hangneigung Werte zwischen 0,15 und 0,5 ein. Da der Hanglängenexponent stets kleiner als 1 ist, geht die erosive Hanglänge L unterproportional in die Gleichung ein. Die Hangneigung hingegen geht „leicht überproportional“ in die Berechnung des LS-Faktors ein (SCHWERTMANN ET AL. 1987:29). Die ermittelten LS-Faktoren sind jeweils für den Gesamthang gültig.

²¹ Vgl. Anhang G, S. XXVII

²² Hanglängenexponent m nach SCHWERTMANN ET AL. (1987:29), siehe: Anhang H, S. XViii

Standort	LS gemittelt 1961	LS gemittelt 2015	Standort	LS gemittelt 1961	LS gemittelt 2015
LS 1961 <LS 2015			LS 1961 ≥ 2015		
IA1	4,87	5,70	IC1	2,14	1,39
IA2	6,56	7,20	IG2	8,39	5,45
IB1	2,71	4,34	IG4	7,25	6,15
IB2	6,08	6,84	IH1	7,40	3,86
ID1	4,97	5,01	TB2	6,72	5,94
ID2	3,97	6,85	TC1	7,66	6,46
IE1	3,98	6,38	TD1	4,27	3,86
IE3	5,48	6,94	TE2	6,31	3,36
IG1	3,63	7,10	TF2	7,51	3,84
IG3	4,99	10,07	TG1	5,07	4,82
IH2	7,94	11,83	TA2	2,33	2,32
IH3	2,51	7,19	IE2	4,37	4,37
TB1	4,81	5,26			
TE1	4,14	6,40			
TF1	3,07	6,39			
TH1	4,29	5,33			

Tabelle 5: L-S-Faktoren der Untersuchungsstandorte

Der LS-Faktor spiegelt die Hangneigung und die erosive Hanglänge direkt wider. Da sich die Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Hanggeometrie zum Teil deutlich unterscheiden, ist die Spannweite des LS-Faktors erwartungsgemäß hoch. Die Werte schwanken 1961 zwischen 2,14 und 8,39 und 2015 zwischen 1,39 und 11,83. Die höhere Spannweite 2015 zeigt, dass sich die LS-Faktoren der Untersuchungsflächen im Laufe des Betrachtungszeitraums verändert haben. Auf 16 der 28 Untersuchungsflächen hat sich der LS-Faktor erhöht, auf zwölf Flächen hat sich der Faktor verringert oder nur unwesentlich verändert.

Veränderung des LS-Faktors seit 1961

In der Veränderung des LS-Faktors spiegeln sich die Maßnahmen der Flurbereinigung wider. Mit der Veränderung der Hanglänge ändert sich das Verhältnis zwischen Hanglänge und mittlerer Hangneigung der erosiv wirksamen Teilstücke und damit einhergehend der LS-Faktor. Solche Eingriffe in die Hanggeometrie haben auf fast allen Untersuchungsstandorten stattgefunden.

Wie sich eine Zunahme der erosiven Hanglänge auf den LS-Faktor auswirkt, wird insbesondere auf den Flächen deutlich, wo der LS-Faktor sehr stark zugenommen hat. So führte die Zusammenlegung von drei erosiv wirksamen Einzelflächen zu einer zusammenhängenden Ackerfläche auf Standort IH3 zu einem Anstieg des LS-

Faktors um fast das Dreifache des Wertes von 1961. Auch auf den Flächen IB1, IE1, IG3 und IH2 ist der LS-Faktor im Zuge von Flächenzusammenlegungen größer geworden.

Auch die Zunahme der erosiven Hanglänge durch die Erweiterung der landwirtschaftlich genutzten Hangbereiche spiegelt sich in erhöhten LS-Faktoren wider. Sie führte auf den Flächen IB1, ID2, IG1 und IH3 dazu, dass die LS-Faktoren stark - teilweise um das Doppelte des Wertes von 1961 - anstiegen. Auf den Flächen IB1 und ID2 reichte bereits eine Vergrößerung der erosiven Hanglänge um 9 m aus, um die LS-Faktoren fast zu verdoppeln

Die stärkste Verringerung des LS-Faktors wurde für die Flächen TF2, IH1 und IC1 festgestellt. Hier bewirkte die Abnahme der erosiven Hanglängen, dass der LS-Faktor der Flächen seit 1961 deutlich sank. Auf Fläche IH1 verursachte die Teilung der ehemals zusammenhängenden Ackerfläche in zwei erosiv wirksame Teilbereiche eine starke Verkürzung der erosiven Hanglänge. Auch die Verkleinerung der ackerbaulich genutzten Hangbereiche auf den Standorten IC1 und TF2 führte zu einer deutlichen Verringerung der LS-Faktoren.

4.4.1.4. P-Faktoren der Ackerflächen

Mit Einbezug des P-Faktors in die allgemeine Bodenabtragsgleichung finden auch erosionsmindernde Bodenbearbeitungsverfahren Berücksichtigung in der Berechnung des Hangabtrags. Hierbei wird zwischen hangparalleler Bodenbearbeitung (Bearbeitung in Gefällerichtung) und Konturnutzung (Bodenbearbeitungen quer zum Gefälle) unterschieden (LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE, 2011; SCHWERTMANN ET AL., 1987).

Die Bestimmung von P erfolgte nach SCHWERTMANN ET AL., (1987:54). Hangparalleles Pflügen wird hierbei unabhängig von der Hangneigung mit $P=1$ bemessen. Für Konturnutzung liegt P je nach Hangneigung zwischen 0,5 und 0,9. P wurde für jedes Teilstück bestimmt und anschließend zu einem Flächenmittel gewichtet.

Hangneigung [%]	P Faktor für Konturnutzung
1-2	0,6
3-5	0,5
6-8	0,5
9-12	0,6
13-16	0,7
17-20	0,8
21-25	0,9

Tabelle 6: P Faktoren für Konturnutzung (eigene Darstellung, nach: Schwertmann et al. 1987. 54, verändert)

P 1961 < P 2015			P 1961 > P 2015			P 1961 = P2015		
Standort	P gemittelt 1961	P gemittelt 2015	Standort	P gemittelt 1961	P gemittelt 2015	Standort	P gemittelt 1961	P gemittelt 2015
IA1	0,6	0,7	IC1	0,6	0,5	IA2	0,6	0,6
IB1	0,5	0,6	ID1	0,7	0,6	IB2	0,7	0,7
ID2	0,6	0,7	IG2	0,8	0,7	IE1	0,7	0,7
IG1	0,6	0,7	IG3	1,0	0,7	IE2	0,6	0,6
TE1	0,7	0,8	IG4	0,7	0,6	IE3	0,7	0,7
TH1	0,6	0,7	IH2	0,8	0,7	IH1	0,7	0,7
			TA1	0,8	0,6	IH3	0,7	0,7
			TE2	0,8	0,6	TA2	1	1
			TF1	1,0	0,7	TB1	0,6	0,6
			TF2	0,7	0,6	TB2	0,7	0,6
						TC1	0,7	0,7
						TD1	0,6	0,6

Tabelle 7: P-Faktoren der Untersuchungsflächen für die Jahre 1961 und 2015

Die P-Faktoren liegen auf den Untersuchungsflächen mit Konturnutzung zwischen 0,5 und 0,8. P-Faktoren von 0,9 treten nicht auf. Hangparallele Bodenbearbeitung wurde auf den Standorten IG3, TF1 (je 1961) und TA2 (1961 und 2015) festgestellt. Der Wechsel von der hangparallelen Bodenbearbeitung zur Konturnutzung führte auf IG3 und TF1 zu einer Verringerung des P-Faktors. Auf den übrigen Standorten erfolgte die Bodenbearbeitung sowohl 1961 als auch 2009 in Konturnutzung entgegen dem Gefälle. Auf einem Großteil der Standorte hat sich der P-Faktor zwischen 1961 und 2015 nicht verändert.

Die Veränderungen der Hanggeometrie beeinflussen auch die Entwicklung des P-Faktors. Trotz gleichbleibender Bearbeitungsrichtung hat er sich auf einigen Untersuchungsflächen von 1961 bis 2015 verändert (vgl. Tab.7). Der P-Faktor ist direkt abhängig von der Hangneigung (SCHWERTMANN ET AL., 1987). Die Veränderung der mittleren Hangneigung durch die Eingriffe in die erosive Hanglänge der Untersuchungsflächen spiegelt sich hier direkt wider.

4.4.1.5. K-Faktoren der Ackerflächen

Der K-Faktor ist ein Maß für die Erodierbarkeit eines Bodens durch Wasser und ist maßgeblich abhängig von der Bodenart. Auf Grundlage der Bodenart in den Oberböden der Untersuchungsstandorte wurde der K-Faktor für jede Ackerfläche geschätzt. Die Schätzwerte wurden der Bodenkundlichen Kartieranleitung Tab. 91 (AD HOC AG BODEN, 2005:366) entnommen. Sie können als „grobe Abschätzung der Erodierbarkeit in Abhängigkeit von der Bodenart“ (AD HOC AG BODEN, 2005: 366) interpretiert werden. Der K-Faktor kann je nach Bodenart Werte zwischen 0,1 (Eb2) und 0,5 (Eb5) einnehmen. Auch hier wurde K zunächst für jedes Teilstück und anschließend für die gesamte Ackerfläche bestimmt²³.

Standort	Bodenarten im Oberboden	K Hang	Kurzzeichen nach KA5	Erodierbarkeit nach KA5
TE1	Lt2, Lt3, Ls3	0,2 - < 0,3	Eb3	mittel
TF1				
TF2				
IE3				
IG1				
IG2				
TA2	Su4, Lu, Ls2, Tu4	0,3 - < 0,5	Eb4	hoch
TB1				
TB2				
TE2				
TH1				
IB1				
IC1				
ID1				
ID2				
IE2				
IG3				
IG4				
IH1				
IH2				
TC1	Uls, Ut3, Ut4	≥ 0,5	Eb5	sehr hoch
TD1				
TG1				
IA1				
IA2				
IB2				
IE1				
IH3				

Tabelle 8: K-Faktoren der Untersuchungsstandorte

²³ Vgl. Anhang G, S. XXVII

Die Erodierbarkeit der Böden der Untersuchungsflächen ist bis auf einige wenige Standorte als hoch bis sehr hoch einzustufen. Böden geringer oder sehr geringer Erodierbarkeit kommen auf den Untersuchungsflächen nicht vor.

Ein Vergleich der mittels Fingerprobe ermittelten Bodenarten mit der unter Laborbedingungen ermittelten Korngrößenverteilung für ausgewählte Standorte zeigte, dass in der Fingerprobe der Schluffgehalt in einigen Fällen überschätzt worden ist. Trotzdem wurde die Erodierbarkeit im Oberboden auch in diesen Fällen als mindestens mittel (Eb3) eingestuft²⁴.

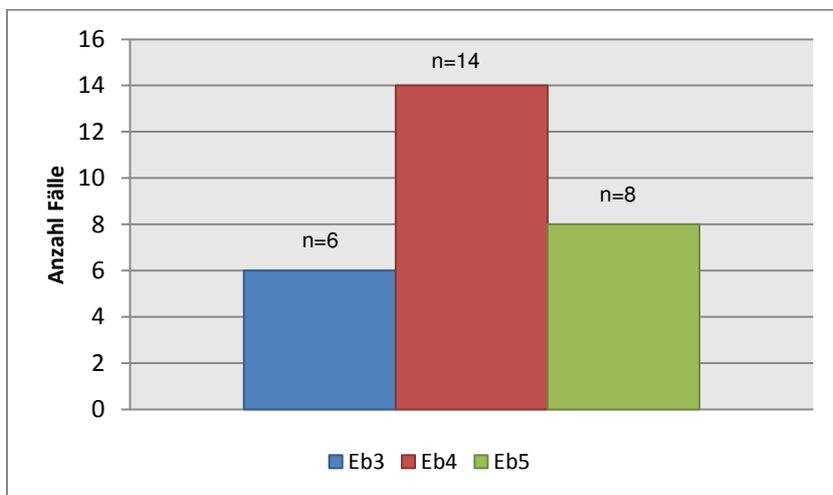


Abbildung 16: Häufigkeitsverteilung der Erodierbarkeit der Böden im Untersuchungsgebiet

Die Erodierbarkeit (Eb) der Böden der Untersuchungsflächen ist durchgehend mindestens als mittel eingestuft. Für die Hälfte der Flächen wurde eine hohe und für acht Flächen eine sehr hohe Erodierbarkeit festgestellt. Lediglich auf sechs der 28 Untersuchungsflächen wurde die Erodierbarkeit als mittel eingestuft.

Einfluss der Bodenart

Die Erodibilität von Böden nimmt mit steigendem Sand- und Schluffgehalt zu (HARTGE & HORN, 2014). Dies lässt sich auch an den Untersuchungsstandorten im Theel-III-Einzugsgebiet beobachten. Lediglich auf sechs Standorten wurde die Erodierbarkeit als mittel eingestuft. Das ausgeglichene Körnungsverhältnis der

²⁴ Vgl. Anhang N, S. XXXIII

lehmigen Oberböden wirkt hier erosionsmindernd. Die 14 Standorte, deren Erodierbarkeit als hoch eingestuft worden ist, zeichnen sich durch ein breites Bodenartenspektrum aus. Es wurden Schluffsand, Tonschluffe, schwach sandige Lehme und Schlufftone ermittelt.

Sehr hohe Erodibilität wurde auf acht Standorten festgestellt, wo der hohe Schluffgehalt der Lehm- und Tonschluffe die Widerstandsfähigkeit der Oberböden gegen Bodenerosion stark vermindert.

4.4.2. Die Bedingungen für Bodenerosion auf den Untersuchungsflächen

Hangmorphologie und Bodenart der Untersuchungsstandorte schaffen eine günstige Ausgangssituation für die Bodenerosion auf den Ackerflächen. Mit Ausnahme von zwei Standorten herrschen auf den Untersuchungsflächen mindestens mittlere und auf einem Großteil der Flächen mittel bis mittelstarke Hangneigungen. Die Böden sind aufgrund der Körnung mindestens mittel und auf den meisten Standorten hoch bis sehr hoch erosionsgefährdet. Dies schafft gute Voraussetzungen für die Bodenerosion, sodass auf den Untersuchungsflächen bereits mittlere Hangneigungen ausreichen um Prozesse der Bodenerosion in Gang zu setzen.

Durch die Maßnahmen der Flurbereinigung wurde die Erosionsgefährdung der Flächen weiter erhöht. Flächenzusammenlegungen und die Erhöhung der Schlaggrößen führten in vielen Fällen zu einem deutlichen Anstieg der erosiven Hanglänge. Das Fehlen von erosiven Teilstücken auf einem Großteil der Untersuchungsflächen begünstigt Abflussbündelung und hohe Fließgeschwindigkeiten auf den betroffenen Ackerflächen. Dies bedingt eine hohe Schlepp- und Transportkraft des Oberflächenabflusses, was die Gefahr der Bodenerosion durch Wasser und damit einhergehend die Mobilisierung und den Transport der Bodenteilchen fördert. Durch Konturnutzung kann einsetzender Oberflächenabfluss gebremst und so dessen erosive Wirkung herabgesetzt werden. Trotz Konturnutzung herrschen jedoch auf vielen Untersuchungsflächen neigungsbedingt hohe P-Faktoren. Der erosionsmindernde Effekt der Konturnutzung wird hier durch die Hangneigung herabgesetzt. SCHWERTMANN ET AL. (1987) schränken die erosionsmindernde Wirkung der Konturnutzung zusätzlich ein. Sie gilt nur für schwach erosive Niederschlagsereignisse. Im Falle starken Oberflächenabflusses kann das abfließende Wasser quer zum Gefälle angelegte Bearbeitungsfurchen und Fahrspuren durchbrechen und in Gefällerrichtung abfließen.

4.4.3. Ausmaß der aktuellen Bodenerosion nach ABAG

Auf Grundlage der nach SCHWERTMANN ET AL., (1987) vorgegebenen Methode der Gewichtung der Teilstücke eines Hanges wurde die Hangabtragsrate A der Untersuchungsflächen zunächst für jedes Teilstück berechnet, anschließend gewichtet²⁵ und zu einem Abtragswert für den Gesamhang addiert.

Standort	A Hang gesamt [t/ha/a]	A Hang gesamt [t/ha/a]	Hangabtrag gew. langjähr. Mittel	Veränderung A 1961 - 2015	
	1961	2015		1961-2015	
TG1	10,74	11,11	10,97	Zunahme	3%
TA2	5,07	5,62	5,41	Zunahme	11%
IE2	7,14	7,91	7,62	Zunahme	11%
TB1	7,00	7,99	7,62	Zunahme	14%
IA2	11,92	13,97	13,2	Zunahme	17%
IE3	5,86	6,99	6,56	Zunahme	19%
IB2	12,89	15,37	14,44	Zunahme	19%
IH2	15,59	21,17	19,07	Zunahme	36%
TH1	6,23	8,61	7,72	Zunahme	38%
TF1	4,64	6,45	5,77	Zunahme	39%
IA1	8,84	13,94	12,03	Zunahme	58%
IG3	10,56	18,4	15,46	Zunahme	74%
IE1	7,57	13,53	11,29	Zunahme	79%
TE1	4,38	8,28	6,82	Zunahme	89%
IB1	3,28	7,06	5,64	Zunahme	115%
ID2	6,49	14,46	11,47	Zunahme	123%
IH3	7,34	16,56	13,1	Zunahme	126%
IG1	3,29	8,83	6,75	Zunahme	168%
ID1	8,42	7,85	8,06	Abnahme	-7%
TD1	7,76	7,01	7,29	Abnahme	-10%
TC1	16,24	14,27	15,01	Abnahme	-12%
IG4	12,3	10,01	10,87	Abnahme	-19%
TB2	11,4	9,12	9,98	Abnahme	-20%
IG2	14,23	8,1	10,4	Abnahme	-43%
IC1	2,59	1,44	1,87	Abnahme	-44%
IH1	12,54	5,97	8,44	Abnahme	-52%
TF2	7,96	3,73	5,32	Abnahme	-53%
TE2	12,23	4,89	7,64	Abnahme	-60%
Mittelwert	8,95	9,95	9,58		
Standardabw.	3,77	4,66	3,75		
Spannbreite	13,65	19,73	17,2		

Tabelle 9: Hangabtragsraten der Untersuchungsstandorte

²⁵ Vgl. Anhang G, S. XXVII

Die Hangabtragsrate kann für drei Zeitpunkte berechnet werden:

- Hangabtrag 1961- 2015: entspricht dem Hangabtrag auf einer Ackerfläche im langjährigen Mittel; gültig für den gesamten Betrachtungszeitraum
- Hangabtrag 1961: entspricht dem Hangabtrag auf einer Ackerfläche zu Beginn des Betrachtungszeitraums
- Hangabtrag 2015: entspricht dem Hangabtrag auf einer Ackerfläche im Jahr der Probenahme

4.4.3.1. Langjährig gemittelter Hangabtrag der Untersuchungsflächen

Im 55-jährigen Mittel wurden auf den Untersuchungsflächen zwischen 1,9 und 19,1 t/ha/a Bodenmaterial durch Erosion mobilisiert. Im Flächenmittel betrug die Hangabtragsrate 9,58 (\pm 3,8) t/ha/a. Die untersuchten Ackerstandorte zeichnen sich über den gesamten Betrachtungszeitraum durch hohe Hangabtragsraten aus. Mit Ausnahme des Standortes IC1 werden auf den Untersuchungsflächen jährlich mehr als 5 t/ha/a Bodenmaterial ausgetragen. Auf 13 der 28 Standorte übersteigt der jährliche Hangabtrag 10 t/ha.

Ordnet man die Hangabtragsraten der Einzelstandorte festgelegten Hangabtragsklassen zu, so ergibt sich folgende Häufigkeitsverteilung:

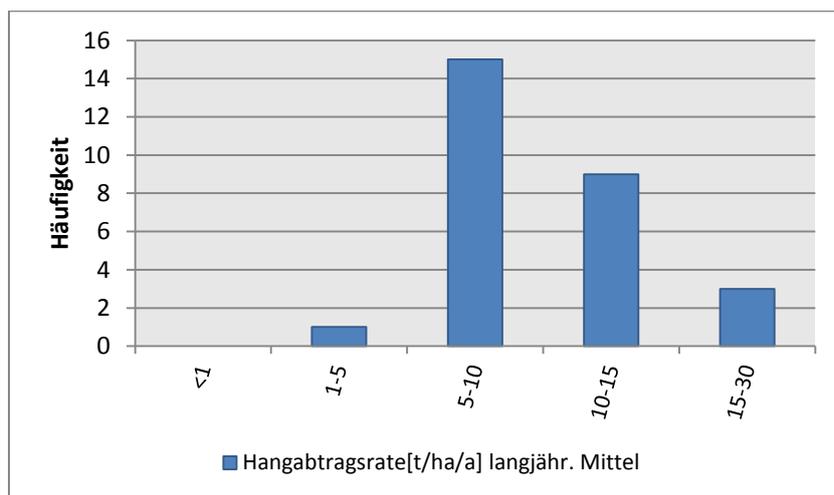


Abbildung 17: Hangabtrag im langjährigen Mittel (1961 - 2015)

Auf allen Untersuchungsflächen wurden seit 1961 jährlich mindestens 1 t/ha Bodenmaterial mobilisiert. Mit Ausnahme eines Standortes übersteigt die jährliche Hangabtragsrate den Wert von 5 t/ha/a auf allen Untersuchungsflächen. Auf etwas mehr als der Hälfte der Untersuchungsflächen (15 von 28) wurden Hangabtragsraten

von 5-10 t/ha/a ermittelt. Auf 12 Untersuchungsflächen überstieg die jährliche Hangabtragsrate Werte von 10 t/ha/a, wovon auf drei Untersuchungsflächen Hangabtragsraten von 15-30 t/ha/a erreicht worden sind. Spitzenwerte wurden auf den Standorten IH2 (19,7 t/ha/a), IG3 (15,5 t/ha/a) und TC1 (15,1 t/ha/a) erreicht.

Einfluss der Bodenart und der Hangmorphologie

Welchen Einfluss Bodenart, Hangneigung und erosive Hanglänge auf den Bodenabtrag haben, spiegelt sich in der Häufigkeitsverteilung der Hangabtragsklassen deutlich wider.

Für die Standorte IH2, IG3 und TC1 wurden im langjährigen Mittel die höchsten Hangabtragsraten (15-30 t/ha/a) festgestellt. Für diese Flächen wurden auch mit die größten L- und S-Faktoren im Untersuchungsgebiet ermittelt. Zusätzlich dazu wurden die schluffigen Oberböden dieser Untersuchungsflächen als hoch bzw. sehr hoch erosiv (Eb4, Eb5) eingestuft.

Fläche IC1 unterscheidet sich aufgrund der sehr geringen Hangabtragsrate von 1,87 t/ha/a deutlich von den übrigen Untersuchungsflächen. Obwohl die Fläche aufgrund sandig- und schluffig-lehmigen Oberböden als hoch erodierbar eingestuft worden ist, ist der potenzielle Bodenabtrag mit 1,87 t/ha/a deutlich niedriger als auf den übrigen Untersuchungsflächen. Die Untersuchungsfläche ist schwach bis mittelschwach geneigt und zeichnet sich durch geringe erosive Hanglängen sowohl 1961 als auch 2015 aus. Der Hang ist in zwei erosiv wirksame Hangbereiche unterteilt und es fand keine Flächenzusammenlegung statt. Diese Fläche zeigt exemplarisch, dass einer hohen potenziellen Erosionsgefährdung von Böden mit hohen K-Faktoren durch geringe erosive Hanglängen und die Unterteilung der Ackerfläche in mehrere Einzelschläge entgegengewirkt werden kann.

Tendenziell erreichen die Untersuchungsflächen mit den höchsten LS- und K-Faktoren auch die höchsten Hangabtragsraten. Flächen geringen Hangabtrags zeichnen sich demnach durch niedrige LS- und K-Faktoren aus.

Auf einem Großteil der Untersuchungsflächen gehen hohe K- Faktoren (Erodierbarkeit sehr hoch) mit hohen Hangabtragsraten einher. So tritt die sehr hohe Erodierbarkeit (Eb5) erst ab einem Hangabtrag von A größer 10 t/ha/a auf. Entsprechend dazu werden auf den Untersuchungsflächen mittlerer Erodierbarkeit Hangabtragsraten von 7 t/ha/a nicht überschritten.

Eine Ausnahme bilden, neben Fläche IC1, die Standorte IG2 und TD1.

Auf Fläche IG2 wurde mit $A=10,87$ t/ha/a der zweithöchste Hangabtrag im langjährigen Mittel berechnet, obwohl diese Fläche nur als mittel erodierbar (Eb3) eingestuft worden ist. Hier überlagert der relativ hohe LS-Faktor von im Mittel 6,92 den erosionsmindernden Einfluss der Bodenart. Auf Fläche TD1 wurden trotz hoher Erodierbarkeit (Eb5) für A keine Maximalwerte erreicht ($A=7,29$ t/ha/a). Ähnlich wie bei Fläche IC1 mindert der vergleichsweise geringe LS-Faktor von 4 hier den potenziellen Hangabtrag.

Mit Blick auf die tendenziell hohen L-, S-, K- und P-Faktoren der Untersuchungsflächen ist der Hangabtrag auf den untersuchten Ackerflächen erwartungsgemäß hoch. Die Werte bestätigen den starken Einfluss der Bodenart, der Hangneigung und der erosiven Hanglänge auf die Hangabtragsraten der Ackerstandorte. Es ist die Kombination dieser drei Einflussfaktoren, die das Ausmaß des Hangabtrags bestimmt. Stark schluffhaltige Oberböden sowie große erosive Hanglängen, Flächenzusammenlegungen und starke Hangneigungen begünstigen hohe Hangabtragsraten im Untersuchungsgebiet und führen zu stark erosionsgefährdeten Flächen.

4.4.3.2. Zeitliche Entwicklung des Hangabtrags

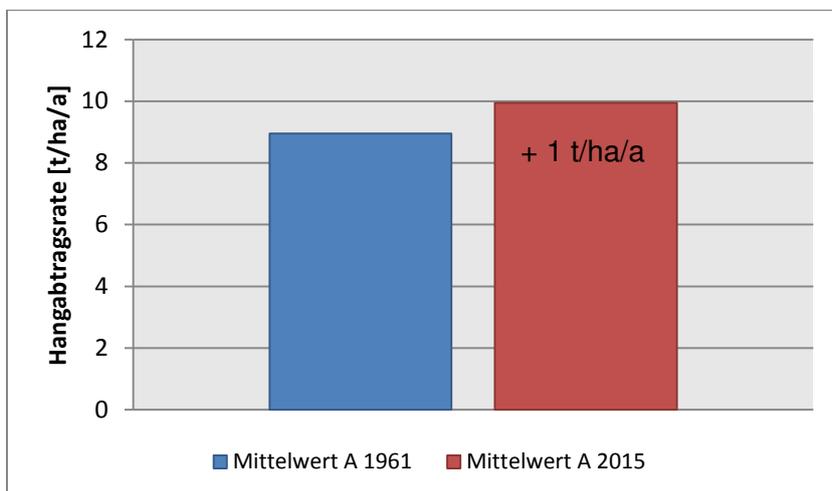


Abbildung 18: Mittlere Hangabtragsrate 1961 und 2015

Im Mittel ist der Hangabtrag auf den Untersuchungsflächen zwischen 1961 und 2015 mit +1 t/ha/a nur wenig angestiegen. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen hat sich die Hangabtragsrate jedoch deutlich verändert:

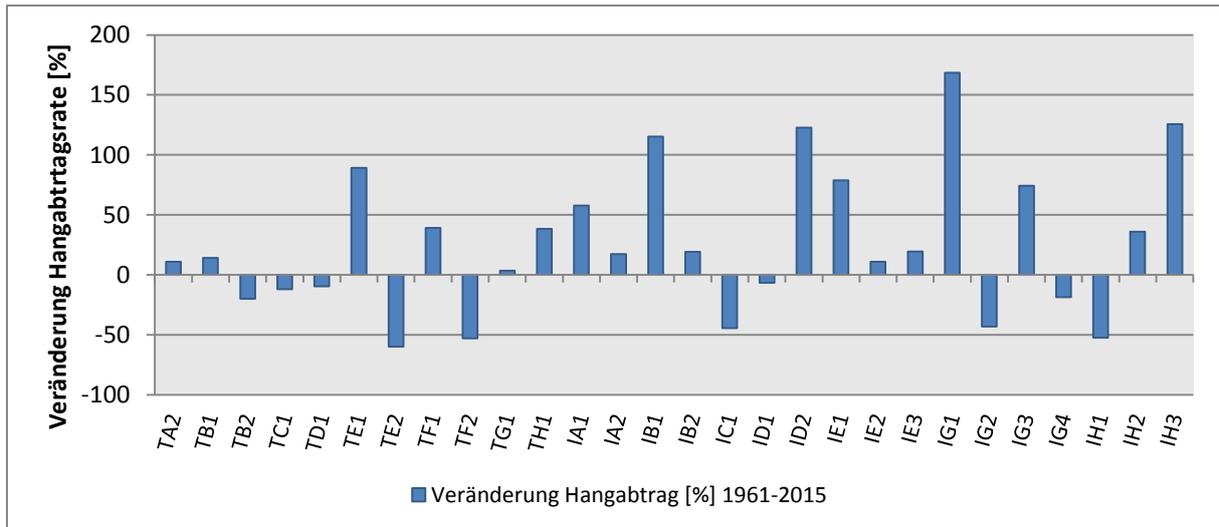


Abbildung 19: Prozentuale Veränderung der Hangabtragsrate

Veränderung der Hangabtragsrate 1961- 2015	Zahl der Fälle	
	Zunahme	Abnahme
0-25 %	7	5
25-50 %	3	2
50-100 %	4	3
>100 %	4	0

Tabelle 10: Veränderung der Hangabtragsrate 1961- 2015

Auf 18 der 28 Untersuchungsstandorte hat die Hangabtragsrate zwischen 1961 und 2015 zugenommen. Für sieben Standorte wurde eine Zunahme $\leq 25\%$ ermittelt, auf drei Standorten stieg die Hangabtragsrate zwischen 25% und 50% an. Auf vier Standorten hat sich die Hangabtragsrate um 50%-100% erhöht und auf vier weiteren Standorten ist die Hangabtragsrate um mehr als 100% angestiegen.

Auf insgesamt zehn Flächen hat die Hangabtragsrate seit 1961 abgenommen. Davon hat sie sich auf fünf Flächen um maximal 25% und auf zwei Standorten zwischen 25% und 50% verringert. Auf drei Standorten nahm die Hangabtragsrate um 50% bis 25% ab.

Insgesamt hat sich die Hangabtragsrate auf zwölf Standorten nur wenig verändert (max. $\pm 0-25\%$). Es ist davon auszugehen, dass die Standortbedingungen hier im Betrachtungszeitraum mehr oder weniger konstant geblieben sind.

Auf fünf Standorten hat sich die Hangabtragsrate deutlich verringert (um mehr als 25%). Auf diesen Standorten haben der LS-Faktor sowie der P-Faktor seit 1961 deutlich abgenommen.

Dementsprechend ist der deutliche Anstieg der Hangabtragsrate (> 25%) auf elf Standorten auf die Vergrößerung der erosiven Hanglänge bzw. auf die Erhöhung des P-Faktors, also eine Verschlechterung des Erosionsschutzes, zurückzuführen. An den Standorten IB1, ID2, IG1 und IH3 hat die Hangabtragsrate um mehr als 100% zugenommen. Hier haben sich sowohl der LS- als auch der P-Faktor seit 1961 deutlich erhöht.

Der geringe Anstieg des Hangabtrags im Mittel liegt zum einen daran, dass sich die Standortbedingungen, insbesondere die erosive Hanglänge sowie die Bearbeitungsrichtung, auf einigen Untersuchungsflächen im Laufe des Betrachtungszeitraums nur noch wenig verändert haben (die Hangabtragsrate bleibt hier zwischen 1961 und 2015 unverändert hoch). Zum anderen wurde auf 10 Standorten eine Abnahme des potenziellen Bodenabtrags festgestellt, was eine Herabsenkung des Mittelwertes bewirkt hat. Der Mittelwert eignet sich demnach nur bedingt, um die Entwicklung des Hangabtrages im Untersuchungsgebiet realistisch darzustellen. Vielmehr ist es sinnvoll, die Entwicklung des Hangabtrages standortbezogen klassenweise zu betrachten.

Werden die Hangabtragsraten der Einzelstandorte klassifiziert, ergibt sich die in Abb. 20 dargestellte Häufigkeitsverteilung

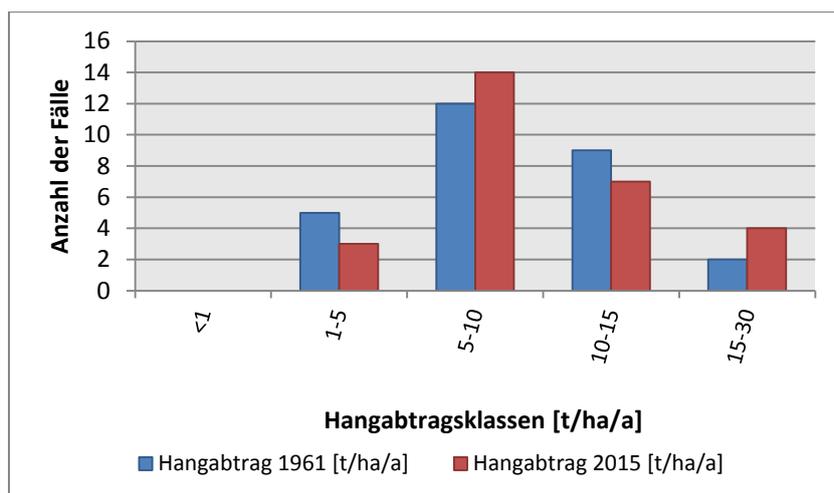


Abbildung 20: Häufigkeitsverteilung der Hangabtragsklassen 1961 und 2015

Der Hangabtrag hat sich 2015 im Vergleich zu 1961 zu höheren Abtragsklassen hin entwickelt. Die Anzahl der Flächen mit Hangabtragsraten von 10-15 t/ha/a hat zugunsten der Flächen mit Raten > 15 t/ha/a abgenommen. Ebenso treten im

Untersuchungsgebiet 2015 weniger Flächen mit geringen Hangabtragsraten von 1-5 t/ha/a und mehr Flächen mit 5-10 t/ha/a Hangabtrag auf.

Insgesamt hat sich der Hangabtrag im Untersuchungsgebiet verstärkt. Die Anzahl der Untersuchungsflächen mit geringen Hangabträgen von 1-5 t/ha/a hat abgenommen. Gleichzeitig ist die Anzahl der Untersuchungsflächen mit sehr hohen Hangabtragsraten deutlich angestiegen.

Einfluss der landwirtschaftlichen Veränderungen auf den Bodenabtrag der Untersuchungsflächen

Die Entwicklung der Hangabtragsraten zwischen 1961 und 2015 zeigt, dass sich die Eingriffe in die Hangmorphologie und die Bewirtschaftungsweise direkt auf das Erosionsgeschehen der Untersuchungsflächen ausgewirkt haben.

Flächenzusammenlegungen, Inkulturnahme bisher ungenutzter Hangbereiche und Intensivierung der Landwirtschaft haben auf vielen Standorten zur Zunahme der erosiven Hanglänge und damit einhergehend auch zu einer Zunahme des P-Faktors geführt. In der Folge hat sich die Hangabtragsrate auf den betroffenen Untersuchungsflächen seit 1961 deutlich erhöht. Gleichzeitig bedingten die Verringerung der erosiven Hanglänge und der Wechsel von einer hangparallelen Bodenbearbeitung zur Konturnutzung eine deutliche Verringerung der Hangabtragsrate auf den entsprechenden Untersuchungsflächen. Der LS-Faktor sowie der P-Faktor wurden hier merklich reduziert.

4.5. Sedimentationsraten der Untersuchungsstandorte

Aus den Stofftiefenfunktionen der Tracer PO_4 und ^{137}Cs in den kolluvialen Hangsedimenten wurde die Mächtigkeit der seit 1960 abgelagerten Sedimente berechnet²⁶. Aus der Alters-Tiefen-Funktion im jeweiligen Kolluvium wurde für jeden Standort die jährliche Sedimentationsrate am Hangfuß in [t/ha/a] abgeleitet. Hier stellte sich heraus, dass nicht für alle Untersuchungsstandorte eine Sedimentationsrate ermittelt werden konnte. Auf 12 der 28 Standorte waren die seit 1960 abgelagerten Hangfußsedimente zu gering mächtig um eine

²⁶ Vgl. Anhang F, S. XXI

Sedimentationsrate zu bestimmen. Diese Standorte können in den weiteren Analyseschritten nicht berücksichtigt werden.

Die Sedimentationsrate beschreibt die zwischen 1960 und 2015 jährlich abgelagerte Sedimentmenge in [t/ha/a] und gilt für den gesamten Betrachtungszeitraum.

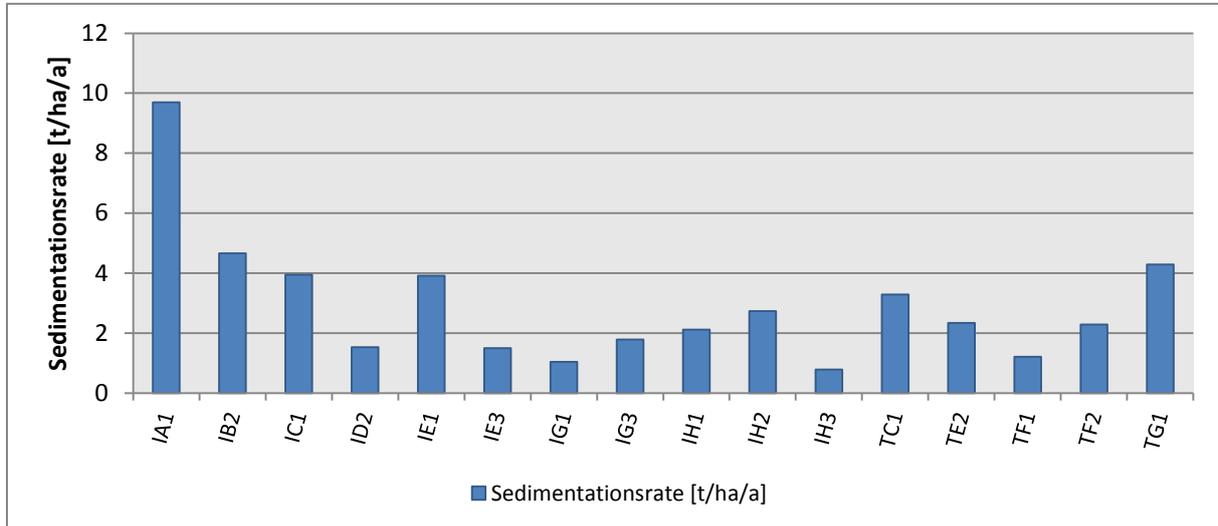


Abbildung 21: Sedimentationsrate der Untersuchungsflächen

Die jährliche Sedimentationsrate schwankt zwischen 0,8 und 9,7 t/ha/a und liegt im Mittel bei 2,9 t/ha/a ($\pm 2,3$). Der Medianwert beträgt 2,3 t/ha/a. Die hohe Varianz der Messwerte zeigt, dass sich die Einzelstandorte zum Teil sehr deutlich in ihren Sedimentationsraten unterscheiden und dass sich die Sedimentationsraten, die auf den einzelnen Untersuchungsflächen auftreten, innerhalb einer großen Spannweite bewegen.

Vergleich von Sedimentationsrate und Hangabtragsrate

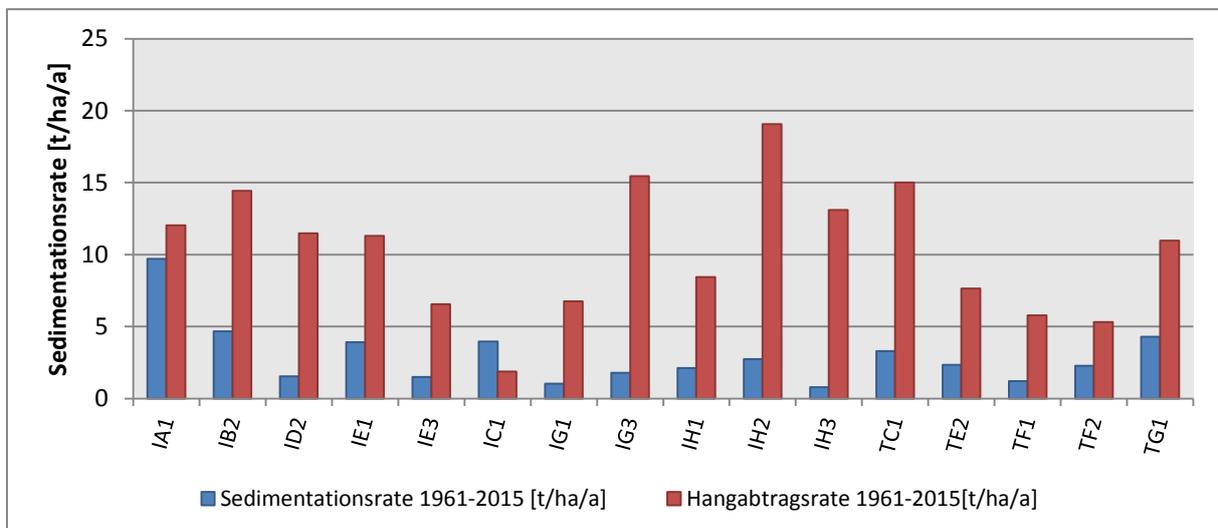


Abbildung 22: Sedimentationsraten und Hangabtragsraten der Untersuchungsstandorte

Im Laufe des Betrachtungszeitraums wurden in den untersuchten Kolluvien Sedimentationsraten zwischen 0,8 und 9,7 t/ha/a festgestellt. Die Hangabtragsraten schwanken zwischen 1,9 t/ha/a und 19 t/ha/a. Es wurden in den Kolluvien pro Hektar Ackerfläche zwischen 143 t und 534 t Bodenmaterial abgelagert. Im gleichen Zeitraum wurden auf den korrespondierenden Ackerflächen zwischen 103 t und 1049 t Bodenmaterial pro Hektar mobilisiert. Im Mittel ist die seit 1961 am Hangfuß abgelagerte Sedimentmenge mit 160 t/ha um mehr als ein Drittel niedriger als die im gleichen Zeitraum am Hang mobilisierte Bodenmenge mit 568 t/ha im Mittel. Es besteht demnach eine deutliche Differenz zwischen der Menge des auf den Ackerflächen mobilisiertem Bodenmaterials und der Menge des am Hangfuß abgelagerten Sediments.

Auf Fläche IC1 übersteigt die Sedimentationsrate mit 3,95 t/ha/a die über den Betrachtungszeitraum gemittelte Hangabtragsrate um 2,08 t/ha/a. Standort IC1 unterscheidet sich von den übrigen Untersuchungsstandorten durch eine deutlich geringere Hangneigung. Hier traten über den gesamten Betrachtungszeitraum hin die geringsten Hangabtragsraten auf. Dieser Fall zeigt, dass der methodische Ansatz bei Standorten geringer Hangneigungen und kleinen Hangabtragsraten fehleranfällig wird. Die Menge des sedimentierten Bodenmaterials muss stets kleiner oder gleich der Menge des am Hang mobilisierten Materials sein. Übersteigt die Sedimentationsrate die Hangabtragsrate, legt dies den Schluss nahe, dass die Hangabtragsrate unterschätzt worden ist. Im Falle des Standortes IC1 beträgt der Fehler 2,08 t/ha/a.

Klassifiziert man die Sedimentationsraten der Untersuchungsstandorte entsprechend dem in Kap. 4.4.3.2 verwendeten Klassifikationsschema der Hangabtragsraten, so zeigt die Sedimentationsrate die in Abb. 23 dargestellte Häufigkeitsverteilung.

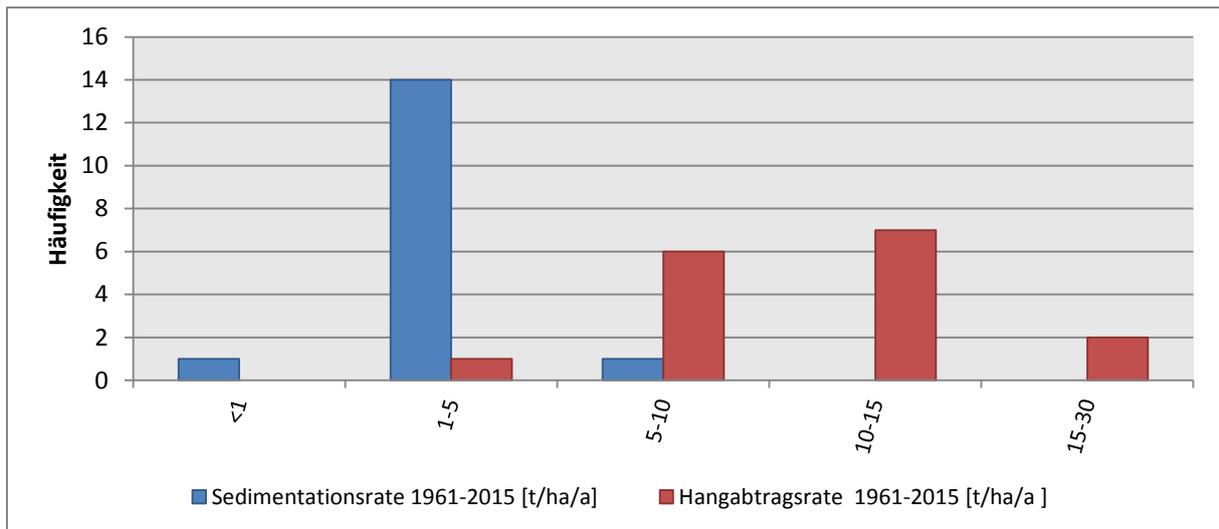


Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung der Sedimentationsrate und der Hangabtragsrate im langjährigen Mittel

Auf 14 von 16 Standorten liegt die Sedimentationsrate im Bereich 1-5 t/ha/a. Eine Sedimentationsrate von 5-10 t/ha/a wurde an einem Standort gemessen, ebenso wurde für einen Standort eine Sedimentationsrate < 1 t/ha/a ermittelt.

Der Vergleich der Häufigkeitsverteilung der Hangabtragsraten und der Sedimentationsraten zeigt, dass letztere in einem deutlich niedrigeren Wertebereich als die Hangabtragsraten liegen. Auf 15 der 16 Untersuchungsflächen überschreitet die Sedimentationsrate den Wert von 5 t/ha/a nicht. Dieser Wert liegt im unteren Wertebereich der Hangabtragsraten im langjährigen Mittel.

Die geringen Sedimentationsraten und damit einhergehend die geringen abgelagerten Sedimentmengen am Hangfuß der Untersuchungsflächen bei gleichzeitig deutlich höheren Hangabtragsraten deuten darauf hin, dass das am Hang erodierte Bodenmaterial nicht vollständig am Hangfuß gespeichert worden ist, sondern dass ein Teil der am Hang mobilisierten Feststoffmenge über den kolluvialen Hangfußbereich hinaus transportiert worden ist.

4.6. Ausmaß des Sedimentaustrags auf den Untersuchungsflächen

Standort	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) [t/ha/a]	Sed.Rate [t/ha/a]	Sedimentaustrag [%]			Sedimentaustragsrate [t/ha/a]		
	1961	2015	1961-2015	[t/ha/a]	1961	2015	1961-2015	1961	2015	1961-2015
IA1	8,84	13,94	12,03	9,70	0	30,42	19,37	0	+4,24	+2,33
IB2	12,89	15,37	14,44	4,66	63,85	69,68	67,73	+8,23	+10,71	+9,78
IC1*	2,59	1,44	1,87	3,95	0	0	0	0	0	0
ID2	6,49	14,46	11,47	1,53	76,39	89,40	86,64	+4,96	+12,93	+9,94
IE1	7,57	13,53	11,29	3,91	48,37	71,12	65,4	+3,66	+9,62	+7,39
IE3	5,86	6,99	6,57	1,50	74,34	78,49	77,1	+4,36	+5,49	+5,06
IG1	3,29	8,83	6,75	1,04	68,48	88,24	84,62	+2,26	+7,79	+5,72
IG3	10,56	18,40	15,46	1,78	83,14	90,32	88,48	+8,78	+16,62	+13,68
IH1	12,54	5,97	8,44	2,11	83,18	64,65	74,98	+10,43	+3,86	+6,33
IH2	15,59	21,17	19,08	2,73	82,47	87,10	85,68	+12,85	+18,44	+16,34
IH3	7,34	16,56	13,10	0,78	89,33	95,27	94,02	+6,56	+15,78	+12,32
TC1	16,24	14,27	15,01	3,29	79,77	76,98	78,11	+12,96	+10,98	+11,72
TE2	12,23	4,89	7,64	2,34	80,83	52,08	69,33	+9,88	+2,55	+5,30
TF1	4,64	6,45	5,77	1,21	73,92	81,23	79,03	+3,43	+5,24	+4,56
TF2	7,96	3,73	5,32	2,28	71,41	38,98	57,19	+5,69	+1,45	+3,04
TG1	10,74	11,11	10,97	4,29	60,02	61,36	60,87	+6,44	+6,82	+6,68
MW	9,09	11,07	10,33	2,94	64,72	67,21	68,03	6,28	8,28	7,51
Standardabw	4,12	5,74	4,55	2,17	27,24	25,86	25,24	4,03	5,59	4,44
Spannbreite	13,65	19,73	17,21	8,92	89,33	95,27	94,02	12,96	18,44	16,34

Tabelle 11: Ergebnisse der Bilanzrechnung: Hangabtragsrate, Sedimentationsrate und Sedimentaustragsrate zu verschiedenen Betrachtungszeitpunkten

Aus der Differenz zwischen der Hangabtragsrate (A) und der Sedimentationsrate (SR) wurde für jeden Standort der Sedimentaustrag in [t/ha/a] berechnet.

Die Sedimentaustragsrate kann für drei Zeitpunkte berechnet werden:

- Sedimentaustrag 1961- 2015: $A_{1961-2015} - SR$; entspricht dem Sedimentaustrag aus einer Ackerfläche im langjährigen Mittel; gültig für den gesamten Betrachtungszeitraum
- Sedimentaustrag 1961: Differenz $A_{1961} - SR$; entspricht dem Sedimentaustrag aus einer Ackerfläche zu Beginn des Betrachtungszeitraums
- Sedimentaustrag 2015: Differenz $A_{2015} - SR$; aktueller Sedimentaustrag; entspricht dem Sedimentaustrag aus einer Ackerfläche im Jahr der Probenahme

Die für die Untersuchungsflächen ermittelten Einzelwerte weisen sehr hohe Spannbreiten auf. Teilweise weichen die Sedimentaustragsraten stark vom jeweiligen Mittelwert ab. Das Ausmaß des Sedimentaustrags schwankt je nach Standort im Untersuchungsgebiet stark.

4.6.1. Sedimentausttrag im langjährigen Mittel

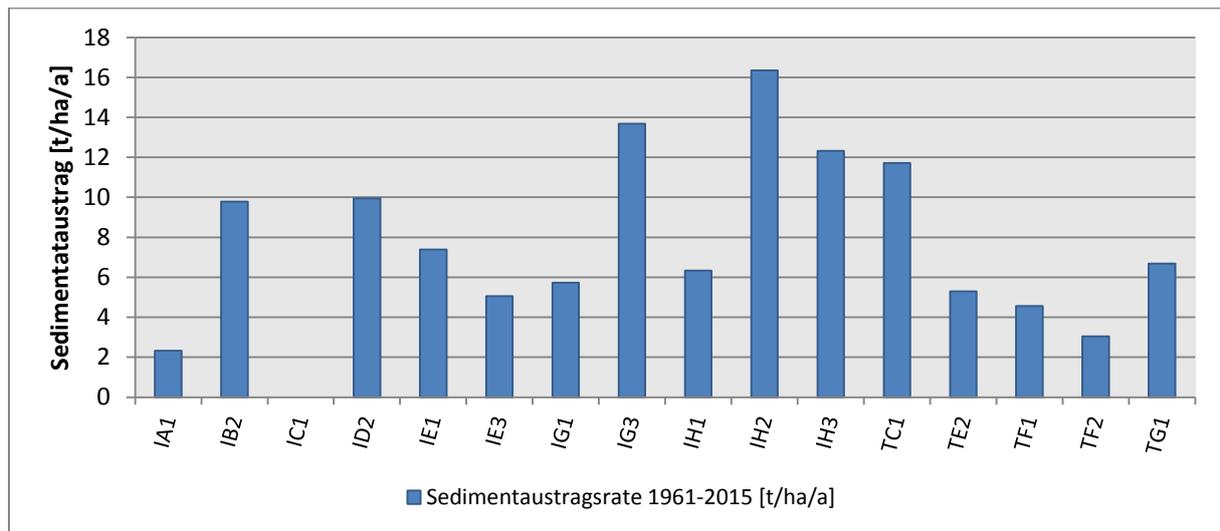


Abbildung 24: Sedimentausttragsrate [t/ha/a] 1961-2015

Zwischen 1961 und 2015 wurden aus den Untersuchungsflächen jährlich zwischen 0 und 16,3 t Bodenmaterial pro ha Ackerfläche ausgetragen. Am Untersuchungsstandort IC1 wurde kein Sedimentausttrag festgestellt. Die höchsten Sedimentausttragsraten wurden auf den Flächen IH2 (16,3 t/ha/a), IG3 (13,7 t/ha/a), IH3 (12,3 t/ha/a) und TC1 (11,7 t/ha/a) erreicht. Hier liegt die Sedimentausttragsrate jeweils über 10 t/ha/a. Im Mittel lag die Sedimentausttragsrate bei 7,5 t/ha/a ($\pm 4,4$). Der Medianwert beträgt 6,7 t/ha/a. Die hohe Varianz der Sedimentausttragsrate spiegelt die große Spannbreite der Werte auf den einzelnen Untersuchungsflächen wider. Die Werte, die der Sedimentausttrag auf den Einzelstandorten einnimmt, weichen teilweise deutlich vom Mittelwert 7,5 t/ha/a ab und unterscheiden sich auf den einzelnen Untersuchungsflächen stark.

Im Vergleich mit den Hangabtragsraten lässt sich feststellen, dass die Hangabtragsrate im langjährigen Mittel auf allen Untersuchungsflächen, für die ein Sedimentausttrag festgestellt worden ist, den Wert von 5 t/ha/a übersteigt.

Wird der Anteil der ausgetragenen Sedimente an der auf der Ackerfläche mobilisierten Gesamtmenge an Bodenmaterial berechnet, so ergibt sich für jede Untersuchungsfläche folgende prozentuale Darstellung des Sedimentaustrags:

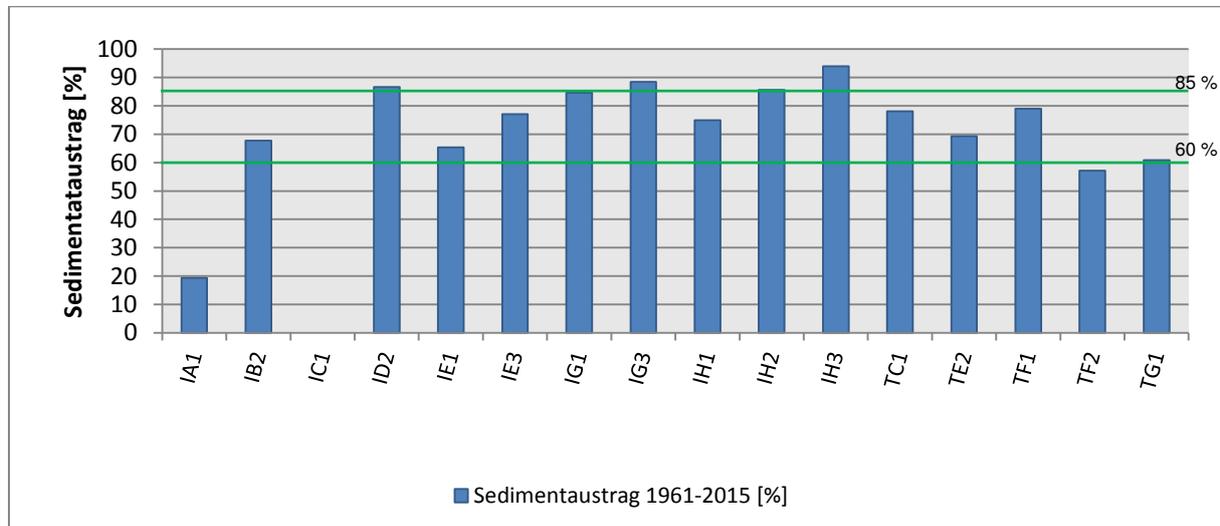


Abbildung 25: Sedimentaustrag [%] 1961-2015

Zwischen 1961 und 2015 wurden auf den Untersuchungsflächen im Mittel 68% ($\pm 25\%$) des am Hang mobilisierten Bodenmaterials aus den Ackerflächen ausgetragen. Auf den einzelnen Untersuchungsstandorten bewegt sich der Sedimentaustrag zwischen 0% und 94 % des mobilisierten Hangmaterials. Außer auf den Flächen IA1 und IC1 wurden auf allen Untersuchungsflächen jeweils mehr als 50% des am Hang mobilisierten Bodenmaterials aus der Ackerfläche ausgetragen. Auf einem Großteil der Untersuchungsflächen bewegt sich der Sedimentaustrag im Bereich zwischen 60% und 85%. Auf drei Standorten betrug der Sedimentaustrag mehr als 85% des mobilisierten Materials. Insgesamt wurden pro Hektar Ackerfläche jährlich zwischen 2 und 16 t Bodensediment aus den Ackerflächen ausgetragen.

4.6.2. Zeitliche Entwicklung des Sedimentaustrags

Sedimentaustrag im Jahr der Probenahme

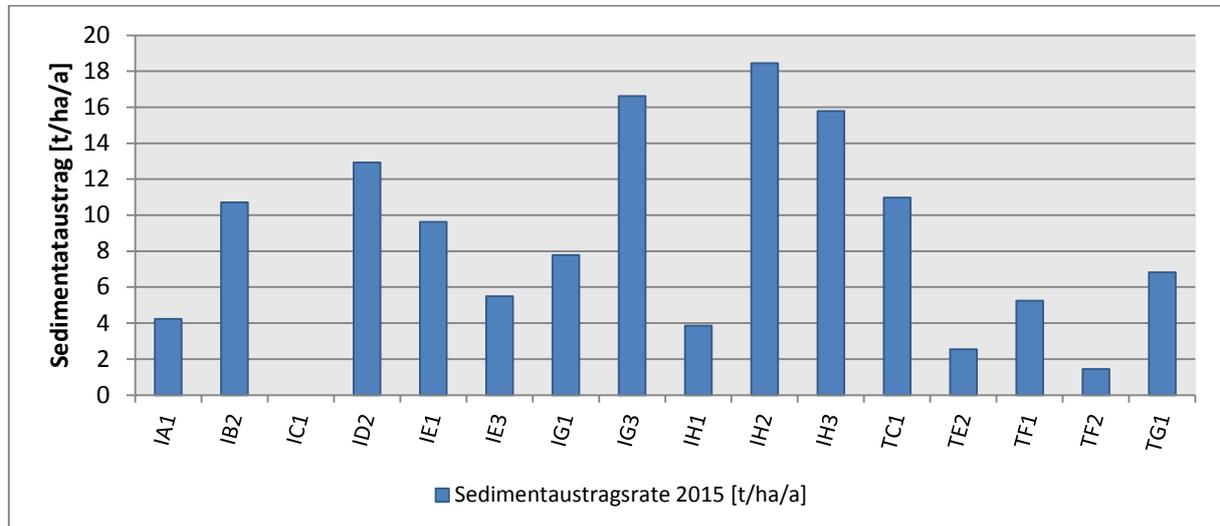


Abbildung 26: Sedimentaustragsrate [t/ha/a] 2015

Für das Jahr der Probenahme wurden auf Basis der ABAG auf den Untersuchungsflächen Sedimentaustragsraten zwischen 0 und 18,4 t/ha/a Bodenmaterial ermittelt. Mit 18,4 t/ha/a und 1,5 t/ha/a wurden 2015 sowohl die höchste als auch die niedrigste Sedimentaustragsrate im gesamten Betrachtungszeitraum gemessen. Dementsprechend wurden 2015 auch die höchste Spannweite und die höchste Varianz der Messwerte für den Betrachtungszeitraum erreicht. Auch im Jahr der Probenahme wurden auf den Standorten IH2, IG3, und IH3 mit Werten zwischen rund 15 und 18 t/ha/a die höchsten Sedimentaustragsraten erreicht. Mit 12,9 t/ha/a wurde auch auf Fläche ID2 ein Spitzenwert erreicht. Auf Fläche IC1 fand kein Sedimentaustrag statt. Im Mittel überstieg der Sedimentaustrag mit 8,3 t/ha/a ($\pm 5,6$) das langjährige Mittel (1961-2015) leicht. Unter heutigen Landnutzungsbedingungen ist im Untersuchungsgebiet demnach ein durchschnittlicher Sedimentaustrag von 8,3 t/ha/a zu erwarten.

Auch für 2015 kann beobachtet werden, dass die Hangabtragsraten der Untersuchungsflächen, auf denen ein Sedimentaustrag festgestellt worden ist, weitgehend oberhalb von 5 t/ha/a liegen. Lediglich auf den Flächen TE2 und TF2 wurde trotz Hangabtragsrate < 5 t/ha/a ein Sedimentaustrag festgestellt.

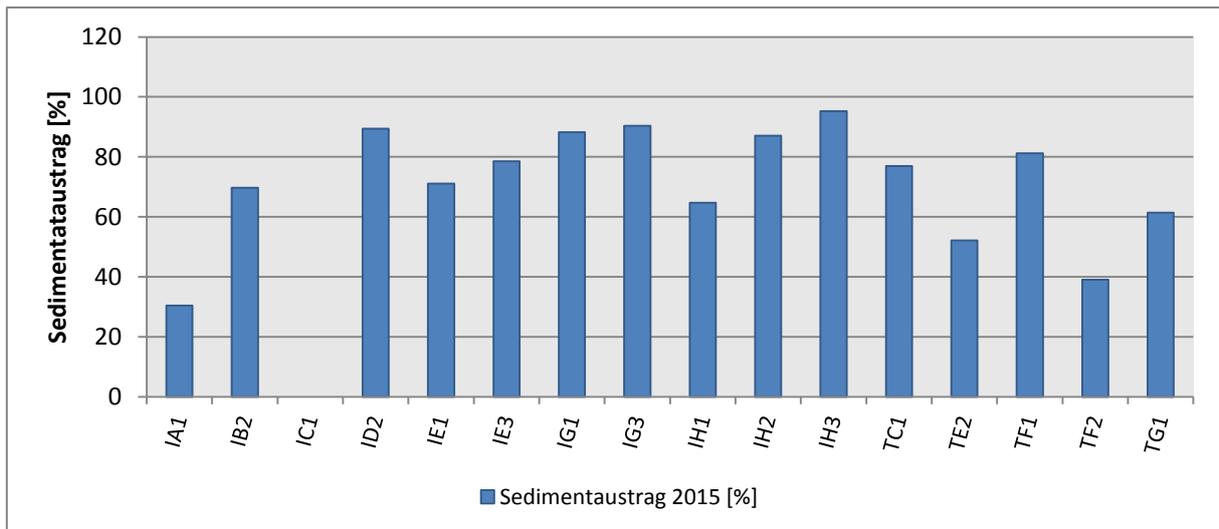


Abbildung 27: Sedimentausttrag [%] 2015

2015 wurden im Mittel 67% des am Hang mobilisierten Materials aus der Fläche ausgetragen. Auf den Einzelflächen schwankt der Sedimentausttrag zwischen 0 % und 89% des mobilisierten Bodenmaterials. Auf sechs Untersuchungsflächen betrug der Feststoffaustrag mehr als 80% des Bodenabtrags.

Unter aktuellen Landnutzungsbedingungen werden durchschnittlich 67% des am Hang mobilisierten Bodenmaterials aus den Ackerflächen ausgetragen.

Sedimentausttrag zu Beginn des Betrachtungszeitraums

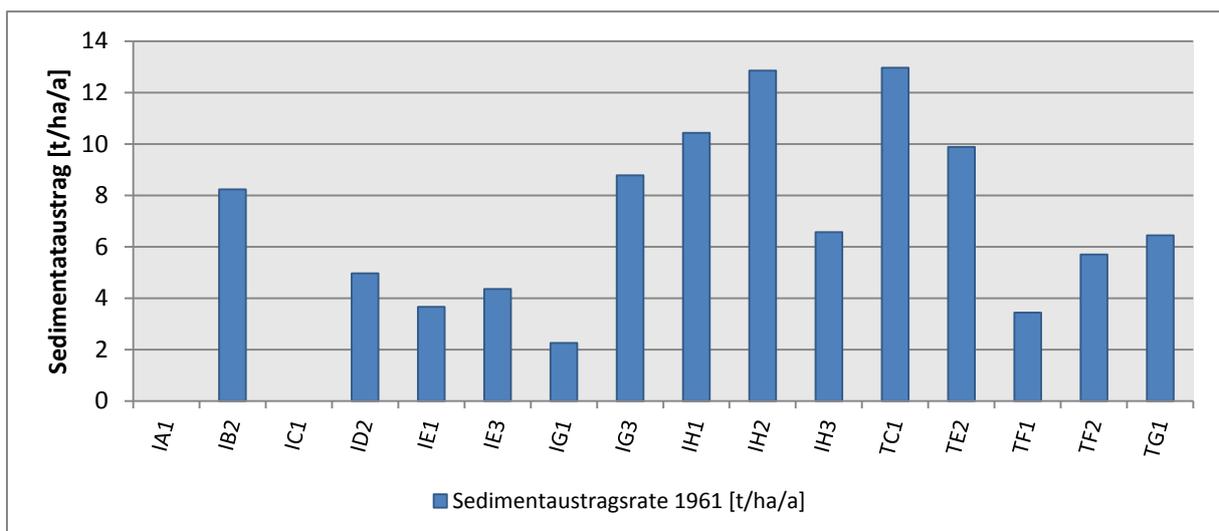


Abbildung 28: Sedimentausttragsrate [t/ha/a] 1961

Zu Beginn des Betrachtungszeitraums wurden zwischen 0 und 13 t/ha/a Bodenmaterial aus den Ackerflächen ausgetragen. Neben dem Standort IC1 fand

1961 auch auf Standort IA1 kein Sedimentaustrag statt. Im Mittel lag die Sedimentaustragsrate mit 6,3 t/ha/a ($\pm 4,0$) unterhalb des langjährigen Mittels. Die höchsten Sedimentaustragsraten wurden mit knapp 13 t/ha/a auf den Flächen TC1 und IH3 erreicht. Mit Ausnahme der Standorte IG1 und TF1 konnte auch 1961 ein Sedimentaustrag nur auf den Untersuchungsflächen festgestellt werden, auf denen Hangabtragsraten > 5 t/ha/a ermittelt worden sind.

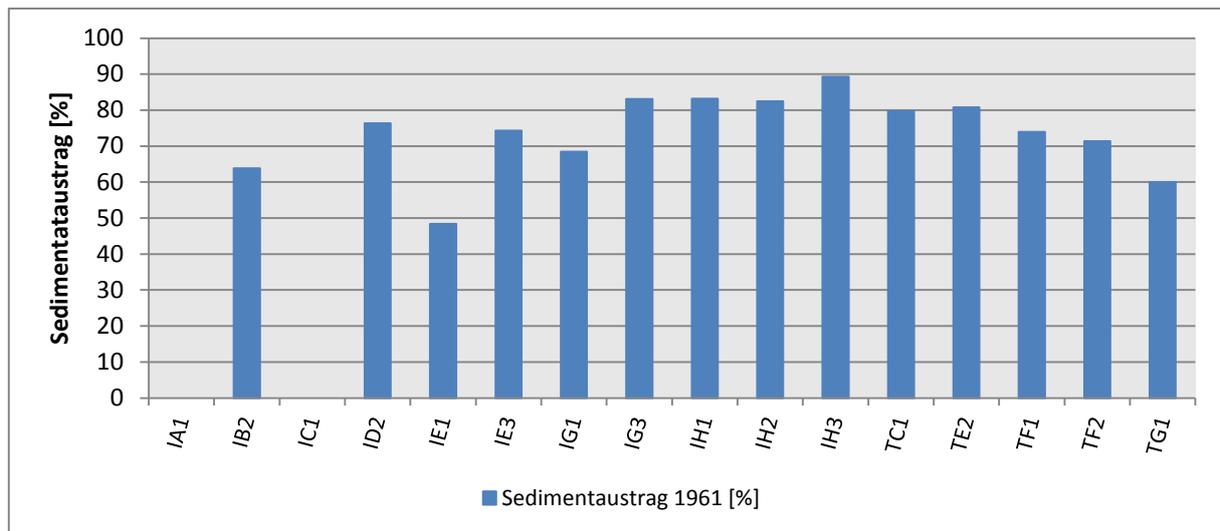


Abbildung 29: Sedimentaustrag [%] 1961

Auf den Untersuchungsflächen wurden zwischen 0% und 89% des mobilisierten Bodenmaterials ausgetragen. Im Mittel betrug der Sedimentaustrag 65%. Ein Sedimentaustrag $> 80\%$ wurde auf fünf Flächen erreicht.

Entwicklung des Sedimentaustrags seit 1961

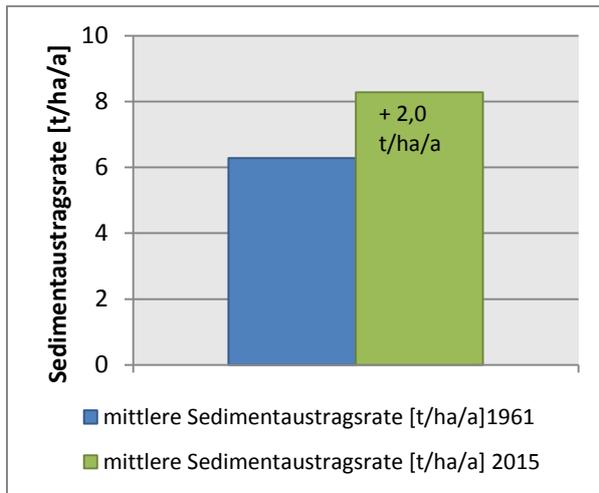


Abbildung 30: Mittlere Sedimentaustragsrate [t/ha/a] 1961 und 2015

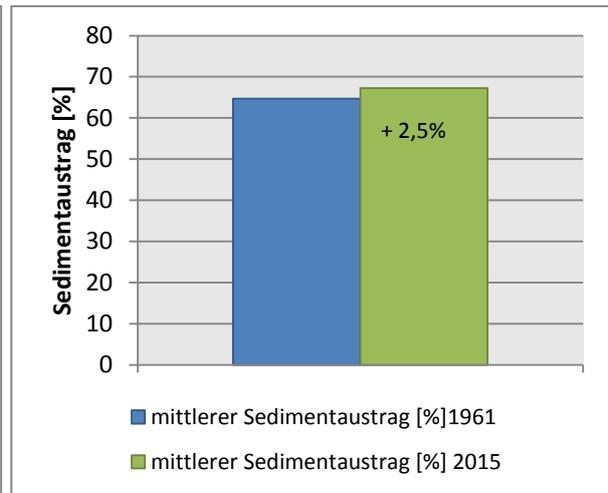


Abbildung 31. Sedimentaustrag [%] 1961 und 2015

Zwischen 1961 und 2015 stieg die Sedimentaustragsrate auf den Untersuchungsflächen im Mittel um 2,2 t/ha/a an. 1961 wurden jährlich im Mittel 6,3 t/ha/a Bodenmaterial aus den Ackerflächen ausgetragen, 2015 betrug die Sedimentaustragsrate im Flächenmittel 8,3 t/ha/a. Dementsprechend wurden 1961 65% des am Hang mobilisierten Bodenmaterials mobilisiert, 2015 waren es 67%. Im Laufe des Betrachtungszeitraums nahm der Sedimentaustrag um 2,5% zu.

Entwicklung des Sedimentaustrags auf den Untersuchungsflächen

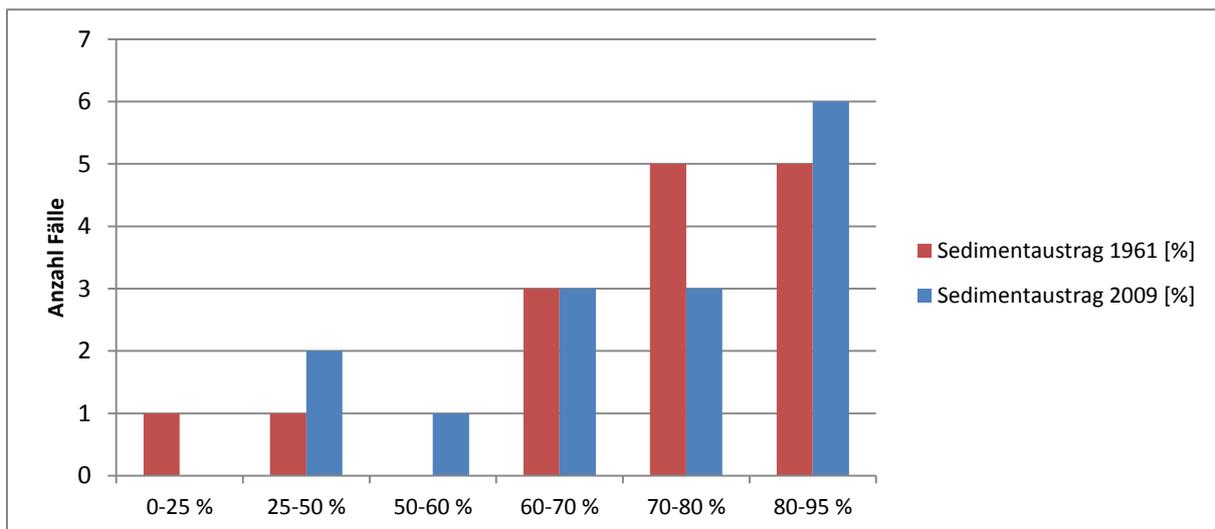


Abbildung 32: Häufigkeitsverteilung der Sedimentaustragsklassen 1961 und 2015

Generell konnte für das Untersuchungsgebiet ein sehr hoher Sedimentaustrag aus den Ackerflächen in die Fließgewässer ermittelt werden. Sowohl 1961 als auch 2015

lag der Sedimentaustrag auf 86% der Flächen über 50% des am Hang mobilisierten Bodenmaterials. Unterschiede in der Häufigkeitsverteilung zeigen sich vor allem im Bereich geringen und sehr hohen Sedimentaustrags. 2015 lag der Sedimentaustrag auf keiner Fläche unter 25%. Gleichzeitig stieg die Zahl der Flächen mit einem Sedimentaustrag > 80% im Vergleich zu 1961 leicht an.

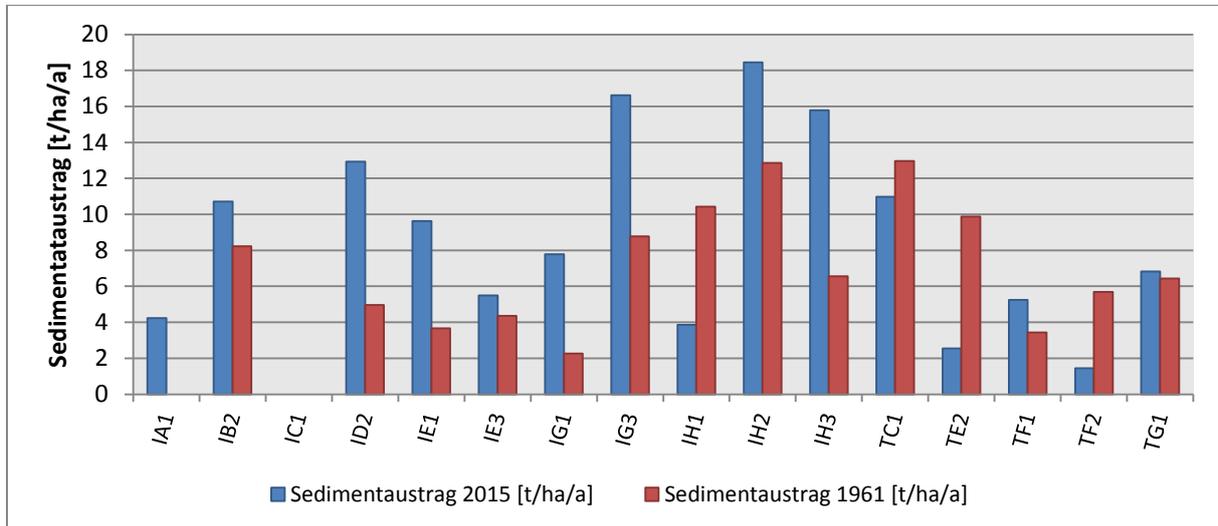


Abbildung 33: Sedimentaustragsraten auf den Untersuchungsflächen 1961 und 2015

Auch wenn der Sedimentaustrag im Mittel wenig zugenommen hat, ist er im Einzelfall seit 1961 deutlich angestiegen (vgl. Abb. 35). Lediglich auf vier Untersuchungsstandorten nahm der Sedimentaustrag seit 1961 ab. Auf den übrigen Untersuchungsstandorten stieg der Sedimentaustrag an. Betrachtet man die prozentuale Veränderung der Sedimentaustragsrate auf den einzelnen Untersuchungsstandorten, stellt sich die Entwicklung des Sedimentaustrags wie folgt dar:

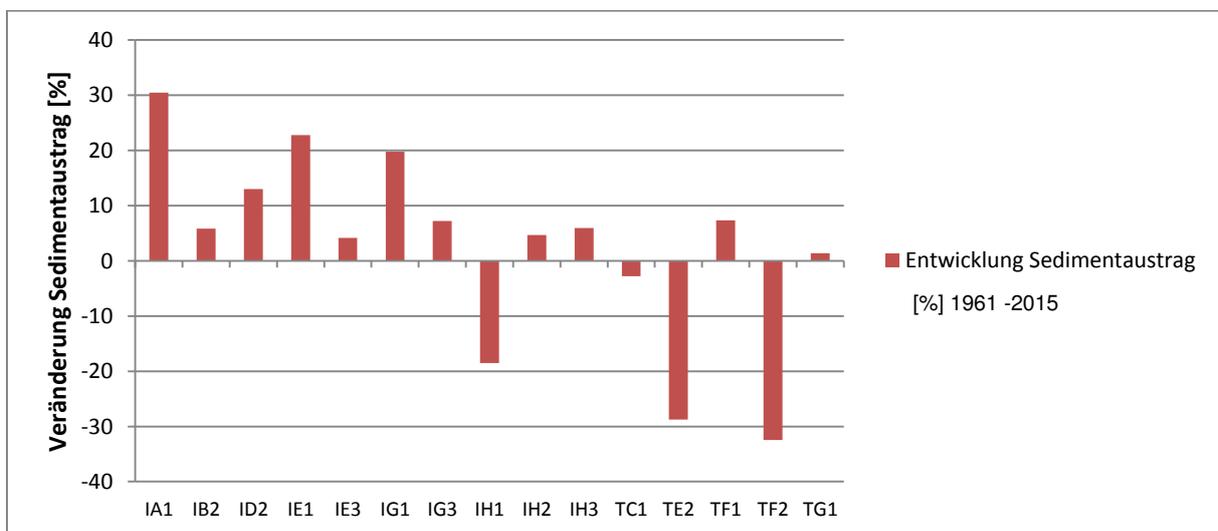


Abbildung 34: Prozentuale Veränderung der Sedimentaustragsrate

Auf vier Standorten nahm der Sedimentaustrag um mehr als 10% zu. Auf diesen Standorten stieg auch die Hangabtragsrate seit 1961 um mehr als 50% an. Die stärkste Zunahme des Sedimentaustrags wurde auf den Flächen IA1 und IE1 festgestellt. Hier nahm der Sedimentaustrag seit Beginn des Betrachtungszeitraums um mehr als 20% zu. Gleichzeitig nahm der Sedimentaustrag zwischen 1961 und 2015 auf vier Standorten ab. Auf diesen Flächen hat sich auch der Bodenabtrag von 1961 – 2015 reduziert. Auf zwei dieser Standorte hat sich der Sedimentaustrag um mehr als 20% reduziert. Auf diesen Flächen sank auch die Hangabtragsrate seit 1961 um mehr als 50%.

Es zeigt sich, dass ein Sedimentaustrag dann auftritt, wenn die über den gesamten Betrachtungszeitraum gemittelte Hangabtragsrate den Wert von 5 t/ha/a übersteigt. Auf wenigen Standorten wurde für die Bilanzjahre 2015 bzw. 1961 ein Sedimentaustrag festgestellt, obwohl die jeweiligen Hangabtragsraten den Wert von 5 t/ha/a unterschritten. Im langjährigen Mittel lag jedoch auch die Hangabtragsrate dieser Standorte über 5 t/ha/a, sodass sich die Beobachtung auch hier bestätigt.

Flurbereinigung und Intensivierung der Landwirtschaft spiegeln sich in der Entwicklung des Sedimentaustrags zwischen 1961 und 2015 wider. Mit zunehmender Bodenerosion und Mobilisierung der Hangsedimente stieg der Anteil ausgetragener Sedimente im Mittel leicht an. Auf den betroffenen Untersuchungsflächen konnte sowohl eine Zunahme der Hangabtragsrate als auch eine Zunahme der Sedimentaustragsrate festgestellt werden.

4.7. Ausmaß der Sedimentspeicherung in den kolluvialen Hangfußlagen

Standort	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) [t/ha/a]		Sed.Rate [t/ha/a]	Sedimentspeicherung [%]		
	1961	2015	1961-2015	[t/ha/a]	1961	2015	1961-2015
IA1	8,84	13,94	12,03	9,7	100	69,58	80,63
IB2	12,89	15,37	14,44	4,66	36,15	30,32	32,27
IC1	2,59	1,44	1,87	3,95	100	100	100
ID2	6,49	14,46	11,47	1,53	23,61	10,6	13,36
IE1	7,57	13,53	11,29	3,91	51,63	28,88	34,6
IE3	5,86	6,99	6,57	1,5	25,66	21,51	22,9
IG1	3,29	8,83	6,75	1,04	31,52	11,76	15,38
IG3	10,56	18,4	15,46	1,78	16,86	9,68	11,52
IH1	12,54	5,97	8,44	2,11	16,82	35,35	25,02
IH2	15,59	21,17	19,08	2,73	17,53	12,9	14,32
IH3	7,34	16,56	13,1	0,78	10,67	4,73	5,98
TC1	16,24	14,27	15,01	3,29	20,23	23,02	21,89
TE2	12,23	4,89	7,64	2,34	19,17	47,92	30,67
TF1	4,64	6,45	5,77	1,21	26,08	18,77	20,97
TF2	7,96	3,73	5,32	2,28	28,59	61,02	42,81
TG1	10,74	11,11	10,97	4,29	39,98	38,64	39,13
MW	9,09	11,07	10,33	2,94	35,28	32,79	31,97
Stabw	4,12	5,74	4,55	2,17	27,24	25,86	25,24
Spannbreite	13,65	19,37	17,21	8,92	89,33	95,27	94,02

Tabelle 12: Sedimentspeicherung in den kolluvialen Hangfußlagen

Analog zum Sedimentaustrag kann aus der Hangabtragsrate und der Sedimentationsrate die Sedimentspeicherung [%] berechnet werden. Sie beschreibt den Anteil des am Hangfuß gespeicherten Bodenmaterials, welches zuvor am Hang mobilisiert worden ist.

Die Sedimentspeicherung kann für drei Zeitpunkte berechnet werden:

- Sedimentspeicherung 1961-2015: Sedimentspeicherung am Hangfuß einer Ackerfläche im langjährigen Mittel; gültig für den gesamten Betrachtungszeitraum
- Sedimentspeicherung 1961: Sedimentspeicherung am Hangfuß einer Ackerfläche zu Beginn des Betrachtungszeitraums
- Sedimentspeicherung 2015: Sedimentspeicherung am Hangfuß einer Ackerfläche im Jahr der Probenahme

Die für die Untersuchungsflächen ermittelten Einzelwerte weisen sehr hohe Spannbreiten auf. Die Sedimentaustragsraten einiger Untersuchungsflächen weichen teilweise sehr stark vom jeweiligen Mittelwert ab (vgl. Tab. 12). Das Ausmaß des Sedimentaustrags schwankt je nach Standort im Untersuchungsgebiet stark.

4.7.1. Sedimentspeicherung im langjährigen Mittel

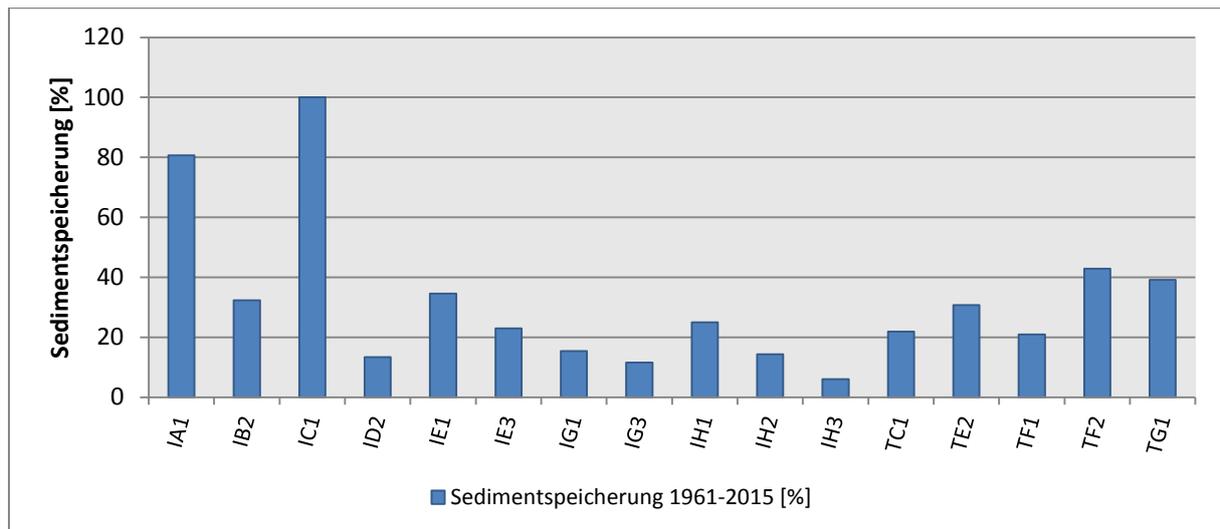


Abbildung 35: Sedimentspeicherung am Hangfuß 1961-2015

Innerhalb des Betrachtungszeitraums wurden am Hangfuß der Untersuchungsflächen zwischen 6% und 100% der mobilisierten Hangsedimente gespeichert. Im Mittel betrug die Sedimentspeicherung 32% (± 25). Der Medianwert liegt mit 24% unterhalb des arithmetischen Mittelwertes. Entsprechend der hohen Varianz der Sedimentaustragsrate streuen auch die Einzelwerte der Sedimentspeicherung stark um den Mittelwert. Je nach Untersuchungsstandort kann das Ausmaß der Sedimentspeicherung unterschiedlich stark ausgeprägt sein. Da auf Fläche IC1 kein Sedimentaustrag festgestellt worden ist, beträgt die Sedimentspeicherung hier 100%. Neben der Fläche IC1 wurde die höchste Sedimentspeicherung wurde auf der Fläche IA1 (80,6 %) erreicht.

4.7.2. Zeitliche Entwicklung der Sedimentspeicherung

Sedimentspeicherung zu Beginn des Betrachtungszeitraums

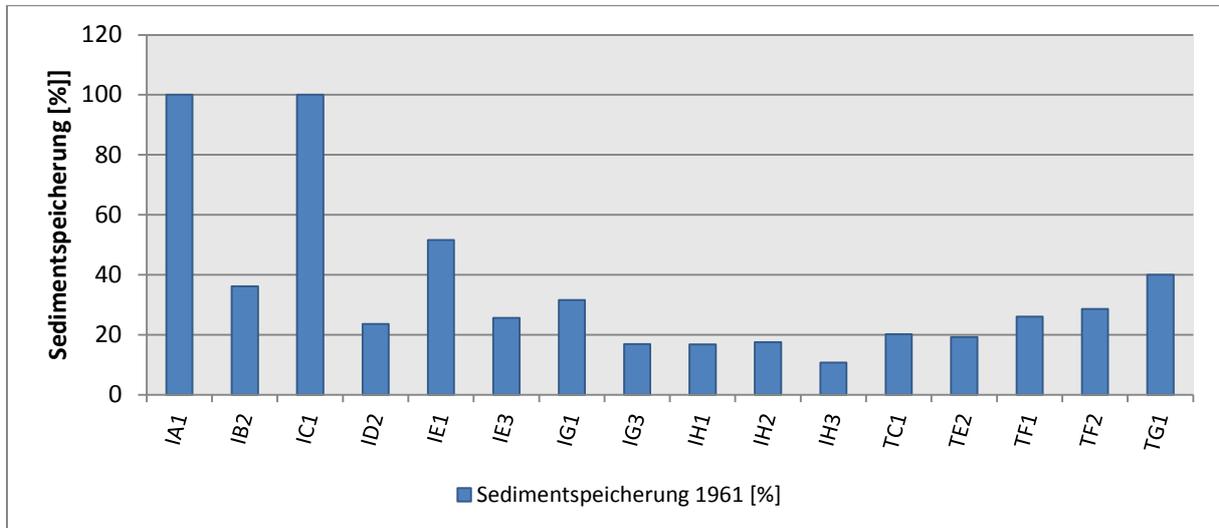


Abbildung 36: Sedimentspeicherung am Hangfuß 1961

1961 lag die Sedimentspeicherung am Hangfuß zwischen 11% und 100%. Im Mittel wurden 35% (± 27) des mobilisierten Bodenmaterials am Hangfuß gespeichert. Auf den Flächen IA1 und IC1 wurden 100% des am Hang mobilisierten Bodenmaterials gespeichert. Analog zum dort sehr hohen Sedimentaustag unterschreitet die Sedimentspeicherung an zehn Standorten den Mittelwert teilweise deutlich. Der Medianwert ist mit 26% geringfügig größer als im langjährigen Mittel.

Sedimentspeicherung im Jahr der Probenahme

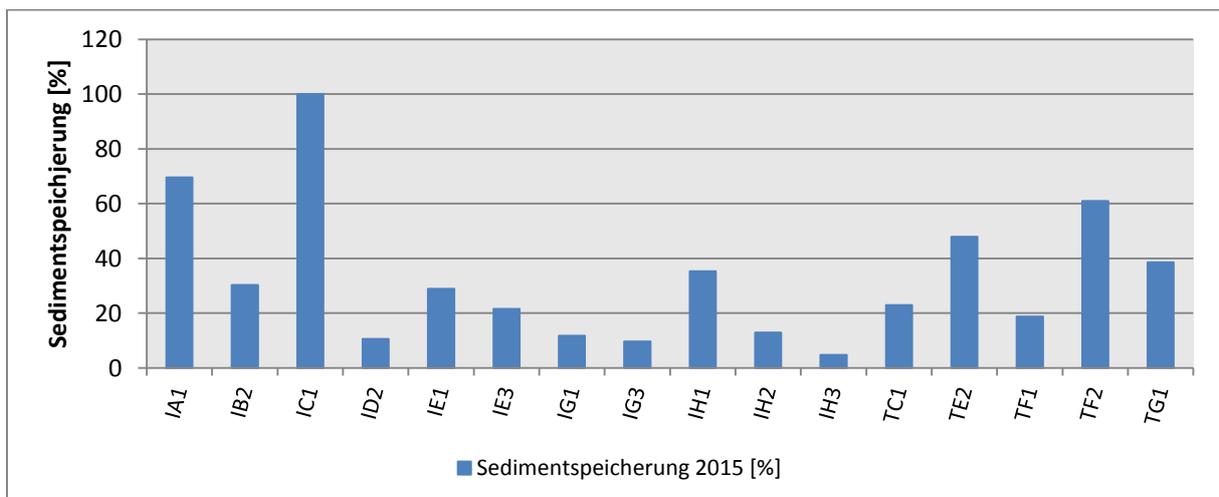


Abbildung 37: Sedimentspeicherung am Hangfuß 2015

2015 wurden am Hangfuß der Untersuchungsflächen zwischen 4,7% und 100% der mobilisierten Hangsedimente gespeichert. Eine Sedimentspeicherung von 100% wurde nur für den Standort IC1 festgestellt. Auf Fläche IA1 erreicht die Sedimentspeicherung mit 69,5% ebenfalls einen Spitzenwert. Die Sedimentspeicherung betrug 2015 im Mittel 33% (± 26).

Entwicklung der Sedimentspeicherung seit 1961

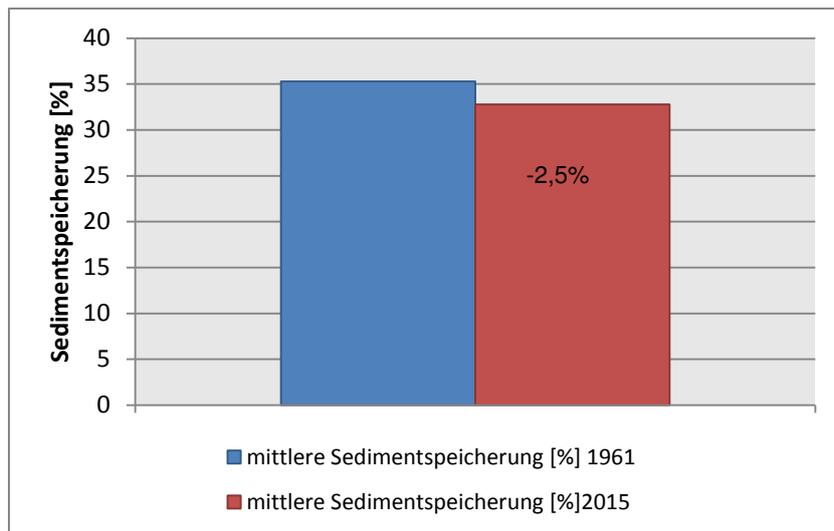


Abbildung 38: Entwicklung der Sedimentspeicherung 1961 - 2015

Analog zum insgesamt leichten Anstieg des Sedimentaustrags nahm die Sedimentspeicherung am Hangfuß im Laufe des Betrachtungszeitraums im Mittel um 2,5% ab. 1961 betrug die Sedimentspeicherung im Flächenmittel 35%. Unter den aktuellen Standortbedingungen werden durchschnittlich 33% des mobilisierten Bodenmaterials am Hangfuß fixiert. Durch Speicherung des lateral verlagerten Bodenmaterials wird der Feststoffaustrag demnach im Mittel um 33% vermindert. Fügt man die ermittelte Sedimentspeicherung der Einzelstandorte in Klassen zusammen, so ergibt sich folgende Häufigkeitsverteilung:

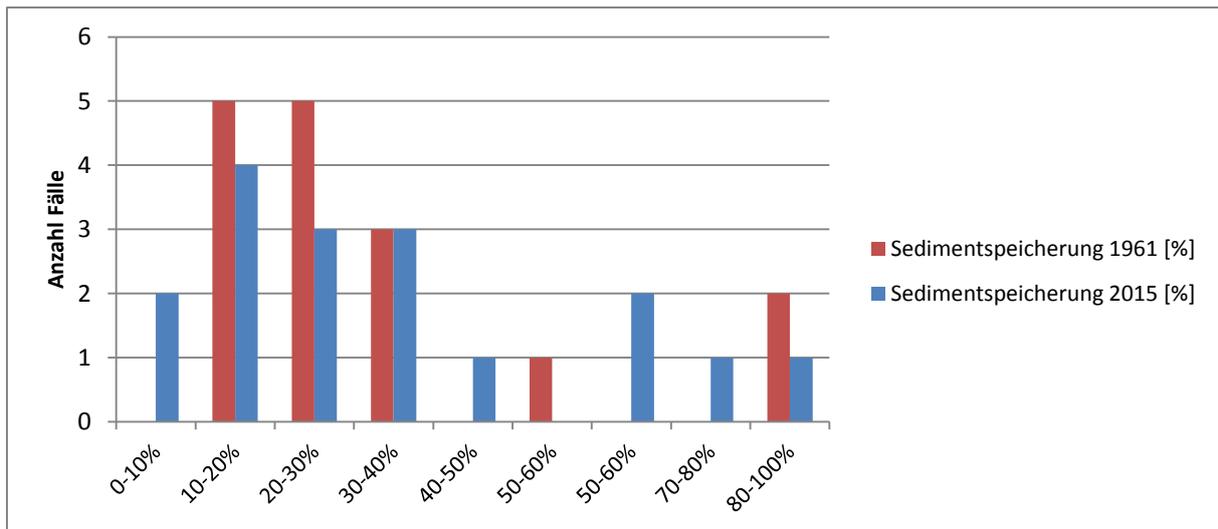


Abbildung 39: Häufigkeitsverteilung der Sedimentspeicherung am Hangfuß der Untersuchungsflächen

Das Ausmaß der Sedimentspeicherung hat sich im Laufe des Betrachtungszeitraums nur geringfügig verändert. Analog zu den gleichbleibend hohen Sedimentaustragsraten werden auf 86 % der Untersuchungsflächen weniger als die Hälfte des am Hang mobilisierten Bodenmaterials gespeichert. Veränderungen in der Häufigkeitsverteilung liegen auch hier vor allem im Bereich sehr hoher und sehr geringer Werte.

Die Rolle der Kolluvien als Feststoffspeicher

Das Ausmaß der Sedimentspeicherung in den Kolluvien macht deutlich, dass diesen im Untersuchungsgebiet eine bedeutende Rolle als Feststoffspeicher zukommt. Durch Sedimentspeicherung am Hangfuß der Erosionsflächen wird der Feststoffaustrag aus den Ackerflächen vermindert. Dieser Prozess wurde auf allen Bilanzflächen nachgewiesen.

Die Kolluvien tragen als Feststoff- bzw. Sedimentspeicher teilweise in großem Maße zur Verminderung des Sedimentaustrags aus den Ackerflächen bei. Unter aktuellen Standortbedingungen werden in den Hangfußbereichen im Mittel 33% des an den Hängen mobilisierten Bodenmaterials gespeichert, im langjährigen Mittel waren es 32%. In Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen kann das Ausmaß der Speicherung auf Einzelflächen deutlich höher liegen. Da sich Sedimentspeicherung und Sedimentaustrag gegenseitig bedingen ist zu vermuten, dass die Sedimentspeicherung, wie der Sedimentaustrag, von der Hangmorphologie abhängig ist. Die Geländeuntersuchungen haben gezeigt, dass sich vor allem an

konkav geneigten Untersuchungsflächen mit konvergierenden Tiefenlinien deutliche Kolluvien ausgebildet haben. Analog dazu ist zu vermuten, dass Hanglänge und Hangneigung das Ausmaß der Sedimentspeicherung steuern. Hierfür spricht, dass an dem schwach geneigten Standort IC1 über den gesamten Betrachtungszeitraum 100% der mobilisierten Bodensedimente am Hangfuß gespeichert worden sind.

4.8. Ausmaß des Sedimentaustrags auf Einzugsgebietsebene

4.8.1. Korrelationsrechnung

Einflussfaktoren auf die Teilprozesse des Bilanzmodells

Die vorausgegangene Untersuchung des Feststoffhaushaltes im Untersuchungsgebiet hat gezeigt, dass die Teilprozesse des Bilanzmodells, also Feststoffmobilisierung und –transport, Feststoffspeicherung und Feststoffaustrag, trotz ähnlicher pedologischer und geologischer Verhältnisse innerhalb des Untersuchungsgebietes unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Die Ergebnisse der Bilanzierung lassen vermuten, dass das Prozessgefüge von den jeweiligen Standortbedingungen gesteuert wird. Es wurde beobachtet, dass vor allem die Hanggeometrie (hier Hanglänge und Hangneigung) und die Bodenart mit den Prozessen in einem Zusammenhang stehen.

Diese Parameter gehen als L-, S- und K-Faktor direkt in das Bilanzmodell ein. Ihr Einfluss auf das Prozessgefüge wurde in der folgenden Korrelationsrechnung untersucht. Der Einfluss des Klimas (hier R-Faktor) und der Bodenbearbeitung (C-Faktor) wurde nicht betrachtet, da beide Faktoren im Bilanzmodell als Konstanten eingehen und sich damit an den Untersuchungsstandorten nicht unterscheiden.

Zudem wurde untersucht, ob die Größe der Hangeinzugsgebiete das Erosions-, Sedimentations- und Transportgeschehen nachweisbar beeinflusst. Hier wurde zu Beginn der Untersuchung ein Zusammenhang vermutet. Ein direkter Einfluss der Einzugsgebietsgröße auf die Teilprozesse wurde auf den Untersuchungsflächen jedoch nicht beobachtet. Daher soll nun geprüft werden, ob ein Einfluss der Einzugsgebietsgröße auf die Teilprozesse des Bilanzmodells auch statistisch gesichert ausgeschlossen werden kann.

In der nachfolgenden Korrelationsrechnung sollen die vermuteten deterministischen Zusammenhänge statistisch überprüft und quantifiziert werden. Hierbei kann die

Korrelation die Zusammenhänge zwar nicht beweisen, gibt jedoch Hinweise auf mögliche Zusammenhänge und grenzt diese näher ein (SCHÖNWIESE, 2006). Vermutete deterministische Zusammenhänge können so untermauert werden. Daher soll ermittelt werden, welche Wechselwirkungen zwischen den Raumeigenschaften und den Prozessen bestehen und wie eng etwaige Zusammenhänge sind. Hierfür wurde jeweils für zwei Stichprobenreihen der zweidimensionale Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient r berechnet. Der Korrelationskoeffizient r kann jeweils Werte zwischen -1 und +1 einnehmen. Das Vorzeichen von r zeigt an, „ob...mit steigenden Datenwerten b_i auch die Werte a_i ansteigen (positive Korrelation) oder ... fallen (negative Korrelation)“ (SCHÖNWIESE 2006: 164). Kein Zusammenhang besteht bei $|r|=0$, ein vollkommener, also streng linearer, Zusammenhang besteht bei $|r|=1$. Je näher r hierbei an 1 liegt, desto stärker ist der Zusammenhang der untersuchten Variablen.

Als Gütemaß für die Korrelation wurde zusätzlich das Bestimmtheitsmaß B berechnet, mit

$$B = r^2 \text{ bzw. } B = r^2 \cdot 100 \text{ (SCHÖNWIESE 2006: 165)}$$

Das Bestimmtheitsmaß gibt an, in welchem Maße die Varianzen der untersuchten Stichprobenreihen übereinstimmen (gemeinsame oder erklärte Varianz). Das Bestimmtheitsmaß erlaubt eine kritischere Interpretation der Korrelation und sollte dem Korrelationskoeffizienten daher vorgezogen werden (SCHÖNWIESE 2006). In einem anschließenden T-Test wurden die ermittelten Korrelationen auf Signifikanz getestet (vgl. Tab.13).

r^2	Hangabtragsrate 1961-2015 [t/ha/a]	Sedimentationsrate [t/ha/a]	Sedimentaustragsrate 1961-2015 [t/ha/a]	LS-Faktor	Größe Hangeinzugsgebiet	K-Faktor
Hangabtragsrate 1961-2015 [t/ha/a]	1,00	0,03	0,79	0,60	0,06	0,46
Sedimentationsrate [t/ha/a]	0,03	1,00	0,09	0,03	0,05	0,27
Sedimentaustragsrate 1961-2015 [t/ha/a]	0,79	0,09	1,00	0,70	0,13	0,16
LS-Faktor	0,60	0,03	0,70	1,00	0,33	0,00
Größe Hangeinzugsgebiet	0,06	0,05	0,13	0,33	1,00	0,01
K-Faktor	0,46	0,27	0,16	0,00	0,01	1,00

Tabelle 13: Bestimmtheitsmaße der Korrelationsrechnung. Signifikante Beziehungen sind kursiv dargestellt

Einflussfaktoren auf die Sedimentaustragsrate

Bei der Betrachtung der Sedimentaustragsraten der einzelnen Untersuchungsflächen konnte beobachtet werden, dass der Sedimentaustrag in vielen Fällen mit der Hanglänge und der Hangneigung ansteigt bzw. abnimmt. Es wird daher ein direkter Zusammenhang zwischen den Hangparametern L und S und der Sedimentaustragsrate vermutet. Dieser Zusammenhang kann für die Untersuchungsflächen bestätigt werden. Die große gemeinsame Varianz (70%) der Stichprobenwerte zeigt an, dass ein enger Zusammenhang zwischen dem LS-Faktor und der Sedimentaustragsrate besteht. Mit $r^2 = 0,70$ ist der Zusammenhang bei $\alpha = 0,05$ statistisch signifikant.

Ein statistisch relevanter Zusammenhang zwischen Bodenart (K-Faktor) und Sedimentaustrag kann nicht festgestellt werden ($r^2=0,16$). Es wird jedoch vermutet, dass ein indirekter Zusammenhang über die Hangabtragsrate A, welche in die Berechnung der Sedimentationsrate mit eingeht, besteht.

Ein direkter Einfluss der Größe der Ackerfläche (Hangeinzugsgebiet) auf die Sedimentaustragsrate kann mit $r^2 = 0,13$ nicht nachgewiesen werden und muss für die Untersuchungsflächen ausgeschlossen werden.

Einflussfaktoren auf die Hangabtragsrate

Der von WISCHMEIER & SMITH, (1978) festgestellte Einfluss von Hanglänge, Hangneigung und Bodenart auf die Hangabtragsrate kann auch für die vorliegende Untersuchung auf Basis der Quantifikation der Sedimentationsraten der kolluvialen Hangfußsedimente bestätigt werden. Der Einfluss des LS-Faktor auf die Hangabtragsrate ist mit $r^2=0,60$, also einer gemeinsamen Varianz von 60%, signifikant. Mit einer gemeinsamen Varianz von 46% ist der Zusammenhang zwischen K-Faktor und Hangabtragsrate zwar schwächer, kann mit $r^2=0,46$ aber ebenfalls als signifikant eingestuft werden. Wie vermutet ist die Hangabtragsrate direkt abhängig von der Hangneigung, der Hanglänge und der Bodenart. Die Vermutung, dass Hangneigung und erosive Hanglänge einen stärkeren Einfluss auf die Hangabtragsrate ausüben als die Bodenart der Oberböden, kann bestätigt werden. Ein signifikanter Einfluss der Größe des Hangeinzugsgebietes konnte mit $r^2=0,08$ auch für die Hangabtragsrate A ausgeschlossen werden.

Einflussfaktoren auf die Sedimentationsrate

Für die Sedimentationsrate als empirische Eingangsgröße in das Bilanzmodell konnten keine Wechselwirkungen mit der Hanggeometrie und der Bodenart beobachtet werden. Die Korrelationsrechnung ergab keine statistisch signifikanten Zusammenhänge zwischen der Sedimentationsrate und LS- ($r^2=0,03$) sowie K-Faktor ($r^2=0,27$). Auch die Größe des Hangeinzugsgebietes steht in keinem signifikanten Zusammenhang mit der Sedimentationsrate.

Rolle der Hangneigung und Hanglänge

Sowohl für die Hangabtragsrate als auch für die Sedimentaustragsrate selbst konnte der LS-Faktor als wichtigste Einflussgröße unter den Standorteigenschaften verifiziert werden. Demnach werden sowohl der Hangabtrag als auch der Sedimentaustrag vor allem von Hangneigung und erosiver Hanglänge der Untersuchungsflächen gesteuert. Es besteht die Vermutung, dass der starke Einfluss des LS-Faktors die Wirkung anderer Einflussfaktoren, wie zum Beispiel des K-Faktors und der Größe des Hangeinzugsgebietes, überlagert.

4.8.2. Wechselwirkungen zwischen den Teilprozessen des Bilanzmodells

Wechselwirkung von Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate mit der Sedimentationsrate

Der Zusammenhang zwischen Sedimentationsrate und Hangabtragsrate ist mit $r^2=0,03$ nicht signifikant. Die Sedimentationsrate ist im Prozessgefüge zwar abhängig von der am Hang mobilisierten Feststoffmenge, steht mit dieser aber in keinem linearen Zusammenhang. Die Sedimentationsrate spiegelt die Erosionsprozesse am Hang demnach nicht direkt wieder, denn das am Hang mobilisierte Material wird in den meisten Fällen nicht vollständig am Hangfuß der Untersuchungsfläche gespeichert, sondern weitertransportiert. Auch zwischen der Sedimentationsrate und der Sedimentaustragsrate besteht kein signifikanter linearer Zusammenhang ($r^2=0,09$), obwohl die Sedimentaustragsrate im Bilanzmodell anhand der Sedimentationsrate berechnet wird. Rein deterministisch betrachtet, muss ein Zusammenhang bestehen. Da die Zahlenwerte der Sedimentationsrate im Vergleich zur Hangabtragsrate jedoch sehr klein sind, geht die Hangabtragsrate stärker in die Berechnung des Sedimentaustrags ein. Der Einfluss der Sedimentationsrate auf den Sedimentaustrag ist rechnerisch gering, weshalb keine lineare Korrelation hergestellt werden kann.

Wechselwirkung zwischen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate

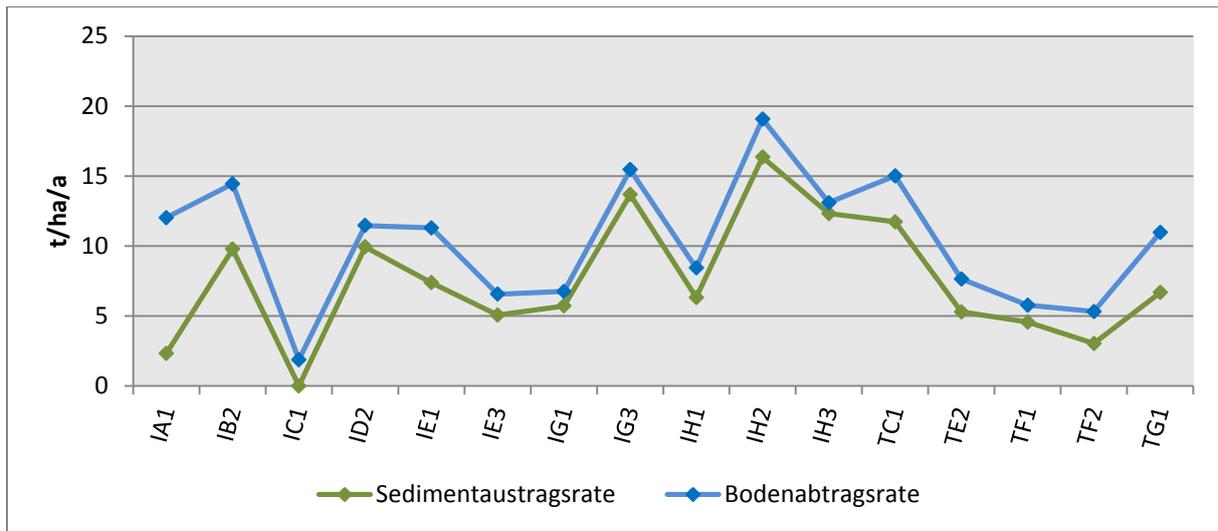


Abbildung 40: Korrelation von Sedimentaustragsrate und Hangabtragsrate

Ein enger Zusammenhang wurde zwischen den beiden prozessabbildenden Variablen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate festgestellt. Die Ausprägung und Verteilung der Werte ähneln sich im Untersuchungsgebiet stark (vgl. Abbildung 40). Der Zusammenhang beider Variablen ist für 99% der Stichproben signifikant. Mit $r^2=0,79$ stellt die Hangabtragsrate die wichtigste Steuergröße für die Sedimentaustragsrate dar und beeinflusst diese unmittelbar.

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse gelten zunächst nur für die analysierten Stichproben, also für die methodenrelevanten Untersuchungsflächen. Sie stimmen nicht zwangsläufig mit den entsprechenden Parametern der Grundgesamtheit überein. Um eine Vorstellung davon zu bekommen, wie sich der Zusammenhang zwischen Bodenabtrag und Sedimentaustrag für das gesamte Untersuchungsgebiet darstellt, wird die Verteilung der Parameter in der Grundgesamtheit geschätzt.

Test des Korrelationskoeffizienten $r_{y,x}$		
Korrelationskoeffizient	$r_{y,x} = 0,88$	
Bestimmtheitsmaß	$r_{ab}^2 = 0,79$	
Mutungsbereich,	$\rho_{ab} = r_{ab} \pm 0,12$	0,76 \leftrightarrow 1,0
Signifikanz Si= 95%	$\hat{t} = 7,0 > 2,23 = t_{15}$	sign.
Signifikanz Si= 99%	$\hat{t} = 7,0 > 4,07 = t_{15}$	sign.

Tabelle 14: Test des Korrelationskoeffizienten

Der Zusammenhang zwischen der Hangabtragsrate und der Sedimentaustragsrate ist auch in der Grundgesamtheit stark. Bei $\alpha=0,05$ kann der Korrelationskoeffizient r Werte zwischen 0,76 und 1,0 annehmen. Es kann also angenommen werden, dass

die lineare Beziehung zwischen den beiden Parametern für alle Ackerflächen im Theel-III-Einzugsgebiet gilt.

4.8.3. Regressionsanalyse

Regressionsmodell

Die Korrelationsrechnung erlaubt zwar Aussagen über den Grad der Abhängigkeit zweier Variablen, nicht aber über dessen Richtung und Quantität (HOFFMANN, RÖDEL, 2004). Daher soll der funktionale Zusammenhang zwischen Bodenabtrag und Sedimentaustrag nun mit Hilfe eines Regressionsmodells dargestellt werden. Mit der Gauß'schen Methode der kleinsten Quadrate wurde eine Regressionsgerade ermittelt, die die Beziehung zwischen beiden Variablen optimal beschreibt. Ziel ist es, mit Hilfe dieses linearen Regressionsmodells den Sedimentaustrag als abhängige Variable y anhand der Hangabtragsrate als unabhängige Variable und der steuernden Größe x direkt abzuschätzen.

Der Zusammenhang zwischen beiden Parametern ist in Abbildung 41 dargestellt:

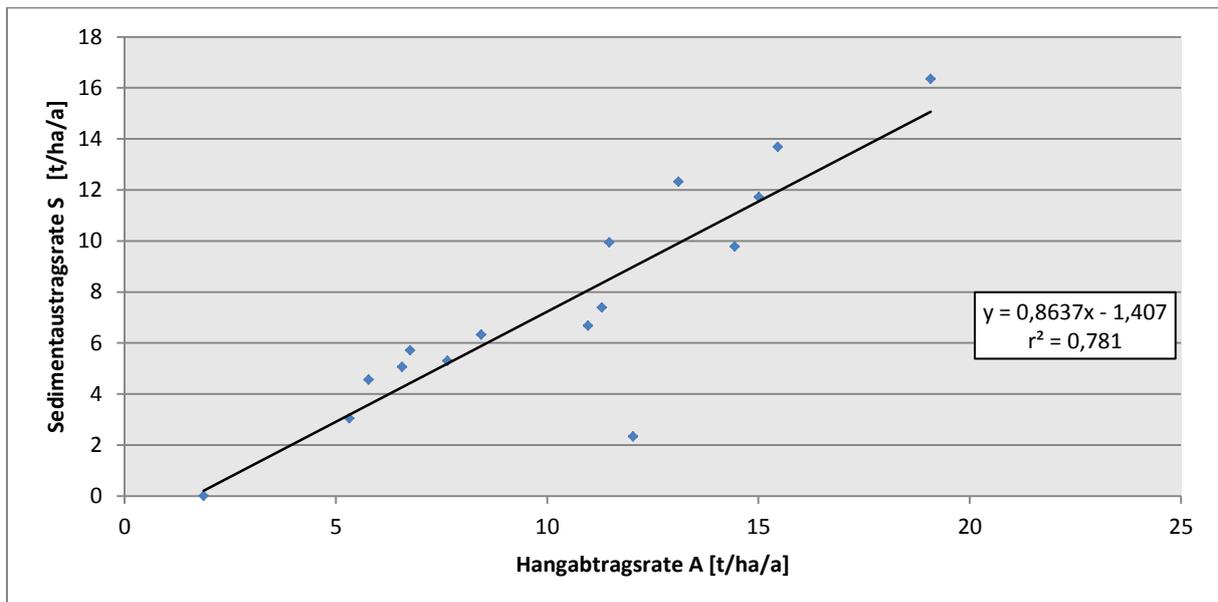


Abbildung 41: Lineares Regressionsmodell für die Schätzung der Sedimentaustragsrate (t/ha/a)

Mit einer Geradengleichung der Form

$$Y = m \cdot x + n$$

wobei:

- m = Regressionskoeffizient; Steigung der Geraden; = 0,86
- n = Regressionskonstante; Schnittpunkt der Geraden mit der Y-Achse; = -1,41
- y = Schätzwert für die Sedimentaustragsrate (SA)[t/ha/a]
- x = Hangabtragsrate (A) [t/ha/a]

kann die Beziehung zwischen Sedimentaustragsrate und Hangabtragsrate dargestellt werden.

Durch das Einsetzen beliebiger Funktionswerte für A kann die Sedimentaustragsrate so auch für Wertebereiche außerhalb der Stichprobe geschätzt werden. Die Regressionsgleichung lautet dann:

$$SA = 0,86 \cdot A - 1,41$$

wobei:

- SA = Sedimentaustragsrate [t/ha/a]
- A = Hangabtragsrate [t/ha/a]

4.8.4. Güte des Regressionsmodells

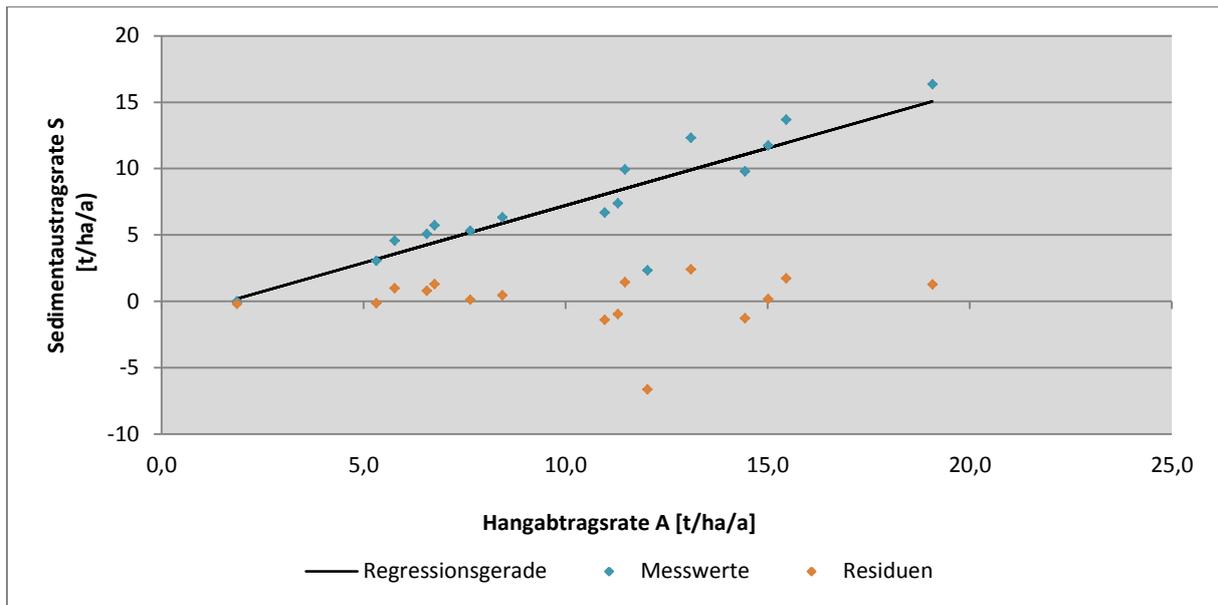


Abbildung 42: Lineares Regressionsmodell und Residuen für die Schätzung der Sedimentaustragsrate (t/ha/a)

Die Wertepaare streuen nur wenig um die Regressionsgerade. Der Anstieg der Regressionsgeraden ist signifikant. Die Anpassung der Geraden an die Punktwolke ist gut, sodass die lineare Form der Regression gut geeignet ist um den funktionalen Zusammenhang zwischen Sedimentaustragsrate und Hangabtragsrate abzubilden.

Da die Beziehung zwischen beiden Variablen nicht perfekt linear ist, bewegt sich die Regressionsgerade innerhalb eines gewissen Schwankungsbereiches (Standardfehler), in dem der Verlauf der Gerade in 68% der Fälle erwartet werden kann (HOFFMANN, RÖDEL, 2004). Der Standardfehler beträgt für den Regressionskoeffizienten 0,12 und für die Regressionskonstante 1,37. Die Steigung der Regressionsgeraden kann demnach im Bereich von $0,86 \pm 0,12$ liegen, der y-Achsenabschnitt ist im Bereich von $-1,41 \pm 1,37$ zu erwarten.

Das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgleichung beschreibt den Anteil an der Varianz der Grundgesamtheit (Gesamtvarianz), welcher durch das Modell erklärt wird. Dieser Anteil wird als erklärte Varianz bezeichnet. Dementsprechend gibt die unerklärte Varianz den Anteil an der Gesamtvarianz an, der durch das Modell nicht erklärt wird (SCHÖNWIESE, 2006).

Varianzanalyse Sedimentaustragsrate, Hangabtragsrate		
Gesamtvarianz	19,47	100%
erklärte Varianz	15,29	78%
unerklärte Varianz	4,33	22%

Tabelle 15: Ergebnis der Varianzanalyse zwischen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate

Mit $r^2=0,79$ ist der Anteil der durch das Modell erklärten Stichprobenvarianzen an der Gesamtvarianz hoch. Die unerklärte Varianz beträgt demnach 0,22, das heißt nur 22% der Stichprobenwerte werden von dem Regressionsmodell nicht erklärt (vgl. Tabelle 15).

Mit Hilfe der Regressionsgeraden können demnach in 79% der Stichprobenfälle aus der Hangabtragsrate statistisch gesicherte Aussagen zur Sedimentaustragsrate getroffen werden. Die Irrtumswahrscheinlichkeit ist die Wahrscheinlichkeit, mit der sich die Varianzen der Schätzwerte von denen der beobachteten Werte unterscheiden. Sie beschreibt die Güte des Bestimmtheitsmaßes. Mit 0,00000562 ist sie sehr klein, weshalb die Aussage von r^2 als „korrekt angesehen werden kann“ (vgl. HOFFMANN, RÖDEL, 2004: 92).

Dies spiegelt sich auch in der Verteilung der Residuen um die Regressionsgerade wider. Das Residuum ist der Gesamtfehler des Modells. Es bezeichnet die Differenz zwischen der beobachteten Sedimentaustragsrate (beobachteter Wert) und dem mit Hilfe des Modells berechneten Schätzwertes (Vorhersagewert), welche durch das Modell nicht erklärt werden kann (HOFFMANN, RÖDEL, 2004). Fälle, die durch das Regressionsmodell nicht gut erklärt werden, haben dementsprechend hohe Residuen. Die Residuen des vorliegenden Modells liegen jedoch in einem Wertebereich von -1,5 bis 2,5. Die Residuen sind insgesamt klein, sodass die Abweichung der beobachteten Werte von den Vorhersagewerten gering ist. Lediglich das Residuum der Untersuchungsfläche IA1 liegt bei -6,7 und wird vom Regressionsmodell nicht gut abgebildet. Der Gesamtfehler des Regressionsmodells ist also insgesamt gering. Die Beziehung zwischen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate kann durch das Modell gut erklärt werden.

Da das Modell 78% der Varianz der Grundgesamtheit erklärt und der lineare Zusammenhang zwischen den Modellparametern auch in der Grundgesamtheit

signifikant ist, ist das Regressionsmodell auch auf diese übertragbar. Die Regressionsgleichung ist demnach zur Vorhersage der Sedimentaustragsrate aller Ackerflächen im Theel-III-Einzugsgebiet geeignet.

4.8.5. Grenzen des Modells

Das Regressionsmodell beruht auf Stichproben, die sich aus Ackerflächen mittlerer bis sehr hoher Erosionsgefährdung zusammensetzen (Grundgesamtheit). Für diese Standortverhältnisse ist das Modell gut zur Vorhersage des Sedimentaustrags geeignet. Da Standorte geringer Erosionsgefährdung in der Untersuchung bewusst nicht betrachtet wurden, können sie von dem Regressionsmodell nur schlecht abgebildet werden. Dies wird vor allem bei Flächen mit geringen Hangabtragsraten deutlich. Aufgrund der negativen Regressionskonstanten wird die Hangabtragsrate Y als Eingangsparameter im Regressionsmodell grundsätzlich um den Faktor $-1,41$ t/ha/a verringert.

Dies kann bei Standorten geringer Hangabtragsraten dazu führen, dass das Modell eine negative Sedimentaustragsrate generiert. In diesem Fall eignet sich das Modell nicht mehr, um den Sedimentaustrag realistisch darzustellen. Dient die Sedimentaustragsrate als Grundlage für weiterführende Berechnungen, muss dieser Effekt berücksichtigt werden. In einem solchen Fall muss der Sedimentaustragsrate der Wert 0 t/ha/a zugeteilt werden. Grundsätzlich ist es möglich, der Korrelationskonstanten in der Regressionsgleichung den Wert 0 zuzuteilen. Dies würde den Effekt negativer Sedimentaustragsraten verhindern. Die Regressionsgerade schneidet die Y-Achse dann bei 0 . Das Bestimmtheitsmaß erhöht sich in diesem Fall auf $0,94$.

Allerdings eignet sich eine solche Form der Regressionsgleichung nicht, um den Sedimentaustrag unter natürlichen hangmorphologischen Verhältnissen abzubilden. Die grundsätzliche Verringerung der Hangabtragsraten ist notwendig, um das Verhältnis von Hangabtrag zu Sedimentaustrag entsprechend des zu Grunde liegenden Bilanzmodells darzustellen und eine Sedimentspeicherung am Hangfuß abzubilden. In das Regressionsmodell gehen 89% des mobilisierten Bodenmaterials in die Berechnung der Sedimentaustragsrate ein, sodass grundsätzlich eine Sedimentspeicherung von mindestens 11% des Hangabtrags in [t/ha/a] plus $1,41$ t/ha/a angenommen wird. Wäre dies nicht der Fall, würde ein Hangabtrag rein rechnerisch immer auch einen Sedimentaustrag induzieren, da die ermittelte

Sedimentaustragsrate stets oberhalb von Null liegen würde. Der Fall fehlenden Sedimentaustrags und vollständiger Sedimentspeicherung könnte nicht abgebildet werden.

4.9. Anpassung des Prozessmodells

Das Bilanzmodell, das der Berechnung des Sedimentaustrags zugrunde liegt, kann nun dahingehend erweitert werden, dass die vermuteten Zusammenhänge zwischen den Teilprozessen und den Einflussgrößen parametrisiert werden und somit auch quantitativ ausgedrückt werden können (vgl. Abbildung 43). Der Einfluss der Hanggeometrie und der Bodenart auf die Hangabtragsrate und infolge dessen auch auf die Sedimentaustragsrate ist deutlich, wohingegen ein Einfluss der Größe des Hangeinzugsgebietes auf alle Teilprozesse ausgeschlossen werden kann.

Es besteht ein starker linearer Zusammenhang zwischen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate. Es ist möglich, diesen Zusammenhang in einem linearen Modell darzustellen und genauer zu quantifizieren. Aufgrund des fehlenden linearen Zusammenhanges mit beiden Prozessgrößen kann die Sedimentationsrate zur Prognose und Schätzung der Sedimentaustragsrate außerhalb des Stichprobenumfangs vernachlässigt werden.

Das Bilanzmodell kann als regional gültiges Modell als Abbild des natürlichen Prozessgefüges Feststoffmobilisierung und –transport, Feststoffstoffspeicherung und Feststoffaustrag verwendet werden. Mit Hilfe der linearen Beziehung zwischen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate ist es nun möglich, den Sedimentaustrag weiterer Standorte im Untersuchungsgebiet abzuschätzen sowie zu untersuchen, wie sich Veränderungen der Hangabtragsrate auf den Sedimentaustrag auswirken und diesbezüglich Prognosen zu treffen (vgl. HOFFMANN, RÖDEL, 2004).

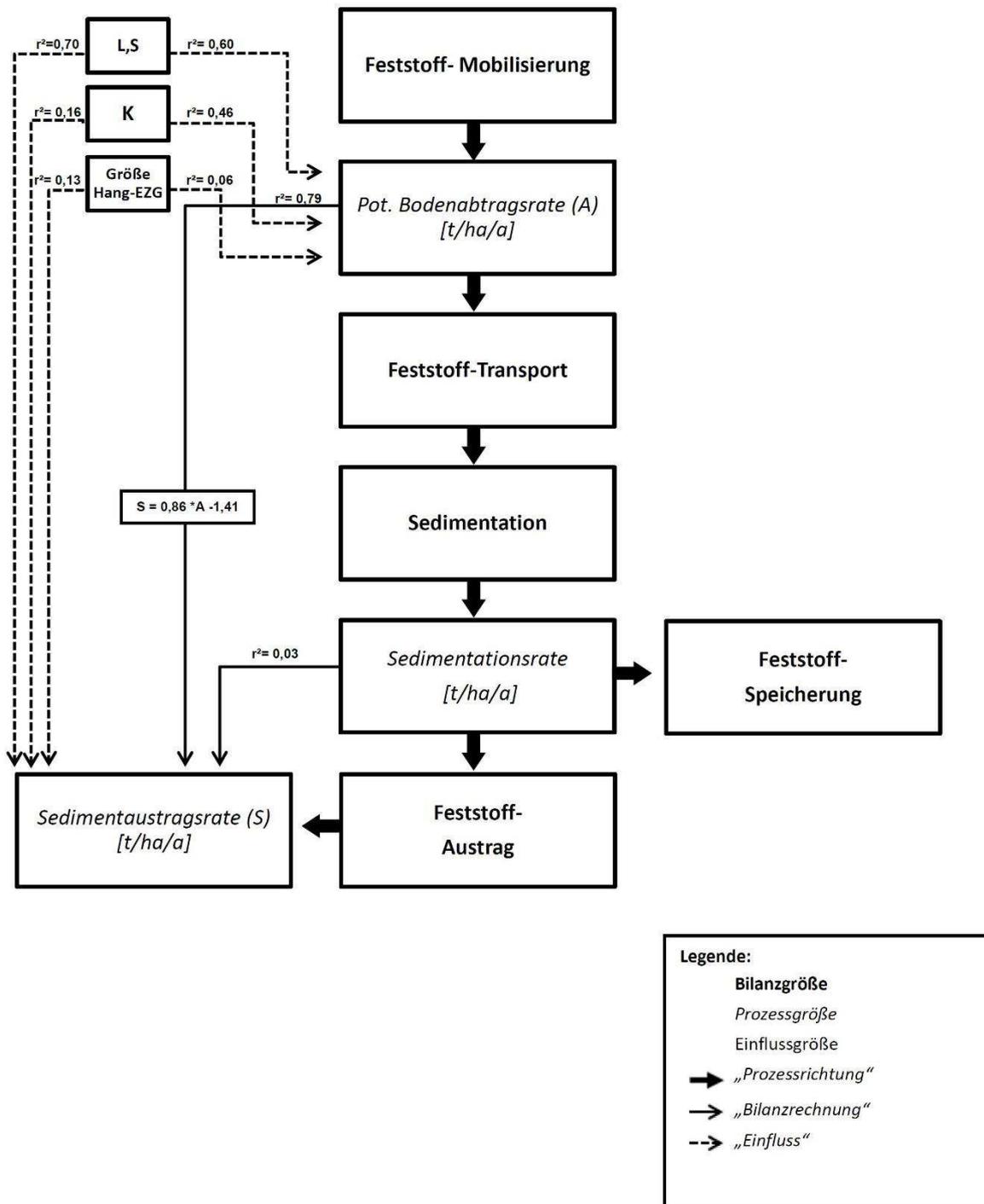


Abbildung 43: Erweitertes Prozessdiagramm zum Bilanzmodell Sedimentaustag

4.10. Sediment- und PO₄-Eintrag in den Vorfluter

Mit Hilfe des empirischen Bilanzmodells wurde der Sedimentaustrag durch Erosion und Abschwemmung für die Untersuchungsflächen quantifiziert. Auf Basis der empirischen Beziehung zwischen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate soll nun der Eintrag der mobilisierten Sedimente aus allen Ackerflächen des Theel-III-Einzugsgebietes in den Vorfluter abgeschätzt werden. Darauf aufbauend werden zudem die sedimentgebundenen P-Einträge in den Vorfluter quantifiziert. Hierfür wird mit Hilfe eines empirisch-konzeptionellen Bilanzmodells die Bodenerosion auf den Ackerflächen des Theel-III-Einzugsgebietes (die erosive Fläche beträgt insgesamt 4521,27 ha) simuliert. Das Modell wurde am Lehrstuhl für Physische Geographie und Umweltforschung der Universität des Saarlandes basierend auf allgemeingültigen Ansätzen für das Theel-III-Einzugsgebiet entwickelt. Mit Hilfe dieses Modells werden Sediment- und Nährstoffeinträge in die Theel aus punktuellen und diffusen Eintragsquellen für verschiedene Agrarnutzungsszenarien simuliert (HONECKER, WEBER, KUBINIOK, 2014). Die in die in Kap. 4.8.3 ermittelte Bilanzgleichung wird in das Modell eingebunden und auf Grundlage der simulierten Hangabtragsraten der Sedimenteintrag in die Theel modelliert. Zusätzlich dazu wird der sedimentgebundene Phosphateintrag in die Theel simuliert.

Die Modellierung des Sedimenteintrags und sedimentgebundenen Phosphateintrags wurde für vier Agrarnutzungsszenarien durchgeführt. Die Szenarien wurden von HONECKER, WEBER, KUBINIOK, (2014) für das Theel-III-Einzugsgebiet festgelegt und beschrieben:

Szenario 1 geht von einer flächendeckend konventionellen Bodenbewirtschaftung ohne Agrarumweltmaßnahmen aus. Dieses Szenario beschreibt als „Worst Case“ das maximal erreichbare Ausmaß des Sediment- und Phosphateintrags in die Theel, unter der Annahme fehlender erosionsmindernder Maßnahmen in der Landwirtschaft. Es liefert als Nullvariante eine Basis für die Einschätzung der Ergebnisse aus den Szenarien 2-4. Szenario 2 beschreibt den Ist-Zustand der agrarischen Nutzung im Theel-III-Einzugsgebiet für das Bilanzjahr 2010/2011. Dieses Szenario wurde gewählt, um die agrarische Nutzung im Jahr der Probenahme der vorliegenden Arbeit (2015) zu simulieren. Hauptanbautyp ist der Getreideanbau mit 25% Winterweizen. Der minimal mögliche Sediment- und Phosphateintrag in die Theel unter für den Gewässerschutz optimalen Bedingungen wird in Szenario 4 simuliert.

Es geht von einem ökologischen Landbau auf 100% der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus. (Szenario 4, best case). Szenario 3 nimmt eine Zwischenstellung zwischen Szenario 1 und 4 ein. Es wird eine Agrarnutzung simuliert, in der die Erosionsschutzmaßnahmen Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat auf einem wirtschaftlich größtmöglichen Anteil (100%) der landwirtschaftlichen Nutzfläche praktiziert werden, die Bewirtschaftung erfolgt jedoch nicht nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus.

1	Nullvariante; Konventioneller Landbau	Konventionelle Bodenbewirtschaftung ohne Agrarumweltmaßnahmen
2	Ist- Zustand:	Ist- Zustand für das Bilanzjahr 2010/2011. Hauptanbautyp Getreideanbau (68%), davon 25% Winterweizen, 17% Triticale, 10% Wintergerste, 9% Roggen und Wintermenggetreide 9% und 7% Mais
3	100% Zwischenfruchtanbau	Konventionelle Bewirtschaftung mit Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat
4	Ökologischer Landbau	100% Ökologischer Landbau

Tabelle 16: Szenarien der Agrarnutzung nach HONECKER, et al. (2014)

Stoffeinträge in den Vorfluter unter verschiedenen Agrarnutzungsszenarien

Szenario	Erosive Fläche des EZG Theel-III [ha]	mittlere Hangabtragsrate [t/ha/a]	Sedimenteintrag in den Vorfluter [t/a]	Sedimentgebundener P-Eintrag in den Vorfluter [t/a]
1	4521,27	3,68	5205,54	5,21
2	4521,27	2,53	5106,84 t	5,11
3	4521,27	1,93	3162,55	3,16
4	4521,27	1,56	2170,22	2,17

Tabelle 17: Sedimenteintrag und sedimentgebundener P-Eintrag in die Vorfluter. Ergebnisse der Simulation unter verschiedenen Landnutzungsszenarien

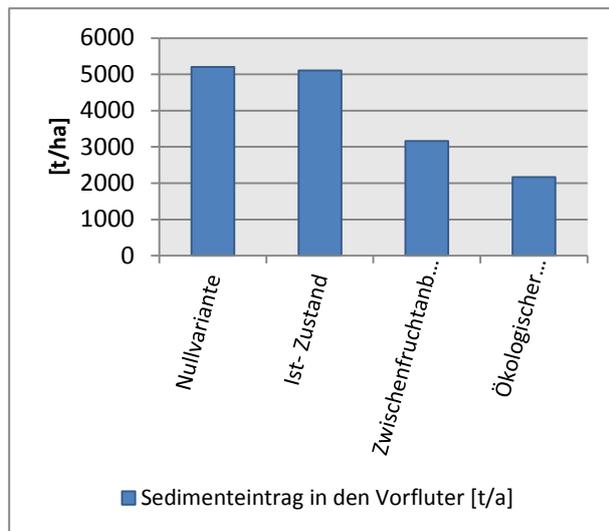


Abbildung 45: Sedimenteintrag in die Theel für verschiedene Agrarnutzungsszenarien
Datengrundlage: HONECKER, et al. (2014)

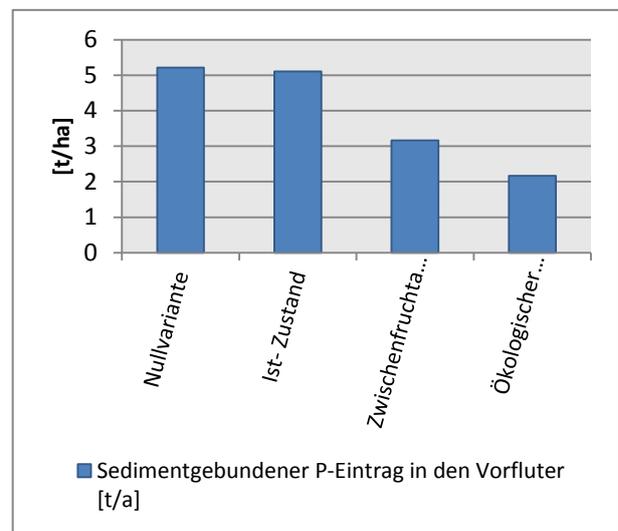


Abbildung 44: Sedimentgebundener P-Eintrag in die Theel für verschiedene Agrarnutzungsszenarien,
Datengrundlage: HONECKER, et al. (2014)

Unter der Annahme des aktuellen Agrarnutzungsszenarios (Szenario 2) werden bei einer mittleren Hangabtragsrate von 2,53 t/ha/a jährlich rund 5107 t Sediment und 5,11 t sedimentgebundenes Phosphat in die Theel eingetragen. Demnach werden 44% des auf den Ackerflächen des Theel-III-Einzugsgebietes erodierten Bodenmaterials in die Vorfluter eingetragen. Bei einer konventionellen Bodenbearbeitung ohne Agrarumweltmaßnahmen auf 100% der Ackerflächen (Szenario 1) erhöht sich die mittlere Hangabtragsrate auf 3,68 t/ha/a. In diesem Fall werden rund 5206 t Sediment und 5,2 t Phosphor in die Theel eingetragen. Bei einer Umwandlung der Bodenbearbeitungsform auf 100% Zwischenfruchtanbau (Szenario 3) sinkt die jährliche mittlere Hangabtragsrate auf 1,93 t/ha/a ab. Dies reduziert den jährlichen Sedimenteintrag auf rund 3163 t/a und den Phosphoreintrag auf 3,16 t/a.

Bei einem flächendeckenden ökologischen Landbau (Szenario 4) sinkt die mittlere Bodenerosion auf 1,56 t/a ab, was zu einer Senkung des jährlichen Sedimenteintrags auf rund 2170 t und einer Abnahme der sedimentgebundenen Phosphoreinträge auf 2,17 t/a führt.

Die Betrachtung der Modellszenarien zeigt, dass der Ist-Zustand der Stoffeinträge nahe am Worst-Case-Szenario liegt. Der Sedimenteintrag unter den aktuellen Agrarnutzungsbedingungen unterscheidet sich vom Worst-Case-Szenario um 99 t/ha, liegt also lediglich etwa 2% unter dem maximal möglichen Sedimenteintrag. Die Szenarien 3 und 4 zeigen, dass die Sediment- und Phosphoreinträge in die Theel durch eine Erweiterung konservierender Bodenbearbeitungsformen auf den Ackerflächen noch deutlich reduziert werden können. Durch eine Einführung des Zwischenfruchtanbaus auf 100% der Ackerflächen könnten die Sediment- und Phosphoreinträge um rund 38% reduziert werden. Eine flächendeckende Umsetzung des ökologischen Landbaus würde die Einträge um mehr als 50% verringern.

5. Diskussion

5.1. Diskussion der Ergebnisse

5.1.1. Ergebnisse

Auf Grundlage der vorliegenden Untersuchung können folgende Ergebnisse festgehalten werden:

- Mit Ausnahme einer Untersuchungsfläche trat im langjährigen Mittel auf allen Bilanzflächen ein Sedimentaustrag auf. Hierbei konnte festgestellt werden, dass ein Sedimentaustrag immer dann auftritt, wenn die über den gesamten Betrachtungszeitraum gemittelte Hangabtragsrate den Wert von 5 t/ha/A übersteigt (vgl. Kap. 4.6).
- Auf den untersuchten Ackerflächen wurden zwischen 1960 und 2015 mindestens 19% und maximal 94% des mobilisierten Bodenmaterials aus den Ackerflächen ausgetragen. Im Mittel betrug der Sedimentaustrag 68% ($\pm 25\%$) des mobilisierten Materials. Auf einem Großteil der Untersuchungsflächen bewegte sich der Sedimentaustrag zwischen 60% und 85%. Dementsprechend liegt der jährliche Eintrag von Bodenmaterial aus den Ackerflächen in das Fließgewässersystem je nach Untersuchungsstandort zwischen 2 und 16 t Bodenmaterial pro Hektar Ackerfläche. Im Mittel betrug die Sedimentaustragsrate 7,5 t/ha/a ($\pm 4,4$) (vgl. Kap. 4.6).
- Für das Bilanzmodell konnten Hangneigung und erosive Hanglänge als Einflussfaktoren identifiziert werden. Der Einfluss auf die Teilprozesse des Bilanzmodells ist statistisch signifikant (vgl. Kap. 4.8.1).
- Die Bodenerosion auf den Ackerflächen wurde als dominante Steuergröße des Sedimentaustrags identifiziert. Das Ausmaß des Hangabtrags beeinflusst den Sedimentaustrag aus der Ackerfläche direkt. Der Zusammenhang zwischen beiden Prozessgrößen wurde statistisch nachgewiesen (vgl. Kap. 4.8.2).
- Das Ausmaß des Sedimentaustrags aus den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes kann daher mit Hilfe des Regressionsmodells direkt aus der Hangabtragsrate abgeleitet werden (vgl. Kap. 4.8.3).
- Es konnte nachgewiesen werden, dass die Eingriffe in die Hangmorphologie und Veränderungen in der Bewirtschaftungsweise im Zuge der landwirtschaftlichen Entwicklung das Ausmaß der Teilprozesse des Bilanzmodells seit Beginn des Betrachtungszeitraums verändert haben. Die Bodenerosion auf den Ackerflächen

und der Sedimentaustrag aus den Ackerflächen nahmen im Laufe des Betrachtungszeitraums im Flächenmittel leicht zu, gleichzeitig verringerte sich das Ausmaß der Sedimentspeicherung am Hangfuß im Mittel. Auf Einzelflächen hat die landwirtschaftliche Entwicklung das Prozessgeschehen auf der Fläche sehr stark verändert (vgl. Kap. 4.6 und Kap. 4.7).

- Auf den methodenrelevanten Untersuchungsflächen konnte eine Speicherung eines Teils der am Hang mobilisierten Sedimente am Hangfuß nachgewiesen werden. Je nach Ausmaß der Sedimentspeicherung wird der Austrag der mobilisierten Hangsedimente aus den Ackerflächen so zum Teil sehr deutlich vermindert. Dementsprechend nehmen Kolluvien im Untersuchungsgebiet eine bedeutende Rolle als Sedimentspeicher und als Retentionsraum für mobilisiertes Hangmaterial ein (vgl. Kap. 4.7).
- Auf Grundlage der empirischen Bilanzgleichung konnten der Feststoff- und der Phosphoreintrag in die Theel für verschiedene Landnutzungsszenarien abgeschätzt werden. Je nach Szenario werden jährlich zwischen 2170 t und 5206 t Bodenmaterial und zwischen 2,17 t und 5,21 t Phosphor pro Hektar erosiv wirksamer Ackerfläche in die Theel eingetragen. Es konnte gezeigt werden, dass das Ausmaß der Stoffeinträge mit Zunahme bodenkonservierender Bearbeitungsweisen und Anbauformen deutlich reduziert werden kann (vgl. Kap. 4.10).

5.1.2. Einflussfaktoren auf den Sedimentaustrag

In der statistischen Datenauswertung wurde nachgewiesen, dass die Menge der ausgetragenen Hangsedimente direkt vom Ausmaß der Hangabtragsrate auf der jeweiligen Ackerfläche abhängig ist. Im Zuge dessen wurde der LS-Faktor der Standorte als einflussreichste Standorteigenschaft sowohl für die Hangabtragsrate als auch für die Sedimentaustragsrate selbst identifiziert. Obwohl zwischen K-Faktor und Sedimentaustragsrate kein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden konnte, besteht die Vermutung, dass die Bodeneigenschaften die Sedimentaustragsrate beeinflussen. Diese Vermutung wird durch den signifikanten Zusammenhang zwischen K-Faktor und Hangabtragsrate untermauert.

Folglich wird das Ausmaß des Sedimentaustrags direkt von Hangneigung und erosiver Hanglänge der Untersuchungsflächen gesteuert. Der Einfluss der Hangmorphologie konnte auf den Untersuchungsflächen direkt beobachtet werden.

So wurden die höchsten Sedimentaustragsraten auf Untersuchungsflächen mit hohem LS-Faktor ermittelt. Für das Untersuchungsgebiet gilt demnach, dass das Ausmaß des Sedimentaustrags mit steigender Hangneigung und erosiv wirksamer Hanglänge zunimmt.

Dieser Zusammenhang ist vor allem deshalb von Bedeutung, da seit Beginn des Betrachtungszeitraums auf 68% der Untersuchungsflächen eine Zunahme der erosiven Hanglänge stattgefunden hat, was auf den betroffenen Ackerflächen zu einem zum Teil sehr starken Anstieg der Sedimentaustragsrate geführt hat. Besonders kritisch ist die Vergrößerung der erosiven Hanglängen auch vor dem Hintergrund der durchgehend hohen Erodibilität der Böden (K-Faktor) zu betrachten. Die Ackerböden im Untersuchungsgebiet sind aufgrund ihres vergleichsweise hohen Schluff- und Sandgehaltes deutlich und in vielen Fällen stark erosionsgefährdet (HARTGE & HORN, 2014; KUBINIOK & WEICKEN, 1989). In Kombination mit der vorwiegend hohen Erodibilität der Böden stellt die Vergrößerung der Ackerschläge eine deutliche Verschärfung der Ausgangslage für Bodenabtrag und Sedimentaustrag auf den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes dar.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass diejenigen Standorteigenschaften, welche die Erodibilität einer Ackerfläche bestimmen, das Ausmaß der Mobilisierung und des Austrags von Bodenmaterial direkt steuern. Veränderungen dieser Standorteigenschaften wirken sich direkt auf das Ausmaß des Sedimentaustrags aus.

5.1.3. Zusammenhang zwischen Bodenerosion und Sedimentaustrag

Zwischen der Hangabtragsrate und der Sedimentaustragsrate auf den Untersuchungsflächen wurde ein starker Zusammenhang festgestellt. Dies legt den Schluss nahe, dass das Ausmaß des Sedimentaustrags aus den Ackerflächen direkt vom Ausmaß der Bodenerosion auf der Fläche gesteuert wird. Für das Untersuchungsgebiet kann daher die Regel abgeleitet werden, dass der Sedimentaustrag mit steigenden Hangabtragsraten zunimmt. In der Korrelationsanalyse zwischen Hangabtragsrate und Sedimentaustragsrate wurde diese Regel verifiziert. Einen direkten Zusammenhang zwischen Bodenabtrag auf den Hängen und Sedimentdeposition am Hangfuß bestätigt auch AUERSWALD (1992).

Im Umkehrschluss kann die Annahme getroffen werden, dass Bodenerosion auf den Ackerflächen stets auch einen Sedimentaustrag impliziert. Grundsätzlich kann diese Annahme durch die beobachteten Erosions- und Sedimentationsprozesse auf den Untersuchungsflächen bestätigt werden. Die Auswertung der Ergebnisse der Einzelstandorte zeigt jedoch, dass die Annahme nicht uneingeschränkt für alle Untersuchungsflächen gilt. Ein Sedimentaustrag konnte auf denjenigen Standorten nachgewiesen werden, auf denen im langjährigen Mittel Hangabtragsraten von 5 t/ha/a erreicht oder überschritten worden sind. Auf Untersuchungsflächen geringerer Hangabtragsraten wurde kein Sedimentaustrag festgestellt. Demnach muss die Aussage folgendermaßen ergänzt werden: Im Untersuchungsgebiet findet stets dann ein Sedimentaustrag aus einer Ackerfläche statt, wenn auf der Fläche eine jährliche Hangabtragsrate von 5t/ha erreicht oder überschritten wird. In diesem Fall übersteigt die Menge des auf der Ackerfläche mobilisierten Bodenmaterials die Kapazität der Sedimentspeicherung am Hangfuß und es findet ein Austrag des Bodenmaterials aus der Ackerfläche in das Fließgewässersystem hinein statt.

Die Hangabtragsrate von 5 t/ha/a ist, verglichen mit dem Wertespektrum der ermittelten Hangabtragsraten auf den Untersuchungsflächen, relativ gering. Auf einem Großteil der Untersuchungsflächen werden deutlich höhere Hangabtragsraten erreicht. Auf 27 der 28 Bilanzflächen wird sie überschritten. Auf einzelnen Untersuchungsflächen werden Spitzenwerte von 15-20 t/ha/a erreicht. Auch im Flächenmittel überschreiten die Hangabtragsraten den Wert von 5 t/ha/a deutlich. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass auf den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes bereits vergleichsweise geringe jährliche Hangabtragsraten ausreichen um einen Sedimentaustrag auszulösen.

Mit Ausnahme einer Untersuchungsfläche wurden im langjährigen Mittel auf allen in die Bilanzierung eingegangenen Ackerflächen ausreichend hohe Hangabtragsraten erreicht um einen Sedimentaustrag auszulösen. Es sind demnach 27 der 28 Bilanzflächen am Sedimenteintrag in das Fließgewässersystem beteiligt. Bezogen auf die Gesamtfläche erosiv wirksamer Ackerflächen im Theel-III-Einzugsgebiet, fällt der Anteil der am Sedimenteintrag beteiligten Ackerflächen deutlich geringer aus. HONECKER, WEBER, & KUBINIOK, (2014) ermittelten für das Theel-III-Einzugsgebiet eine erosive Gesamtfläche von 4521 ha. Eine Erhebung der Erosionsgefährdung aller ackerbaulich genutzten Flächen im Theel-III-Einzugsgebiet durch HONECKER,

WEBER, & KUBINIOK, (2014) zeigt, dass auf rund 11% der erosiv wirksamen Gesamtfläche potenzielle Hangabtragsraten $> 5 \text{ t/ha/a}$ auftreten. Es findet demnach nur auf ca. 11% der erosiv wirksamen Ackerflächen des Theel-III-Einzugsgebietes ein Sedimentaustrag statt. Mit 11% der erosiv wirksamen Gesamtfläche ist der Anteil der am Sedimenteintrag in die Fließgewässer beteiligten Ackerfläche vergleichsweise gering.

Auf Grundlage dessen können für das Theel-III-Einzugsgebiet folgende Beobachtungen festgehalten werden: Ein vergleichsweise geringer Anteil der von Bodenerosion betroffenen Ackerflächen ist tatsächlich für den Eintrag von mobilisiertem und ausgetragenem Bodenmaterial in die Fließgewässer verantwortlich. Auf diesen Flächen reichen jedoch bereits vergleichsweise geringe jährliche Hangabtragsraten aus, um einen Sedimentaustrag zu induzieren.

5.1.4. Beitrag von Einzelflächen zum Sedimenteintrag in die Fließgewässer

Die Schlussfolgerung, dass nur ein geringer Anteil der Ackerflächen am Sedimenteintrag in die Fließgewässer beteiligt ist, wird durch die hohen Spannbreiten der ermittelten Hangabtragsraten und Sedimentaustragsraten auf den Untersuchungsflächen untermauert. Da sich die Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Erosionsgefährdung unterscheiden, schwanken die Hangabtragsraten und demzufolge auch die Sedimentaustragsraten innerhalb eines Wertebereiches. In Abhängigkeit von der Höhe der Sedimentaustragsrate ist der Anteil der einzelnen Ackerflächen am Sedimenteintrag in das Fließgewässersystem auf Einzugsgebietsebene unterschiedlich stark ausgeprägt. Aus dieser Beobachtung lässt sich folgern, dass die Ackerflächen mit hohen Hangabtragsraten und Sedimentaustragsraten stärker zum Sedimenteintrag in die Vorfluter beitragen als Flächen mit mittleren oder geringen Hangabtrags- und Sedimentaustragsraten.

Diese Beobachtung deckt sich mit dem „Konzept der beitragenden Flächen“, welches unter anderem von PRASUHN ET AL. (2011) in Feldstudien für die Schweiz festgestellt wurde und für Bilanzierungen diffuser Stoffeinträge in Fließgewässer angewandt worden ist (PRASUHN ET AL. 2017; PRASUHN ET AL., 2016). Es besagt, dass die Einträge von Phosphor und Sedimenten in die Gewässer nur aus einem begrenzten Anteil der landwirtschaftlichen Fläche stammen. Für die Schweiz schätzen die Autoren, dass die beitragenden Flächen im Durchschnitt 20% der landwirtschaftlichen Gesamtfläche betragen. Flächen mit den höchsten

Stoffausträgen wurden als „Hot Spot Flächen“ identifiziert, welche besonders zum Stoffeintrag in die Vorfluter beitragen (PRASUHN, 2017b). Im Untersuchungsgebiet Theel-III beträgt der Anteil der am Sedimenteintrag beteiligten Flächen an der erosiv wirksamen Gesamtfläche 11%. Bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Gesamtfläche ist der Anteil der beitragenden Flächen noch deutlich geringer.

Dementsprechend konnten auch innerhalb der Untersuchungsflächen im Theel-III-Einzugsgebiet Hot Spot Flächen identifiziert werden. Es handelt sich um solche Ackerflächen, auf denen infolge hoher Erosionsgefährdung ein hoher Sedimentaustrag stattfindet. Innerhalb der Untersuchungsflächen zeichnen sich vier Standorte durch besonders hohe Sedimentaustragsraten aus (Vgl. Kap.4.6). Es wurden Sedimentaustragsraten $> 10 \text{ t/ha/a}$ festgestellt. Die Sedimentaustragsrate weicht auf diesen Flächen deutlich vom Flächenmittel ab, weshalb sie als Hot Spot Standorte identifiziert werden können.

Generell zeichnen sich alle Untersuchungsstandorte (Ausnahme IC1) durch vergleichsweise hohe Erosionsraten und einen hohen Sedimentaustrag aus. Es ist daher zu erwarten, dass diese Flächen innerhalb des Theel-III-Einzugsgebietes stark zum Sedimenteintrag in die Fließgewässer beitragen. Im Theel-III-Einzugsgebiet insgesamt sind lediglich 11% der erosiv wirksamen Gesamtfläche für den Sedimenteintrag in die Fließgewässer verantwortlich. Auf einem Großteil der verantwortlichen Flächen betragen die Hangabtragsraten zwischen 5 und 10 t/ha/a . Auf lediglich 3% der erosiv wirksamen Gesamtfläche werden Hangabtragsraten von 10 t/ha/a überschritten²⁷. Diese Größenordnung entspricht in etwa den Hangabtragsraten der als potenzielle Hot Spot Flächen identifizierten Untersuchungsflächen. Dies legt die Vermutung nahe, dass es sich auch bei diesen 3% um Hot Spot Flächen handelt.

Die Untersuchung hat gezeigt, dass nur ein vergleichsweise geringer Prozentsatz (11%) der von Bodenerosion betroffenen Flächen des Theel-III-Einzugsgebietes am Sedimenteintrag in die Fließgewässer beteiligt ist. In diesem Zusammenhang spielen Einzelflächen mit besonders hohen Hangabtrags- und Sedimentaustragsraten eine

²⁷ Die Angaben beruhen auf der von (HONECKER ET AL., 2014) erstellten Häufigkeitsverteilung der potenziellen Hangabtragsraten im Theel-III-Einzugsgebiet

besondere Rolle für den Sedimenteintrag aus den Ackerflächen des Theel-III-Einzugsgebietes. Um den Sediment- und Nährstoffeintrag in die Vorfluter innerhalb des Einzugsgebietes effektiv zu verringern ist es daher sinnvoll, gezielt auf diesen Flächen Maßnahmen zum Erosionsschutz umzusetzen. Die potenzielle Wirkung gezielter Erosionsschutzmaßnahmen auf Hot Spot Flächen stellten PRASUHN ET AL., (2017b) für kleine Einzugsgebiete auf Grundlage von Szenarienbetrachtungen heraus. Sie zeigten, dass eine Umsetzung von Erosionsschutzmaßnahmen (insbesondere konservierende Bodenbearbeitung) auf Hot Spot Flächen zu deutlichen Reduktionen der Phosphoreinträge in die Vorfluter führt. Auch BUG & MOSIMANN, (2012.b) stellten die Effektivität von gezielten Erosionsschutzmaßnahmen auf Hot-Spot-Flächen heraus.

5.1.5. Sedimentaustrag und Sedimentspeicherung auf den Untersuchungsflächen

Der Sedimentaustrag aus den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes im langjährigen Mittel kann mit durchschnittlich 7,5 t/ha/a und 68% des mobilisierten Hangsediments tendenziell als hoch eingestuft werden. Dementsprechend niedrig ist die über 55 Jahre gemittelte Sedimentspeicherung am Hangfuß von 32%. In der Analyse der Häufigkeitsverteilung der Sedimentaustragsraten auf den einzelnen Untersuchungsflächen bestätigt sich diese Einschätzung. Trotz der hohen Spannweite der ermittelten Werte zeigt sich auf den Untersuchungsflächen ein deutlicher Trend hin zu hohen Sedimentaustragsraten. So wurden über den gesamten Betrachtungszeitraum auf über 80% der Untersuchungsflächen jährlich mehr als die Hälfte der mobilisierten Hangsedimente aus der Ackerfläche ausgetragen. Auch im Vergleich mit anderen Studien zum Sedimentaustrag zeigt sich, dass die Austragsraten der Untersuchungsstandorte als vergleichsweise hoch einzustufen sind. So schätzten BORK ET AL., (1998), dass zwischen 1961 und 1990 deutschlandweit²⁸ im Mittel 10% des auf Ackerflächen mobilisierten Bodenmaterials in die Vorfluter gelangt sind. Der Sedimentaustrag aus den mittel- bis stark von Erosion betroffenen Untersuchungsstandorten im Theel-III-Einzugsgebiet liegt mit durchschnittlich 68% deutlich oberhalb des deutschlandweiten Mittels.

²⁸ Ohne Alpenraum

5.1.6. Sedimenteintrag in die Fließgewässer

Einzugsgebietsweit wurden für das Theel-III-Einzugsgebiet im 55-jährigen Mittel rund 7,5 t/ha/a Bodenmaterial in das Fließgewässersystem eingetragen. Dies entspricht einem Eintrag von 44% des am Hang mobilisierten Bodenmaterials in das Fließgewässersystem der Theel und der III. Ein direkter Vergleich mit anderen Untersuchungen erweist sich als schwierig, da Sedimentspeicherung und Sedimentaustrag sehr spezifisch für das jeweilige Untersuchungsgebiet sind und stark von den Gebietscharakteristika (Größe, Klima, Abflussregime, Topographie, Geologie) abhängen.

Vergleichbare Untersuchungen, die unter ähnlichen Bedingungen wie die vorliegende Arbeit durchgeführt worden sind (Größe des Theel-III-Einzugsgebietes, Messzeitraum, Naturraum), existieren bislang kaum. ALATORRE ET AL., (2012) nennen für einen mit dieser Arbeit vergleichbaren Modellzeitraum (1963 – 2003) einen deutlich niedrigeren Sedimenteintrag von 5% des an den Hängen erodierten Materials in den Vorfluter eines kleinen Einzugsgebietes (2,84 km²) in den spanischen Pyrenäen. ALATORRE ET AL. (2012) geben zudem einen Überblick über publizierte Sedimenteintragsraten in Einzugsgebieten ungefähr vergleichbarer Gebietsgröße: Sie liegen bei 20 % - 39 % für Einzugsgebiete zwischen 194 km² und 2173 km² in Australien (VERSTRAETEN, ET AL., 2007) und 7 % - 46 % für Einzugsgebiete zwischen 100 km² und 1500 km² in Spanien (ROMERO DIAZ, ET AL., 1992). Für kleine Einzugsgebiete in England schätzte WALLING (2002) den Sedimenteintrag auf 17 % (EZG-Größe 1,5 km²) und 20 % (EZG-Größe 3,6 km²). In der hohen Spannweite dieser Ergebnisse aus unterschiedlichen Regionen zeigt sich, wie sehr der Sedimenteintrag von den Charakteristika des jeweiligen Untersuchungsgebietes abhängig ist (ALATORRE ET AL., 2012). Innerhalb der hohen Spannweite der Untersuchungsergebnisse liegt der Sedimenteintrag in die Fließgewässer des Theel-III-Einzugsgebietes im oberen Wertebereich, ist also als vergleichsweise hoch einzustufen.

Da bislang keine Daten zum Schwebstoffgehalt der Theel und der III existieren, kann der tatsächliche jährliche Feststoffeintrag in die Vorfluter nicht exakt ermittelt werden. Die auf Grundlage des Bilanzmodells ermittelten Eintragsraten erlauben jedoch eine Abschätzung der Größenordnung und der Spannweite des jährlichen Sediment- und Phosphoreintrages aus den Ackerflächen in die Vorfluter.

5.1.7. Die Rolle der Kolluvien als Feststoffspeicher

Anhand des Tracervorkommens in den kolluvialen Hangfußsedimenten konnte nachgewiesen werden, dass ein Teil des seit 1960 auf den Erosionsflächen des Untersuchungsgebietes mobilisierten Bodenmaterials in den Kolluvien abgelagert worden ist. So wurden in den Kolluvien erhöhte Tracervorkommen zum Teil bis mehrere Dezimeter unterhalb der Pflugsohle nachgewiesen. Beobachtungen von KASTENHOLZ, (1999), KUBINIOK, (1999); KUBINIOK & WEICKEN, (1989) zu erhöhten Tracergehalten in kolluvialen Hangfußsedimenten verschiedener Erosionsstandorte im Saarland können so bestätigt werden. Den Kolluvien kommt folglich eine wichtige Rolle im Feststoffhaushalt des Einzugsgebietes zu. Sie fungieren als Speicher für mobilisiertes Bodenmaterial und können so, zumindest temporär, zur Dämpfung des Sedimentaustrags aus den Hangbereichen heraus beitragen. Auch ALATORRE, ET AL.,(2012), PORTO ET AL., (2010) und WALLING & COLLINS, (2008) identifizieren die Hangfußlagen als Ort der Sedimentdeposition und stellen die große Bedeutung der Sedimentspeicherung im Einzugsgebiet für den Sedimenteintrag in die Vorfluter heraus.

5.1.8. Der Einfluss der Landwirtschaft auf den Sedimentaustrag

Die landwirtschaftliche Entwicklung seit Mitte des 20. Jahrhunderts hat das Ausmaß des Sedimentaustrags im Untersuchungsgebiet nachweislich beeinflusst. In der Untersuchung konnte gezeigt werden, dass die Eingriffe in die Hangmorphologie und die Veränderungen in der Bewirtschaftungsweise im Zuge der landwirtschaftlichen Entwicklung das Ausmaß der Mobilisierung, der Speicherung und des Austrags der Feststoffe auf den Untersuchungsflächen verändert haben. Mit zunehmender Bodenerosion und Mobilisierung der Hangsedimente stieg der Anteil ausgetragener Sedimente im Mittel leicht an, gleichzeitig wurde eine Abnahme der Sedimentspeicherung am Hangfuß festgestellt. Deutlichere Veränderungen wurden auf einzelnen Untersuchungsflächen nachgewiesen. Die Häufigkeit höherer Hangabtrags- und Sedimentaustragsraten im Einzugsgebiet hat im Laufe des Betrachtungszeitraums zugenommen. Ein maßgeblicher Anstieg von Bodenerosion und Sedimentaustrag konnte auf den Untersuchungsflächen festgestellt werden, auf denen eine Erhöhung der erosiven Hanglänge stattgefunden hat. Gleichzeitig wurde nachgewiesen, dass die Verringerung der erosiven Hanglänge zu einer Verminderung von Hangabtrag und Sedimentaustrag geführt hat. Für das Untersuchungsgebiet kann folglich ein direkter Zusammenhang zwischen der

erosiven Hanglänge bzw. der Größe der Erosionsfläche und dem Ausmaß der Feststoffausträge aus den Erosionsflächen heraus festgestellt werden. Ähnliche Beobachtungen machen BORK ET AL., (1998) und VAN ROMPAEY ET AL., (2003). Der bedeutende Einfluss der Landwirtschaft auf den Sedimentaustrag und folglich auf den Feststoffeintrag in die Vorfluter im Untersuchungsgebiet deckt sich mit Ergebnissen anderer Studien zum Feststoffhaushalt agrarisch geprägter Untersuchungsgebiete (BORK ET AL., 1998; PRASUHN, 2017 a,b).

In der Betrachtung der Auswirkung verschiedener Landnutzungsszenarien auf die Fest- und Nährstoffeinträge in die Theel wurde deutlich, dass die Stoffeinträge direkt von der Bewirtschaftungsform auf den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes abhängig sind. Unter den aktuellen Agrarnutzungsbedingungen liegen der Sediment- und Nährstoffeintrag in die Vorfluter im Theel-III-Einzugsgebiet nahe dem Worst-Case-Szenario. Die aktuellen Sedimenteintragsraten liegen nur knapp 2% unterhalb der maximal möglichen Eintragsraten. Die Szenarienbetrachtung hat gezeigt, dass die Sediment- und Phosphoreinträge in die Theel durch eine Erweiterung konservierender Bodenbearbeitungsformen auf den Ackerflächen deutlich reduziert werden können. Eine flächendeckende Umsetzung des ökologischen Landbaus würde die Einträge um mehr als 50% verringern. Allerdings werden aktuell lediglich 10% der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Saarlandes nach Vorgaben des ökologischen Landbaus bewirtschaftet (Stand 2009) (GUTH, 2007). Ob eine flächendeckende Einführung des ökologischen Landbaus im Untersuchungsgebiet umgesetzt werden kann ist fraglich. Vielmehr ist es sinnvoll, standortangepasste und bodenkonservierende Bearbeitungs- und Anbauformen auf einem größtmöglichen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Untersuchungsgebietes umzusetzen.

5.2. Methodendiskussion

Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass der methodische Ansatz dieser Arbeit gut dazu geeignet ist, den Feststoffaustrag aus Ackerflächen in das Fließgewässersystem zu quantifizieren. Mit Hilfe des empirisch ermittelten Bilanzmodells konnte der Feststoffaustrag im langjährigen Mittel nachvollzogen werden. Zudem eignet sich das Modell, den Feststoffaustrag unter aktuellen Standortbedingungen darzustellen und zu quantifizieren.

In Kombination mit weiterführenden Landschaftshaushaltsmodellen bietet das Regressionsmodell eine Basis um die Sedimentaustragsrate auf Einzugsgebietsebene abzuschätzen und den Einfluss verschiedener Landnutzungsszenarien auf den Feststoffhaushalt des Einzugsgebietes zu modellieren. Auf dieser Grundlage können Prognosen über die zukünftige Entwicklung des Feststoffaustrags aus Ackerflächen getroffen werden.

Ein bedeutender Vorteil des methodischen Ansatzes dieser Arbeit liegt darin, dass Erosionsereignisse unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Skalen sowie unterschiedlicher Intensitäten in die Bilanzierung des Sedimentaustrags eingehen und dieser so möglichst ganzheitlich abgebildet werden kann. Mit der Analyse des Sedimentationsgeschehens über 55 Jahre werden sowohl schleichend ablaufende Erosionsprozesse als auch stark erosive Einzelereignisse abgebildet. Auch eine kurz- bis mittelfristige Zwischenspeicherung der Sedimente auf der Erosionsfläche selbst wird innerhalb des Betrachtungszeitraums relativiert. Die Erfassung des mit dem Oberflächenabfluss mobilisierten Bodenmaterials erfolgt zudem unabhängig von der Art der Transportprozesse, da am Hangfuß sowohl flächenhaft als auch linienhaft transportiertes Bodenmaterial abgelagert wird.

Ein generelles Problem empirisch basierter Modelle ist deren Übertragbarkeit auf andere Untersuchungsgebiete und die Anwendbarkeit auf abweichende Standortbedingungen. So eignet sich das Bilanzmodell gut zur Darstellung des Sedimentaustrags mittel bis stark von Bodenerosion betroffener Ackerflächen. Standorte, auf denen wenig Bodenmaterial mobilisiert und ausgetragen wird, können vom Modell schlecht oder gar nicht abgebildet werden. Auch bei gering ausgeprägten Kolluvien gerät das Modell an seine Grenzen. Eine ausreichend exakte Altersbestimmung der kolluvialen Hangfußsedimente mittels der Tracer ^{137}Cs und PO_4 ist nur dann möglich, wenn von einer ungestörten Lagerung der

Hangfußsedimente ausgegangen werden kann (vgl. Kap. 4.2). Durch Bodenbearbeitung werden die abgelagerten Sedimente in den oberen Dezimetern der Bodenschicht jedoch stetig durchmischt. Exakte Altersangaben können daher erst für Bodentiefen unterhalb der Pflugsohle getroffen werden. Der methodische Ansatz eignet sich folglich nur für Standorte, an denen sich Kolluvien ausgebildet haben, deren Mächtigkeit die der Pflugsohle übersteigt.

Die Bestimmung der Sedimentationsrate aufgrund der Stofftiefenfunktion der Hangfußsedimente erfordert eine ausreichend hohe Konzentration der Tracer im Oberboden der Erosionsflächen. So war es schwierig, die Sedimentationsraten wenig intensiv gedüngter Ackerflächen mit Hilfe des Tracers PO_4 zu ermitteln (vgl. Kap. 4.2). Hier erwies es sich als hilfreich, zur Bestimmung der Alters-Tiefen-Funktion der Kolluvien auf die Stofftiefenfunktion von ^{137}Cs zurückgreifen zu können. Es wird daher empfohlen, stets beide Tracer in die Analyse der Hangfußsedimente mit einzubeziehen.

Die Bestimmung der Sedimentationsrate auf Grundlage der Tracertiefenfunktionen in den kolluvialen Hangfußsedimenten lieferte für beide Tracer vergleichbare Ergebnisse²⁹. Die mittels der Tracer ^{137}Cs und PO_4 für die Untersuchungsflächen generierten Sedimentationsraten korrelieren gut ($r=0,99$). Beobachtungen von FETZER & KUBINIOK (2006) UND KASTENHOLZ, (1999) zur guten Korrelation beider Tracer können so auch für das Theel-III-Einzugsgebiet bestätigt werden.

Insgesamt ist die Aussagekraft der ermittelten Sedimentaustragsraten umso höher, je vollständiger das auf der Erosionsfläche mobilisierte Bodenmaterial am Hangfuß abgelagert wird. So führt die Methode vor allem bei Standorten konvergierender Tiefenlinien mit klar abgegrenzten Kolluvien zu einer sehr guten Abschätzung des Sedimentaustrags.

Ist das Ausmaß der Bodenerosion auf einer Einzelfläche bekannt, kann mit Hilfe des Regressionsmodells die jährliche Sedimentaustragsrate direkt aus der Hangabtragsrate abgeleitet werden. Sind die Hangabtragsraten aller von Erosion betroffenen Einzelflächen eines Einzugsgebietes bekannt, so lässt sich mit Hilfe des

²⁹ Vgl. Anhang L, S. XXXI

Bilanzmodells der jährliche Sedimentaustrag auch auf Einzugsgebietsebene quantifizieren (vgl. Kap. 4.8). Zur Vorhersage des Sedimenteintrags in den Vorfluter kann die Bilanzgleichung mit weiterführenden Stoffhaushaltsmodellen kombiniert werden. Dies ermöglicht es, die Menge der in die Fließgewässer eingetragenen Hangsedimente abzuschätzen.

Ein weiterer Vorteil des Bilanzmodells besteht darin, dass es auf verschiedene Betrachtungsebenen angewandt werden kann. So kann der Sedimentaustrag aus den Ackerflächen sowohl für ein gesamtes Einzugsgebiet als auch für Teileinzugsgebiete oder Einzelhänge abgeschätzt werden. Durch die gezielte Anwendung des Bilanzmodells auf Teileinzugsgebiete kann der Sedimenteintrag aus Ackerflächen auch für Teilabschnitte des Fließgewässers abgeschätzt werden.

Für das Theel-III-Einzugsgebiet kann das Bilanzmodell künftige Geländearbeiten ersetzen. Im Rahmen der vorgegebenen Modellgrenzen kann der Sedimentaustrag aus den Ackerflächen des Einzugsgebietes direkt aus den jeweiligen Hangabtragsraten abgeleitet werden, ohne eine Analyse der Hangfußsedimente durchzuführen. Das Bilanzmodell ist auf Untersuchungsgebiete vergleichbarer Standortbedingungen im Rahmen der Modellgenauigkeit bedingt übertragbar. Bei fehlenden Schwebstoffmessungen für den Vorfluter liefert das Bilanzmodell wertvolle Hinweise auf den Sedimenthaushalt des Gewässers. Dies ist vor allem dann von Bedeutung, wenn der Sedimenteintrag über lange Zeiträume nachvollzogen werden soll. Um gesicherte Aussagen zum Schwebstoffgehalt eines Fließgewässers über lange Zeiträume zu erhalten, sind sehr umfangreiche und zeitintensive Messprogramme notwendig. Hier bietet das Bilanzmodell eine Alternative zur direkten Schwebstoffmessung. Zudem reagiert es, im Vergleich zu direkten Schwebstoffmessungen, unempfindlich auf Extremereignisse. Da dem Bilanzmodell über 55 Jahre gemittelte Sedimentaustragsraten zu Grunde liegen, kann der Eintrag hangbürtiger Sedimente aus den Ackerflächen in die Vorfluter so auch über einen langen Zeitraum hin abgeschätzt werden. Die Modellierung des potenziellen Sedimenteintrags auf Grundlage der ermittelten Sedimentaustragsraten aus den Ackerflächen kann direkte Schwebstoffmessungen im Vorfluter nicht ersetzen, bietet aber eine Möglichkeit, Größenordnung und Spannbreite des Feststoffeintrags aus den Ackerflächen ein Fließgewässer abzuschätzen.

6. Fazit und Ausblick

Mit dem empirisch ermittelten Bilanzmodell kann der Sedimentaustrag aus den Ackerflächen in die Fließgewässer eines Einzugsgebietes berechnet werden. Das Modell hilft so, den Prozess des Sedimentaustrags sowohl auf Hang- als auch auf Einzugsgebietsebene besser zu verstehen und den Beitrag der Erosion und des Sedimentaustrags auf Ackerflächen zum Feststoffeintrag in die Vorfluter zu quantifizieren. Es ist eine wichtige Ergänzung für weiterführende Feststoffhaushaltsmodelle und kann als Planungsgrundlage für ein einzugsgebietsweites Sedimentmanagement eingesetzt werden. Insbesondere eignet sich das Modell dazu, die Auswirkung von Landnutzungsveränderungen und Erosionsschutzmaßnahmen auf den Sedimenteintrag in die Vorfluter abzuschätzen.

Die Untersuchung hat gezeigt, dass auf einem Großteil der Untersuchungsflächen zwischen 60% und 85 % des auf den Ackerflächen mobilisierten Bodenmaterials in die Fließgewässer eingetragen werden. Einzugsgebietsweit beträgt der Sedimenteintrag im Mittel 44%. Innerhalb des Untersuchungsgebietes wurden einzelne Standorte identifiziert, die aufgrund hoher Hangabtragsraten übermäßig stark zum Sedimenteintrag in das System beitragen. Diesen Flächen muss bei der Reduzierung des Sedimentaustrags besondere Aufmerksamkeit zukommen.

Zudem wurde festgestellt, dass die kolluvialen Hangfußbereiche als Sedimentspeicher für hangbürtiges Bodenmaterial fungieren. Als Retentionsraum tragen sie zum Teil deutlich zur Verminderung des Sediment- und feststoffgebundenen Phosphataustrags aus den Hangbereichen heraus bei. Sie spielen so eine wichtige Rolle für den Sediment- und Nährstoffeintrag in die Fließgewässersysteme.

Die Studie hat gezeigt, dass die Bodenerosion eine maßgebliche Rolle für den Sedimenthaushalt im Einzugsgebiet spielt. Als dominante Steuergröße beeinflusst sie das Ausmaß des Sedimentaustrags aus den Ackerflächen direkt. Zudem kann mit Hilfe des ermittelten Regressionsmodells der Sedimentaustrag direkt aus der Hangabtragsrate einer Bilanzfläche abgeleitet werden.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die große Bedeutung des Sedimentaustrags aus den Ackerflächen für den ökologischen Zustand der Vorfluter bestätigt. Um die negativen Folgen des Sedimenteintrags in die Vorfluter zukünftig zu

minimieren und den guten ökologischen Zustand aller Fließgewässer bis 2027 zu erreichen ist es daher notwendig, den Sedimentaustrag aus Ackerflächen deutlich zu reduzieren. Eine effektive Verringerung des Sedimentaustrags kann durch eine Senkung der Bodenerosion auf den betroffenen Ackerflächen erreicht werden. Durch bodenkonservierende Bearbeitungsformen sowie Maßnahmen zur Verringerung des Oberflächenabflusses, insbesondere durch die Verringerung der erosiven Hanglängen, kann das Ausmaß der Bodenerosion und des Sedimentaustrags aus den Ackerflächen deutlich reduziert werden. In diesem Zusammenhang empfiehlt sich vor allem ein gezielter Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen auf Hot Spot Flächen. Die Identifikation solcher Hot Spot Flächen und die Quantifizierung deren Beitrags zum Feststoffeintrag in die Vorfluter sollte daher der Gegenstand weiterer Forschung im Einzugsgebiet Theel-III sein.

Zudem ist es notwendig, die Voraussetzungen für die Sedimentspeicherung am Hangfuß der Ackerflächen im Theel-III-Einzugsgebiet weiterführend zu analysieren. Detaillierte Untersuchungen zu den morphologischen und hydrologischen Voraussetzungen der Sedimentspeicherung am Hangfuß können dazu beitragen, die Rolle der Kolluvien als Feststoffspeicher noch besser zu verstehen und deren Potenzial als Retentionsraum für Fest- und Nährstoffe weiter zu quantifizieren.

Das in der vorliegenden Arbeit erstellte Regressionsmodell eignet sich vor allem zur Vorhersage des Sedimentaustrags der Ackerstandorte im Einzugsgebiet Theel-III. Um die Übertragbarkeit des Modells zu erhöhen ist es ratsam, Einzelhanganalysen unter gleichen methodischen Bedingungen auch für vergleichbare Einzugsgebiete durchzuführen und das Regressionsmodell so auf die regionalen Gegebenheiten anzupassen.

Auf diese Weise wird der Kenntnisstand zum Beitrag von Ackerflächen am Fest- und Nährstoffeintrag in die Fließgewässer weiter verbessert. Auf Grundlage dessen können gezielt Maßnahmen zur Reduzierung der Feststoffeinträge in die Oberflächengewässer und zur Verbesserung des Gewässerzustandes umgesetzt werden. Zudem muss die kontinuierliche Weiterentwicklung des Erosionsschutzes auf Ackerflächen ein Ziel landwirtschaftlicher Entwicklung und Gegenstand weiterer landschaftsplanerischer und agrarwissenschaftlicher Fragestellungen sein.

Literaturverzeichnis

- Ad Hoc AG Boden (Hrsg.). (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung: (5., und erw. Aufl.)*. Stuttgart: Schweizerbart.
- Alatorre, L. C., Beguería, S., Lana-Renault, N., Navas, A., & García-Ruiz, J. M. (2012). Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under scenarios of land use change using a spatially distributed numerical model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16 (5).
- Auerswald, K. (1992). Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. Gehalten auf dem 5th Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe.
- Barth, B. (1997). *Bodenerosionssimulation mit GIS. Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes*, (Bd. 43).
- Belmont, P., Willenbring, J. K., Schottler, S. P., Marquard, J., Kumarasamy, K., & Hemmis, J. M. (2014). Toward generalizable sediment fingerprinting with tracers that are conservative and nonconservative over sediment routing timescales. *Journal of Soils and Sediments*, 14 (8).
- Bettinger, A., & Kühne, O. (Hrsg.). (2016). *Vielfalt zwischen Grenzen - eine geographische Landeskunde des Saarlandes*, Bd. Band 1: Natur - Landschaft – Umweltschutz. Saarbrücken: Veröffentlichungen des Institutes für Landeskunde im Saarland. (Bd. 51). Saarbrücken.
- Blume, H.-P. (2010). *Scheffer /Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. (16. Auflage). Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.
- Blume, H.-P. (Hrsg.). (o. J.). *Handbuch der Bodenuntersuchung: Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter - Physikalische, chemische, biologische Untersuchungsverfahren - Gesetzliche Regelwerke*. Weinheim [et al.]: Wiley-VCH.

- Bork, H.-R., Bork, Helga, Dalchow, Claus, Faust, Berno, Piorr, Hans-Peter, & Schatz, Thomas. (1998). *Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa : Wirkungen des Menschen auf Landschaften*. Gotha: Klett-Perthes.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 8 (1).
- Bug, J., & Mosimann, T. (2012 a). Lineare Erosion in Niedersachsen – Ergebnisse einer elfjährigen Messreihe zu Ausmaß, kleinräumiger Verbreitung und Ursachen des Bodenabtrags. *Die Bodenkultur*, 63.
- Bug, J., & Mosimann, T. (2012b). Modellierung der linearen Bodenerosion. Entwicklung eines entscheidungsbasierten Modells zur flächenhaften Prognose der linearen Erosionsaktivität. (Bd. 15). Hannover: Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie. Leibniz Universität Hannover.
- Détriché, S., Rodrigues, S., Macaire, J.-J., Bonté, P., Bréheret, J.-G., Bakyono, J.-P., & Jugé, P. (2010). Caesium-137 in sandy sediments of the River Loire (France): Assessment of an alluvial island evolving over the last 50 years. *Geomorphology*, 115.
- D’Haen, K., Verstraeten, G., & Degryse, P. (2012). Fingerprinting historical fluvial sediment fluxes. *Progress in Physical Geography*, 36 (2).
- Dreibrodt, S., Lubos, C., Terhorst, B., Damm, B., & Bork, H.-R. (2010). Historical soil erosion by water in Germany: Scales and archives, chronology, research perspectives. *Quaternary International*, 222.
- Fang, H., Sun, L., Qi, D., & Cai, Q. (2012). Using ¹³⁷Cs technique to quantify soil erosion and deposition rates in an agricultural catchment in the black soil region, Northeast China. *Geomorphology*, 169–170 (Supplement C).

- Ferrand, E., Eyrolle, F., Radakovitch, O., Provansal, M., Dufour, S., Vella, C., Gurriaran, R. (2012). Historical levels of heavy metals and artificial radionuclides reconstructed from overbank sediment records in lower Rhône River (South-East France). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82 (Supplement C).
- Fetzer, K. D., & Kubiniok, J. (2006). Saarland. In: *Bodenerosion durch Wasser. Bewertungsmethodik und Instrumente der deutschen Bundesländer* (Bd. 14, S. 95–102). Berlin: Schmidt.
- Fuchs, M., Will, M., Kunert, E., Kreutzer, S., Fischer, M., Reverman, R. (2011). The temporal and spatial quantification of Holocene sediment dynamics in a meso-scale catchment in northern Bavaria, Germany. *The Holocene*, 21(7).
- Fischer, B. (2016). Ermittlung der rezenten Bodenerosion ausgewählter landwirtschaftlich genutzter Flächen im Theel-III-Einzugsgebiet auf schluffig-tonigen Böden des Rotliegenden. Examensarbeit. Institut für Physische Geographie und Umweltforschung. Universität des Saarlandes, Saarbrücken, unveröffentlicht.
- Gaspar, L., Navas, A., Walling, D. E., Machín, J., & Gómez Arozamena, J. (2013). Using ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ to assess soil redistribution on slopes at different temporal scales. *CATENA*, 102 (Supplement C).
- Goedicke, C., & Löffler, E. (1989). Die Erosivität der Niederschläge im Saarland. In *Das Saarland. Beharrung und Wandel in einem peripheren Grenzraum. Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes* (Bd. 36). Saarbrücken.
- Guth, R. (2007). Die Entwicklung der saarländischen Agrarstruktur. In *50 Jahre Saarland im Wandel* (S. 177–190). Veröffentlichungen des Institutes für Landeskunde im Saarland (Bd.44). Saarbrücken.
- Habersack, H., Blamauer, B., Villwock, H., Prenner, D., & Hauer, C. (2014). SED_AT – Feststoffhaushalt, Sedimenttransport und Flussmorphologie im Rahmen des

- Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 66 (9).
- Hartge, K. H., & Horn, R. (2014). Einführung in die Bodenphysik: (4. Aufl.). Stuttgart: Schweizerbart.
- Hoffmann, G., & Ohnesorge, S. (1966). Bestimmung der Phosphorsäure in Bodenextrakten mit Ascorbinsäure- Zinnchlorür als Reduktionsmittel. Landwirtschaftl. Forsch.
- Hoffmann, T. (Hrsg.). (2004). Leitfaden für die statistische Auswertung geographischer Daten. Greifswald: Ernst-Moritz-Arndt-Univ.
- Honecker, U., Weber, G., & Kubiniok, J. (2014). Modellierung von Landnutzungsszenarien zur Abschätzung der wassergebundenen Nährstoffemissionen in einem Einzugsgebiet der rural-urbanen Landschaft Mitteleuropas. In Wasser - Landschaft - Mensch in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft - Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2014 an der Katholischen Universität Eichstätt-Ingolstadt (Bd. 34.14). Hennef.
- Hürdler, J., Spiess, E., & Prasuhn, V. (2015). Diffuse Nährstoffeinträge in Gewässer. Aqua & Gas, 9.
- IAEA (2014). Guidelines for Using Fallout Radionuclides to Assess Erosion and Effectiveness of Soil Conservation Strategies. Wien. IAEA publication.
- Iurian, A., Phaneuf, M., & Mabit, L. (2015). Mobility and Bioavailability of Radionuclides in Soils. In: Radionuclides in the Environment. (S. 37–59). Springer International Publishing Switzerland.
- Iurian, A. R., Mabit, L., Begy, R., & Cosma, C. (2013). Comparative assessment of erosion and deposition rates on cultivated land in the Transylvanian Plain of Romania using ^{137}Cs and ^{210}Pb ex. Journal of Environmental Radioactivity, 125.

- Jürging, P., & Patt, H. (Hrsg.). (2005). Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Kastenholz, U. (1999). Deszendente und laterale Verlagerung von Cäsium-137 in Böden des Saarlandes. Dissertation. Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- Kausch, B. (2006). Geoarchäologische Untersuchungen an Schwemmfächern als korrelierte Sedimentkörper holozäner Bodenerosion zur Erfassung morphodynamischer Prozessphasen in der Region Trier. Dissertation. Universität Trier, Trier.
- Klohn, W., & Windhorst, H.-W. (2003). Die Landwirtschaft in Deutschland (4., Aufl.). Vechta: Vechtaer Dr. und Verl.
- Konz, N., Schaub, M., Prasuhn, V., Baenninger, D., & Alewell, C. (2009). Cesium-137-based erosion-rate determination of a steep mountainous region. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(5).
- Kubiniok, J. (1999). Bodenerosion im Saarland. Historische Entwicklung und aktuelles Ausmaß. *Saarbrücker Geographische Arbeiten*, (Bd.46). Saarbrücken.
- Kubiniok, J., & Weicken, H.-M. (1989). Anthropogene Relief- und Bodenveränderungen im Saarland - dargestellt an Beispielen aus dem östlichen Bliesgau und dem Prims-Blies-Hügelland. In: *Das Saarland. Beharrung und Wandel in einem peripheren Grenzraum. Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes* (Bd. 36). Saarbrücken.
- Laflen, J. M., & Flanagan, D. C. (2013). The development of U.S. soil erosion prediction and modeling. *International Soil and Water Conservation Research*, 1(2).
- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (Hrsg.). (2011). *Auswertungsmethoden im Bodenschutz* (Bd. 19). Hannover.
- Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz des Saarlandes (Hrsg.). (2001). *Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:100.000*. Saarbrücken.

- Liedtke, H. (Hrsg.). (2010). Die Oberflächenformen in der Grenzregion Saarland-Lothringen-Luxemburg. Saarbrücken: Veröffentlichungen des Inst. für Landeskunde im Saarland (Bd. 48). Saarbrücken.
- Long, Y., Zhang, X., Wen, A., & He, X. (2012). ^{137}Cs Finger Printing Technique for Erosion and Sedimentation Studies. *Journal of Mountain Science*, 9.
- Niller, H.-P. (2001). Wandel prähistorischer Landschaften. Kolluvien, Auenlehme und Böden: Archive zur Rekonstruktion vorgeschichtlicher anthropogener Landschaftsveränderungen im Lößgebiet bei Regensburg. *Erdkunde*, 55.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., ... Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54 (Supplement C).
- Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., & Alewell, C. (2014). Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of The Total Environment*, 479–480 (Supplement C).
- Poreba, G. (2006). Caesium-137 as a soil erosion tracer: A review. *Geochronometria*, 25.
- Poręba, G., Śnieszko, Z., & Moska, P. (2011). Some aspects of age assessment of Holocene loess colluvium: OSL and ^{137}Cs dating of sediment from Biała agricultural area, South Poland. *Quaternary International*, 240 (1).
- Porto, P., & Walling, D., E. (2012). Using plot experiments to test the validity of mass balance models employed to estimate soil redistribution rates from ^{137}Cs and ^{210}Pb measurements. *Applied Radiation and Isotopes*, 70.
- Porto, P., Walling, D. E., & Callegari, G. (2011). Using ^{137}Cs measurements to establish catchment sediment budgets and explore scale effects. *Hydrological Processes*, 25(6).
- Prasuhn, V. (2017a). Langzeitmonitoring von Bodenerosion in der Schweiz. Gehalten auf der Jahrestagung der DBG, Horizonte des Bodens, 02. – 07.11.2017, Göttingen.

- Prasuhn, V. (2017b). Ökonomische und ökologische Beurteilung von Gewässerschutzszenarien. *Agrarforschung Schweiz*, 8(9).
- Provansal, M., Ferrand, E., Eyrolle, F., Raccasi, G., Monaco, M., & Gurriaran, R. (2012). Spatial variability in sedimentation rates and artificial radionuclide storage in alluvial banks of the lower Rhône River. *Aquatic Sciences*, 74(4).
- Ritchie, J. C., & Ritchie, C. A. (2001). Bibliography of publications of 137 cesium studies related to erosion and sediment deposition. USDA-ARS Hydrology and Remote Sensing Laboratory.
- Jones, R.J., Le Bissonnais, Y., Düwel, O., Lillian, Ø., Barberis, R., Prasuhn, V., Bazzoffi, P. (2004). Nature and extent of soil erosion in Europe. Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection.
- Romero-Díaz, M.A., Cabezas, F., López Bermúdez, F. (1992) Erosion and fluvial sedimentation in the River Segura Basin (Spain). *Catena*. 19.
- Rothe, P. (2012). *Die Geologie Deutschlands: 48 Landschaften im Portrait*. (4Aufl.). Darmstadt: WBG.
- Schindewolf, M. (2012). Phosphoreinträge durch Erosion in Sachsen (LFULG Schriftenreihe No. 11/2012). Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Sachsen.
- Schmidtchen, G., & Bork, H.-R. (2003). Changing Human Impact during the Period of Agriculture in Central Europe: The Case Study Biesdorfer Kehlen, Brandenburg, Germany. In *Long Term Hillslope and Fluvial System Modelling* (S. 183–200). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Schneider, H. (Hrsg.). (1972). *Geographische Landesaufnahme; Bd. 159: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbrücken (Bd. 159)*. Bad Godesberg: Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung.
- Schneider, H. E. (1991). *Saarland*. Berlin: Bornträger.

- Schönwiese, C.-D. (2006). *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler: mit ... 64 Tabellen im Text und 11 Tabellen im Anhang* (4. Aufl.). Berlin: Borntraeger.
- Schwertmann, U. (1977). Bodenerosion. *Geologische Rundschau*, 66(1).
- Schwertmann, U., Vogl, W., & Kainz, M. (1987). *Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen* (2. Aufl.). Stuttgart: Ulmer.
- Suphi, A. (1980). *Verlagerung von Pflanzennährstoffen (Ammonium- und Nitratstickstoff, Kalium, Phosphat, Calcium, Magnesium) im Bodenprofil unter natürlichen Anbaubedingungen nach Düngung mit Kalkammonsalpeter bzw. mit N-Lignin.* Dissertation. Justus Liebig Universität, Gießen.
- Tamci, M. (1971). *Modellversuche zur Auswaschung und Verlagerung von Stickstoff.* Dissertation. Justus Liebig Universität, Gießen.
- Umweltbundesamt (Hrsg.). (2010). *Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (Hrsg.). (2017). *Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung*. Dessau-Roßlau.
- Van Oost, K., Govers, G., Van Muysen, W., & Nachtergaele, J. (2003). *Modelling Water and Tillage Erosion using Spatially Distributed Models*. In *Long Term Hillslope and Fluvial System Modelling*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Van Rompaey, A., Govers, G., Verstraeten, G., Van Oost, K., & Poesen, J. (2003). *Modelling the Geomorphic Response to Land Use Change*. In: *Long Term Hillslope and Fluvial System Modelling* (S. 73–100). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Verstraeten, G., Prosser, I.P., Fogarty, P. *Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia*. *Journal of Hydrology*. 334.

- Wainwright, J., Parsons, A. J., Michaelides, K., Powell, D. M., & Brazier, R. (2003). Linking Short- and Long-Term-Soil-Erosion Modelling. In: Long Term Hillslope and Fluvial System Modelling (S. 37–51). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Walling, D. E., & He, Q. (1997). Use of fallout ¹³⁷Cs in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains. *CATENA*, 29(3).
- Walling, D. E., & He, Q. (1998). The spatial variability of overbank sedimentation on river floodplains. *Geomorphology*, 24(2).
- Walling, D.E. (2002). Recent advances in the use of environmental radionuclides in soil erosion investigations. *Nuclear Techniques in Integrated Plant, Nutrient and Soil Management*. IAEA C%S Paper Series 11/C. Wien. IAEA.
- Walling, D.E., & Collins, A.L. (2007). The catchment sediment budget as a management tool. *Environmental Science and Policy* (11)
- Walling, D. E., Porto, P., Zhang, Y., & Du, P. (2014). Upscaling the Use of Fallout Radionuclides in Soil Erosion and Sediment Budget Investigations: Addressing the Challenge. *International Soil and Water Conservation Research*, 2(3).
- Weihrauch, C., Brandt, I., & Opp, C. (2017). Die archäologische Aussagekraft von Phosphatprospektionen auf gedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen – eine Fallstudie im Gebiet Sievern (Ldkr. Cuxhaven). *Archäologische Informationen*, 40(1).
- Weihrauch, C., & Opp, C. (2013). Relief und Textur als Steuergrößen für die räumliche Verteilung von Phosphor im Boden. Gehalten auf der DBG Jahrestagung 2013 „Böden- Lebensgrundlage und Verantwortung“, Rostock: Berichte der DBG.
- Weish, P., & Gruber, E. (1986). *Radioaktivität und Umwelt : 23 Tabellen*. Stuttgart ; New York : Fischer.
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. *Predicting Rainfall Erosion Losses - a Guide to Conservation Planning*.

Verzeichnis der Verordnungen und Normen

- DIN ISO 11277:2002 -08: Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden-Verfahren mittels Siebung und Sedimentation. 2002
- DIN ISO 18589:2015-3: Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt - Erdboden - Teil 3: Messung von Gammastrahlung emittierenden Radionukliden mittels Gammaskpektrometrie. 2015
- DIN ISO 11929:2011-01 Bestimmung der charakteristischen Grenzen (Erkennungsgrenze, Nachweisgrenze und Grenzen des Überdeckungsintervalls) bei Messungen ionisierender Strahlung. 2011
- DIN ISO 10381-1:2003-08; Bodenbeschaffenheit - Probenahme - Teil 1: Anleitung zur Aufstellung von Probenahmeprogrammen. 2003
- DIN ISO 10381-4:2003-08; Bodenbeschaffenheit - Probenahme - Teil 4: Anleitung für das Vorgehen bei der Untersuchung von natürlichen, naturnahen und Kulturstandorten (
- HBU 3.4.1.30.2b: Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppellactat (DL-)Auszug, 1991 (BLUME, HANDBUCH DER BODENUNTERSUCHUNG)
- WASSERRAHMENRICHTLINIE DER EU vom 23. Oktober 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Verzeichnis der verwendeten Karten und Luftbilder

- Aero Exploration, Frankfurt a. Main: Luftbilder 1961/62: Befliegung 61/10
- Landesamt für Vermessung, Geoinformation und Landentwicklung (LVGL) Saarbrücken: GeoPortal Saarland Bodenübersichtskarte 1:100 000 (BÜK 100)
- <http://geoportal.saarland.de/portal/de/startseite/geowissenschaften/boden.html>*
- Landesamt für Vermessung, Geoinformation und Landentwicklung (LVGL) Saarbrücken : GeoPortal Saarland Geologische Karte 1:100 000 (GK 100)
- <http://geoportal.saarland.de/portal/de/startseite/geowissenschaften/bergbau-und-geologie.html>*
- Landesamt für Vermessung, Geoinformation und Landentwicklung (LVGL) Saarbrücken Karten und Luftbilder des Saarlandes in den Fünfziger Jahren
- Landesamt für Vermessung, Geoinformation und Landentwicklung (LVGL) Saarbrücken: Zora Version 7: Orthophotos 1m 2009

Landesamt für Vermessung, Geoinformation und Landentwicklung (LVGL) Saarbrücken:
ATKIS Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem, Daten zur
Landnutzung, Stand 2010

Anhang

Inhalt

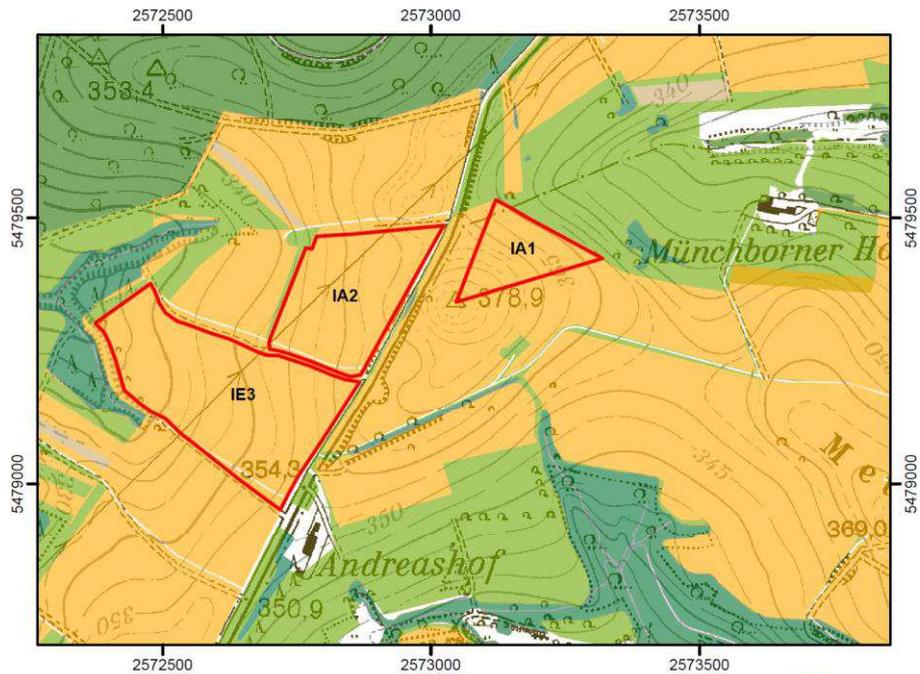
A.	Lage und Landnutzung der Untersuchungsstandorte und der Referenzflächen	IV
B.	Bodenprofile und Bodeneigenschaften.....	XV
C.	Legende zur Bodenübersichtskarte des Untersuchungsgebietes	XVI
D.	Ergebnisse der PO ₄ Analytik	XVII
E.	Ergebnisse der ¹³⁷ Cs-Analytik	XIX
F.	¹³⁷ Cs Aktivität und PO ₄ Konzentration am Hangfuß der Untersuchungsstandorte.....	XXI
G.	Gewichtung nach Anzahl der Teilstücke auf den Untersuchungsflächen	XXVII
H.	Hanglängenexponent zur Bestimmung des LS-Faktors.....	XXVIII
I.	Ermittlung des K-Faktors auf den Ackerflächen	XXIX
J.	Berechnung des gewichteten Mittelwertes der Hangabtragsrate.....	XXX
K.	Flächengrößen der methodenrelevanten Standorte	XXXI
L.	Korrelation der Ergebnisse aus den Methoden Tiefenfunktion ¹³⁷ Cs und Tiefenfunktion PO ₄ . XXXI	
M.	Bildung eines gemeinsamen Datensatzes	XXXII
N.	Vergleich der Korngrößenverteilung mittels Fingerprobe und Laboranalyse.....	XXXIII

Verzeichnis der Tabellen und Abbildungen

Tabelle 1:	Lage der Untersuchungsstandorte und der Referenzflächen.....	XIV
Tabelle 2:	Bodenprofile und Bodeneigenschaften am Hangfuß der Untersuchungsstandorte und auf den Referenzflächen.....	XVI
Tabelle 3:	Legende zur Bodenübersichtskarte des Untersuchungsgebietes	XVI
Tabelle 4:	Ergebnisse der PO ₄ Analytik der Untersuchungsstandorte	XVIII
Tabelle 5:	Ergebnisse der PO ₄ Analytik der Referenzstandorte	XVIII
Tabelle 6:	PO ₄ Eichreihe	XIX
Tabelle 7:	Ergebnisse der ¹³⁷ Cs-Analytik der Untersuchungsstandorte und der Referenzflächen	XX
Tabelle 8:	Anzahl der Teilstücke und Anzahl der erosiv wirksamen Hangabschnitte der Untersuchungsflächen.....	XXVII
Tabelle 9:	Wichtungsfaktoren für unregelmäßig geneigte Hänge, die aus 2, 3, 4, oder 5 gleichlangen Teilstücken.....	XXVIII
Tabelle 10:	Hanglängenexponent m Aus: SCHWERTMANN, U.A: (1987:29)	XXVIII
Tabelle 11:	Bodenarten (Fingerprobe) und abgeleitete K-Faktoren auf den Ackerflächen	XXIX
Tabelle 12:	Gewichtung der K-Faktoren.....	XXX
Tabelle 13:	Flächengrößen der methodenrelevanten Untersuchungsstandorte	XXXI
Tabelle 14:	Korrelation der Ergebnisse aus den Methoden Tiefenfunktion ¹³⁷ Cs und Tiefenfunktion PO ₄	XXXI
Tabelle 15:	Ergebnisse der Bestimmung der Hangabtragsrate und der Bilanzrechnung nach den Methoden: Tiefenfunktion ¹³⁷ Cs und Tiefenfunktion PO ₄	XXXII
Tabelle 16:	Standardisierung der Ergebnisse Standort TF2	XXXII
Tabelle 17:	Vergleich der Korngrößenverteilung mittels Fingerprobe und Laboranalyse	XXXIII

Abbildung 1: IA1, IA2 und IE3	IV
Abbildung 2: IB1 und IB2	IV
Abbildung 3: ID1 und ID2	V
Abbildung 4: IE1 und IE2	V
Abbildung 5: IG1, IG2 und IG3	VI
Abbildung 6: IC1 und IG4	VI
Abbildung 7: IH1	VIII
Abbildung 8: IH2 und IH3	VII
Abbildung 9: TA2	VIII
Abbildung 10: TB1	VIII
Abbildung 11: TC1	IX
Abbildung 12: TB2 und TD1	IX
Abbildung 13: TE1, TE2 und TG1	X
Abbildung 14: TF1 und TF2	X
Abbildung 15: TH1	XI
Abbildung 16: R1	XI
Abbildung 17: R2	XII
Abbildung 18: R3	XII
Abbildung 19: R4	XIII
Abbildung 20: RFG	XIII

A. Lage und Landnutzung der Untersuchungsstandorte und der Referenzflächen



Landnutzung an den Beprobungsstandorten IE3, IA1 und IA2

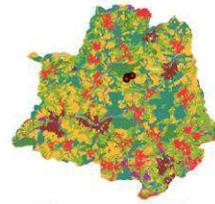
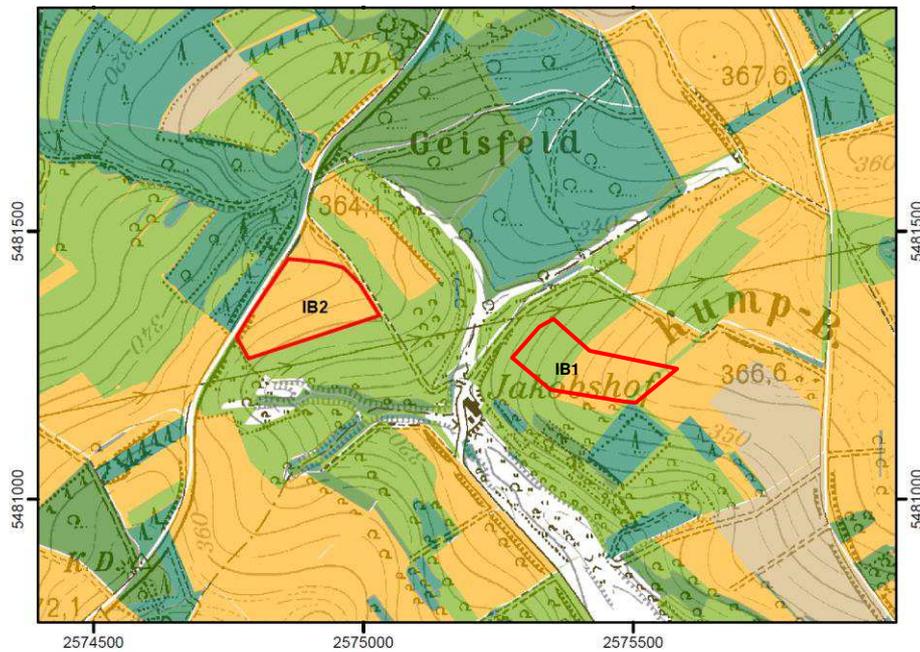


Abbildung. 1: IA1, IA2 und IE3; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten IB1 und IB2

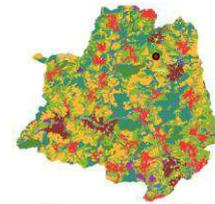
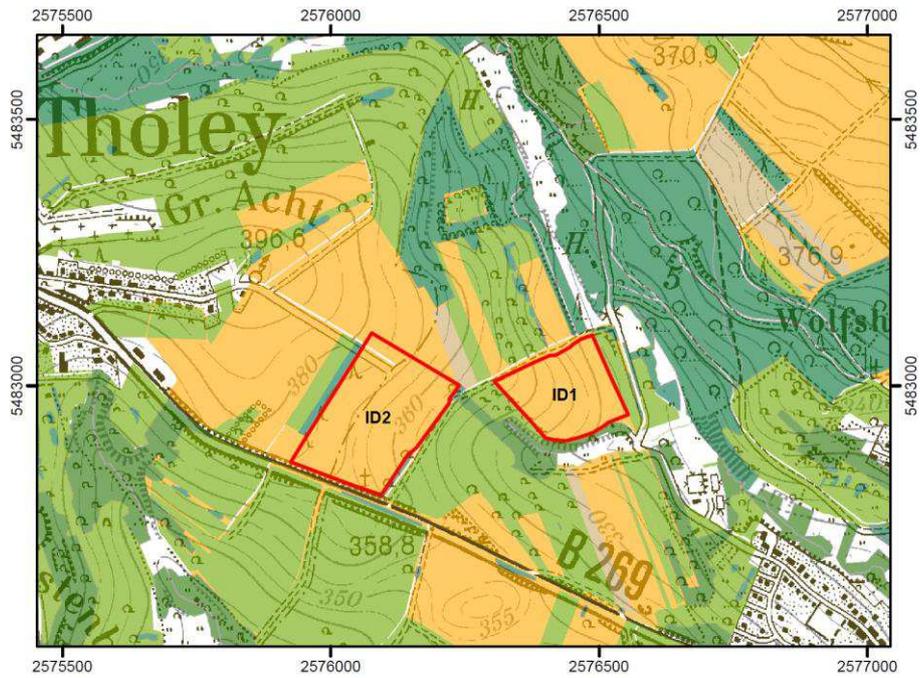


Abbildung. 2: IB2; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten ID1 und ID2

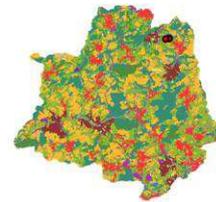
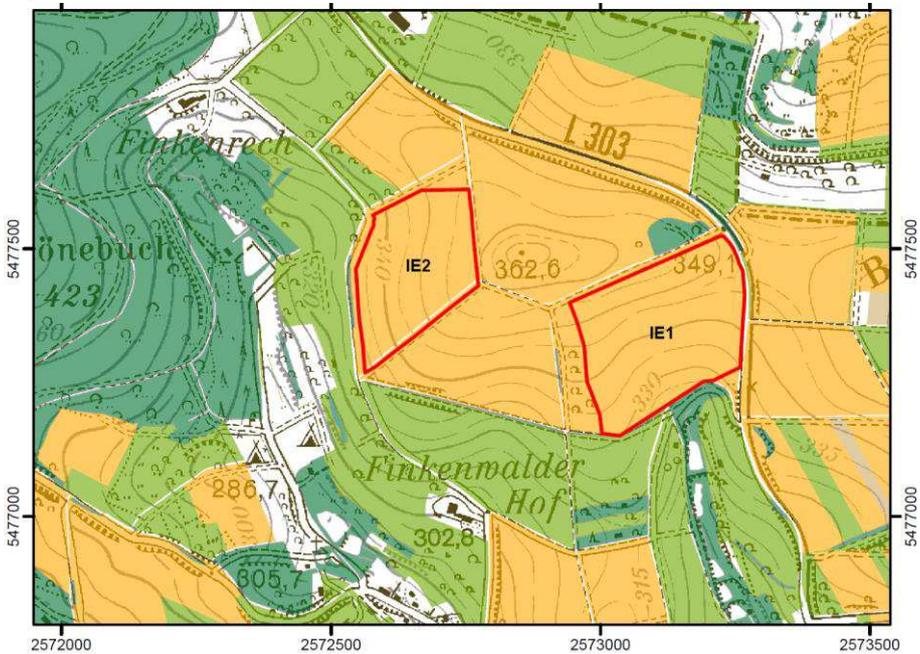


Abbildung 3: ID1 und ID2; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

2



Landnutzung an den Beprobungsstandorten IE1 und IE2

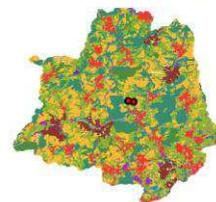
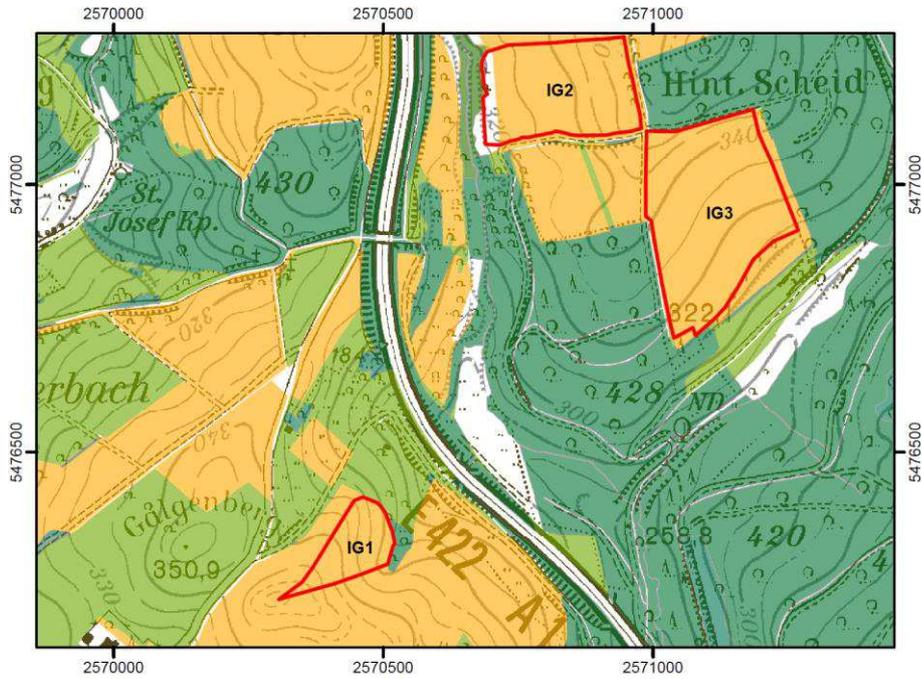


Abbildung 4: IE1 und IE2; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten IG1, IG2 und IG3

- | | |
|---|---|
|  Laubwald |  Standortgrenzen |
|  Nadelwald |  Wiesen und Weiden |
|  Mischwald |  Wiesenbrache |
|  Wald / Strauch Übergang |  Ackerflächen |

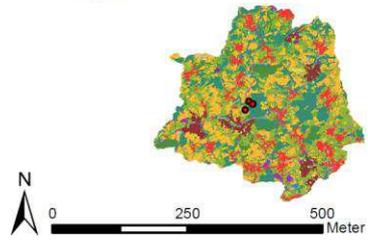
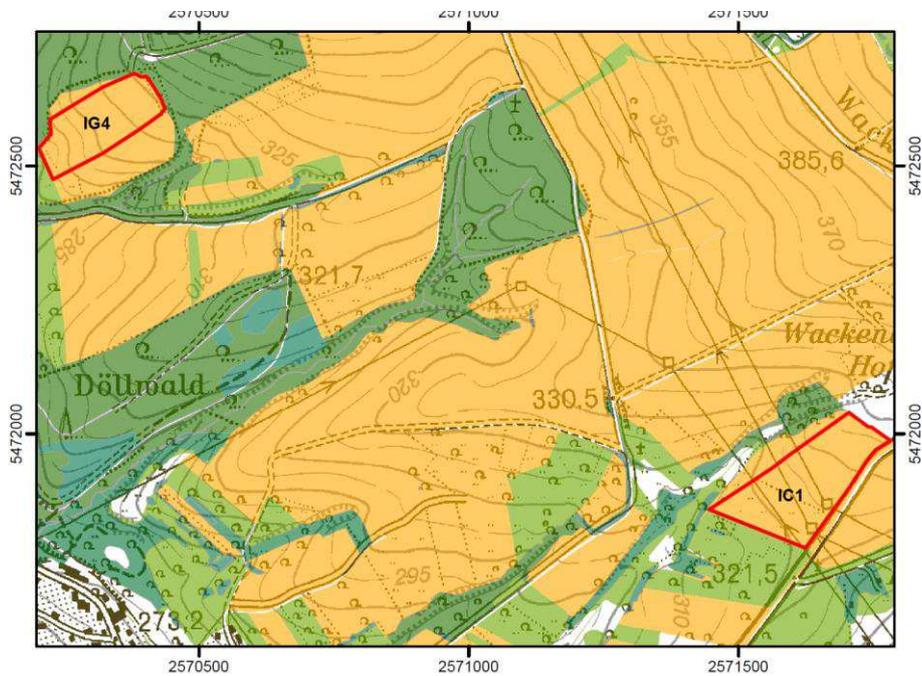


Abbildung 5: IG1, IG2 und IG3; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten IG4 und IC1

- | | |
|---|---|
|  Laubwald |  Standortgrenzen |
|  Nadelwald |  Wiesen und Weiden |
|  Mischwald |  Wiesenbrache |
|  Wald / Strauch Übergang |  Ackerflächen |

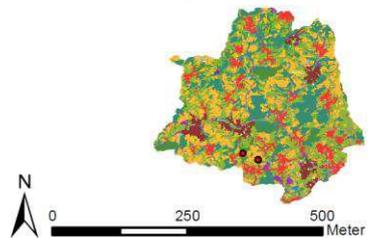
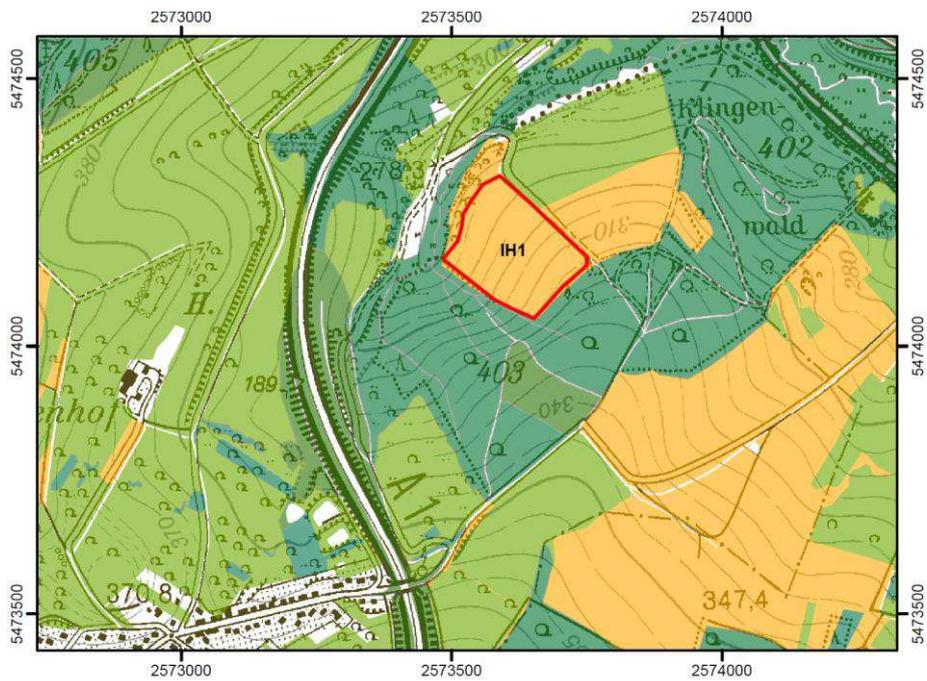


Abbildung 6: IC1 und IG4; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Beprobungsstandort IH1

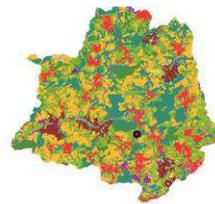
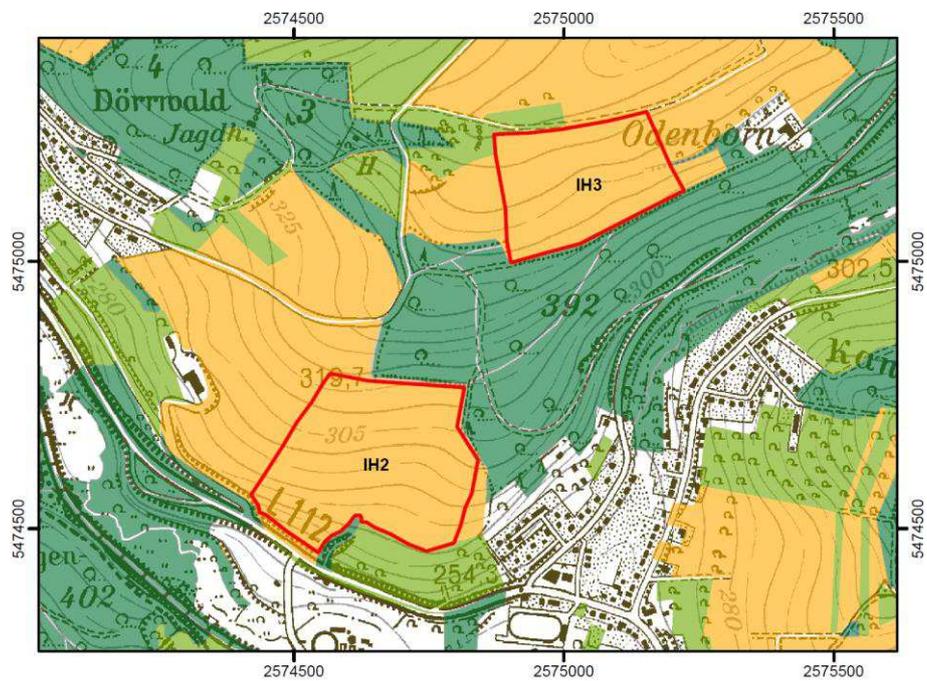


Abbildung 7: IH1; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten IH2 und IH3

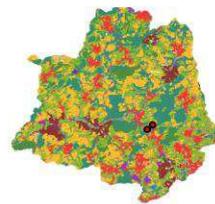
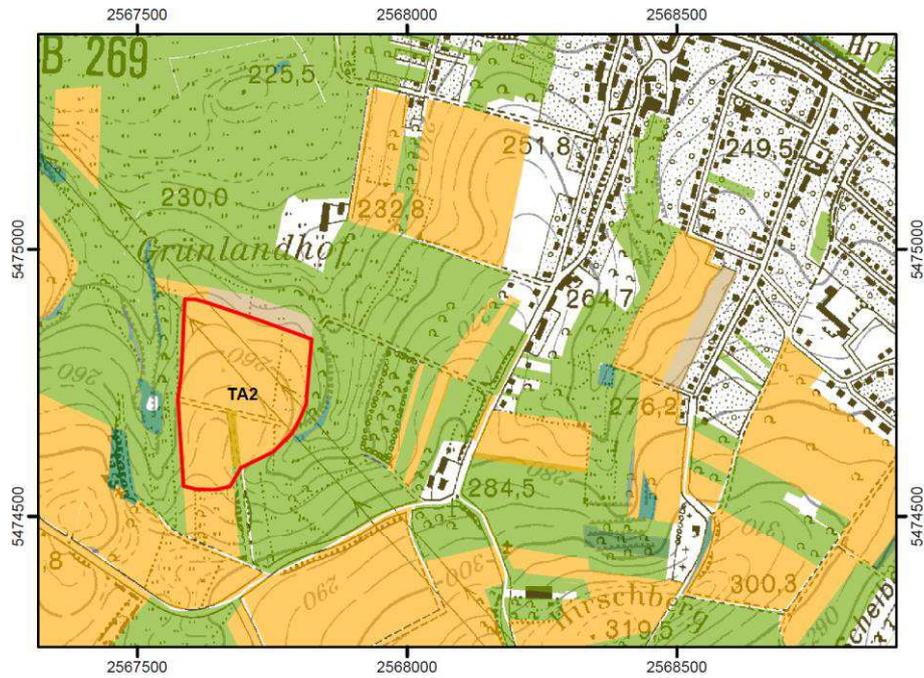


Abbildung 8: IH2 und IH3; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Beprobungsstandort TA2

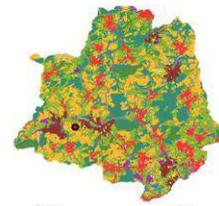


Abbildung 9: TA2; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Beprobungsstandort TB1

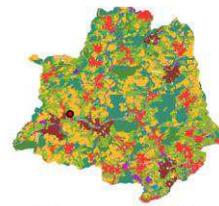
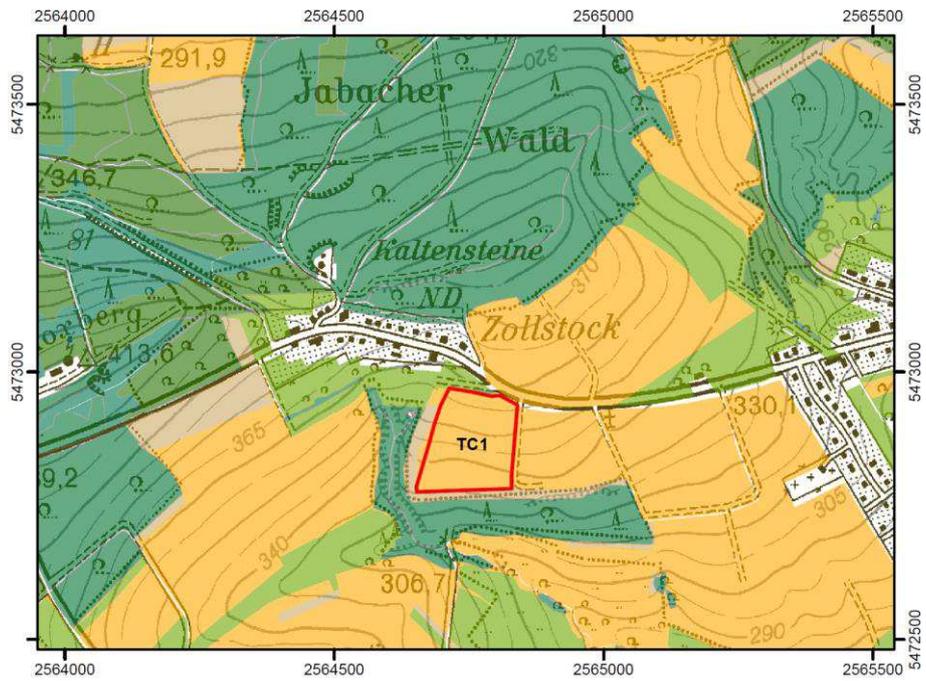


Abbildung 10: TB1; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Beprobungsstandort TC1

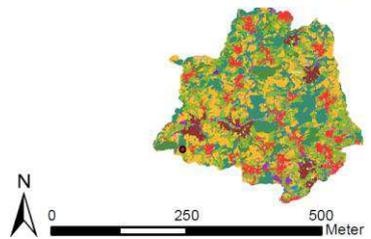
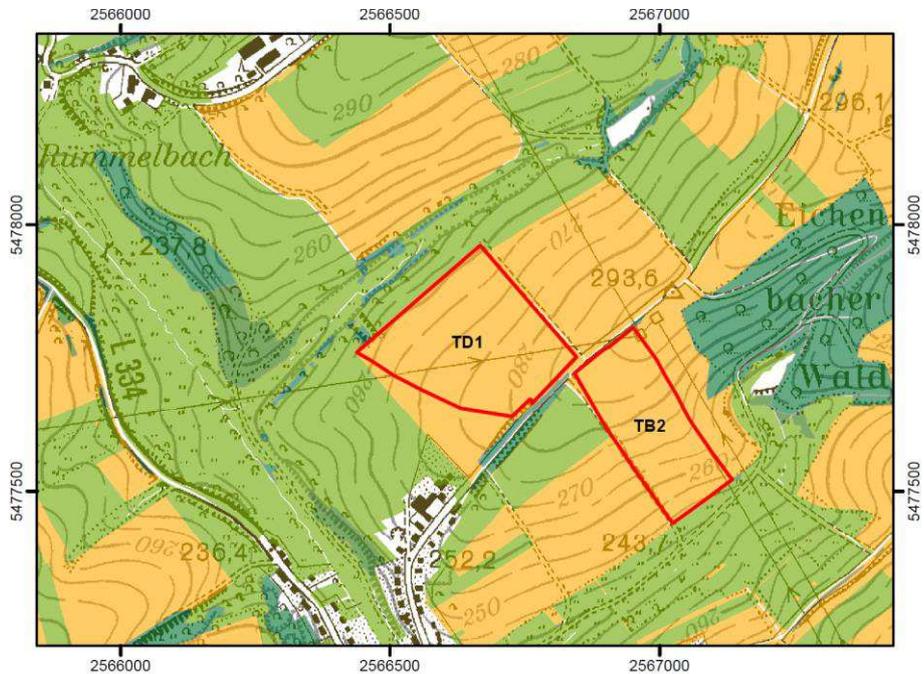


Abbildung 11: TC1; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten TD1 und TB2

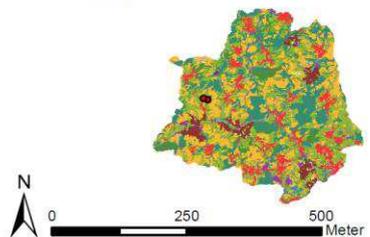
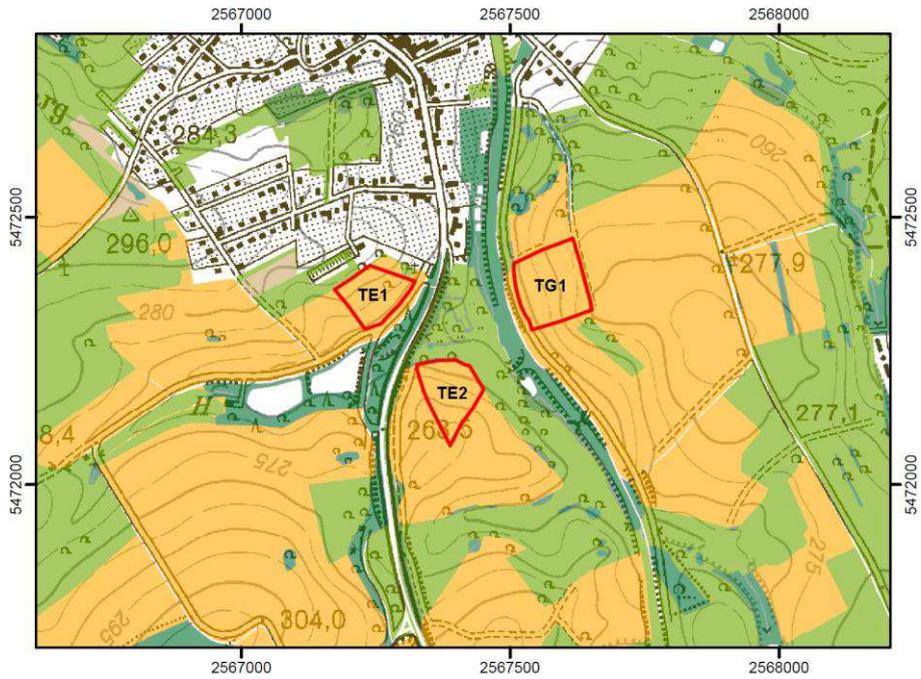


Abbildung 12: TB2 und TD1; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten TE1, TE2 und TG1

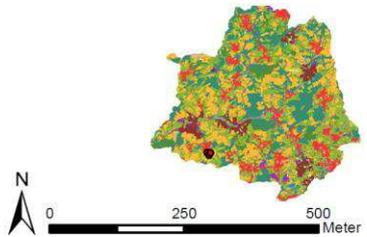
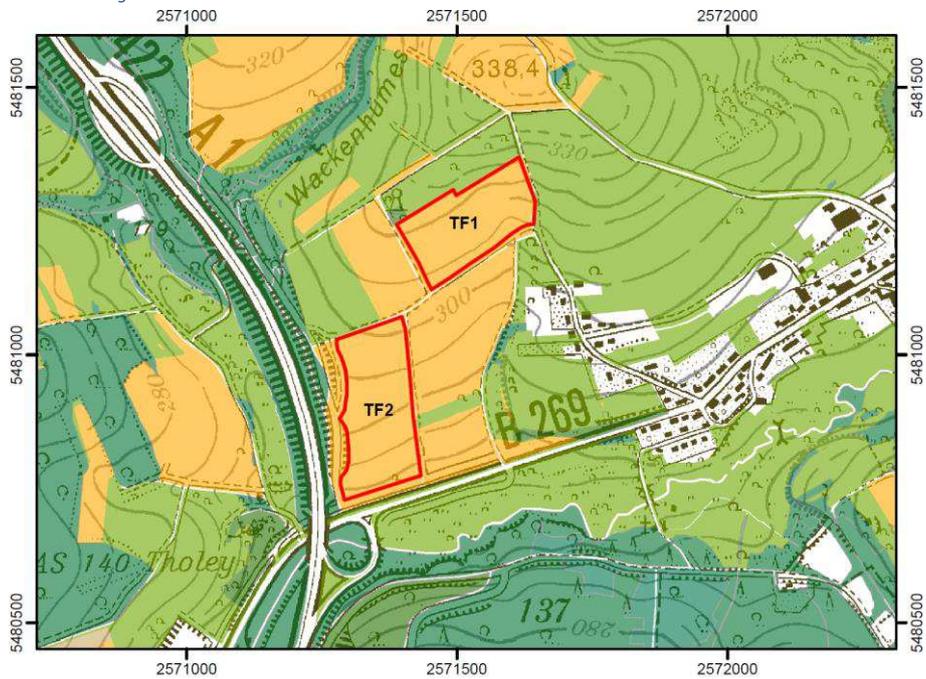


Abbildung 13: TE1, TE2 und TG1; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an den Beprobungsstandorten TF1 und TF2

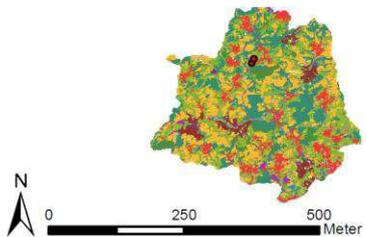
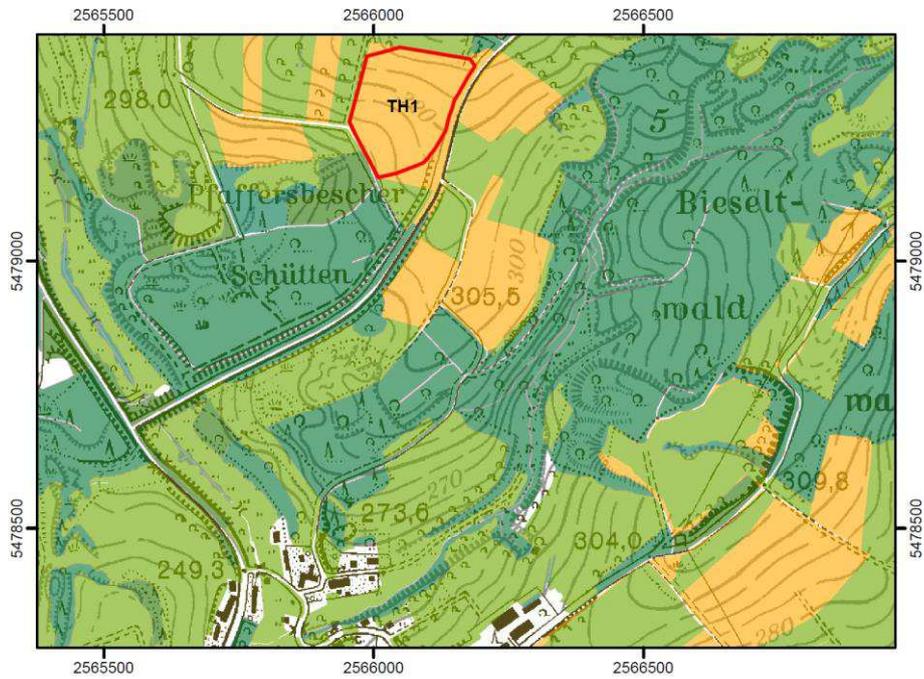


Abbildung 14: TF1 und TF2; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Beprobungsstandort TH1

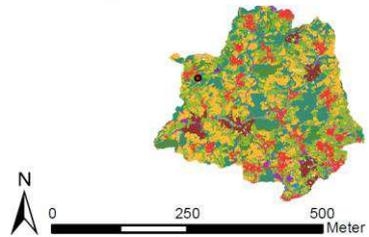
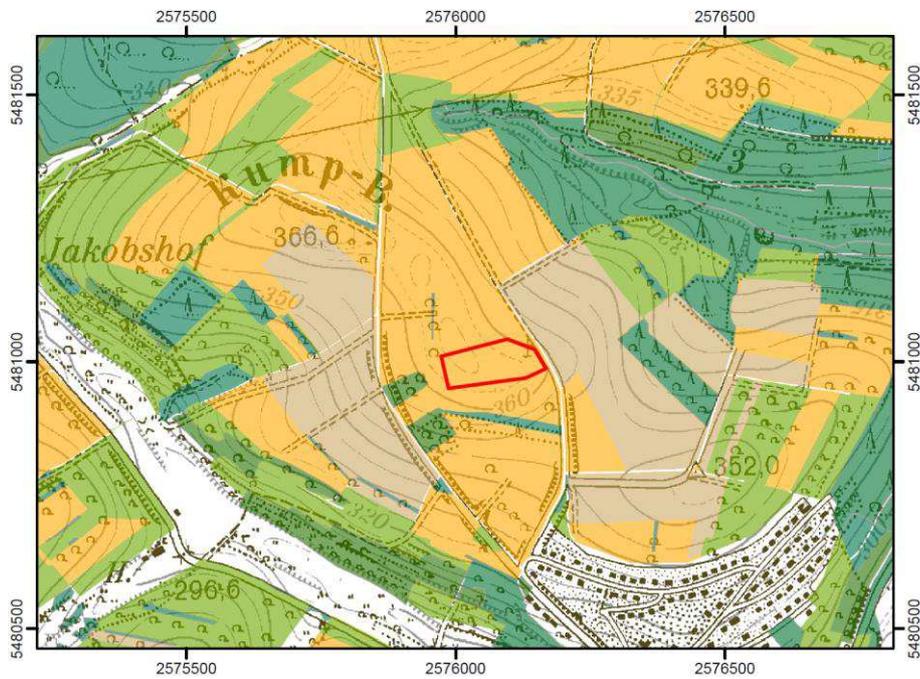


Abbildung 15: TH1; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Referenzstandort R1

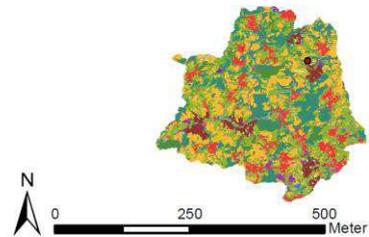


Abbildung 16: R1; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

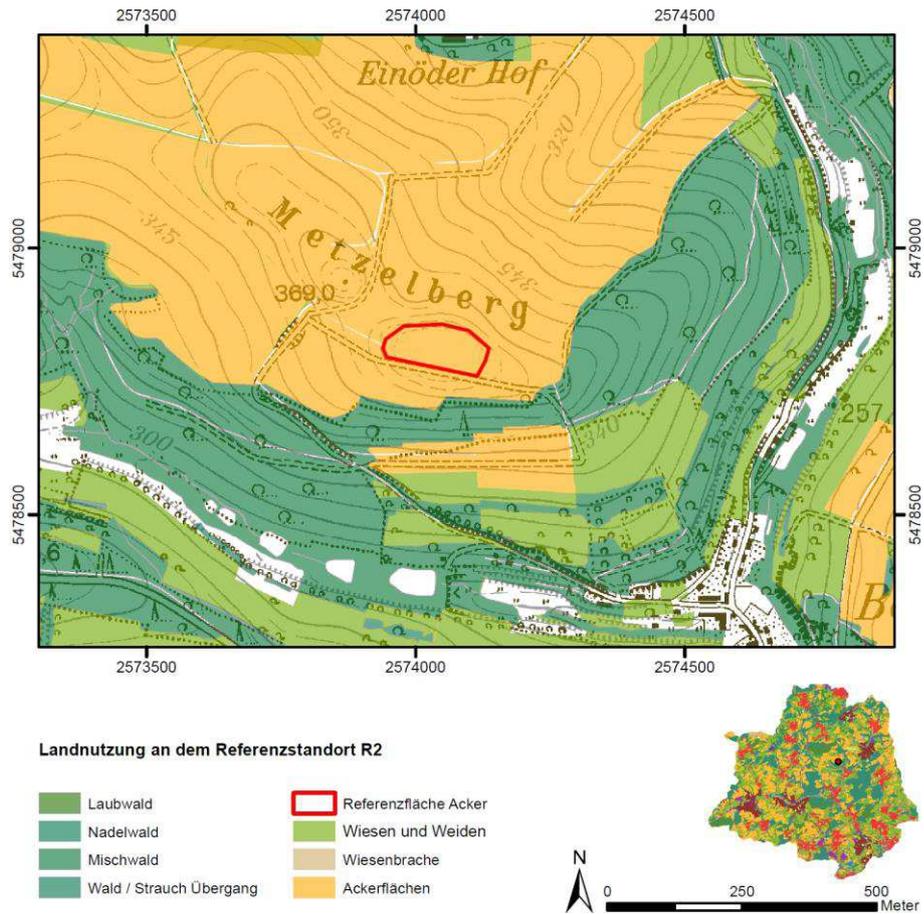


Abbildung 17: R2; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

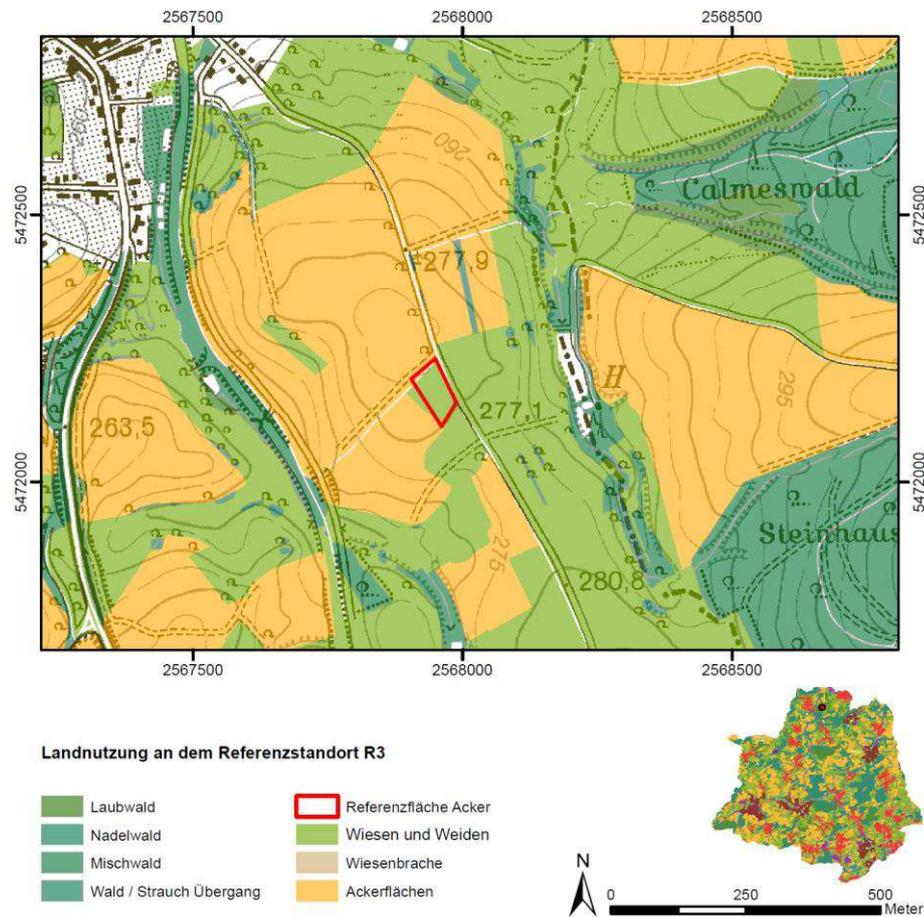
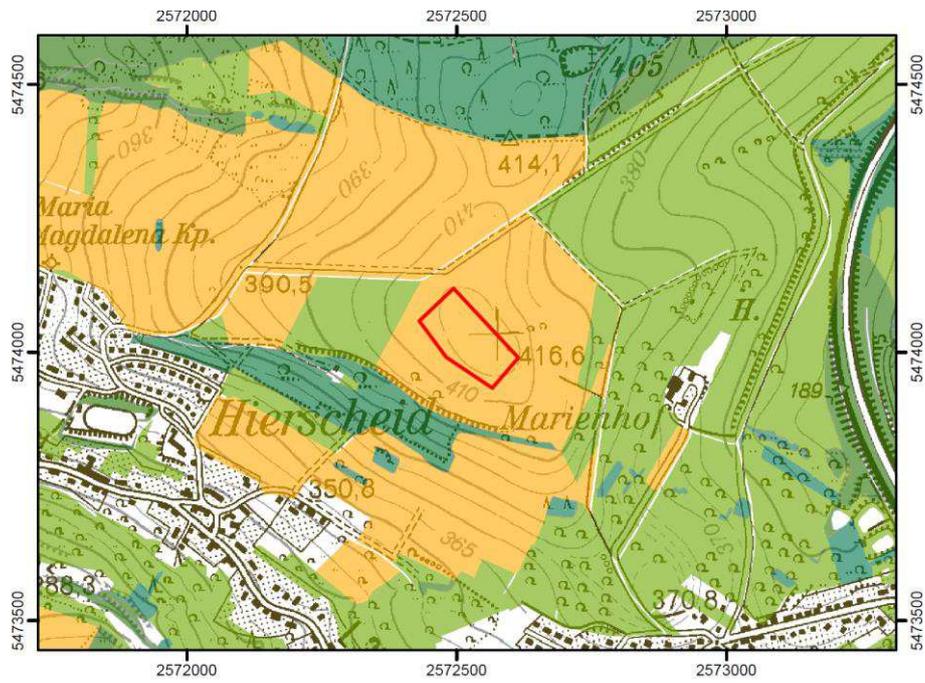


Abbildung 18: R3; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Referenzstandort R4

- | | |
|---|--|
|  Laubwald |  Referenzfläche Acker |
|  Nadelwald |  Wiesen und Weiden |
|  Mischwald |  Wiesenbrache |
|  Wald / Strauch Übergang |  Ackerflächen |

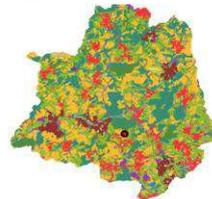
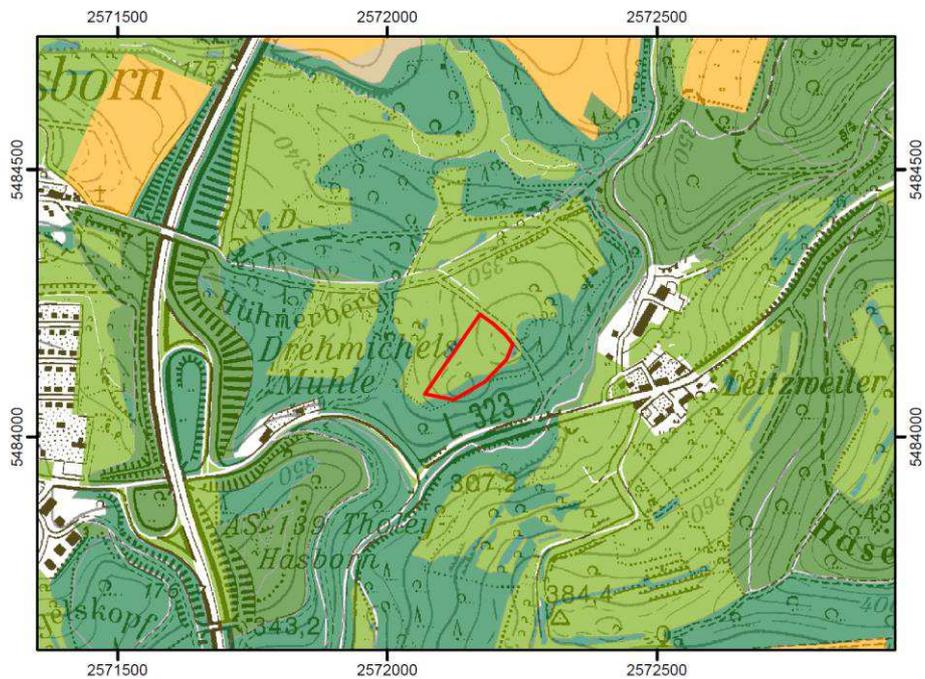


Abbildung 19: R4; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung



Landnutzung an dem Referenzstandort RFG

- | | |
|---|--|
|  Laubwald |  Referenzfläche Acker |
|  Nadelwald |  Wiesen und Weiden |
|  Mischwald |  Wiesenbrache |
|  Wald / Strauch Übergang |  Ackerflächen |

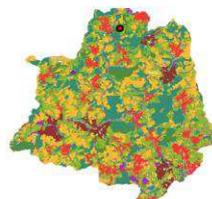


Abbildung 20: RFG; Kartengrundlage: ATKIS Daten des LVGL, Stand 2010, verändert, Kartographie: Eigene Darstellung

Lage der Untersuchungsstandorte und der Referenzflächen							
III				Theel			
Sign.	Untersuchungsgebiet	Koordinaten Gauß-Krüger (Bessel, Potsdam, Zone 3)		Sign.	Untersuchungsgebiet	Koordinaten Gauß-Krüger (Bessel, Potsdam, Zone 3)	
		R: (E)	H: (N)			R: (E)	H: (N)
IA1	Marpingen- Berschweiler	2.573.169.443	5.479.424.242	TA2	Lebach- Niedersaubach	2.567.620.277	5.474.617.904
IA2	Tholey- Sotzweiler	2.572.787.268	5.479.372.647	TB1	Eppelborn- Bubach	2.567.383.771	5.476.118.179
IB1	Marpingen- Berschweiler	2.575.764.802	5.481.364.942	TB2	Lebach- Niedersaubach	2.566.969.814	5.477.622.186
IB2	Tholey- Sotzweiler	2.574.898.098	5.481.377.806	TC1	Lebach- Eidenborn	2.564.762.883	5.472.846.745
IC1	Eppelborn- Wiesbach	2.571.604.167	5.471.899.361	TD1	Lebach- Niedersaubach	2.566.753.599	5.477.737.451
ID1	Tholey	2.576.430.478	5.482.989.596	TE1	Lebach- Landsweiler	2.567.252.179	5.472.370.278
ID2	Tholey	2.576.048.817	5.482.978.042	TE2	Lebach- Landsweiler	2.567.402.099	5.472.089.369
IE1	Eppelborn- Dirmingen	2.573.097.446	5.477.358.979	TF1	Lebach- Thalexweiler	2.571.502.611	5.481.220.667
IE2	Eppelborn- Dirmingen	2.572.628.704	5.477.483.219	TF2	Lebach- Thalexweiler	2.571.338.914	5.480.886.493
IE3	Eppelborn- Dirmingen	2.572.678.245	5.479.144.612	TG1	Lebach- Landsweiler	2.567.570.083	5.472.371.072
IG1	Eppelborn- Bubach Calmesweiler	2.570.396.350	5.476.274.092	TH1	Lebach- Gresaubach	2.566.059.057	5.479.305.849
IG2	Eppelborn- Bubach Calmesweiler	2.570.839.171	5.477.186.468	RFG	Tholey- Hasborn-Dautweiler	2572187.813	5484167.731
IG3	Eppelborn- Bubach Calmesweiler	2.571.135.110	5.476.935.802	R1	Marpingen- Berschweiler	2576094.439	5480885.976
IG4	Eppelborn- Humes	2.570.331.995	5.472.551.851	R2	Marpingen- Berschweiler	2574050.346	5478348.978
IH1	Eppelborn Dirmingen	2.573.622.749	5.474.182.701	R3	Lebach- Landsweiler	2567946.656	5472161.271
IH2	Eppelborn Dirmingen	2.574.690.888	5.474.669.348	R4	Eppelborn- Hierscheid	2572546.707	5474037.872
IH3	Eppelborn Dirmingen	2.575.076.482	5.475.177.847				

Tabelle 1: Lage der Untersuchungsstandorte und der Referenzflächen

B. Bodenprofile und Bodeneigenschaften

Signatur			Tiefen- stufe [cm]	Horizont- bezeich- nung	Boden- art	Boden- farbe	Effektive Lagerungs- dichte	Signatur			Tiefen- stufe [cm]	Horizont- bezeich- nung	Boden- art	Boden- farbe	Effektive Lagerungs- dichte
I	A	1	0-30	Ap	Ut3	10 YR 4/3	\	T	A	2	0-35	Ap	Tu4	7,5 YR 4/3	\
I	A	1	30-39	M	Ut3	10 YR 4/3	Ld3	T	A	2	35-56	Bv	Tu4	7,5 YR 5/3	\
I	A	1	39-62	Cv-Sd	Ut4	2,5 YR 5/3	\	T	A	2	56-109	Cv	Tu2	10 YR 5/4	\
I	A	2	0-10	Ap	Ut3	10 YR 4/3	\	T	B	1	0-30	M	Lu	7,5 YR 4/2	Ld3
I	A	2	10-30	M	Lu	10 YR 4/3	Ld2	T	B	1	30-60	Bv	Ls2	10 YR 4/4	\
I	A	2	30-85	Bv+Cv	Ut4	10 YR 5/4	\	T	B	1	60-93	Cv-Sd	Tu4	2,5 YR 5/3	\
I	B	1	0-27	Ap	Lu	10 YR 5/2	Ld3	T	B	1	93-120	Cv	Uls	10 YR 4/3	\
I	B	1	27-100	Bv+Cv	Slu	10 YR 6/6	\	T	B	2	0-30	M	Lu	10 YR 5/2	\
I	B	2	0-30	Ap	Ut4	2,5 YR 5/3	\	T	B	2	30-69	Bv	Lu	7,5 YR 5/2	\
I	B	2	30-38	M	Ut4	2,5 YR 5/3	Ld2	T	B	2	69-113	Cv	Tu2	7,5 YR 5/3	\
I	B	2	38-51	Cv-Sd	Tu4	2,5 YR 5/4	\	T	C	1	0-30	Ap	Ut4	2,5 YR 4/3	\
I	C	1	0-30	Ap	Ls2	7,5 YR 4/2	\	T	C	1	30-57	M	Lu	2,5 YR 4/3	Ld3
I	C	1	30-38	M	Ls2	7,5 YR 4/2	Ld3	T	C	1	57-77	Cv	Tu2	5 YR 4/6	\
I	C	1	38-70	Bv+Cv	Su1	10 YR 5/3	\	T	D	1	0-31	Ap	Ut4	2,5 Y 5/2	\
I	D	1	0-43	M	Lu	2,5 Y 4/3	\	T	D	1	31-82	M	Lu	2,5 Y 5/4	Ld3
I	D	1	43-59+	Cv-Sd	Tu3	2,5 YR 6/3	\	T	E	1	0-30	Ap	Lt2	7,5 YR 3/4	\
I	D	2	0-29	Ap	Ut4	7,5 YR 5/2	\	T	E	1	30-90	M	Lt2	7,5 YR 3/4	Ld3
I	D	2	29-40	M	Ut4	7,5 YR 5/2	Ld2	T	E	2	0-30	Ap	Su4	7,5 YR 3/4	\
I	D	2	40-55	Bv	Ut4	7,5 YR 5/3	\	T	E	2	30-92	M	Su4	7,5 YR 3/4	Ld3
I	E	1	0-30	Ap	Uls	5 YR 4/4	\	T	F	1	0-30	Ap	Lt2	10 YR 4/3	\
I	E	1	30-52	M	Uls	5 YR 4/4	Ld2	T	F	1	30-35	M	Lt2	10 YR 4/3	Ld2
I	E	1	52-62	CvSd	Tl	5 YR 4/6	\	T	F	1	35-40	Cv	Su4	10 YR 5/4	\
I	E	2	0-37	M	Ut4	7,5 YR 4/6	Ld3	T	F	2	0-27	Ap	Lt2	10 YR 5/2	\
I	E	2	37-64	Bv+CvSd	Tu2	10 YR 4/6	\	T	F	2	27-48	M	Lt2	10 YR 5/2	Ld2
I	E	3	0-30	Ap	Lt3	7,5 YR 4/2	\	T	F	2	48-72	Cv	Lu	10 YR 5/4	\
I	E	3	30-56	M	Lt3	7,5 YR 4/2	Ld3	T	G	1	0-30	Ap	Uls	5 YR 3/3	\
I	E	3	56-74	Bv+Cv	Lu	10 YR 4/4	\	T	G	1	30-48	M1	Uls	5 YR 3/3	Ld3
I	G	1	0-32	Ap	Ls3	5 YR 4/2	\	T	G	1	48-70	M2	Uls	2,5 YR 4/3	Ld3
I	G	1	32-59	M	Ls3	7,5 YR 5/3	Ld3	T	G	1	70-80	Cv	Su3	2,5 YR 3/4	\
I	G	1	59-76	Bv	Ls3	5 YR 5/6	\	T	H	1	0-28	M	Tu4	10 YR 5/3	\
I	G	2	0-30	M	Lu	2,5 YR 4/6	\	T	H	1	28-53	Bv	Tu2	10 YR 6/6	Ld3
I	G	2	30-52	Bv	Tu3	10 YR 4/6	\	T	H	1	53-69	Cv-Sd	Tu3	10 YR 6/1	\
I	G	2	52-72	Cv	Uls	10 R 5/6	\	R	F	G	0-24	Bv1	Tu3	5 YR 3/3	\
I	G	3	0-30	Ap	Ut4	7,5 YR 4/3	\	R	F	G	24-61	Bv2	Tu4	5 YR 4/3	\
I	G	3	30-38	M	Ut4	7,5 YR 4/3	Ld3	R	F	G	61-89	Cv	Ut2	5 YR 4/2	\
I	G	3	38-46	Cv-Sd	Tu4	5 YR 4/3	\	R	1		0-30	Ap	Ls2	7,5 YR 5/6	\
I	G	4	0-30	Ap	TU4	10 YR 4/2	\	R	1		30-42	Bv	Ut4	10 YR 5/6	\
I	G	4	30-50	M	Tu4	10 YR 4/2	\	R	1		42-56	Cv-Sd	Sl4	10 YR 5/3	\
I	H	1	0-30	Ap	Lu	7,5 YR 4/3	\	R	2		0-34	Ap	Lu	10 YR 4/4	\
I	H	1	30-51	M	Lu	7,5 YR 5/4	Ld2	R	2		34-52	Bv	Ut4	2,5 YR 5/6	\
I	H	1	51-78	Cv	Lu	7,5 YR 5/5	\	R	2		52-64	Cv-Sd	Ut4	2,5 Y 5/3	\
I	H	2	0-28	Ap	Su4	2,5 YR 3/3	\	R	3		0-25	Ap	Lu	5 YR 4/3	\
I	H	2	28-50	M	Su4	2,5 YR 3/3	Ld2	R	3		25-50	Bv+Cv	Tu3	5 YR 5/6	\
I	H	2	50-69	Cv	Ls4	5 YR 5/4	\	R	4		0-20	Ap	Ut4	5 YR 3/3	\

Signatur			Tiefenstufe [cm]	Horizontbezeichnung	Bodenart	Bodenfarbe	Effektive Lagerungsdichte	Signatur			Tiefenstufe [cm]	Horizontbezeichnung	Bodenart	Bodenfarbe	Effektive Lagerungsdichte
I	H	3	0-30	Ap	Ut3	5 YR 4/3	\	R	4		20-30	Bv	Lu	5 YR 4/3	\
I	H	3	30-40	M	Ut4	5 YR 5/4	Ld4	R	4		30-45	Cv	Lt3	2,5 YR 2/4	\
I	H	3	40-50	Cv-Sd	Lt2	5 YR 5/4	\								

Tabelle 2: Bodenprofile und Bodeneigenschaften am Hangfuß der Untersuchungsstandorte und auf den Referenzflächen

C. Legende zur Bodenübersichtskarte des Untersuchungsgebietes

Legende Abb. 2: Böden im Theel-III-Einzugsgebiet			
Bodeneinheit		Bodeneinheit	
3	Braunerde aus quartären Terrassensanden und -schottern, örtl. aus Sandsteinverwitterung (bei Verebnungsflächen im Buntsandstein und Rotliegenden)	27	Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten (Basislage) aus grob- und feinklastischen Sedimentgesteinen (Sandstein, Konglomerat, Silt- und Tonstein) des Rotliegenden und
5	Parabraunerde und Pseudogley-Parabraunerde, verbreitet auch Parabraunerde-Pseudogley und Pseudogley aus Lößlehmdeckschichten (Hauptlage, Mittellage) über Terrassensanden und -schottern bzw. Verwitterungsbildungen triassischer und permischer Gesteine	28	Braunerde, örtlich pseudovergleyt, aus Hauptlage über älteren Deckschichten (Basislage) aus vorwiegend feinklastischen Sedimentgesteinen (Silt- und Tonstein) des Rotliegenden und Karbon
7	Braunerde, Parabraunerde sowie deren Übergänge zum Pseudogley aus quartären Deckschichten (Fließerden mit Lößlehm- und akzessorischer Gesteinskomponente; Hauptlage über Mittellage) über älteren Fließerden aus Gesteinsverwitterung bzw. Terrassenablagerungen	32	Ranker und Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten (Basislage) aus Andesit- oder andesitischer Basaltverwitterung über Anstehendem im Verbreitungsgebiet intermediärer bis basischer Vulkanite
9	Braunerde und Pseudovergleyte Braunerde aus parautochthonen Deckschichten (Hauptlage - örtl. Mittellage - über Basislage) im Mittleren Buntsandstein, Rotliegenden, Karbon und Devon	33	Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten (Basislage) - im Bereich des Michelbacher Horstes mit pleistozäner Überprägung - aus Andesit- oder andesitischer Basaltverwitterung über Anstehendem im Verbreitungsgebiet intermediärer bis basischer Vulkanite
12	Braunerde, Pseudogley sowie deren Übergangsformen, unter Wald podsolig, aus parautochthonen Deckschichten (Hauptlage über Basislage; bei Lößlehmfließerden im Hangenden auch Mittellage) im Mittleren Buntsandstein und Rotliegenden	36	Gley, verbreitet auch Kolluvisol-Gley, aus vorwiegend sandigen, örtl. lehmigen bzw. geröllführenden Flusssedimenten und Abschwemmmassen (örtl. Hangschutt und Fließerden)
21	Braunerde und Podsolige Braunerde, im Homburger Becken auch Regosol, aus Hauptlage über älteren Deckschichten (Basislage) aus Sandsteinverwitterung (Buntsandstein und Rotliegendes; Kreuznach, im Süden an der Basis auch Wadern Formation)	37	Gley, verbreitet auch Kolluvisol-Gley, aus vorwiegend lehmigen, örtl. sandigen Flusssedimenten und Abschwemmmassen mit akzessorischer Geröllführung (örtl. Hangschutt und Fließerden)
23	Regosol und Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten (Basislage) aus Konglomeratverwitterung über anstehenden Konglomeraten des Rotliegenden (Wadern Formation)	40	Allochthone Vega und Gley-Vega aus holozänen Flusssedimenten (Auensande und -lehme) der jüngeren Auenstufe - Rezenter Überflutungsbereich
26	Braunerde aus Hauptlage über älteren Deckschichten (Basislage) aus vorwiegend grobklastischen Sedimentgesteinen (Sandstein, Konglomerat) des Rotliegenden und Karbon	41	Allochthone und Autochthone Vega sowie Gley-Vega aus holozänen Flusssedimenten (Auensande und -lehme) der älteren Auenstufe - episodischer Überflutungsbereich

Entnommen aus: LANDESAMT FÜR UMWELT- UND ARBEITSSCHUTZ DES SAARLANDES (HRSG.). (2001): Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:100.000. Saarbrücken

Tabelle 3: Legende zur Bodenübersichtskarte des Untersuchungsgebietes

D. Ergebnisse der PO₄ Analytik

Standort			Tiefenstufe [cm]	Einwaage [g]	Ext	mg PO ₄ /100g Boden (F= 1,71)	Standort			Tiefenstufe [cm]	Einwaage [g]	Ext	mg PO ₄ /100g Boden (F= 1,71)
I	A	1	0-30	5	0,294	10,06	T	A	2	0-10	5	0,093	3,18
I	A	1	30-40	5	0,236	8,07	T	A	2	10-20	5	0,04	1,37
I	A	2	0-30	5	0,028	0,96	T	A	2	20-30	5	0,017	0,58
I	A	2	30-40	5	0,021	0,72	T	A	2	30-40	5	0,011	0,38
I	A	2	40-50	5	0,022	0,75	T	A	2	40-50	5	0,017	0,58
I	A	2	50-60	5	0,027	0,92	T	A	2	50-60	5	0,02	0,68
I	A	2	60-70	5	0,024	0,82	T	A	2	60-70	5	0,014	0,48
I	B	1	0-30	5	0,068	2,33	T	A	2	70-80	5	0,041	1,4
I	B	1	30-40	5	0,013	0,45	T	A	2	80-90	5	0,082	2,8
I	B	1	40-50	5	0,004	0,14	T	A	2	90-100	5	0,204	6,98
I	B	1	50-60	5	0	0	T	B	1	0-10	5	0,13	4,45
I	B	1	60-70	5	0	0	T	B	1	10-20	5	0,063	2,16
I	B	1	70-80	5	0,01	0,34	T	B	1	20-30	5	0,043	1,47
I	B	1	80-90	5	0,008	0,27	T	B	1	30-40	5	0,048	1,64
I	B	1	90-100	5	0,017	0,58	T	B	1	40-50	5	0,054	1,85
I	B	2	0-30	5	0,1	3,42	T	B	1	50-60	5	0,034	1,16
I	B	2	30-38	5	0,12	4,1	T	B	1	60-70	5	0,022	0,75
I	C	1	0-30	5	0,34	11,63	T	B	1	70-80	5	0,086	2,94
I	C	1	30-38	5	0,173	5,92	T	B	1	80-90	5	0,136	4,65
I	D	1	0-30	5	0,206	7,05	T	B	1	90-100	5	0,202	6,91
I	D	2	0-30	5	0,097	3,32	T	B	2	0-10	5	0,364	12,45
I	D	2	30-40	5	0,032	1,09	T	B	2	10-20	5	0,222	7,59
I	E	1	0-30	5	0,84	28,73	T	B	2	20-30	5	0,112	3,83
I	E	1	30-40	5	0,45	15,32	T	B	2	30-40	5	0,057	1,95
I	E	1	40-50	5	0,26	8,89	T	B	2	40-50	5	0,032	1,09
I	E	2	0-30	5	0,13	4,31	T	B	2	50-60	5	0,025	0,86
I	E	2	30-40	5	0,057	1,95	T	B	2	60-70	5	0,017	0,58
I	E	2	40-50	5	0,053	1,81	T	B	2	70-80	5	0,016	0,55
I	E	3	0-30	5	0,404	13,82	T	B	2	80-90	5	0,02	0,68
I	E	3	30-40	5s	0,235	8,04	T	B	2	90-100	5	0,026	0,89
I	E	3	40-50	5	0,221	7,56	T	C	1	0-30	5	0,41	14,02
I	E	3	50-60	5	0,067	2,29	T	C	1	30-40	5	0,182	6,22
I	G	1	0-30	5	0,25	8,55	T	C	1	40-50	5	0,047	1,61
I	G	1	30-40	5	0,223	7,63	T	C	1	50-60	5	0,029	0,99
I	G	1	40-50	5	0,105	3,59	T	C	1	60-70	5	0,01	0,34
I	G	1	50-60	5	0,06	2,05	T	D	1	0-30	5	0,165	5,64
I	G	2	0-10	5	0,207	7,08	T	D	1	30-40	5	0,179	6,12
I	G	2	30-40	5	0,023	0,79	T	D	1	40-50	5	0,174	5,95
I	G	2	0-30	5	0,07	2,39	T	E	1	0-30	5	0,544	18,61
I	G	2	30-40	5	0,01	0,34	T	E	1	30-40	5	0,387	13,24
I	G	3	0-30	5	0,114	3,9	T	E	1	40-50	5	0,357	12,21
I	G	3	30-40	5	0,065	2,22	T	E	1	50-60	5	0,453	15,49
I	G	4	0-30	5	0,054	1,85	T	E	1	60-70	5	0,348	11,9
I	G	4	30-40	5	0,024	0,82	T	E	1	70-80	5	0,229	7,83
I	G	4	40-50	5	0,057	1,95	T	E	1	80-90	5	0,164	5,61
I	H	1	0-30	5	0,072	2,46	T	E	2	0-30	5	0,982	32,59
I	H	1	30-40	5	0,042	1,44	T	E	2	30-40	5	0,587	20,08
I	H	1	40-50	5	0,011	0,38	T	E	2	40-50	5	0,334	11,42
I	H	1	50-60	5	0,02	0,68	T	E	2	50-60	5	0,167	5,71
I	H	1	60-70	5	0,004	0,14	T	E	2	60-70	5	0,089	3,04

Standort			Tiefenstufe [cm]	Einwaage [g]	Ext	mg PO ₄ /100g Boden (F= 1,71)	Standort			Tiefenstufe [cm]	Einwaage [g]	Ext	mg PO ₄ /100g Boden (F= 1,71)
I	H	2	0-30	5	0,178	6,09	T	E	2	70-80	5	0,071	2,43
I	H	2	30-40	5	0,114	3,9	T	E	2	80-90	5	0,048	1,64
I	H	2	40-50	5	0,056	1,92	T	F	1	0-30	5	0,226	7,73
I	H	2	50-60	5	0,017	0,58	T	F	1	30-40	5	0,272	9,3
I	H	2	60-70	5	0,035	1,2	T	F	2	0-30	5	0,118	4,04
I	H	3	0-30	5	0,16	5,47	T	F	2	30-40	5	0,182	6,22
I	H	3	30-40	5	0,031	1,06	T	F	2	40-50	5	0,237	8,11
I	H	3	40-50	5	0,005	0,17	T	G	1	0-30	5	0,886	30,3
							T	G	1	30-40	5	0,314	10,74
							T	G	1	40-50	5	0,955	32,66
							T	G	1	50-60	5	0,811	27,74
							T	G	1	60-70	5	0,34	11,63
							T	H	1	0-30	5	0,181	6,19
							T	H	1	30-40	5	0,087	2,98
							T	H	1	40-50	5	0,055	1,88
							T	H	1	50-60	5	0,063	2,16
							T	H	1	60-70	5	0,028	0,96
							T	H	1	70+	5	0,019	0,65

Tabelle 4: Ergebnisse der PO₄ Analytik der Untersuchungsstandorte

Standort		Tiefenstufe [cm]	Einwaage [g]	Ext	mg PO ₄ /100g Boden (F= 1,71)	Standort		Tiefenstufe [cm]	Einwaage [g]	Ext	mg PO ₄ /100g Boden (F= 1,71)
RFG		0-10	5	0,197	6,74	R	3	0-15	5	0,081	2,77
RFG		10-20	5	0,121	4,14	R	3	15-30	5	0,053	1,81
RFG		20-30	5	0,121	4,14	R	3	0-25	5	0,027	0,92
RFG		20-30	5	0,083	2,84	R	3	25-30	5	0,005	0,17
RFG		30-40	5	0,061	2,09	R	3	0-25	5	0,118	4,04
RFG		40-50	5	0,019	0,65	R	3	25-30	5	0,012	0,41
RFG		50-60	5	0,008	0,27	R	3	0-30	5	0,05	1,71
RFG		60-70	5	0,011	0,38	R	3	0-15	5	0,058	1,98
RFG		70-80	5	0,009	0,31	R	3	15-30	5	0,049	1,68
RFG		80-90	5	0,06	2,05	R	3	0-30	5	0,033	1,13
R	1	0-24	5	0,18	6,16	R	3	0-30	5	0,067	2,29
R	1	0-24	5	0,129	4,41	R	4	0-15	5	0,429	14,67
R	1	0-30	5	0,098	3,35	R	4	15-30	5	0,056	1,92
R	1	0-20	5	0,223	7,63	R	4	0-30	5	0,332	11,35
R	1	20-30	5	0,033	1,13	R	4	30-35	5	0,035	1,2
R	1	0-30	5	0,092	3,15	R	4	0-25	5	0,296	10,12
R	1	30-42	5	0,032	1,09	R	4	25-30	5	0,067	2,29
R	1	42-60	5	0,032	1,09	R	4	0-20	5	0,318	10,88
R	1	0-30	5	0,092	3,15	R	4	20-30	5	0,076	2,6
R	2	0-30	5	0,578	19,77	R	4	0-20	5	0,298	10,19
R	2	30-35	5	0,51	17,44	R	4	20-30	5	0,058	1,98
R	2	0-30	5	0,497	17	R	4	0-15	5	0,271	9,27
R	2	0-30	5	0,467	15,97	R	4	15-30	5	0,026	0,89
R	2	0-24	5	0,412	14,09	R	4	0-15	5	0,269	9,2
R	2	24-30	5	0,08	2,74	R	4	15-30	5	0,016	0,55
R	2	0-30	5	0,408	13,95	R	4	0-20	5	0,204	6,98
R	2	0-30	5	0,388	13,27	R	4	20-30	5	0,019	0,65
R	2	0-30	5	0,477	16,31	R	4	0-22	5	0,264	9,03
						R	4	22-30	5	0,011	0,38

Tabelle 5: Ergebnisse der PO₄ Analytik der Referenzstandorte

ml PO ₄ Standard	1	2	4	6	8	12	15	MW
mg PO ₄ *	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1,2	1,5	
Ex	0,08	0,12	0,23	0,34	0,45	0,79	0,85	
F**	1,20	1,63	1,78	1,77	1,77	1,53	1,77	1,66

* 1 ml PO₄ Standard = 0,1 mg PO₄

Tabelle 6: PO₄ Eichreihe

E. Ergebnisse der ¹³⁷Cs-Analytik

Signatur	Tiefenstufe [cm]	Probenmenge [g]	Dauer der Messung [s]	Detektor	¹³⁷ Cs [Bq/kg]	Unsicherheit [Bq/kg]	Signatur	Tiefenstufe [cm]	Probenmenge [g]	Dauer der Messung [s]	Detektor	¹³⁷ Cs [Bq/kg]	Unsicherheit [Bq/kg]
/ A 1	0-10	\	\	\	k. M.	\	T A 2	0-10	\	\	\	k. M.	\
/ A 1	10-20	41,4	7200	DET C1	21,09	4,23	T A 2	10-20	500	3600	DET C1	13,6	1,28
/ A 1	20-30	24,9	7200	DET C1	<EG	\	T A 2	20-30	500	3600	DET C1	<EG	<EG
/ A 1	30-40	58,7	7200	DET C1	<EG	\	T A 2	30-40	500	3600	DET C1	<EG	<EG
/ A 1	40-50	\	\	\	k. M.	\	T A 2	40-50	500	\	\	k. M.	\
/ A 1	50-60	\	\	\	k. M.	\	T A 2	50-60	500	3600	DET C1	<EG	<EG
/ A 1	60-70	\	\	\	k. M.	\	T A 2	60-70	\	\	\	k. M.	\
/ A 1	70-80	\	\	\	k. M.	\	T A 2	70-80	\	\	\	k. M.	\
/ A 1	80-90	\	\	\	k. M.	\	T A 2	80-90	\	\	\	k. M.	\
/ A 1	90-100	\	\	\	k. M.	\	T A 2	90-100	\	\	\	k. M.	\
/ A 1	0-30	500	3600	DET A1	14,96	1,12	T B 1	0-10	\	\	\	k. M.	\
/ A 1	30-40	500	3600	DET A1	11,32	0,98	T B 1	10-20	56	\	DET C1	<EG	<EG
/ A 1	0-30	446,7	3600	DET A1	5,41	0,77	T B 1	20-30	70,2	\	DET C1	10,55	2,28
/ A 2	0-10	\	\	\	k. M.	\	T B 1	30-40	62	\	DET C1	<EG	<EG
/ A 2	10-20	\	\	\	k. M.	\	T B 1	40-50	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	20-30	89,2	\	DET C1	6,04	1,83	T B 1	50-60	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	30-40	84,4	\	DET C1	<EG	\	T B 1	60-70	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	40-50	\	\	\	k. M.	\	T B 1	70-80	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	50-60	\	\	\	k. M.	\	T B 1	80-90	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	60-70	\	\	\	k. M.	\	T B 1	90-100	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	70-80	\	\	\	k. M.	\	T B 2	0-10	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	80-90	\	\	\	k. M.	\	T B 2	10-20	\	\	\	k. M.	\
/ A 2	90-100	\	\	\	k. M.	\	T B 2	20-30	500	3600	DET C1	5,2	0,83
/ B 1	0-30	500	3600	DET A1	8,38	0,87	T B 2	30-40	44	7200	DET C1	<EG	<EG
/ B 1	30-40	56,6	7200	DET C1	<EG	<EG	T B 2	40-50	\	\	\	k. M.	\
/ B 1	40-50	\	\	\	k. M.	\	T B 2	50-60	\	\	\	k. M.	\
/ B 1	50-60	63	7200	DET C1	<EG	<EG	T B 2	60-70	\	\	\	k. M.	\
/ B 1	60-70	\	\	\	k. M.	\	T B 2	70-80	\	\	\	k. M.	\
/ B 1	70-80	\	\	\	k. M.	\	T B 2	80-90	\	\	\	k. M.	\
/ B 1	80-90	\	\	\	k. M.	\	T B 2	90-100	\	\	\	k. M.	\
/ B 1	90-100	\	\	\	k. M.	\	T C 1	0-30	233,8	7200	DET A1	8,28	0,89
/ B 2	0-30	500	3600	DET A1	9,92	0,93	T C 1	30-40	127,4	7200	DET A1	2,58	1,1
/ B 2	30-38	144,1	7200	DET A1	15,98	1,58	T C 1	40-50	134,4	7200	DET A1	<EG	<EG
/ C 1	0-30	500	3600	DET A1	20,62	1,38	T C 1	50-60	68,1	7200	DET A1	<EG	<EG
/ C 1	30-38	187,6	7200	DET A1	3,6	0,8	T C 1	60-70	53,9	7200	DET A1	<EG	<EG
/ C 1	40-50	200	7200	DET A1	2,14	0,67	T D 1	0-30	500	3600	DET A1	4,74	0,77
/ D 1	0-30	500	3600	DET A1	7,99	0,82	T D 1	30-40	418	3600	DET A1	<EG	\
/ D 2	0-30	500	3600	DET A1	8,56	0,95	T D 1	40-50	489,7	3600	DET A1	3,4	0,68
/ D 2	30-40	303,8	3600	DET A1	5,31	1	T E 1	0-30	\	\	\	k. M.	\
/ D 2	0-30	500	3600	DET A1	9,04	0,96	T E 1	30-40	369,8	3600	DET A1	14,21	1,36
/ D 2	30-40	310,6	3600	DET A1	9,19	1,23	T E 1	40-50	\	\	\	k. M.	\
/ E 1	0-30	333,6	3600	DET A1	18,56	1,54	T E 1	50-60	336,1	3600	DET A1	8,59	1,16
/ E 1	30-40	168,5	7200	DET C1	15,15	1,8	T E 1	60-70	360,1	3600	DET A1	4,7	0,87
/ E 1	40-50	152,5	7200	DET C1	8,35	1,4	T E 1	70-80	450,6	3600	DET A1	<EG	<EG
							T E 1	80-90	555,3	3600	DET A1	<EG	<EG

Signatur			Tiefenstufe [cm]	Probenmenge [g]	Dauer der Messung [s]	Detektor	¹³⁷ Cs [Bq/kg]	Unsicherheit [Bq/kg]	Signatur			Tiefenstufe [cm]	Probenmenge [g]	Dauer der Messung [s]	Detektor	¹³⁷ Cs [Bq/kg]	Unsicherheit [Bq/kg]
I	E	2	0-30	263,6	7200	DET A1	15,88	1,15	T	E	2	0-30	500	3600	DET A1	10,77	1,02
I	E	2	30-40	\	\	\	k. M.	\	T	E	2	30-40	333,7	3600	DET A1	10,2	1,25
I	E	2	40-50	\	\	\	k. M.	\	T	E	2	40-50	381,6	3600	DET A1	4,84	0,86
I	E	3	0-30	\	\	\	k. M.	\	T	E	2	50-60	398,3	3600	DET A1	<EG	<EG
I	E	3	30-40	\	\	\	k. M.	\	T	E	2	60-70	227,2	3600	DET A1	<EG	<EG
I	E	3	40-50	124,8	7200	DET C1	11,71	1,88	T	E	2	70-80	342,8	3600	DET A1	<EG	<EG
I	E	3	50-60	201,8	7200	DET C1	4,16	0,98	T	E	2	80-90	327,4	3600	DET A1	<EG	<EG
I	G	1	0-30	500	3600	DET A1	8,77	0,88	T	F	1	0-30	500	3600	DET A1	7,09	0,89
I	G	1	30-40	500	3600	DET A1	6,25	0,75	T	F	1	30-40	347,6	3600	DET A1	8,91	1,15
I	G	1	40-50	500	3600	DET A1	1,58	0,44	T	F	2	0-30	500	3600	DET A1	8,06	0,84
I	G	1	50-60	500	3600	DET A1	1,79	0,45	T	F	2	30-40	473,1	3600	DET A1	1,38	
I	G	2	0-10	500	3600	DET A1	31,7	1,8	T	F	2	40-50	495,7	3600	DET A1	<EG	<EG
I	G	2	10-20	500	3600	DET A1	18,71	1,33	T	G	1	0-30	500	3600	DET A1	11,62	1,09
I	G	2	20-30	500	3600	DET A1	5,92	0,72	T	G	1	30-40	470,8	3600	DET A1	8,99	0,99
I	G	2	30-40	500	3600	DET A1	<EG	\	T	G	1	40-50	495,7	3600	DET A1	4,78	0,78
I	G	3	0-30	500	3600	DET A1	11,61	0,98	T	G	1	50-60	461	3600	DET A1	3,48	
I	G	3	30-40	481,5	3600	DET A1	5,71	0,74	T	G	1	60-70	332,3	3600	DET A1	<EG	<EG
I	G	4	0-30	500	3600	DET A1	33,71	1,91	T	H	1	0-30	180,7	7200	DET A1	6,55	0,92
I	G	4	30-40	301,8	3600	DET A1	18,45	1,74	T	H	1	30-40	61,35	7200	DET A1	<EG	<EG
I	G	4	40-50	321	3600	DET A1	16,68	1,63	T	H	1	40-50	83,8	7200	DET A1	<EG	<EG
I	H	1	0-30	500	3600	DET A1	21,75	1,39	RFG			0-10	7200	MP2 in	3,22	0,79	
I	H	1	30-40	483,9	3600	DET A1	10,9	0,93	RFG			10-20	379,1	7200	MP2 in	4,39	0,57
I	H	1	40-50	500	3600	DET A1	4,01	0,59	RFG			20-30	411,6	7200	MP2 in	2,6	\
I	H	1	50-60	361,8	3600	DET A1	2,13	0,8	RFG			30-40	359	7200	MP2 in	1,7	0,4
I	H	1	60-70	92,6	7200	DET A1	<EG	<EG	RFG			40-50	330,3	7200	MP2 in	<EG	<EG
I	H	2	0-30	363,6	3600	DET A1	16,48	1,39	RFG			50-60	373,9	7200	MP2 in	<EG	<EG
I	H	2	30-40	432,2	3600	DET A1	10,21	0,98	RFG			60-70	327,6	7200	MP2 in	<EG	<EG
I	H	2	40-50	438,2	3600	DET A1	9,7	0,93	RFG			70-80	214,7	7200	MP2 in	<EG	<EG
I	H	2	50-60	108,4	7200	DET A1	<EG	<EG	RFG			80-90	97,45	7200	MP2 in	<EG	<EG
I	H	2	60-70	108,5	7200	DET A1	<EG	<EG									
I	H	3	0-30	500	3600	DET A1	16,15	1,17									
I	H	3	30-40	262,9	7200	DET A1	6,32	0,8									
I	H	3	40-50	58,1	7200	DET A1	<EG	<EG									

k.M. = keine Messung;
< E.G. = Unterhalb der Erkennungsgrenze

Tabelle 7: Ergebnisse der ¹³⁷Cs-Analytik der Untersuchungsstandorte und der Referenzflächen

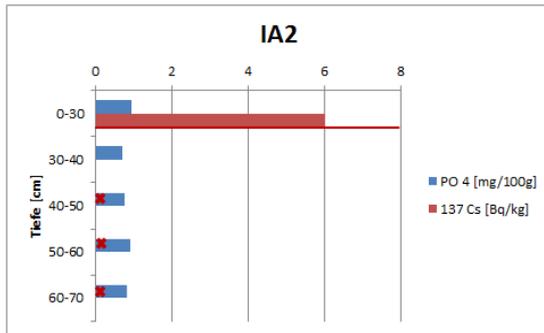
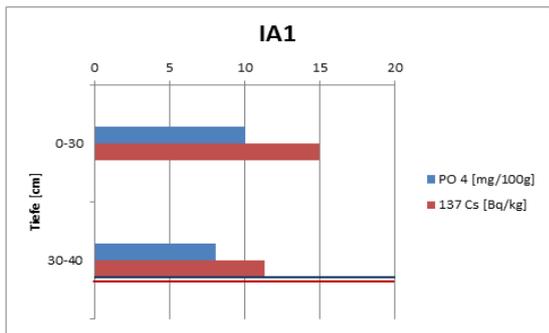
F. ¹³⁷Cs Aktivität und PO₄ Konzentration am Hangfuß der Untersuchungsstandorte

Zeichenerklärung

x = Keine Messung

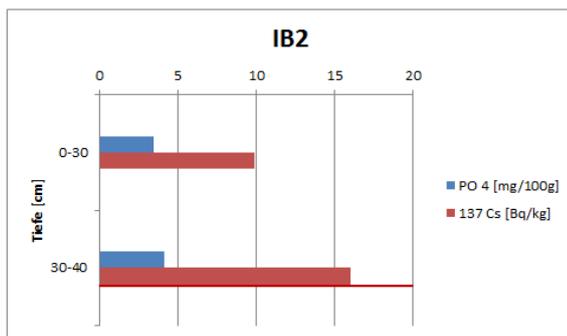
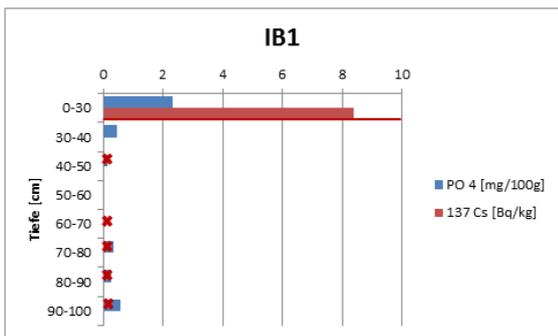
— Konzentrationuntergrenze PO₄

— Konzentrationuntergrenze ¹³⁷Cs



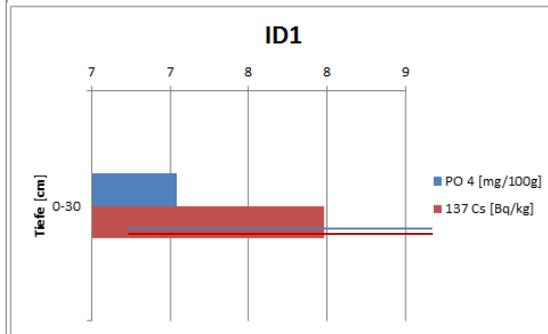
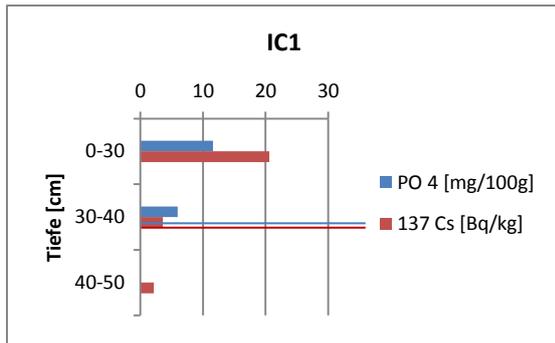
IA1	
0-30	Ap
30-39	M
39-62	Sd

IA2	
0-10	Ap
10-30	M
30-85	Bv+Cv



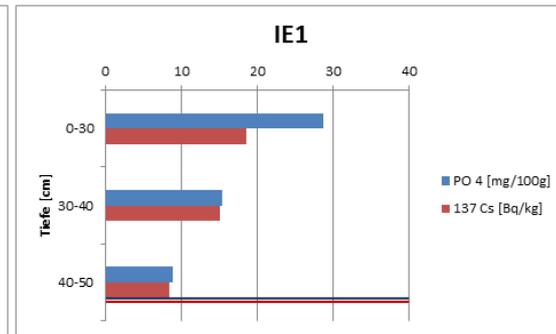
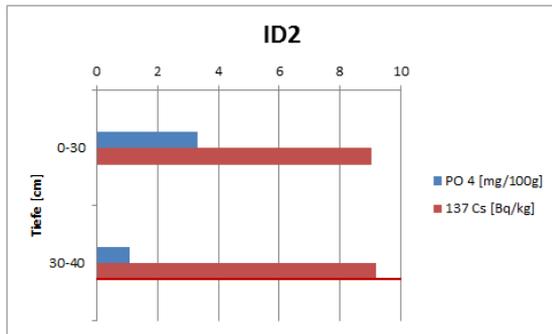
IB1	
0-27	Ap
27-100	Bv/+Cv

IB2	
0-30	Ap
30-38	M
38-51	Cv-Sd



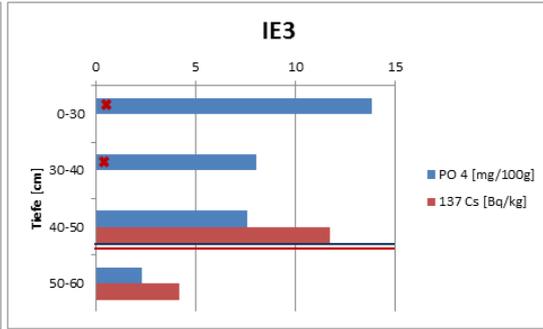
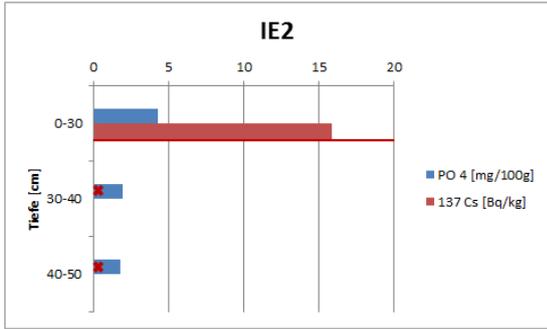
IC1	
0-30	Ap
30-38	M
38-70	Bv+Cv

ID1	
0-43	M
43-59	Cv-Sd



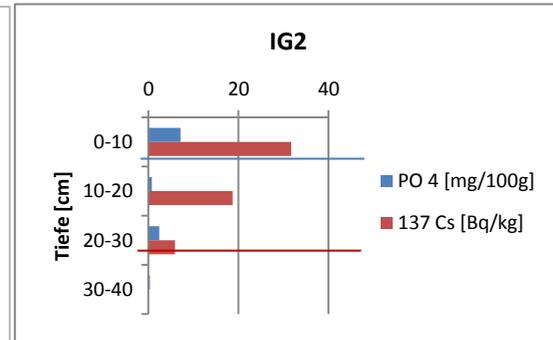
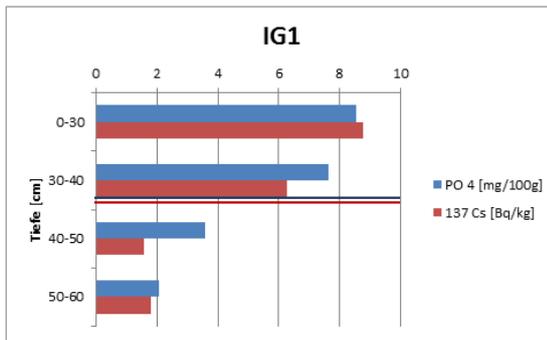
ID2	
0-29	Ap
29-40	M
40-55	Bv

IE1	
0-30	Ap/M
30-52	M
52-62	Cv-Sd



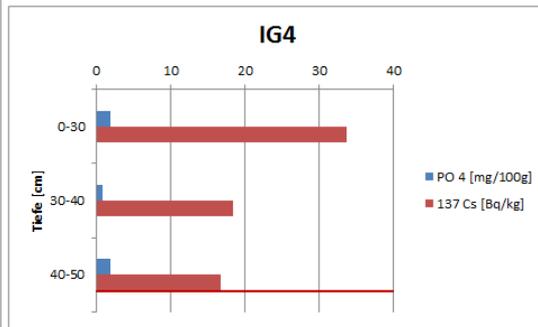
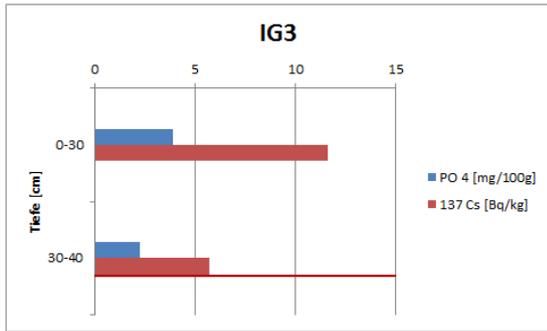
IE2	
0-37	M
37-64	Bv+Cv-Sd

IE3	
0-30	Ap
30-56	M
56-74	Bv+Cv



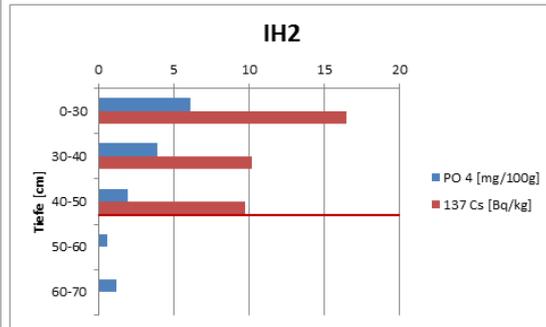
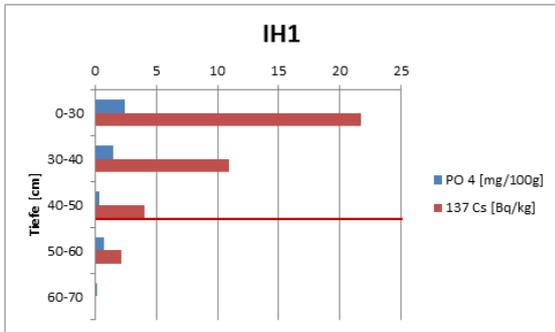
IG1	
0-32	Ap
32-59	M
59-76	Bv

IG2	
0-30	M
30-52	Bv
52-72	Cv



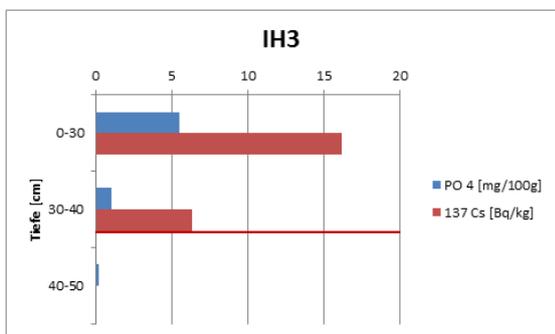
IG3	
0-30	Ap
30-38	M
38-64	Cv-Sd

IG4	
0-30	Ap
30-50	M

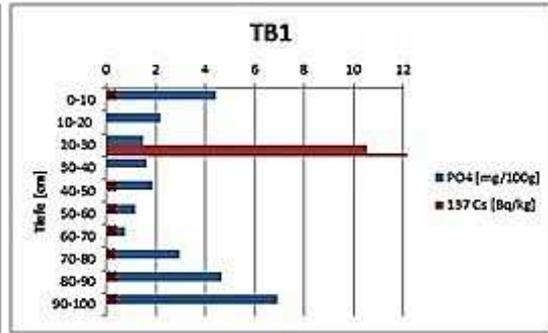
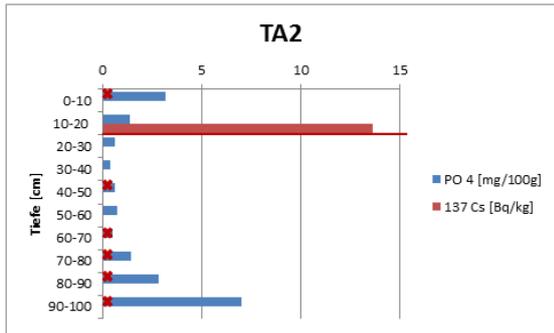


IH1	
0-30	Ap/M
30-51	M
51-78	Cv

IH2	
0-28	Ap
28-50	M
50-69	Cv

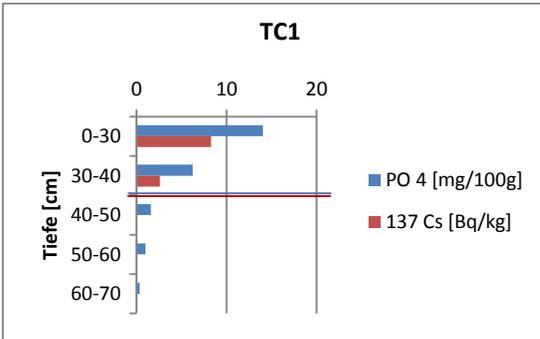
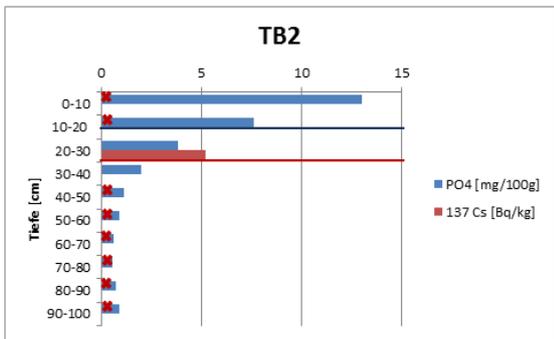


IH3	
0-30	Ap
30-40	M
40-50	Cv-Sd



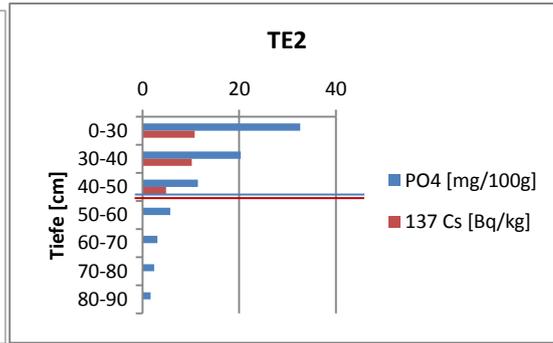
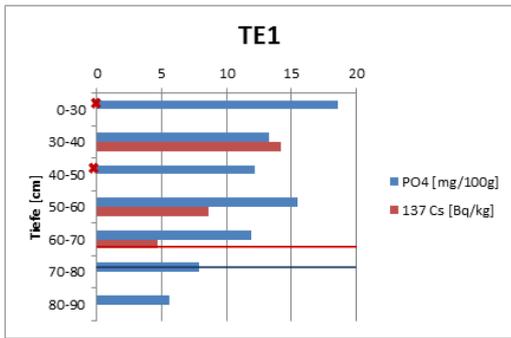
TA2	
0-35	Ap
35-56	Bv
56-109	Cv

TB1	
0-30	M
30-60	Bv
60-93	Cv-Sd
93-120	Cv



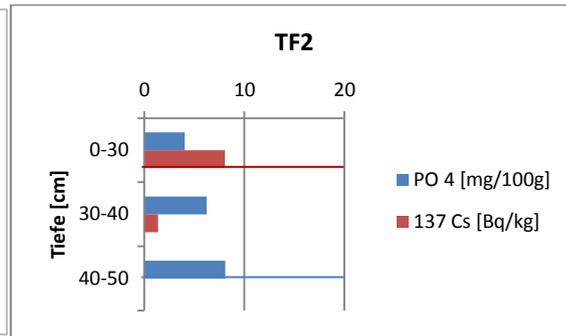
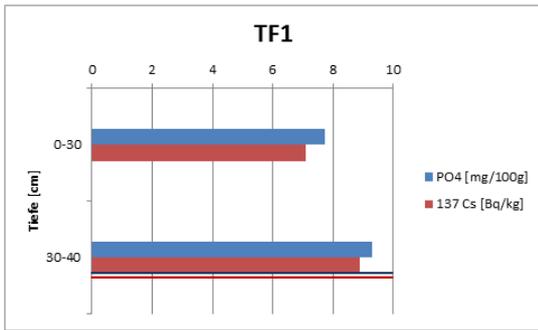
TB2	
0-30	M
30-69	Bv
69-113	Cv

TC1	
0-30	Ap
30-57	M
57-77	Cv



TE1	
0-30	Ap/
30-90	M

TE2	
0-30	Ap
30-92	M



TF1	
0-30	Ap
30-35	M
35-40	Cv

TF2	
0-27	Ap
37-48	M
48-72	Cv

G. Gewichtung nach Anzahl der Teilstücke auf den Untersuchungsflächen

Standort	erosiv wirksamer Hangabschnitt		Anzahl der Teilstücke
	1961	2015	2015
TA2	a	a	5
	b	\	\
TB1	a	a	4
TB2	a	a	3
TC1	a	a	5
TD1	a	a	2
TE1	a	a	3
TE2	a	a	2
TF1	a	a	2
TF2	a	a	2
TG1	a	a	2
TH1	a	a	3
IA1	a	a	4
IA2	a	a	5
IB1	a	a	2
IB2	a	a	3
IC1	a	a	3
	b	b	1
ID1	a	a	4
ID2	a	a	3
IE1	a	a	3
	b	\	\
IE2	a	a	4
IE3	ab	a	4
	b	\	\
IG1		a	3
IG2		a	3
IG3	ab	a	3
	b	\	\
IG4	a	a	4
IH1	a	a	1
		b	1
IH2	ab	a	4
	b	\	\
IH3	a	a	3
	b	\	\
	c	\	\

Tabelle 8: Anzahl der Teilstücke und Anzahl der erosiv wirksamen Hangabschnitte der Untersuchungsflächen

Anzahl der Teilstücke	Teilstück Nr. von oben nach unten	Wichtungsfaktor für:			
		Neigung	> 0,5 %	4,9 - 3,5 %	1,1 - 3,4 %
		m =	0,5	0,4	0,3
2	1		0,35	0,38	0,41
	2		0,65	0,62	0,59
3	1		0,19	0,22	0,24
	2		0,35	0,35	0,35
	3		0,46	0,43	0,41
4	1		0,12	0,14	0,17
	2		0,23	0,24	0,24
	3		0,3	0,29	0,28
	4		0,35	0,33	0,31
5	1		0,09	0,11	0,12
	2		0,16	0,17	0,18
	3		0,21	0,21	0,21
	4		0,25	0,24	0,23
	5		0,29	0,27	0,26

Tabelle 9: Wichtungsfaktoren für unregelmäßig geneigte Hänge, die aus 2, 3, 4, oder 5 gleichlangen Teilstücken bestehen; Aus: SCHWERTMANN, U.A.: (1987:36)

H. Hanglängenexponent zur Bestimmung des LS-Faktors

Hangneigung [%]	m
0,5 u. kleiner	0,15
0,6 - 1,0	0,2
1,1 - 3,4	0,3
3,5 - 4,9	0,4
5,0 u. größer	0,5

Tabelle 10: Hanglängenexponent m Aus: SCHWERTMANN, U.A.: (1987:29)

I. Ermittlung des K-Faktors auf den Ackerflächen

Signatur	Probenahme-punkt	Tiefen-stufe [cm]	Bodenart ¹	K Faktor ²	Signatur	Probenahme-punkt	Tiefen-stufe [cm]	Bodenart	K Faktor
IA1	1	0-25	Uls	≥ 0,5	IG 4	1	0-30	Tu4	0,3 - < 0,5
IA 1	2	0-24	Uls	≥ 0,5	IG 4	2	0-30	Tu4	0,3 - < 0,5
IA 1	3	0-43	Uls	≥ 0,5	IG 4	3	0-30	Tu4	0,3 - < 0,5
IA 1	4	0-43	Lu	0,3 - < 0,5	IG 4	4	0-30	Tu4	0,3 - < 0,5
IA1	5	0-30	Ut3	≥ 0,5	IH 1	1	0-28	Lu	0,3 - < 0,5
IA 2	1	0-46	Ut3	≥ 0,5	IH 1	2	0-30	Lu	0,3 - < 0,5
IA 2	2	0-45	Ut3	≥ 0,5	IH 1	3	0-22	Lu	0,3 - < 0,5
IA 2	3	0-6	Ut3	≥ 0,5	IH 1	4	0-30	Lu	0,3 - < 0,5
IA 2	4	0-10	Ut3	≥ 0,5	IH 2	1	0-28	Su4	0,3 - < 0,5
IB 1	1	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	IH 2	2	0-27	Su4	0,3 - < 0,5
IB 1	2	0-28	Lu	0,3 - < 0,5	IH 2	3	0-30	Su4	0,3 - < 0,5
IB 1	3	0-34	Lu	0,3 - < 0,5	IH 2	4	0-28	Su4	0,3 - < 0,5
IB 1	4	0-27	Lu	0,3 - < 0,5	IH 3	1	0-23	Ut3	≥ 0,5
IB 2	1	0-30	Ut3	≥ 0,5	IH 3	2	0-22	Ut3	≥ 0,5
IB 2	2	0-30	Ut3	≥ 0,5	IH 3	3	0-22	Ut3	≥ 0,5
IB 2	3	0-30	Ut3	≥ 0,5	IH 3	4	0-30	Ut3	≥ 0,5
IB 2	4	0-55	Ut3	≥ 0,5	TA2	5	0-30	Tu4	0,3 - < 0,5
IB2	5	0-30	Ut4	≥ 0,5	TB1	5	0-30	Lu	0,3 bis < 0,5
IC 1	1	0-30	Ls4	0,2 - < 0,3	TB2	1	0-71	Tu4	0,3 - < 0,5
IC 1	2	0-30	Ls4	0,2 - < 0,3	TB2	2	0-36	Tu4	0,3 - < 0,5
IC 1	3	0-30	Ls2	0,3 - < 0,5	TB2	3	0-69	Tu4	0,3 - < 0,5
IC 1	4	0-40	Lu	0,3 - < 0,5	TB2	4	0-16	Tu4	0,3 - < 0,5
IC 1	5	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	TB2	5	0-10	Tu4	0,3 - < 0,5
ID 1	1	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	TB2	6	0-46	Tu4	0,3 - < 0,5
ID 1	2	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	TB2	7	0-109	Tu4	0,3 - < 0,5
ID 1	3	0-28	Lu	0,3 - < 0,5	TC 1	1	0-38	Ut4	≥ 0,5
ID 1	4	0-43	Lu	0,3 - < 0,5	TC 1	2	0-40	Ut4	≥ 0,5
ID 2	1	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	TC 1	3	0-38	Ut4	≥ 0,5
ID 2	2	0-27	Lu	0,3 - < 0,5	TC 1	4	0-40	Ut4	≥ 0,5
ID 2	3	0-39	Ut4	≥ 0,5	TC 1	5	0-30	Ut4	≥ 0,5
ID 2	4	0-35	Ut4	≥ 0,5	TD 1	1	0-28	Ut4	≥ 0,5
ID 2	5	0-29	Ut4	≥ 0,5	TD 1	2	0-25	Ut4	≥ 0,5
IE 1	1	0-30	Ut4	≥ 0,5	TD 1	3	0-11	Ut4	≥ 0,5
IE 1	2	0-14	Ut4	≥ 0,5	TD 1	4	0-31	Ut4	≥ 0,5
IE 1	3	0-30	Uls	≥ 0,5	TE 1	1	0-30	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 1	4	0-30	Uls	≥ 0,5	TE 1	2	0-30	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 1	5	0-30	Uls	≥ 0,5	TE 1	3	0-30	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 2	1	0-35	Ls3	0,2 - < 0,3	TE 1	4	0-30	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 2	2	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	TE 2	1	0-31	Su4	0,3 - < 0,5
IE 2	3	0-31	Ut4	≥ 0,5	TE 2	2	0-33	Su4	0,3 - < 0,5
IE 2	4	0-39	Ut4	≥ 0,5	TE 2	3	0-30	Su4	0,3 - < 0,5
IE 2	5	0-37	Ut4	≥ 0,5	TE 2	4	0-30	Su4	0,3 - < 0,5
IE 3	1	0-22	Lt3	0,2 - < 0,3	TF 1	1	0-10	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 3	2	0-29	Lt3	0,2 - < 0,3	TF 1	2	0-33	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 3	3	0-30	Lt3	0,2 - < 0,3	TF 1	3	0-33	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 3	4	0-30	Lt3	0,2 - < 0,3	TF 1	4	0-30	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 3	5	0-30	Lt3	0,2 - < 0,3	TF 2	1	0-31	Lt2	0,2 - < 0,3
IE 3	6	0-30	Lt3	0,2 - < 0,3	TF 2	2	0-28	Lt2	0,2 - < 0,3
IG 1	1	0-27	Lt2	0,2 - < 0,3	TF 2	3	0-25	Lt2	0,2 - < 0,3
IG 1	2	0-31	Lt2	0,2 - < 0,3	TF 2	4	0-27	Lt2	0,2 - < 0,3
IG 1	3	0-22	Lt2	0,2 - < 0,3	TG 1	1	0-43	Uls	≥ 0,5
IG 1	4	0-41	Lt2	0,2 - < 0,3	TG 1	2	0-38	Uls	≥ 0,5
IG 1	5	0-43	Lt2	0,2 - < 0,3	TG 1	3	0-14	Uls	≥ 0,5
IG1 1	6	0-32	Ls3	0,2 - < 0,3	TG 1	4	0-17	Uls	≥ 0,5
IG 2	1	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	TG 1	5	0-30	Uls	≥ 0,5
IG 2	2	0-24	Lt3	0,2 - < 0,3	TH 1	1	0-34	Tu4	0,3 - < 0,5
IG 2	3	0-32	Lts	0,1 - < 0,2	TH 1	2	0-32	Tu4	0,3 - < 0,5
IG 2	4	0-23	Lu	0,3 - < 0,5	TH 1	3	0-23	Tu4	0,3 - < 0,5
IG 3	1	0-22	Lu	0,3 - < 0,5	TH 1	4	0-28	Tu4	0,3 - < 0,5
IG 3	2	0-21	Lu	0,3 - < 0,5					
IG 3	3	0-5	Lu	0,3 - < 0,5					
IG 3	4	0-12	Lu	0,3 - < 0,5					
IG 3	5	0-9	Lu	0,3 - < 0,5					

Tabelle 11: Bodenarten (Fingerprobe) und abgeleitete K-Faktoren auf den Ackerflächen

¹ Bestimmung der Bodenart mittels Fingerprobe nach KA5 (Ad Hoc AG BODEN, 2005)

² Abgeleitet nach: Bodenkundliche Kartieranleitung KA 5 Tab. 91 (Ad Hoc AG BODEN, 2005:366)

Signatur	Probenahmepunkt	erosiv wirksamer Hangabschnitt	Tiefenstufe [cm]	Bodenart	K Faktor*	Klassenmitte K	K gewichtet ³	Mittelwert erosiv wirksamer Hangabschnitte ⁴
IC1	1	a	0-30	Ls4	0,2 - < 0,3	0,25	0,32	0,33
	2	a	0-30	Ls4	0,2 - < 0,3	0,25		
	3	a	0-30	Ls2	0,3 - < 0,5	0,4		
	4	b	0-40	Lu	0,3 - < 0,5	0,4		
	5	b	0-30	Lu	0,3 - < 0,5			
ID2	1	a	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	0,4	0,45	\
	2	a	0-27	Lu	0,3 - < 0,5	0,4		
	3	a	0-39	Ut4	≥ 0,5	0,5		
	4	a	0-35	Ut4	≥ 0,5			
	5	a	0-29	Ut4	≥ 0,5			
IE2	1	a	0-35	Ls3	0,2 - < 0,3	0,25	0,45	\
	2	a	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	0,4		
	3	a	0-31	Ut4	≥ 0,5	0,5		
	4	a	0-39	Ut4	≥ 0,5	0,5		
	5	a	0-37	Ut4	≥ 0,5			
IG2	1	a	0-30	Lu	0,3 - < 0,5	0,4	0,35	\
	2	a	0-24	Lt3	0,2 - < 0,3	0,25		
	4	a	0-23	Lu	0,3 - < 0,5	0,4		

Tabelle 12: Gewichtung der K-Faktoren

J. Berechnung des gewichteten Mittelwertes der Hangabtragsrate

Datengrundlage: Luftbildauswertung 1961 und 2009

Bezugsjahr der Gewichtung: 1979

Betrachtungszeitraum (Z) der Gewichtung: 1961-2009 = 48 a

$$Z = Z1 + Z2$$

$$Z1 = 1961 - 1979 = 18 \text{ a} \hat{=} 37,58\% = 0,375$$

$$Z2 = 1979 - 2009 = 30 \text{ a} \hat{=} 62,5\% = 0,625$$

Berechnung der gemittelten Hangabtragsrate A

$$A = 0,345 * A_{1961} + 0,625 * A_{2009}$$

³ Nach: SCHWERTMANN, U. A: (1987:36)

⁴ Mittelwert der K-Faktoren auf Hangabschnitt a und b

K. Flächengrößen der methodenrelevanten Standorte

Standort	Fläche Acker [ha]	Fläche koll. Hangfuß [ha]
TC1	3,7	0,35
TE2	1,35	0,05
TF1	8,24	0,31
TF2	5,09	0,18
TG1	3,22	0,14
IA1	5,66	1,65
IB2	3,54	0,48
IC1	4,41	0,51
ID2	3,61	0,18
IE1	8,09	0,54
IE3	8,97	0,18
IG1	3,64	0,11
IH1	4,42	0,15
IH2	9,43	0,46
IH3	12,13	0,25

Tabelle 13: Flächengrößen der methodenrelevanten Untersuchungsstandorte

L. Korrelation der Ergebnisse aus den Methoden Tiefenfunktion ¹³⁷Cs und Tiefenfunktion PO₄

Korrelation der Ergebnisse aus den Methoden: Tiefenfunktion ¹³⁷ Cs und Tiefenfunktion PO ₄													
	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) MW gew.	Sed. Rate [t/ha/a]	Sedimentaustrag* [%]			Sedimentaustragsrate [t/ha/a]			Sedimentspeicherung [%]		
	1961	2015	1961-2015	[t/ha/a]	MW	2015	1961	MW	2015	1961	MW	2015	1961
r	1,00	1,00	1,00	0,99	0,97	0,97	0,99	0,98	0,98	0,99	0,98	0,98	0,99

Tabelle 14: Korrelation der Ergebnisse aus den Methoden Tiefenfunktion ¹³⁷Cs und Tiefenfunktion PO₄

M. Bildung eines gemeinsamen Datensatzes

	Standort	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) MW gew.	Sed. Rate [t/ha/a]	Sedimentaustrag* [%]			Sedimentaustragsrate [t/ha/a]		
		1961	2015	1961 - 2015	[t/ha/a]	MW	2015	1961	MW	2015	1961
Methode: Tiefenfunktion ¹³⁷ Cs	IA1	8,84	13,94	12,03	9,70	7,66	30,42	-9,68	2,33	4,24	0,86
	IB2	12,89	15,37	14,44	4,66	67,73	69,68	63,85	9,78	10,71	8,23
	ID2	6,49	14,46	11,47	1,53	86,64	89,40	76,39	9,94	12,93	4,96
	IE1	7,57	13,53	11,29	3,91	65,40	71,12	48,37	7,39	9,62	3,66
	IE3	5,86	6,99	6,57	1,50	77,10	78,49	74,34	5,06	5,49	4,36
	IG1	3,29	8,83	6,75	1,04	84,62	88,24	68,48	5,72	7,79	2,26
	IG3	10,56	18,40	15,46	1,78	88,48	90,32	83,14	13,68	16,62	8,78
	IH1	12,54	5,97	8,44	2,11	74,98	64,65	83,18	6,33	3,86	10,43
	IH2	15,59	21,17	19,08	2,73	85,68	87,10	82,47	16,34	18,44	12,85
	IH3	7,34	16,56	13,10	0,78	94,02	95,27	89,33	12,32	15,78	6,56
	TC1	16,24	14,27	15,01	3,29	78,11	76,98	79,77	11,72	10,98	12,96
	TE2	12,23	4,89	7,64	2,34	69,33	52,08	80,83	5,30	2,55	9,88
	TF1	4,64	6,45	5,77	1,21	79,03	81,23	73,92	4,56	5,24	3,43
	TG1	10,74	11,11	10,97	4,29	60,87	61,36	60,02	6,68	6,82	6,44
Methode: Tiefenfunktion PO ₄	IA1	8,84	13,94	12,03	9,70	19,36	30,42	-9,68	2,33	4,24	0,86
	IE1	7,57	13,53	11,29	3,91	65,40	71,12	48,37	7,39	9,62	3,66
	IE3	5,86	6,99	6,57	1,50	77,10	78,49	74,34	5,06	5,49	4,36
	IG1	3,29	8,83	6,75	1,04	84,62	88,24	68,48	5,72	7,79	2,26
	TC1	16,24	14,27	15,01	3,29	78,11	76,98	79,77	11,72	10,98	12,96
	TE2	12,23	4,89	7,64	2,34	69,33	52,08	80,83	5,30	2,55	9,88
	TF1	4,64	6,45	5,77	1,21	79,03	81,23	73,92	4,56	5,24	3,43
	TF2	7,96	3,73	5,32	2,28	57,19	38,98	71,41	3,04	1,45	5,69
	TG1	10,74	11,11	10,97	5,72	47,83	48,48	46,69	5,25	5,39	5,01

Tabelle 15: Ergebnisse der Bestimmung der Hangabtragsrate und der Bilanzrechnung nach den Methoden: Tiefenfunktion ¹³⁷Cs und Tiefenfunktion PO₄

Für den gemeinsamen Datensatz wurden die anhand der Tiefenfunktion von ¹³⁷Cs ermittelten Ergebnisse verwendet. Für Standort TF2 lagen nur Ergebnisse anhand der Tiefenfunktion von PO₄ vor. Die Ergebnisse für Standort TF2 wurden zur Verwendung in einem gemeinsamen Datensatz durch Multiplikation mit dem Korrelationsfaktor r standardisiert:

Standardisierung der Ergebnisse Standort TF2													
	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) [t/ha/a]	A (ABAG) MW gew.	Sed. Rate [t/ha/a]	Sedimentaustrag* [%]			Sedimentaustragsrate [t/ha/a]			Sedimentspeicherung [%]		
	1961	2015	1961- 2015	[t/ha/a]	MW	2015	1961	MW	2015	1961	MW	2015	1961
r	1,00	1,00	1,00	0,99	0,97	0,97	0,99	0,98	0,98	0,99	0,98	0,98	0,99
TF2	7,96	3,73	5,32	2,28	57,19	38,98	71,41	3,04	1,45	5,69			
TF2 *r	7,96	3,73	5,32	2,24	55,28	37,97	70,54	2,99	1,43	5,65			

Tabelle 16: Standardisierung der Ergebnisse Standort TF2

N. Vergleich der Korngrößenverteilung mittels Fingerprobe und Laboranalyse

Signatur			Tiefen- stufe [cm]	Horizon t	Fingerprobe				Laboranalyse			
					Boden- art*	Gehalt U* [%]	Gehalt T* [%]	K- Faktor Oberbo- den**	Boden- art*	Gehalt U [%]	Gehalt T [%]	K- Faktor Oberbo- den**
I	E	i3	0-30	Ap	Lt3	30-50	35-45	Eb3	Ls3	36,66	17,31	Eb3
I	E	3	30-56	M	Lt3	30-50	35-45		Ls3	37,39	20,44	
I	G	1	32-59	M	Ls3	30-40	17-25		Sl4	25,17	13,36	
I	G	1	59-76	Bv	Ls3	30-40	17-25		Sl4	39,72	14,33	
I	G	2	0-30	M	Lu	50-65	17-30	Eb4	Lu	54,18	25,86	Eb4
I	G	2	30-52	Bv	Tu3	50-65	30-45		TU3	57,75	30,2	
I	G	3	0-30	Ap	Ut4	65-83	17-25	Eb5	Lu	51,95	21,65	Eb4
I	G	3	30-38	M	Ut4	65-83	17-25		Lu	50,54	24,4	
I	G	3	38-46	Cv-Sd	Tu4	65-75	25-35		Lu	52,59	27,81	
I	H	3	0-30	Ap	Ut3	65-88	12-17	Eb5	Lt2	37,25	33,07	Eb3
I	H	3	30-40	M	Ut4	65-83	17-25		Lt2	40,96	34,79	
I	H	3	40-50	Cv-Sd	Lt2	30-50	25-35		Lt2	44,93	26,04	
T	A	2	0-35	Ap	Tu4	65-75	25-35	Eb4	Ls3	37,28	21,47	Eb3
T	A	2	35-56	Bv	Tu4	65-75	25-35		Lt2	38,93	25,34	
T	A	2	56- 109	Cv	Tu2	30-55	45-65		Tu3	51,06	32,03	
T	B	2	0-30	M	Lu	50-65	17-30	Eb4	Ls3	38,97	20,14	Eb3
T	B	2	30-69	Bv	Lu	50-65	17-30		Ls3	38,97	20,14	
T	B	2	69- 113	Cv	Tu2	30-55	45-65		Lt2	41,07	25,22	
T	G	1	0-30	Ap	Uls	50-65	8-17	Eb5	Sl3	12,26	10,77	Eb3
T	G	1	30-48	M1	Uls	50-65	8-17		Sl3	14,63	10,99	
T	G	1	48-70	M2	Uls	50-65	8-17		Sl3	12,89	11,75	
R	F	G	0-24	Bv1	Tu3	50-65	30-45	Eb3	Lt2	38,98	24,21	Eb3
R	F	G	24-61	Bv2	Tu4	65-75	25-35		Lt2	30,94	29,02	
R	F	G	61-89	Cv	Ut2	65-92	8-12		Lt2	40,37	34,91	

Tabelle 17: Vergleich der Korngrößenverteilung mittels Fingerprobe und Laboranalyse

*Nach KA5, Tab. 30 (Ad Hoc AG BODEN, 2005: 144, ff.)

**Nach KA5, Tab. 91 (Ad Hoc AG BODEN, 2005: 366.)