



TECHNISCHE UNIVERSITÄT
BERGAKADEMIE FREIBERG

Die Ressourcenuniversität. Seit 1765.

Fakultät für Geowissenschaften Geotechnik und Bergbau

Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau

Arbeitsgruppe Boden- und Gewässerschutz

Masterarbeit

Simulation von Erosionsschutzmaßnahmen in erosionsgefährdeten Einzugsgebieten mit dem Modell EROSION 3D im nördlichen Kirnitzschtal, Sachsen

Simulation of erosion control measures in catchment areas at risk of erosion with the model EROSION 3D in the northern Kirnitzschtal, Saxony

Richard Hammig

Geoökologie – Flussgebietsmanagement

Matrikel: 57396

Zur Erhaltung des akademischen Grades: **Master of Science**

Übergabetermin des Themas:	20. April 2020
Abgabetermin der Arbeit:	20. Oktober 2020
1. Prüfer (Gutachter):	Dr. rer. nat. Anne Routschek TU Bergakademie Freiberg Arbeitsgruppe Boden- und Gewässerschutz
2. Prüfer (Gutachter):	Dr.-Ing. Jörn Wichert TU Bergakademie Freiberg Lehrstuhl Gebirgs- und Felsmechanik/ Felsbau

Dr. Anne Routschek

Prüfer/Gutachter

PD Dr. habil. V. Dunger

Vorsitz Prüfungsausschuss

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei Frau Dr. Anne Routschek und Herrn Dr. Jörn Wichert für die Möglichkeit der Bearbeitung dieses sehr interessanten Themas bedanken.

Mein Dank gilt ebenso Herrn Bernt Hahnewald, der mich bei den Laborarbeiten unterstützte.

Bedanken möchte ich mich bei Herrn Dr. Michael von Werner, der mir die Verwendung von EROSION 3D ermöglichte und mir bei Fragen und Problemen Rat und Antwort gab.

Großer Dank gilt Arno Buchholz sowie Jonas Lenz, die mir bei Fragen und Problemen zu Gis und E3D halfen.

Weiterhin möchte ich mich bei dem Vorstandsvorsitzenden der Agrargenossenschaft „Sächsische Schweiz“ Saupsdorf e.G., Herrn Jörg Hempel für den Informationsaustausch und ein ausführliches Statement zu den Erosionsschutzmaßnahmen bedanken.

Ich danke meinen Freunden, an dieser Stelle besonders Karl Julius Haas und meiner Familie für die Durchsicht des Manuskriptes.

Besonderer Dank gebührt meinen Eltern, die mir das Studium finanziert und in geforderten Situationen immer mit Rat und Tat zur Seite standen.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst habe, dass ich sie zuvor an keiner anderen Hochschule und in keinem anderen Studiengang als Prüfungsleistung eingereicht habe und dass ich keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Alle Stellen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen oder aus anderweitigen fremden Äußerungen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht.

Ort, Datum, Unterschrift

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	III
Tabellenverzeichnis.....	V
Abkürzungsverzeichnis.....	VII
Symbole und Einheiten.....	IX
Zusammenfassung.....	XI
1 Einleitung.....	1
1.1 Motivation.....	3
1.2 Ursachen der Erosion.....	4
1.3 Erosionsprozesse.....	5
1.3.1 Wassererosion.....	7
1.3.2 Winderosion.....	8
1.4 Schäden durch Erosion.....	9
1.5 Erosionsschutz.....	10
1.6 Bodenerosionsmodelle.....	13
2 Untersuchungsgebiet.....	19
2.1 Lage.....	19
2.2 Geologie.....	20
2.3 Klima.....	21
2.4 Landnutzung.....	22
2.5 Relief.....	23
3 Methoden.....	25
3.1 Erosion 3D.....	25
3.1.1 Modellgrundlagen.....	25
3.1.2 Modellalgorithmen.....	26
3.2 Modellparameter.....	31
3.2.1 Digitales Geländemodell.....	31
3.2.2 Landnutzung.....	32
3.2.3 Meteorologie.....	33
3.2.4 Eingabe- und Ausgabeparameter.....	33
3.2.5 Parameterkatalog.....	35

3.3	Experimentelle Untersuchungen	36
3.3.1	Feldarbeit	36
3.3.2	Berechnung des Vorfluter-Durchleitvermögens unter Volllast ..	37
3.3.3	Laborarbeit	39
3.4	Szenarien	40
3.4.1	Szenario 1: Änderung der Bodenbearbeitung	40
3.4.2	Szenario 2: Teilumwandlung einzelner Landnutzungen	41
3.4.3	Szenario 3: Sedimentrückhaltebecken	42
4	Ergebnisse	43
4.1	Korngrößenzusammensetzung	43
4.2	Erosion/ Deposition und Oberflächenabfluss zu ausgewählten Starkregenniederschlagsereignissen	44
4.3	Kapazitäten der Vorfluterauslässe	49
4.4	Maßnahme Szenarien	53
4.4.1	Umstellung der Bodenbearbeitungsform (Szenario 1)	54
4.4.2	Teilumwandlung einzelner Langnutzungsklassen (Szenario 2) ..	57
4.4.2.1	Teilumwandlung besonders erosionsgefährdeter Flächen in Grünland (mehrjährig)	59
4.4.2.2	Gehölzstreifen an erosionsgefährdeten Bereichen	62
4.4.2.3	Aufwallungen und Sedimentrückhaltebecken (Szenario 3)	70
4.4.3	Maßnahmekombinationen	73
5	Diskussion	80
5.1	DGM, Landnutzung und Bodenparameter	80
5.2	Modellierung und Validierung des Ausgangszustandes	81
5.3	Modellierung der Szenarien	84
5.3.1	Änderung der Bewirtschaftung	84
5.3.2	Flächenumnutzung	85
5.3.3	Bautechnische Maßnahmen	87
5.4	Kapazitäten der Vorfluterauslässe	88
5.5	Fehlerquellen und Unsicherheiten	89
6	Schlussfolgerung	91
	Literaturverzeichnis	92
	Anhang	100

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Prozessablauf mit E3D.	18
Abbildung 2: Lage und Topografie des Untersuchungsgebietes.	19
Abbildung 3: Geologie des Untersuchungsgebietes.	21
Abbildung 4: Landnutzung im Untersuchungsgebiet.	22
Abbildung 5: Verteilung der Landnutzung.	23
Abbildung 6: Darstellung der auftretenden Neigung.	24
Abbildung 7: Summenkurve der Korngrößenfraktionen	44
Abbildung 8: Darstellung der Erosion/ Deposition und des Oberflächenabflusses zu den drei Zeitpunkten mit eintretendem Starkregen.	46
Abbildung 9: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve (EZG 1).	51
Abbildung 10: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve (EZG 2).	51
Abbildung 11: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve (EZG 3).	52
Abbildung 12: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve (EZG 4).	52
Abbildung 13: Am Gebietsauslass ermittelter unverzögerter Abfluss im Vergleich zum verzögerten Abfluss.	53
Abbildung 14: Vergleich der Bodenbearbeitungsformen konventionell, Grubber und Streifeneinsaat zu den Zeitpunkten 11.06.19 und 12.07.19.	55
Abbildung 15: Schlagkarte mit nummerierten Schlägen.	56
Abbildung 16: Vergleich der Auswirkungen der drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsformen auf den Bodenabtrag, separiert nach den Schlag- Id's entsprechend der Schlagkarte.	56
Abbildung 17: Der je nach Bodenbearbeitung auftretende Bodenabtrag, dargestellt als Boxplots.	57
Abbildung 18: Maßnahmeplan für das Untersuchungsgebiet.	58
Abbildung 19: Maßnahme M2.1.	60
Abbildung 20: Maßnahme M4.1.	61
Abbildung 21: Maßnahme M1.21.	63
Abbildung 22: Maßnahme M2.21.	64
Abbildung 23: Maßnahme M3.21.	67
Abbildung 24: Maßnahme im ZEZG 2.	68
Abbildung 25: Maßnahme M4.21.	69
Abbildung 26: Maßnahmekombination Mk1.1.	74
Abbildung 27: Maßnahmenkombination Mk2.1.	75
Abbildung 28: Maßnahmenkombination Mk3.1.	77

Abbildung 29: Maßnahmenkombination Mk4.1	79
Abbildung 30: Vergleich im Bodenabtrag zwischen den mit E3D modellierten Werten und der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG).	83
Abbildung 31: Typischer Verlauf eines verzögerten Abflusses.	89
Abbildung 32: Vergleich der Erosionserscheinungen am südlichen Hang im EZG 2 mit einem Orthofoto.	100
Abbildung 33: Vergleich der Erosionserscheinungen am südlichen Hang im EZG 4 mit einem Orthofoto.	100
Abbildung 34: Sedimentmasse und Oberflächenabfluss im Untersuchungsgebiet zu den untersuchten drei Niederschlagsereignissen am 11.06.19, am 21.06.19 und am 12.07.19.	101
Abbildung 35: Bodenkarte (BK50) mit Probeentnahmepunkten.	105
Abbildung 36: Übersicht der Niederschlagsintensitäten zu den drei modellierten Zeitpunkten.	105
Abbildung 37: Blick in südliche Richtung auf den unteren Ackerschlag in EZG 2.....	106
Abbildung 38: Entnahme einer gestörten Probe in EZG 2.	106
Abbildung 39: Blick von dem südlichen Schlag in EZG 2 in nördliche Richtung.	107
Abbildung 40: Linkes Bild: Blick in nördliche Richtung auf den Vorfluter in EZG 1. Rechtes Bild: Unterführung des Vorfluters in die Kirnitzsch in EZG 1.	107
Abbildung 41: Linkes Bild: Von Geröll und Baumstämmen teilverfüllter Vorfluter in EZG 4. Rechtes Bild:Ausprägung einer Erosionsrinne, ausgehend von ZEZG 2.	108
Abbildung 42: Ultraschalldispersion der Bodenproben.	109
Abbildung 43: Der vom Feinboden getrennte Grobboden.	110
Abbildung 44: Pipettieren nach Köhn.	110
Abbildung 45: Probenaliquote nach Absaugung.	111
Abbildung 46: Murgang im Untersuchungsgebiet, aufgenommen am 11.06.19.....	111
Abbildung 47: Murgang im Untersuchungsgebiet, aufgenommen am 12.07.19.....	112
Abbildung 48: Murgang im Untersuchungsgebiet, aufgenommen am 12.07.19.....	112

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über bodenerosive Prozesse.....	6
Tabelle 2: Übersicht vorhandener Erosionsmodelle.....	14
Tabelle 3: Eingabeparameter für E3D	34
Tabelle 4: Ausgabeparameter von E3D.....	35
Tabelle 5: Ergebnisse der Grobbodenanalyse.	44
Tabelle 6: Übersicht der Ausgabeparameter bei Abfrage des letzten Pixelwertes am Vorfluterende.....	48
Tabelle 7: Zugewiesene Bodenparameter für entsprechende Nutzungsklassen..	49
Tabelle 8: Entsprechend des zeitlichen Niederschlags veränderte Bodenparameter.....	49
Tabelle 9: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einer mehrjährigen Blühfläche (Maßnahme M2.1).....	59
Tabelle 10: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einer mehrjährigen Blühfläche (Maßnahme M4.1).....	61
Tabelle 11: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einem Gehölzstreifen am oberen Schlagrand (Maßnahme M1.21).	63
Tabelle 12: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit den Gehölzstreifenvarianten b und c (Maßnahme M2.21).....	65
Tabelle 13: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einem Gehölzstreifen am westlichen Schlagrand (Maßnahme M3.21).	66
Tabelle 14: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit den Gehölzstreifenvarianten b und c (Maßnahme M4.21).....	70
Tabelle 15: Ergebnisse der Modellierung mit Rückhaltemulden in den EZG 1 (M1.3), 2 (M2.3) und 4 (M4.3).	71
Tabelle 16: Ergebnisse der Modellierung mit Sedimentrückhaltebecken unterschiedlicher Maßnahmenvarianten in dem unteren Bereich der Vorfluter.	72
Tabelle 17: Maßnahmenvarianten mit unterschiedlichen Höhen-, Volumen- und Flächenproportionen.	72
Tabelle 18: Ergebnisse der Modellierungen der Maßnahmekombinationen.	73
Tabelle 19: Gegenüberstellung der Änderung des Bodenabtrages zwischen den verschiedenen Bearbeitungsszenarien, Ausgangslage ist die konservierende Bearbeitung.	85
Tabelle 20: Bewirtschaftung und deren Bodeneigenschaften in Abhängigkeit des zeitlichen Verlaufs nach der Einsaat am 20.05.....	102
Tabelle 21: Maßnahmenübersicht, geordnet nach der verwendeten Maßnahme.....	103

Tabelle 22: Übersicht der Dimensionierung von Blühflächen und Gehölzstreifen mit entsprechender gemittelter Deposition auf den Flächen.....	104
Tabelle 23: Gemessene, geschätzte und berechnete Parameter der Vorfluterauslässe, geordnet nach EZG.....	104

Abkürzungsverzeichnis

ASCII	Amerikanischer Standard-Code für Informationsaustausch
atro	absolut trocken (bei 105 °C getrocknet)
AUK	Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundebodenschutzverordnung
BK50	Bodenkarte, Maßstab 1 : 50000
Cd	Cadmium
C _{org}	organischer Kohlenstoff
Cu	Kupfer
DHHM	Deutsches Haupthöhennetz
DGM	digitales Geländemodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
E3D	Erosionsmodell EROSION 3D
EPSG	European Petroleum Survey Group Geodesy
ETRS89	Europäisches Terrestrisches Referenzsystem 1989
EZG	hydrologisches Einzugsgebiet
fG	Feinkies/-grus
fS	Feinsand
fU	Feinschluff
G	Grobboden
gG	Grobkies/-grus
GG-YK	Gley-Kolluvisol
GPS	globales Positionssystem
gS	Grobsand
gU	Grobschluff
KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl.
KUP	Kurzumtriebsplantagen
LfULG	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Sachsen

LiDAR	Light Detection And Ranging
LL-BB	Parabraunerde-Braunerde
lutro	lufttrocken (bei 40 °C gelagert)
M	Maßnahme
mG	Mittelkies/-grus
mS	Mittelsand
mU	Mittelschluff
NW	nord-west
Pb	Blei
SächsGVBl	Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt
SO	süd-ost
SS-LL	Pseudogley-Parabraunerde
T	Ton
U	Schluff
UG	Untersuchungsgebiet
Us	sandiger Schluff
UTM	Universal Transverse Mercator (globales Koordinatensystem)
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
ZEZG	hydrologisches Zwischeneinzugsgebiet
Zn	Zink

Symbole und Einheiten

A	$\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	langjähriger, mittlerer jährlicher Bodenabtrag
a	m	Durchlasshöhe
b	m	Durchlassbreite
Bg	%	Bedeckungsgrad
C	-	Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktor
c	$\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$	Konzentration der suspendierten Partikel
C_L	-	Bedeckungsgrad
D	m	Partikeldurchmesser
d_i	m	Rohrinnendurchmesser
E	-	Erosionskennzahl
g	m s^{-2}	Erdbeschleunigung
h_{li}	m	Wassertiefe am linken Segmentrand
h_{re}	m	Wassertiefe am rechten Segmentrand
i	m s^{-1}	Infiltrationsrate
I_{SO}	m	Sohlgefälle
K	$(\text{t ha}^{-1}) / (\text{N h}^{-1})$	Bodenerodierbarkeitsfaktor
k	m	Rauigkeitshöhe der Rohr-Innenwand
k_s	mm	Sohlrauigkeit
L	-	Hanglängenfaktor
Ld	kg m^{-3}	Lagerungsdichte
l_U	m	benetzter Umfang
n	$\text{s m}^{-1/3}$	Rauigkeitsbeiwert nach MANNING-STRICKLER
P	-	Erosionsschutzfaktor
q	$\text{m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$	Abflussvolumenstrom
q_{crit}	$\text{m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$	Kritischer Mindestabfluss
q_{in}	$\text{m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$	Zufluss aus einem sich oberhalb befindlichen Hangsegment
Q_{Rohr}	$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	Mittlerer Rohrdurchfluss
$q_{s,max}$	$\text{kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$	Transportkapazität

Symbole und Einheiten

$q_{s,pot}$	$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$	Feststoffmassenstrom
R	$\text{N h}^{-1} \text{a}^{-1}$	Erosivitätsfaktor
r_α	m s^{-1}	Niederschlagsintensität
R_h	m	hydraulischer Radius
S	-	Hangneigungsfaktor
s	m m^{-1}	Gefälle
SF	-	Skinfaktor
v	m s^{-1}	mittlere Fließgeschwindigkeit
v_p	m s^{-1}	Sinkgeschwindigkeit
v_q	m s^{-1}	Abflussgeschwindigkeit
v_r	m s^{-1}	mittlere Fallgeschwindigkeit der Tropfen
v_{Rohr}	m s^{-1}	mittlere Fließgeschwindigkeit im Rohr
W_q	$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$	Massenstrom der oberflächenparallelen Strömung je Breitereinheit der überströmten Fläche
w_r	$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$	Massenstrom des Niederschlages je Flächeneinheit
Δx	m	Länge des betrachteten Hangsegments
δ_p	kg m^{-3}	Partikeldichte
δ_q	kg m^{-3}	Flüssigkeitsdichte
η	$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$	dynamische Viskosität der Flüssigkeit
Θ	Vol.-%	Anfangswassergehalt
Φ_{krit}	N m^{-2}	Erosionswiderstand
ν	$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$	kinematische Viskosität von Wasser
κ	-	Depositionskoeffizient
λ	-	Reibungsbeiwert
φ_{crit}	N m^{-2}	Kritischer Impulsstrom
$\varphi_{p,crit}$	N m^{-2}	kritischer Impulsstrom der Partikel
φ_q	N m^{-2}	Impulsstrom
$\varphi_{q,vert}$	N m^{-2}	vertikaler Impulsstrom
$\varphi_{r,\alpha}$	m s^{-1}	Sinkgeschwindigkeit der Partikel

Zusammenfassung

Das Kirnitzschtal im Nationalpark Sächsische Schweiz gehört aufgrund seiner Topografie mit Steilhängen und sich darüber befindlichen Ebenen, die landwirtschaftlich genutzt werden, zu einem erosionsanfälligen Gebiet. Die infolge von Starkregenniederschlägen eintretende Erosion äußert sich in einem flächenhaften Bodenabtrag der bearbeiteten landwirtschaftlichen Nutzflächen in den oberen Hanglagen und mündet in ein Murenfließen in den Bereichen der Steilhänge. Große Wassermassen sorgen damit wiederkehrend für einen hohen Sedimentabtrag in das Tal. Damit kommt es regelmäßig zu Schäden an der Infrastruktur und zu einer Verschlammung von Fahrwegen. Eine Modellierung der Bodenerosion in einem Untersuchungsgebiet mit einer Fläche von 83,3 ha mit dem Modell EROSION 3D (E3D) zeigt für ein einzelnes Starkregenereignis mit einer Niederschlagsspitze von $1,65 \text{ mm min}^{-1}$ einen Nettoaustrag von $6,85 \text{ t ha}^{-1}$. Dies entspricht einem mittleren Bodenabtrag von 0,5 mm. Die an markanten, besonders erosionsanfälligen Stellen modellierten Erosionsschutzmaßnahmen zeigen eine überwiegend positive Wirkung auf die Sedimentbilanz und sorgen für eine Reduzierung der auftretenden Erosionserscheinungen. Hierbei lassen sich unter Verwendung von Ackerflächenumwandlungen in Grünland der Sedimentaustrag um 57 – 89 %, durch Gehölzstreifen um 11 – 100 %, durch Rückhaltemulden um 69 – 100 % und durch Retentionsbecken um 43 – 68 % reduzieren. Aus Einzelmaßnahmen abgeleitete Maßnahmenkombinationen sind auf eine höhere Effektivität ausgelegt und erreichen eine Reduktion von 75 – 100 %. Das Erosionsschutzpotential ergibt sich dabei aus der Größe der für die Maßnahme in Anspruch genommenen Flächen bzw. der Mächtigkeit der baulichen Anlagen.

Abstract

The Kirnitzschtal valley in the Saxon Switzerland National Park is an area prone to erosion due to its topography with steep slopes and overlying plains used for agriculture. The erosion caused by heavy rainfall manifests itself in an extensive soil erosion of the cultivated agricultural land on the upper slopes and flows into a mudflow in the areas of the steep slopes. Large masses of water thus repeatedly cause a high sediment erosion in the valley. This regularly leads to damage to the infrastructure and to silting up of roads. A modelling of soil erosion in a study area with an area of 83.3 ha using the EROSION 3D (E3D) model shows a net discharge of 6.85 t ha^{-1} for a single heavy rainfall event with a precipitation peak of 1.65 mm min^{-1} . This corresponds to a mean soil erosion of 0.5 mm. The erosion control measures modelled at prominent, particularly erosion-prone locations show a predominantly positive effect on the sediment balance and ensure a reduction of the erosion phenomena that occur. Using arable land conversions in grassland, the sediment discharge can be reduced by 57 – 89 %, by wooded strips by 11 – 100 %, by retention troughs by 69 – 100 % and by retention basins by 43 – 68 %. Combinations of measures derived from individual measures are designed to be more effective and achieve a reduction of 75 – 100 %. The erosion protection potential results from the size of the areas used for the measures and the thickness of the structures.

1 Einleitung

Böden gehören zu den Grundbausteinen unserer Existenz. Sie versorgen uns mit Rohstoffen und dienen der Nährstoffversorgung von Tieren, Pflanzen und Menschen (Hladký et al. 2016; Robinson et al. 2017). Weiterhin nehmen Böden eine wichtige Rolle in Ökosystemen und Erdsystemen ein, die die Erbringung primärer Ökosystemleistungen unterstützen, wie zum Beispiel die Biodiversität, Bodenflora- und -fauna, Pflanzenkompostierung, Wasserhaltekapazität, Kohlenstoffsequestrierung und Ökosystemproduktivität (Borrelli et al. 2017; Hladký et al. 2016).

Der Boden ist ein zu schützendes Gut und in Deutschland mit dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) gesetzlich verankert. Dabei werden nach §2 BBodSchG verschiedene Bodenfunktionen beachtet:

Geschützt werden soll der Boden hinsichtlich seiner natürlichen Funktionen als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen. Natürliche Funktionen sind weiterhin der Boden als Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen, und als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers.

Weiterhin fallen in dieses Gesetz die Bodenfunktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte. Dazu zählen sowohl anthropogen als auch natürlich bedingte Bodenveränderungen.

Neben diesen Aspekten sollen aber auch die Nutzungsfunktionen des Bodens bewahrt werden. Diese umfassen nach §2 Abs. 2 III BBodSchG die Funktionen als Rohstofflagerstätte, als Fläche für Siedlung und Erholung, als Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie als Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr sowie Ver- und Entsorgung. Damit steht dem Schutz der natürlichen und archivarischen Funktion die Bedürfnisse des Menschen gegenüber, den Boden für seine Zwecke nutzen zu können. Das macht eindeutige Entscheidungen im Bodenschutz beinahe unmöglich und setzt ein Abwägen der Tatsachen voraus.

Der durch Wasser- und Winderosion hervorgerufene Bodenverlust von Landoberflächen tritt weltweit auf und kann die Bodenfunktionen flächenhaft schädigen. Jährlich werden bis zu 75 Millionen Tonnen Boden aus den terrestrischen Ökosystemen erodiert, davon entammt ein Großteil von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Raten zwischen 13 – 40 t ha⁻¹ (Durán Zuazo und Rodríguez Pleguezuelo 2008). Dies führt jährlich zu einem Verlust von

ca. 10 Mill. ha Ackerfläche. Im Vergleich zu der natürlichen Reproduktionsrate des Bodens ist dieser Schwund 10 bis 40 mal höher als der natürliche Bodenbildungsprozess (Pimentel und Burgess 2013). In Mitteleuropa liegt die Rate der Bodenreuebildung unter ackerbaulicher Nutzung je nach Standortbedingungen durchschnittlich zwischen 0,1 und 0,2 t ha⁻¹ und Jahr. Damit würde die Profilmächtigkeit um 0,02 – 0,2 mm pro Jahr zunehmen. Hier reicht schon wenig Bodenerosion aus, um die Bodenreuebildung in eine negative Bilanz zu ziehen, wodurch die mittlere Bodenabtragsrate auf Ackerflächen deutlich über der der Reuebildung liegt (Krebs et al. 2017, S. 209). Als Folge verringert sich die Bodenqualität und damit die Produktivität der landwirtschaftlich nutzbaren Flächen. Auf manchen Flächen kann dies in einem Worst Case Szenario zu einem Bewirtschaftungsausfall führen, da der Acker für den Landwirt keinen lukrativen Ertrag mehr liefert (Hladký et al. 2016; Pimentel und Burgess 2013). Die Ertragsmaximierung hat oftmals Vorrang vor der Wahrung der ökologischen Stabilität des Bodens. Gefördert wird dies beispielsweise in der konventionellen Bodenbearbeitung durch tiefes Pflügen des Bodens und den großflächigen Anbau von Monokulturen. Diese intensiviert Landwirtschaft mit einer einhergehenden schrittweisen Reduktion der natürlichen Bodenfunktionen führt in einigen Fällen zu einer irreversiblen Landdegradierung, die mittlerweile 23,5 % der globalen Landfläche betrifft (Singh et al. 2020). Besonders betroffen sind die USA, wo bereits 32 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche von Landdegradierung betroffen ist, gefolgt von China mit 30,7 % der Fläche, Europa (17 %) und Afrika (16 %) (Borrelli et al. 2017; Singh et al. 2020).

Das Klima nimmt einen großen Einfluss auf die erosive Wirkung des Bodenabtrags. Durch die globale Erwärmung wird die klimatische Variabilität zunehmen. Daraus resultiert ein höheres Wiederkehrintervall und eine höhere Intensität von Extremwetterereignissen, die den Erosionsprozess intensivieren (Durán Zuazo und Rodríguez Pleguezuelo 2008).

Dieser Erosionsprozess führt zu der Degradierung und dem Verlust von Bodenressourcen. Das abgetragene Bodenmaterial kann, besonders wenn es Düngemittelrückstände aufweist, zu der Eutrophierung von Gewässern führen. Zusätzlich können im Sediment transportierte Rückstände von Pestiziden und deren Abbauprodukte sowie Schwermetalle wie Pb, Cd, Cu und Zn Gewässer belasten (Krebs et al. 2017, S. 209). Extremwetterereignisse wie Starkregen können innerhalb kürzester Zeit hohe Mengen an Bodenmaterial mobilisieren, die zu Überflutungen und Schäden an der Infrastruktur beitragen. Damit stellt die Bodenerosion ein großes Problem für die Wirtschaft im Zuge der Nahrungsmittelversorgungssicherheit und einer intakten, funktionsfähigen Umwelt dar (Hladký et al. 2016).

1.1 Motivation

Deutschlandweit wird eine Fläche von 11.850.100 ha ackerbaulich genutzt (Mal et al. 2015). Davon sind schätzungsweise 17 % (2.000.000 ha) stark erosionsgefährdet. In Sachsen wird von einer landwirtschaftlich genutzten Fläche von 719.100 ha, 283.800 ha als stark erosionsgefährdet eingestuft. Dies entspricht 39,5 % der ackerbaulich genutzten Fläche. Damit zählt Sachsen nach Saarland und Thüringen zu dem an drittstärksten durch Erosion betroffenen Bundesland Deutschlands (Mal et al. 2015).

Das sich im Norden des Elbsandsteingebirges befindliche Kirnitzschtal weist aufgrund seiner besonderen topografischen Lage ein hohes Erosionspotential auf: oberhalb des Tals befinden sich Ebenen, die landwirtschaftlich genutzt werden. Diese grenzen unmittelbar an steile bewaldete Hänge an. Starkregenniederschläge führen zu Murgängen, die das Potential haben, die im Tal verlaufende Kirnitzschtalstraße zu überspülen. Zwischen den Jahren 2012 bis 2019 traten in dem Untersuchungsgebiet 12 Murgänge auf, die die Talstraße stellenweise mit Schlamm und größerem Gesteinsmaterial überspülten und zu Straßensperrungen und der Betriebseinstellung der entlang des Tals verlaufenden Kirnitzschtalbahn führten. Die sich wiederholenden Murgänge führen mit den damit einhergehenden Straßenräumungen und Beseitigungen entstandener Schäden zu hohen Kosten.

Das Ziel der Arbeit ist, die auf den landwirtschaftlich genutzten Ebenen oberhalb des Kirnitzschtals auftretende Erosion mithilfe des Erosionsmodells EROSION 3D (E3D) zu modellieren, um Aussagen über folgende Fragestellungen treffen zu können:

- In welchen Dimensionen werden Bodenpartikel bei auftretenden Starkregenniederschlagsereignissen zu bestimmten Zeiten der landwirtschaftlichen Nutzung mobilisiert?
- An welchen Stellen akkumulieren sich mobilisierte Bodensedimente und werden ins Tal abgeleitet?
- Wie stark werden die Vorfluter von den mobilisierten Sedimentmassen belastet?
- Welche Maßnahmen können ergriffen werden, um die Bodenerosion zu verringern?

Für die Beantwortung der Fragestellungen werden zu drei Niederschlagsereignissen zwischen Juni und August 2019 in 6 Einzugsgebieten der Kirnitzsch die Erosionserscheinungen zu Ist-Nutzungsverhältnissen modelliert und diese dann mit fiktiven „Best Case“ und „Worst Case“ Nutzungsszenarien verglichen. Aus dem Ist-Zustand der Bodenerosion lassen sich im Anschluss mögliche Erosionsschutzmaßnahmen ableiten. Diese werden anfangs als

Einzelmaßnahmen modelliert. Aus den effektivsten Einzelmaßnahmen werden schließlich Maßnahmekombinationen gestaltet und präsentiert.

1.2 Ursachen der Erosion

Mit dem sesshaft-Werden des Menschen vor gut 11.600 Jahren, anfänglich als Bewässerungsfeldbau in den Flusstälern Mesopotamiens, etablierte sich die Landwirtschaft. Diese Neolithische Revolution, die ihre Anfänge in Mitteleuropa vor ca. 7.500 Jahren verzeichnet, ist der Beginn der Landformung durch den Menschen, einhergehend mit Abholzungen, Siedlungsbau und landwirtschaftlicher Bodennutzung (Dotterweich 2008; Lizaga et al. 2017). Natürliche Waldsysteme wurden schrittweise in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt. Besonders die Entwaldung der Mittelgebirge für eine landwirtschaftliche Nutzung führten zu einer starken erosiven Tätigkeit (Helbig et al. 2009, S. 7). Eingriffe wie diese in die natürlichen geomorphologischen Hangsysteme führten in Mittel- und Westeuropa zu Bodenabtrags-, -transport- und -akkumulationsprozessen, die sich während des Holozäns intensivierten (Dikau et al. 2019b).

Auf die Bodenerosion bezugnehmend spielen diese Faktoren von damals bis heute eine wichtige Rolle, da vor Erosion schützende Pflanzendecken abgetragen und die dadurch freiliegenden Bodenschichten direkt den Witterungsbedingungen ausgesetzt werden. Als Folge führen Wasser, Wind, Schwerkraft und anthropogene Störeinflüsse zu der Ablösung und dem Transport von Bodenteilchen (Primärteilchen oder Aggregate) entlang der Bodenoberfläche aber auch innerhalb des Bodenprofils („natürliche“ Tonverlagerung oder Suffosion) (Amelung et al. 2018, S. 668; Hladký et al. 2016; Vrieling 2007). Begleiterscheinungen der Erosion äußern sich in dem Rückgang der organischen Bodensubstanz in mineralischen Böden, Bodenverdichtung, Versiegelung, Kontamination, Versalzung, Desertifikation, Überschwemmungen, Erdbeben sowie im Rückgang der biologischen Vielfalt (Robinson et al. 2017).

Mitte des 20. Jahrhunderts führte der Einsatz neuer Landwirtschaftstechniken mit großem und schwerem Equipment sowie Mineraldüngern zu einem spürbaren Anstieg des Erosionseffekts, zumal aufgrund der Landkonsolidierung im westlichen Mitteleuropa und der Landkollektivierung im östlichen Mitteleuropa größere Felder intensiv bewirtschaftet wurden (Dotterweich 2008; Vrieling 2007).

Allerdings ist die Bodenerosion nicht als ein alleiniger anthropogener Prozess zu verstehen. Vielmehr handelt es sich dabei um einen natürlichen Prozess, der über einen geologischen Zeitraum auftritt und von zentraler Bedeutung für die Reliefbildung der Erdoberfläche ist (Krebs et al. 2017, S. 208), der aber durch anthropogenes Zutun intensiviert wird. Schwertmann (1977) beschreibt den Prozess der Erosion als einen natürlichen Prozess, der das „Stoffungleichgewicht auf der Erdoberfläche dem Gleichgewicht näher bringt und dabei Berge abträgt, Hänge verflacht und Täler verfüllt.“ Dieser Prozess bildet ein Gleichgewicht mit der Boden Neubildung. Das Gleichgewicht ist allerdings weltweit an vielen Orten gestört, hauptsächlich hervorgerufen durch anthropogene Landnutzungsänderungen wie Abholzungen oder landwirtschaftliche Intensivierungen (Gobin et al. 2004). Dieses Ungleichgewicht wird deshalb auch als „verstärkte Bodenerosion“ bezeichnet (Vrieling 2007).

1.3 Erosionsprozesse

Grundlegend lässt sich die Erosion in natürliche erosive Prozesse (z.B. Regen, Abfluss, Wind, Schwerkraft und Schneelawinen), biologische Prozesse (z.B. Baumstürze, Tiertrampelpfade, grabende Tiere) und anthropogen hervorgerufene Prozesse (z.B. Bodenbearbeitung, Ernte, Landbegradigung, Steinbrüche und Bergbau, Bodenaushübe für Infrastruktur und Gebäudebau, sowie Explosionskrater und Grabenaushübe) einordnen (Poesen 2018). Dabei unterscheidet sich der Prozess primär in Wasser- und Winderosion, wobei Sonderformen wie z. B. *tillage erosion* (Bodenkultivierungsmaßnahmen) auftreten können (Amelung et al. 2018, S. 668).

Bodenerosive Prozesse lassen sich in viele Prozessbegriffe aufteilen. Eine Übersicht bietet die nachfolgende Tabelle nach Dikau et al. (2019b).

Tabelle 1: Übersicht über bodenerosive Prozesse.

Synonyme Prozessbegriffe	Prozess der Partikelablösung	Prozesse von Partikeltransport und - deposition
Natürlich-hangaquatische und anthropogen-bodenerosive Prozesse		
Planscherosion Spritzwassererosion Regentropfenerosion Tropfenaufprallerosion (splash erosion)	Punkthafter Aufprall von Regentropfen auf eine trockene bis feuchte bzw. wasserüberstaute Bodenoberfläche; Planschwirkung, Prallwirkung	Als Suspension durch die Luft
Flächenhafte Erosion Schichterosion Zwischenrillenerosion Flächenspülung (sheet erosion)	Flächenhafter Oberflächenabfluss in dünnen Schichten; Schichtabfluss	Als Suspension im Oberflächenabfluss
Rillenerosion (rill erosion)	Linearer Oberflächenabfluss in Rillen Konzentrierter Rillenabfluss	Als Suspension im Oberflächenabfluss
Rinnenerosion Vorübergehende (ephemere) Grabenerosion	Linearer Oberflächenabfluss in Rinnen; Konzentrierter Rinnenabfluss; Hangrutschungsprozesse an den Seitenhängen der Rinne	Als Suspension im Oberflächenabfluss; Gravitativer Transport
Grabenerosion (gully erosion)	Linearer, konzentrierter Oberflächenabfluss in Gräben Hangrutschungsprozesse an den Seitenhängen des Grabens; Murgänge	Als Suspension im Oberflächenabfluss; Gravitativer Transport; Hyperkonzentriertes Fließen; Murgang
Tunnelerosion (piping)	Linearer, konzentrierter, unterirdischer Abfluss in Tunnel- und Röhrensystemen	Als Suspension im subkutanen Abfluss
Anthropogen-bodenerosiver Prozess		
Bodenerosion durch Bodenbearbeitung (tillage erosion)	Mechanisch durch Pflug- und andere Bearbeitungstechniken	Durch Pflug und Schwerkraft

1.3.1 Wassererosion

Bodenerosion durch Wasser ist die in Europa am häufigsten vorkommende Erosionsursache. Dabei gibt es große regionale Unterschiede. Im Süden ist die durch Wasser hervorgerufene Erosionsrate am höchsten. Die nördlichen Regionen Europas verzeichnen über die Zeit jedoch ebenfalls eine kontinuierlich wachsende Erosionsrate (Gobin et al. 2004). Der Prozess der Wassererosion lässt sich in drei Phasen aufteilen:

1. Niederschlag
2. Oberflächenabfluss
3. Sedimenttransport

Niederschlag

Auf die Bodenoberfläche auftreffende Regentropfen haben das Potential, Bodensedimente zu lockern und anschließend zu mobilisieren. Dies geschieht infolge der Übertragung von kinetischer Energie der Regentropfen auf Partikel, die sich aus dem Bodengefüge lösen und den Energiegehalt auf weitere Aggregate übertragen (Amelung et al. 2018, S. 670). Die Energie, die Tropfen aufbringen können, steht im Verhältnis zu der Regenintensität (Regenmenge pro Zeiteinheit). Je höher die Intensität, umso größer ist der Durchmesser und damit die Masse der Tropfen. Damit steigt die kinetische Energie der Tropfen mit zunehmender Regenintensität überproportional (Amelung et al. 2018, S. 670). So können bei einem Tropfendurchmesser von 3 – 5 mm maximale Aufprallkräfte zwischen 1 und 3,5 N gemessen werden (Dikau et al. 2019b). Bei dem Tropfenaufprall wird ein Teil der kinetischen Energie seitlich umgelenkt und in laterale Scherkräfte umgewandelt. Infiltriert das Regenwasser den Boden, baut sich ein Gradient zwischen der schon befeuchteten und der trockenen Bodenfront auf. Dadurch entsteht in den mit Luft gefüllten Poren ein Überdruck, der zu einer Luftsprengung führen kann, wobei Aggregate zerstört werden. Je höher die Kohäsion zwischen den Bodenteilchen ist, umso mehr Energie wird benötigt, um die Aggregate zu zerstören und Partikel von der Oberfläche abzulösen. Die Kohäsion wird dabei von dem Tongehalt und der Aktivität der Bodenorganismen, die die organische Substanz und die Durchwurzelung des Bodens bestimmen, maßgeblich beeinflusst (Krebs et al. 2017, S. 208–214). Bei der Luftsprengung können kleine Bodenpartikel bis zu 30 cm hoch geschleudert und größere Partikel geschiebeartig bewegt werden (Dikau et al. 2019b).

Oberflächenabfluss

Oberflächenabfluss tritt auf, wenn der Hang geneigt und die Infiltrationsfähigkeit des Bodens geringer als die Niederschlagsintensität ist. Die Infiltrationsrate wird durch die Fähigkeit des Bodens, Wasser zu leiten und durch den hydraulischen Gradienten beeinflusst. Je geringer beide Parameter sind, umso niedriger ist die Infiltrationsrate und damit steigt der Oberflächenabfluss an (Dikau et al. 2019b). Die erosive Wirkung der Regentropfen begünstigt eine Verschlämmung der Bodenoberfläche mit Partikeln. Werden dabei grobe Mittelporen und rasch drainierende Grobporen verstopft, kann eine Verschlammungshaut entstehen, die die Infiltrierbarkeit des Bodens weiter vermindert und den Oberflächenabfluss erhöht (Amelung et al. 2018, S. 670).

Sedimenttransport

Der Sedimenttransport ist von der Korngröße und dem Winkel, in dem die Partikel abgelöst wurden, abhängig (Dikau et al. 2019b). Größere Partikel lagern sich eher als kleine Partikel ab. Die Ablagerung erfolgt über den Oberflächenabfluss, wobei gröbere Partikel die erosive Wirkung des Abflusses erhöhen können, indem auf dem Transportweg weitere Partikel aus dem Bodengefüge mobilisiert werden. Das Sediment fließt in einer dünnen Schicht flächenhaft ab, wobei die Struktur der Bodenoberfläche zur Konzentration des abfließenden Wassers führen kann. In diesem Fall wird das Sediment anfänglich über flache Rillen transportiert. Diese können bei größerer erosiver Wirkung in tiefere Rinnen und schließlich in Gullys münden (siehe Tabelle 1), die sich über immer größere Flächen und Fließlängen erstrecken (Amelung et al. 2018, S. 670).

1.3.2 Winderosion

Als Winderosion wird der äolische Abtrag des Oberbodens bei Windgeschwindigkeiten ab $5 - 6 \text{ m s}^{-1}$ verstanden (Dikau et al. 2019a). Wind streicht über eine Oberfläche und erhöht so seine Geschwindigkeit mit zunehmender Entfernung. Die „aerodynamische Nullhöhe“ bezeichnet die Höhe, in der keine Luftbewegung gemessen werden kann. Diese Höhe wird von der Rauigkeit der Bodenoberfläche beeinflusst und kann auf Flächen mit Vegetationsbedeckung bis zu einigen Dezimetern betragen (Amelung et al. 2018, S. 673). Steigt die Geschwindigkeit über der Nullhöhe an, werden die Scherkräfte, die dort auftreten, größer, wodurch sich Teilchen entlang der Bodenoberfläche in Bewegung setzen können. Da

Teilchen auch in den Luftstrom ragen und ihn so verengen, kommt es durch den Bernoulli-Effekt zu einem Unterdruck an der Oberseite der Teilchen. Dies führt zu dem Auftreten von vertikalen Kräften, die neben den tangential gerichteten Scherkräften auf die Partikel der Bodenoberfläche einwirken (Amelung et al. 2018, S. 673). Die Winderosion tritt in Mitteleuropa besonders in Küstennähe auf, da dort sandige Böden angetroffen werden und hohe Windgeschwindigkeiten häufig sind (Amelung et al. 2018, S. 675). Anfällig sind außerdem Gebiete mit Lössvorkommen, die, wenn frei gelegen, von einsetzendem Wind leicht abgetragen werden können. In Deutschland ist in erster Linie das Bundesland Schleswig-Holstein betroffen (Dikau et al. 2019a). Aber auch die nördlichen Landesteile von Sachsen haben aufgrund der dort vorherrschenden feinsandreichen Böden auf gut 110.000 ha eine mittlere bis sehr hohe potentielle standortabhängige Gefährdung durch Winderosion nach DIN 1906 (LfULG). Fehlt eine schützende Vegetationsdecke und wird die Resistenz der Locker- und Festgesteine überwunden, können äolische Vorgänge zu einer Mobilisierung von Bodenmaterial führen. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, ist Winderosion jedoch weniger bedeutsam als die Wassererosion. So beträgt beispielsweise in den Vereinigten Staaten der Bodenabtrag durch Winderosion weniger als 1/ 10 der Menge, die durch Wasser erodiert wird (Amelung et al. 2018, S. 676).

1.4 Schäden durch Erosion

Die durch Erosion hervorgerufenen Schäden können sehr vielfältig sein und haben nach Amelung et al. (2018), Krebs et al. (2017, S. 214), Ledermann et al. (2010), Pimentel et al. (1987) und Pimentel und Burgess (2013) in der Landwirtschaft Auswirkungen auf die Ackerfläche (On-Site) und auf benachbarte Flächen (Off-Site).

Zu den On-Site Schäden zählen:

- Verkürzung des Bodenprofils durch Bodenabtrag im Hangbereich,
- Sedimentablagerung am Hangfuß,
- Beeinträchtigung der Bodenfunktion, z.B. der Filter-, Puffer- und Speicherfunktion für Nährstoffe und Niederschlagswasser,
- Verringerung der Bodenfruchtbarkeit durch Nährstoff- und Humusverlust,
- Erhöhter Bearbeitungsaufwand der Ackerflächen, z.B. durch auf dem Feld verlaufende Erosionsrinnen,
- Ernteeinbußen oder Ernteausfall als Folge von Verletzungen oder des Verlustes von Kulturpflanzen,

- Austrag von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln.

Benachbarte Flächen (Off-Site) können negativ beeinträchtigt werden durch:

- Sedimentakkumulation im Hangfußbereich,
- Verunreinigungen (Verschlammung) von Wegen, Straßen, Gräben, Kanalisation, bebauten Flächen,
- Ernteaussfall benachbarter Flächen durch Überschwemmung,
- Steigerung der lokalen Überschwemmungsgefahr durch oberflächlichen Wasserabfluss,
- Eutrophierung von Gewässern und benachbarten Ökosystemen durch die Verfrachtung von an den Boden gebundenen Schadstoffen und Mineraldüngern.

1.5 Erosionsschutz

Um Erosionserscheinungen vorzubeugen, gibt es aktive und passive Maßnahmen. Aktive Maßnahmen haben das Ziel, die Mobilisierung der Bodenpartikel durch eine Verbesserung der Bodenbedeckung, der Oberflächenrauigkeit sowie der Bodenstabilität zu erhöhen. Mögliche Maßnahmen hierfür sind:

- Angepasste Bodenbearbeitung,
- Landnutzungsänderung.

Angepasste Bodenbearbeitung

Die Bodenbearbeitung gliedert sich in mehrere Grundtypen: konventionelle Bodenbearbeitung, konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat. Bei der konventionellen Bodenbearbeitung wird das Feld gepflügt, d. h. der Boden wird in 20 – 30 cm Tiefe eingeschnitten und gewendet. Zu Beginn der Feldbestellung sind diese Flächen deshalb besonders erosionsgefährdet, da der Boden von keiner schützenden Pflanzendecke bedeckt ist.

Im Gegensatz zu der konventionellen Bodenbearbeitung verzichtet die konservierende Bearbeitungsform auf den Einsatz eines Pfluges. Stattdessen kommen nichtwendende Bodenbearbeitungsgeräte zum Einsatz, wie z. B. Grubber oder Scheibeneggen.

Ernterückstände wie Mulchmaterial verbleiben auf der Bodenoberfläche, das zu einer Erosionsminderung beiträgt.

Die Direktsaat verzichtet gänzlich auf eine Bodenbearbeitung. Zum Zeitpunkt der Saat kommen spezielle Sämaschinen zum Einsatz. Das Saatgut wird über Säschnitte in den Boden abgelegt und anschließend wieder mit Boden bedeckt. Direktsaat ist die vielversprechendste ackerbauliche Erosionsschutzmaßnahme, da das Bodengefüge nur minimal gestört wird und eine dauerhafte Bodenbedeckung vorhanden ist. Allerdings ist für die pfluglose Bodenbearbeitung der Einsatz von Herbiziden erforderlich, um problematische Unkräuter zu entfernen. Als systemrelevantes Herbizid hat sich dabei Glyphosat etabliert (Nordmeyer 2016). Über diesen Wirkstoff herrscht eine kritische Diskussion, in dem einerseits ein potenziell negativer Einfluss auf die Biodiversität in Agrarräumen als auch eine mögliche cancerogene Wirkung des Herbizids bei unsachgemäßer Anwendung aufgeführt werden (BfN 2018).

Eine weitere Form der Bodenbearbeitung ist die Streifeneinsaat (Strip Till-Verfahren). Dabei wird nur ein schmaler Bodenstreifen um das Sächar bearbeitet. Bei der Bearbeitung werden bis zu 50 % der Fläche streifenweise gelockert, der übrige Anteil verbleibt als unbearbeitete Streifen. Auf den unbearbeiteten Flächen schützt eine Mulchauflage vor Erosionserscheinungen und fördert die Wasserinfiltration in den Boden. Damit kann die Streifeneinsaat hinsichtlich des Erosionsschutzes ähnlich gute Werte wie unter Direktsaatbedingungen erzielen (Kornmann et al. 2006). Der Einsatz von Herbiziden erfolgt nicht oder nur in geringen Mengen. Damit ist die Streifeneinsaat als Kompromiss zwischen konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren und Direktsaat zu verstehen.

Landnutzungsänderung

Eine Änderung von Acker- in Grünlandflächen bewirkt einen großen erosionsmindernden Effekt. Die Flächen sind ganzjährig von einer Vegetationsdecke bedeckt, die die Mobilisierung von Bodenpartikeln erschwert. Außerdem bietet es Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten. Grünland wird bis zu 5 Jahre angelegt und danach wieder umgebrochen, um den Status als Ackerland nicht zu verlieren. Da die Haltung von Grünland ökonomisch für den Landwirt nachteilig ist, existieren Förderprogramme nach Art. 28 der Verordnung (EU) Nr. 1305/2013, die in Form der Richtlinie „Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUK/2015)“ festgelegt sind.

Wird Acker in Waldflächen umgewandelt, so hat dies einen sehr großen erosionsmindernden Effekt. Diese Flächen sind für den Landwirt auf kurze Sicht unrentabel, da sie lange keinen Ertrag liefern. Eine Ausnahme bilden Kurzumtriebsplantagen (KUP), auf denen schnellwachsende und ausschlagfähige Baumarten wie Weiden (*Salix spec.*) und Pappeln

(*Populus specc.*), ferner auch Robinien (*Robinia pseudoaccacia*) als Hybriden angebaut und bereits nach zwei bis fünf Jahren geerntet werden können (Löffler et al. 2016). In Feuerungsanlagen und Holzvergasungsanlagen ist das Holz energetisch verwertbar oder kann in Biokraftstoffe umgewandelt werden. Bei Umtriebszeiten ab ca. 10 Jahren ist auch eine stoffliche Verwertung in der Zellstoff-, Papier- und Holzwerkstoffindustrie möglich. Die Wuchsleistung einer KUP nimmt nach 20 – 30 Jahren ab, so dass diese Bestände wieder in konventionelles Ackerland umgewandelt werden können (Voß et al. 2010). KUP weisen positive ökologische Effekte auf. So lässt sich durch die dauerhafte Bedeckung und Durchwurzelung des Bodens ein stark erosionsmindernder Effekt erzielen (Löffler et al. 2016).

Passive Maßnahmen haben das Ziel, den Abtransport von mobilisierten Bodenpartikeln zu verhindern. Mögliche Maßnahmen sind:

- Begrünte Abflussbahnen
- Rückhaltemulden und Fanggräben
- Gewässerrandstreifen

Begrünte Abflussbahnen

Begrünte Abflussbahnen, auch als grassed waterways bekannt, sind Grünland oder Gehölzstreifen, die in Tiefenlinien von Ackerflächen angelegt werden, um Erosionserscheinungen zu reduzieren. Sich über begrünte Abflussbahnen bewegende Wasser- Sedimentmassen werden abgebremst und büßen somit einen Teil des Transportpotentials von Sediment ein. Außerdem hat das abgebremste Wasser mehr Zeit, in den Boden zu infiltrieren. Durch das Anlegen von grassed waterways können der Abfluss um 70 bis 90 % und die Sedimentverlagerung aus dem Einzugsgebiet um 80 bis 95 % verringert werden (Evrard et al. 2008; Fiener und Auerswald 2003, 2006). Die Maßnahme erzielt die effektivsten Erfolge, wenn sie mit Rückhaltesystemen im Auslaufbereich der Abflussbahnen gekoppelt wird (Voß et al. 2010).

Rückhaltemulden

Rückhaltemulden dienen der Abfluss- und Sedimentrückhaltung bei Starkregenniederschlagsereignissen, um Überschwemmungen zu vermeiden. Dabei handelt es sich um bautechnische Maßnahmen, die einer regelmäßigen Wartung bedürfen. Die Wartung sieht den Aushub des abgelagerten Bodenmaterials und dessen erneute Ausbringung auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen vor. Die Mulden sollten sich in die natürliche Geländeform einfügen und eine Verwallungsneigung von 1 : 8 aufweisen. In

Kombination mit einer begrünten Böschung lassen sich die Mulden mit vollkommen bewirtschaftbaren Wällen inmitten eines Ackers unter geringem Flächenverbrauch anlegen (Voß et al. 2010).

Fanggräben

Fanggräben werden quer zur Hangrichtung angelegt und führen eintreffendes Wasser einem Vorfluter oder einer Versickerung zu. Vor dem Fanggraben wird ein drei bis fünf Meter breiter Grünstreifen angelegt, der Bodensedimente zurückhält. Unterhalb des Grabens kann ein begrünter oder bepflanzter Wald die Effektivität des Fanggrabens bei Starkregen erhöhen (Voß et al. 2010). Wie bei den Rückhaltemulden sind auch hier regelmäßige Wartungen notwendig.

Gewässerrandstreifen

Gewässerrandstreifen sind nach dem sächsischen Wassergesetz in Verbindung mit §38 Abs. 2 S. 1 WHG landeinwärts an das Ufer mit einer Breite von mindestens 10 m zu errichten. Sie dienen als Pufferfläche zum angrenzenden Oberflächengewässer. Je breiter der Streifen ist, umso effektiver kann sich das mit dem Wasser mitgeführte Sediment dort ablagern.

1.6 Bodenerosionsmodelle

Seit den 1930er Jahren beschäftigen sich Forscher mit Erosionsprozessen und diskutierten erste Konzepte für eine Modellierung (Zhang et al. 1996). Die Anfänge der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit den anthropogen verursachten Bodenerosionsprozessen wurden in den USA gemacht. Ausschlaggebend für die wissenschaftliche Auseinandersetzung mit den Bodenerosionsprozessen war der aufgrund der „Dust Bowl“-Periode auftretende hohe Bodenverlust auf den Landwirtschaftsflächen (Dikau et al. 2019b). Es erforderte ein grundlegendes Verständnis der bodenerosiven Prozessgruppe und daraus abgeleiteten Bodenschutzmaßnahmen. Neben Laborexperimenten kam es zu Feldversuchen, in denen auf Messparzellen der Bodenabtrag erfasst wurde.

Bodenerosionsmodelle beschreiben mathematisch die Loslösung, den Transport und das Absetzen von Bodenpartikeln auf der Landoberfläche. Sie basieren auf dem Verständnis der

physikalischen Gesetze und Prozesse, die für die Generierung von Oberflächenabfluss, der Absetzkapazität und Sedimentation von Partikeln auf der Landschaft verantwortlich sind. Sie beschreiben damit einen Ausdruck der mathematischen Beziehungen zwischen Bodenerosionsfaktoren und Bodenerosionsprozessen (Kumar 2019, S. 359–361). Ein erstes Erosionsvorhersagemodell wurde in den frühen 1960er Jahren veröffentlicht. Dabei handelt es sich um die *Universal Soil Loss Equation* (USLE) bzw. die Universale Bodenabtragsgleichung (ABAG) von Wischmeier und Smith (1978):

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

<i>A</i>	langjähriger, mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t ha ⁻¹ a ⁻¹]
<i>R</i>	Erosivitätsfaktor [N h ⁻¹ a ⁻¹]
<i>K</i>	Bodenerodierbarkeitsfaktor [(t ha ⁻¹) / (N h ⁻¹)]
<i>L</i>	Hanglängenfaktor [-]
<i>S</i>	Hangneigungsfaktor [-]
<i>C</i>	Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktor [-]
<i>P</i>	Erosionsschutzfaktor [-]

Die USLE hat eine einfache faktorielle Struktur und ist daher gut geeignet, um die Wirksamkeit von Maßnahmen zu evaluieren. Sie dient als Grundlage für viele weitere Modelle. So bauen bspw. MUSLE, RUSLE oder auch das prozessorientierte WEPP-Modell (siehe Tabelle 2) darauf auf.

Mittlerweile gibt es eine große Anzahl an Erosionsmodellen. Diese können grundsätzlich in empirische, konzeptuelle und physikalisch-basierte Modelle eingeordnet werden.

Eine Auswahl an Modellvertretern wird in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 2: Übersicht vorhandener Erosionsmodelle, abgewandelt nach (Jetten et al. 1999).

Modell	Vertreter	Kurzbeschreibung	Referenz
Empirisch/ Regression	IHACRES- WQ*	Simulationsmodell Niederschlag- Oberflächenabfluss in Einzugsgebiets- Skala	Jakeman et al. (1990)
	MUSLE	Modifizierte Universale Bodenabtragsgleichung	Williams (1975)
	RUSLE	Überarbeitete Universale Bodenabtragsgleichung	Renard et al. (1997)
	SEDNET*	Modell der Sedimentbudgets von Flüssen zur Vorhersage der räumlichen Muster des Transports und der Ablagerung von Schweb- und Geschiebeteilchen	Prosser et al. (2001)

Modell	Vertreter	Kurzbeschreibung	Referenz
Empirisch/ Regression	USLE	Universale Bodenabtragungsgleichung	Wischmeier und Smith (1978)
	AGNPS	Verschmutzungsmodell ohne Punktquellen zur Bewertung landwirtschaftlicher Wassereinzugsgebiete	Young et al. (1989)
	EMSS	Modell für Wasserqualitätsmanagement in Einzugsgebieten und Wasserläufen	Vertessey et al. (2001)
Konzeptuell	HSPF	Hydrologisches Simulationsprogramm Fortran	Johanson et al. (1980)
	IQQM	Simulationsmodell für Wasserquantität und -qualität	Simons et al. (1996)
	LASCAM	Modell des Sedimenttransports basierend auf einer modifizierten USLE	Viney und Sivapalan (1999)
	MMF	Vorhersage des jährlichen Bodenverlustes von feldgroßen Gebieten auf Hängen	Morgan et al. (1984)
	SWAT	Großflächige hydrologische Modellierung und Bewertung	Arnold et al. (1998)
	SWRRB	Modell zur Vorhersage der Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsarten auf den Wasser- und Sedimenttertrag	USEPA (1994)
	ANSWERS	Simulation der Reaktion der Wassereinzugsgebietsumgebung ohne Punktquellen	Beasley et al. (1980)
	CREAMS	Chemikalien, Abfluss und Erosion von Landwirtschaftssystemen	Knisel (1980)
	EROSION 2D	2D Erosionsmodell	Schmidt (1991)
	EROSION 3D	3D Erosionsmodell	Werner (1995)
Physikalisch- basiert	EUROSEM	Europäisches Bodenerosionsmodell	Morgan et al. (1998)
	GUEST	Bodenerosionsmodell zur Bestimmung eines Bodenerodierbarkeitsparameters	Yu et al. (1997)
	LISEM	Flächendifferenziertes Bodenerosionsmodell	Takken et al. (1999)
	MIKE-11	Wirtschafts- und Umweltmodellierung zur Kontrolle der Umweltverschmutzung in einem Ästuar	Hanley et al. (1998)
	PERFECT	Modell zur Analyse der Risiken der Bodenerosion auf die langfristige Pflanzenproduktion	Littleboy et al. (1992)
	TOPOG	Modell der Sättigungszonen im Einzugsgebiet und deren Beziehung zu Boden und topographischen Eigenschaften	O'Loughlin (1981)
	WEPP	Wassererosion Vorhersageprojekt	Lafren et al. (1991)

*eine Kombination aus empirischem und konzeptuellem Modell

Die drei Modellgruppen lassen sich folglich charakterisieren:

Empirische Modelle

Empirische Modelle basieren auf Beobachtungen und Annahmen und sind nicht auf Computer-Rechenleistung oder viele Eingabeparameter ausgelegt. Viele empirische Modelle basieren auf der Analyse von Einzugsgebietsdaten, die mit stochastischen Techniken gewonnen werden (Merritt et al. 2003). Sie haben den entscheidenden Vorteil, dass nur wenige Eingabedaten benötigt werden. Damit sind empirische Modelle für die Schaffung einer Übersicht nützlich. Empirische Modelle sind einfach zu handhaben und werden deshalb sehr häufig verwendet (z.B. USLE). Als problematisch gestaltet sich jedoch die Übertragungsmöglichkeit dieser Modelle auf andere geografische Gebiete der Erde, da die durch Beobachtung und Annahmen entstandenen Parameter aus einem lokalen Datenkollektiv zusammengetragen wurden (Schmidt 1996). Auch sind der Einbezug anderer Bewirtschaftungsformen und Kulturen, die bei der Kalibrierung nicht berücksichtigt wurden, sowie komplexe topografische und hydrologische Verhältnisse problematisch (Krebs et al. 2017, S. 217).

Konzeptuelle Modelle

Konzeptuelle Modelle werden auch als semiempirische Modelle bezeichnet und basieren auf räumlich gebündelten Formen von Wasser- und Sedimentkontinuitätsgleichungen (Kumar 2019, S. 360). Sie beziehen in der Regel die zugrundeliegenden Transfermechanismen der Sediment- und Abflusserzeugung in ihre Struktur ein und stellen Fließwege im Einzugsgebiet als eine Reihe von Speichern dar, die jeweils eine gewisse Charakterisierung ihres dynamischen Verhaltens erfordern. Konzeptuelle Modelle spielen eine Zwischenrolle zwischen empirischen und physikalisch- basierten Modellen, da sie tendenziell aggregiert sind aber dennoch die Hypothesen über die Prozesse widerspiegeln, die das Systemverhalten bestimmen (Merritt et al. 2003). Dies ist der Hauptunterscheidungsgrund zwischen konzeptuellen und empirischen Modellen. Konzeptuelle Modelle werden üblicherweise verwendet, um Landnutzungsänderungen und Managementpraktiken in Bezug auf die Leistung von Wassereinzugsgebieten mit ähnlichen räumlich und zeitlich verteilten Eingangsdaten zu simulieren (Kumar 2019, S. 360).

Physikalisch basierte Modelle

Physikalisch basierte Modelle beruhen auf der Einbindung physikalischer Gleichungen, die das Abflussverhalten, den Sedimenttransport und die Nährstoffverteilung in dem Einzugsgebiet beschreiben. Dazu gehört der Einbezug fundamentaler Prozesse der Hydrologie, der Vegetation, des Pflanzenwachstums, der Bodenerosion und der Sedimentation (Kumar 2019, S. 361; Schmidt 1996). Diese Modelle sollen über die Quantifizierung des flächenbezogenen Bodenverlustes hinaus eine Abschätzung der durch den Eintrag von Feststoffen und Schadstoffen bedingten Gewässerbelastung ermöglichen (Schmidt 1996). Die für das Modell benötigten Parameter können gemessen werden, jedoch ist oftmals aufgrund vorhandener Heterogenität in dem Einzugsgebiet eine Kalibrierung gegenüber den gemessenen Daten nötig. Außerdem werden vergleichsweise viele Daten benötigt, um ein physikalisches Modell nutzen zu können (Merritt et al. 2003). Physikalisch basierte Modelle werden von Forschern, Planern und Naturschützern zur Schätzung und Validierung von Bodenerosion, Bodennährstoffen und Sedimentausbeute auf verschiedenen Zeitskalen verwendet. Dabei können sowohl Einzelereignissimulationen bis hin zu Langzeitsimulationen mit einjährigen bis hundertjährigen Niederschlagsereignissen durchgeführt werden. (Kumar 2019, S. 361).

Da sich empirische und konzeptuelle Modelle relativ ähnlich sind, können einige Modelle auch methodenübergreifend eingeordnet werden, wie es in Tabelle 2 zu sehen ist.

EROSION 3D

Bei dem in dieser Arbeit angewendeten Modell handelt es sich um das physikalisch-basierte Erosionsmodell EROSION 3D (E3D). Der Anwendungsbereich liegt bei der Simulation von Erosion, Deposition und Sedimenteintrag in Fließgewässern. E3D ist ein rasterbasiertes und mit GIS verknüpftes Modell (Schindewolf und Schmidt 2012). Es ist gut dokumentiert, wurde bereits in vielen Einzugsgebieten angewendet (Jetten et al. 1999; Lenz et al. 2018; Némětová et al. 2020; Schmidt 1996; Schmidt et al. 1999) und besitzt eine umfangreiche Datengrundlage für die Parametrisierung des Modells, die im Rahmen des Bodenerosionsprogrammes Sachsen in einem Parameterkatalog Sachsen (Michael et al. 1996) zusammengefasst ist. Für die Modellparameter wurden hauptsächlich Geodaten und Regenfallsimulationen auf dem Feld angewendet. Die Prozessstruktur ist in nachfolgender Abbildung nach Schindewolf und Schmidt (2012) dargestellt.

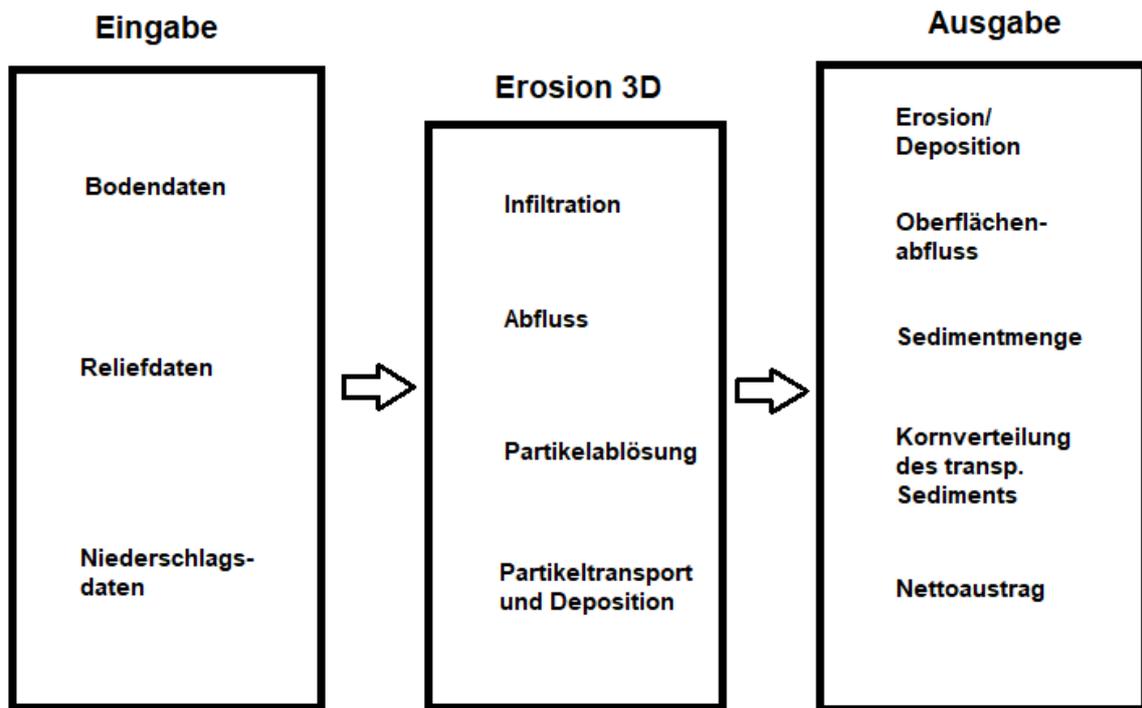


Abbildung 1: Prozessablauf mit E3D, nach Schindewolf und Schmidt (2012).

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im östlichen Teil des Freistaates Sachsen in Deutschland. Es liegt im rechtselbischen Teil der sächsischen Schweiz zwischen den Flüssen Kirnitzsch im Süden und Sebnitz im Norden und wird westlich von dem Stadtteil Altendorf und östlich von dem Stadtteil Mittelndorf begrenzt, welche zu der Großen Kreisstadt Sebnitz im Landkreis Sächsische Schweiz-Osterzgebirge im Freistaat Sachsen gehören. Die Sächsische Schweiz ist ein deutscher Nationalpark, der sich auf einer Fläche von 93,5 km² über die rechtselbischen Kerngebiete des Elbsandsteingebirges erstreckt. Gemeinsam mit dem umliegenden Landschaftsschutzgebiet bildet der Nationalpark die Nationalparkregion Sächsische Schweiz, die sich als Nationalpark Böhmisches Schweiz im benachbarten Tschechien fortsetzt und eine Fläche von insgesamt 700 km² ausmacht.

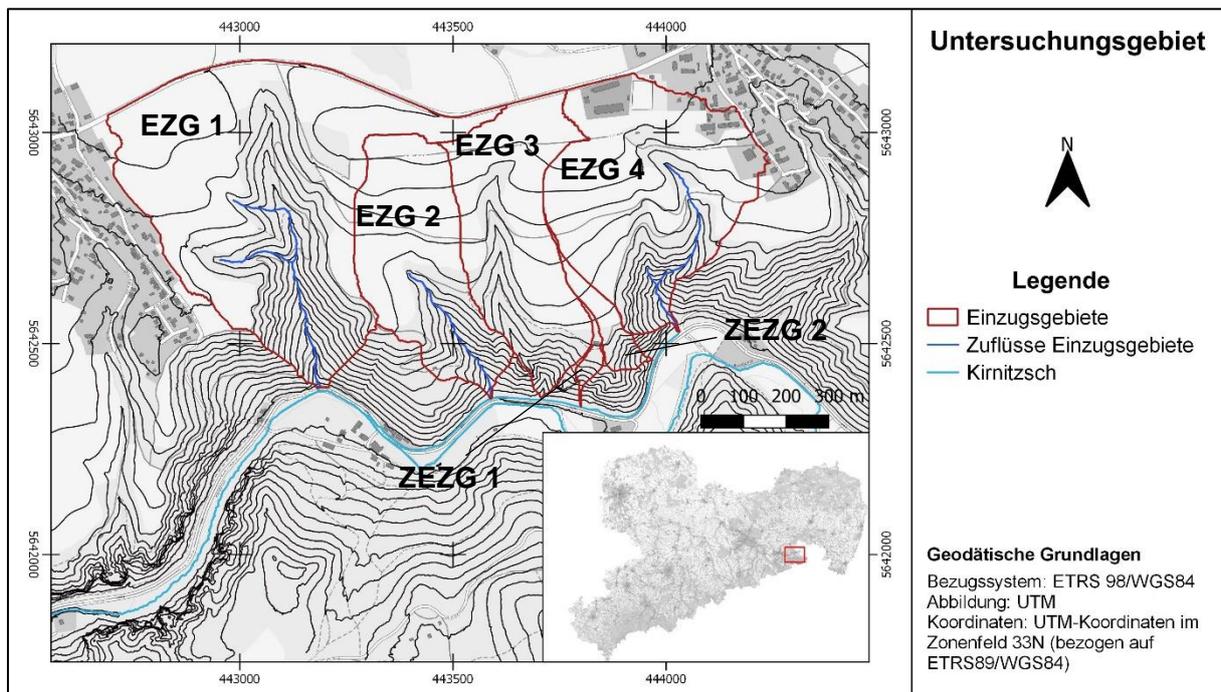


Abbildung 2: Lage und Topografie des Untersuchungsgebietes. EZG – Einzugsgebiet; ZEZG – Zwischeneinzugsgebiet.

2.2 Geologie

Die heutige Geologie der Sächsischen Schweiz ist das Ergebnis einer oberkarbonischen strike-slip-Bewegung, bei der Lausitzer Antiklinorium und Erzgebirgsantiklinorium in SO-NW-Richtung gegeneinander bewegt wurden (Pälchen und Walter 2008, S. 8). Sie wird im SO-Abschnitt durch die Verbreitung der kretazischen Sedimente und nordwestlich davon durch das Meißner Massiv abgebildet. Ältteste vorkommende Baueinheiten sind neoproterozoische Grauwacken sowie cadomische Granodiorite.

Die Sächsische Schweiz liegt im Bereich der Elbezone (Elbe-Lineament) und damit im Bereich einer geologischen Störungszone zwischen dem Lausitzer Granitmassiv im Nordosten und den kristallinen Gesteinen (Gneis) des Erzgebirges im Südwesten (Syrbe et al. 2014). Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Nähe der Störzone (siehe Abbildung 3). Diese ist mehrere Kilometer breit und verläuft in hercynischer Richtung von Südost nach Nordwest und ist seit dem Kambrium tektonisch aktiv. Es wird von dem vorherrschenden Quadersandstein der jüngeren Kreidezeit bestimmt.

Die geologische Entstehung des Elbsandsteingebirges begann in der Kreidezeit vor ca. 180 Millionen Jahren mit dem Vorstoß des Kreedemeeres (Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz 2020). Eine Sedimentation begann mit den Niederschönaer Schichten mit fluviatilen Grundsottern und Konglomeraten, die in unregelmäßig fließenden Gewässern abgelagert wurden. Über den Niederschönaer Schichten liegen die marinen Bildungen des Kreedemeeres, die eine Mächtigkeit von bis zu 600 m erreichen (Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz 2020). Im oberen Cenoman (vor ca. 90 Millionen Jahren) drang dieses in die sich senkende Elbtalzone vor. Durch die Ablagerung von Verwitterungsprodukten wie sandigen oder auch sandig-tonigen Sedimenten der umliegenden Festlandsgebiete in das Binnenmeer bildete sich durch hohen Druck eine kompakte und mächtige Sandsteinplatte, die nach dem Abfließen des Meeres vor ca. 7 Millionen Jahren starken tektonischen Beanspruchungen ausgesetzt wurde. Das Lausitzer Granodioritmassiv schob sich entlang der Lausitzer Störung auf das Kreideschichtpaket auf (Syrbe et al. 2014). Im Zuge der tertiären Heraushebung der Erzgebirgsscholle wurden die Sandsteinschichten leicht nach NO geneigt und ältere Ablagerungen kamen im SW wieder an die Oberfläche. Während der Elstereiszeit erreichte das Inlandeis bei Bad Schandau das Elbsandsteingebirge. Die Ablagerungen des Eises inklusive der Lößeinwehung haben im Bereich der so genannten Ebenheiten – weitgehend ebene Plateaus der Sandsteinerhebungen – das stark gegliederte präglaziale Relief verschüttet und nivelliert (Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz 2020).



Abbildung 3: Geologie des Untersuchungsgebietes. Kartengrundlage: Geologische Karte des Staatsbetriebes Geobasisinformation und Vermessung Sachsen.

2.3 Klima

Sachsen befindet sich in der gemäßigten Klimazone Mitteleuropas in einer Übergangszone zwischen maritimem westeuropäischen und kontinentalem osteuropäischen Klima, wobei der maritime Einfluss dominiert (Bernhofer et al. 2009, S. 1). Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt in Höhenlagen von 200 bis 400 m über NN 7 bis 8 °C. Die Sächsische Schweiz weist trotz maximaler Höhen von bis zu 562 m eine sehr betonte Reliefgliederung auf. Felsmassive, enge Schluchten, Täler, Tafelberge und Ebenen liegen dicht beieinander und sorgen so für starke geländeklimatische Effekte. Die Niederschlagsverteilung ist durch die Lage der Gebirge zur Hauptwindrichtung West-Südwest geprägt, die den Grad topographiebedingter Staueffekte und damit verstärkter Wolken- und Niederschlagsbildung auf den Luvseiten der Berge bestimmt (Bernhofer et al. 2009, S. 1). Damit fällt auf der linkselbischen Seite, im Lee des Osterzgebirges, deutlich weniger Niederschlag als auf der rechtselbischen Seite.

Die Niederschlagswerte in Mittelsachsen schwanken zwischen 600 – 1000 mm im Jahr, wobei die Region im nördlichen Elbtal am trockensten und der Kamm des Erzgebirges am feuchtesten ist (Bernhofer et al. 2009, S. 1). Die dem Untersuchungsgebiet nächstgelegene

Wetterstation Lichtenhain-Mittelndorf misst einen durchschnittlichen jährlichen Gesamtniederschlag von 771 mm a^{-1} .

2.4 Landnutzung

Das Untersuchungsgebiet lässt sich primär in landwirtschaftlich genutzte Flächen, Wiesenvegetation und Forst unterteilen. Die Verteilung der Anteile ist Abbildung 4 zu entnehmen. Im Norden wird das Gebiet durch die Sebnitzer bzw. Schandauer Straße abgegrenzt. Im Süden bildet die Kirnitzschalstraße die Begrenzung.

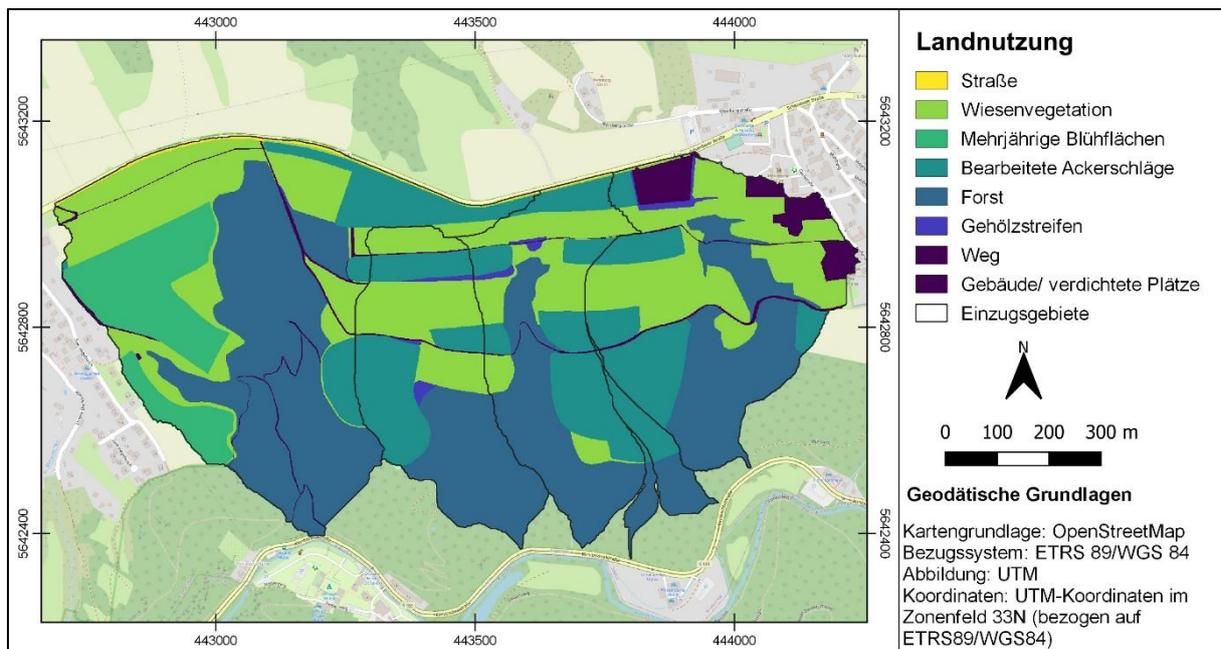


Abbildung 4: Landnutzung im Untersuchungsgebiet.

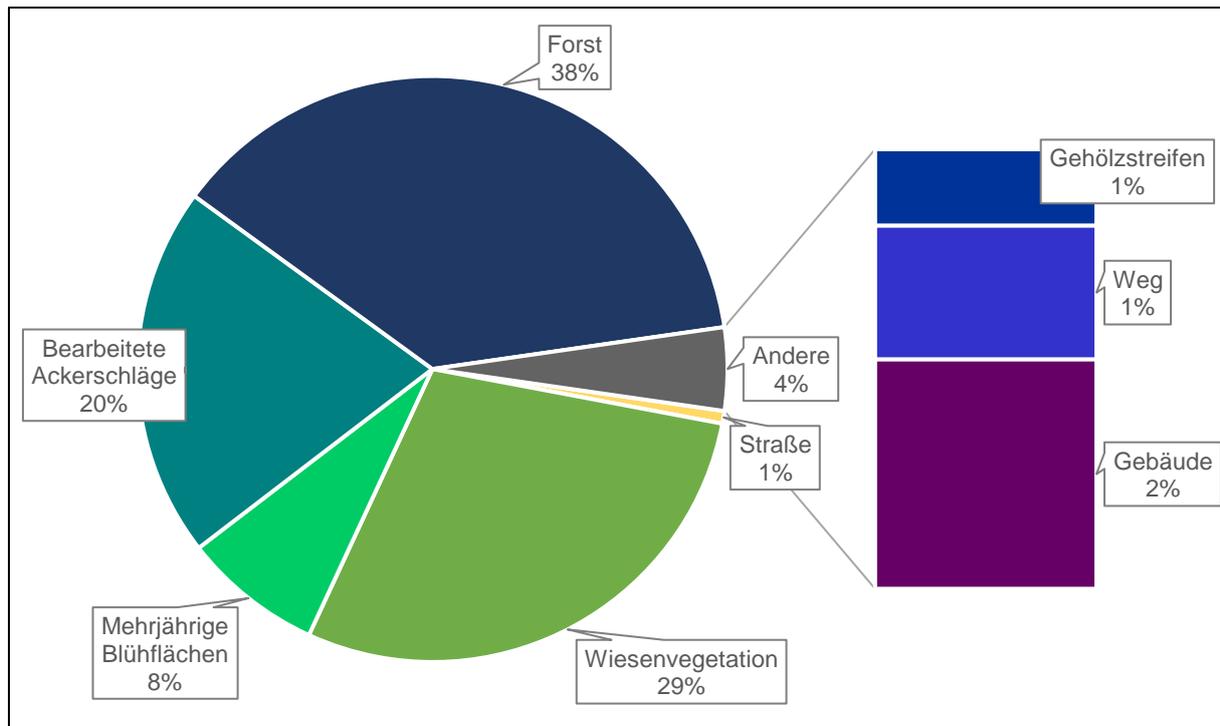


Abbildung 5: Verteilung der Landnutzung.

Der Forst setzt sich aus einem Mischwald zusammen, bestehend aus den Kieferngewächsen Fichte (*Picea*) und Kiefer (*Pinus*) sowie Buchen (*Fagus*) und Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*). Der landwirtschaftliche Anbau von Nutzpflanzen (bearbeitete Ackerschläge) erfolgt durch eine konservierende Bodenbearbeitung mittels Grubber. Auf diesen Arealen wurden im Modellierungszeitraum Juni und Juli 2019 flächendeckend Bienenweiden bestellt. Dabei handelt es sich um einjährige Blühflächen, bestehend aus Saatgutmischungen. Neben den landwirtschaftlich bearbeiteten Flächen prägen zu einem großen Teil Wiesenflächen das Untersuchungsgebiet. Diese sind hier der Übersicht halber zusammengefasst, bestehen aber aus landwirtschaftlich genutzten mehrjährigen Ackergrasflächen und Dauerwiesen.

2.5 Relief

Die aus dem digitalen Geländemodell errechnete Neigungskarte des Untersuchungsgebietes ist in Abbildung 6 mit einer Schlagkarte (Abbildung 15) kombiniert und zeigt die plateauartigen Ebenen, die u. A. für die Landwirtschaft genutzt werden. Zwischen den ebenen Erhebungen ist das Untersuchungsgebiet von tiefen, steilhanggeprägten Einmündungen geprägt, die die Plateaus separieren. Die Neigung widerspiegelt die Gebietscharakteristik sehr gut. Die Ebenen sind mit 0 – 20° verhältnismäßig wenig geneigt. Daher lässt sich auf diesen Flächen Landwirtschaft betreiben. Abseits der Flächen erstrecken sich Steilhänge talabwärts. Hier sind

2 Untersuchungsgebiet

Neigungen zwischen 30 – 50° keine Seltenheit. Es treten vor allem in südlicher Richtung der Gebietsauslässe steilere Neigungen auf, mit Höchstwerten bis zu 78°. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich auf einer maximalen Höhe von 310 m ü. NN bis zu einer minimalen Höhe von 139 m ü. NN.

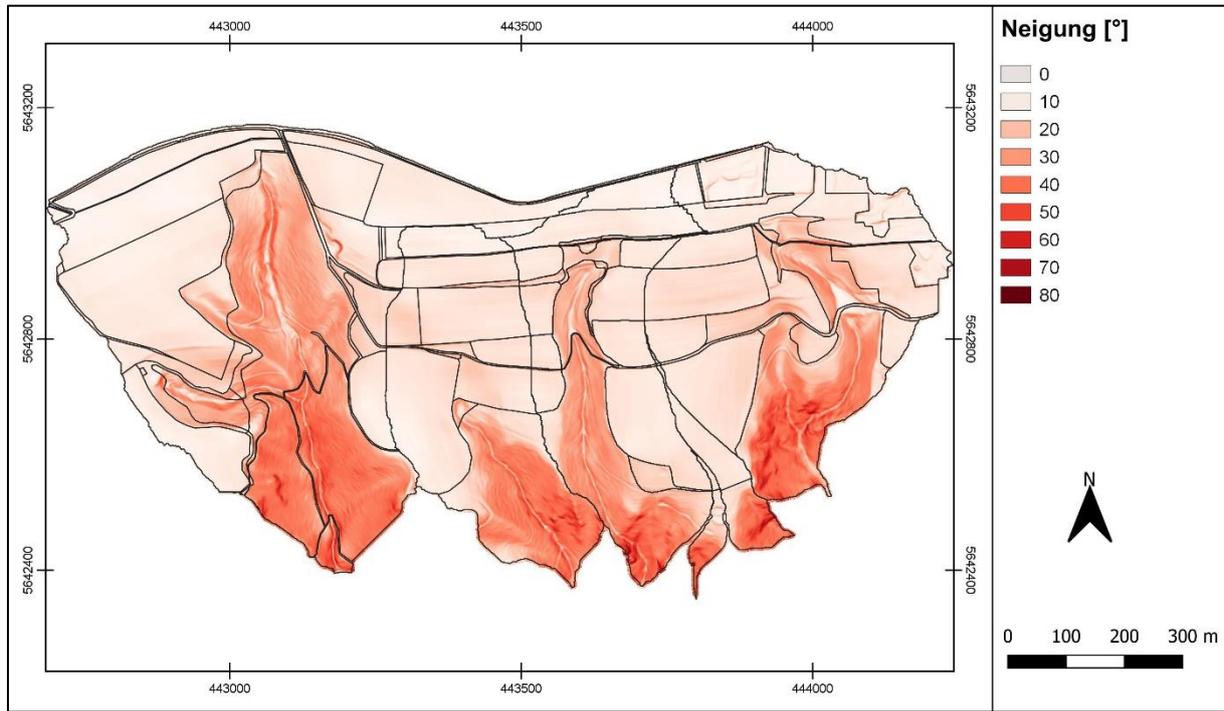


Abbildung 6: Darstellung der auftretenden Neigung.

3 Methoden

3.1 Erosion 3D

Das in dieser Arbeit verwendete Modell EROSION 3D (E3D) wird nachfolgend genauer vorgestellt.

3.1.1 Modellgrundlagen

Bei E3D handelt es sich um ein prozessbasiertes, auf dem Feld erprobtes Computermodell, das die durch Niederschlag hervorgerufene Bodenerosion und -deposition in einem Einzugsgebiet kalkuliert (Schindewolf und Schmidt 2012; Schmidt et al. 1999). Das Modell fußt auf der Annahme, dass der erosive Einfluss von Überlandfluss und Tropfen proportional zu den Impulsströmen ist, die von der Strömung bzw. den fallenden Tropfen ausgelöst werden. Der Erosionswiderstand des Bodens wird als Form des kritischen Momentflusses ausgedrückt. Dabei werden folgende Erosionsprozesse berücksichtigt:

- Abflussbildung,
- Bodenpartikellösung durch Regentropfenaufschlag und -abfluss,
- Transport der gelösten Partikel durch den Abfluss,
- Leitung von Abfluss und Sediment durch das Einzugsgebiet sowie
- Sedimentdeposition.

Für die Kalkulation des Abflusses verwendet E3D die modifizierte Infiltrationsgleichung von Green und Ampt (1911). Das Infiltrationsmodell wird mit empirischen Anpassungen durch die Einbindung von Bodenbearbeitungsmaßnahmen, Bodentextur und Zeit nach der Bodenbearbeitung verbessert (Schmidt et al. 1999). Die Anwendung benötigt rasterbasierte Informationen der Relief-, Boden- und Regenfallsituation. Auf diese benötigten Informationen wird im folgenden Methodenabschnitt genauer eingegangen.

3.1.2 Modellalgorithmen

EROSION 3D lässt sich nach Schmidt (1996) in einen Modellansatz für die Loslösung von Partikeln und in einen Modellansatz für den Transport von Partikeln einteilen.

Modellansatz für die Loslösung von Partikeln:

Ein erosiver Prozess tritt ein, wenn die an der Oberfläche des Bodens angreifenden Flüssigkeitskräfte den Erosionswiderstand des Bodens überwinden. Der Erosionswiderstand beschreibt hauptsächlich die Kohäsion der Bodenpartikel untereinander sowie die Schwerkraft, die die Bodenpartikel in ihrer Lage festhalten. Flüssigkeitskräfte kommen aus der Überströmung der Bodenoberfläche und dem Aufprall der Tropfen zu Stande und sind vor allem von der Geschwindigkeit und der Dicke der abfließenden Wasserschicht sowie von der Geschwindigkeit und der Größe der aufprallenden Tropfen abhängig.

Der in der oberflächenparallelen Strömung enthaltene Impulsstrom beschreibt eine erodierende Wirkung und kann definiert werden als:

$$\varphi_q = \frac{W_q * v_q}{\Delta x} \quad (2)$$

φ_q	Impulsstrom [N m^{-2}]
W_q	Massenstrom der oberflächenparallelen Strömung je Breiteneinheit der überströmten Fläche [$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$]
Δx	Länge des betrachteten Hangsegments [m]
v_q	Abflussgeschwindigkeit [m s^{-1}]

Der Massenstrom W_q ergibt sich aus:

$$W_q = q * \delta_q \quad (3)$$

q	Abflussvolumenstrom [$\text{m}^3 \text{m}^{-1} \text{s}^{-1}$]
δ_q	Flüssigkeitsdichte [kg m^{-3}]

Der Abflussvolumenstrom q lässt sich aus einer Bilanzgleichung ermitteln:

$$q = (r_\alpha - i) * \Delta x + q_{in} \quad (4)$$

r_α	Niederschlagsintensität [m s^{-1}]
i	Infiltrationsrate [m s^{-1}]
Δx	Länge des betrachteten Hangsegments [m]
q_{in}	Zufluss aus einem sich oberhalb befindlichen Hangsegment [$\text{m}^3 \text{m}^{-1} \text{s}^{-1}$]

Unter der Voraussetzung, dass die Abflussgeschwindigkeit v_q für ein hinreichend kleines Zeitintervall als gleichförmig angesehen wird, kann die mittlere Geschwindigkeit des Abflusses nach der MANNING-Gleichung abgeschätzt werden:

$$v_q = \frac{1}{n} * \left(\frac{q * n}{s^{\frac{1}{2}}} \right)^{\frac{3}{5}} * s^{1/2} \quad (5)$$

n	Rauigkeitsbeiwert nach MANNING-STRICKLER [$\text{s m}^{-1/3}$]
s	Gefälle [m m^{-1}]

Die Abflussgeschwindigkeit wird stets von einer geschlossenen, schichtförmigen Überströmung der Hangoberfläche ausgehend berechnet, da die Fließwege des Wassers aufgrund der heterogenen und sich zeitlich ändernden Bedingungen an der Bodenoberfläche im Einzelnen nicht definierbar und damit der modellmäßigen Beschreibung und Erfassung nicht zugänglich sind.

Die in Gefällerrichtung wirkende Komponente des in den Tropfen enthaltenen Impulsstromes ist für die unmittelbare Erosionswirkung der Tropfen (Splash-Effekt) maßgebend:

$$\varphi_{r,\alpha} = w_r * v_r * \sin \alpha \quad (6)$$

$\varphi_{r,\alpha}$	Sinkgeschwindigkeit der Partikel [m s^{-1}]
w_r	Massenstrom des Niederschlages je Flächeneinheit [$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
v_r	mittlere Fallgeschwindigkeit der Tropfen [m s^{-1}]

Unter Einbezug der Niederschlagsintensität und der Flüssigkeitsdichte des Niederschlages sowie eines Bedeckungsgrades, der den Einfluss einer die Erosionswirkung herabsetzenden Bodenbedeckung darstellt, lässt sich folgende Gleichung aufstellen:

$$\varphi_{r,\alpha} = r_{\alpha} * \delta_q * v_r * \sin \alpha * (1 - C_L) \quad (7)$$

r_{α}	Niederschlagsintensität [m s ⁻¹]
δ_q	Flüssigkeitsdichte [kg m ⁻³]
C_L	Bedeckungsgrad [-]

Der Widerstand, den die Bodenmatrix den von außen an den Partikeln angreifenden Flüssigkeitskräften entgegensetzt, wird als Mindestabfluss q_{crit} bezeichnet. Diesen in die Gleichung des Impulsstromes eingesetzt, erhält man den kritischen Impulsstrom:

$$\varphi_{crit} = \frac{q_{crit} * \delta_q * v_q}{\Delta x} \quad (8)$$

φ_{crit}	Kritischer Impulsstrom [N m ⁻²]
δ_q	Flüssigkeitsdichte [kg m ⁻³]
v_q	Abflussgeschwindigkeit [m s ⁻¹]
q_{crit}	Kritischer Mindestabfluss [m ³ m ⁻¹ s ⁻¹]

Die Modellansätze zur Beschreibung der Erosionswirkung der Tropfen und des flächenhaften oberflächlichen Abflusses sowie der Ansatz zur Erfassung des Erosionswiderstandes können zu einem Koeffizienten verknüpft werden, der die Fähigkeit einer gegebenen Strömung kennzeichnet, Partikel von der Oberfläche des betrachteten Bodens abzulösen:

$$E = \frac{\varphi_q + \varphi_{r,\alpha}}{\varphi_{crit}} \quad (9)$$

Der Koeffizient ist dimensionslos. Wenn $E > 1$ ist, weist dies auf stattfindende Erosion hin, da die Erosionswirkung der oberflächenparallelen Strömung und der Tropfen den Erosionswiderstand des Bodens übersteigt. Wenn $E \leq 1$ gilt, kennzeichnet dies den erosionsfreien Strömungszustand.

Die Korrelation der in Laborversuchen ermittelten Feststoffmassenströmen mit der Erosionskennzahl E führt zu einer linearen Beziehung, mit der sich quantitative Beschreibungen der zuvor aufgeführten Zusammenhänge treffen lassen:

$$q_{s,pot} = (1,75 * E - 1,75) * 10^{-4} \quad (10)$$

$q_{s,pot}$ Feststoffmassenstrom [$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$]

Modellansatz für den Transport der Partikel

In Flüssigkeiten suspendierte Partikel setzen sich abhängig von ihrer Korngröße unterschiedlich schnell ab. Aufwärtsgerichtete (turbulente) Strömungen können die Sinkbewegungen verlangsamen oder aufhalten. Mit der STOKES'schen Gleichung wird die Geschwindigkeit, mit der ein Partikel in einer Flüssigkeit zu Boden sinkt, beschrieben:

$$v_p = \frac{D^2 * (\delta_p * \delta_q) * g}{18 * \eta} \quad (11)$$

v_p	Sinkgeschwindigkeit [m s^{-1}]
D	Partikeldurchmesser [m]
δ_p	Partikeldichte [kg m^{-3}]
δ_q	Flüssigkeitsdichte [kg m^{-3}]
g	Erdbeschleunigung [m s^{-2}]
η	dynamische Viskosität der Flüssigkeit [$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$]

Wird der Massenstrom der absinkenden Partikel mit der Sinkgeschwindigkeit multipliziert, erhält man den kritischen Impulsstrom der Partikel:

$$\varphi_{p,crit} = c * \delta_p * v_p \quad (12)$$

$\varphi_{p,crit}$	kritischer Impulsstrom der Partikel [N m^{-2}]
c	Konzentration der suspendierten Partikel [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
δ_p	Partikeldichte [kg m^{-3}]
v_p	Sinkgeschwindigkeit der Partikel [m s^{-1}]

Wird der kritische Impulsstrom unterschritten, können die Partikel nicht in Suspension gehalten werden.

Eine vertikale Impulskomponente des Abflusses wirkt dem kritischen Impulsstrom entgegen.

$$\varphi_{q,vert} = \frac{1}{\kappa} (\varphi_q + \varphi_{r,\alpha}) \quad (13)$$

$\varphi_{q,vert}$	vertikaler Impulsstrom [N m ⁻²]
κ	Depositionskoeffizient [-]
φ_q	Impulsstrom [N m ⁻²]
$\varphi_{r,\alpha}$	Sinkgeschwindigkeit der Partikel [m s ⁻¹]

Von dem vertikalen Impulsstrom wird angenommen, dass er ein Teil des gesamten Impulsstroms ist, der in der oberflächenparallelen Strömung und in den fallenden Tropfen enthalten ist. Ist die Transportkapazität erreicht, ist die vertikale Impulsstromkomponente des Abflusses gleich dem kritischen Impulsstrom der in Suspension gehaltenen Partikel. Die maximale Partikelkonzentration bei Erreichen der Transportkapazität ergibt sich aus:

$$c_{max} = \frac{1}{\kappa} * \frac{\varphi_q + \varphi_{r,\alpha}}{\delta_p * v_p^2} \quad (14)$$

Daraus ergibt sich die Transportkapazität:

$$q_{s,max} = c_{max} * \delta_p * q \quad (15)$$

3.2 Modellparameter

In den nachfolgenden Abschnitten werden auf die für E3D benötigten Parameter digitales Geländemodell, Landnutzung und Meteorologie eingegangen.

3.2.1 Digitales Geländemodell

Die für die in das Modell benötigten Höhenparameter werden über ein digitales Geländemodell (DGM) eingespeist. Bei einem DGM handelt es sich um ein Raster, bestehend aus x-, y- und z-Koordinaten, die die Länge, Breite und Höhe bezogen auf ein geodätisches Referenzsystem ETRS89_UTM33 (EPSG: 25833) abbilden. Dabei handelt es sich um LiDAR-Aufnahmen mit hoher Auflösung. Das Deutsche Haupthöhennetz 2016 (DHHN2016) wird als Höhenreferenzsystem verwendet. Das Raster hat eine Bodenauflösung von 1 x 1 m (DGM 1) und wurde von dem Geoportal Sachsen des Staatsbetriebes Geobasisinformation und Vermessung Sachsen als 2 x 2 km – Kachel bezogen. Die Rohdaten befinden sich im unbearbeiteten Zustand in einem .xyz – Format und müssen für eine weitere Bearbeitung formatiert werden. Diese Formatierung wurde über die Open-Source-Software QuantumGIS (QGIS, Version 3.12) durchgeführt und beinhaltet die Vektorisierung und anschließende Rasterkonvertierung des DGM in das .tif – Format.

Hydrologische Korrektur (Wang & Liu)

Aus dem DGM lassen sich hydrologische Einzugsgebiete und Wasserfließwege generieren, die in E3D eingespeist werden können. Dafür ist zunächst eine hydrologische Korrektur nötig. Der Algorithmus *fill sinks* nach Wang und Liu (2006) ist dafür geeignet, da dieser Oberflächenvertiefungen im DGM identifiziert und diese zur Erhaltung eines Gefälles entlang des Fließweges füllt. Dafür wird der Algorithmus mit einem minimalen Gefälle von $0,01^\circ$ ausgeführt. Dieser Algorithmus wird über das SAGA-GIS-Modul, das in QGIS eingebunden ist, durchgeführt.

Glätten (Lee-Filter)

Aufgrund der relativ hohen Auflösung des DGMs kann es zu Darstellungen von Störungen, s.g. Artefakten, kommen. Diese resultieren aus Lücken oder Ausreißern im Datensatz und repräsentieren nicht die realen Gegebenheiten des DGM. Störungen im DGM können das simulierte Abflussverhalten des Wassers entlang des Gefälles verfälschen, daher kann ein Glätten der Oberfläche sinnvoll sein. Das SAGA-GIS-Tool *Multi Direction Lee Filter* (Lee et al. 1998) sucht nach der minimalen Varianz innerhalb von 16 Richtungen und wendet den Lee-Filter in die Richtung der minimalsten Varianz an, um damit das DGM zu Glätten. Benötigt wird die Eingabe einer absoluten erwarteten Störung, für die ein Wert von 1 festgelegt wurde, einer relativen erwarteten Störung mit einem festgelegten Wert von 2 und der gewünschten Wichtungsmethode – in diesem Fall die originale Gleichung nach Ringeler.

Einzugsgebietsgenerierung

Aus dem hydrologisch korrigierten und geglätteten DGM können nun Einzugsgebiete generiert werden. Über die Funktion *Strahler order* lassen sich Fließwege, kategorisiert nach deren Größe, darstellen. Mit Hilfe einer Punktkoordinatenaufnahme kurz vor dem Vorfluterauslass in das nächstgrößere Gewässer (Kirnitzsch), können über die Funktion *Upslope Area* Einzugsgebiete identifiziert werden. Als Methode dient *Deterministic 8*, als Konvergenzparameter hat sich der Wert 1,1 als ideal erwiesen.

Das generierte Einzugsgebiet wird ausgeschnitten und als ASCII-Datei abgespeichert (.asc), womit es in E3D eingelesen werden kann.

3.2.2 Landnutzung

Die Landnutzung wird unter Verwendung der Software QGIS in Form eines Vektor-Shapelayers (.shp) erzeugt. Dabei wird ein Orthofoto eingeladen und es werden signifikante Bereichsgrenzen der aktuellen Nutzungsart (z.B. Forst, Acker, Straßen, ...) als Polygone eingezeichnet. Vorherige Übersichtsbegehungen mit Kartierungen werden für die Informationseinspeisung genutzt. Die Polygone werden entsprechend des vorliegenden Bodentyps nach der Bodenkarte 50 (BK50) verschnitten. Jedes Polygon erhält eine *landcover Id* (bzw. Poly-Nr.) als Kennung, anhand derer dem Polygon später von E3D Bodenparameter zweifelsfrei zugeordnet werden können. Die Bodenparameter entstammen der Laboranalyse sowie Werten aus dem Parameterkatalog. Dabei wurden teilweise Annahmen getroffen oder

Werte interpoliert. Die Shapedatei wird anschließend in ein Raster konvertiert und ebenfalls als ASCII-Datei abgespeichert. Neben der Rasterdatei werden zwei weitere Dateien für eine Zuordnung der Bodenparameter benötigt: In einer *params*-Datei werden für das Einzugsgebiet charakteristische Bodenparameter mit einem zugehörigen Schlüssel versehen und eingetragen. In einer *lookup*-Datei werden den Polygon-Ids die Schlüssel aus der *params*-Datei zugeordnet. Sowohl die *params*- als auch die *lookup*-Datei werden in Form einer Tabelle in comma-separated values (.csv) abgespeichert und können damit in E3D eingeladen werden.

3.2.3 Meteorologie

Weiterhin werden für die Modellierung die Eingabe meteorologischer Parameter benötigt. EROSION 3D ist auf Niederschlagsparameter zur Niederschlagsdauer und Niederschlagsintensität (siehe Tabelle 3) angewiesen. Um das Ergebnis der Modellierung zu verbessern, werden die Parameter Windgeschwindigkeit mit entsprechender Windrichtung als separate Dateien eingebunden. Bei den meteorologischen Parametern handelt es sich um 10-minütige Aufzeichnungen der meteorologischen Messstation Lichtenhain-Mittelndorf des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Die Messstation befindet sich in Mittelndorf auf 319 m ü. NN und grenzt damit an östlicher Seite an das Untersuchungsgebiet an. Die Parameter werden als im .csv-Format abgespeicherte Dateien in E3D eingeladen.

3.2.4 Eingabe- und Ausgabeparameter

Für die Modellierung sind Angaben zu Bodenparametern, Relief und meteorologischen Verhältnissen von Niederschlag und Windgegebenheiten notwendig. Die Zusammensetzung der Eingabeparameter ist in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 3: Eingabeparameter für E3D

Bodenparameter	Einheit
Lagerungsdichte	kg m ⁻³
Anfangswassergehalt	V.-%
Organischer Kohlenstoffgehalt	M.-%
Erosionswiderstand	N m ⁻²
Hydraulische Rauigkeit	s m ^{-1/3}
Bodenbedeckungsgrad	%
Korngrößenverteilung nach Feinbodenart	M.-%
Skinfaktor	-
Relief	
Digitales Geländemodell (mit x, y, z-Koordinaten)	m
Meteorologische Verhältnisse	
Niederschlagsdauer	min
Niederschlagsintensität	mm min ⁻¹
Windgeschwindigkeit	m s ⁻¹
Windrichtung	°

Das Ausgabedatenset setzt sich aus einzelzellenbezogenen Parametern einer beliebigen Flächenzelle, gerinnebezogener Parameter einer beliebigen Zelle im Vorfluternetz und einzugsgebietsbezogener Parameter einer beliebigen Zelle im Einzugsgebiet (EZG) zusammen und ist in der nachfolgenden Tabelle 4 zusammengefasst:

Tabelle 4: Ausgabeparameter von E3D

Einzelzellenbezogene Parameter	Einheit
Erosion, Deposition (Sedimentbilanz)	kg m ⁻²
Abflussvolumen	m ³ m ⁻¹
Gerinnebezogene Parameter	
Abflussvolumen ereignisbezogen	m ³ m ⁻¹
Transportiertes Sediment ereignisbezogen	kg m ⁻¹
Nettoerosion im Einzugsgebiet des Vorfluternetzes	t ha ⁻¹
Ton- bzw. Schluffanteil des eingetragenen Sediments	M.-%
Einzugsgebietsbezogene Parameter	
Zufluss aus dem jeweiligen EZG	m ³ m ⁻¹
Sedimentzufluss aus dem jeweiligen EZG	kg m ⁻¹
Sedimentkonzentration	kg m ⁻³
Tonanteil des transportierten Sediments	kg m ⁻¹
Schluffanteil des transportierten Sediments	kg m ⁻¹
Gesamtaustrag aus dem Zelleinzugsgebiet für die Feinbodenarten	kg m ⁻¹
Durchschnittlicher Abtrag innerhalb des jeweiligen Zelleinzugsgebietes	t ha ⁻¹
Durchschnittliche Deposition innerhalb des jeweiligen Zelleinzugsgebietes	t ha ⁻¹
Durchschnittlicher Austrag (Nettoerosion) aus dem jeweiligen Zelleinzugsgebiet	t ha ⁻¹

3.2.5 Parameterkatalog

Im Rahmen der für diese Arbeit verwendeten Bodenparameter wird auf den Parameterkatalog von Michael et al. (1996) zurückgegriffen. Ausnahme bildet die Verwendung der Daten zu der Korngrößenverteilung, die im Rahmen eigenständiger Probenahme und Laborarbeit ermittelt wurden.

Der Parameterkatalog enthält detaillierte Beschreibungen zur Parametergewinnung von Bodeneigenschaften durch Feldversuche, Laboruntersuchungen und anerkannte Schätzverfahren als auch Parameterlisten bzw. Diagramme/ Nomogramme mit Hinweisen zu deren Gültigkeit, die auf Grundlage mehrjähriger Feldexperimente in Sachsen erstellt wurden. Dafür wurden 116 Beregnungsversuche mit einer Großberegnungsanlage (Länge: 22 m in Richtung des Gefälles, Breite: 2 m) auf Einzelhängen in typischen erosionsgefährdeten Bodenregionen Sachsens durchgeführt, um entsprechende Verhältnisse während eines Starkregenereignisses zu simulieren und den daraus resultierenden Wasser- und Sedimentfluss zu messen.

3.3 Experimentelle Untersuchungen

3.3.1 Feldarbeit

Gestörte Probennahme

Für die Untersuchung der Korngrößenzusammensetzung werden Bodenproben benötigt. Diese wurden an ausgewählten Standorten entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 (Eckelmann 2006) am Tag der Übersichtsbegehung genommen. Mit einer Schaufel wurden die ersten 5-10 cm der Bodendecke abgetragen und zwischen 700-800 g Bodenprobe der darunter liegenden Schicht entnommen und in einen Probenbeutel überführt (siehe Bilder im Anhang). Dabei handelt es sich um gestörte Proben, von der je Hauptbodentyp drei Proben genommen wurden. Insgesamt wurden drei Hauptbodentypen beprobt. Als Orientierung für die Probennahme diente die Bodenkarte des Freistaates Sachsen im Maßstab 1 : 50000 (BK 50). Eine Karte der Bodenentnahmestellen ist im Anhang aufgeführt.

Vermessung der Vorfluterauslässe

Jedes der untersuchten Einzugsgebiete ist mit einem Vorfluterauslass versehen, der die im Bereich des Einzugsgebietes generierten Wasser- und Sedimentmassen unter der Kirnitzschtalstraße in die Kirnitzsch einleiten soll. Da E3D einen einzugsgebietsbezogenen Oberflächenabfluss ausgibt, der die Auslässe am Ende des EZG passiert, kann mit vermessenen Auslässen ein Belastungspotential dieser bei einem Starkregenereignis dargestellt werden. Vermessen werden Geometrie und Sohlgefälle, außerdem ist eine Einschätzung der Beschaffenheit der Bausubstanz für den Abfluss nötig. Die Geometrie wird mit Hilfe eines Maßbandes und das Sohlgefälle mit Hilfe eines GPS-fähigen Gerätes bemessen. Anhand von Tabellenwerken können Aussagen hinsichtlich des Zustandes und der Beschaffenheit der Auslässe getroffen werden.

3.3.2 Berechnung des Vorfluter-Durchleitungsvermögens unter Vollast

Mit den gemessenen Parametern ist es möglich, die mittleren Durchflüsse und Geschwindigkeiten der Leiter unter Vollbelastung zu berechnen. Die Berechnung erfolgt dabei anhand empirischer Fließformeln. Bei den Formeln handelt es sich um Annäherungsrechnungen, die praxisnahe Werte, aber keine exakten Resultate liefern und daher zu relativieren sind. Da die Durchlässe in dem Untersuchungsgebiet unterschiedliche Geometrien aufweisen, wurden Fließformeln für kreisförmige und rechteckige Durchlässe angewendet.

Kreisförmige Durchlässe:

Die Fließgeschwindigkeit für geschlossene Rohrleitungen lässt sich mit der Formel nach Prandtl-Colebrook berechnen:

$$v_{Rohr} = -2 * \sqrt{(2 * g * I_{SO} * d_i)} * \lg \left(\frac{2,51 * v}{d_i * \sqrt{2 * g * I_{SO} * d_i}} + \frac{k}{3,17 * d_i} \right) \quad (16)$$

v_{Rohr}	mittlere Fließgeschwindigkeit im Rohr [m s ⁻¹]
g	Erdbeschleunigung [m s ⁻²]
d_i	Rohrinnendurchmesser [m]
I_{SO}	Sohlgefälle [m]
k	Rauigkeitshöhe der Rohr-Innenwand [m]
ν	kinematische Viskosität von Wasser [m ² s ⁻¹]

Aus der Kreisfläche und der berechneten Fließgeschwindigkeit lässt sich der Rohrdurchfluss ermitteln:

$$Q_{Rohr} = \frac{\pi}{2} * (d_i)^2 * v_{Rohr} \quad (17)$$

Q_{Rohr}	Mittlerer Rohrdurchfluss [m ³ s ⁻¹]
d_i	Rohrinnendurchmesser [m]
v_{Rohr}	mittlere Fließgeschwindigkeit im Rohr [m s ⁻¹]

Rechteckige Durchlässe:

Um die mittleren Fließgeschwindigkeiten und Rohrdurchflüsse in rechteckigen Kanälen zu ermitteln, wird die Fließformel nach Darcy-Weisbach angewendet:

$$v = \left(\frac{8 * g}{\lambda} \right)^{\frac{1}{2}} * R_h^{\frac{1}{2}} * I_{SO}^{\frac{1}{2}} \quad (18)$$

Für den Reibungswert λ gilt im hydraulisch rauen Bereich:

$$\lambda = \frac{0,25}{\left(\lg \frac{k_s}{4 * \frac{R_h}{3,7}} \right)^2} \quad (19)$$

v	mittlere Fließgeschwindigkeit [m s ⁻¹]
g	Erdbeschleunigung [m s ⁻²]
R_h	hydraulischer Radius [m]
I_{SO}	Sohlgefälle [m]
λ	Reibungsbeiwert [-]
k_s	Sohlrauhigkeit [mm]

Der hydraulische Radius berechnet sich aus dem Fließquerschnitt A und dem benetzten Umfang l_u :

$$A = a * b \quad (20)$$

$$l_U = \sqrt{(b^2 + (h_{li} - h_{re})^2)} \quad (21)$$

a	Durchlasshöhe [m]
b	Durchlassbreite [m]
l_U	benetzter Umfang [m]
h_{li}	Wassertiefe am linken Segmentrand [m]
h_{re}	Wassertiefe am rechten Segmentrand [m]
k_s	Sohlrauhigkeit [mm]

Der Rohrdurchlass für die rechteckigen Durchlässe ergibt sich aus:

$$Q_{Rohr} = A * v_{Rohr} \quad (22)$$

3.3.3 Laborarbeit

Die Laborarbeit beschränkt sich auf die Bestimmung der Korngrößenverteilung, aus der sich nachfolgend Bodenarten ableiten lassen. Die gestörten Proben werden zunächst in einem Umlufttrockenschrank bei 40 °C über einen Tag getrocknet. Anschließend werden Wurzeln und größere organische Aggregate entfernt. Mit Hilfe eines Keramikmörser werden verklumpte Bodenaggregate der getrockneten Probe aufgerieben und danach mittels eines 2-mm Edelstahlsiebes der Firma RETSCH in Fein- und Grobboden getrennt und auf 1 g genau abgewogen. Der Feinbodenanteil wird in PE-Flaschen überführt. Die Grobbodenfraktion (> 2 mm) wird in einem 2 mm Edelstahlsieb der Firma RETSCH sorgfältig ausgewaschen, um noch daran haftende kleinere Bodenpartikel zu entfernen und anschließend wieder im Umlufttrockenschrank für einen Tag zu trocknen. Anschließend erfolgt das Sieben des Grobbodens, in der dieser in Grob- (gG), Mittel- (mG) und Feinkies (fG) getrennt wird. Der jeweilige Anteil der Gesamtfraktion ergibt sich aus dem Verhältnis zur Gesamteinwaage.

Der Wassergehalt wird durch die Entnahme und anschließende Trocknung von lufttrockenem Feinboden bei 105 °C für 2 Stunden im Trockenschrank bestimmt.

Für die Bestimmung der Korngrößenverteilung des Feinbodens wird dieser zuerst eingewogen. Die Einwaage richtet sich dabei nach der geschätzten Feinbodenart und kann zwischen 10 bis 50 g betragen. Je sandiger die Bodenprobe scheint, umso mehr Probe muss eingewogen werden. Eine Fingerprobe während der Feldarbeit liefert dazu eine erste Einschätzung der Bodenbeschaffenheit. In diesem Fall wurde für alle Proben eine Einwaage von 30 g angestrebt. Diese erfolgt auf 0,0001 g genau in ein Wägeschälchen, dessen Tara Gewicht im Vorfeld bestimmt wurde. Die Einwaage-Bezugsmasse wird durch die Differenz der eingewogenen Masse und des Wassergehaltes berechnet.

Anschließend erfolgt eine Dispergierung im Ultraschallbad. Die Proben werden unter Zufuhr von deionisiertem Wasser in ein Becherglas überführt und in dem Wasserbad des Gerätes (Transsonic T890/H der Firma ELMA) justiert. Der Prozess der Dispergierung sieht eine dreimal 15-minütige Laufzeit ohne Zuschaltung der Geräteheizung vor. Die Zeit zwischen den Laufzeiten wird genutzt, um die Dispersion in den Bechergläsern gründlich zu wenden.

Nach der Dispergierung wird der Feinboden durch ein 63 µm Edelstahlsieb der Firma RETSCH mit Hilfe von destilliertem Wasser in einen Köhnzylinder gespült. Pro Probe wird ein Köhnzylinder verwendet. Anschließend wird der Köhnzylinder auf 1000 ml aufgefüllt. Auf dem Sieb bleibt die Sandfraktion zurück, die mitsamt dem Sieb für mindestens 8 Stunden bei 60 °C getrocknet wird. Die Trennung der Sandfraktion in Sand (S), Grobsand (gS), Mittelsand (mS) und Feinsand (fS) erfolgt durch die Vibrationssiebmaschine AS 200 control der Firma RETSCH bei einer Durchlaufzeit von 7 Minuten und einer Amplitude von 0,52 mm.

Für die Trennung der Schlufffraktionen und Tonanteil in Grobschluff (gU), Mittelschluff (mU), Feinschluff (fU) sowie Ton (T) wird eine Sedimentations- oder Schlämmanalyse mittels Pipettierung nach Köhn durchgeführt. Eine Differenzierung der verschiedenen Fraktionen ist aufgrund der unterschiedlichen Sedimentationsgeschwindigkeiten möglich. Durch zehnmaliges „auf den Kopf stellen“ des Köhnzylinders wird die Suspension im Zylinder homogenisiert. Im Anschluss werden zu bestimmten Zeiten in einer festgelegten Zylindertiefe ein Aliquot von ca. 10 ml abpipettiert, sodass am Ende von jedem Horizont vier Proben mit immer feiner werdenden Kornfraktionen gewonnen werden. Die Tiefe beträgt dabei für die ersten drei Absaugungen 20 cm und bei der letzten Absaugung 10 cm ausgehend von dem Füllstand des Zylinders auf 1000 ml. Die Wägeschälchen mit dem gewonnenen Aliquot werden bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und auf 0,0001 g genau eingewogen. Die Differenz zur nachfolgenden Probe entspricht dem Gewicht der einzelnen Kornfraktion.

3.4 Szenarien

Neben der Modellierung der zu den Zeitpunkten des einsetzenden Niederschlagereignisses vorherrschenden Bedingungen auf dem Feld werden in Nutzungsszenarien verschiedene Einflussgrößen verändert. Diese werden nachfolgend beschrieben.

3.4.1 Szenario 1: Änderung der Bodenbearbeitung

In diesem Szenario werden die Ackerflächen während des modellierten Nutzungszeitraumes anders bearbeitet und die Ergebnisse mit der Modellierung der ausgehenden Standardbearbeitung (konservierend mit Grubber) verglichen. In einer ersten Modellierung

wird der Acker konventionell mit einem Pflug bearbeitet. Dies ist der s. g. „Worst Case“. Die Bodenbedeckung ist sehr gering und aufgrund der bodenumwälzenden Funktion des Pfluges ist der Boden mit einer geringen Rauigkeit und einem niedrigen Erosionswiderstand gekennzeichnet. Auf den Flächen wird Mais angebaut, da dieser eine hohe Bodenbelastung ausübt und daher für die Einschätzung einer „Worst Case“ Bewirtschaftung gut geeignet ist.

In einer weiteren Modellierung werden alle entsprechenden Flächen mit der Streifeneinsaat bearbeitet. Diese Methode verbindet die Vorteile der konservierenden Mulchbearbeitung und Direktsaat und wird als „Best Case“ angesehen. Die Bodenbedeckung ist höher als unter konventioneller Bewirtschaftung, ebenso ist die Strukturstabilität des Bodens besser, da nur bis zu 50 % der Bearbeitungsfläche eingefurcht werden. Der übrige Anteil verbleibt mit einer Mulchauflage. Für den „Best Case“ wird wie unter den Standardbedingungen Bienenweide angebaut.

3.4.2 Szenario 2: Teilumwandlung einzelner Landnutzungen

In einem zweiten Szenario werden einzelne Bereiche der Landnutzungen teilumgewandelt. Ausgangslage hierfür ist die Modellierung unter Standardbedingungen. Die Flächen, die umgewandelt werden sollen, werden mit dem Ziel ausgesucht die auftretende Bodenerosion zu reduzieren. Diese Maßnahmen lassen sich in die Umwandlung in mehrjährige Blühflächen, Gehölzstreifen und Rückhaltemulden einteilen. Die mehrjährigen Blühflächen und Gehölzstreifen werden nicht bearbeitet, womit eine mechanische Lockerung des Bodens durch Bearbeitungsgeräte entfällt. Diese beiden Maßnahmen sind durch eine ganzjährige Bodenbedeckung charakterisiert. Die Rückhaltemulden werden entlang der Höhenlinien angelegt und bestehen aus einer Erhebung mit vorgeschalteter Drainage bzw. „Drop In“ Einlass. Für die Etablierung der Mulden werden Verwallungen eingesetzt, die eine maximale Höhe von 2 – 2,5 m aufweisen. Rückhaltemulden sollen, wenn möglich, weiterhin landwirtschaftlich genutzt werden können. Die Landnutzung wird in Szenario 2 nicht verändert.

3.4.3 Szenario 3: Sedimentrückhaltebecken

Unter Szenario 3 bleibt die Landnutzung entsprechend der Standardnutzung bestehen, jedoch werden Sedimentrückhaltebecken an den Vorflutern errichtet. Die Becken sind an die Abflussverhältnisse des jeweiligen EZG angepasst und weisen damit unterschiedliche Höhen und Fassungsvermögen auf. Diese Maßnahmen zielen darauf ab, möglichst viel angespültes Sediment in den Becken zurückzuhalten und sich absetzen zu lassen. Das Wasser sammelt sich bei einem Starkregenereignis in dem Becken, wird leicht aufgestaut und fließt über eine Überlaufkante ab. Bei dem Anstauen vergrößert sich die Oberfläche und damit auch das Volumen des Beckens. Daher muss die Beckenhöhe groß genug gewählt werden, um nicht überspült zu werden.

4 Ergebnisse

4.1 Korngrößenzusammensetzung

Die Korngrößenverteilungen der Bodenproben der Bodentypen Parabraunerde-Braunerde (LL-BB), Gley-Kolluvisol (GG-YK) und Pseudogley-Parabraunerde (SS-LL) sind sich relativ ähnlich (siehe Abbildung 7). Alle drei Summenkurven sind von einem hohen Schluffanteil (2 – 63 µm) geprägt. Dabei macht Mittelschluff (6,3 – 20 µm) den Hauptanteil der Schlufffraktion aus, mit Anteilen zwischen 28 M-% (SS-LL) und 48 M-% (LL-BB). Die Sandfraktion (63 – 2000 µm) macht den zweitgrößten Anteil der Kornsummenkurven aus. Hier gibt es auch größere Unterschiede zwischen den Bodenproben: enthält die LL-BB-Probe 14 M-% Sandanteil, sind es für GG-YK 23 M-% und für SS-LL 30 M-%. Der Tonanteil (0 – 2 µm) ist in allen Proben sehr gering. Hier schwanken die Werte von 5 M-% in LL-BB bis 9 M-% in SS-LL. Aufgrund des hohen Sand- und Tongehaltes können nach KA 5 allen drei Böden die Bodenart sandiger Schluff (Us) zugeordnet werden.

Der Grobboden (Tabelle 5) gliedert sich bei LL-BB in 1 % Mittelkies und 9 % Feinkies auf. Grobkies ist in den Proben nicht vertreten. Damit sind an der Grobbodengesamtmenge anteilig 92 % Feinkies und 8 % Mittelkies vorhanden. GG-YK zeigt einen Bodensubstratanteil von 31 % der Gesamtbodenmenge, bestehend aus 3 % Grobkies, 7 % Mittelkies und 21 % Feinkies. Das Anteilsverhältnis an der Grobbodengesamtmenge $gG : mG : fG$ beträgt 9 : 22 : 69. Für die Proben des Bodentyps SS-LL beträgt dieser Anteil 9 : 24 : 67. Die Anteile an der Gesamtbodenmenge machen insgesamt 33 % aus. Diese setzen sich aus 3 % Grobkies, 8 % Mittelkies und 22 % Feinkies zusammen.

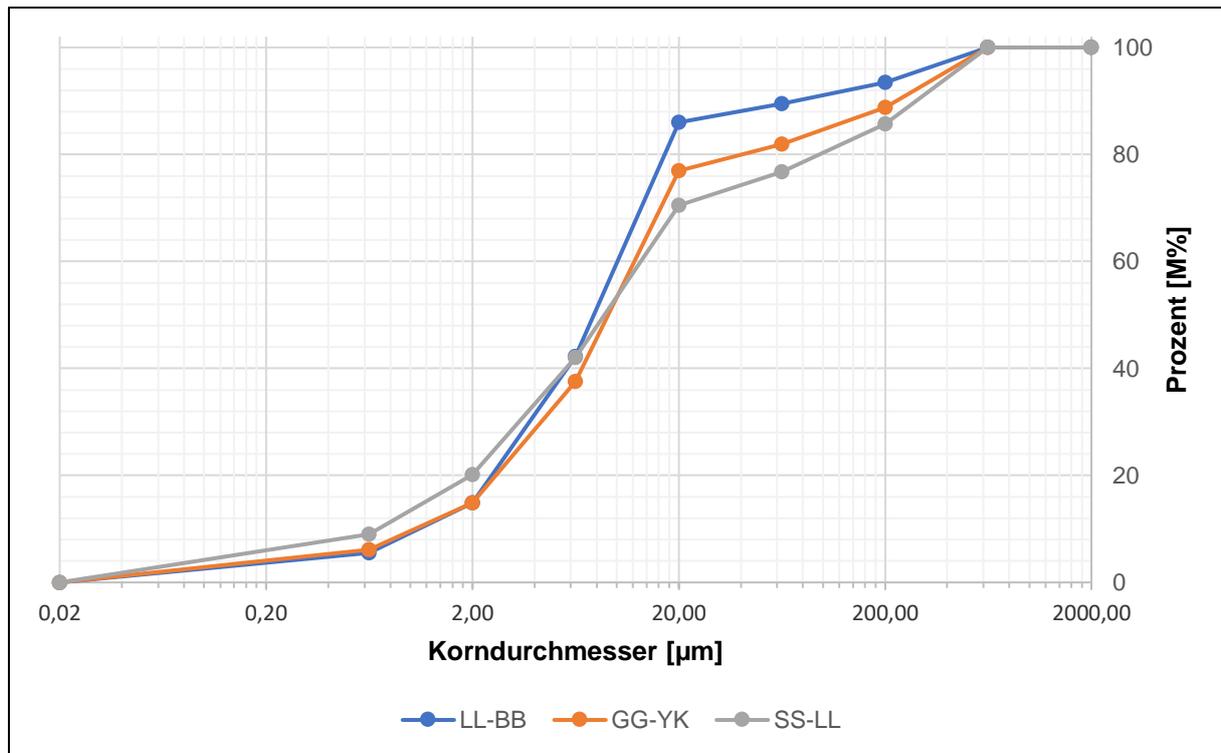


Abbildung 7: Summenkurve der Korngrößenfraktionen

Tabelle 5: Ergebnisse der Grobbodenanalyse.

Bodenproben nach Bodentyp	Anteile an Gesamtbodenmenge [%]				Anteile an Grobbodengesamtmenge [%]		
	gG	mG	fG	G	gG	mG	fG
BBn	0,0	0,9	9,3	10,2	0,0	8,1	91,9
GG-YK	3,0	6,6	21,3	31,0	9,0	21,6	69,4
SS-LL	3,4	8,0	22,1	33,4	8,8	23,6	67,6

4.2 Erosion/ Deposition und Oberflächenabfluss zu ausgewählten Starkregenniederschlagsereignissen

In nachfolgender Abbildung 8 sind die Erosions- und Depositionerscheinungen mit dem entsprechenden Oberflächenabfluss zu den Niederschlagszeiträumen abgebildet, in denen nachweislich Murgänge auftraten. Diese Zeiträume beschränken sich auf den 11.06.19, den 21.06.19 und den 12.07.19. Negative Werte beschreiben Erosionserscheinungen mit der Mobilisierung von Sediment und positive Werte Depositionerscheinungen mit Sedimentablagerungen. Bei den von Erosion geprägten Bereichen handelt es sich

hauptsächlich um Ackerflächen sowie vereinzelt um unbefestigte Wege. Wie in Abbildung 8 zu sehen ist, findet in den Bereichen, in denen sich der Oberflächenabfluss konzentriert, eine erhöhte Mobilisierung von Sediment statt. Entlang des Fließweges lagert sich ein Großteil der mobilisierten Sedimente wieder ab. Die auftretenden Effekte sind an dem Ereignis des 11.06. am stärksten bemerkbar. Dies zeigt sich auch gut anhand Abbildung 34 im Anhang A2, in der das mobilisierte Sediment mit dem entsprechend auftretenden Oberflächenabfluss zu den drei Zeitpunkten gegenübergestellt wird. Aufgrund der am 20.05.19 erfolgten Aussaat ist der mit einem Grubber bearbeitete Boden noch relativ unbedeckt und damit den Witterungsbedingungen besonders ausgesetzt. Die Auswirkung des Niederschlagswassers auf den Bodenabtrag verändern sich mit der Zeit. Eine zunehmende Bodenbedeckung erhöht die Rauigkeit und den Erosionswiderstand und schützt damit vor der Mobilisierung von Bodenpartikeln. Das spielt für die späteren Zeitpunkte eine wichtige Rolle, da selbst hohe Niederschlagsraten (siehe Abbildung 36 im Anhang A6) viel geringere Erosionserscheinungen hervorrufen können als zu dem Zeitpunkt des Saatbettzustandes.

Die aufgetretenen Niederschlagsereignisse spiegeln sich anhand des Oberflächenabflusses wider: am 12.07. verursachte eine Gewitterzelle mit Hagel mehrere Schlamm- und Gerölllawinen im Untersuchungsgebiet. Entsprechend werden für den Oberflächenabfluss vereinzelt Spitzen von bis zu $> 100 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1}$ gemessen. Trotzdem ist die Erosion nicht mehr so hoch wie zu dem Ereignis des 11.06., da sich zu diesem späteren Zeitpunkt auf den Ackerflächen bereits eine dichte Vegetationsdecke ausgebildet hat.

Erosions- und Depositionerscheinungen treten in jedem untersuchten Einzugsgebiet (EZG) auf. Von Erosion betroffen sind vor allem die beiden im Untersuchungsgebiet südlich gelegenen Ackerschläge, die im Verhältnis zu den bearbeiteten Ackerflächen einen großen Anteil ausmachen (Flächen-Id 6 und 15, siehe Abbildung 15). Auf diesen beiden Flächen treten stellenweise Erosionserscheinungen von mehr als 200 kg m^{-2} auf. Besonders betroffen sind die östlich geneigten Flächen. Dabei kommt es zu einer Ausbildung von einem Erosionsfächer mit Erosionsrillen im EZG 2 und zu einer Ausbildung zweier Erosionsrillen im EZG 4. Ebenfalls deutlich ausgeprägt ist die Erosion in dem zwischen EZG 3 und 4 befindlichen Zwischeneinzugsgebiet 2 (ZEZG 2), die von einer langen Depositionsfahne talabwärts gekennzeichnet ist. Die durch Einfluss der Regentropfen mobilisierten Sedimente der

südlichen Ackerschläge werden in die benachbarten bewaldeten Steilhänge in Richtung der Vorfluter bewegt und dann teilweise ausgeschleppt.

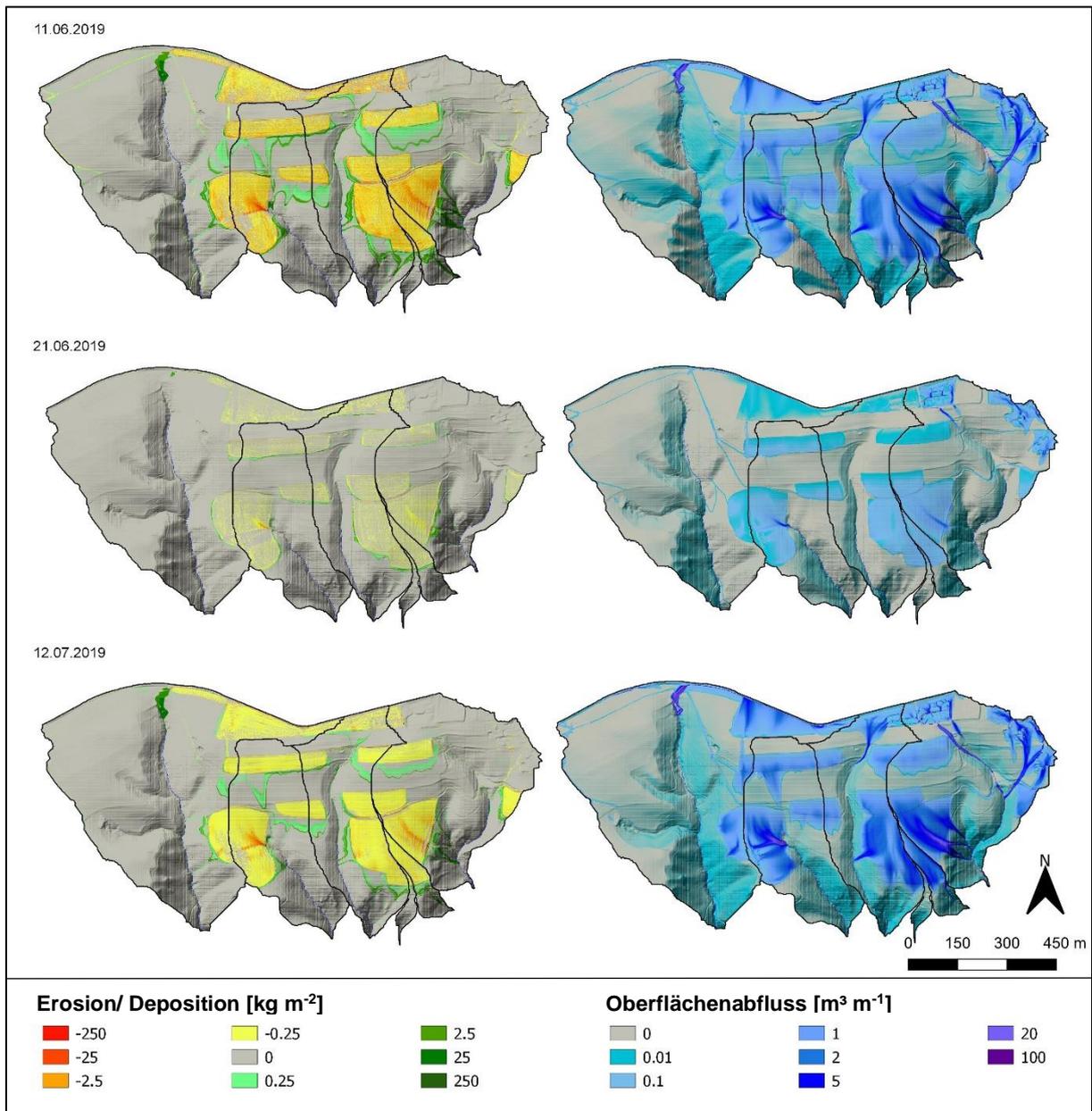


Abbildung 8: Darstellung der Erosion/ Deposition und des Oberflächenabflusses zu den drei Zeitpunkten mit eintretendem Starkregen.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Erosionsmodellierungen zu den drei Ereignissen nach EZG getrennt aufgeführt. Die Ergebnisse sind übersichtswise in Tabelle 6 dargestellt.

EZG 1

In EZG 1 tritt zum 12.07. mit $3,21 \text{ t ha}^{-1}$ die höchste Nettoerosion auf. Diese ist mit einem im Vergleich zum 11.06. deutlich erhöhten Oberflächenabfluss und Sedimentaustrag verbunden.

Das EZG 1 zeigt eine im Vergleich zu den anderen EZG sehr geringe ackerbaulich bearbeitete Fläche. Größtenteils bedecken Wald und mehrjährige Blühflächen das Areal. Bei eintretendem Starkregen lässt sich auf den beackerten Flächen viel Bodenmaterial mobilisieren. Das mit dem Oberflächenabfluss transportierte Sediment wird entlang der steilen Hanglagen abgelagert und teilweise in den Vorfluter gespült. Von Sedimentmobilisierung am meisten betroffen ist der nördliche Ackerschlag. Hier bildet sich ein Gerinne in westliche Fließrichtung und konzentriert sich im mittleren Norden des EZG. Von dem transportierten Sediment lagert sich bis zu 250 kg m^{-2} auf einer Wiesenfläche ab, bevor das Wasser mit dem Sediment auf den Vorfluter trifft.

EZG 2

Mit einer maximal möglichen Nettoerosion von $2,91 \text{ t ha}^{-1}$ am 11.06. ist dieses EZG das am zweitstärksten von Bodenaustrag betroffene Areal aller modellierten EZG. Trotz eines im Vergleich zum 11.06. erhöhten Oberflächenabflusses am 12.07. verringert sich die Nettoerosion um mehr als die Hälfte auf $1,37 \text{ t ha}^{-1}$. Die auf den bearbeiteten Ackerschlägen mobilisierten Sedimentmassen lagern sich auf darunterliegenden Wiesenflächen ab. Das Wasser wird dadurch etwas abgebremst und verliert seine Sedimentfracht. Dies führt zu einer erneuten Erhöhung der Transportfähigkeit. Durch den Sedimentverlust in den oberen Hangbereichen lassen sich auf darunter liegenden landwirtschaftlich bearbeiteten Flächen wieder mehr Sedimente mobilisieren. Auf den südlichen Ackerschlägen mobilisierter Boden verlagert sich in das darunter liegende bewaldete Areal. Auf dem südwestlich gelegenen Ackerschlag bilden sich Erosionsrillen, die sich in einer muldeartig geformten Tiefenlinie zu einem Erosionsfächer ausbilden. Hier werden stellenweise bis zu 250 kg m^{-2} Sediment erodiert.

EZG 3

Das dritte EZG ist zwar auch von Erosion auf den bearbeiteten Ackerschlägen betroffen, jedoch ist der modellierte Sedimentaustrag in den Vorfluter vergleichsweise sehr gering. Der Sedimentaustrag beträgt am 11.06. $0,25 \text{ t ha}^{-1}$. Das mobilisierte Sediment lagert sich hauptsächlich auf der unterhalb befindlichen Wiesenvegetation und im Falle des südlich gelegenen Schlages auch in den bewaldeten Tallagen ab.

EZG 4

EZG 4 ist das nach EZG 1 flächenmäßig zweitgrößte modellierte Areal. Mobilisierte Sedimentmassen lagern sich in Form von breitgefächerten Depositionsfahnen in darunter liegenden Wiesen- bzw. Waldflächen ab. Besonders von Erosion betroffen ist der südwestlich bearbeitete Ackerschlag (Id 19, Abbildung 15). Im Saatbettzustand ist die Ausbildung zweier Erosionsfahnen gut erkennbar. Hier werden am 11.06. maximal bis zu 244 kg m⁻² Sediment mobilisiert. Dieses lagert sich zu großen Teilen auf den angrenzenden bewaldeten Hängen wieder ab, gelangt aber auch in die Vorfluter.

Tabelle 6: Übersicht der Ausgabeparameter bei Abfrage des letzten Pixelwertes am Vorfluterende. Q_{ges} – Oberflächenabfluss, Sed_{ges} – Gesamtsedimentmasse, C_{sed} – Sedimentkonzentration, E_{net} - Nettoerosion

EZG	Datum	Q_{ges} [m³]	Sed_{ges} [kg]	C_{sed} [kg m⁻³]	E_{net} [t ha⁻¹]
EZG 1	11.06.2019	292,2	86915	297,5	2,57
	21.06.2019	0,9	6,5	7,4	0
	12.07.2019	363,7	108647	298,7	3,21
EZG 2	11.06.2019	286,6	38503	134,3	2,91
	21.06.2019	10,9	1879	171,9	0,14
	12.07.2019	366,3	18173	49,6	1,37
EZG 3	11.06.2019	16,1	3475	215,7	0,25
	21.06.2019	0,5	10,9	19,9	0
	12.07.2019	13,9	1430	102,4	0,10
EZG 4	11.06.2019	149,7	22864	152,7	1,12
	21.06.2019	0,3	9,2	29,2	0
	12.07.2019	107,0	13399	125,3	0,65

Die für die Modellierung unter Standardbedingungen verwendeten Parameter sind in nachfolgender Tabelle 7 dargestellt. Es wurde angenommen, dass es in den Tagen vor den Extremniederschlägen wenigstens einmal zu einem Niederschlagsereignis kam, womit der Anfangsbodenwassergehalt mit bis zu 39 Vol.-% als hoch eingestuft wird. Die Parameter in Tabelle 7 beziehen sich hierbei auf den Zeitpunkt des Niederschlagsereignisses am 11.06.2019. Zu den Parameterwerten der anderen Zeitpunkte wird auf Tabelle 8 verwiesen. Unter der Annahme, dass sich Wiesen- und Forstvegetationen sowie Straßen- bzw. Wegeverhältnisse über die Zeit der auftretenden Niederschlagsereignisse nicht ändern, verändert sich ausschließlich die Vegetation auf den bearbeiteten Ackerflächen. Die auf den Flächen angebaute Bienenweide geht von dem Saatbettzustand in das Aufgangs-, bzw. 1-2-Blattstadium und schließlich in das Schlusstadium des Bewuchses mit dem

6-7-Blattstadium über. Damit verbessert sich über die Zeit die Bodenstruktur, da die Lagerungsdichte, der Erosionswiderstand, die Bodenbedeckung und der Skinfaktor zunehmen.

Tabelle 7: Zugewiesene Bodenparameter für entsprechende Nutzungsklassen. Ld - Lagerungsdichte, C_{org} - organischer Kohlenstoff, Θ - Anfangswassergehalt, Φ_{krit} - Erosionswiderstand, n - Rauigkeit, Bg - Bedeckungsgrad, SF - Skinfaktor.

Bezeichnung	Ld [kg m ⁻³]	C _{org} [%]	Θ [Vol.-%]	Φ _{krit} [N m ⁻²]	n [s m ^{-1/3}]	Bg [%]	SF [-]
Straße	2600	1,2	33	1	0,011	100	0,01
Wiesenvegetation	1250	1,2	39	0,03	0,3	90	12
Acker (A15d)	1400	1,2	39	0,0017	0,023	8	5
Ackerrandstreifen	1500	1,2	39	0,04	0,02	20	0,5
Gehölzstreifen	1100	1,2	39	0,08	0,16	90	18
Forst	1150	1,2	39	0,07	0,5	100	15
Ablageplatz	2500	1,2	33	1	0,9	100	0,01
Gebäude	2500	1,2	33	1	0,9	100	0,01
Weg (befestigt)	1800	1,2	33	0,04	0,02	50	0,5
Weg (teilbewachsen)	1650	1,2	33	0,01	0,03	60	0,6

Tabelle 8: Entsprechend des zeitlichen Niederschlags veränderte Bodenparameter.

Bezeichnung	Datum	Ld [kg m ⁻³]	C _{org} [%]	Θ [Vol.-%]	Φ _{krit} [N m ⁻²]	n [s m ^{-1/3}]	Bg [%]	SF [-]
Acker (A15d)	21.6.19	1420	1,2	39	0,0022	0,023	15	6
	12.7.19	1480	1,2	39	0,0037	0,032	60	8

4.3 Kapazitäten der Vorfluterauslässe

Die nachfolgenden Abbildungen 9 - 12 zeigen die berechneten maximal fassbaren Rohrkapazitäten der Vorfluterauslässe im Vergleich zu dem verzögerten Oberflächenabfluss der jeweiligen EZG und mit der Abbildung des auftretenden Niederschlages in der Nacht am 10.06. zum 11.06.2019. Als Vorfluterauslass wird dabei der Bereich am tiefsten Punkt des jeweiligen EZG bezeichnet, an dem der ankommende Abfluss unter der Straße hindurch und in die Kirnitzsch geleitet wird. Die höchste Niederschlagsintensität wurde 10 Minuten nach dem Einsetzen des Niederschlagsereignisses mit 1,65 mm min⁻¹ gemessen. Die Niederschlagsintensität flaute darauf hin auf ca. 1,25 mm min⁻¹ ab und befand sich im darauffolgenden Zeitfenster des gemessenen Niederschlagsereignisses bei 0,01 – 0,03 mm min⁻¹. Im Vergleich mit den aus der Arbeit von Michael et al. (1996) entstandenen Niederschlagswerten der Modellregion Kreidesandsteingebiet und Lausitzer Platte für

Extremjahre lässt sich das Ereignis am 10./ 11.06.2019 als ein 5 jähriges Starkregenereignis einstufen. Mit der verzögerten Abflussfunktion in E3D wurden entsprechend auftretende Abflussspitzen 10 bis 20 min nach dem Eintritt der höchsten gemessenen Niederschlagsintensität am Ort der Vorfluterauslässe in die Kirnitzsch am Ende der EZG berechnet. Dabei werden für die vier beobachteten EZG gleiche Parametereinstellungen in dem Abflussmodul von E3D angenommen. Der Speicherkoeffizient im Abflussmodul beträgt 1. Damit wird das gesamte mögliche Volumen des Filmspeichers ausgenutzt.

Die Abflussganglinien unterscheiden sich je nach EZG sehr stark voneinander. So tritt in EZG 1 die Durchflussspitze erst 20 Minuten nach Erreichen der maximalen Niederschlagsintensität ein. In EZG 2 tritt die Durchflussspitze 10 Minuten nach der maximalen Niederschlagsintensität auf. EZG 3 und 4 zeigen eine für einen verzögerten Abfluss eher uncharakteristische Form: Hier treten die maximalen Abflussspitzen bereits zu dem Zeitpunkt der höchsten Niederschlagsintensität auf. Die Höhe der ermittelten Abflussspitzen unterscheidet sich je nach EZG sehr stark voneinander. Der höchste Durchfluss trat mit über $1,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ während des Starkregenniederschlagsereignisses in dem EZG 2 auf. Es folgten die modellierten Durchflüsse von ca. $0,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in EZG 1, ca. $0,03 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in EZG 4 und ca. $0,025 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in EZG 3.

Die Vorfluterauslässe der EZG 1 – 3 sind rechteckig und gleicher Bauweise, weisen aber ansonsten unterschiedliche geometrische Eigenheiten auf. Dadurch schwanken die Durchlasskapazitäten unter Volllast zwischen $0,29 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (EZG 3), $0,58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (EZG 1) und $0,61 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (EZG 2). Der Vorfluterauslass im EZG 4 unterscheidet sich von den anderen EZG: dieser hat eine runde Geometrie. Das PVC-Rohrmaterial begünstigt ein schnelleres Abführen ankommender Wasser- und Sedimentmassen. Dadurch wird dem Auslass ein Durchleitvermögen von $1,14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ zugeordnet.

Die aus dem EZG 2 resultierenden Wasser- Sedimentmassen reichen aus, um die Kapazität des Vorfluterauslasses zu übersteigen. Dagegen reichen die Kapazitäten der Durchlässe in den anderen EZG aus, um die ankommenden Wasser- Sedimentmassen abzuführen.

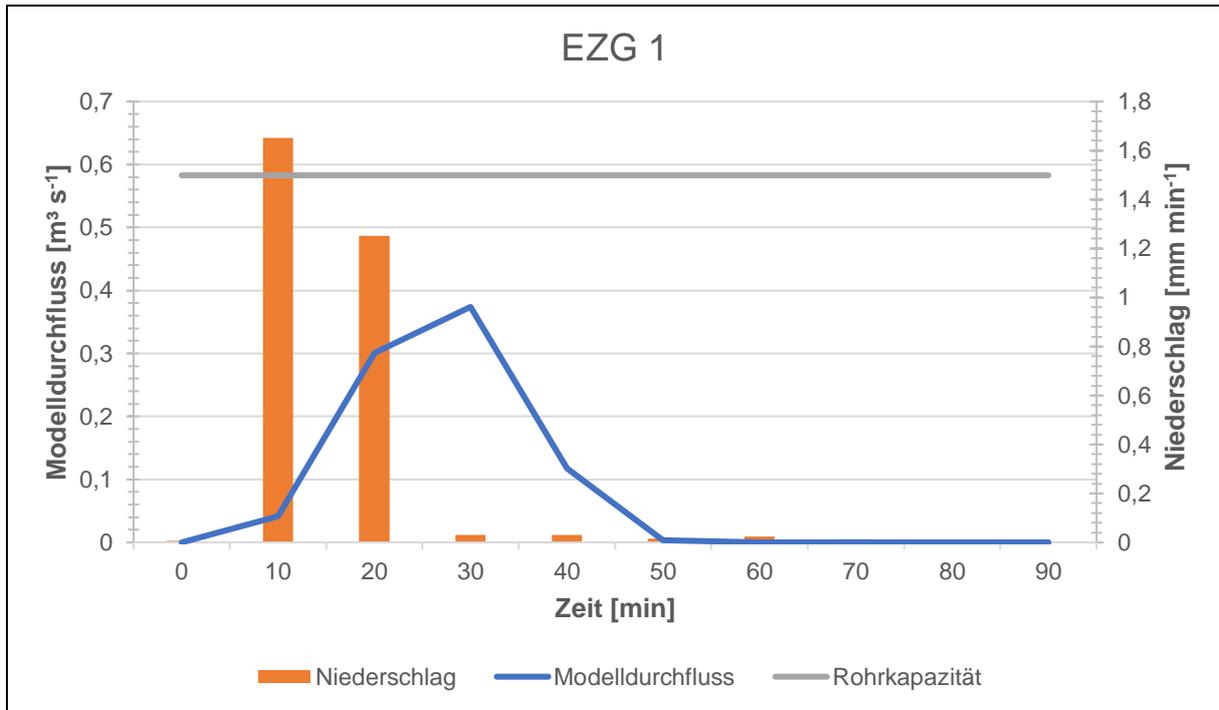


Abbildung 9: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve entsprechend des auftretenden Niederschlages im Verhältnis zu der maximal möglichen Rohrkapazität in Einzugsgebiet 1 (EZG 1).

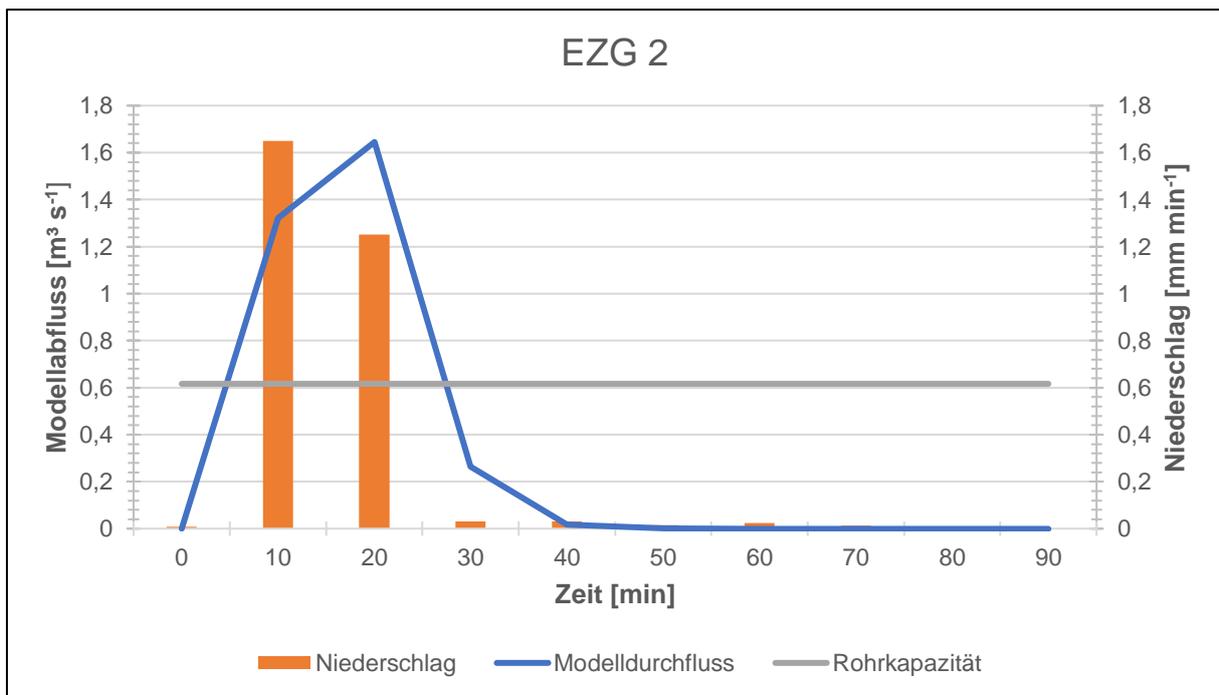


Abbildung 10: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve entsprechend des auftretenden Niederschlages im Verhältnis zu maximal möglichen Rohrkapazität in Einzugsgebiet 2 (EZG 2).

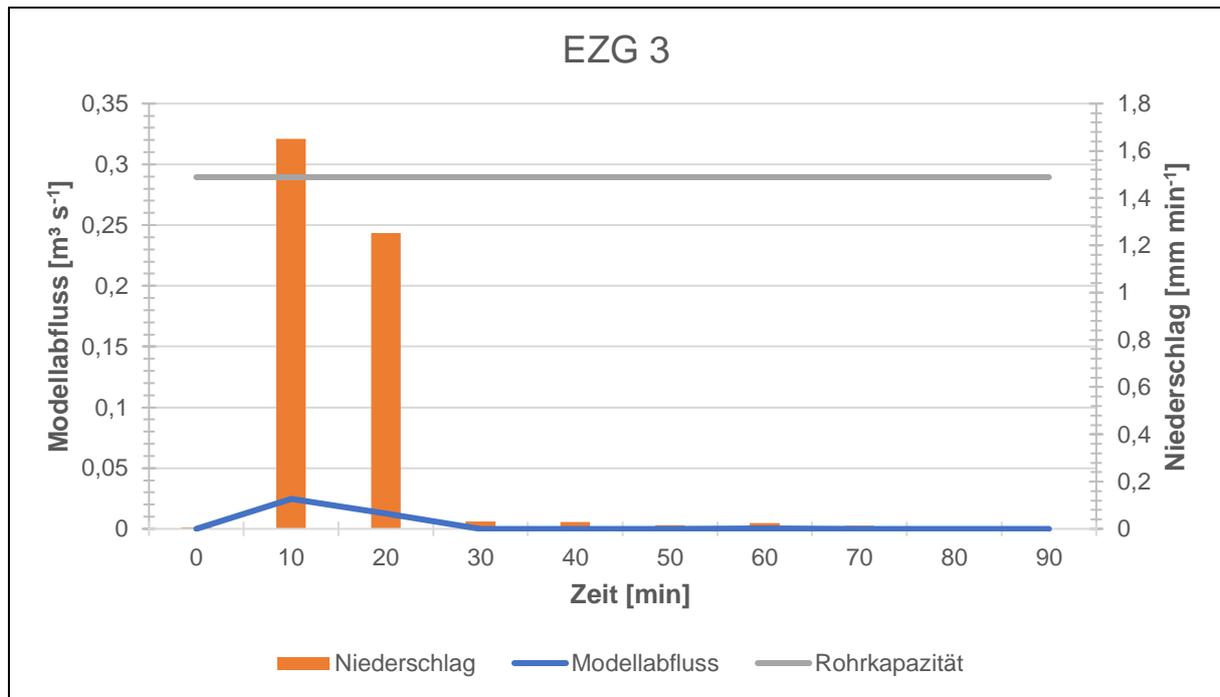


Abbildung 11: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve entsprechend des auftretenden Niederschlages im Verhältnis zu maximal möglichen Rohrkapazität in Einzugsgebiet 3 (EZG 3).

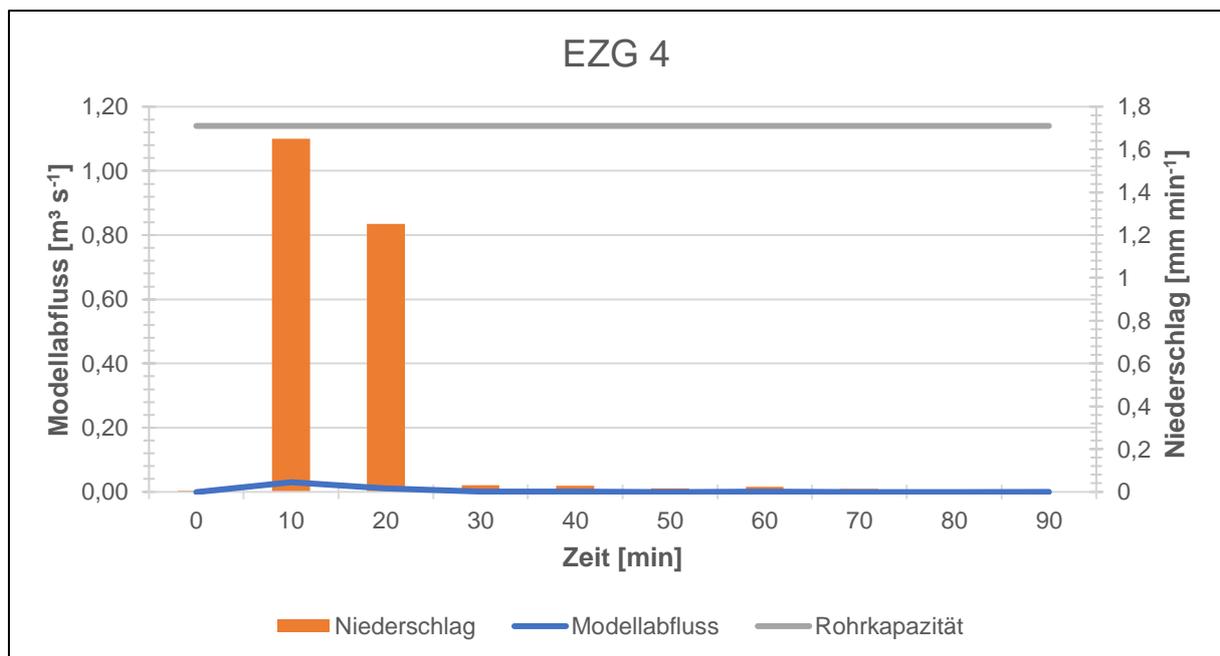


Abbildung 12: Darstellung der zeitlich verzögerten Abflusskurve entsprechend des auftretenden Niederschlages im Verhältnis zu maximal möglichen Rohrkapazität in Einzugsgebiet 4 (EZG 4).

Abbildung 13 zeigt die Gegenüberstellung des Gesamtabflusses zwischen dem mit E3D modellierten unverzögerten und verzögerten Abfluss. Als Messpunkt diente dabei jeweils der letzte Pixelwert am Vorfluterende des jeweiligen EZG. Die EZG unterscheiden sich in ihrem

Abflussverhalten sehr stark voneinander. Während EZG 1 und 2 einen annähernd gleich großen unverzögerten Gesamtabfluss aufweisen, ist der verzögerte Abfluss in EZG 1 verhältnismäßig deutlich geringer als der in EZG 2. Die größten Unterschiede entstehen in EZG 4. Hier macht der verzögerte Abfluss nur 2 % des unverzögerten Abflusses aus. Das entspricht einem Faktor von 57. In den anderen EZG liegen die Verhältnisse verzögert zu unverzögert bei 17 % bzw. einem Faktor von 5,8 in EZG 1, 68 % bzw. einem Faktor von 1,5 in EZG 2 und 14 % bzw. einem Faktor von 7,2 in EZG 3.

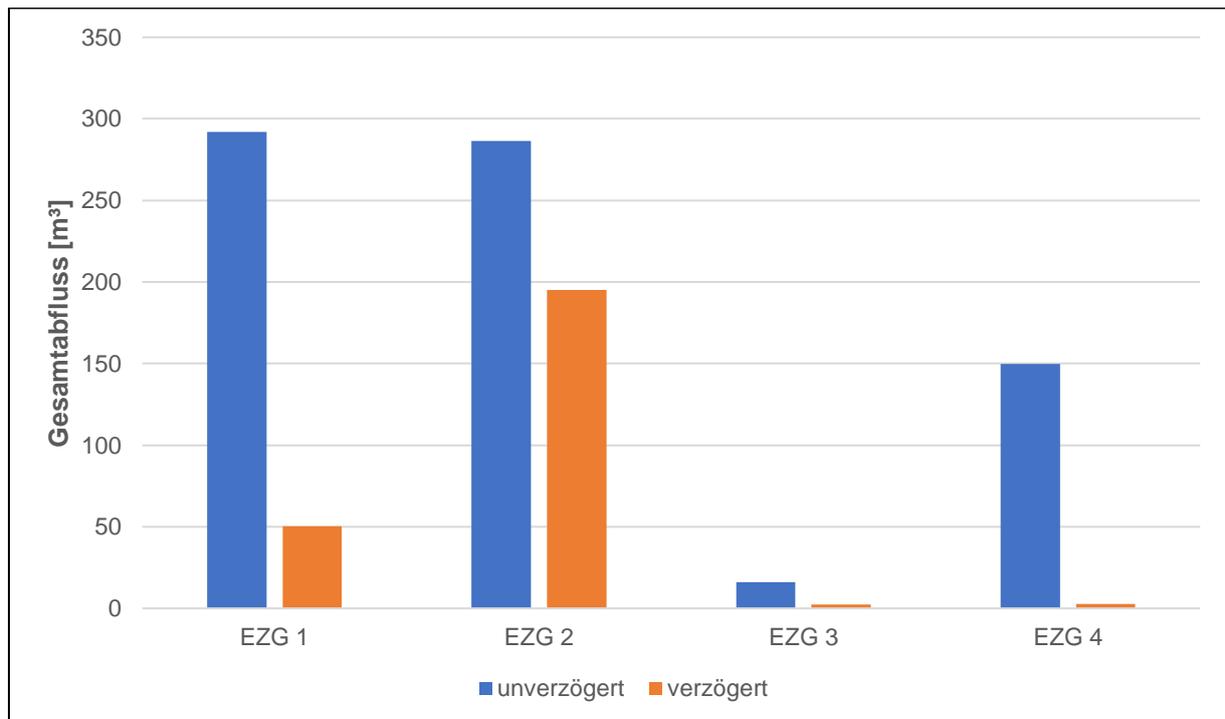


Abbildung 13: Am Gebietsauslass ermittelter unverzögerter Abfluss im Vergleich zum verzögerten Abfluss.

4.4 Maßnahme Szenarien

Das nachfolgende Kapitel beschäftigt sich mit der Modellierung wirksamer Maßnahmen, um die in dem Untersuchungsgebiet eintretenden Erosionserscheinungen zu reduzieren. Dabei werden zu Beginn Einzelmaßnahmen und aus diesen anschließend Maßnahmekombinationen vorgestellt.

4.4.1 Umstellung der Bodenbearbeitungsform (Szenario 1)

Diese Maßnahmemodellierung setzt sich aus mehreren Simulationen zusammen. Die Bearbeitungsform der Ackerschläge spielt eine wichtige Rolle hinsichtlich des Erosionsverhaltens. Je weniger der Boden maschinell bearbeitet wird, umso höher ist der Schutz vor Bodenerosion. Dazu zählen die konservierende Bodenbearbeitung mit Grubber und das Streifeneinsaatverfahren. Die generellen Charakteristika dieser Verfahren wurden bereits im Kapitel 1.5 erläutert. Die aktuelle angewendete Bearbeitungsform ist die konservierende Bodenbearbeitung mittels Grubbereinsatz. Um die Auswirkung der Umstellung auf das ebenfalls bodenschonende Verfahren Streifeneinsaat darzustellen, wurden für die beiden Niederschlagszeitpunkte mit dem höchsten Erosionspotential (11.06.19 und 12.07.19) die Bodenbearbeitungsformen gegenübergestellt. Abbildung 14 zeigt das Best Case-Szenario (Umstellung auf Streifeneinsaat unter Einbehaltung der Aussaat von Bienenweide AI5d), die Standardverhältnisse (konservierend bearbeitet mit Grubbereinsatz) und ein Worst Case-Szenario. Bei dem Worst Case-Szenario wird von einer Umstellung auf konventionelle Bodenbearbeitung ausgegangen, bei dem der Boden gepflügt wird. Außerdem ändert sich die Bewirtschaftung auf Maisanbau mit gleichem Aussaatzeitpunkt wie AI5d am 20.05.19.

Es zeigt sich, dass Erosion auch auf Direktsaatflächen auftritt. Allerdings ist diese nicht so stark ausgeprägt wie auf konservierend oder konventionell bewirtschafteten Flächen. Dabei sind die Unterschiede zwischen Streifeneinsaat und konservierender Bearbeitung im Saatbettzustand nicht so groß: die Depositionsfahnen sind teilweise breiter gefächert (vgl. EZG 4) und die Erosionserscheinungen auf den südlich gelegenen Ackerschlägen nicht so stark ausgeprägt. Die Streifeneinsaat zeigt zu einem fortgeschritteneren Zeitpunkt (12.07.19) ihre Vorteile: die Erosionserscheinungen im Best Case-Szenario sind deutlich geringer als unter den Standardbedingungen. Das Worst Case-Szenario repräsentiert die für das Untersuchungsgebiet ungünstigste Ausgangslage der Bodenbewirtschaftung. Der durchschnittliche Bodenaustrag ist teilweise um das 10-fache höher als auf Flächen, die mit Streifeneinsaat bearbeitet werden. Besonders die südlich gelegenen und nach Osten geneigten Ackerschläge weisen starke Erosionserscheinungen mit stellenweise über 200 kg m⁻² Bodenabtrag auf.

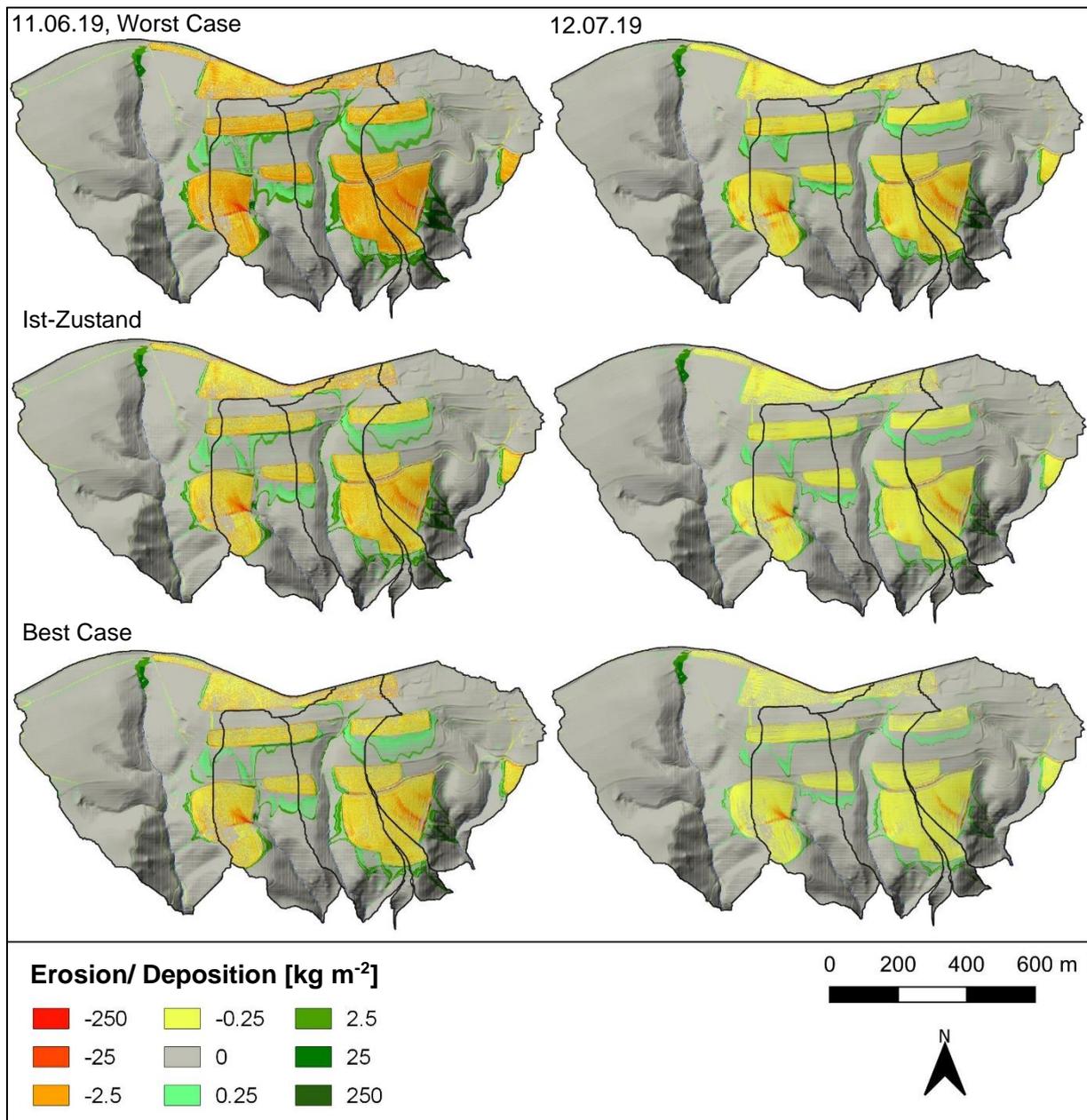


Abbildung 14: Vergleich der Bodenbearbeitungsformen konventionell, Grubber und Streifeneinsatz zu den Zeitpunkten 11.06.19 und 12.07.19.

Abbildung 15 zeigt die ackerbaulich maschinell bearbeiteten Flächen, aufgeteilt in Flächen-Ids. Die Nummerierung der Schläge erfolgte nach EZG separiert, weshalb einem Schlag mehrere Ids zugeordnet werden können, wenn diese mehrere EZG überschneiden. Gemeinsam mit Abbildung 16 lassen sich den entsprechend nummerierten Schlägen der entsprechende Bodenabtrag auf der jeweiligen Fläche zum Zeitpunkt des Starkregenereignisses am 11.06.2019 zuordnen.

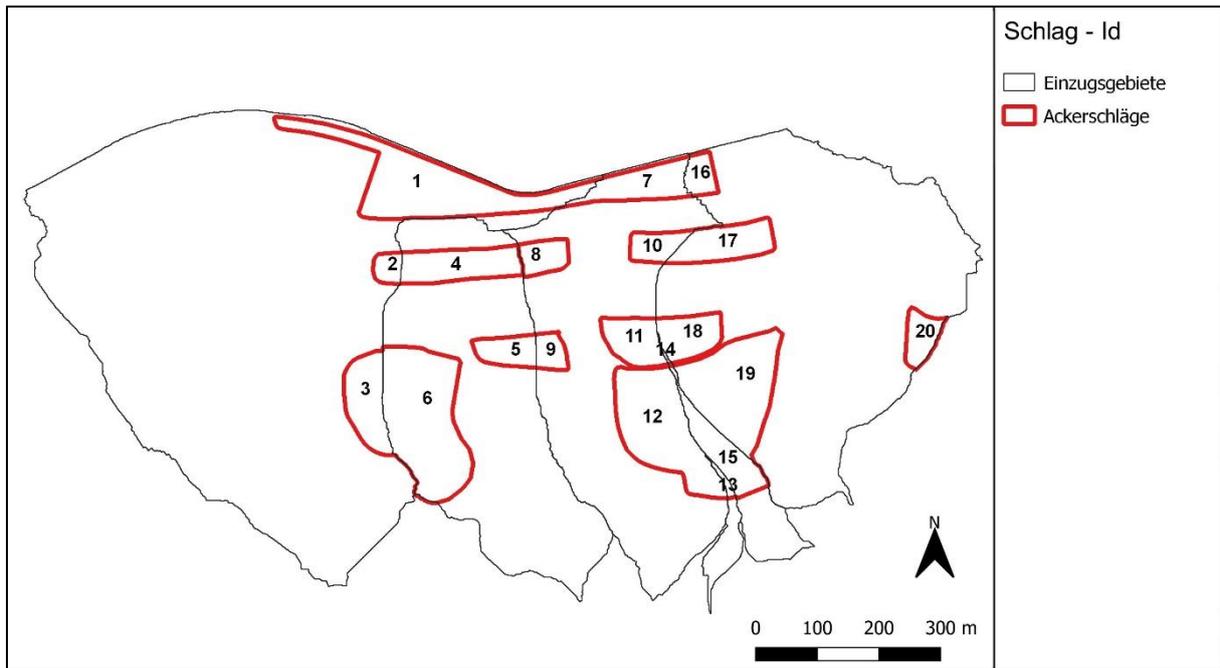


Abbildung 15: Schlagkarte mit nummerierten Schlägen.

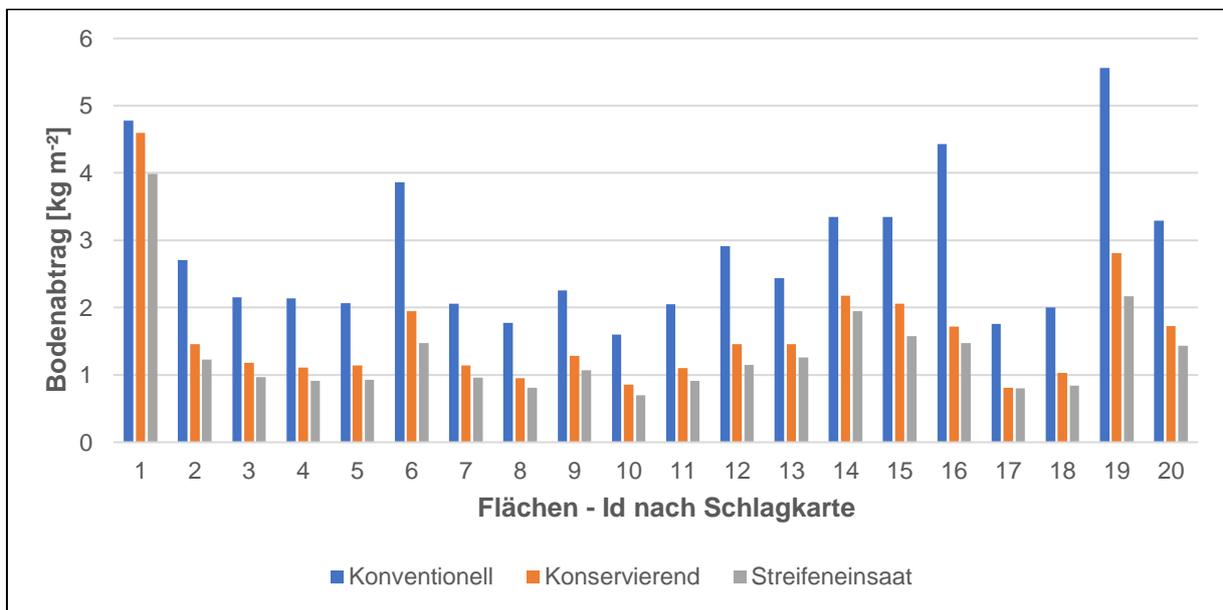


Abbildung 16: Vergleich der Auswirkungen der drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsformen auf den Bodenabtrag, separiert nach den Schlag-Ids entsprechend der Schlagkarte.

Hierbei zeigt sich, wie stark die Auswirkungen der Umstellung der Bearbeitung auf den Bodenabtrag sind. Mit der Umstellung auf konventionelle Bearbeitung ist auf allen ein starker Anstieg des Bodenabtrags zu verzeichnen. Auf vielen Schlägen erhöht sich der Bodenabtrag damit um den Faktor 2 und beträgt durchschnittlich 2,2 – 3,6 kg m⁻². Das Verhältnis zwischen den Bodenbearbeitungsformen ist deutlich strukturiert und lässt sich einer

Reihenfolge, beginnend nach dem höchsten Bodenabtrag, folglich einordnen: konventionell > konservierend > Streifeneinsaat. Eine Ausnahme zeigt sich in der Id 1. Hier übersteigt der Bodenabtrag unter der Streifeneinsaat knapp den Bodenabtrag unter konventioneller Bodenbearbeitung. Unter konventioneller Bearbeitung wird ein Bodenabtragsmaximum von $5,6 \text{ kg m}^{-2}$ und ein Minimum von $1,74 \text{ kg m}^{-2}$ ermittelt. Unter konservierender Bewirtschaftung (Ist-Zustand) ergibt sich ein Spektrum von $0,81 - 4,6 \text{ kg m}^{-2}$ und unter Streifeneinsaat $0,69 - 5,25 \text{ kg m}^{-2}$. Ist der Unterschied des Bodenabtrages zwischen der konventionellen und den anderen beiden Bearbeitungsformen sehr hoch, so zeigt sich zwischen der konservierenden und der Streifeneinsaat-Bearbeitung ein relativ geringer Unterschied (Abbildung 17).

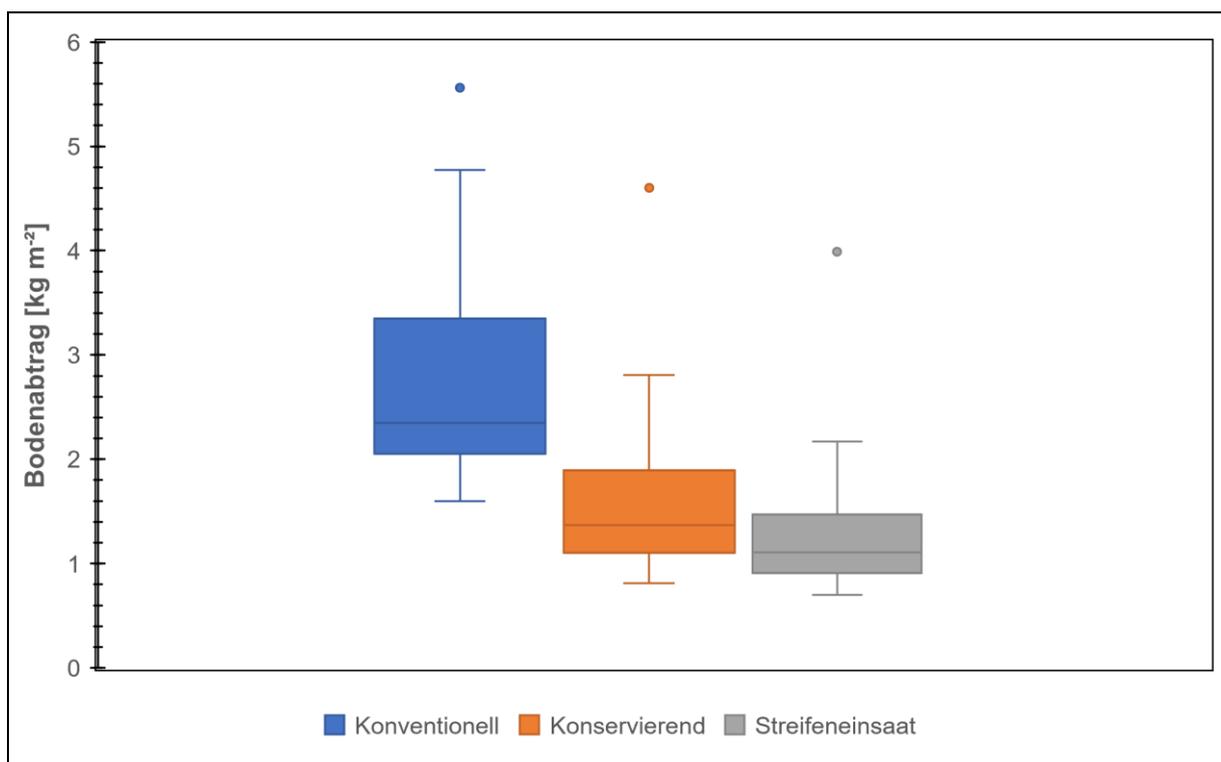


Abbildung 17: Der je nach Bodenbearbeitung auftretende Bodenabtrag, dargestellt als Boxplots.

4.4.2 Teilumwandlung einzelner Langnutzungsklassen (Szenario 2)

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Erosionsmodellierung betrachtet, bei der einzelne Landnutzungen aufgeteilt und erosionsschützenden Maßnahmen unterzogen wurden. Als Orientierung für die Platzwahl entsprechender Maßnahmen wurde die

Modellierung unter Ausgangsbedingungen (Abbildung 8 und 34) ausgewählt. Die Ergebnisse der Ausgangsbedingungen (konservierend, Grubber) werden als „Ist-Zustand“ bezeichnet und den Ergebnissen der Maßnahmen gegenübergestellt. Die Modellierung der Maßnahmen erfolgt ausschließlich unter Berücksichtigung des ersten Niederschlagsereignisses am 11.06.2019, bei der die Ackerschlagverhältnisse noch im Saatbettzustand vorherrschen. Als für das Untersuchungsgebiet sinnvolle Maßnahmen wurden dabei Teilflächenumwandlungen in mehrjähriges Grünland und Gehölzstreifen in Betracht gezogen. Des Weiteren wurden Auswirkungen von Aufwallungen und Rückhaltebecken auf den Sedimentaustrag am Vorfluterende untersucht. Als Referenzpunkt wurden dabei die Zelleigenschaften am Vorfluterende abgerufen. Die gesamte Übersicht der Ergebnisse ist nach Maßnahme und EZG geordnet und zusammengefasst im Anhang (Tabelle 21) sichtbar. Ein Maßnahmenplan ist in der nachfolgenden Abbildung 18 dargestellt.

Für jedes EZG wurde die Auswirkung einzelner Maßnahmen auf die Erosionserscheinung untersucht. Davon werden nachfolgend Beispiele vorgestellt, die sich als sehr effektiv herausgestellt haben. Aus mehreren Einzelmaßnahmen lässt sich eine Maßnahmekombination (Mk, Kapitel 4.4.3) abbilden. Diese hat das Ziel, besonders erosionskritische Stellen zu entschärfen und den Sedimentaustrag in die Vorfluter zu reduzieren.

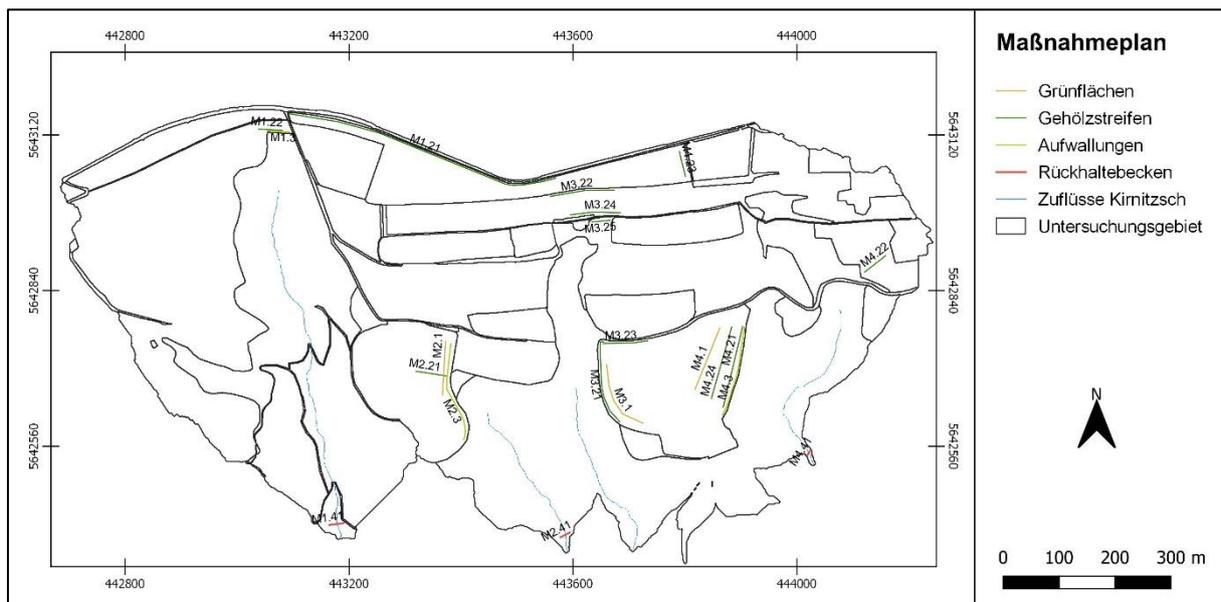


Abbildung 18: Maßnahmenplan für das Untersuchungsgebiet.

4.4.2.1 Teilumwandlung besonders erosionsgefährdeter Flächen in Grünland (mehrjährig)

Grünlandflächen, ob Dauergrünland oder mehrjähriges Grünland, haben erosionsmindernde Eigenschaften (vgl. Kapitel 1.5). Deshalb werden in diesem Maßnahmeplan besonders erosionsanfällige Ackerschläge in mehrjähriges Grünland umgewandelt. Ausgangslage ist das Modell unter den Standardbedingungen im Saatbettzustand (11.06.19). Dabei soll so wenig wie möglich Ackerland für den größtmöglichen erosiven Schutz umgewandelt werden, um die Bewirtschaftungsrentabilität nicht zu sehr zu gefährden.

In einem ersten Schritt wird sich auf die Erosionsminderung auf den besonders betroffenen Schlägen im Süden, die Richtung Osten geneigt sind, konzentriert. Die Fläche, auf der sich der Erosionsfächer abzeichnet (Id 6 in EZG 2) sowie die Fläche mit der Rinnenerosion (Id 19 in EZG 4) sollen mit einer mehrjährigen Wiesenvegetation bedeckt werden, um diese Erosionserscheinungen zu reduzieren.

Abbildung 19 zeigt die Wirkung einer angelegten (mehrjährigen) Blühfläche auf das von Erosion besonders betroffene Areal im EZG 2. Diese Blühfläche erstreckt sich mit einer Länge von 135 m und einer maximalen Breite von 85 m auf dem nord-östlichen Bereich des Ackerschlag. Mit einer Fläche von ca. 11700 m² nimmt diese Maßnahme knapp 43 % der ursprünglichen Schlagfläche ein. Vereinzelt treten Sedimentdeponierungen besonders im Bereich des Erosionsfächers im Ist-Zustand auf. Dieser ist nach der Etablierung der Grünfläche nicht mehr sichtbar. Eine Depositionslinie zieht sich quer über den angelegten Wiesenschlag und in den bewaldeten Steilhangbereich bis zu dem Beginn des Vorfluters. Die durchschnittliche Deposition beträgt 0,23 kg m⁻². Durch die vermehrte Sedimentdeponierung gelangt weniger Sediment in die Vorfluter (vgl. Tabelle 9). Damit beträgt der Abfluss am Vorfluterende 16,2 m³ m⁻¹. Die Nettoerosion beträgt 0,33 t ha⁻¹. Die ausgetragene Sedimentmasse beträgt 4414,0 kg. Zum Vergleich: Unter dem Ist-Zustand beträgt der Abfluss am Vorfluterende 286,5 m³ m⁻¹ mit einer Nettoerosion von 2,91 t ha⁻¹ und einer Sedimentmasse von 38503,2 kg m⁻¹.

Tabelle 9: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einer mehrjährigen Blühfläche (Maßnahme M2.1).

Maßnahme	Q _{ges} [m ³]	Sed _{ges} [kg]	C _{sed} [kg m ⁻³]	E _{net} [t ha ⁻¹]	E _{red} [%]
Ist-Zustand	286,5	38503,2	134,4	2,91	-
Blühfläche	16,1	4414,0	273,5	0,33	89

Der Vergleich der Nettoerosion im EZG zeigt eine Reduzierung um 89 %. Damit bewirkt das Anlegen einer Blühfläche in dem erosionskritischen Bereich des EZG 2 einen großen erosionsmindernden Effekt.

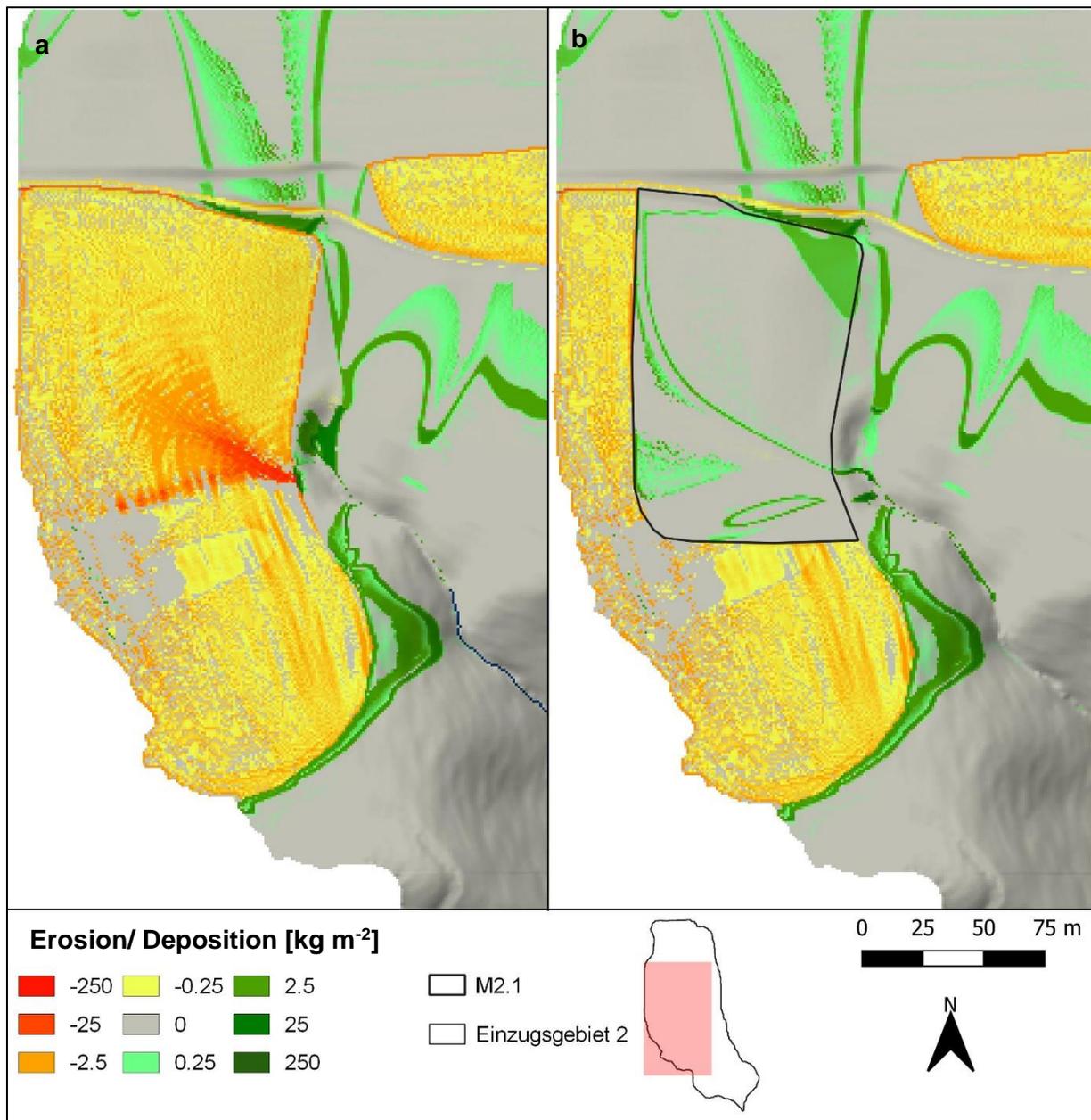


Abbildung 19: Darstellung der Erosion/ Deposition unter Ausgangsbedingungen zum 11.06.19 (a) im Vergleich zu der Auswirkung einer mehrjährigen Blühfläche (Maßnahme M2.1) auf den Bodenabtrag (b).

In dem EZG 4 wurde nach demselben Prinzip eine mehrjährige Blühfläche auf dem süd-östlich gelegenen Bereich des Ackerschlages im Übergang zu dem angrenzenden bewaldeten Steilhang angelegt. Die Ergebnisse zeigen mit Abbildung 20 ebenfalls Depositionerscheinungen wie bei der Anwendung der Maßnahme in den anderen EZG. Es bilden sich Depositionsfahnen aus zwischen denen eine leichte Erosion anhand von Rillen

erkennbar ist. Der Bodenabtrag summiert sich bis maximal $1,3 \text{ kg m}^{-2}$ mobilisierten Materials bei dem Schlagende am Übergangsbereich zu dem bewaldeten Hang. In dem Ist-Zustand treten an diesen Stellen Erosionserscheinungen von teilweise über 200 kg m^{-2} auf. Die Blühfläche erstreckt sich auf einer Länge von 190 m mit einer Breite von 20 – 80 m. Die Fläche beträgt ca. 10550 m^2 und beansprucht damit fast 51 % der ursprünglichen Schlagfläche. Durch diese modellierte Maßnahme verringert sich der Abfluss am Vorfluterende um $53,2 \text{ m}^3$, die Gesamtsedimentmasse um $15765,9 \text{ kg}$ und die Sedimentkonzentration um $79,1 \text{ kg m}^{-3}$. Werden im Ist-Zustand insgesamt $1,12 \text{ t ha}^{-1}$ Bodenmaterial im Einzugsgebiet erodiert, so nimmt die Nettoerosion unter dieser Maßnahme auf $0,35 \text{ t ha}^{-1}$ ab. Damit ergibt sich eine Erosionsreduktion von 69 %.

Tabelle 10: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einer mehrjährigen Blühfläche (Maßnahme M4.1).

Maßnahme	Q_{ges} [m^3]	Sed_{ges} [kg]	C_{sed} [kg m^{-3}]	E_{net} [t ha^{-1}]	E_{red} [%]
Ist-Zustand	149,7	22864,4	152,7	1,12	-
Blühfläche	96,5	7098,5	73,6	0,35	69

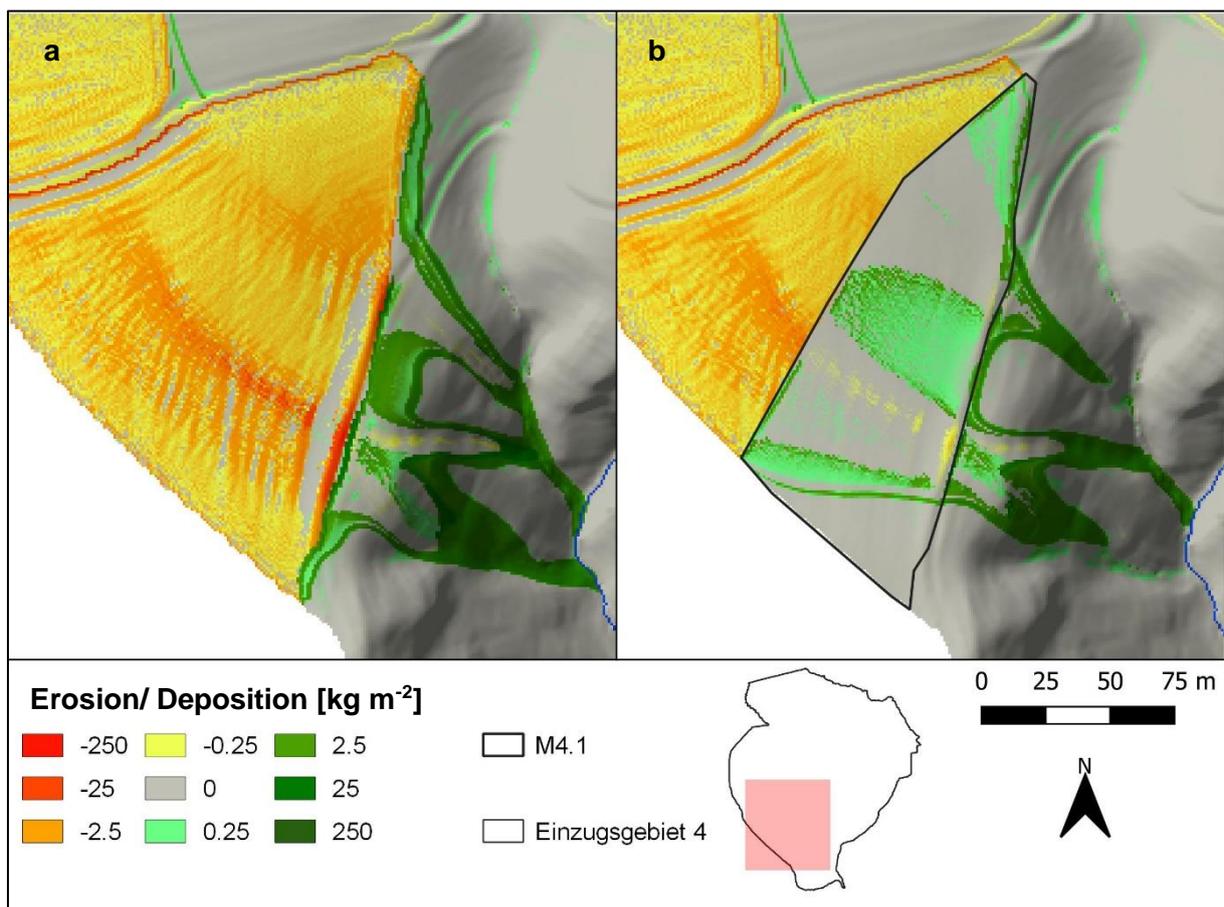


Abbildung 20: Darstellung der Erosion/ Deposition unter Ausgangsbedingungen zum 11.06.19 (a) im Vergleich zu der Auswirkung einer mehrjährigen Blühfläche (Maßnahme M4.1) auf den Bodenabtrag (b).

4.4.2.2 Gehölzstreifen an erosionsgefährdeten Bereichen

In einem weiteren Maßnahmeplan wurden auf besonders erosionsanfälligen Bereichen Gehölzstreifen angebracht, um die Erosionserscheinungen zu verringern und dabei den Flächenverbrauch möglichst gering zu halten. Grund für einen möglichst geringen Flächenverbrauch sind ökonomische Belange: Flächen, die von Gehölzstreifen beansprucht werden, können nicht landwirtschaftlich genutzt werden und liefern damit keinen wirtschaftlichen Ertrag. Gehölzstreifen wurden in allen EZG in verschiedenen Varianten modelliert und erzielten gute Ergebnisse. So konnte im Mittel die Nettoerosion durch einzelne Maßnahmen um bis zu 40 % gesenkt werden. Die nachfolgenden Abbildungen 21, 22 und 23 zeigen die Lage einiger modellierter Gehölzstreifen. Dabei wird in diesem Kapitel auf besonders erfolgreiche Maßnahmen eingegangen. Die Ergebnisse weiterer Modellierungen mit Gehölzstreifen sind Tabelle 20 im Anhang zu entnehmen.

Die Streifen wurden überwiegend parallel entlang der Hangneigung angelegt. Ausnahme bildet M2.21, die entlang des Erosionsfächers in einer Tiefenlinie angelegt wurde. Je breiter ein Streifen ist, desto effektiver wirkt sich dieser auf den Sedimentrückhalt aus. Bei starken Erosionserscheinungen hat sich ein entsprechend großer Gehölzstreifen als notwendig herausgestellt, um das ankommende Sediment abzufangen und entlang der angelegten Fläche zu deponieren. Je nach ankommenden Wasser- und Sedimentfrachten fallen die Gehölzstreifen M2.21 (Abbildung 22) und M4.21 (Abbildung 23) sehr groß aus.

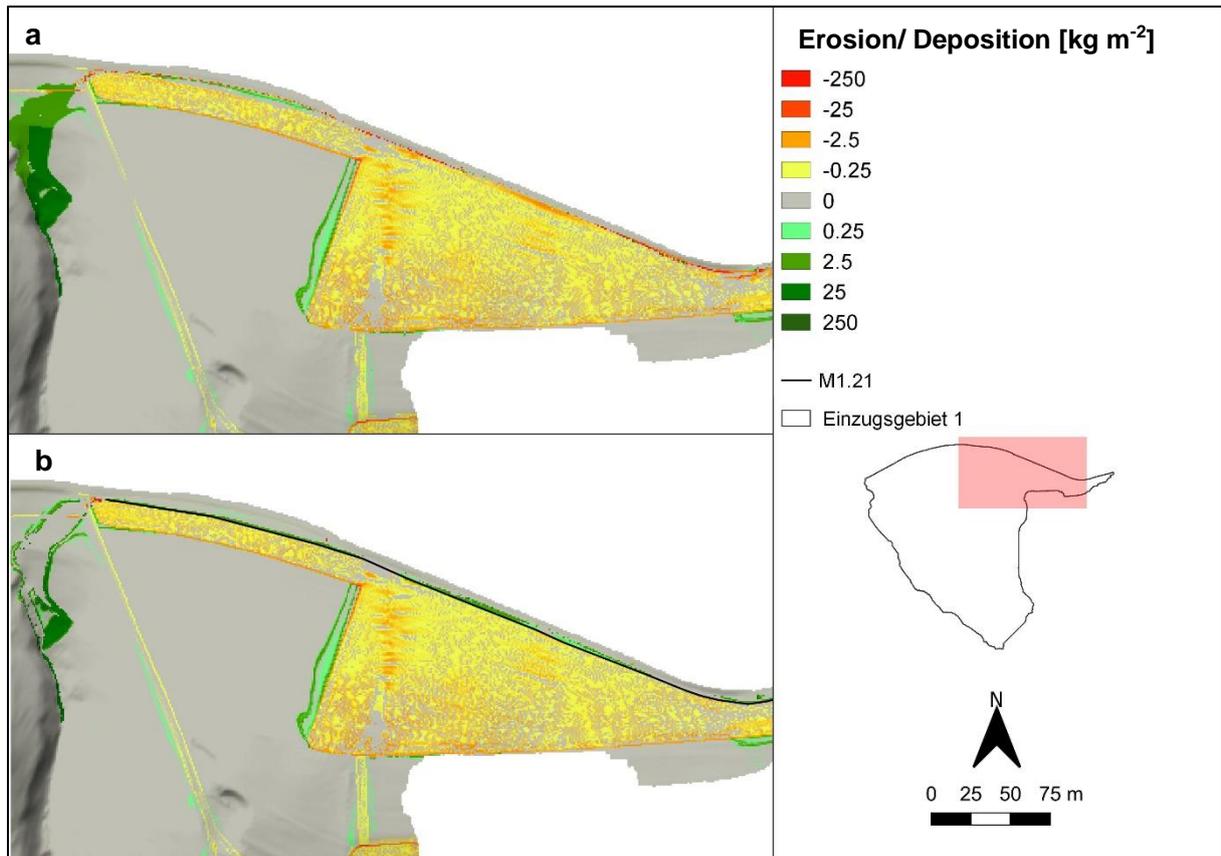


Abbildung 21: Darstellung der Erosion/ Deposition unter Ausgangsbedingungen zum 11.06.19 (a) im Vergleich zu der Auswirkung eines Gehölzstreifens am oberen Schlagrand (Maßnahme M1.21) auf den Bodenabtrag (b).

Mit dem auf am Feldrand des nördlichen Ackerschlares im EZG 1 modellierten Gehölzstreifen konnte der Austrag an Sediment deutlich verringert werden (Abbildung 21). Klar erkennbar ist eine Depositionslinie entlang des angelegten Gehölzstreifens (Abbildung 21 b). Hier lagern sich durchschnittlich $2,71 \text{ kg m}^{-2}$ Sediment ab. E3D gibt hierzu ein Depositionsmaximum von 50 kg m^{-2} an, mit einem Minimum von 0 kg m^{-2} . Da das Sediment hauptsächlich am Feldrand abgelagert wird, ist die an den Acker anschließende Depositionsfahne nicht mehr so stark ausgeprägt und es gelangt weniger Sediment in den Vorfluter, wie es auch anhand Tabelle 11 ersichtlich wird:

Tabelle 11: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einem Gehölzstreifen am oberen Schlagrand (Maßnahme M1.21).

Maßnahme	$Q_{\text{ges}} [\text{m}^3]$	$\text{Sed}_{\text{ges}} [\text{kg}]$	$C_{\text{sed}} [\text{kg m}^{-3}]$	$E_{\text{net}} [\text{t ha}^{-1}]$	$E_{\text{red}} [\%]$
Ist-Zustand	292,2	86915,1	297,5	2,58	-
M1.21	63,8	18387,7	288,4	0,55	79

Die Anwendung der Maßnahme würde nach EROSION 3D eine Reduktion des Abflusses am Vorfluterende von 228,4 m³ bewirken. Ebenfalls reduziert sich die ausgetragene Sedimentmenge um 68527,4 kg. Die Sedimentkonzentration nimmt um 9,1 kg m⁻³ auf 288,4 kg m⁻³ ab. Die Nettoerosion verringert sich von 2,58 t ha⁻¹ auf 0,55 t ha⁻¹. Damit verringert sich die Nettoerosion in dem EZG um 79 %. Der modellierte Gehölzstreifen erstreckt sich auf einer Länge von 526 m und weist eine Breite von durchschnittlich 4 – 5 m auf. Mit einer Fläche von 1920 m² macht der Gehölzstreifen einen Anteil von 7,3 % der anteiligen Ackerschlagfläche aus.

Neben der bereits aufgeführten Maßnahme mit einer Teilflächenumwandlung in Grünland für den besonders erosionsgefährdeten süd-östlich gelegenen Ackerschlag in EZG 2 wurden für den entsprechenden Bereich auch Maßnahmen mit dem Einbringen eines Gehölzstreifens modelliert. Das Ziel dieser Modellierung war es, einen Gehölzstreifen auf der Fläche des Erosionsfächers anzusetzen, um die Ausbildung der Erosionserscheinung zu unterbinden bzw. zu reduzieren und damit den Sedimentaustrag auf den angrenzenden Hangabschnitt und Vorfluter zu verringern, sowie den Flächenverbrauch möglichst gering zu halten. Die nachfolgende Abbildung 22 zeigt mit b und c zwei Gehölzstreifen unterschiedlichen Ausmaßes im Vergleich zu dem Ist-Zustand (a).

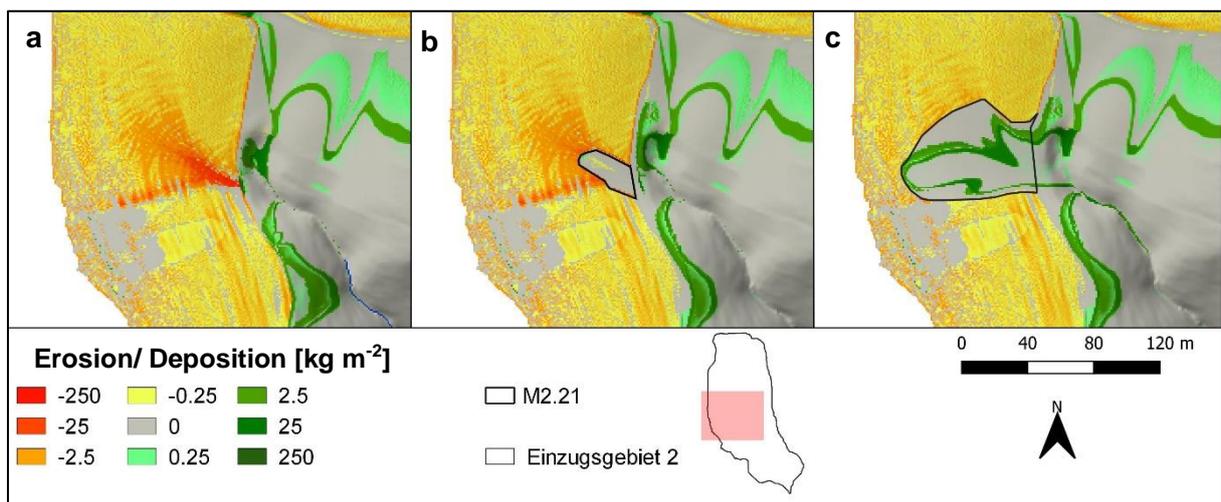


Abbildung 22: Darstellung der Erosion/ Deposition unter Ausgangsbedingungen zum 11.06.19 (a) im Vergleich zu der Auswirkung eines unzureichend schmal gehaltenen Gehölzstreifens (b) sowie eines ausreichend groß dimensionierten Gehölzstreifens (c, Maßnahme M2.21).

Teilabbildung b demonstriert einen Gehölzstreifen, der am östlichen Ackerende angesetzt wird und sich entlang des Erosionsfächers in das Feld zieht, um den Sedimenttransport in die sich deutlich sichtbare östlich anliegende Tiefenrinne zu verringern. Die modellierte Maßnahme deckt nicht den gesamten Erosionsfächer ab, sondern hauptsächlich den Bereich der

Tiefenlinie, in dem sich die aus dem Fächer ankommenden Sedimentmassen akkumulieren. Mit einer Länge von 40 m und einer Breite von bis zu 17 m nimmt die Maßnahme eine Fläche von 1303 m² ein. Das entspricht einem Anteil ca. 5 % des anteiligen Schlages. Durchschnittlich lagern sich 0,79 kg m⁻² Bodenmaterial in dem Gehölzstreifen ab. Dabei werden stellenweise maximal bis zu 11 kg m⁻² deponiert und in bestimmten Bereichen bis zu 0,6 kg m⁻² Bodenmaterial erodiert. Die Depositionerscheinungen zeigen sich hauptsächlich in dem östlich gelegenen Bereich der Maßnahme. In der Maßnahme selbst ist eine Sedimentdeposition nur in leichter Ausprägung im westlichen Bereich an der Spitze des Gehölzstreifens zu erkennen. Mit einer Reduktion der Nettoerosion um 38 % (siehe Tabelle 12) zeigt die Maßnahme für den Erosionsschutz eine verhältnismäßig moderate Wirkung. Allerdings ist die gewählte Fläche möglicherweise zu gering, da entlang der Ränder der Maßnahme Erosionslinien auftreten und es innerhalb der Maßnahme zu Erosionserscheinungen kommt.

Tabelle 12: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit den Gehölzstreifenvarianten b und c (Maßnahme M2.21).

Maßnahme		Q _{ges} [m ³]	Sed _{ges} [kg]	C _{sed} [kg m ⁻³]	E _{net} [t ha ⁻¹]	E _{red} [%]
Ist-Zustand		286,5	38503,2	134,4	2,91	-
M2.21	b	177,8	24028,4	135,1	1,82	38
	c	1,6	15,7	9,8	0,00	100

Die zweite Variante in Teilabbildung c hat das Ziel, die Effektivität des Gehölzstreifens durch eine größere Flächeninanspruchnahme zu erhöhen und damit die Erosionserscheinungen weitestgehend zu verringern. Dabei soll die in Anspruch genommene Fläche den gesamten Erosionsfächer abdecken und beträgt damit 4440 m². Dies entspricht ca. 17 % der anteiligen Ackerschlagfläche. Der im Vergleich zu der ersten Variante erhöhte Flächenverbrauch um 12 % zeigt dafür eine sehr hohe Effektivität für den Erosionsschutz: Da der hier vorgestellte Ackerschlag für das modellierte Niederschlagsereignis und unter den entsprechenden Bedingungen im EZG 2 hauptverantwortlich für den Sedimentaustrag in den Vorfluter ist, reduziert sich die Nettoerosion um ca. 100 %. Material, welches seitlich der Maßnahme mobilisiert wird, lagert sich innerhalb des Gehölzstreifens ab. Dies wird anhand der Depositionsfahnen gut sichtbar. Das Depositionsmaximum beträgt in einigen Bereichen der Maßnahme knapp 30 kg m⁻², eine Sedimentmobilisierung findet nicht statt. Die auf der Gehölzfläche durchschnittlich auftretende Deposition beträgt ca. 3 kg m⁻².

Der in EZG 4 auftretende und mit dem EZG 3 sowie den ZEKG 1 und 2 geteilte südlich gelegene Hang (Id 12 und 19) ist in EZG 3 nach Süden bzw. Südwesten geneigt und weist auch dort Erosionserscheinungen auf. Besonders entlang des westlichen Ackerbereiches

verlagern sich mobilisierte Sedimentmassen in den bewaldeten Hangbereich und gelangen teilweise in den Vorfluter. Die Modellierung eines Gehölzstreifens als Maßnahme 3.21 (M3.21) zielt daher auf eine Verringerung der Depositionsreichweite ab. Die Abbildung 23 (b) zeigt die Wirkung eines 172 m langen und ca. 7 – 10 m breiten Gehölzstreifens an dem westlich gelegenen Ackerrand auf den Sedimentrückhalt. Mit einer Fläche von 1213 m² werden ca. 6 % der Ackerfläche verbraucht. Im Mittel werden 3,12 kg m⁻² Bodenmaterial auf dem Gehölzstreifen abgeladen, mit einem gemittelten Depositionsmaxima von 24,12 kg m⁻². Durch die vermehrte Sedimentablagerung auf dem Gehölzstreifen wird die Sedimentverladung in den angrenzenden bewaldeten Steilhang verringert. Außerdem nimmt die Sedimentverladung in den Vorfluter ab, wie Tabelle 13 zeigt. Mit dem eingesetzten Gehölzstreifen lassen sich der Abfluss, die Sedimentmasse und Sedimentkonzentration drastisch verringern. Dadurch kommt es zu einer Abnahme der Nettoerosion um 89 %.

Tabelle 13: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit einem Gehölzstreifen am westlichen Schlagrand (Maßnahme M3.21).

Maßnahme	Q _{ges} [m ³]	Sed _{ges} [kg]	C _{sed} [kg m ⁻³]	E _{net} [t ha ⁻¹]	E _{red} [%]
Ist-Zustand	16,1	3475,2	215,6	0,25	-
M3.21	2,4	365,3	155,1	0,03	89

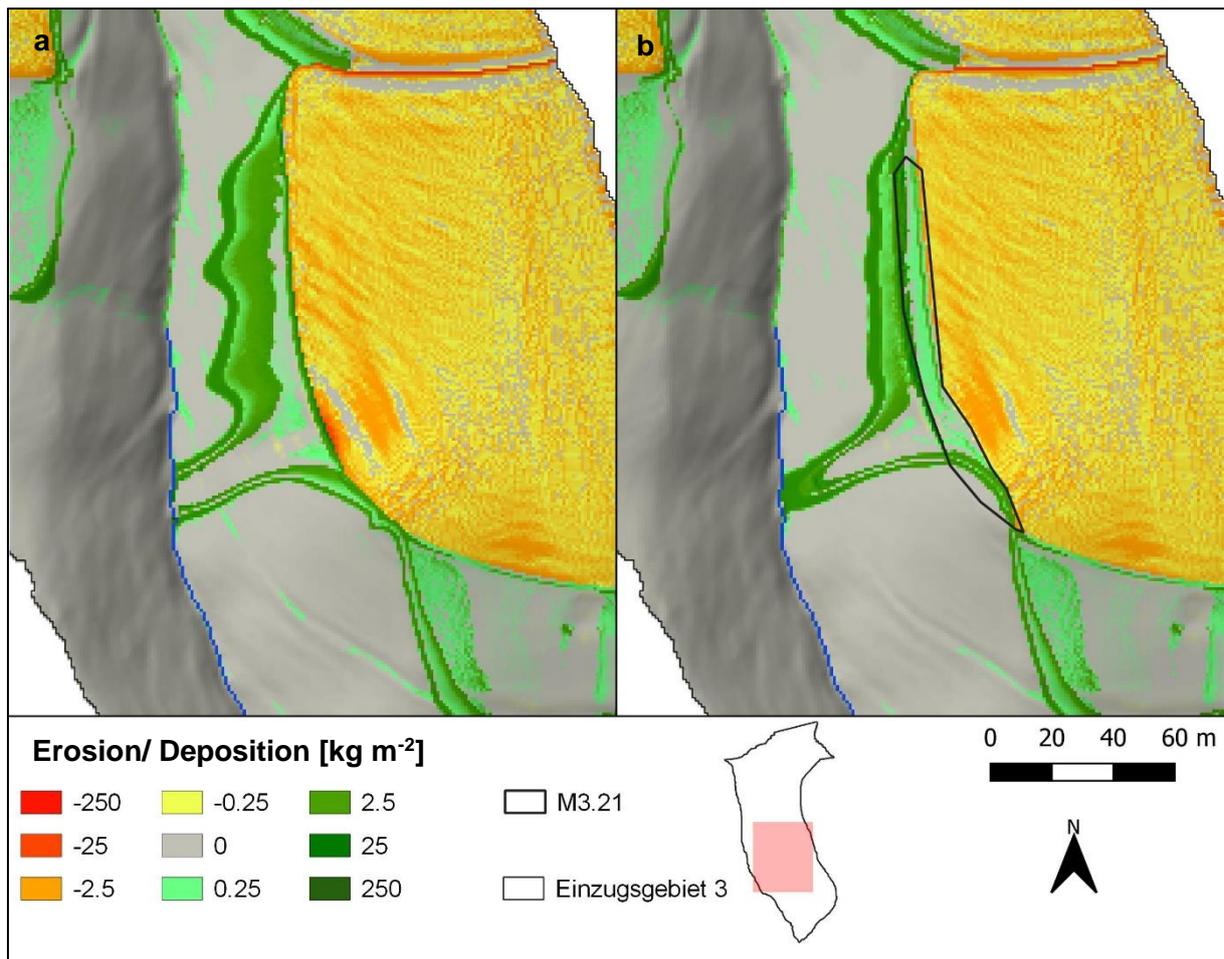


Abbildung 23: Darstellung der Erosion/ Deposition unter Ausgangsbedingungen zum 11.06.19 (a) im Vergleich zu der Auswirkung eines Gehölzstreifens am westlichen Schlagrand (Maßnahme M3.21) auf den Bodenabtrag (b).

Das mitmodellerte Zwischeneinzugsgebiet 2 (ZEZG 2) zeigt im Ausgangszustand eine Depositionsfahne an, die sich hangabwärts erstreckt und bis an die Talstraße gelangt (Abbildung 24). Die durch den Wasserfluss erzeugte Abflussbahn lässt sich im Gelände gut erkennen und ist fotodokumentiert im Anhang hinterlegt (siehe Abbildung 41). Um die entstehende Depositionsfahne einzudämmen, ist auch hier die Anwendung eines Gehölzstreifens im Übergangsbereich zwischen Ackerschlag und bewaldeten Hang möglich. In dem nachfolgend abgebildeten Modellierungsergebnis wurde ein Gehölzstreifen mit einer Breite von ca. 8 m verwendet. Gemeinsam mit einer Länge von 58 m beträgt die Fläche 472 m². Durch das Einbringen der Maßnahme verschiebt sich die Depositionsfahne von dem Steilhangbereich weg hin zu dem Ackerschlag und setzt sich hauptsächlich auf dem Gehölzstreifen bzw. in den Übergangsbereich Gehölzstreifen-bewaldeter Hang ab. Die langgezogene Depositionsfahne wird talabwärts deutlich abgeschwächt. Auf der Maßnahme

lagern sich durchschnittlich $2,9 \text{ kg m}^{-2}$ Bodensediment ab, stellenweise sind Depositionen von maximal bis zu $18,7 \text{ kg m}^{-2}$ zu verzeichnen.

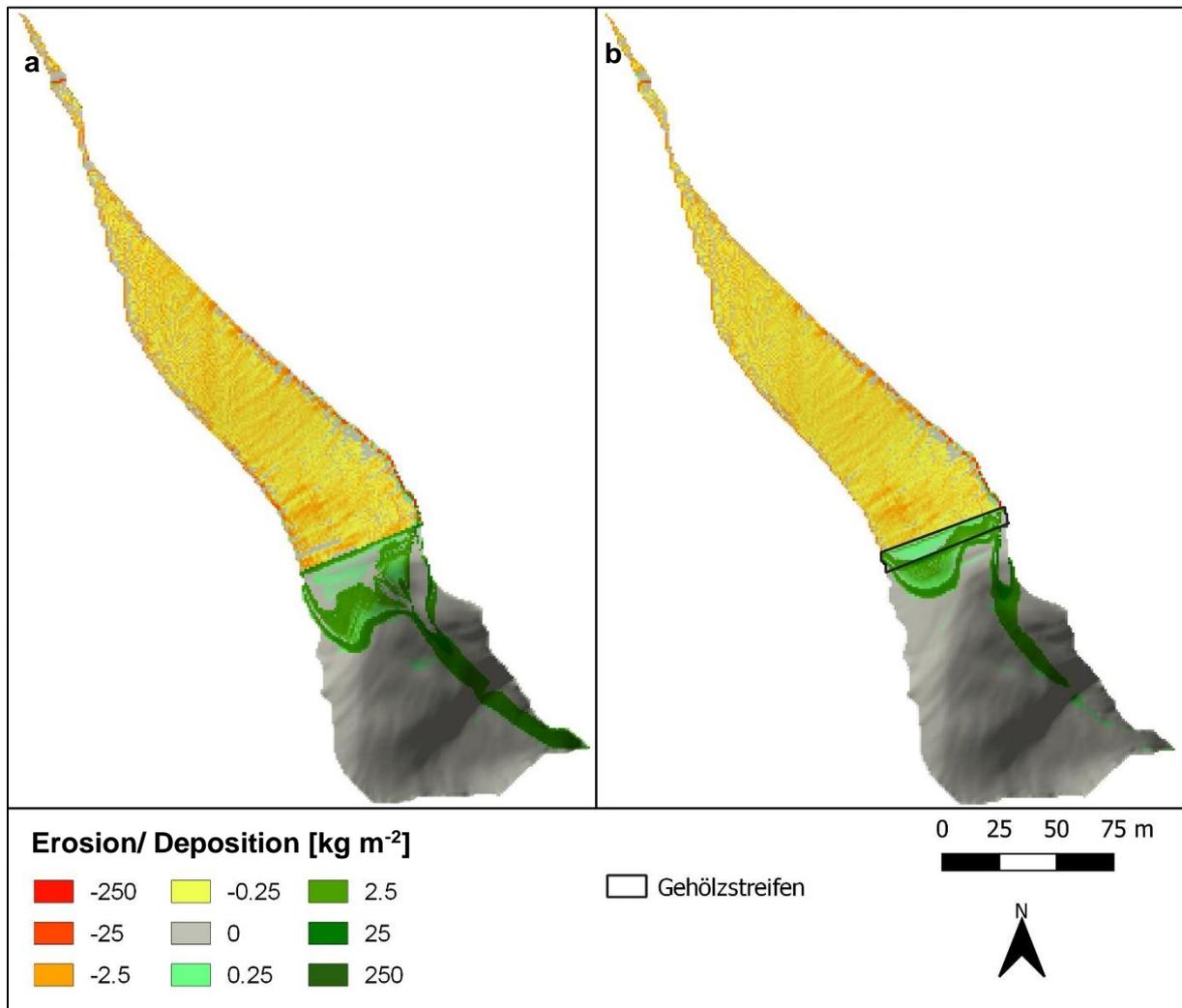


Abbildung 24: Darstellung der Erosion/ Deposition unter Ausgangsbedingungen zum 11.06.19 (a) im Vergleich zu der Auswirkung eines Gehölzstreifens am südlichen Schlagrand auf den Bodenabtrag (b) in ZEZG2.

Auch im EZG 4 konnten durch Gehölzstreifen als Einzelmaßnahme gute Erfolge hinsichtlich des Erosionsschutzes erzielt werden. Abbildung 25 zeigt die Bodenerosion auf dem südlichsten Ackerschlag unter Ausgangsbedingungen im Vergleich zu Gehölzstreifen unterschiedlichen Ausmaßes (b bzw. c). Dabei ist der Flächenverbrauch in der Variante b deutlich geringer gehalten als in c. Variante b erstreckt sich auf einer Länge von 200 m mit einer Breite bis zu 12 m. Mit einer Fläche von 3179 m^2 nimmt es knapp 15 % der Ackerfläche in Anspruch. Die Depositionsfahnen bleiben in ihrer Form weitestgehend bestehen. An dem Gehölzstreifen lagern sich während des Starkregenniederschlages durchschnittlich $2,31 \text{ kg m}^{-2}$ Bodenmaterial ab, mit einem Maximum von ca. 17 kg m^{-2} . Neben der erhalten gebliebenen Form der Depositionsfahnen bleibt auch die Fortsetzung der Rillenerosion mit

Sedimentverladungen in den bewaldeten Hangbereich bestehen. Erosion tritt an dieser Stelle auch an dem Rand des Gehölzstreifens auf, mit bis zu $1,0 \text{ kg m}^{-2}$ mobilisierten Bodenmaterials. Die im Vergleich zu Variante c klein gehaltenen Ausmaße machen einen geringen Flächenverbrauch aus. Dies führt allerdings nur zu einem mäßigen Erfolg in der Erosionsreduktion. So verringert sich u. A. die Nettoerosion um 58 % von $1,12 \text{ t ha}^{-1}$ auf $0,47 \text{ t ha}^{-1}$.

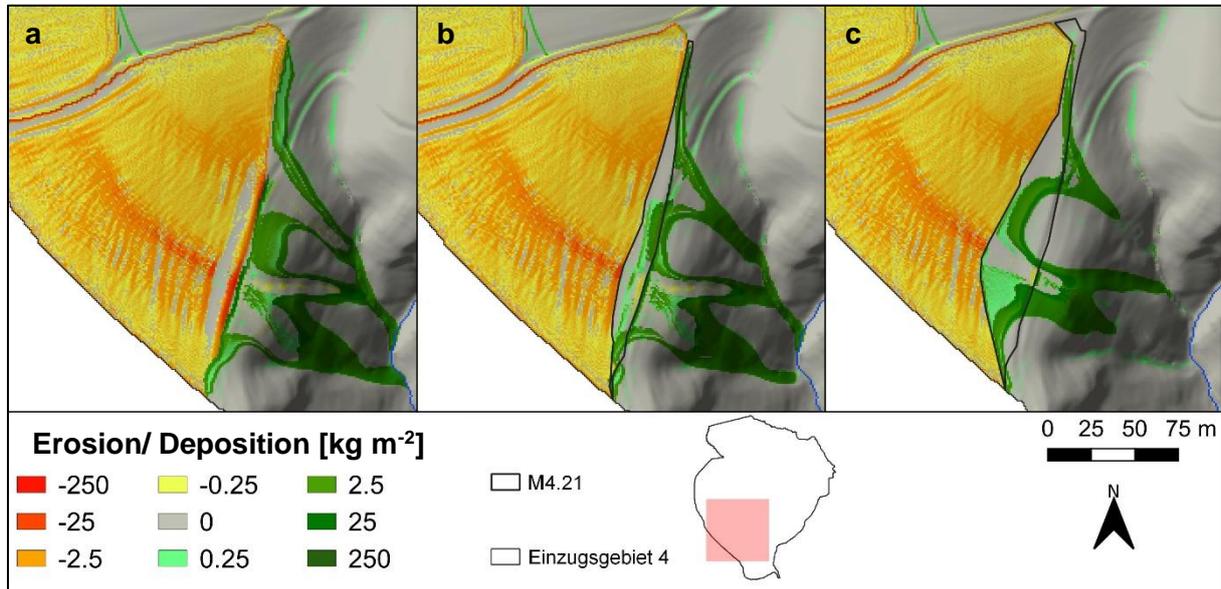


Abbildung 25: Darstellung der Erosion/ Deposition unter Ausgangsbedingungen zum 11.06.19 (a) im Vergleich zu der Auswirkung eines schmaler gehaltenen Gehölzstreifens (b) sowie eines größer dimensionierten Gehölzstreifens (c, Maßnahme M4.21).

Variante c zielt auf einer Verkürzung der Depositionsfahnen ab, um den Vorfluter zu entlasten und damit die Nettoerosion weiter zu reduzieren. Um dies zu erreichen, wurde der Flächenverbrauch von 15 % auf 18 % erhöht. Der mit Maßnahme c angelegte Gehölzstreifen hat eine Länge von 212 m mit einer Breite bis zu 32 m und besitzt eine Fläche von 3701 m^2 . Die Form des Gehölzstreifens wurde so gewählt, dass der breiteste Abschnitt in dem Bereich der stark ausgeprägten Erosionsrinne liegt, um die ankommenden Wasser- und Sedimentmassen besser abfangen zu können. Wie Variante c zeigt, verlagern sich die Depositionsfahnen etwas vom Hang weg hin zu dem Gehölzstreifen und kommen nur noch an wenigen Bereichen mit dem Vorfluter in Kontakt. Die sich ursprünglich in dem Hangbereich fortsetzende Erosionsrinne ist nicht mehr erkennbar, stattdessen ist an diese Stelle eine Depositionsfahne deutlicher ausgeprägt. Auf der Maßnahme lagern sich durchschnittlich $4,16 \text{ kg m}^{-2}$ mobilisiertes Bodenmaterial ab. In wenigen Bereichen kann die Deposition bis zu $41,1 \text{ kg m}^{-2}$ Material betragen. Erosion ist nur in einem kleinen Bereich an der östlichen Seite

der Maßnahme im Übergang in den Hangbereich erkennbar. Diese beträgt maximal bis zu 0,51 kg m⁻² mobilisierbares Bodenmaterial. Eine Erhöhung des Flächenverbrauches um 3 % fördert die Abnahme der Nettoerosion aus dem EZG. So nimmt unter Variante c der Austrag von Bodenmaterial aus dem EZG über den Vorfluter um 79 % ab (Tabelle 14). Das ergibt eine Steigerung um 21 % im Vergleich zu den Ergebnissen mit Variante b.

Tabelle 14: Ergebnis der Erosionsmodellierung mit den Gehölzstreifenvarianten b und c (Maßnahme M4.21).

Maßnahme		Q _{ges} [m ³]	Sed _{ges} [kg]	C _{sed} [kg m ⁻³]	E _{net} [t ha ⁻¹]	E _{red} [%]
Ist-Zustand		149,7	22864,4	152,7	1,12	-
M4.21	b	87,5	9691,0	110,8	0,47	58
	c	71,6	4742,3	66,2	0,23	79

4.4.2.3 Aufwallungen und Sedimentrückhaltebecken (Szenario 3)

Neben der (Teil-) Flächenumwandlung in mehrjährige Blühflächen und Gehölzstreifen werden ebenfalls die Funktionen bautechnischer Maßnahmen als Erosionsschutzkonzepte in Betracht gezogen.

Rückhaltemulden wurden mit den Zielen modelliert, die ankommende Bodensubstanz zurückzuhalten und ablagern zu lassen, sodass diese im Anschluss ausgehoben und auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgetragen werden können. Außerdem soll sich durch die bautechnische Maßnahme der Oberflächenabfluss verzögern und reduzieren. Rückhaltemulden wurden dabei mit einer Höhe von 1,5 – 2 m über der Geländeoberkante und einer Breite von ca. 3 m modelliert. Die Mulde soll möglichst noch bewirtschaftet werden können. Dafür soll die Verwallungsneigung ca. 1 : 8 betragen. Die hangabwärts ausgerichtete Böschung soll begrünt werden und eine Neigung von ca. 1 : 2 aufweisen. Der Wasserabfluss erfolgt über einen „Drop In“-Bodenabfluss. Darin wird das ankommende Wasser in einen unterirdisch liegenden Durchlass geleitet. Über den Bodenabfluss wird die Stauhöhe vorgegeben, weshalb der „Drop In“ auf ca. 20 cm Höhe über der Geländeoberkante modelliert wurde, um die Statik der Verwallung nicht unnötig zu gefährden.

Die Lage der Rückhaltemulden ist dem Maßnahmeplan (Abbildung 18) zu entnehmen. Diese beschränken sich auf die besonders kritischen Stellen in den EZG 1, 2 und 4. Da es mit E3D nicht ohne weiteres möglich ist, eine der Verwallung vorgeschaltete Drainage und den „Drop In“-Bodenabfluss zu berücksichtigen, wurde auf den betroffenen Bereichen der Wert der Lagerungsdichte auf 600 kg m⁻² und die Bodenfeuchte auf 29 Vol.-% herabgesenkt. Somit wird

ein kontinuierlicher Oberflächenabfluss erzeugt und die ankommenden Wassermassen versickern, was der Funktionsweise einer Drainage gleichkommt.

Unter den modellierten Voraussetzungen ergeben sich für EZG 1 und 4 ein gutes Potential den Sedimentaustrag aus dem EZG zu verringern (siehe Tabelle 15). Besonders positiv wirkt sich die Rückhaltemulde in EZG 1 auf den Sedimentaustrag aus: dieser kann hier quasi vollständig eliminiert werden. Ein ähnlich positiver Effekt macht sich in EZG 4 bemerkbar. Für EZG 2 stellt sich eine Rückhaltemulde, in der Art in der sie mit E3D modelliert wurde, als kontraproduktiv heraus. Hierbei konzentriert sich der Abflussstrom und tritt an einer Stelle über die Verwallung. Im Abflussverlauf bilden sich Erosionslinien aufgrund des konzentrierten Abflusses aus, die die Mobilisierung von weiteren Sedimentmassen ermöglichen. Eine mögliche Gegenmaßnahme wäre das Anlegen eines Grünstreifens vor der Verwallung, um die Geschwindigkeit des Abflusses zu reduzieren und das Sediment bereits dort abzuladen.

Tabelle 15: Ergebnisse der Modellierung mit Rückhaltemulden in den EZG 1 (M1.3), 2 (M2.3) und 4 (M4.3).

Maßnahme	Q_{ges} [m³]	Sed_{ges} [kg]	C_{sed} [kg m⁻³]	E_{net} [t ha⁻¹]	E_{red} [%]
M1.3	3,2	212,0	66,9	0,01	100
M2.3	294,8	88009,2	298,6	6,65	-129
M4.3	111,7	7075,3	63,3	0,35	69

Der Einsatz von Sedimentrückhaltebecken zeigte ebenfalls gute Erfolge. Sedimentrückhaltebecken dienen dabei nicht als Erosionsschutzmaßnahme, sondern vielmehr als Möglichkeit der Verhinderung möglicher aufkommender Offsite-Schäden in Folge von Überschwemmungen, die bspw. durch kurzweilige und sehr intensive Niederschläge ausgelöst werden können. In den Becken soll sich mitgeführtes Sediment ablagern und das Wasser verzögert weiterfließen. Ein Überspülen der Becken ist zu vermeiden und durch entsprechende Bauwerksanpassungen zu berücksichtigen. Damit verbleibt das Bodenmaterial quasi im EZG und kann ausgebagert wieder auf Felder ausgetragen werden, sofern die Sedimentmassen nicht als Sondermüll deklariert werden. Für die EZG 1, 2 und 4 wurden an dem Ende des entsprechenden Vorfluters jeweils ein Rückhaltebecken verbaut und deren Effekt anhand des Starkregenereignisses vom 11.06.19 untersucht. Die Lage der Rückhaltebecken ist in dem Maßnahmeplan (Abbildung 18) ersichtlich. In Tabelle 16 sind die Abfragewerte am Vorfluterende der Ausgangssituation bzw. Ist-Zustand (Mx-Ist) und der modellierten Maßnahme (Mx.4x) dargestellt.

Für die EZG 1, 2 und 4 wurden mehrere Maßnahmevarianten mit unterschiedlichen Höhen und Durchflüssen gewählt.

Ergebnisse

Tabelle 16: Ergebnisse der Modellierung mit Sedimentrückhaltebecken unterschiedlicher Maßnahmenvarianten in dem unteren Bereich der Vorfluter.

Maßnahme	Q _{ges} [m ³]	Sed _{ges} [t]	C _{sed} [kg m ⁻³]	E _{net} [t ha ⁻¹]	E _{red} [%]
M1-Ist	292,2	86,9	297,5	2,58	-
M1.41	283,1	42,9	151,6	1,27	51
M1.42	283,8	37,7	132,9	1,12	57
M1.43*	293,4	49,8	169,8	1,47	43
M1.44	248,8	28,0	112,3	0,83	68
M2-Ist	286,5	38,5	134,4	2,91	-
M2.41	280,4	20,7	73,9	1,57	46
M2.42	268,2	15,5	57,6	1,17	60
M2.43	278,4	18,8	67,6	1,42	51
M4-Ist	149,7	22,9	152,7	1,12	-
M4.41	110,6	9,4	84,6	0,46	59
M4.42	115,2	9,6	83,7	0,47	58
M4.43	114,4	8,2	71,8	0,40	64

* → Retentionsbecken tritt über

Tabelle 17: Maßnahmenvarianten mit unterschiedlichen Höhen-, Volumen- und Flächenproportionen.

Maßnahme	h _{max} [m]	h _{min} [m]	V [m ³]	Q [m ³ s ⁻¹]	A _{max} [m ²]	Dep [t]
M1.41	149	143	119,72	0,200	135,0	43,6
M1.42	149	143	162,6	0,150	145,0	48,8
M1.43*	148	143	109,64	0,150	132,0	41,1
M1.44	149	143	214,68	0,100	149,0	57,1
M2.41	151	145	100,13	0,200	106,0	17,7
M2.42	151	145	193,93	0,100	122,0	22,8
M2.43	151	145	135,93	0,150	114,0	19,6
M4.41	168	163	75,83	0,200	108,0	12,8
M4.42	168	163	72,77	0,150	111,0	12,6
M4.43	168	163	96,92	0,100	111,0	14

* → Retentionsbecken tritt über

Wird der Durchfluss aus dem Retentionsbecken verringert, so erhöht sich die Fläche und das Volumen des Beckens und mehr Material wird deponiert (siehe Tab. 17). Reicht die Staubeckenhöhe nicht mehr, kann es jedoch zu einem Wasserübertritt kommen, wie es bei M1.43 aufgeführt ist. Je nach gewählter Durchlassgeschwindigkeit lagern sich nach dem Starkregenniederschlagsereignis am 11.06.2019 in dem Retentionsbecken des EZG 1 44 – 57 t, in EZG 2 18 – 23 t und in EZG 4 13 – 14 t Material ab.

Das abgelagerte Sediment verbleibt im jeweiligen EZG und fließt nicht in die Ausgabe der Nettoerosion ein. Dadurch ergibt sich eine moderate Reduktion der Nettoerosion von 46 – 64 %.

4.4.3 Maßnahmekombinationen

Von den modellierten Einzelmaßnahmen ist es möglich, mehrere Maßnahmen zu kombinieren, um den Effekt einer erosionsschützenden Wirkung zu erhöhen. Dafür werden zwei oder mehr einzelne Maßnahmen in eine Simulation eingebracht. Für jedes EZG wird nachfolgend eine bzw. zwei Maßnahmekombinationen (Mk) aufgeführt und erläutert, die sich für die Erosionsreduktion als am effektivsten herausgestellt hat. Die Mk sind in folgender Tabelle 18 in einer Übersicht, verglichen mit dem Ausgangszustand (Mx-Ist), dargestellt. Dabei zeigt sich, dass die Nettoerosion mit geeigneten Maßnahmen und je nach EZG zwischen 75 – 100 % reduziert werden kann.

Tabelle 18: Ergebnisse der Modellierungen der Maßnahmekombinationen.

Maßnahme	Q _{ges} [m ³]	Sed _{ges} [kg]	C _{sed} [kg m ⁻³]	E _{net} [t ha ⁻¹]	E _{red} [%]
M1-Ist	292,2	86915,1	297,5	2,58	-
Mk1.1	23,3	6301,3	270,3	0,19	93
M2-Ist	286,5	38503,2	134,4	2,91	-
Mk2.1	1,8	65,3	36,1	0,01	100
M3-Ist	16,1	3475,2	215,6	0,25	-
Mk3.1	1,9	218,5	116,9	0,02	94
Mk3.2	1,7	145,3	87,8	0,01	96
M4-Ist	149,7	22864,4	152,7	1,12	-
Mk4.1	70,0	5760,6	82,2	0,28	75
Mk4.2	57,5	3370,9	58,6	0,17	85

Mk1.1 setzt sich aus zwei Gehölzstreifen zusammen. Dabei werden die Maßnahmen M1.21 und M1.22 kombiniert. Die Eigenheiten von M1.21 wurden bereits in Kapitel 4.4.2.2 aufgeführt. M1.22 ist ein Gehölzstreifen, der sich vor dem einsetzenden bewaldeten Hangbereich befindet und damit einen Anteil der sich dort zuvor befindlichen Dauerwiesenvegetation in Anspruch nimmt. Die Maßnahme weist eine Fläche von 720 m² auf. Die Länge beträgt ca. 60 m mit einer Breite von ca. 12 m. Damit macht die Fläche einen Anteil von 0,4 % der bewirtschafteten Dauerwiesenvegetation aus.

E3D berechnet eine Deposition von max. 100 kg m⁻², durchschnittlich lagern sich auf der Fläche 11,6 kg m⁻² ab. Erosion tritt dort nicht auf. Wie in Abbildung 26 zu sehen ist, wird die unter Ausgangsbedingung stark ausgeprägte Depositionsfahne durch die Maßnahmen stark abgeschwächt. Das bedeutet, dass das mobilisierte Sediment in den vorherigen Bereichen um die Erosionsschutzmaßnahme M1.21 zurückgehalten wird. Im Raum der Maßnahmen kommt es zu höheren Depositionsbeträgen, wodurch weniger Sediment in die Vorfluter gelangt.

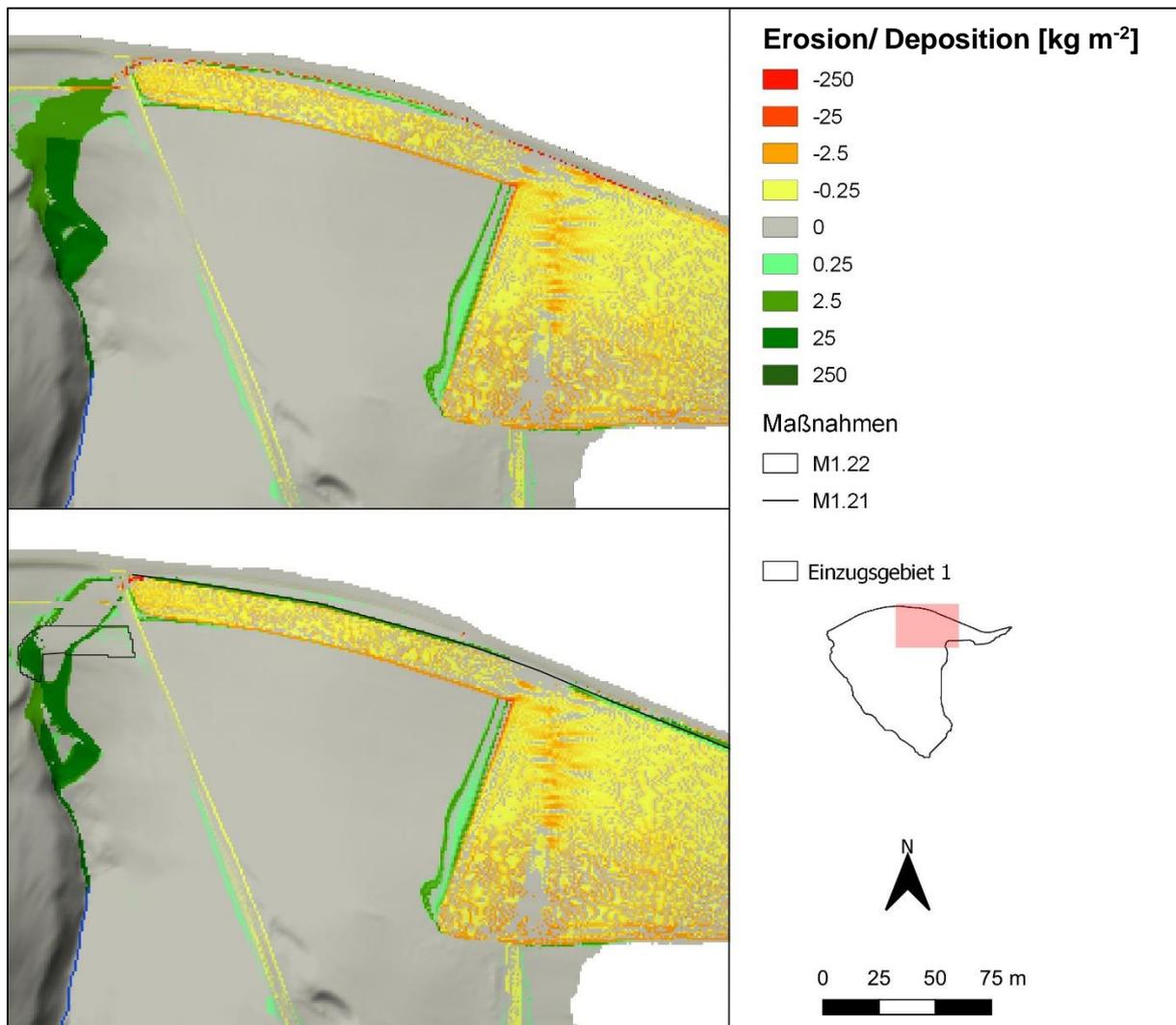


Abbildung 26: Darstellung des Ausgangszustandes (a) zum 11.06.19 im Vergleich zu der Maßnahmekombination (b, Mk1.1), bestehend aus einem Gehölzstreifen (M1.21) am nördlichen Ackerschlagrand und einem Gehölzstreifen in einem Bereich vorher genutzter Wiesenvegetation (M1.22).

Mk2.1 (Abbildung 27) ist eine Kombination aus der Anlage einer mehrjährigen Blühfläche (M2.1) mit zwei Gehölzflächen (M2.22 und M2.24). M2.1 wurde bereits in Kapitel 4.4.2.1 aufgeführt. Die Gehölzstreifen sind klein und haben eine unterstützende Funktion inne. So finden sich diese am östlichen Schlagrand. M2.22 ist dabei im tiefsten Bereich von M2.1 gesetzt, da sich hier im Ausgangszustand der Erosionsfächer konzentriert. Dadurch deponiert sich in diesem Bereich Bodenmaterial von bis zu 26 kg m^{-2} , durchschnittlich lagern sich 7 kg m^{-2} ab. Der Gehölzstreifen hat eine Fläche von 354 m^2 und macht damit 3 % der Grünlandfläche aus. Seine Länge beträgt ca. 31 m und seine Breite 11 m. M2.24 befindet sich am süd-östlichen Feldrand und wurde mit der Intention angelegt, den sich ins Tal ausbreitenden Depositionsfächer zu verkürzen und damit das Bodenmaterial in Feldnähe zu behalten. Der Gehölzstreifen erstreckt sich über eine Länge von 81 m und einer maximalen Breite von 5 m. E3D errechnet für diese Maßnahme eine maximale Deposition von

11,3 kg m⁻², durchschnittlich lagern sich 3,6 kg m⁻² Bodenmaterial ab. Mit einer Fläche von 341 m² macht M2.24 einen Anteil von 1,3 % des Gesamtschlages aus.

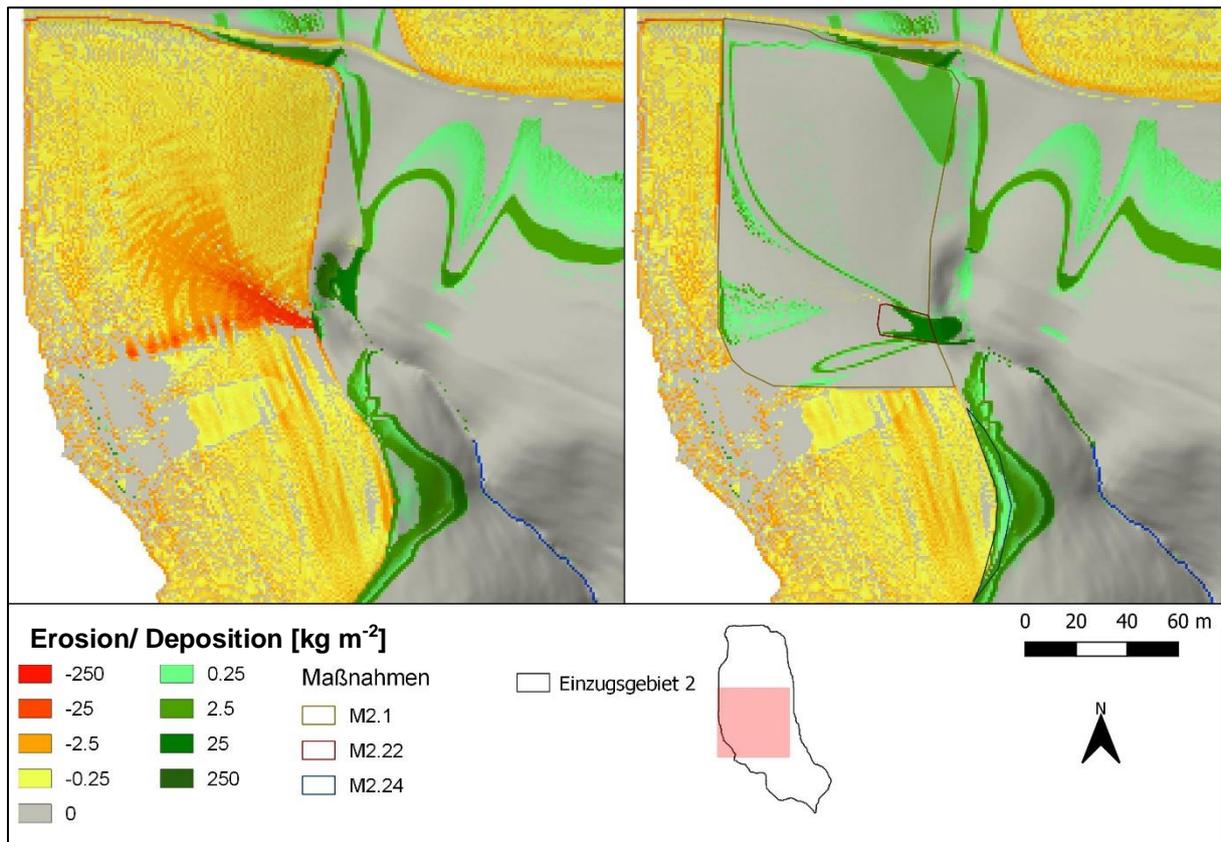


Abbildung 27: Darstellung des Ausgangszustandes (a) zum 11.06.19 im Vergleich zu der Maßnahmenkombination (b, Mk2.1), bestehend aus einer mehrjährigen Blühfläche (M2.1) mit einem Gehölzstreifen (M2.22) im Bereich der Hangmulde und einem im süd-östlichen Ackerschlagende angelegten Gehölzstreifen (M2.24).

Mk3.2 (Abbildung 28) setzt ähnlich wie Mk2.1 auf die Integration von mehrjährigen Blühflächen und Gehölzstreifen in das EZG, um die Erosion zu reduzieren. Hierbei wird der süd-westlich ausgerichtete Hang schlagunterteilt zwischen der Ackerfläche und einer mehrjährigen Blühfläche (M3.12), die in ihrer Tiefenlinie von einem Gehölzstreifen (M3.25) gestützt wird. Das Ziel der Modellierung bestand darin, die auftretende Depositionsfahne aus dem Hangbereich auf die Wiese bzw. den Gehölzstreifen zu verlagern, um den Sedimentaustrag aus dem EZG zu verringern. Im nördlichen Bereich des EZG findet sich mit M3.24(b) eine Erweiterung eines bereits vorhandenen Gehölzstreifens wieder, um die von Norden kommenden Wasser- und Sedimentmassen zu verlangsamen und das Sediment bereits vor dem Erreichen des Steilhanges zu der Ablagerung zu bewegen. M3.12 erstreckt sich über eine Länge von 212 m und einer Breite von maximal 21 m. Über der beanspruchten Fläche von 4527 m² (22 % der ursprünglichen Feldgröße) werden maximal bis zu 14,9 kg m⁻²

Bodensediment deponiert. Im Mittel lagern sich ca. $0,4 \text{ kg m}^{-2}$ Material ab. Stellenweise kann es auch zu einer Bodenmobilisierung kommen, bei der bis zu $0,18 \text{ kg m}^{-2}$ Material erodiert werden. Der unterstützende Gehölzstreifen M3.25 wird auf dem Feld in dem Bereich des größten auftretenden Oberflächenwasserabflusses angebracht, um diesen nach Passieren der Wiesenvegetation (M3.12) weiter zu verlangsamen und zur Sedimentablagerung zu bewegen. M3.25 ist dabei bewusst mit geringen Ausmaßen gewählt, um den Flächenverbrauch mit nicht bewirtschaftbaren Flächen nur gering zu erhöhen. Die Ausmaße betragen max. $32 \times 5 \text{ m}$ mit einer Fläche von 155 m^2 . Darauf lagern sich max. bis zu $12,2 \text{ kg m}^{-2}$, durchschnittlich bis zu $0,89 \text{ kg m}^{-2}$ Bodenmaterial ab. Auch hier sind Teilbereiche von Bodenmobilisierung betroffen, bei der bis zu $0,15 \text{ kg m}^{-2}$ Material erodiert werden können. Der Gehölzstreifen M3.24(b) erstreckt sich max. bis zu $34 \times 18 \text{ m}$ auf einer Fläche von 729 m^2 und resultiert aus einer modellierten Flächenumnutzung von Dauerwiese in Gehölzstreifen. Wie in der Abbildung 28 zu sehen ist, bewirkt M3.24(b) ein Verengen der auftretenden Depositionsfahne. Eine Verlangsamung des Wasser- und Sedimentgemisches führt zu der Verringerung der Transportkapazität des Wassers und damit zu einer vermehrten Sedimentablagerung auf die als Dauerwiese genutzten Bereiche, die sich im südlichen Bereich an die Maßnahme anschließt. Im Bereich der Maßnahme werden maximal bis zu $27,6 \text{ kg m}^{-2}$, durchschnittlich aber bis zu $4,5 \text{ kg m}^{-2}$ Bodenmaterial abgelagert.

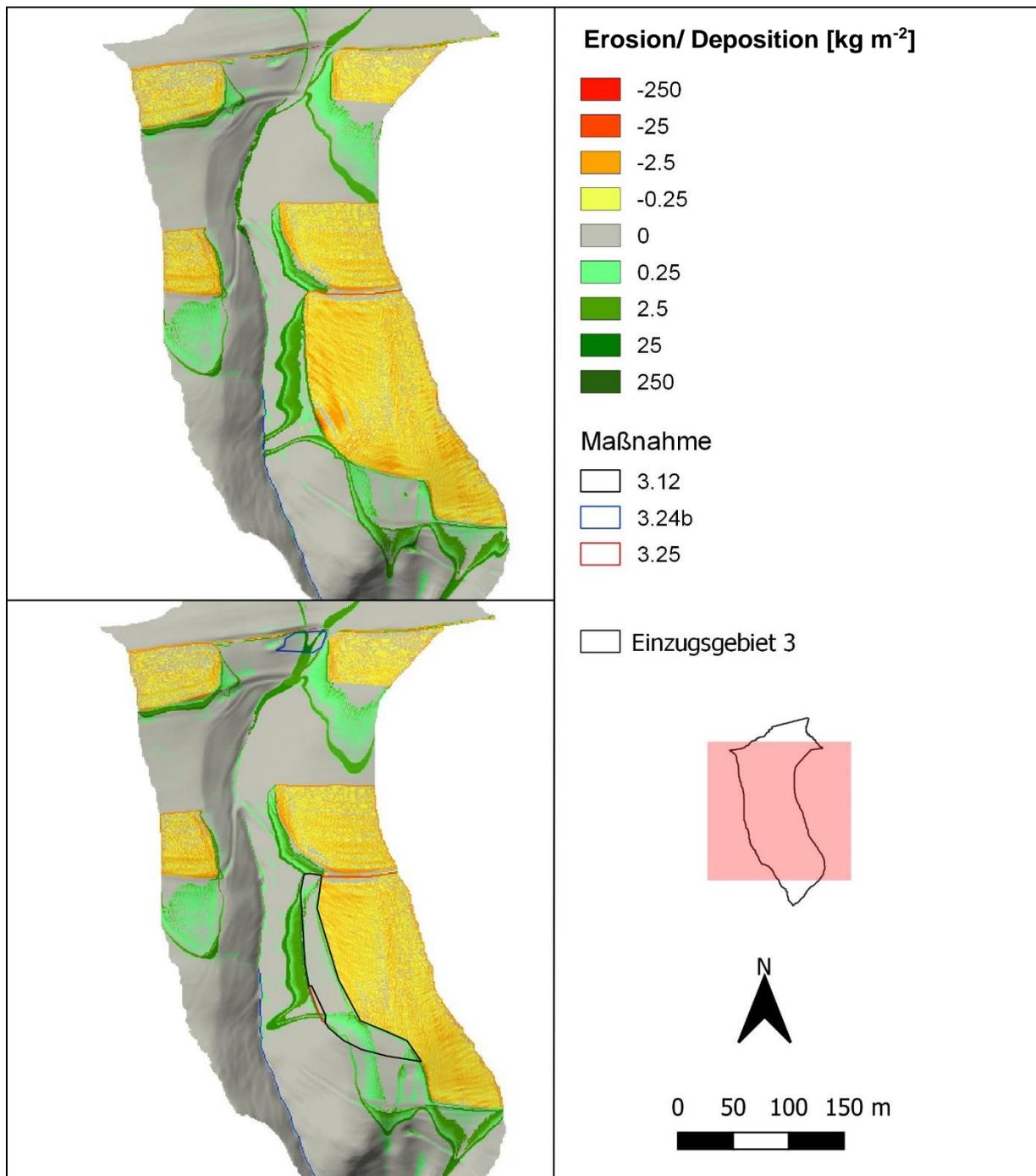


Abbildung 28: Darstellung des Ausgangszustandes (a) zum 11.06.19 im Vergleich zu der Maßnahmenkombination (b, Mk3.2), bestehend aus einer mehrjährigen Blühfläche (M3.12) mit einem daran angrenzenden schmalen Gehölzstreifen (M3.25) und einem sich nördlich befindlichen Gehölzstreifen (M3.24).

Mk4.2 (Abbildung 29) bildet Maßnahmen im südlichen und nördlichen Bereich des EZG 4 ab. Dabei wird ein Gehölzstreifen an den östlichen Rand des nördlichsten Ackerschlages gesetzt (M4.23). Für den südlichen Ackerschlag, von dem das größte Erosionspotential ausgeht, wird eine Kombination aus Gehölzstreifen (M4.25) und mehrjähriger Blühfläche (M4.12b) angestrebt. In dem hier vorgeschlagenen Szenario wird der südlich gelegene Ackerschlag

aufgeteilt: der nördliche Bereich wird wie zuvor ackerbaulich bewirtschaftet, an diesen schließt sich mit M4.25 ein an die Höhenkontur angepasster Gehölzstreifen und darunter anschließend mit M4.12b eine mehrjährige Blühfläche an. M4.25 zieht sich mit einer Länge von 160 m quer über den Schlag und besitzt eine maximal auftretende Breite von 15 m. Die benötigte Fläche beträgt 850 m², die damit 4,1 % der landwirtschaftlich genutzten Ausgangsfläche ausmacht. Hier lagern sich stellenweise maximal 16 kg m⁻² und durchschnittlich bis zu 1,8 kg m⁻² Bodenmaterial ab. Die mehrjährige Blühfläche hat Ausmaße von maximal 200 x 50 m. Die daraus resultierende Fläche beträgt 8022 m², was ca. 39 % der Gesamtschlagfläche ausmacht. Stellenweise lassen sich Depositionsspitzen von 19,7 kg m⁻² verzeichnen, ansonsten beläuft sich die durchschnittliche Deposition auf 0,54 kg m⁻². Es bilden sich Depositionsfahnen aus, die sich auch weiterhin bis in den bewaldeten Steilhang erstrecken, aber nur noch sehr wenig Sediment zu dem Vorfluter transportieren können. Auf den Hauptabflusswegen des Oberflächenabflusses kommt es auch weiterhin zu Erosionserscheinungen. So werden im Bereich von M4.12b stellenweise bis zu 4,2 kg m⁻² Bodenmaterial erodiert. M4.23 wurde für den nördlich gelegenen Ackerschlag vorgesehen, da dieser größere Erosionserscheinungen aufzeigt und eine große Abflussbildung entlang des Gefälles aufbaut. Diese Maßnahme ist ein max. 70 x 8 m großer Gehölzstreifen, der als Erweiterung des dort bereits vorhandenen Gehölzstreifens angesehen werden kann. Mit einer Fläche von 428 m² macht dieser einen Anteil von 14 % des sich in diesem EZG befindlichen Ackerschlages aus. Auf dieser Fläche lagern sich maximal bis zu 29,9 kg m⁻², durchschnittlich allerdings 1,4 kg m⁻² Bodenmaterial ab.

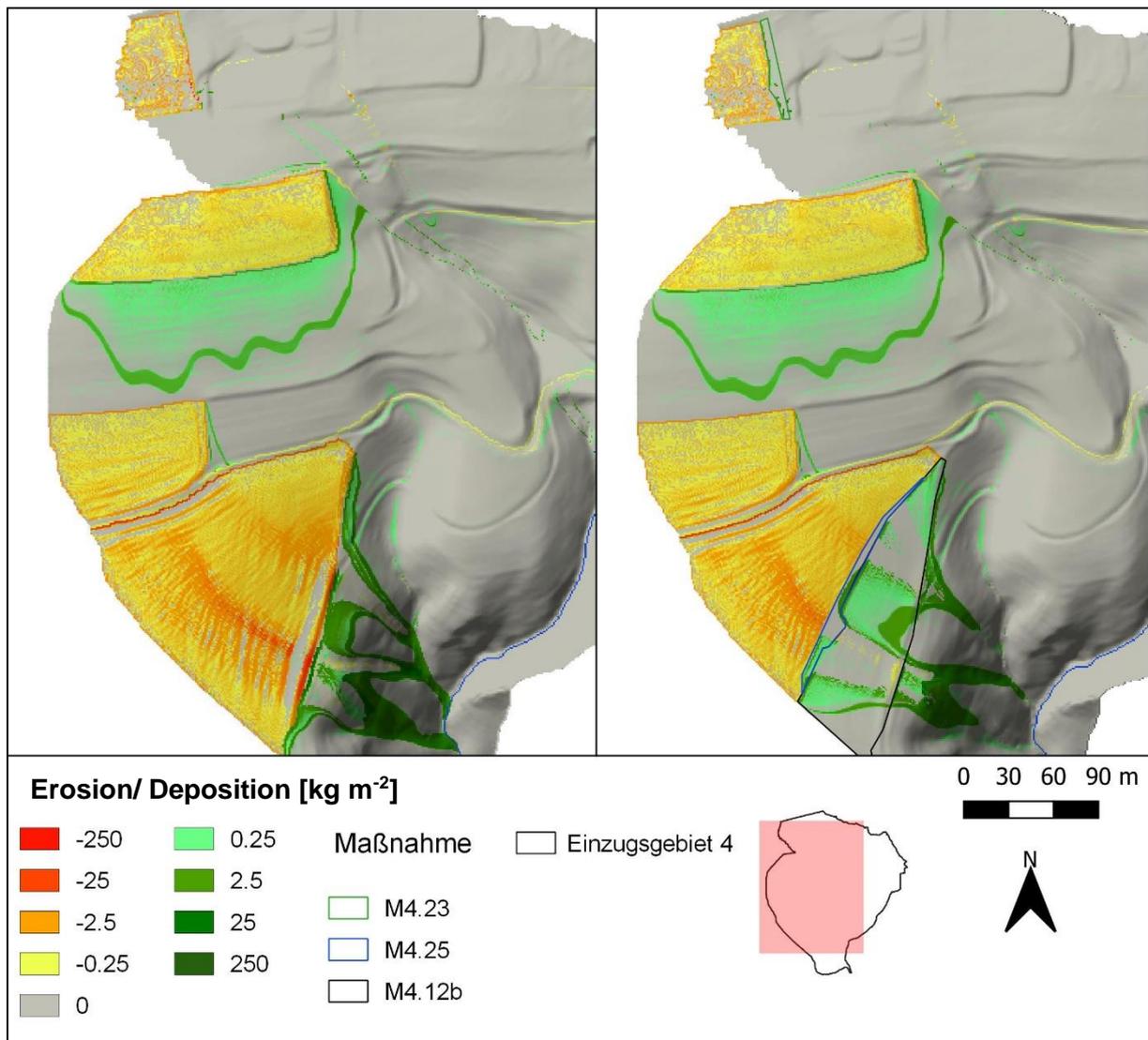


Abbildung 29: Darstellung des Ausgangszustandes (a) zum 11.06.19 im Vergleich zu der Maßnahmenkombination (b, Mk4.2), bestehend aus einer mehrjährigen Blühfläche (M4.12) mit einem nördlich anliegenden Gehölzstreifen (M4.25) und einem am nördlichen Ackerschlag angelegten Gehölzstreifen (M4.23).

5 Diskussion

Nachfolgend sollen die aus dieser Arbeit hervorgehenden Ergebnisse diskutiert werden. Besonderes Augenmerk liegt hierbei auf der Diskussion der Modellierung der Szenarien. Unterstützend werden Quellaussagen aus der Literatur angeführt.

5.1 DGM, Landnutzung und Bodenparameter

Die Rohdaten des verwendeten DGMs zeigen unter der verwendeten Projektprojektion ETRS89/ UTM 33N (EPSG: 25833) ein linienförmiges Karomuster auf. Dieses ist abhängig von dem betrachteten Maßstab stärker oder schwächer ausgeprägt. Unter einem geringen Maßstab ist es nicht zu erkennen (siehe Abbildungen der Maßnahmemodellierungen), unter einem hohen Maßstab ist es allerdings sichtbar (z. B. Abbildung 14). Das Glätten, die hydrologische Korrektur und die Verschneidung der DGM führten zu keiner Minderung des Effektes. Die Ergebnisse von EROSION 3D zeigten keinen Effekt dieses Karomusters auf die Modellierungen. Weder wurde entlang der Linien übermäßig viel Material mobilisiert noch deponiert. Auch der Oberflächenabfluss verhält sich unabhängig von dem Muster. Daher wird das Auftreten dieses Karomusters als ein rein optischer Effekt ohne Einfluss auf die Modellierungen deklariert.

Die Landnutzungspolygone wurden händisch mit Hilfe der Software QGIS erzeugt. Auf die Nutzung des ATKIS-DLM wurde hierbei bewusst verzichtet, da die EZG relativ kleinräumig vorliegen und so Bereichsgrenzen durch ein händisches Einzeichnen besser dargestellt werden können. Die Nutzungsart der Feldblöcke wurde anhand der Erkenntnisse aus Übersichtsbegehungen und aus gegebenen Nutzungsinformationen der für einen Großteil der im Untersuchungsgebiet befindlichen landwirtschaftlichen Nutzflächen verantwortlichen Agrargenossenschaft „Sächsische Schweiz“ Saupsdorf e.G. bestimmt und spiegeln daher die realen Nutzungsverhältnisse zu den Zeitpunkten der eintretenden Niederschlagsereignisse wider. Die Bodenparameter wurden aus dem Parameterkatalog von Michael et al. (1996) adaptiert. Ausnahmen bilden Bodenparameter für die Bodenbearbeitung mit dem Streifeneinsaat-Verfahren. Diese sind in dem Parameterkatalog nicht aufgeführt und wurden aus vorliegenden Daten von Beregnungsversuchen in Sachsen, die unter Anwendung des Streifeneinsaat-Verfahrens durchgeführt wurden, adaptiert. Die Werteverteilung der Parameter basiert auf Annahmen und ist daher mit großer Unsicherheit behaftet. So wurde

beispielsweise für die Acker-, Forst- und Wiesenflächen der Ausgangssimulation ein hoher Anfangswassergehalt von 39 Vol.-% angenommen, da einerseits in Tagen vor dem Niederschlagsereignis Niederschlag auftrat und andererseits bei einer höheren Sättigung die Wasserinfiltrationskapazität schneller überschritten und das überschüssige Wasser als Oberflächenabfluss berechnet wird. Aufgrund der hohen Modellsensitivität von E3D für den Anfangswassergehalt lassen sich damit Erosionserscheinungen deutlicher darstellen und Fließwege erkennbar machen. So zeigen Schmidt et al. (1999) in einer Studie auf, dass eine Veränderung des Anfangswassergehaltes um +10 Vol.-% eine Änderung des Oberflächenabflusses um +43 - +216 % sowie einen Sedimentaustrag von +143 - +238 % hervorruft, während eine Verringerung um 10 Vol.-% eine Änderung des Oberflächenabflusses um -43 - -84 % bzw. des Sedimentaustrages um -39 - -77 % erzeugt.

5.2 Modellierung und Validierung des Ausgangszustandes

Die Modellierung der auftretenden Bodenerosion zu den drei Niederschlagsereignissen zeigt eine von der Regenintensität und der Beschaffenheit des Bodens abhängige Bodenerosionskarte. Das Untersuchungsgebiet schafft für einen Erosionsschutz bereits gute Ausgangsbedingungen: die landwirtschaftlich nutzbaren Ebenen sind entlang der Hanglänge in mehrere Schläge unterteilt, die sich zwischen Acker und Grünland abwechseln. Vereinzelt sind schmale Gehölzstreifen zwischen den Schlägen angesiedelt. Auch fördert die Aussaat von Bienenweide auf den Ackerflächen den Erosionsschutz. Besonders die Schlagunterteilung hat sich in der Erosionsmodellierung als sehr effektiv herausgestellt: das von dem im Untersuchungsgebiet nördlich gelegenen Ackern mobilisierte Sediment wird größtenteils auf dem darunter liegenden Grünland deponiert. Der sedimentführende Oberflächenabfluss verliert bei dem Passieren von Grünland an Geschwindigkeit. Daraus resultiert eine Verringerung der Transportkapazität und Sedimente werden entlang der Fließstrecke deponiert. Der verlangsamte Oberflächenabfluss kann wiederum weniger neues Bodenmaterial mobilisieren, da die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses die Transportkapazität beeinflusst.

Aufgrund der hauptsächlich sandig-schluffigen Bodentextur und der teils recht steilen bewirtschafteten Flächen mit Hangneigungen zwischen 2 bis 9° kann das Bodenmaterial sehr leicht mobilisiert werden. Neben der Hangneigung ist auch die Hanglänge entscheidend für die Mobilisierung von Bodenmaterial. Das zeigt sich in EZG 2 und 4, wo die am tiefsten gelegenen Ackerschläge große Hanglängen ausmachen und damit starke

Erosionserscheinungen erfahren. Besonders hoch ist die Materialmobilisierung von dem Beginn der Feldbestellung an bis in den Saatbettzustand hinein.

Werden die Sedimente der oberen Schläge auf den darunter liegenden Wiesen abgeladen, so ist dies bei den südlichen, tiefer gelegenen Hängen nicht möglich. Hier grenzt der bewaldete Hang an, der mit über 30° als Steilhang klassifiziert wird. Der aus den oberen Höhenabschnitten ankommende Oberflächenabfluss fördert die Erosion in den unteren Schlägen zusätzlich, da bereits transportiertes Sediment abgeladen ist und dadurch wieder mehr Sediment in den unteren Schlägen mobilisiert werden kann. Trotz der höheren Rauigkeit und Erosionswiderstand des Waldbodens ist es nicht möglich, alle ankommenden Sedimente in diesen Bereichen abzuladen, sodass die Vorfluter in den einzelnen EZG stark belastet werden. Besonders hohe Erosionserscheinungen lassen sich dabei an den süd-östlich ausgerichteten Hanglagen erkennen. Dies hat mit der Reliefbeschaffenheit des EZG zu tun: Die süd-östlich ausgerichteten Hanglagen weisen eine höhere Neigung als die süd-westlich ausgerichteten Hanglagen auf. Der in EZG 2 auftretende Erosionsfächer sowie die in EZG 4 auftretenden Erosionsrillen machen einen plausiblen Eindruck und können auch anhand von Orthofotos (siehe Anhang) validiert werden.

Der Verlauf der Erosionsmodellierung zu den gegebenen drei Zeitpunkten der Niederschläge erscheint nachvollziehbar. Der Pflanzenbewuchs auf den Ackerflächen nimmt mit der Zeit zu. Damit erhöht sich der Bedeckungsgrad. Dies steigert die Rauigkeit und den Erosionswiderstand des Bodens. Für eine Bodenmobilisierung zu einem der späteren Zeitpunkte ist eine vergleichsweise höhere Niederschlagsintensität nötig, um ähnliche Effekte wie bei dem Niederschlagsereignis am 11.06. zu dem Zustand des Saatbetts zu erreichen.

Modellvalidierung

Für eine Validierung der modellierten Erosionsergebnisse wird ein Vergleich zwischen E3D und der für die Bodengefährdungskarte Sachsen verwendeten Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) angestrebt. Die ABAG ist wie in Kap. 1.6 bereits aufgeführt, die aus dem amerikanischen hervorgegangene Universal Soil Loss Equation (USLE), die für den deutschen Raum adaptiert wurde. Ein direkter Vergleich beider Modelle ist in diesem Kontext schwierig, da E3D für diese Arbeit ereignisbezogene Daten liefert, die ABAG allerdings einen mittleren jährlichen Bodenabtrag. Für einen Vergleich wurden die Bereichsgrenzen von E3D entsprechend angepasst. Auf den bearbeiteten Flächen zeigt sich im Vergleich zu E3D bei der ABAG ein erhöhter Bodenabtrag. In kritischen Bereichen, in denen ein erhöhtes Erosionspotential errechnet wurde, nähern sich die Bodenabträge beider Modelle an. Dabei handelt es sich vor allem um die landwirtschaftlich bearbeiteten südlich gelegenen

Flächen in EZG 2 und 4 sowie die nördlich gelegene Fläche in EZG 1. Diese weisen einen hohen Bodenabtrag auf sowohl ereignisbezogen in E3D mit bis zu 250 t ha^{-1} je Einzelereignis als auch im mittleren jährlichen Bodenabtrag der ABAG mit über $130 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

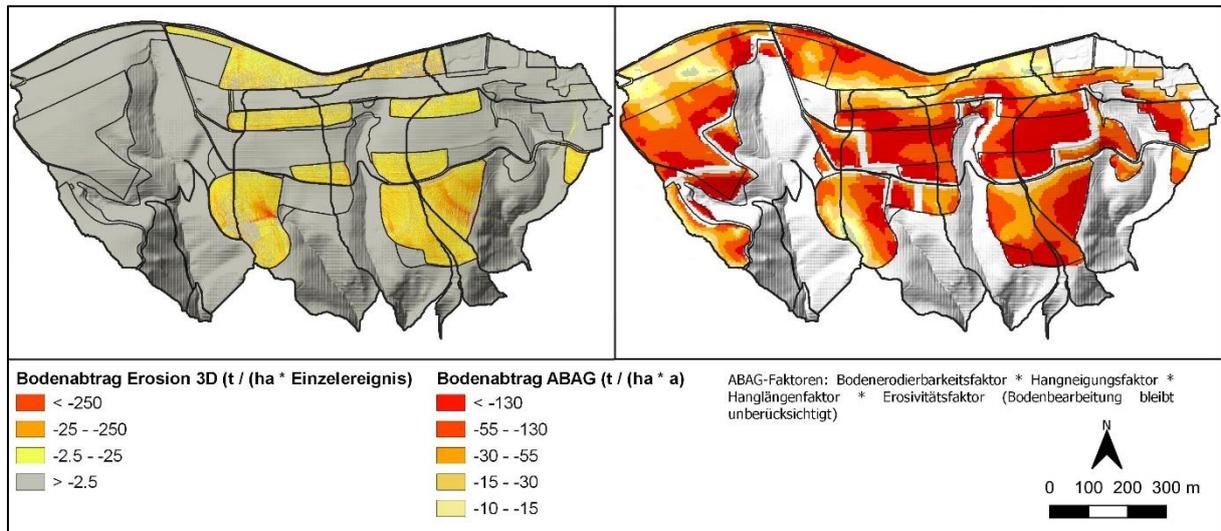


Abbildung 30: Vergleich im Bodenabtrag zwischen den mit E3D modellierten Werten und der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG).

Die ABAG bildet in diesem Fall eine Bewertung der Erosionsgefährdung unabhängig von der Feldblocknutzung ab (siehe Abbildung 30). Dies führt zu Erosionseinschätzungen von Schlägen, die nicht realitätsnah sind. E3D hat demgegenüber den Vorteil, dass hierbei mit realen Nutzungsdaten modelliert wird, die den bearbeiteten Ist-Zustand zwischen Mai bis August 2019 genauer wiedergeben können.

Die Differenzen hinsichtlich der Bodenabträge liegen einerseits an den unterschiedlichen Modellansätzen und deren Eingangsdaten und andererseits an der zeitlichen Dimension der Simulation. Mittlere jährliche Bodenabträge der empirischen ABAG können nur ansatzweise mit den ereignisbezogenen Bodenabträgen von E3D verglichen werden.

E3D berechnet allerdings nur den oberflächenbenetzenden Abfluss. Das Ablösen größerer Gesteinspartien kann nicht mitberechnet werden. Aufgrund der besonderen Canyon-artigen Morphologie des Untersuchungsgebietes kann es infolge von Massenbewegungen zu dem Transport von größeren Gesteinen besonders in dem bewaldeten Steilhangbereich kommen, der von E3D nicht erfasst wird.

5.3 Modellierung der Szenarien

5.3.1 Änderung der Bewirtschaftung

Der Vergleich zwischen den drei Formen der konventionellen, konservierenden und Streifeneinsaat-Bearbeitung zeigt einen deutlichen Unterschied bezüglich des Bodenabtrages. Die unterschiedliche Bodenbeschaffenheit resultiert aus der Bodenbearbeitung und entscheidet über das Potential der Bodenmobilisierung. Die konventionelle Bodenbearbeitung ist von einem vergleichsweise schlechten Bodengefüge geprägt und daher für Erosionserscheinungen sehr anfällig, besonders zum Zeitpunkt des Saatbettzustandes, in dem eine schützende Bodenbedeckung kaum vorhanden ist. Konservierende und Streifeneinsaat-Bearbeitung sind dagegen bodenschonender. Diese nichtwendenden Verfahren sind von einer höheren Lagerungsdichte, Rauigkeit und Erosionswiderstand sowie einem höheren Anfangsbedeckungsgrad und Skinfaktor gekennzeichnet. Dadurch weisen die Böden einen höheren Humusgehalt und Aggregatstabilität in der Oberkrume auf. Das daraus resultierende vergleichsweise verbesserte Bodengefüge sorgt für einen erosionsmindernden Effekt.

Ausgehend von der konservierenden Bearbeitung als Ausgangszustand nimmt der Bodenabtrag bei einer Umstellung auf eine konventionelle Nutzung um 81 % zu (Tabelle 19). Bei einer Umstellung auf das Streifeneinsaat-Verfahren könnte der Bodenabtrag dagegen um 15 % reduziert werden. Allerdings ist zu beachten, dass die konventionelle Bearbeitung als Worst Case konzipiert ist, in dem auf allen Schlägen Mais angebaut wird. Mais ist von einem späten Bestandsschluss mit geringer Bodenbedeckung gekennzeichnet, weshalb die Ackerschläge einem erhöhten Erosionspotential ausgesetzt sind. Die in den beiden anderen Szenarien verwendete Bienenweide bietet dagegen ein höheres Erosionsschutzpotential, da eine sehr hohe Bodenbedeckung mit Bestandsschluss in relativ kurzer Zeit erreicht wird.

Die im Untersuchungsgebiet Anwendung findende konservierende Bodenbearbeitung weist hinsichtlich des Bodenabtrags lediglich geringe Differenzen (15 %) zu dem Streifeneinsaat-Verfahren auf. Da in der Praxis die Anschaffung neuer Technik wirtschaftlich rentabel sein sollte, der eintretende erosionsmindernde Effekt im Vergleich zu dem momentan verwendeten konservierenden Verfahren mit Grubber aber nicht sehr groß ist, wäre daher eine Umstellung auf dieses Verfahren nicht notwendig. Die konservierende Bodenbearbeitung zeigt ein ausreichendes Erosionsschutzpotential, das für das Untersuchungsgebiet beibehalten werden sollte.

Tabelle 19: Gegenüberstellung der Änderung des Bodenabtrages zwischen den verschiedenen Bearbeitungsszenarien, Ausgangslage ist die konservierende Bearbeitung.

Bearbeitung	Konservierend	Konventionell	Streifeneinsaat
Bodenabtrag [kg m⁻²]	1,57	2,83	1,33
Änderung [%]	-	+ 81	-15

In der Literatur gibt es bereits mehrere Studien über den im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung erosionsmindernden Effekt der konservierenden bzw. Streifeneinsaat-Bearbeitung. So verglichen Nitzsche et al. (2001) konventionelle mit konservierenden und Direktsaat Bodenbearbeitungen anhand von Langzeitversuchen in dem sächsischen Lösshügelland und berichteten von einer erhöhten Biomasse im Boden sowie einer höheren Dichte an Makroporen an der Bodenoberfläche von nichtwendend bearbeiteten Böden. Dies fördert die Wasserinfiltration in den Boden. Bei einem simulierten Regenfall mit einer Niederschlagsintensität von 114 mm h^{-1} (entspricht $1,9 \text{ mm min}^{-1}$) verringerte sich nach drei Minuten die Infiltrationskapazität der konventionell bearbeiteten Fläche und das überschüssige Wasser floss als Überlandabfluss ab und führte zu Erosion. Der Abfall der Infiltrationskurve erfolgt dabei rapide und verringert sich innerhalb von 7 Minuten um 66 %. Die bodenschonenderen Bearbeitungen weisen dagegen einen späteren und langsameren Abfall der Infiltrationskurve auf. Dies führt zu einem späteren Einsetzen von oberflächlich abfließenden Niederschlagswasser, wodurch die auftretende Erosion deutlich niedriger ausfällt als auf konventionell bewirtschafteten Flächen. Andere Studien berichten von ähnlichen bodenverbesserten Eigenschaften, die mit einer bodenschonenderen Bearbeitung einher gehen (Arnhold et al. 2014; Auerswald et al. 2003; Pacini et al. 2003).

5.3.2 Flächenumnutzung

Der Einsatz von Grünflächen und Gehölzstreifen erzielte in dem Untersuchungsgebiet gute Ergebnisse. So konnte je nach Maßnahme der Sedimentaustrag aus dem Gebiet um 70 – 90 % reduziert werden. Von ähnlich hohen Erfolgen berichten beispielsweise auch Fiener und Auerswald (2006), die mit begrünten Abflussstreifen eine Reduktion des Sedimentaustrages von 93 % und eine Abnahme des Oberflächenabflusses von 87 % erreichen konnten. Knight et al. (2010) erreichten mit Hilfe einer Kombination aus aufgeforsteten Flächen mit angehängter Wiesenvegetation einen Sedimentrückhalt von 100 %. Borin et al. (2005) berichten von einer Reduktion des Sedimentaustrages um 80 %

unter Anwendung eines Abflusstreifens, bestehend aus zwei Baumreihen mit Sträuchern und Gräsern.

Der Wirkungsgrad der Maßnahmen wird neben der Hanglänge, der Hangneigung und der Niederschlagsintensität von der Lage und der in Anspruch genommenen Fläche bestimmt. Je größer die Fläche dimensioniert wird, umso mehr Fläche steht für eine Sedimentablagerung und Reduzierung der Oberflächenabflussgeschwindigkeit zur Verfügung. Ist die Maßnahme nicht ausreichend groß dimensioniert, so können sich entlang der Grenze zwischen der Maßnahme und der benachbarten Fläche Erosionslinien ausbilden sowie die Fläche der Maßnahme an sich von Erosionserscheinungen gekennzeichnet sein. Als Beispiel sei Abbildung 22 genannt, in der erst eine ausreichend große Dimensionierung eines Gehölzstreifens in EZG 2 zu der gewünschten Erosionsreduktion führt.

Um Grünflächen zu etablieren, müssen größere Bereiche des Ackerschlagel umgewandelt werden. Dafür bietet die Umwandlung in mehrjährige Grünflächen oder Dauerwiesen den großen Vorteil, dass die Bodenbedeckung alljährlich sehr hoch ist. Die damit einhergehende hohe Rauigkeit, der hohe Skinfaktor sowie die verbesserte Bodenstruktur fördern die Ablagerung von Sedimenten auf der Maßnahme und bewirken eine Reduzierung der Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses. Für erosionskritische Bereiche wie den südlich gelegenen Hang (Id 6) des EZG 2 sind Grünflächen besonders geeignet. Ausreichend bemessen und auf Erosionserscheinungen angelegt, können diese die auftretende Bodenmobilisierung deutlich verringern.

Hinsichtlich des Bodenschutzes haben sich sowohl Gehölzstreifen als auch die Teilflächenumwandlung in mehrjährige Blühflächen als sehr effektiv herausgestellt. Allerdings führt ein hoher Flächenverbrauch zu Umsatzeinbußen des verantwortlichen Landwirts, da hier keine Feldfrüchte angebaut werden können. Förderprogramme wie die AUK/2015 des Freistaates Sachsen könnten hierbei jedoch einem Kostenausgleich gegensteuern.

Die Pflanzenauswahl für Gehölzstreifen beläuft sich auf heimische Pflanzen. Es sollten viele Gehölzarten verwendet werden, um eine artenreiche Flora und damit auch eine artenreiche Fauna zu etablieren. Gehölzstreifen bestehen aus einem Baumbestand mit hohen Bäumen (1. Ordnung), darunter niedrige Bäume (2. Ordnung) und Sträucher, umgeben von krautigen Pflanzen und Gräsern. Ein Drittel der Pflanzen sollte dornig bzw. stachelig sein, um Nistplätze für Vögel zu bieten. Für die Wahl geeigneter Pflanzen sei auf das „Informationsblatt zur Richtlinie NE/2014 des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft“ (SMUL 2014) verwiesen.

Für die mehrjährigen Blühflächen empfiehlt sich die Verwendung einer Saatgutmischung, bestehend aus heimischen Saaten. Eine Übersicht heimischer Saaten ist der

„Auswahlartenliste für die Maßnahme AL 5c – Mehrjährige Blühflächen“ (SMUL 2015) zu entnehmen.

5.3.3 Bautechnische Maßnahmen

Bautechnische Maßnahmen wie Rückhaltemulden können ebenfalls zu einem Erosionsschutz beitragen. In Kombination mit einem Drop-In Bodenabfluss werden Wassermassen abgefangen und über ein Drainagesystem abgeleitet. Die entlang der Höhenlinien angelegten Aufwallungen können in die vorherrschende Schlagnutzung integriert und bewirtschaftet werden. Somit geht wenig landwirtschaftliche Nutzfläche verloren. In den EZG 1 und 4 konnten die Rückhaltemulden zu einer deutlichen Reduktion des Sedimentaustrages von 60 bzw. 100 % beitragen. In EZG 2 führte das Anlegen einer Rückhaltemulde zu einem konzentrierten Oberflächenabfluss, der aufgrund erhöhter Abflussenergie eine erhöhte Transportkapazität aufzeigt und damit in der Lage ist, mehr als doppelt so viel Sediment als in der Ausgangssimulation zu mobilisieren. In der Simulation wurde die Aufwallung in dem Bereich der Abflusskonzentration überspült. Wichtig zu beachten ist, dass es sich bei Rückhaltemulden und Rückhaltebecken nicht um Maßnahmen zur Verringerung der auftretenden Erosion an sich als vielmehr um ein Mittel zur Verhinderung des Sedimentaustrages handelt. Das Sediment lagert sich in der Mulde ab und muss anschließend wieder ausgebracht werden. Dabei kann es bereits nach einem stärkeren Niederschlagsereignis nötig sein das Sediment auszuheben, da die Mulde bereits verfüllt ist. Damit verursachen Rückhaltemulden dem Betreiber kontinuierlich Kosten.

Rückhaltebecken zeigen ebenfalls ein gutes Potential, Sedimentausträge aus dem jeweiligen EZG zu verringern und den auftretenden Oberflächenabfluss zu verzögern, sodass die Belastung für die Vorfluterauslässe deutlich verringert wird. Allerdings ist es auch hier nötig, das eingetragene Sediment von Zeit zu Zeit zu entnehmen. Hierbei ist die Problematik mit der Einstufung des Bodens als Sondermüll zu beachten: Landwirtschaftlich genutzter Boden, der mit Pestiziden oder Herbiziden (z. B. Glyphosat) behandelt wurde und durch ein Starkregenereignis erheblich abgetragen und abgelagert wird, kann entsprechend der BBodSchV als Sondermüll deklariert werden. Als Sondermüll deklariertes Boden darf nicht auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgetragen, sondern muss gesondert entsorgt werden. Dies führt zu hohen Kosten. Aufgrund der schmalen Täler und steilen Hänge ist der wartungstechnische Aufwand entsprechender Anlagen sehr hoch und kompliziert. Neben dem

angespülten Sediment könnten ebenfalls herabstürzendes Gestein und Bäume zu einer Blockade der Anlage führen, sodass ein Betrieb von Rückhaltebecken unrentabel erscheint.

5.4 Kapazitäten der Vorfluterauslässe

Die Berechnung der Kapazitäten der Vorfluterauslässe erfolgte mit Hilfe der empirischen Prandtl-Coolebrook Formel sowie der empirischen Fließformel nach Darcy-Weißbach. Aufgrund der Anwendung empirischer Formeln ist die ermittelte Kapazität nur unter Vorbehalt zu betrachten und spiegelt nicht die reale Kapazität wider.

Die mit dem Abflussmodul von E3D ermittelten verzögerten Abflüsse unterscheiden sich je nach EZG sehr stark voneinander. Während der Abfluss in EZG 2 die Kapazität des Vorfluterauslasses übersteigt, unterliegen in den restlichen EZG die Abflüsse der Kapazität. Die stark schwankenden Verhältnisse zwischen unverzögertem und verzögertem Abfluss (siehe Abbildung 13) in den jeweiligen EZG erscheinen nicht realistisch und sind daher nur unter Vorbehalt zu betrachten. Besonders hervorzuheben ist hierbei das sehr ungleiche Verhältnis in EZG 4. EZG 2 zeigt dagegen mit einer nachvollziehbaren Abflusskurve einen zu erwartenden verzögerten Abfluss auf.

Die stark verzögerten Abflüsse in EZG 1, 3 und 4 deuten auf eine große Speicherwirkung in den EZG hin. Dabei ist gerade in Bezug auf EZG 4 nicht auszuschließen, dass es dort Bereiche gibt, die unrealistisch große Wasser- und Sedimentmassen zurückhalten können und damit das Ergebnis des verzögerten Abflusses verfälschen. Eine Reduzierung des Speicherfaktors im Abflussmodul wirkt diesem Effekt entgegen, allerdings führt dies zu einer Verzerrung der verzögerten Abflusskurve.

Laut Werner (2004) wird der verzögerte Abfluss von dem lokalen Gefälle, der Oberflächenrauigkeit des Mikroreliefs und der Abflussrate bestimmt. Die EZG in dem Untersuchungsgebiet wurden jeweils nach der gleichen Verfahrensweise hydrologisch korrigiert und geglättet. Die Abflussrate wird von der Niederschlagsintensität, der Infiltrationsrate und der Fließstrecke beeinflusst. Gerade bei den größeren EZG wie EZG 1 und 4 werden sich die im Vergleich zu EZG 2 längeren Fließstrecken entsprechend auf den verzögerten Abfluss auswirken, erklären an sich aber noch nicht die großen Schwankungen.

Die Abflusskurven zeigen für EZG 1 und 2 einen für einen verzögerten Abfluss typischen Verlauf, wie er in der Abbildung 31 nach Werner (2004) dargestellt ist.

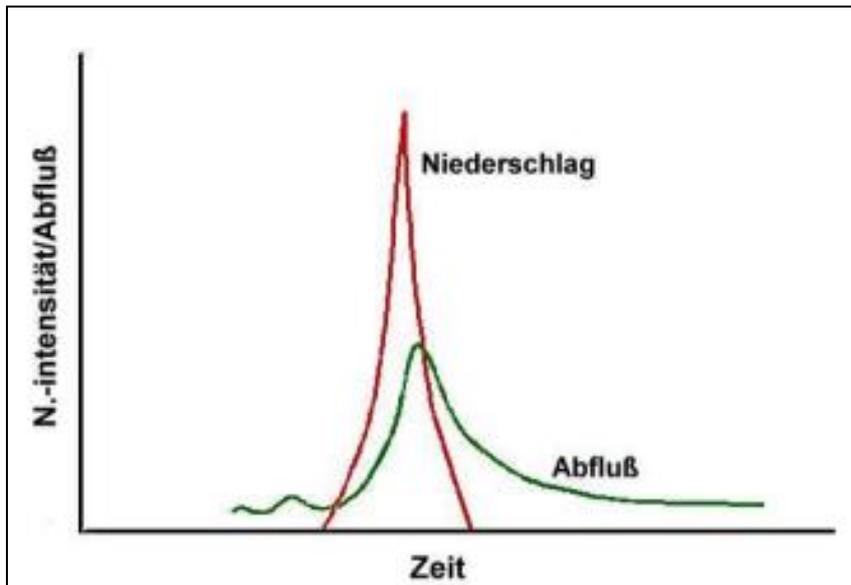


Abbildung 31: Typischer Verlauf eines verzögerten Abflusses bei einsetzendem Niederschlag, Abbildung nach Werner (2004).

Für die EZG 3 und 4 ergibt sich das Abflussmaximum zu dem Zeitpunkt der höchsten Niederschlagsintensität. Dafür verantwortlich könnte die unterschiedliche Reliefbeschaffenheit der EZG sein. EZG 3 und 4 haben dem jeweiligen Vorfluter steile Hanglagen zugewandt, entlang derer sich der Wasser- und Sedimentabfluss bewegt. Aufgrund dessen sowie der 10-minütigen Niederschlagsauflösung erscheint das Abflussmaximum zeitgleich mit der maximalen Niederschlagsintensität.

5.5 Fehlerquellen und Unsicherheiten

Im Nachfolgenden werden auf mögliche Fehlerquellen eingegangen und deren Potential abgeschätzt.

Die Probenahme erfolgte unter Zuhilfenahme einer BK50 für drei Bodentypen. Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, wurden je Bodentyp drei Proben entnommen. Unsachgemäßes Arbeiten kann hierbei Ausgangslage für eine Fehlerfortpflanzung bis zu der Laborarbeit sein. Durch ein routiniertes Arbeiten wird dieses Fehlerpotential jedoch als gering eingeschätzt.

Die Laborarbeit stellt bei exakter Vorgehensweise ein geringes Fehlerpotential dar.

Der Parameterkatalog liefert die für die Modellierung nötigen Parameter. Die Parameter wurden für diese Arbeit entsprechend adaptiert. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Annahmen für jeweilige Parameterwerte. Daher ist es möglich, dass die gewählten Werte Unsicherheiten unterliegen und nicht den realen Gegebenheiten entsprechen.

E3D berechnet die oberflächennahe Fließbewegung mit Hilfe eines Dünnschichtmodells und betrachtet das Wasser im Gültigkeitsbereich entsprechender physikalischer Gleichungen als Newton'sches Fluid. Der vermutlich in den Steillagen auftretende, hangabwärts gerichtete Transport von größeren Gesteinsmaterial kann daher von dem Modell nicht erfasst werden, weshalb größere Unsicherheiten auftreten können und damit ein vergleichsweise hohes Fehlerpotenzial existiert.

Für diese Arbeit wurde das Ein-Schicht-Modell von E3D verwendet. Dieses bezieht sich hauptsächlich auf die Annahme, dass die Abflussbildung sowie die Erosion bei Starkregenereignissen von den Eigenschaften des Oberbodens abhängen. Die Wahl des Schichtmodells hängt von der Verfügbarkeit entsprechender Informationen zu Bodenparametern ab. Da bei dem Ein-Schicht-Modell nur die obere Bodenschicht hauptverantwortlich gemacht wird, wird die eindringende Feuchtefront und die Infiltration in tiefere Bodenschichten von dem Modell abgeschätzt. Dabei kann es vor allem bei stärkeren Niederschlagsereignissen zu einer Überschätzung kommen, die aus der vereinfachten Extrapolation der bodenphysikalischen Eigenschaften des Oberbodens in die Tiefe „unendlich“ resultieren (Schindewolf und Schmidt 2009). Dies stellt eine potenzielle Fehlerquelle dar.

Niederschlagsdaten bilden die Grundlage für die Modellierung mit E3D. Diese standen für die Arbeit in hochaufgelösten Daten einer dem Untersuchungsgebiet benachbarten DWD-Messstation zur Verfügung und stellen daher eine zu vernachlässigende potenzielle Fehlerquelle dar.

Das für die Modellierung verwendete DGM entstammt dem Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen und wurde eigens hydrologisch korrigiert, geglättet und zurechtgeschnitten. Je nach verwendeten Modulen und Parametereinstellungen für die DGM-Bearbeitung können leichte Unsicherheiten auftreten. Das Fehlerpotenzial ist trotz dessen als gering einzustufen.

Die Bestimmung der Durchlasskapazitäten mittels empirischer Formeln stellt eine hohe Unsicherheit und damit auch ein großes Fehlerpotenzial dar. Ebenso unsicher sind die Ergebnisse der verzögerten Abflussmenge. Die Relationen zu den unverzögerten Abflüssen sind mit Ausnahme der Ergebnisse aus EZG 2 sehr hoch und werfen Fragen hinsichtlich der Plausibilität auf.

6 Schlussfolgerung

Diese Arbeit zeigt, dass EROSION 3D die bei Starkregenniederschlägen auftretende Bodenmobilisierung durch den Oberflächenabfluss in dem Untersuchungsgebiet nachvollziehbar abbilden kann. Die Erosionserscheinungen in dem Untersuchungsgebiet können durch die Anwendung von geeigneten Maßnahmen deutlich reduziert werden. Aufgrund der plateauartigen Ausprägung mit angrenzenden Steilhängen und der teilweise großen Neigung der landwirtschaftlich genutzten Flächen mit bis zu 9° ist eine ausreichend große Dimensionierung von Erosionsschutzmaßnahmen erforderlich. Besonders für die im Untersuchungsgebiet tiefer gelegenen Schläge ist die Anwendung von Maßnahmen sinnvoll, da hier größere Neigungen vorzufinden sind und die Wasser- und Sedimentmassen der darüber liegenden Hangbereiche ankommen und konzentriert in Richtung der Vorfluter abfließen. Als effektive Maßnahmen sind die Verwendung von Gehölzstreifen oder eine Teilflächenumwandlung in mehrjährige Blühflächen bzw. Dauerwiesenkulturen am sinnvollsten. Diese lassen sich in das natürliche Landschaftsbild eingliedern, sind leicht zu pflegen und weisen einen hohen Sedimentrückhalt auf. Mit Gehölzstreifen lässt sich der Sediment-Nettoaustrag je nach Dimensionierung und EZG um 11 – 100 % reduzieren. Bei der Anwendung mehrjähriger Blühflächen beträgt das Minderungspotential 57 – 89 %.

Bautechnische Maßnahmen sind ebenfalls sehr effektiv. Der Bau und die Wartung dieser Anlagen ist jedoch mit großem Aufwand und hohen Kosten verbunden. Im Gegenzug wären diese Maßnahmen platzsparender und im Falle von Rückhaltebecken sogar landwirtschaftlich nutzbar. Die Rückhaltebecken wurden innerhalb der Grenzen des Nationalparks Sächsische Schweiz modelliert und sind daher nach §6 SächsGVBl ohne vorherige Prüfung nach §7 SächsGVBl baulich verboten, sofern keine Ausnahmeregelungen bestehen.

Rückhaltebecken bzw. Rückhaltebecken sind außerdem keine Optionen für eine Erosionsprävention, sondern vielmehr Möglichkeiten zur Verhinderung des Sedimentaustrages aus den Vorflutern in die Kirnitzsch und nehmen im Zuge dessen eine Rolle zur Verzögerung des ankommenden Oberflächenabflusses ein, wodurch das Überschwemmungspotential und damit Offsite-Schäden im Starkregenfall reduziert werden können.

Neben den Einzelmaßnahmen kann eine Kombination mehrerer Maßnahmen sinnvoll sein. Durch eine Maßnahmenkombination lässt sich der Oberflächenabfluss noch effektiver verlangsamen und damit die Sedimentverlagerung reduzieren. Dies wirkt sich positiv auf den Erosionsschutz aus. Der Sedimentaustrag aus den EZG kann damit um 75 – 100 % reduziert werden.

Literaturverzeichnis

- Amelung, W., Blume, H.-P., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. (2018). *Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde* (17., überarbeitete und ergänzte Auflage). Berlin: Springer Spektrum.
- Arnhold, S., Lindner, S., Lee, B., Martin, E., Kettering, J., Nguyen, T. T., Koellner, T., Ok, Y. S. & Huwe, B. (2014). Conventional and organic farming: Soil erosion and conservation potential for row crop cultivation. *Geoderma* 219-220, 89–105. doi:10.1016/j.geoderma.2013.12.023
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S. & Williams, J. R. (1998). Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I Model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34 (1), 73–89. doi:10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x
- Auerswald, K., Kainz, M. & Fiener, P. (2003). Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistics for agricultural districts in Bavaria. *Soil Use and Management* 19 (4), 305–311. doi:10.1079/SUM2003212
- Beasley, D. B., Huggins, L. F. & Monke, E. J. (1980). ANSWERS: A Model for Watershed Planning. *American Society of Agricultural Engineers* 23, 938–944.
- Bernhofer, C., Matschullat, J. & Bobeth, A. (Hrsg.). (2009). *Das Klima in der REGKLAM-Modellregion Dresden* (Publikationsreihe des BMBF-geförderten Projektes REGKLAM - Regionales Klimaanpassungsprogramm für die Modellregion Dresden, Bd. 1). Berlin: Rhombos-Verl.
- BfN. (2018). Auswirkungen von Glyphosat auf die Biodiversität. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), 1–13.
- Borin, M., Vianello, M., Morari, F. & Zanin, G. (2005). Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105 (1-2), 101–114. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016788090400177X>.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., van Oost, K., Montanarella, L. & Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications* 8 (2013), 1–13. doi:10.1038/s41467-017-02142-7
- Dikau, R., Eibisch, K., Eichel, J., Meßenzehl, K. & Schlummer-Held, M. (2019a). Äolische Prozesse und Reliefformung – Bodenerosion durch Wind. In R. Dikau, K. Eibisch, J. Eichel,

- K. Meßenzehl & M. Schlummer-Held (Hrsg.), *Geomorphologie* (S. 273–291). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Dikau, R., Eibisch, K., Eichel, J., Meßenzehl, K. & Schlummer-Held, M. (2019b). Hangaquatische Prozesse und Reliefformung – Bodenerosion durch Wasser. In R. Dikau, K. Eibisch, J. Eichel, K. Meßenzehl & M. Schlummer-Held (Hrsg.), *Geomorphologie* (S. 227–248). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Dotterweich, M. (2008). The history of soil erosion and fluvial deposits in small catchments of central Europe: Deciphering the long-term interaction between humans and the environment — A review. *Geomorphology* 101 (1), 192–208. doi:10.1016/j.geomorph.2008.05.023
- Durán Zuazo, V. H. & Rodríguez Pleguezuelo, C. R. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28 (1), 65–86. doi:10.1051/agro:2007062
- Eckelmann, W. (Hrsg.). (2006). *Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5*. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers.
- Evrard, O., Vandaele, K., van Wesemael, B. & Bielders, C. L. (2008). A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt. *Geomorphology* 100 (3-4), 419–428. doi:10.1016/j.geomorph.2008.01.010
- Fiener, P. & Auerswald, K. (2003). Concept and effects of a multi-purpose grassed waterway. *Soil Use and Management* 19 (1), 65–72. doi:10.1079/SUM2002170
- Fiener, P. & Auerswald, K. (2006). Seasonal variation of grassed waterway effectiveness in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds in temperate Europe. *Soil and Tillage Research* 87 (1), 48–58. doi:10.1016/j.still.2005.02.035
- Gobin, A., Jones, R., Kirkby, M., Campling, P., Govers, G., Kosmas, C. & Gentile, A. R. (2004). Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. *Environmental Science & Policy* 7 (1), 25–38. doi:10.1016/j.envsci.2003.09.004
- Green, W. H. & Ampt, G. A. (1911). Studies on soil physics: I. The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science* 4, 1–24.
- Hanley, N., Faichney, R., Munro, A. & Shortle, J. S. (1998). Economic and environmental modelling for pollution control in an estuary. *Journal of Environmental Management* 52, 211–225.
- Helbig, H., Möller, M. & Schidt, G. (Hrsg.). (2009). *Bodenerosion durch Wasser in Sachsen-Anhalt. Ausmaß, Wirkungen und Vermeidungsstrategien*: Erich Schmidt Verlag.

- Hladký, J., Novotná, J., Elbl, J., Kynický, J., Juříčka, D., Novotná, J. & Brtnický, M. (2016). Impacts of Water Erosion on Soil Physical Properties. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 64 (5), 1523–1527. doi:10.11118/actaun201664051523
- Jakeman, A. J., Littlewood, I. G. & Whitehead, P. G. (1990). Computation of the instantaneous unit hydrograph and identifiable component flows with application to two small upland catchments. *Journal of Hydrology* 117, 275–300.
- Jetten, V., Roo, A. de & Favis-Mortlock, D. (1999). Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *Catena* 37 (1), 521–541.
- Johanson, R. C., Imhoff, J. C. & Davis, H. H. (1980). *User Manual for the Hydrologic Simulation Program - Fortran (HSPF) version No. 5.0*. Athens, GA: US EPA Environmental Research Laboratory (EPA-600/9-80-105).
- Knight, K. W., Schultz, R. C., Mabry, C. M. & Isenhardt, T. M. (2010). Ability of Remnant Riparian Forests, With and Without Grass Filters, to Buffer Concentrated Surface Runoff. *Journal of the American Water Resources Association* 46 (2), 311–322. doi:10.1111/j.1752-1688.2010.00422.x
- Knisel, W. G. (1980). *CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*: Dept. of Agriculture, Science and Education Administration.
- Kornmann, M., Schmidt, W. & Müller, E. (2006). Umsetzung erosionsmindernder und hochwasserinduzierter Maßnahmen auf Einzugsgebietsebene am Beispiel des Stausees Baderitz. *Sächsisches Landesamt für Landwirtschaft* 16, 1–85.
- Krebs, R., Egli, M., Schulin, H. R., Tobias, S., Chervet, A., Fry, P. et al. (Hrsg.). (2017). *Bodenschutz in der Praxis* (utb Ökologie, Bd. 4820, 1. Auflage 2017). Bern: Haupt Verlag.
- Kumar, S. (Hrsg.). (2019). *Geospatial Approach in Modeling Soil Erosion Processes in Predicting Soil Erosion and Nutrient Loss in Hilly and Mountainous Landscape* (Remote Sensing of Northwest Himalayan Ecosystems). Singapore: Springer Nature.
- Laflen, J. M., Lane, L. J. & Foster, G. R. (1991). WEPP: A new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation* 46, 34–38.
- Ledermann, T., Herweg, K., Liniger, H. P., Schneider, F., Hurni, H. & Prasuhn, V. (2010). Applying erosion damage mapping to assess and quantify off-site effects of soil erosion in Switzerland. *Land Degradation & Development* 21 (4), 353–366. doi:10.1002/ldr.1008

- Lee, J.-S., Papathanassiou, K. P., Ainsworth, T. L., Grunes, M. R. & Reigber, A. (1998). A new technique for noise filtering of SAR interferometric phase images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 36 (5), 1456–1465. doi:10.1109/36.718849
- Lenz, J., Yousuf, A., Schindewolf, M., Werner, M. von, Hartsch, K., Singh, M. & Schmidt, J. (2018). Parameterization for EROSION-3D Model under Simulated Rainfall Conditions in Lower Shivaliks of India. *Geosciences* 8 (11), 396–414. doi:10.3390/geosciences8110396
- LfULG (Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft, Hrsg.). Was ist Bodenerosion? https://www.boden.sachsen.de/bodenerosion-19040.html?_cp=%7B%22accordion-content-22830%22%3A%7B%221%22%3Atrue%2C%22%22%3Atrue%7D%2C%22previousOpen%22%3A%7B%22group%22%3A%22accordion-content-22830%22%2C%22idx%22%3A1%7D%7D. Zugegriffen: 29. April 2020.
- Littleboy, M., Silburn, M. D., Freebairn, D. M., Woodruff, D. R., Hammer, G. L. & Leslie, J. K. (1992). Impact of soil erosion on production in cropping systems. I. Development and validation of a simulation model model. *Australian Journal of Soil Research* 30, 757–774.
- Lizaga, I., Quijano, L., Gaspar, L. & Navas, A. (2017). Estimating soil redistribution patterns with 137 Cs measurements in a Mediterranean mountain catchment affected by land abandonment. *Land Degradation & Development* 29 (1), 1–13. doi:10.1002/ldr.2843
- Löffler, B., Schimkat, J., Lorenz, J., Stolzenburg, U. & Muster, C. (2016). Kurzumtriebsplantagen im Flächen- und Streifenanbau. *Schriftenreihe des LfULG* 26, 1–236.
- Mal, P., Hesse, J. W., Schmitz, M. & Garvert, H. (2015). Konservierende Bodenbearbeitung in Deutschlandals Lösungsbeitrag gegen Bodenerosion. *Journal für Kulturpflanzen* 67 (9), 310–319. doi:10.5073/JFK.2015.09.02
- Merritt, W. S., Letcher, R. A. & Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* 18 (8-9), 761–799. doi:10.1016/S1364-8152(03)00078-1
- Michael, A., Schmidt, J. & Schmidt, W. (1996). *EROSION 2D ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser - Band II Parameterkatalog, Freiberg.*
- Morgan, R.P.C., Morgan, D.D.V. & Finney, H. J. (1984). A predictive model for the assessment of soil erosion risk. *Journal of Agricultural Engineering Research* 30, 245–253. doi:10.1016/S0021-8634(84)80025-6
- Morgan, R.P.C., Quinton, J. N., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D. & Styczen, M. E. (1998). The European Soil Erosion Model

- (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, 527–544.
- Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz. (2020). Die geologische Entstehung des Elbsandsteingebirges. <https://www.nationalpark-saechsische-schweiz.de/der-nationalpark/naturraum/geologie/entstehung/>. Zugegriffen: 3. Mai 2020.
- Németová, Z., Honek, D., Kohnová, S., Hlavčová, K., Šulc Michalková, M., Sočuvka, V. & Velísková, Y. (2020). Validation of the EROSION-3D Model through Measured Bathymetric Sediments. *Water* 12 (4), 1082–1097. doi:10.3390/w12041082
- Nitzsche, O., Krück, S. T., Schmidt, W. & Richter, W. (2001). Reducing soil-erosion and phosphate losses and improving soil biological activity through conservation tillage systems. *I World Congress on Conservation Agriculture Madrid 1-5*, 1–4.
- Nordmeyer, H. (2016). Glyphosatanwendung bei Direktsaat von Winterweizen unter Berücksichtigung der Bodenbearbeitungshistorie 452, 290–297. 212 KB / Julius-Kühn-Archiv 452 / Julius-Kühn-Archiv 452. doi:10.5073/jka.2016.452.039
- O'Loughlin, E. M. (1981). Saturation regions in catchment and their relation to soil and topographic properties. *Journal of Hydrology* 53, 229–246.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C. & Huirne, R. (2003). Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 273–288.
- Pälchen, W. & Walter, H. (Hrsg.). (2008). *Geologie von Sachsen. Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte* (Geologie von Sachsen, / hrsg. von Werner Pälchen ... ; 1). Stuttgart: Schweizerbart.
- Pimentel, D., Allen, J., Beers, A., Guinand, L., Linder, R., McLaughlin, P., Meer, B., Musonda, D., Perdue, D., Poisson, S., Siebert, S., Stoner, K., Salazar, R. & Hawkins, A. (1987). World Agriculture and Soil Erosion. *BioScience* 37 (4), 277–283.
- Pimentel, D. & Burgess, M. (2013). Soil Erosion Threatens Food Production. *Agriculture* 3 (3), 443–463. doi:10.3390/agriculture3030443
- Poesen, J. (2018). Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms* 43 (1), 64–84. doi:10.1002/esp.4250
- Prosser, I. P., Young, W. J., Rustomji, P., Hughes, A. O. & Moran, C. J. (2001). A Model of River Sediment Budgets as an Element of River Health Assessment. *CSIRO Land and Water*, 861–867.

- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K. & Yoder, D. C. (1997). *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)* (Agriculture Handbook, Bd. 703). Washington DC: U.S. Department of Agriculture (USDA).
- Robinson, D. A., Panagos, P., Borrelli, P., Jones, A., Montanarella, L., Tye, A. & Obst, C. G. (2017). Soil natural capital in europe; a framework for state and change assessment. *Scientific reports* 7 (6706), 1–14. doi:10.1038/s41598-017-06819-3
- Schindewolf, M. & Schmidt, J. (2009). Validierung EROSION 3D. Prüfung und Validierung des neu entwickelten Oberflächenabflussmoduls des Modells EROSION 3D im Zusammenhang mit Maßnahmen des vorsorgenden Hochwasserschutzes auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. *Schriftenreihe des LfULG* 15, 1–134.
- Schindewolf, M. & Schmidt, J. (2012). Parameterization of the EROSION 2D/3D soil erosion model using a small-scale rainfall simulator and upstream runoff simulation. *Catena* 91, 47–55. doi:10.1016/j.catena.2011.01.007
- Schmidt, J. (1991). A mathematical Model to Simulate Rainfall Erosion. *Catena Supplement* 19, 101–109.
- Schmidt, J., Werner, M. v. & Michael, A. (1999). Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed, The Netherlands. *Catena* 37, 449–456.
- Schmidt, J. (1996). *Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen* (Berliner geographische Abhandlungen, Bd. 61). Berlin: Institut für Geographische Wissenschaften.
- Schwertmann, U. (1977). Bodenerosion. *Geologische Rundschau* 66 (1), 770–782. doi:10.1007/BF01989605
- Simons, M., Podger, G. & Cooke, R. (1996). IQQM—A hydrologic modelling tool for water resource and salinity management. *Environmental Software* 11 (1-3), 185–192. doi:10.1016/S0266-9838(96)00019-6
- Singh, R. K., Chaudhary, R. S., Somasundaram, J., Sinha, N. K., Mohanty, M., Hati, K. M., Rashmi, I., Patra, A. K., Chaudhari, S. K. & Lal, R. (2020). Soil and nutrients losses under different crop covers in vertisols of Central India. *Journal of Soils and Sediments* 20 (2), 609–620. doi:10.1007/s11368-019-02437-w
- SMUL (Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft, Hrsg.). (2014). Informationsblatt zur Richtlinie NE/2014 des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft. Maßnahmen zur Sicherung der

- natürlichen biologischen Vielfalt. https://www.smul.sachsen.de/foerderung/download/MB_Anlage_Hecken_Feld_Ufergehoeelze_23062020.pdf. Zugegriffen: 30. September 2020.
- SMUL (Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen, Hrsg.). (2015). Auswahlartenliste für die Maßnahme AL 5c - Mehrjährige Blühflächen. gemäß Förderrichtlinie Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (RL AUK/2015). https://www.smul.sachsen.de/foerderung/download/Liste_Bluehpflanzenmischungen_AL_5c_12_03_2015.pdf. Zugegriffen: 30. September 2020.
- Syrbe, R.-U., Grunewald, K., Mannsfeld, K., Slobodda, S. & Bastian, O. (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Hrsg.). (2014). Fachbeitrag zum Landschaftsprogramm. Naturräumliche Potenziale, Empfindlichkeiten und Landnutzung im Freistaat Sachsen. <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/natur/22499.htm>. Zugegriffen: 6. Oktober 2020.
- Takken, I., Beuselinck, L., Nachtergaele, J., Govers, G., Poesen, J. & Degraer, G. (1999). Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena* 37 (3-4), 431–447.
- USEPA. (1994). *SWRRBWQ Window's interface users guide*: US Environmental Protection Agency.
- Vertessey, R. A., Watson, F. G. R., Rahman, J. M., Cuddy, S. D., Seaton, S. P., Chiew, F. H. et al. (Hrsg.). (2001). *New software to aid water quality management in the catchments and waterways of the south-east Queensland region Queensland region*.
- Viney, N. R. & Sivapalan, M. (1999). A conceptual model of sediment transport: application to the Avon River Basin in Western Australia. *Hydrological Processes* 13, 727–743.
- Voß, J., Schwan, A., Heyne, W. & Müller, N. (2010). Erosionsschutz in reliefbedingten Abflussbahnen. *Schriftenreihe des LfULG* 13, 1–93.
- Vrieling, A. (2007). *Mapping erosion from space*. Wageningen (Zugl.: Wageningen, Univ., Diss. 2007).
- Wang, L. & Liu, H. (2006). An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling. *International Journal of Geographical Information Science* 20 (2), 193–213. doi:10.1080/13658810500433453
- Werner, M. v. (2004). *Abschätzung des Oberflächenabflusses und der Wasserinfiltration auf landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Hilfe des Modells EROSION-3D*. Berlin.
- Werner, M. von. (1995). *GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation Thesis*. Berlin.

- Williams, J. R. (1975). Sediment - Yield Prediction with Universal Equation using Runoff Energy Factor. *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources, US Department of Agriculture, Agriculture Research Service, Washington DC*, 244–252.
- Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. (1978). *Predicting Soil Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D. & Anderson, W. P. (1989). AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 44 (2), 168–173.
- Yu, B., Rose, C. W., Ciesiolka, C. A. A., Coughlan, K. J. & Fentie, B. (1997). Toward a framework for runoff and soil loss prediction using GUEST technology. *Australian Journal of Soil Research* 35 (5), 1191–1212.
- Zhang, L., O'Neill, A. L. & Lacey, S. (1996). Modelling approaches to the prediction of soil erosion in catchments. *Environmental Software* 11 (1-3), 123–133.

Anhang

A1 Validierung von modellierten Erosionsergebnissen mit Orthofotos

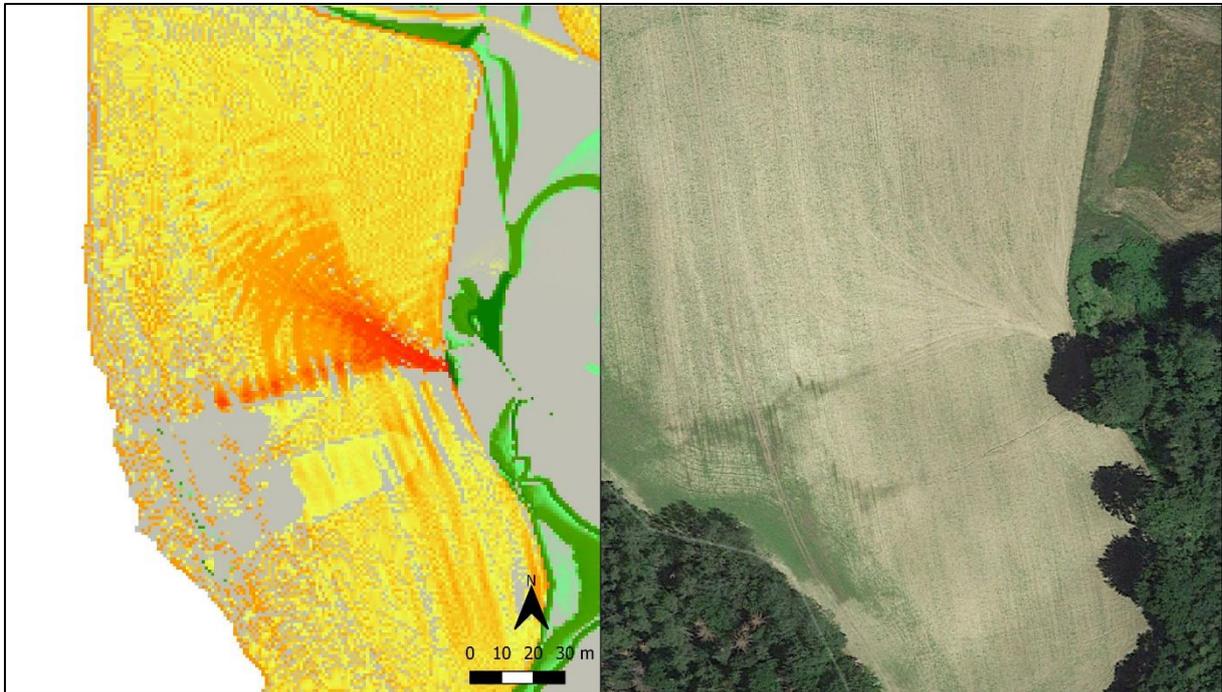


Abbildung 32: Vergleich der Erosionserscheinungen am südlichen Hang im EZG 2 mit einem Orthofoto. Aufnahme: 24.06.19. Quelle: Google Earth

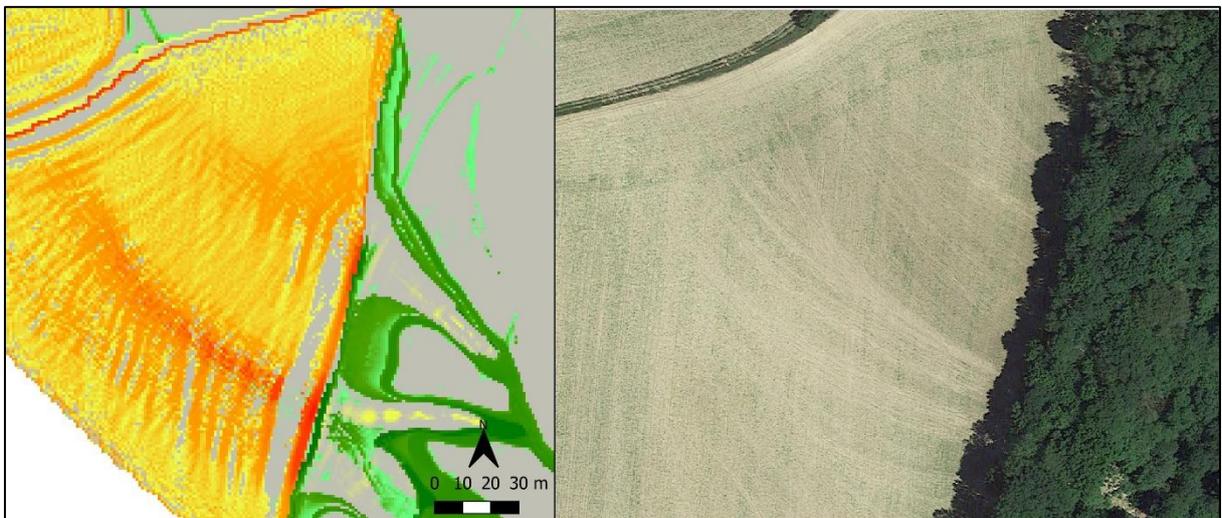


Abbildung 33: Vergleich der Erosionserscheinungen am südlichen Hang im EZG 4 mit einem Orthofoto. Aufnahme: 24.06.19. Quelle: Google Earth

A2 Gegenüberstellung Sedimentmasse-Oberflächenabfluss im Untersuchungsgebiet

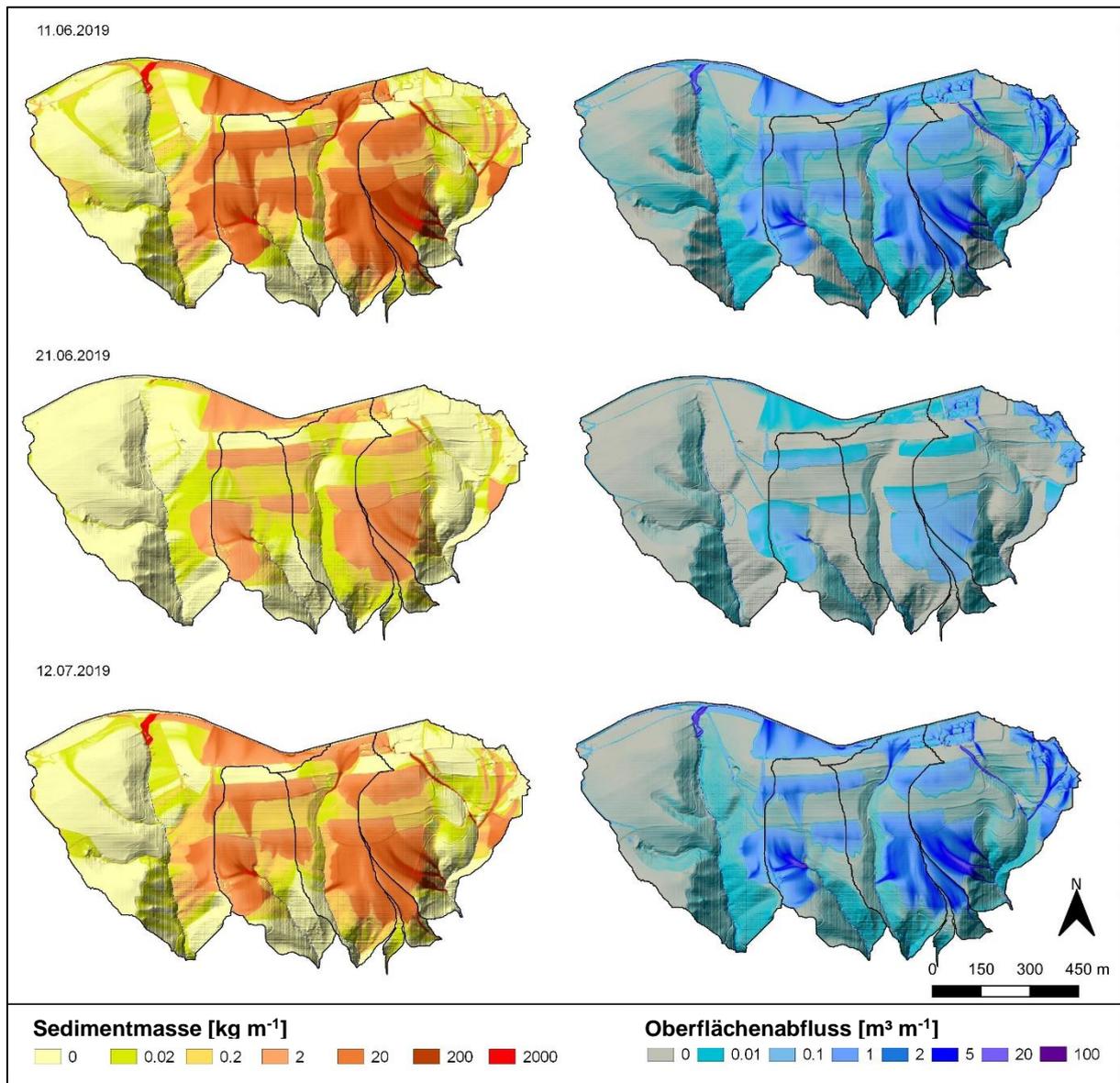


Abbildung 34: Sedimentmasse und Oberflächenabfluss im Untersuchungsgebiet zu den untersuchten drei Niederschlagsereignissen am 11.06.19, am 21.06.19 und am 12.07.19.

A3 Übersicht der Bodenparameter und Maßnahmen

Tabelle 20: Bewirtschaftung und deren Bodeneigenschaften in Abhängigkeit des zeitlichen Verlaufs nach der Einsaat am 20.05.

Bewirt- schaftung	Datum	Ld [kg m ⁻³]	C _{org} [%]	Θ [Vol.-%]	Φ _{krit} [N m ⁻²]	n [s m ⁻³]	Bg [%]	SF [-]
konventionell	11.06.	1360	1	38	0,001	0,015	12	2,5
	21.06.	1360	1	38	0,0012	0,015	20	2,8
	12.07.	1360	1	38	0,0017	0,015	60	3,5
konservierend	11.06.	1400	1,2	39	0,0017	0,023	8	5
	21.06.	1420	1,2	39	0,0022	0,023	15	6
	12.07.	1480	1,2	39	0,0037	0,032	60	8
Streifeneinsaat	11.06.	1470	1,2	39	0,002	0,046	8	8
	21.06.	1480	1,2	39	0,003	0,046	15	9
	12.07.	1480	1,2	39	0,005	0,1	60	10

Tabelle 21: Maßnahmenübersicht, geordnet nach der verwendeten Maßnahme.

Maßnahme	Bezeichnung	Q_{ges} [m³]	Sed_{ges} [kg]	C_{sed} [kg m⁻³]	E_{net} [t ha⁻¹]	E_{red} [%]
Wiesen-vegetation	M2.1	16,1	4414,0	273,5	0,33	89
	M3.1	6,5	1498,5	229,6	0,11	57
	M4.1	96,5	7098,5	73,6	0,35	69
Gehölz-streifen	M1.21	63,8	18387,7	288,4	0,55	79
	M1.22	204,6	60644,5	296,4	1,80	30
	M2.21	7,5	1812,7	240,7	0,00	100
	M3.21	2,4	365,3	155,1	0,03	89
	M3.22	13,9	2848,3	205,1	0,20	18
	M3.23	15,1	3101,9	206,0	0,22	11
	M3.24	11,3	2423,8	214,6	0,17	30
	M4.21	71,6	4742,3	66,2	0,23	79
	M4.22	76,1	7925,8	104,1	0,39	65
	M4.23	69,2	20313,5	293,4	0,99	11
	M4.24	109,0	19349,9	177,6	0,95	15
Rückhalte-mulden	M1.3	3,2	212,0	66,9	0,01	100
	M2.3	294,8	88009,2	298,6	6,65	-129
	M4.3	111,7	7075,3	63,3	0,35	69
Retentions-becken	M1.41	283,1	42,9	151,6	1,27	51
	M1.42	283,8	37,7	132,9	1,12	57
	M1.43	293,4	49,8	169,8	1,47	43
	M1.44	248,8	28,0	112,3	0,83	68
	M2.41	280,4	20,7	73,9	1,57	46
	M2.42	268,2	15,5	57,6	1,17	60
	M2.43	278,4	18,8	67,6	1,42	51
	M4.41	110,6	9,4	84,6	0,46	59
	M4.42	115,2	9,6	83,7	0,47	58
M4.43	114,4	8,2	71,8	0,40	64	

Tabelle 22: Übersicht der Dimensionierung von Blühflächen und Gehölzstreifen mit entsprechender gemittelter Deposition auf den Flächen.

Bezeichnung	Länge [m]	Breite [m]	Fläche [m ²]	Fläche Hostschlag [m ²]	Anteil an Schlagnutzung [%]	Deposition _{mittel} [kg m ⁻²]
M1.21	526	4 - 5	1920	26330	7	2,71
M1.22	65	15	1032	25527	4	28,20
M2.1	135	85	11695	26897	43	0,23
M2.21	85	3 - 60	4440	26648	17	2,94
M3.1	216	16 - 26	4483	20785	22	0,33
M3.21	172	7 - 10	1213	20785	6	3,12
M3.22	228	5 - 6	1257	14145	9	1,33
M3.23	117	5 - 6	563	20785	3	2,46
M3.24	37	16 - 20	714	3397	21	3,71
M4.1	190	20 - 80	10549	20770	51	0,31
M4.21	212	6 - 32	3701	20804	18	4,16
M4.22	109	55	5813	13137	44	0,10
M4.23	183	10 - 30	3532	12068	29	0,13
M4.24	128	11 - 12	1472	20744	7	3,92

A4 Parameterübersicht der Vorfluterauslässe

Tabelle 23: Gemessene, geschätzte und berechnete Parameter der Vorfluterauslässe, geordnet nach EZG.

Parameter	EZG 1	EZG 2	EZG 3	EZG 4
b [m]	0,62	0,50	0,57	-
h [m]	0,55	0,75	0,35	-
d [m]	-	-	-	0,50
A [m²]	0,34	0,38	0,20	0,20
lu [m]	1,72	2,00	1,27	1,57
Rh [m]	0,198	0,188	0,157	0,125
ks [mm]	20	20	20	0,01
λ	0,053	0,054	0,059	-
Iso [m m⁻¹]	0,01	0,01	0,01	0,01
v [m² s⁻¹]	1,3 * 10 ⁻⁶			
V [m s⁻¹]	1,71	1,64	1,45	2,91
Q [m³ s⁻¹]	0,58	0,62	0,29	1,14

A5 Bodenkarte mit Probeentnahmepunkten

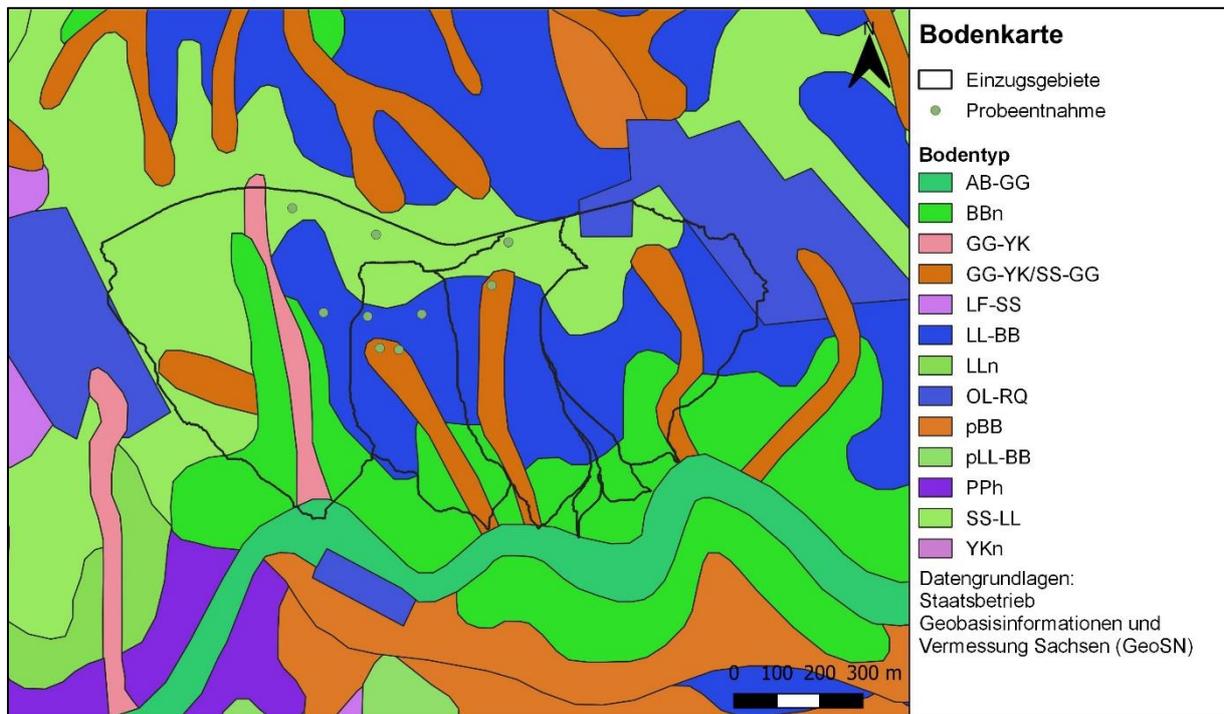


Abbildung 35: Bodenkarte (BK50) mit Probeentnahmepunkten.

A6 Niederschlagsdaten

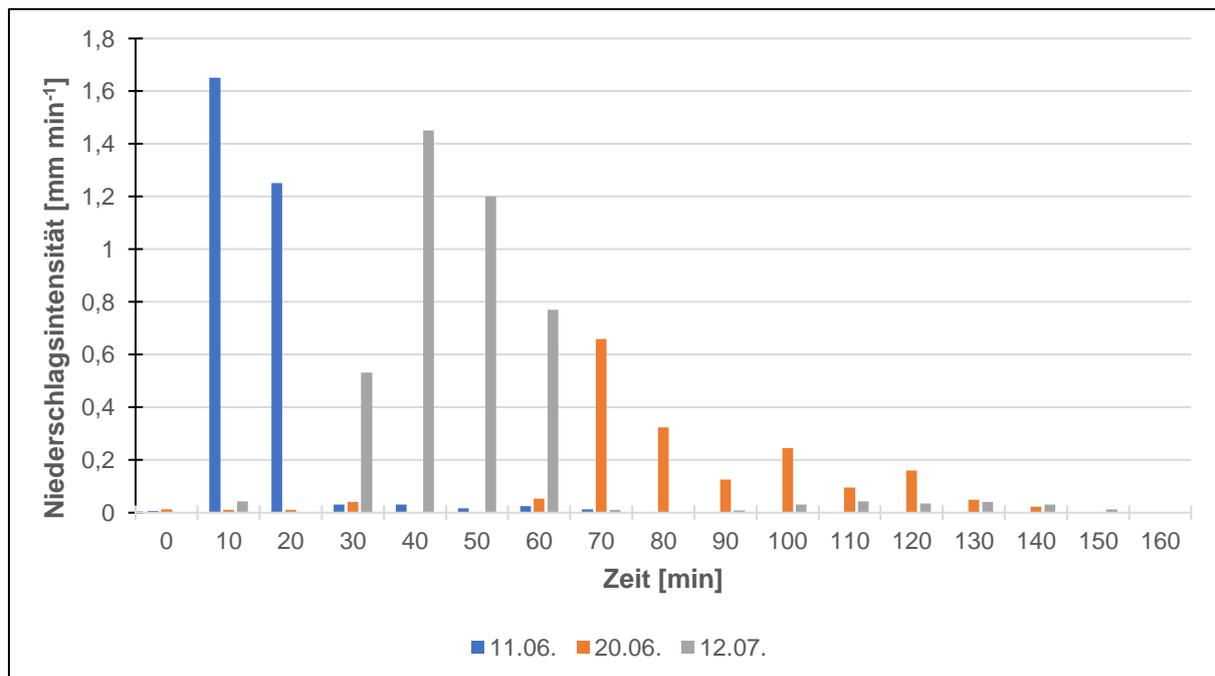


Abbildung 36: Übersicht der Niederschlagsintensitäten zu den drei modellierten Zeitpunkten.

A7 Fotodokumentation

Übersichtsbegehung und Probenahme



Abbildung 37: Blick in südliche Richtung auf den unteren Ackerschlag in EZG 2. Aufnahmedatum: 30.10.19



Abbildung 38: Entnahme einer gestörten Probe in EZG 2. Aufnahmedatum: 30.10.19.



Abbildung 39: Blick von dem südlichen Schlag in EZG 2 in nördliche Richtung. Deutliche Ausprägung von Erosionsrillen, die Hangabwärts verlaufen. Aufnahmedatum: 30.10.19.



Abbildung 40: Linkes Bild: Blick in nördliche Richtung auf den Vorfluter in EZG 1. Rechtes Bild: Unterführung des Vorfluters in die Kirnitzsch in EZG 1. Aufnahmedatum: 17.04.20.



Abbildung 41: Linkes Bild: Von Geröll und Baumstämmen teilverfüllter Vorfluter in EZG 4. Rechtes Bild: Ausprägung einer Erosionsrinne, ausgehend von ZEZG 2. Aufnahmedatum: 17.04.20.

Laborarbeit



Abbildung 42: Ultraschalldispersion der Bodenproben.



Abbildung 43: Der vom Feinboden getrennte Grobboden.

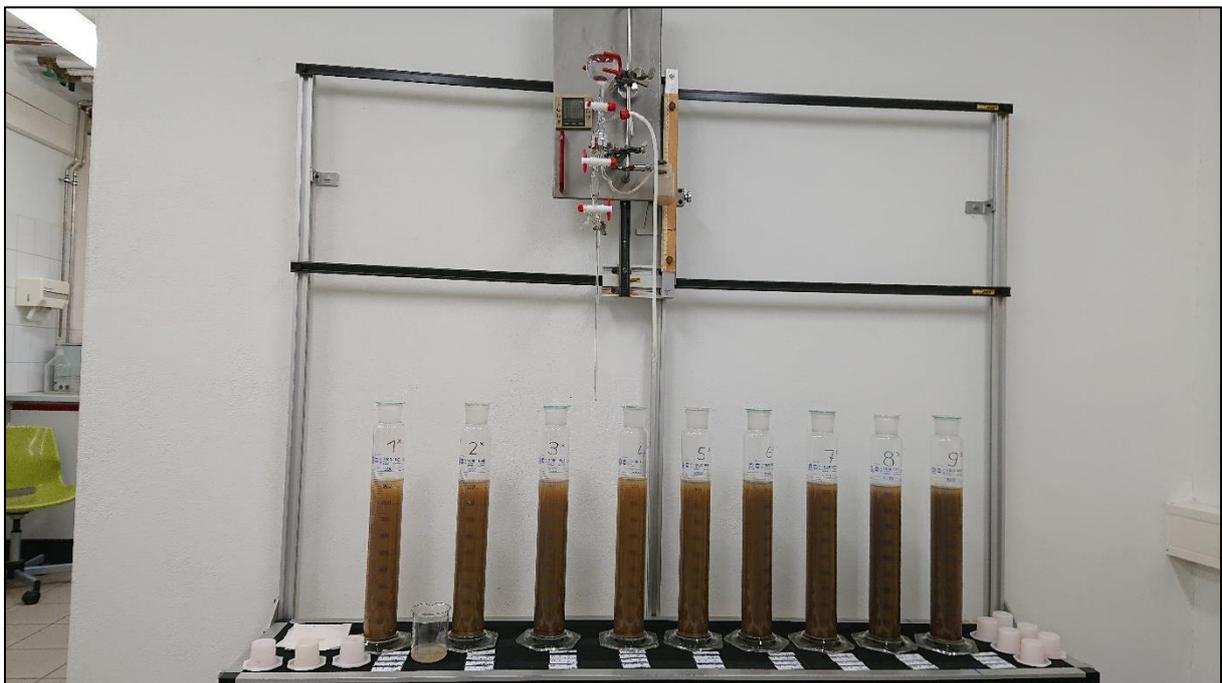


Abbildung 44: Pipettieren nach Köhn.



Abbildung 45: Probenaliquote nach Absaugung.

Murgänge im Untersuchungsgebiet



Abbildung 46: Murgang im Untersuchungsgebiet, aufgenommen am 11.06.19. Foto: T. Bauch

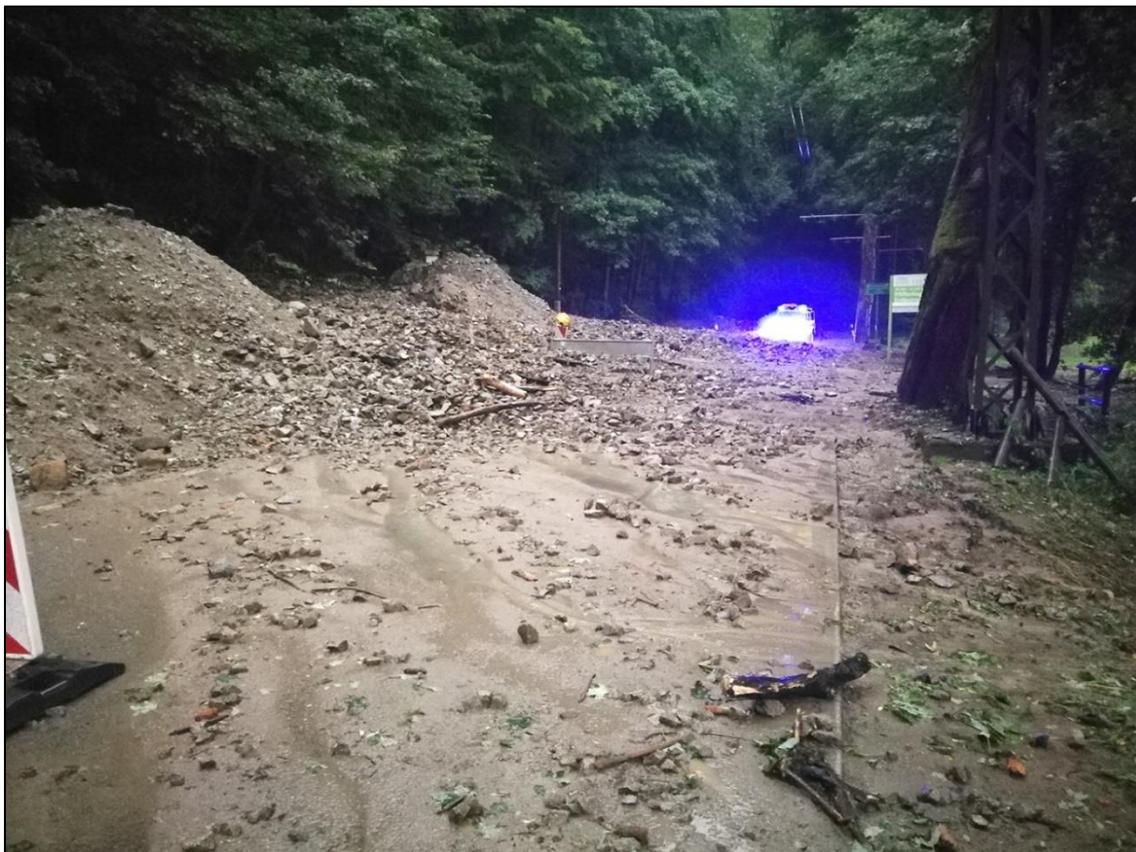


Abbildung 47: Murgang im Untersuchungsgebiet, aufgenommen am 12.07.19. Foto: T. Bauch

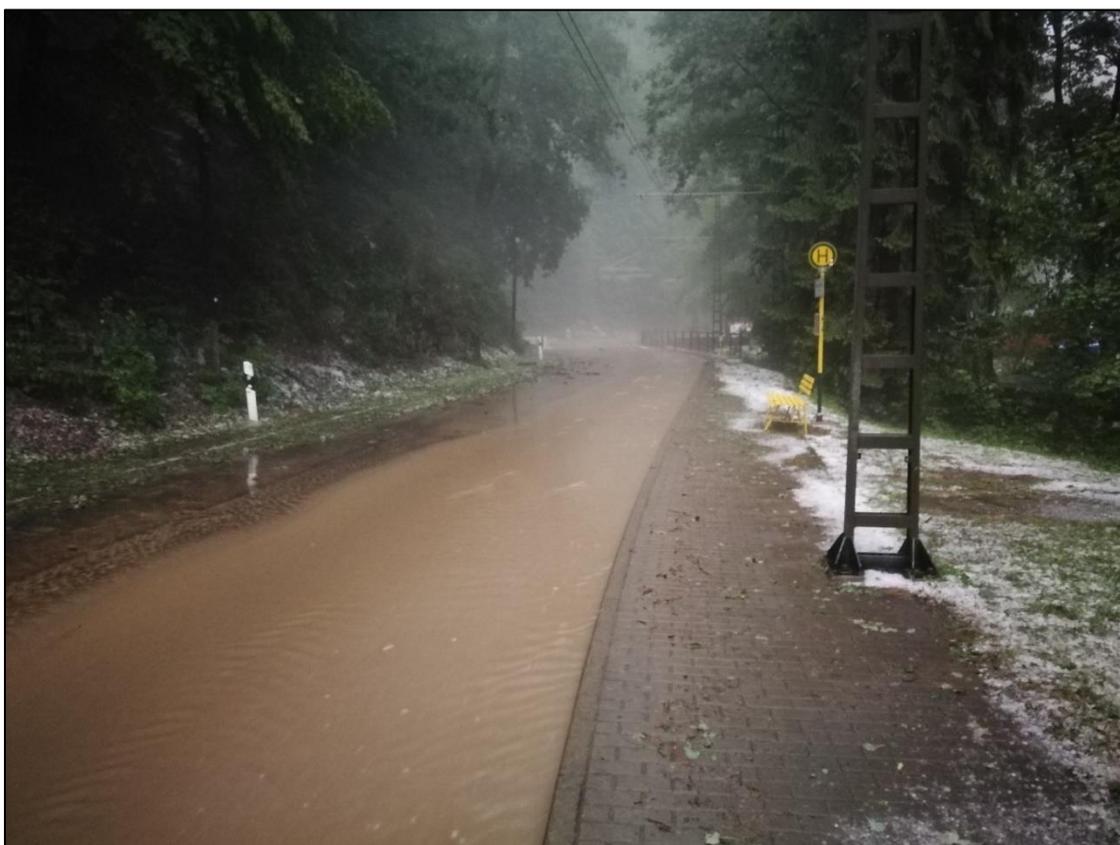


Abbildung 48: Murgang im Untersuchungsgebiet, aufgenommen am 12.07.19. Foto: T. Bauch