Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt Petzenkirchen

Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nutzpflanzenwissenschaften

Einfluss der Kalkdüngerart auf die Wassererosionsanfälligkeit von Ackerböden im Alpenvorland

Masterarbeit

Benedikt Wohlschläger

April 2016

Betreuer:

Ao.Univ.Prof.i.R. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Peter Liebhard

Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Peter Strauss

Danksagung

Meinen Betreuern, Herrn Dipl.-Ing. Dr. Peter Strauss und Herrn Ao. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Peter Liebhard, danke ich für die Bereitstellung des Themas, den kritischen Anregungen und für die Korrektur der Arbeit sehr herzlich.

Ein ganz aufrichtiger Dank gilt auch allen Mitarbeiterinnen und allen Mitarbeitern im Institut für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft Petzenkirchen, die mich bei der Versuchsdurchführung tatkräftig unterstützten und während meines Ferialpraktikums stets freundlich zu mir waren. Besonders hervorheben möchte ich die Hilfsbereitschaft von Herrn Dr. Thomas Bauer, der mir nicht nur bei der Auswertung der Ergebnisse half, sondern auch maßgeblich für das Gelingen meiner Masterarbeit beitrug. Bei Herrn Ing. Günther Schmid, Mathias Karner und Ing. Franz Aigner bedanke ich mich ebenfalls für die Unterstützung bei der Entnahme und Beregnung der Bodenproben.

Bedanken möchte ich mich auch bei Herrn Dipl. Ing. Johannes Kamptner, der die Anlegung dieses Versuches einbrachte und mir viele offene Fragen detailgenau beantwortete.

Ganz besonders bedanke ich mich bei meinen Eltern, die mir viel Freiraum ließen und mir das Studium an der Universität für Bodenkultur Wien überhaupt ermöglicht haben. Neben der Bereitstellung der finanziellen Basis, war für mich vorrangig die moralische Stütze meiner Mutter in jeder schwierigen Situation von besonderer Bedeutung. Meinem Vater und meiner Schwester danke ich für die wertvollen Tipps und Ratschläge bei der Erstellung der Masterarbeit.

Kurzfassung

Die Wassererosion stellt neben der Versiegelung von landwirtschaftlich genutzten Böden den höchsten quantitativen Bodenverlust in Österreich dar. Ob eine Düngung mit Branntkalk eine unmittelbare Wirkung auf die Wassererosionsanfälligkeit von Ackerböden hat, wird derzeit mit widersprüchlichen Ergebnissen belegt. Innerhalb eines Monats nach Ausbringung des Kalkes wurden in einem Beregnungsversuch im niederösterreichischen Alpenvorland die Bodenabträge und Oberflächenabflüsse bei unterschiedlichen Branntkalkvarianten gemessen. Am Versuchsstandort wurden zwei Branntkalkvarianten zu je 2 t / ha ausgestreut. Im Versuchslabor wurden die entnommenen Bodenproben (100 cm x 50 cm x 30 cm) 120 Minuten mit einer Beregnungsintensität von 72 mm / h beregnet. Zusätzlich erfolgte eine zweite Beregnung zu je 30 Minuten und 110 mm / h. Die grobkörnige Branntkalkvariante (KG: 3 – 8 mm) zeigte tendenziell höhere Bodenabträge und Oberflächenabflüsse, während der feinvermahlene Kalk (Variante KF) tendenziell geringere Abträge im Vergleich zu Variante 0 erzielte. Die Korrelationen zwischen Aggregatstabilität und den Bodenabträgen bzw. Oberflächenabflüssen waren statistisch signifikant, obwohl innerhalb der Varianten mit Ausnahme von KG starke Streuungen auftraten. Als Reaktion auf die Düngung erhöhte sich der pH – Wert bei beiden Varianten signifikant, der Anteil an freiem Kalk erhöhte sich nur bei Variante KG. Die Veränderungen der Rauigkeit der Bodenoberfläche während der insgesamt 150 Minuten andauernden Beregnung wurden photogrammetrisch ausgewertet. Nach 120 minütiger Beregnungsdauer waren bei allen Varianten geringe Setzungen der Bodenoberfläche erkennbar. Nach dem zweiten Beregnungsdurchgang von 30 Minuten kam es zu keiner zusätzlichen Setzung mehr. Da zwischen den einzelnen Wiederholungen starke Streuungen innerhalb der Ergebnisse auftraten, die auf mehrere Faktoren wie z. B. dem Zeitpunkt der Entnahmen und der Witterung zurückzuführen sind, sind weiterführende Versuche zu dieser Thematik erforderlich bzw. muss auch die mikrobielle Aktivität des Bodens berücksichtigt werden.

Abstract

Besides sealing of agriculturally used soils, soil erosion by water can be considered the quantitatively most severe process for soil loss in Austria. The immediate effect of an application of anhydrous lime on erosion susceptibility of farmland has delivered contradictory results so far. Therefore we conducted a rainfall simulation experiment in the alpine forelands of Austria to test immediate (within one month) soil erosion and surface runoff effects following lime application. We applied two different types of anhydrous lime at a rate of 2 t / ha. Undisturbed soil cores (100 cm / 50 cm / 30 cm) were transported to the lab and simulated rainfall applied with an intensity of 72 mm / h for 120 minutes followed by a second rainfall simulation of 30 minutes and 110 mm / h rainfall intensity. Application of anhydrous lime in form of coarse aggregates (KG: 3 - 8 mm) tended to deliver higher soil loss and surface runoff compared to the unfertilized plot, while the pulverized form (KF) of anhydrous lime tended to deliver lower soil loss and surface runoff compared to the unfertilized plot. The relationship between aggregate stability and soil loss of the tested variants was weak with the exception of one replicate. In response to fertilizing, in both samples, the pH – value significantly increased. The amount of free lime only increased for plot KG. The changes in surface roughness during the rainfall simulations of the different plots were evaluated using photogrammetric techniques. After a spraying time of 120 minutes, all plots showed small changes in soil height. After the second rainfall simulation run of 30 minutes, no more settlement was observed. Strong variations of the results between the different times of sample withdrawal were observed. They may be attributed to various changing factors, e. g. sampling time or prevailing weather conditions. Therefore, further work should be realised on this subject, probably also including microbial activities of the tested environments during rainfall simulation experiments.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung ii

Kurzfassung iii

Abstract iv

1. Einleitung, Problemstellung und Zielsetzung 1

2. Ausgewählte Literatur 2

2.1. Kalk als Element, Pflanzennährstoff und Bodendünger 2

2.2. Entstehung und Gewinnung von Kalk 2

2.3. Kalkarten 4

2.3.1. Carbonatischer (Kohlensaurer) Kalk 4

2.3.2. Branntkalk – Oxidischer Kalk 5

2.3.3. Mischkalk 6

2.3.4. Hüttenkalk 6

2.3.5. Konverterkalk 6

2.3.6. Carbokalk 6

2.3.7. Schwarzkalk 7

2.3.8. Zelka (Feuchtkalk 43) 7

2.3.9. Zitrogips 7

2.4. Wirkung unterschiedlicher Kalkarten im Boden in Abhängigkeit ihrer Bindungsform 7

2.4.1. Oxidische und hydroxidische Kalke 8

2.4.2. Carbonatische Kalke 9

2.4.3. Silikatische Kalke 9

2.4.4. Sonstige Kalke (Zitrogips) 10

2.5. Kalk als Bodendünger 10

2.6. Kalk als Pflanzennährstoff 15

2.7. Einfluss von Kalk auf bodenchemische Eigenschaften 15

2.8. Einfluss von Kalk auf bodenphysikalische Eigenschaften 17

2.9. Einfluss von Kalk auf bodenbiologische Eigenschaften ... 19

2.10. Ursachen für die Versauerung von Böden ... 20

2.11. Bodenerosion ... 22

2.11.1. Ursachen der Wassererosion ... 23

2.11.2. Formen der Wassererosion ... 24

2.11.2.1. Flächenhafte Erosion / Schichterosion ... 25

2.11.2.2. Rillenerosion / Rinnenerosion ... 25

2.11.2.3. Graben - / Gullyerosion ... 25

2.11.2.4. Tunnelerosion ... 26

2.11.3. Schutzmaßnahmen gegen Wassererosion ... 26

2.12. Kalk und die Auswirkungen auf Wassererosion ... 28

3. Material und Methoden ... 30

3.1. Standort ... 30

3.2. Feldarbeit ... 30

3.3. Klima ... 32

3.4. Beregnungsarbeiten ... 35

3.5. Praktische Probleme bei der Durchführung der Regensimulation ... 37

3.6. Messung des Bodenabtrages ... 37

3.7. Auswertung der Daten ... 37

3.8. Photogrammetrische Auswertung der Oberflächenveränderung ... 37

3.9. Laborarbeiten ... 39

4. Ergebnisse und Diskussion ... 40

4.1. Bodenprofil ... 40

4.2. Bodenphysikalische und - chemische Ergebnisse der Varianten ... 44

4.2.1. Aggregatstabilität ... 44

4.2.2. Bodenabträge und Oberflächenabflüsse ... 48

4.2.3. Wassergehalt ... 51

4.2.4. Korngrößenverteilung ... 51

4.2.5. Grobstoffgehalt 52
4.2.6. $CaCO_3$ 53
4.2.7. pH – Wert 54
4.2.8. organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und Humusgehalt 55

4.3. Oberflächenveränderung 56
4.3.1. Volumenveränderung 56

5. Schlussfolgerungen 59

6. Zusammenfassung 61

7. Literaturverzeichnis 63

8. Abbildungsverzeichnis 69

9. Tabellenverzeichnis 71

1. Einleitung, Problemstellung und Zielsetzung

Der lateinische Name „calx“ wurde erstmals während der Römerzeit erwähnt und von Gaius Plinius dem Älteren (23 – 79 n. Chr.) eingeführt. Obwohl Kalk bereits in der Antike als Baustoff und Mörtel Verwendung fand, erkannten erstmals die Kelten, dass Kalk auch ein wertvoller Bodendünger ist. Sie brachten regelmäßig Mergel, ein kalkhältiges Sedimentgestein, auf ihre Felder aus. Nachdem auch die Römer begonnen hatten, mit gelöschtem Kalk ihre Äcker zu düngen und mit diesem sogar Feldversuche durchführten, geriet das Wissen über Kalk im Mittelalter wieder in Vergessenheit. Erst im Zuge der Industrialisierung im 19. Jahrhundert erlangte der Kalk wieder eine Renaissance: Es wurde intensiv Forschung betrieben und es entstanden zahlreiche Kalkwerke, in denen Kalk großteils für die Roheisen – und Rohstahlerzeugung Verwendung fand. (ADAM, 1818; BRAUSEWETTER und BRAUSEWETTER, 2011).

Heute wird Kalk großtechnisch in Kalksteinbrüchen abgebaut und für verschiedenste Zwecke, z. B. für die Eisen – und Stahlindustrie, Rauchgas – und Abwasserreinigung, im Bauwesen, und vor allem auch für die Land – und Forstwirtschaft weiterverarbeitet. In Österreich hat die Kalkindustrie eine langzeitliche Tradition und sie nimmt eine bedeutende wirtschaftliche Rolle ein. Derzeit wird an sieben Standorten in Österreich Kalkstein ($CaCO_3$) abgebaut und in insgesamt 14 Schachtöfen zu Branntkalk (CaO) gebrannt (Abb. 1). Daneben gibt es auch noch zahlreiche kleinere Kalksteinbrüche, wo vorwiegend Kalkstein gewonnen und gebrochen wird. Trotz des derzeit stagnierenden Kalkverbrauches innerhalb der EU nimmt der Einsatz von Kalk für Umweltschutzzwecke eine nach wie vor starke Bedeutung ein (SZEDENYJ und BRANDHUBER, 2007).

Das Jahr 2015 wurde von der UN - Generalversammlung zum internationalen „Jahr des Bodens“ ernannt. Die Wichtigkeit unserer Produktionsgrundlage, dem Boden, soll dabei in den Fokus der Aufmerksamkeit der Bevölkerung gelenkt werden, da dieser immer mehr einer Reihe irreversibler Gefahren ausgesetzt ist. Bodenerosion durch Wasser stellt derzeit in Österreich, neben der Versiegelung von landwirtschaftlichen Nutzflächen, die Hauptursache von quantitativem Bodenverlust dar (HOLZER und REISCHAUER, 2015). In der vorliegenden Arbeit soll geklärt werden, ob durch die Ausbringung von zwei unterschiedlichen Branntkalkvarianten unmittelbare Effekte auf den Bodenabtrag und Oberflächenabfluss von Ackerböden erzielt werden.

2. Ausgewählte Literatur

2.1. Kalk als Element, Pflanzennährstoff und Bodendünger

Kalk, als chemisches Element Calcium (Ca), gehört zur Gruppe der Erdalkalimetalle und wird als zweiwertiges Kation (Ca^{2+}) freigesetzt. Im Boden ist es an primäre Silikate wie Kalkfeldspat, sekundären Ca – Mineralen wie Calcit ($CaCO_3$), Dolomit ($CaMg(CO_3)_2$), Gips ($CaSO_4 \cdot 2\ H_2O$) oder Ca – Phosphaten gebunden (FINCK, 2007). Durch Verwitterungsprozesse und bei einhergehender Versauerung der Böden wird Ca aus dem Oberboden freigesetzt und an den negativ geladenen Austauschern, den Tonmineralen und Huminstoffen, im Boden gebunden (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010). Diese können wie eine Art Magnet betrachtet werden, da sie neben Ca^{2+} auch das zweiwertig positiv geladene Magnesium (Mg^{2+}), sowie die einwertigen Kationen Kalium (K^+) und Natrium (Na^+) anlagern. Durch Austauschen in die Bodenlösung wird Ca^{2+} wieder freigesetzt und es kann von den Pflanzenwurzeln aufgenommen werden (SCHMIDT, 2014), von wo aus es weiter in die Nahrungskette gelangt.

2.2. Entstehung und Gewinnung von Kalk

Die Erdoberfläche enthält ca. 5 % reinen Kalk (CaO), der in Mineralien gebunden ist und durch Verwitterungsprozesse in das Grundwasser ausgewaschen bzw. durch den Transport von Flüssen in die Meere abtransportiert werden kann (GALLER, 2013). Düngekalke in der aktuellen Form sind chemischen und biogenen Ursprungs und entstanden in der Kreide - und Jurazeit vor etwa 65 bis 200 Millionen Jahren (SCHILLING, 2000). Nach dem Absterben der Meeresbewohner, vor allem Muscheln und Schnecken, die ihre Schalen aus Kalk aufbauen, bildeten sich am Meeresgrund mächtige Sedimente. In Folge hohen Drucks entstand daraus im Laufe der Zeit Kalkstein ($CaCO_3$) (GALLER, 2013). Dieser kam erst durch die Gebirgsauffaltung auch oberirdisch zum Vorschein und ist z. B. in Österreich Bestandteil der nördlichen und südlichen Kalkalpen, wo neben weiteren kleinflächigen, oberirdischen Kalkvorkommen im Weinviertel (z. B. Ernstbrunn) und in der Nähe von Graz (z. B. Peggau) Kalkstein abgebaut und gebrannt wird (Abb. 1).

Auch gegenwärtig erfolgt ein Prozess der Kalksteinbildung im Süß – und Meerwasser. In Abhängigkeit der Temperatur, des pH - Werts und des CO_2 – Partialdrucks im Wasser, kommt es zum sogenannten „Kalk – Kohlensäure – Gleichgewicht“. Bei einem pH – Wert < 6,5 und tiefen Temperaturen reagiert Wasser mit CO_2 zu Kohlensäure (H_2CO_3). Das schwer lösliche $CaCO_3$ wird dabei gelöst und es entsteht das im Wasser leicht lösliche Calciumhydrogencarbonat ($Ca(HCO_3)_2$):

$$CaCO_3 + H_2O + CO_2 \rightleftharpoons Ca^{2+} + 2\ HCO_3^-$$

Durch diesen Prozess kommt es zur Verwitterung des Kalkes, der sich in allen Meeren und Süßwässern vollzieht. An Land kommt es unter humiden Klimabedingungen durch Auswaschung von gelöstem $Ca(HCO_3)_2$ aus dem Oberboden zur Anreicherung von $CaCO_3$ im Unterboden, das Poren auskleidet und Kalkkonkretionen (sogenannte Lösskindel) bildet (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010).

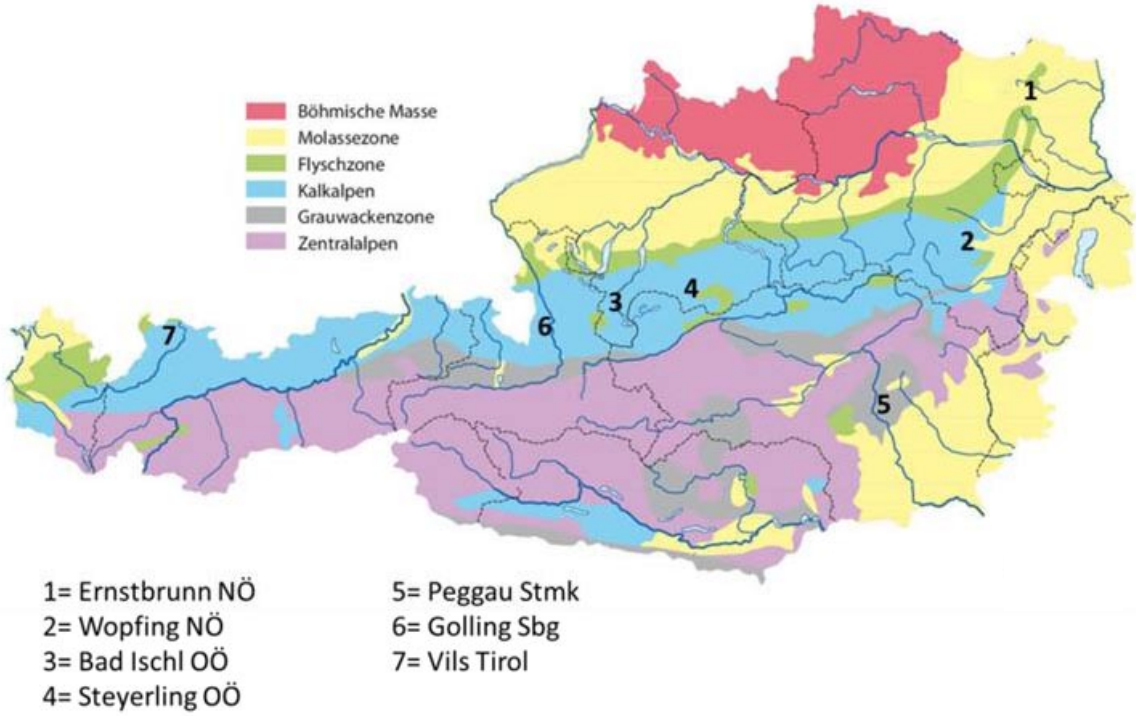

Abb. 1: Standorte der bedeutendsten Kalkwerke mit Drehrohröfen in Österreich (verändert nach www.hoelzel.at)

Bei der Bildung von Kalk im umgekehrten Fall, entziehen die im Wasser lebenden Organismen ihrer Umgebung CO_2, wodurch es zu einer Übersättigung der Lösung kommt, aus der $CaCO_3$ ausgefällt wird. Durch Temperaturerhöhung des Wassers bzw. einer Erhöhung des pH – Werts auf > 6,5 kann dieser Prozess ebenfalls entstehen (GALLLER, 2013). Weltweit kommt es durch die Diffusion von CO_2 in die Ozeane mit insgesamt 104 Milliarden Tonnen zum größten Verbrauch und zur größten CO_2 - Senke. Dieses Puffersystem ist noch vor der Photosynthese der wichtigste Prozess zur Bindung von CO_2 (SCHUBERT, 2011).

Derzeit wird Kalkstein großtechnisch im Terrassenabbau durch Großbohrlochsprengungen gelöst. Das herausgesprengte Material wird anschließend im Brecher weiter zerkleinert und mit Wasser von Verunreinigungen wie Ton, Sand und Quarz befreit (Abb. 2). Je nach Ausgangsgestein, Aufbereitungsart und Verwendungszweck werden daraus verschiedene Kalkprodukte hergestellt (SZEDENYJ und BRANDHUBER, 2007).

Abb. 2: Kalkstein wird im Tagebau herausgesprengt (Bild links), im Brecher zerkleinert, vermahlen und bei Bedarf in Drehrohröfen (Bild rechts) zu Branntkalk gebrannt. (Quelle: www.zement.wup.at/772.0.html; 17.11.2015)

2.3. Kalkarten

Werden die Kalk - Ausgangsgesteine gemahlen, entsteht daraus Kohlensaurer Kalk, der hauptsächlich aus Calciumcarbonat ($CaCO_3$) und / oder Magnesiumcarbonat ($MgCO_3$) besteht. Wird daraus Branntkalk (CaO bzw. MgO) gewonnen, so muss der vermahlene Kalkstein zusätzlich in Drehrohröfen oder Schachtöfen bei 900 bis 1.200 °C gebrannt werden (SCHILLING, 2000). Es werden drei Gruppen von Kalk unterschieden: Naturkalke, Industriekalke, und Rückstandskalke (Abb. 3). Naturkalke werden durch Brechen, Mahlen und Brennen aus natürlichen Lagerstätten gewonnen. Dies sind: Kohlensaurer Kalk ($CaCO_3$) sowie Kohlensaurer Magnesiumkalk, Branntkalk (CaO) und Mischkalk (Mischung aus Branntkalk mit Kalksteinmehl ($CaCO_3$) oder Dolomitmehl (MgO)). Bei den Industriekalken handelt es sich um Nebenprodukte aus der Eisen – und Stahlindustrie (Hütten – und Konverterkalk). Rückstandskalke sind nur saisonal erhältlich und fallen als Nebenprodukte beispielsweise bei der Zuckergewinnung, Kalkstickstoff -, Zellstoff -, und Zitronensäureproduktion an.

2.3.1. Carbonatischer (Kohlensaurer) Kalk

Kohlensaure Kalke bestehen aus feinvermahlenem Kalkstein bzw. Dolomit. Alle Arten von Kohlensaurem Kalk liegen in carbonatischer Bindung als $CaCO_3$ bzw. $MgCO_3$ vor (MOLITOR et al., 2012). Ab einem Anteil von > 15 % $MgCO_3$ wird dieser auch als „kohlensaurer Magnesiumkalk“ bezeichnet. Kohlensaurer Kalk ist in Wasser unlöslich und muss erst mit CO_2 und Wasser zu leicht löslichem Calciumhydrogencarbonat ($Ca(HCO_3)_2$ reagieren, um seine Wirkung zu entfachen:

$CaCO_3 + H_2O + CO_2 \rightarrow Ca(HCO_3)_2$ (SCHILLING, 2000)

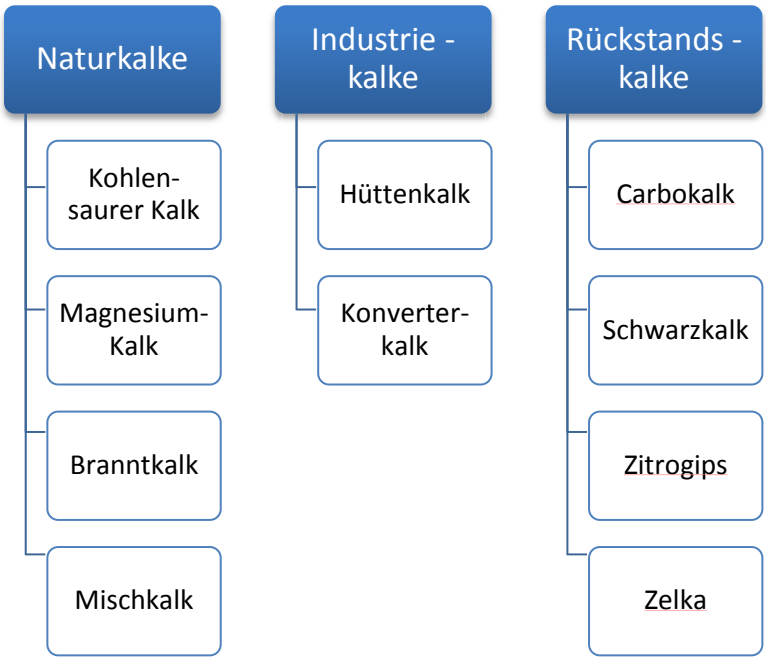

Abb. 3: Drei Gruppen von Kalk werden je nach Herkunft und Verarbeitungsform unterschieden (eigene Darstellung)

2.3.2. Branntkalk – Oxidischer Kalk

Bei der thermischen Dissoziation (Dekarbonatisierung) von Kalkstein ($CaCO_3$) entsteht durch Austrieb von CO_2 Calciumoxid (CaO). Diese Zersetzung der Karbonatkristalle beginnt ab einer Temperatur von 900 °C und hat zur Folge, dass sich zunächst eine starke Fehlanordnung von Oxidkristallen bildet. Erst mit fortschreitendender Brenndauer und ausreichend hohen Temperaturen bildet sich daraus ein geordnetes Oxidgitter mit darin feinst verteilten Poren aus (SZEDENYJ und BRANDHUBER, 2007):

$CaCO_3$ + Energie (178,44 kJ) → CaO + CO_2

(d. h. pro mol $CaCO_3$ werden 178,44 kJ benötigt (HOLLEMANN und WIBERG, 1995)).

Bei der Produktion von CaO entsteht ein starker Masseverlust von 44 % gegenüber $CaCO_3$, es kann daher, um dieselbe neutralisierende Wirkung wie $CaCO_3$ zu erreichen, wesentlich weniger CaO verwendet werden (SCHMIDT, 2014). Reagiert Branntkalk mit Wasser (H_2O), entsteht daraus Löschkalk ($Ca(OH)_2$). Dabei entsteht Energie in Form von Wärme:

CaO + H_2O → $Ca(OH)_2$ + Energie (65,19 kJ) (HOLLEMANN und WIBERG, 1995).

Bei dieser Reaktion bildet sich eine starke Lauge mit einem pH – Wert von 12,6, die, wenn sie in den Boden kommt, sofort Säuren im Boden neutralisiert (SCHMIDT, 2014).

2.3.3. Mischkalk

Mischkalke vereinen die schnelle und nachhaltige Wirkung von Branntkalk und Kohlensaurem Kalk. Sie enthalten sowohl den cabonatischen Anteil von Kohlensaurem Kalk, als auch den oxidischen Anteil des Branntkalks (MOLITOR et al., 2012). Nach österreichischem Düngemittelrecht 2004 ist ein CaO – Anteil von mindestens 60 % erforderlich. Auch beim Mischkalk darf ab einem Gehalt von 10 % MgO die Bezeichnung „kohlensaurer Magnesium - Mischkalk“ verwendet werden.

Bei der Bezeichnung: „Mischkalk feucht“ wird zusätzlich zu den eben erst genannten Kalkarten so viel Wasser hinzugemischt, bis dieser streufähig wird und ein Teil zu Löschkalk ($Ca(OH)_2$) reagiert (SCHMIDT, 2014).

2.3.4. Hüttenkalk

Zur Bindung von Verunreinigungen bei der Eisenverhüttung wird im Hochofen zum Eisenoxid Kalk beigegeben, der sich mit diesen vermischt und eine auf der Schmelze schwimmende Schlacke bildet. Diese Hochofenschlacke wird nach dem Erkalten vermahlen bzw. in eine gekörnte Variante weiterverarbeitet. Sie enthält neben Calcium auch Silikate. Hüttenkalke enthalten, je nach Ausgangsgestein, auch noch einen geringen Magnesium – und Mangananteil von 0,3 bis 1,0 % (SCHILLING, 2000).

2.3.5. Konverterkalk

Konverterkalk fällt bei der Stahlerzeugung als Rückstandsprodukt bei der Kohlenstoffentfernung im Konverter an. Dieser wird durch Vermahlen der bei 1.700 °C im Hochofen entstandenen Konverterschlacke gewonnen. Er enthält neben Kalk auch die in Wasser unlösliche Kieselsäure (SiO_2) sowie Phosphate. Konverterkalke werden zweitrangig auch als Phosphordünger eingesetzt. Ab einem Gehalt von > 4 % Phosphat (P_2O_5) werden sie als „Thomaskalk“ bezeichnet. Je nach Ausgangsgestein für die Eisenherstellung enthält Konverterkalk zusätzlich in geringeren Mengen Spurenelemente bzw. auch Schwermetalle (GALLER, 2013).

2.3.6. Carbokalk

Carbokalk fällt als Rückstandsprodukt bei der Rohsaftreinigung in der Zuckerherstellung an. Durch Zugabe von Kalkmilch in den 70°C heißen Rohsaft werden in der Extraktionsanlage neben dem Zucker auch die Nichtzuckerstoffe aus den Rübenschnitzeln gelöst. Um die Nichtzuckerstoffe, die den Zuckergewinnungsprozess behindern, zu entfernen, wird zusätzlich zur Kalkmilch Kohlendioxid eingeblasen, um diese filtrieren zu können. Dabei fällt hochwertiger Carbokalk an, der durch Auspressen der Restfeuchtigkeit streufähig wird (FERTSAK, 2001).

2.3.7. Schwarzkalk

Dieser feinst vermahlene Kalk fällt als Nebenprodukt bei der Kalkstickstofferzeugung an. Er enthält neben $CaCO_3$ und einem CaO Anteil von rund 40 % auch einen geringen Anteil an Magnesium sowie 1 % Stickstoff und 10 % Kohlenstoff, von dem er die dunkle Farbe erhält. Angeboten wird Schwarzkalk nur saisonal und in feuchtem Zustand, d. h., dass etwa 20 % Wasser zugefügt werden (GALLER, 2013).

2.3.8. Zelka (Feuchtkalk 43)

Zelka ist ein Fällungsprodukt der Zellstoff – bzw. Papierindustrie mit einem CaO – Gehalt > 43 %. Aufgrund seiner mikrofeinen Vermahlung besitzt er eine hohe reaktive Oberfläche und liegt zu > 90 % in carbonatischer Form vor (GALLER, 2013). In Österreich wird Zelka nur saisonal als Feuchtkalk mit 20 % Wasseranteil angeboten (KAMPTNER, 2015).

2.3.9. Zitrogips

Zitrogips fällt als Rückstand bei der Zitronensäureproduktion an. Mit dem Pilzstamm *Aspergillus niger* wird aus Zucker Zitronensäure fermentiert. Zur Steuerung dieser Fermentation werden dem Zucker Hexacyanferrate sowie Kupfer – und Zinkverbindungen beigegeben. Das dabei entstandene Zitrat wird zunächst als Kalziumzitrat gebunden und in weiterer Folge durch Zugabe von Schwefelsäure als Roh – Zitronensäure ausgefällt. Bei der Reaktion von Schwefelsäure (H_2SO_4) mit Kalziumzitrat entsteht dabei als Nebenprodukt Gips ($CaSO_4 + 2H_2O$), dem zur Erreichung der Streufähigkeit das Wasser entzogen wird (DÖRRIE, 2010).

2.4. Wirkung unterschiedlicher Kalkarten im Boden in Abhängigkeit ihrer Bindungsform

Je nach Bindungsform werden Kalke in oxidische, hydroxidische, carbonatische, sulfatische und silikatische Kalke unterteilt (Abb. 4). Zu den oxidischen Formen zählt z. B. Branntkalk. Dieser ist in der Hydroxidform (Löschkalk) wasserlöslich und deshalb unabhängig vom pH – Wert des Bodens wirksam (GALLER, 2013). Löschkalk ($Ca(OH)_2$), der beim Ablöschen von Branntkalk mit Wasser entsteht, zeichnet sich wie Branntkalk für seine rasche Löslichkeit aus und hebt den pH – Wert stark an. Dieser wird wegen seiner enormen Volumenausdehnung und Gewichtserhöhung nach dem Ablöschvorgang in der Landwirtschaft nicht verwendet. Carbonatische (Kohlensaure Kalke) und silikatische Kalke (Hütten – und Konverterkalk) sind hingegen säurelöslich und müssen erst in lösliches Calciumhydrogencarbonat ($Ca(HCO_3)$) übergeführt werden (GALLER, 2013).

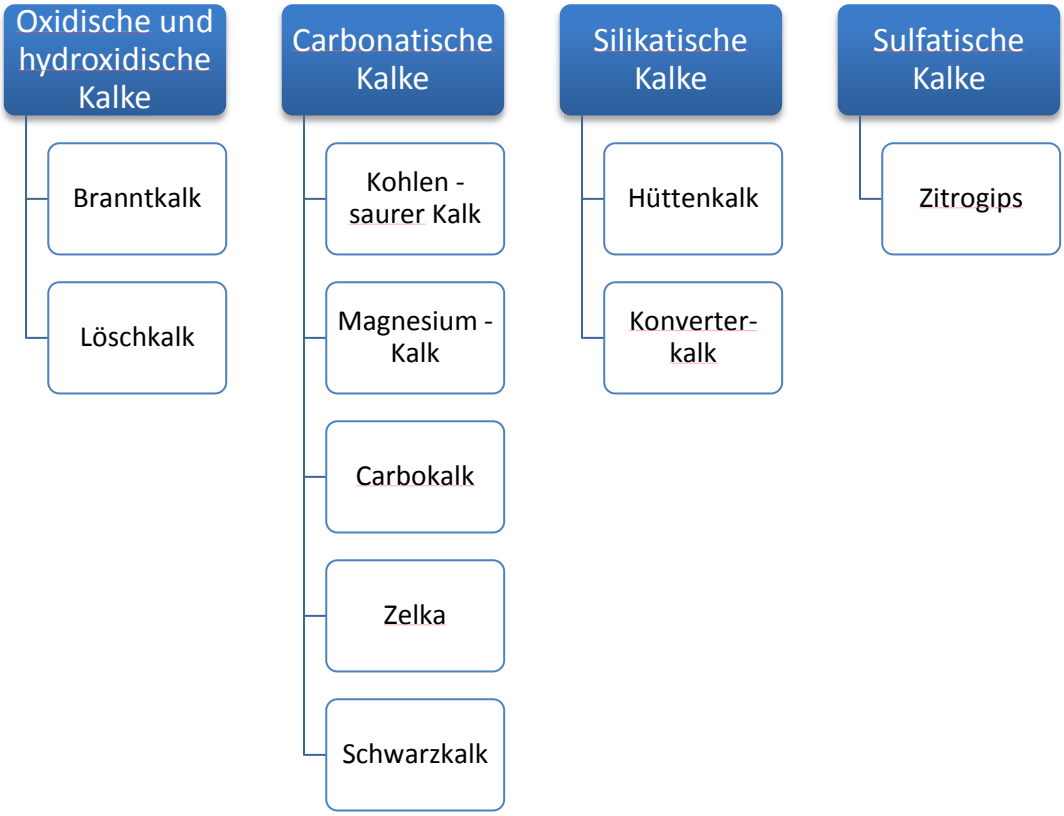

Abb. 4: Einteilung der unterschiedlichen Kalkarten in Abhängigkeit ihrer chemischen Bindungsart (eigene Darstellung)

2.4.1. Oxidische und hydroxidische Kalke

Oxidische und hydroxidische Kalke werden wegen ihrer schnellen Wirksamkeit vor allem auf schweren Böden eingesetzt. Oxidischer Kalk, wie der **Branntkalk**, ist aufgrund des höchsten CaO – Anteils, von bis über 90 %, der wirksamste Düngekalk und daher auch dementsprechend teuer. Es wird aber wesentlich weniger Menge ausgebracht, wodurch sich die Kosten im Vergleich zu den weniger wirksamen Varianten wieder ausgleichen (SCHMIDT, 2014).

Branntkalk wird derzeit in mehreren unterschiedlichen Anwendungsformen angeboten. Dazu zählen z. B. mehlfein vermahlener und gekörnter Branntkalk (Abb. 5). In Österreich wird hauptsächlich eine 0 – 4 mm Variante ausgebracht. Mehlfeiner Branntkalk muss laut österreichischem Düngemittelgesetz (DMG – 2004) einen Mindestvermahlungsgrad von 100 % < 1 mm und 80 % < 0,3 mm aufweisen.

Abb. 5: Gekörnter Branntkalk 3-8 mm (Quelle: www.industriekalk.at; 17.11.2015)

Gekörnter Branntkalk wird nach dem Brennvorgang, bei dem faustgroße Stücke entstehen, auf eine Korngröße von 3 – 8 mm gebrochen und gesiebt. Vorteilhaft ist zwar dessen staubfreie und einfache Ausbringung, die auch mit dem Düngestreuer möglich ist, aber die Wirksamkeit ist um 20 bis 30 % geringer als bei der mehlfeinen Variante. Grund hierfür ist die kleinere Oberfläche, die nur in unmittelbarer Umgebung des Kornes mit dem Boden reagiert. Bei der oberflächlichen Ausbringung auf feuchten Böden und einer Unterlassung der Einarbeitung kann es zudem zu Kalkverkrustungen kommen, die durch Recarbonatisierung in $CaCO_3$ entstehen (GALLER, 2013).

2.4.2. Carbonatische Kalke

Carbonatische Kalke (**Kohlensaurer Kalk**) wirken sich auf leichten Böden mit (stark) saurem pH – Wert günstig aus. Auf schwach sauren bzw. neutralen und tonreichen Böden sind sie kaum wirksam (SCHMIDT, 2014), da der pH – Wert nicht über 7,5 ansteigt. Die Gefahr einer punktuellen Alkalisierung des Bodens besteht nicht (SCHILLING, 2000).

Carbokalk enthält neben dem überwiegenden Anteil von Kohlensaurem Kalk auch wesentliche Pflanzennährstoffe wie mindestens 0,3 % Stickstoff und 0,9 % Phosphor und wird daher als Mehrnährstoffdünger eingesetzt (FERTSAK, 2001). Die Wirkung von Carbokalk ist aufgrund der sehr feinen Vermahlung im Gegensatz zu Kohlensaurem Kalk besonders rasch. Selbst auf stark tonhältigen Böden wird der pH – Wert zügig angehoben, sofern sich dieser im sauren Milieu befindet. Sandige Böden eignen sich hingegen weniger, da der enthaltene Stickstoff rasch in auswaschungsgefährdetes Nitrat übergeführt wird (MOLITOR et al., 2012). Die Düngung mit Carbokalk unterliegt aus diesem Grund dem österreichischen Aktionsprogramm Nitrat und darf während des Nitratdüngeverbots - Zeitraumes nicht ausgebracht werden.

Der nur regional erhältliche **Schwarzkalk** wird meist im Frühjahr vor der Mais - oder Zuckerrübensaat ausgebracht. Er beschleunigt durch die dunkle Färbung die Bodenerwärmung und führt zu einem rascheren Feldaufgang (SCHMIDT, 2014). Wegen des enthaltenen Reststickstoffs wirkt sich die Ausbringung vor dem Stoppelsturz zur Strohrotte günstig aus, da er die Zersetzung fördert (GALLER, 2013).

2.4.3. Silikatische Kalke

Silikatische Kalke, zu denen **Hütten** – und **Konverterkalk** zählen, eignen sich aufgrund der sehr langsamen Wirkung ähnlich wie Kohlensaurer Kalk vor allem für leichte Sandböden, da in den Sandböden häufig eine unzureichende Manganversorgung vorliegt. Mit Hüttenkalk wird die Manganversorgung deshalb nachhaltig erhöht. Ebenso wird die Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor im Boden durch die im Hütten – und Konverterkalk enthaltene Kieselsäure verbessert (MOLITOR et al., 2012).

Konverterkalk eignet sich für leichte, versauerte Acker – und Grünlandstandorte. Beide Arten lösen sich umso besser, je tiefer der pH – Wert ist. Ab einem pH – Wert > 5,5 sind diese kaum noch löslich. In Österreich ist die Ausbringung von Hüttenkalk wegen der einzuhaltenden Schwermetallgrenzwerte derzeit jedoch verboten (GALLER, 2013).

2.4.4. Sonstige Kalke (Zitrogips)

Zitrogips ist kein echter Kalk, da er aufgrund der fehlenden OH^- - Ionen den pH – Wert nicht erhöht. Durch seine sulfatische Bindungsform eignet sich dieser besonders für Böden mit einem pH – Wert > 7, da ab diesem Bereich das freie Calcium sehr schnell zu Carbonat gebunden wird, wodurch es zu keiner pH – Wert erhöhenden Wirkung im Boden kommt. Zitrogips liefert permanent Ca^{2+} - Ionen für die Stabilisierung der Bodenstruktur nach (GALLER, 2013).

2.5. Kalk als Bodendünger

In der Landwirtschaft wird Kalk vorrangig zur Erhöhung des pH – Werts auf sauren Böden, oder zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit durch Abpufferung von Bodensäuren, verwendet. Dadurch erhöht sich auch die Nährstoffverfügbarkeit bei vielen Pflanzennährstoffen, im Besonderen Phosphor, da dieser nur in einem leicht sauren bzw. neutralem pH – Wert am höchsten verfügbar ist (WENDLAND et al., 2014). Bei niedrigem pH – Wert ist die

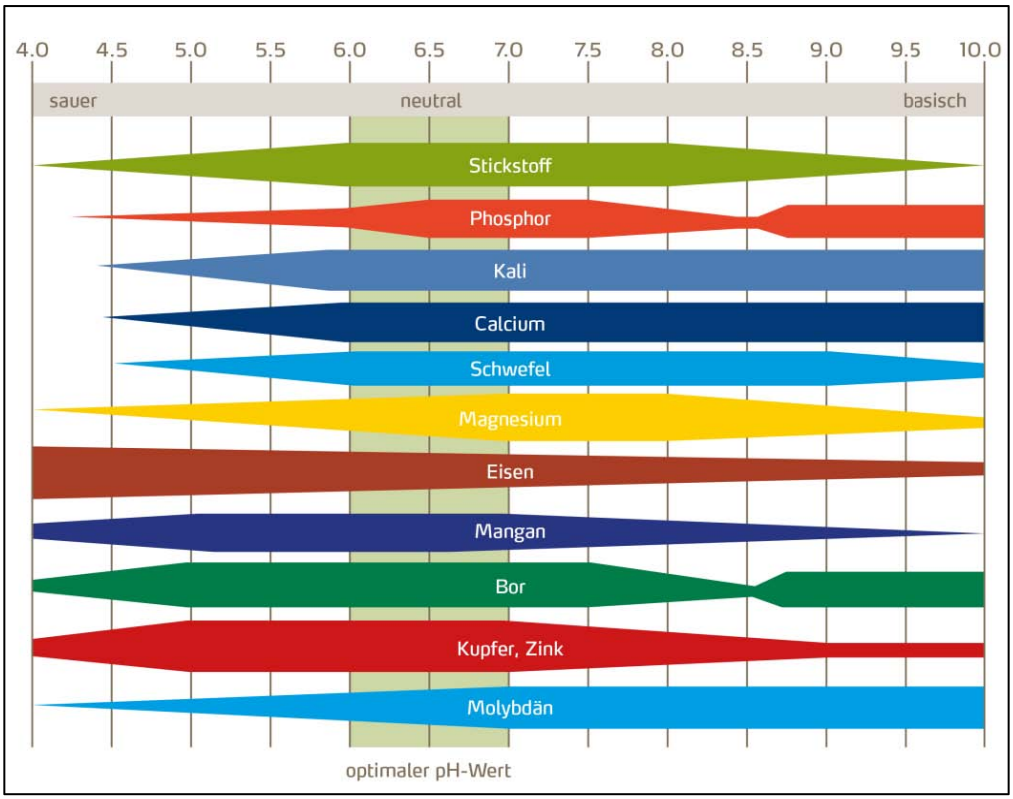

Abb. 6: Pflanzennährstoffverfügbarkeit in Abhängigkeit vom pH-Wert (Quelle: www.yara.de) 2015

Verfügbarkeit der Makronährstoffe wie Stickstoff, Kalium und Schwefel stark eingeschränkt. Bei hohem pH – Wert nimmt hingegen die Verfügbarkeit einiger Mikronährstoffe wie Mangan, Eisen und Bor ab. Ein leicht saurer bis neutraler pH – Wert wirkt sich am günstigsten für eine optimale Nähstoffverfügbarkeit bei einem Großteil der Makro – und Mikronährstoffe aus (Abb. 6).

Um die unterschiedlichen Kalkdünger bezüglich ihrer Wirksamkeit zu vergleichen, wird der Kalkgehalt in % Calciumoxid (CaO), dem sogenannten Neutralisationswert, oder auch Basenäquivalent genannt, angegeben. Kalkarten mit hoher Qualität zeichnen sich daher durch einen hohen Anteil der basisch wirksamen Bestandteile, dem Gehalt an CaO, aus. Sie sind in der Regel teurer, aber im Vergleich zu Kalkarten mit niedrigem CaO – Anteil wirken diese bereits bei deutlich geringeren Aufwandmengen. Sind weite Transportentfernungen zu überwinden, muss wesentlich weniger Volumen und Gewicht befördert werden, was sich wiederum auf die Transportkosten und die Rentabilität durch den Kauf von höherpreisigen Kalken positiv auswirkt (SCHMIDT, 2014).

Laut LAD Niedersachsen (2013) ist zu beachten, dass 1,0 % $CaCO_3$ 0,56 % CaO entspricht. Für die Wirksamkeit einer Tonne CaO sind daher etwa zwei Tonnen Kohlensaurer Kalk ($CaCO_3$) erforderlich, um die gleiche Wirkung zu erzielen. Enthalten die Kalkdüngerarten auch Magnesium, so besitzen diese einen höheren Neutralisationswert. Aufgrund des geringeren Atomgewichtes im Vergleich zu Calcium entspricht 1,0 kg MgO der Kalkwirkung von 1,39 kg CaO. Das bedeutet, dass MgO einen höheren Kalkwert als CaO besitzt und mit der gleichen Aufwandmenge mehr Säuren neutralisiert werden können. In der Praxis wird jedoch immer der CaO – Gehalt angegeben.

Für die Berechnung des Neutralisationswerts (NW) bezogen auf % CaO von beispielsweise kohlensaurem Magnesiummischkalk mit 70 % $CaCO_3$ und 15 % $MgCO_3$ (Tab. 2) wird wie folgt vorgegangen:

1) NW laut Tab. 1 für $CaCO_3$ (= 0,56) und $MgCO_3$ (= 0,66) ermitteln
2) NW für 70 % $CaCO_3$ und 15 % $MgCO_3$ mit dem NW multiplizieren und die beiden Ergebnisse addieren:
   (70 x 0,56) + (15 x 0,66) = **49,1 % CaO**

Das Ergebnis von 49,1 % CaO bedeutet, dass rund die doppelte Menge an kohlensaurem Magnesiummischkalk ausgebracht werden muss, um dieselbe Menge an Säuren neutralisieren zu können wie mit reinem Branntkalk (CaO).

In Tab. 1 sind die Umrechnungsfaktoren ausgewählter Kalkformen bezogen auf CaO angeführt. Je nach Bindungsform gelten unterschiedliche Werte. Gips hat wegen seiner

sulfatischen Bindungsform den Umrechnungsfaktor 0, da keine OH - Ionen freigesetzt werden, die eine pH – Werterhöhung bewirken würden. Er gilt deshalb nicht als Düngekalk, sondern als Calcium – und Schwefeldünger. Dieser wird vorrangig auf Böden mit hohem pH – Wert eingesetzt (FINCK, 2007).

Tab. 1: Basenäquivalente ausgewählter Calcium-und Magnesiumverbindungen (Quelle: ergänzt nach www.bodenkalk.at)

Kalkart	Basenäquivalent
Branntkalk (CaO)	1,00
Kohlensaurer Kalk ($CaCO_3$)	0,56
Magnesit ($MgCO_3$)	0,66
Dolomit ($CaMgCO_3$)	0,60
Magnesiumoxid (MgO)	1,39
Löschkalk ($Ca(OH)_2$)	0,75
Magnesiumhydroxid ($Mg(OH)_2$	0,96
Konverterkalk ($CaSiO_4$)	0,48
Carbokalk	0,20
(Zitro)gips ($CaSO_4$)	0.00

Um den Reinnährstoffpreis, also dem Gehalt an CaO, der verschiedenen Kalkarten miteinander vergleichen zu können, muss der Preis von 100 kg eines Kalkdüngers durch den CaO – Gehalt in Prozent dividiert werden:

$$Preis/kg\ CaO = \frac{Marktpreis\ je\ 100\ kg\ Kalkdünger}{\%\ CaO\ des\ Kalkdüngers}$$

Dazu folgendes Beispiel:

100 kg Branntkalk mehlfein hat einen Marktpreis von derzeit 15,5 € (Tab. 2).
100 kg kohlensaurer Kalk kostet derzeit 6,0 €.

Berechnet man nun den Preis / kg CaO laut obiger Formel, ergeben sich bei…

…Branntkalk: 15,5 € / 92 = **0,168 € / kg CaO** (≙ 16,8 € / dt CaO).

…Kohlensaurem Kalk: 6,0 € / 52 = **0,115 € / kg CaO** (≙ 11,5 € / dt CaO).

Wie die Ergebnisse verdeutlichen, ergibt sich eine Differenz von 5,3 € / dt. Werden bei der Ausbringung noch die Maschinenkosten berücksichtigt, sind die Kosten beider Kalkarten

praktisch annähernd gleich, da bei der Ausbringung von kohlensaurem Kalk wesentlich mehr Transport erforderlich ist, um dieselbe Menge an CaO auf das Feld auszubringen (KAMPTNER, 2015).

Tab. 2: Durchschnittliche Marktpreise in € / t und € / ha ausgewählter Kalkarten in Österreich im Jahr 2015 (Quelle: erweitert nach www.bodenkalk.at)

Kalktypen-bezeichnung	**Kalkwert CaO [%]**	**Wertbe - stimmende Inhaltsstoffe**	**geforderte Mindestmahl - feinheit**	**Preis / dt CaO**	**€ / t**	**€ / ha / Jahr ***
Branntkalk mehlfein (0/4)	92	92% CaO	100% Siebdurchg. <1mm, 80% <0,3 mm	16,8	155	84
Branntkalk gekörnt (3 – 8 mm)	92	92% CaO	100% < 8 mm	16,8	155	84
Branntkalk gekörnt (1 – 3 mm)	92	92% CaO	100% < 3 mm	18,0	166	90
Kohlensaurer Kalk	52	93% $CaCO_3$	100% Siebdurchg. <1mm, 80% <0,3 mm	11,5	60	58
Kohlensaurer Magnesiumkalk	49	70% $CaCO_3$ + 15% $MgCO_3$		12,7	66	63
Mischkalk mehlig	63	30% CaO + 60% $CaCO_3$		15,2	91	76
Carbokalk	20	60% $CaCO_3$		11,5	23	58
Schwarzkalk	39	70% $CaCO_3$		12,1	47	60
Zelka (Feucht - kalk 43)	43	80% $CaCO_3$	-	10,0	47	50
Zitrogips	0	40% $CaSO_4$	-	dzt. nicht verfügbar		

*= bei einer Ausbringmenge bezogen auf einen Kalkwert von 500 kg CaO / ha

Zu beachten ist, dass die in Tab. 2 angegebenen Kosten / Tonne Durchschnittswerte sind und innerhalb einer weiten Preisspanne liegen. Die Entfernung zum jeweiligen Kalkwerk ist entscheidend. Bei hohen Transportentfernungen muss mit höheren Preisen gerechnet werden und umgekehrt. Besonders deutlich wirkt sich dies bei Carbokalk aus: Im

unmittelbaren Nahbereich der in Österreich liegenden Zuckerfabriken Tulln und Leopoldsdorf ist eine Tonne Carbokalk bereits ab 5 € erhältlich, während mit zunehmender Entfernung die Kosten auf bis zu 40 € / Tonne ansteigen können (KAMPTNER, 2015).

Neben dem basisch wirksamen Anteil ist die reaktive Oberfläche des Kalkes, die durch den Vermahlungsgrad bestimmt wird, von entscheidender Bedeutung. Bis zu einem bestimmten Feinheitsgrad erhöht sich die Reaktivität und Wirksamkeit im Boden (FERTSAK, 2001). Als Ergänzung zum Siebdurchgang wird die Reaktivität bei kohlensauren Kalken im Labor bestimmt. Es wird die Auflösung der basisch wirksamen Bestandteile nach Versetzung mit verdünnter Salzsäure (HCl) innerhalb einer Zeiteinheit von 10 Minuten gemessen. Der in diesem Zeitraum aufgelöste Anteil wird auf den Gesamtgehalt an basisch wirksamen Bestandteilen bezogen und in Prozent ausgedrückt (REX, 2011).

Zur Bestimmung des Kalkbedarfs ist es vorteilhaft, vorher für das jeweilige Feld eine Bodenprobe zu entnehmen, und diese im Labor zu analysieren. Nur bei genauer Kenntnis entscheidender Bodenkennzahlen, kann gezielt gedüngt oder der pH - Wert mit Kalkdüngung optimiert werden. Je nach Bodenschwere gelten verschiedene pH – Bereiche als optimal. Bei leichten Böden und Grünlandstandorten sind in der Regel niedrigere pH - Werte günstiger als auf schweren, tonhältigen Böden und Ackerstandorten. Auch der Humusgehalt spielt eine wichtige Rolle: Ist dieser hoch, gilt aufgrund der besseren Verfügbarkeit von Spurenelementen eher der untere pH – Bereich als optimal und umgekehrt (GISI et al., 1997). In Tab. 3 ist der anzustrebende pH – Wert – Bereich für Ackerstandorte in Abhängigkeit der Bodenart aufgelistet.

Tab. 3: Anzustrebender pH - Bereich auf Ackerböden (Humusgehalt < 4 %) (Quelle: verändert nach Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, LfL Bayern, 2012)

Bodenart	Optimaler pH - Bereich
Sand (S)	5,4 – 5,8
Lehmiger Sand (lS)	5,8 – 6,3
Sandiger Lehm (sL)	6,2 – 6,8
Schluffiger Lehm (uL)	6,2 – 6,8
Toniger Lehm (tL)	6,2 – 6,8
Lehmiger Ton (lT)	6,6 – 7,2
Ton (T)	6,6 – 7,2

2.6. Kalk als Pflanzennährstoff

Calcium (Ca) wird von der Pflanze in Form von Ca^{2+} - Ionen mit dem Transpirationsstrom über das Xylem, aufgenommen. Bei einem neutralen bzw. alkalischen pH – Wert des Bodens ist Ca leicht pflanzenverfügbar (ZORN et al., 2013). Calcium hat in der Pflanze zwei wichtige Funktionen: Erstens ist Ca^{2+} zusammen mit Mg^{2+} Bestandteil der Pektine in der Zellwand. Beide halten dabei die linearen Polygalacturonsäuremoleküle über Ionenbindungen zusammen. Ca^{2+} ist dabei für die Stabilität von Biomembranen und der Zellwand mitverantwortlich. Zweitens dient Calcium als sogenannter „second messenger“ der Signalübertragung in der Pflanze. Durch die Änderung der freien Konzentration an Ca^{2+} - Ionen können Informationen, ausgelöst durch Pathogene oder Stresssituationen, schnell weitergegeben werden. Diese Ca^{2+} - Ionen aktivieren bestimmte Proteine, die wiederum den Stoffwechsel beeinflussen und zu einer Reaktion führen (SCHUBERT, 2011).

Da die meisten Böden ausreichend mit Calcium versorgt sind, treten Mangelerscheinung selten auf. Bei lang anhaltender Trockenheit in Verbindung mit hoher Luftfeuchte, vor allem in Gewächshäusern, kann es jedoch zu einem Mangel aufgrund der geringen Mobilität im Gewebe der Pflanze kommen. Dies ist dadurch begründet, dass Ca^{2+} - Ionen im Phloem, also dem „absteigenden Saftstrom“ (from „source to sink“) kaum mobil sind und am Ort des Verbrauchs („sink“) begrenzt eingelagert werden. Dadurch treten z. B. an Früchten Mangelsymptome auf. Als Beispiele hierzu sind die Stippigkeit bei Äpfeln oder die Blütenendfäule bei Tomaten genannt (ZORN et al., 2013).

2.7. Einfluss von Kalk auf bodenchemische Eigenschaften

Kalk neutralisiert durch die Abgabe von OH^- - Ionen Säuren im Boden und ist der bedeutendste Regulator des pH – Wertes.

Durch Kontakt mit Wasser bildet Branntkalk (CaO) unmittelbar Ca^{2+} - und OH^- - Ionen:

$CaO + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + 2OH^-$

Kohlensaurer Kalk reagiert zunächst mit Wasser und CO_2 zu Calciumhydrogencarbonat ($Ca(HCO_3)_2$), in weiteren Reaktionen kommt es zu denselben Effekten:

$CaCO_3 + H_2CO_3 \rightarrow Ca(HCO_3)_2$

$Ca(HCO_3)_2 + H_2O \rightarrow Ca(OH)_2 + 2CO_2 + H_2O$

$Ca(OH)_2 \rightarrow Ca^{2+} + 2OH^-$

Zur Neutralisation von Säuren kommt es, wenn die freigewordenen Hydroxyl - Ionen mit Säure - Ionen zu Wasser reagieren:

$OH^- + H^+ \rightarrow H_2O$

Die silikatischen Kalke (Hütten – und Konverterkalk) können nur mit freien H^+ - Ionen reagieren, um Ca^{2+} - Ionen freizusetzen. Diese sind also nur säurelöslich:

$CaSiO_3 + 2H^+ \rightarrow H_2O + SiO_2 + Ca^{2+}$ bzw. $CaSiO_4 + 4H^+ \rightarrow 2H_2O + SiO_2 + 2Ca^{2+}$

Die freigewordenen Ca^{2+} - Ionen können nun von den negativ geladenen Ton - Humuskomplexen aufgenommen und gespeichert werden (GALLER, 2013, FERTSAK, 2001;). Dieser Ionenaustauschvorgang hat eine weitere entscheidende Rolle in der Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen, der vom pH – Wert wesentlich beeinflusst wird. Durch die Fähigkeit der Bindung von Kationen an Tonmineralen und Huminstoffen, den sogenannten Kationenaustauschern bzw. Sorptionskomplex genannt, wird verhindert, dass Nährstoffe ausgewaschen werden. Ein Teil dieser Nährstoffe wird jedoch ständig durch Austauschvorgänge in die Bodenlösung abgegeben, wodurch diese pflanzenverfügbar werden (GISI et al., 1997). Diese Fähigkeit der Kationenabgabe, oder auch die Summe der austauschbaren Kationen, wird als Kationenaustauschkapazität (KAK) bezeichnet. Zu den wichtigsten Kationen zählen unter gemäßigten Klimagebieten Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+, bzw. NH^{4+} bei niedrigem Redoxpotenzial (BLUME und THIELE - BRUHM, 2011). In sauren Böden (pH < 5,5) dominieren Al^{3+}, Fe^{2+} und H^+ (HINTERMAIER - ERHARD und ZECH, 1997). Je nach pH – Wert, dem Anteil an organischer Substanz und der Tonminerale, sowie der negativ geladenen Oberfläche, ist die KAK variabel. Leichte, humusarme Sandböden weisen deshalb eine geringere KAK auf als ton – und humusreiche Böden, da diese eine weitaus geringere Oberfläche, also weniger freie Kationenbindungsplätze, besitzen. Sinkt der pH – Wert ab, dann nimmt auch die negativ geladene Oberfläche ab und die KAK verringert sich. Dies hat zur Folge, dass die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen abnimmt. Bei optimalem pH – Wert stellt sich ein Gleichgewicht ein, d. h., die Austauscher liefern immer nur so viele Nährstoffe in die Bodenlösung nach, wie die Pflanzenwurzel gerade aufgenommen hat. Im Idealfall (bei pH – 7) sollte der Sorptionskomplex mit Kationen wie folgt belegt sein:

- 70 - 80 % **Ca^{2+}**
- 10 - 15 % **Mg^{2+}**
- 2 - 5 % **K^+**
- 5 % **NH^{4+}**
- < 1 % **Na^+**
- < 10 % **Al^{3+}** + **H^+**

(SCHMIDT, 2014)

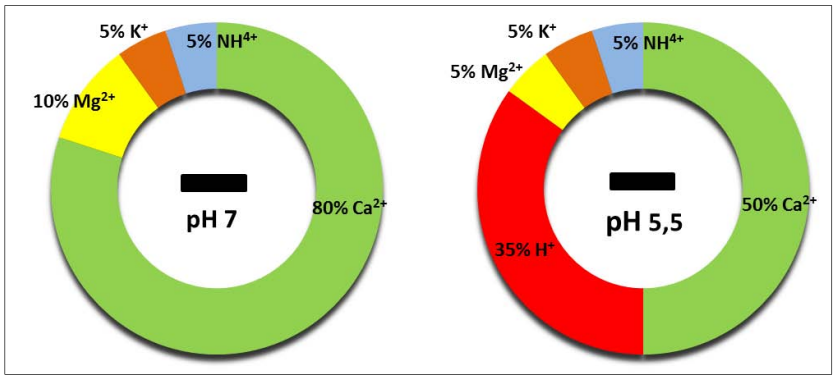

Abb. 7: Beispiel für eine optimale (links) und eine ungünstige Kationenbelegung (rechts) am Sorptionskomplex (eigene Darstellung)

Wie in Abb. 7 ersichtlich, werden bei Absinken des pH - Werts die Ca^{2+} und Mg^{2+} - Ionen von den versauernd wirkenden H^{+} - Ionen verdrängt und ausgewaschen. Der Boden versauert und eine optimale Kationenbelegung ist nicht mehr gewährleistet. Sinkt der pH - Wert noch weiter ab, werden verstärkt Al^{3+} - Ionen freigesetzt, die für die meisten Pflanzen toxisch wirken. Außerdem wird Phosphat in Form von wasserhaltigen Eisen - und Aluminiumphosphaten festgelegt bzw. durch spezifische Sorption nicht mehr löslich (SCHILLING, 2000).

Laut SCHECHTNER (1994) führt eine Kalkung erst dann zu einer Verbesserung des Bodens, wenn der pH – Wert auf < 5,0 abgesunken ist. Dies trifft jedoch nur in Ausnahmefällen bei bestimmten Bodenverhältnissen im weniger anspruchsvollen Grünland als auf Ackerland zu. Wird eine Kalkung hingegen über die empfohlenen Richtwerte durchgeführt, ist dies nicht nur unwirtschaftlich, sondern sie kann sich auch negativ auf den Ertrag auswirken.

2.8. Einfluss von Kalk auf bodenphysikalische Eigenschaften

Der Einfluss von Kalk auf bodenphysikalische bzw. bodenstabilisierende Parameter wird in der Literatur widersprüchlich beurteilt. Im Großteil der Arbeiten wird von positiven Effekten des Kalkes auf bodenphysikalische Parameter berichtet. In anderen Arbeiten hingegen wurden entweder kein Effekt von Kalk auf bodenphysikalische Eigenschaften, oder sogar negative Wirkungen feststellt. Nachfolgend werden zunächst die Arbeiten mit positiver Kalkwirkung angeführt.

Dem Kalk wird eine besondere Bedeutung als Strukturverbesserer von Böden zugesprochen (HAYNES and Naidu, 1998; PIHL, 2012; MOLITOR et al., 2012; SCHMIDT, 2014;). Aufgrund der zweiwertig positiven Ladung dient das im Kalk vorhandene Calcium als Kittsubstanz zwischen den negativ geladenen anorganischen Tonmineralien und den organischen Humusstoffen und bildet Ton – Humuskomplexe (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010). Er wird daher auch als „Brückenbildner“ bezeichnet, da er als eine Art Bindeglied zwischen den beiden Substanzen dient und somit zur Gefügebildung des Bodens durch den Aufbau einer stabilen Krümelstruktur beiträgt (GALLER, 2013). Eine stabile Krümelstruktur wirkt sich durch eine verminderte Verschlämmungsanfälligkeit der Bodenoberfläche aus (CZERATZKI, 1957). HAYNES and NAIDU (1998) beschreiben Kalk als Bindemittel, das die Bodenpartikel zusammenhält und somit zu einer Verbesserung der Struktur beiträgt. Durch diese größeren und widerstandsfähigeren Krümel werden auch der Anteil der luftführenden Poren sowie die Porenstabilität erhöht, was wiederum Auswirkungen auf ein intensiveres Wurzelwachstum hat. Außerdem bewirkt Kalk im Boden eine bessere hydraulische Wasserleitfähigkeit und folglich kommt es zu einem verminderten Oberflächenabfluss (KIRKHAM et al., 2007). Zu

beachten ist, dass diese positiven Eigenschaften nur auf Böden mit einem Tongehalt > 10 % gelten (WENDLAND et al., 2014), da durch den höheren Anteil und Konzentration an Ca^{2+} in der Bodenlösung nur hier eine stärkere Aggregation gefördert wird (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010). DELTEDESCO et al. (2015) stellten in einem Glashausversuch fest, dass eine signifikante Erhöhung der Aggregatstabilität des Bodens bei der Verabreichung von 2000 kg / ha Branntkalk (CaO) bereits nach zwei Tagen eintritt und auch nach drei Monaten aufrecht bleibt, während die Applikation von derselben Menge Kalkstein ($CaCO_3$) keine signifikanten Auswirkungen auf die Aggregatstabilität hat. Weiters wird darauf hingewiesen, dass die Bodenart und Zeitpanne zwischen Kalkausbringung und Messung der Aggregatstabilität einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse haben. CASTRO and LOGAN (1991) stellten fest, dass sich die Applikation von dolomithältigem Kalk auf sauren, humusarmen Tropenböden (Oxisol) langfristig positiv auf eine verminderte Erosionsanfälligkeit auswirkt. Auf den von ihnen getesteten drei verschiedenen Standorten zeigte sich, dass eine Erhöhung der Aggregatstabilität stark vom Gehalt an organischer Substanz im Boden abhängt. Eine Zunahme der Aggregatstabilität hängt demnach weniger von einer Erhöhung des pH – Werts ab, sondern vom Gehalt an organischer Substanz im Boden. Ähnliches stellten auch ANDRY et al. (2007) fest: Der Oberflächenabfluss auf einem unbewachsenen und stark sauren, tonigem Lehmboden mit einem pH – Wert von 3,0 bis 3,5 wird durch eine Kalkung mit 0,5 % Löschkalk und 70 % CaO - Gehalt deutlich reduziert. Dies wird mit einer Zunahme der hydraulischen Wasserleitfähigkeit und einer Erhöhung der Aggregatstabilität begründet.

PARADELO et al. (2015) berichten in ihrem Review zwar von einer positiven Strukturwirkung, weisen aber auch darauf hin, dass eine generelle Aussage bezüglich Kalkung und Verbesserung der Bodenstruktur bzw. Erhöhung des Kohlenstoffgehalts nicht möglich ist. Die Ergebnisse hängen viel mehr vom Klima, Bodenzustand, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, und der Zeitspanne zwischen Kalkausbringung und Messung der Parameter ab.

In älteren Arbeiten bezüglich Kalkausbringung, wie von SCHAFFER (1970) wird berichtet, dass eine Kalkung keine signifikanten Auswirkungen auf das Bodengefüge hat und somit z. B. die Infiltrationsrate nicht erhöht. SCHAFFER (1970) weist aber auch darauf hin, dass noch weitere Untersuchungen seine Ergebnisse bestätigen sollen und ebenfalls der Zeitfaktor eine wesentliche Rolle bei den Messungen spielt. AUERSWALD und HOFMANN (1994) bezweifeln ebenfalls, dass durch Kalk der Boden stabilisiert wird. Eine Verminderung der Verschlämmungsanfälligkeit erfolgt demnach nur durch eine Erhöhung der organischen Substanz, während durch eine Erhöhung des pH – Werts die Verschlämmungsgefahr sogar ansteigt.

2.9. Einfluss von Kalk auf bodenbiologische Eigenschaften

Bodenorganismen haben durch die Umsetzung und Mineralisierung der organischen Substanz einen entscheidenden Einfluss auf das Pflanzenwachstum und folglich auf den Ertrag. Unter einem Hektar fruchtbaren Boden leben bis zu 25 t Bodenlebewesen. Sie machen einen Teil der Nährstoffe pflanzenverfügbar und tragen durch ihre wühlenden und grabenden Tätigkeiten maßgeblich zur Durchlüftung und Lockerung des Bodens bei (GISI et al., 1997). Der durch eine Kalkung veränderte pH – Wert im Boden hat neben vielen anderen Einflussfaktoren eine große Bedeutung für die Aktivität und Anzahl der Bodenorganismen. Zu den Einflussfaktoren zählen:

- **bodenchemische Faktoren** (pH – Wert, C / N – Verhältnis, Kationenaustausch - kapazität, Mineralstoffgehalt)
- **bodenphysikalische Faktoren** (Bodenfeuchte, Bodentemperatur, Bodentextur)
- **anthropogene Faktoren** (Bodenbearbeitung, Düngung, Pflanzenschutzmitteleinsatz)
- **natürliche und biologische Faktoren** (Klima, geographische Lage, Vegetation, Ökosystemtyp) (STÖVEN und SCHNUG, 2005).

Besonders Regenwürmer reagieren neben der Bodenfeuchte sehr sensibel auf die Veränderung des pH – Wertes. Bestimmte Regenwurmgattungen zeigen erst bei hohem pH – Wert von 7,8 ihr Optimum. Auf stark sauren Standorten kann daher die Regenwurmpopulation nach einer Aufkalkung auf das zehnfache ansteigen (GISI et al., 1997). Auch andere Versuche von SCHMID und RUDERT (1974) zeigen, dass die Anzahl der Regenwurmgänge nach einer Kalkung deutlich zunimmt. Diese erhöhen die hydraulische Wasserleitfähigkeit des Bodens sowie den Luftaustausch. Grobporen erleichtern den Pflanzenwurzeln das Eindringen in tiefere Bodenschichten. Der Regenwurmkot und die von den Mikroorganismen gebildeten Schleimstoffe sind mitverantwortlich für eine gute Krümelstruktur des Bodens. Durch die sogenannte Lebendverbauung werden das Porenvolumen und die Wasserführung verbessert, die wesentlich zum Erosionsschutz bei Starkregenereignissen beitragen (KOLBE und SCHUSTER, 2011).

Ein optimaler pH – Wert hat große Auswirkungen auf die Aktivität der Mikroorganismen und folglich auf die Mineralisierungsgeschwindigkeit und Nährstoffnachlieferung im Boden. Generell steigt die mikrobielle Biomasse im Boden mit steigendem pH – Wert an (EKENLER and TABATABAI, 2003). Bakterien, welche mitverantwortlich für die Humifizierung und Mineralisierung sind, arbeiten am effektivsten im leicht alkalischen bzw. neutralen Milieu. Ihre eigenen Ausscheidungsprodukte sind jedoch meist organische Säuren, die für ihre Lebensaktivität hinderlich sind. Ist der Boden hingegen ausreichend mit Kalk versorgt,

werden diese Säuren neutralisiert, sodass die Bakterien ungehindert arbeiten können. Dem Kalk wird indirekt auch eine zersetzungsfördernde Wirkung durch die Ankurbelung der mikrobiellen Aktivität zugesprochen (REIMER, 1930). Auch STENBERG et al. (2000) weisen eine gesteigerte mikrobielle Aktivität in Folge einer Kalkung nach. Die Erträge sind nachfolgend angestiegen. Bei hoher mikrobieller Aktivität steigt auch die Aggregatstabilität an. Verschiedenste Mikroorganismen, besonders die Bakterien, produzieren beim Abbau der organischen Substanz eine Art Klebstoff, der die Bodenpartikel zusammenhält und somit entscheidend zur Erhöhung der Aggregatstabilität beiträgt. Auch Pilze, die eher einen niedrigen pH – Wert bevorzugen, halten mit ihrem Hyphengeflecht die Bodenpartikel zusammen (JANUSAUSKAITE et al., 2009). Tab. 4 zeigt die optimalen pH - Bereiche für Bodenorganismen.

Tab. 4: Optimale pH - Werte für Bodenorganismen (STÖVEN, 2002)

	pH - Bereich
Pilze	< 5,5
Ringelwürmer	5,5 – 7,5
Einzeller	6,5 – 7,5
Bakterien	6,0 – 9,0
Regenwürmer	6,5 – 8,0

Bei einer Kalkung verschiebt sich das Artenspektrum von Pilzen in Richtung Bakterien und Regenwürmer. Dies ist besonders in den obersten Bodenschichten am deutlichsten ausgeprägt, da sich hier der Großteil der Bodenorganismen aufhält (STÖVEN und SCHNUG, 2005).

2.10. Ursachen für die Versauerung von Böden

Bodenversauerung ist in humiden Klimagebieten ein natürlicher und irreversibler Prozess, der im Wesentlichen von zwei Faktoren abhängt:

Durch Niederschläge (Regenwasser) werden mehr Protonen eingetragen als der Boden neutralisieren kann. Die Puffersysteme des Bodens, wo Protonen verbraucht werden, gehen durch die Auswaschung von löslichen Produkten verloren. Sobald nun die Säureneutralisationskapazität des Bodens erschöpft ist, d. h., wenn alle Ca^{2+} - und Mg^{2+} - Ionen vom Austauscher durch H^{+} - Ionen verdrängt werden, versauert dieser (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010).

Regenwasser hat einen sauren pH – Wert von durchschnittlich 5,6. Dieser entsteht beim Kontakt der Wassertröpfchen mit Luftschadstoffen, die vornehmlich bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, aber auch bei Vulkanausbrüchen entstehen. Dadurch werden laufend Säuren in den Boden eingetragen und weiter in den Unterboden transportiert (MOLITOR et al., 2012). Eine Bodenversauerung beginnt durch Verwitterung und Auswaschung bei den Prozessen der Bodenbildung immer von oben nach unten, sodass der pH – Wert unmittelbar an der Bodenoberfläche am niedrigsten ist. Durch das von Natur aus kohlensäurehaltige Regenwasser sinkt der pH – Wert im Boden nicht weiter als auf 5,6 ab. In den 1970er Jahren trug der sogenannte „Saure Regen“, der unter anderem durch den Ausstoß industrieller Luftschadstoffe stark verunreinigt war, zur Bodenbelastung und – versauerung bei. Dazu zählten vor allem die Verbindungen H_2SO_4 (Schwefelsäure), HCl (Salzsäure) und HNO_3 (Salpetersäure) sowie H_2CO_3 (Kohlensäure) (GISI et al., 1997). Durch die Einführung von Luftreinhaltegesetzen und der Entschwefelung von Treibstoffen und Großfeuerungsanlagen ist der Schwefeleintrag über die Atmosphäre auf <10 kg S / ha und Jahr zurückgegangen. Der Eintrag von versauernd wirkendem Stickstoff über die Atmosphäre in Form von Salpetersäure, verursacht durch Tierhaltung, Verkehr und Industrie, liegt in manchen Gebieten Europas immer noch bei 30 – 50 kg N / ha und Jahr (SCHMIDT, 2014).

Durch den Einsatz physiologisch sauer wirkender Dünger kommt es zu einer zusätzlichen anthropogenen Versauerung von landwirtschaftlich genutzten Böden. Besonders stickstoffhaltige Düngemittel, wie z. B. in Form von Ammonium (NH_4^+) oder Harnstoff ($CO(NH_2)_2$), geben bei ihrer Umwandlung in pflanzenverfügbare Form durch die Mikroorganismen (Nitrifikanten) H^+ - Ionen frei, die den pH – Wert, so wie die Luftschadstoffe, auf < 5,6 absenken:

$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ + ATP$ (Adenosin Triphosphat)

Harnstoff wird durch das Enzym Urease in Ammonium hydrolysiert:

$CO(NH_2)_2 + H_2O \rightarrow CO_2 + 2NH_4^+$ (OTTOW, 2011).

Neben den externen und anthropogenen Ursachen, tragen auch die Pflanzen und Mikroorganismen im Boden zur Versauerung bei. Pflanzen geben bei der Aufnahme von Kationen (z. B. Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+,…) zum Ladungsausgleich über die Wurzeln H^+ - Ionen ab. Dies ist besonders dann der Fall, wenn die Pflanze mit physiologisch sauren Salzen ernährt wird (SCHILLING, 2000). Spezielle Pflanzenfamilien wie Leguminosen, aber auch der zu den Kreuzblütlern gehörende Raps, geben zusätzlich gezielt in die Rhizosphäre sauer wirkende Wurzelexudate (Protonen) ab, um schwer lösliche Nährstoffe, vor allem Phosphor, das dadurch in lösliches Calciumphosphat mobilisiert wird, aufzunehmen. Raps muss, um einen

Ladungsausgleich in den Zellen herzustellen, eine hohe Menge an Ca^{2+} - Ionen aufnehmen (SCHUBERT, 2011). Daher ist Raps eine sehr kalkbedürftige Pflanze.

Zu beachten ist, dass insbesondere die Abfuhr von Erntegut zu einem Verlust an Calcium im Boden führt. Je nach Nutzungsintensität, Düngung, Pflanzenart und – ertrag schwankt dieser stark. Um diesen Verlust entgegen zu wirken, sollen die Erntereste (z. B. Stroh) soweit wie möglich am Feld belassen oder durch organische Düngung (z. B. in Form von Stallmist) wieder rückgeführt werden. Im Allgemeinen sind die jährlichen Kalkverluste im Ackerbau durch die intensivere Nutzung (Bodenbearbeitung etc.) höher als im Grünland, und betragen bei einer mittleren Niederschlagsintensität von 1000 mm / m^2 in Österreich ca. 300 kg CaO / ha, im Grünland ca. 150 kg CaO (GALLER, 2013).

Bei der Atmung der Mikroorganismen und beim Abbau der organischen Substanz entsteht CO_2, das ebenfalls durch die Umwandlung in Kohlensäure (H_2CO_3), bei der in einem weiteren Schritt H^+ - Ionen frei werden, zur Versauerung beiträgt:

$CO_2 + H_2O = H_2CO_3 = HCO_3^- + H^+ = CO_3^{2-} + 2H^+$.

Im schwach sauren bis leicht alkalischen Milieu wird vermehrt Hydrogencarbonat (HCO_3^-) gebildet, das zusammen mit den Protonen beim Kontakt mit Wasser zu Hydroniumionen (H_3O^+) reagieren, die die sorbierten Kationen am Austauscher verdrängen. Die Absenkung des pH – Werts ist umso größer, je höher die Aktivität der Mikroorganismen und der Wurzeln, die neben der Protonenabgabe bei der Atmung ebenfalls CO_2 abgeben, ist. Gerade in schwach gepufferten Böden ist eine Kalkung und Magnesiumdüngung erforderlich, um der fortschreitenden Versauerung entgegen zu wirken (OTTOW, 2011).

2.11. Bodenerosion

Bodenerosion ist in der Natur ein natürlicher Prozess. Der Abtrag von Bodenmaterial durch Wasser und Wind ist seit der Entstehung der Erde mitverantwortlich für die Formgebung der heutigen Erdoberfläche. Durch die Einwirkung des Menschen und insbesondere durch die landwirtschaftliche Nutzung wird dieser Vorgang jedoch beträchtlich verstärkt. Es wird zwischen „normaler“ und „kulturbedingter“ Bodenerosion unterschieden. Bodenerosion stellt neben der Flächenversiegelung bzw. dem Flächenverbrauch den bedeutendsten quantitativen Bodenverlust in Österreich dar (HOLZER und REISCHAUER, 2015). Je nach Nutzungsform sind das Ausmaß und die Folgen der Bodenerosion unterschiedlich hoch. Während Wald – und Grünlandstandorte, wegen der ganzjährig schützenden Bodenbedeckung, eine geringe Erosionsgefährdung aufweisen, sind Ackerstandorte sowohl durch die zeitweilig fehlende Pflanzendecke, als auch bei Fruchtarten mit großem Reihenabstand, sehr anfällig für Bodenerosion. In Österreich ist eine Anbaufläche von rund 439 300 ha (dies entspricht 13 % der gesamten Ackerfläche exklusiv Waldstandorte)

potenziell erosionsgefährdet. Besonders gefährdet sind die Gebiete des südöstlichen und nordöstlichen Flach – und Hügellandes, das Alpenvorland und die Klagenfurter Bucht (STRAUSS and KLAGHOFER, 2006). In Österreich wird durch agrarpolitische Lenkungsmaßnahmen bzw. Förderungen diesem irreversiblen Bodenabtrag entgegengewirkt. Im Agrarumweltprogramm ÖPUL (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft) werden seit dem Jahr 1995 Maßnahmen gefördert, die auf eine Verbesserung und dem Schutz des Bodens abzielen.

Bodenerosion bedeutet nicht nur den Verlust der Produktionsgrundlage, sondern bringt auch eine Reihe von wirtschaftlichen Nachteilen mit sich (Abb. 8). Es liegt im Interesse und in der Verantwortung eines jeden Landwirtes / jeder Landwirtin, durch geeignete Schutzmaßnahmen dem Bodenabtrag auf ihren Feldern entgegen zu wirken. Gerade in Zeiten steigender Preise für Düngemittel und niedrigen Deckungsbeiträgen wird dies zunehmend bedeutender, da der Abtrag von 5 mm Boden (entspricht 75 t / ha) einen Verlust von derzeit ca. 840 € / ha verursacht (HÖLZL, 2014).

Abb. 8: Verschlämmter Ackerboden in Folge von Wassererosion (Bild links); Verschmutzte Fahrbahn und Nährstoffeintrag in Gewässer (Bild rechts)

2.11.1. Ursachen der Wassererosion

Die Ursachen für Wassererosion sind sehr vielfältig. Grundsätzlich sind es vier Primärfaktoren: Klima, Topographie, Boden und Bodenbedeckung sowie dessen Nutzung, die sowohl für Wasser -, als auch für die Winderosion verantwortlich sind. In Bezug auf Klima haben die Regenmenge und – intensität, kinetische Energie der Regentropfen und der Zeitpunkt den größten Einfluss auf die Erosivität von Niederschlägen. Hanglänge, Steilheit, und Kontur (vor allem konvex geformte Hänge beschleunigen die Erosion) sind die bedeutendsten Parameter der Topographie (TOY et al., 2002).

Im Allgemeinen ist der Boden erosionsanfällig, bei:

- hohem Schluff – und Sandgehalt,
- geringem Tongehalt,
- geringem Humusgehalt und bei
- geringer Wasserdurchlässigkeit (Infiltrationsleistung) (SCHWERTMANN et al., 1987).

Der Tongehalt hat einen wesentlichen Einfluss auf die Stabilität des Bodens. Durch seine große Oberfläche und Reaktivität ist Ton die am meisten aktive Komponente des Bodens und hat einen bedeutenden Effekt auf bodenphysikalische und – chemische Zustände, die als Kittsubstanz sowie Flockungs - und Dispergierungsmedium wirken. Ein hoher Tongehalt trägt entscheidend zur Aggregatstabilität des Bodens bei (NORTON et al., 1999).

Den mit Abstand größten Effekt auf Erosion hat die Landnutzung durch den Menschen (TOY et al., 2002). Die Rodung der Wälder, vermehrte Nutzung als Acker anstatt Grünland, Änderung der Anbauverhältnisse mit hohem Hackfruchtanteil sowie die vollständige Beseitigung von Unkräutern führt zu einem Anstieg der Erosionsanfälligkeit der Böden. Sowohl Flurbereinigungen als auch die einhergehende Vergrößerung der Feldschläge und – länge führen mit den immer größeren und schwereren Maschinen, zu hohen Bodenverdichtungen, sowie zu einer Zunahme der Erosion durch Wasser (SCHRÖDER, 1991). Die für das Infiltrationsvermögen besonders entscheidenden Grobporen nehmen stark ab, ebenso die Anzahl der Mikroorganismen. Der Oberflächenabfluss und die Verschlämmung des Oberbodens steigen stark an (KLIK und SCHWEN, 2014).

Die Wassererosion wird nach MACHA (1975) wie folgt beschrieben: Die Stärke ihrer Auswirkung ist eine Funktion in Abhängigkeit von offenem oder von Vegetation geschütztem bzw. stabilisiertem Boden, Bodentyp, der Hangneigung und - länge sowie dem Grad der Bodenverdichtung.

2.11.2. Formen der Wassererosion

Bei Wassererosion werden wie bei der Winderosion folgende drei Phasen unterschieden:

1) Loslösen des Bodens durch die Überwindung der Kohäsions – und Adhäsionskräfte mit Hilfe der kinetischen Energie der Regentropfen
2) Abtransport der losgelösten Bodenteilchen im Oberflächenabfluss
3) Ablagerung der Bodenteilchen bei Verringerung der Transportkapazität des Oberflächenabflusses

Zu Beginn eines Niederschlagsereignisses wird das Wasser in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens noch aufgenommen, mit zunehmender Sättigung nimmt die Infiltrationsleistung ab und es bildet sich auf der Bodenoberfläche ein Wasserfilm, in dem sich die durch den Aufprall der Regentropfen losgelösten Bodenpartikel ansammeln. Dringt dieses Wasser in den Boden ein, verstopft es die Poren, es kommt zu einer Verschlämmung der Bodenoberfläche und das Wasser an der Oberfläche beginnt abzufließen. Während des Abflusses wird weiteres Material vom Boden gelöst, die erosive Wirkung nimmt stetig zu (STÖTZEL, 1994). Je nach Intensität wird zwischen den nachfolgenden Erosionsformen unterschieden:

2.11.2.1. Flächenhafte Erosion / Schichterosion

Die flächenhafte Erosion bzw. Schichterosion stellt den Beginn eines Erosionsereignisses dar und ist mit freiem Auge kaum wahrnehmbar. Trotzdem darf sie nicht unterschätzt werden. Infolge von Luftsprengung, Dispergierung und Regentropfen kommt es zu einer gleichmäßigen Einwirkung der Kräfte auf die ungeschützte Bodenoberfläche, die dadurch flächenhaft abgetragen wird. Selbst Abträge von 50 t / ha (entspricht 3 mm Bodenverlust), können bei dieser Erosionsform weder eindeutig gemessen, noch erkannt werden, was auch die große Gefahr dieser Erosionsform bewirkt (AUERSWALD, 1998).

2.11.2.2. Rillenerosion / Rinnenerosion

Zur Rillenerosion kommt es, wenn sich der Abfluss an bestimmten Stellen der Bodenoberfläche durch Überwinden der Scherfestigkeit des Bodens einzuschneiden beginnt (AUERSWALD, 1998). Dies sind meist durch Fahrspuren oder Saatzeilen vorgeformte Bodenvertiefungen, in denen sich das Wasser sammelt und weiter abfließt. Der Grad der Zerrillung hängt wesentlich mit der Anzahl von Überfahrten und der Neigung der Böden zur Rillenbildung ab. Sind bereits viele Rillen vorhanden, entstehen zunächst mehrere kleine, bis maximal 10 cm tiefe, lineare Abflussbahnen. Mit zunehmender Länge der Abflussbahnen werden diese immer tiefer und breiter. Ab einer Tiefe der Gräben von ca. 30 cm, die durch Bodenbearbeitung gerade noch beseitigt werden können, kommt es zur Rinnenerosion. Durch die Abwechslung von Ausräumung und Wiederverschüttung der Rillen entstehen nachfolgend flache Gräben, die immer tiefer werden (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010).

2.11.2.3. Graben - / Gullyerosion

Können die Gräben durch eine Bodenbearbeitung nicht mehr verschüttet werden, da sie bereits zu tief für eine Überfahrt sind, liegt die Gully – bzw. Grabenerosion vor. Häufig sind Änderungen in der Landnutzung, die den Oberflächenabfluss signifikant ansteigen lassen, verantwortlich für die Entwicklung der Gräben. Innerhalb weniger Jahre können diese das

Gelände tief einschlitzen. Werden die Seitenwände der Gräben nicht durch Pflanzenwurzeln stabilisiert, können bei neuerlichen Starkniederschlägen Erdrutsche entstehen, sodass die Gräben immer breiter werden und schwere Schäden durch hohen Sedimentabtransport verursachen (TOY et al., 2002)

2.11.2.4. Tunnelerosion

Tunnelerosion entsteht, wenn der Unterboden instabiler als der Oberboden ist, weil z. B. Pflanzenwurzeln diesen festhalten und das Bodengefüge darunter gestört ist. Die Regentropfenwirkung ist hierbei nicht mehr relevant, sondern nur mehr die Dispergierung der Bodenteilchen durch Herausschwemmen. In humiden Gebieten tritt Tunnelerosion kaum auf, am häufigsten noch in ariden Klimagebieten, wo natriumreiche Böden das Dispergierungsvermögen beschleunigen (AUERSWALD, 1998).

2.11.3. Schutzmaßnahmen gegen Wassererosion

Ein wirksamer Schutz vor Bodenerosion durch Wasser setzt an den „Wurzeln des Abtragsprozesses“ an. Technische Fortschritte ergeben ständig neue Möglichkeiten, geeignete Maßnahmen in die Praxis umzusetzen. Folgende drei Maßnahmen sind entscheidend:

1) Brechung der Energie des Niederschlages und des Oberflächenabflusses
2) Verbesserung der Infiltrationsleistung und Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens
3) Verbesserung der Bodenstabilität (DUTTMANN et al., 2011)

Die in Punkt 1 genannte Maßnahme zielt auf eine ganzjährige Bedeckung der Bodenoberfläche ab. Der Erosionsschutz ist dabei umso wirksamer, je knapper die Bedeckung an der Bodenoberfläche ist. Hochwachsende Fruchtarten, wie Mais, weisen selbst noch bei hoher Bedeckungsstärke ein gewisses Erosionsrisiko auf, da die Regentropfen an den Blattspitzen zusammenlaufen und zu Boden fallen. Diese Tropfen können jedoch eine viermal so große Masse als Regentropfen wie auf einer Freifläche aufweisen und entwickeln schon nach kurzer Fallstrecke eine hohe kinetische Energie und Erosionskraft (KAINZ, 1991).

Mais und andere Blattfrüchte wie Sonnenblume, Soja und Zuckerrüben mit weiten Reihenabständen brauchen lange, diese zu schließen, der Boden ist für einen relativ langen Zeitraum dem auftreffenden Niederschlag schutzlos ausgesetzt. Es gibt zahlreiche Maßnahmen, dies zu verhindern, z. B. mit der Durchführung von Mulch – oder Direktsaat. Bereits eine 30 – 50 prozentige Bedeckung der Bodenoberfläche mit Mulch reicht aus, um vor Erosion zu schützen (AUERSWALD, 1998). Dazu muss der Anbau jedenfalls mit mulchsaattauglichen Sägeräten oder mit Direktsaatmaschinen erfolgen. Als besonders

wirksame, kostengünstige und zeitsparende Methode wird der Anbau einer Begrünungsmischung, ein bis zwei Tage vor der Getreideernte in den noch stehenden Bestand bzw. direkt während des Druschvorganges mit Hilfe eines Feinsamenstreuers, vorgeschlagen (WALLNER et al., 2014). Das vom Mähdrescher gehäckselte und gleichmäßig verteilte Stroh bedeckt die Samen und den Boden, sodass die Bodenbedeckung nicht unterbrochen wird und der Begrünungszeitraum ohne jegliche Bodenbearbeitung verlängert wird. Ausschlaggebend für das Gelingen sind laut WALLNER (2014) eine höhere Saatstärke, tiefer Schnitt und ein nicht zu schwerer Boden.

In Regionen mit hohem Maisanteil in der Fruchtfolge, wie in der Steiermark, ist ein Anbau einer Zwischenfrucht wegen zweimaliger Maisfruchtfolge oft nicht möglich. Als Alternative bietet sich an, den Mais im ersten Jahr als Körnermais zu nutzen, da die hohen Ernterückstände den Boden ausreichend bedecken. Voraussetzung für einen wirksamen Erosionsschutz ist in diesem Fall der Anbau von Mais im zweiten Jahr nach einem Grubbereinsatz. Dabei werden die Ernterückstände mit dem Boden vermischt (und nicht untergraben), sodass ausreichend Mulchmaterial an der Bodenoberfläche verbleibt. Entscheidend ist dabei, den Boden bei trockenen Bedingungen auf einer gleichmäßigen Tiefe von 24 cm mit schmalen Zinken und einem Strichabstand von maximal 24 cm zu lockern, damit es zu keinen Schwierigkeiten während der Saat kommt. Die Maiserträge sind mit jenem nach einem Pflugeinsatz etwa gleich (MAYER, 2014).

In der aktuellen ÖPUL – Förderperiode 2015 bis 2020 zielen im Besonderen die Maßnahmen „Mulch – und Direktsaat“, „Begrünung von Ackerflächen - Zwischenfruchtanbau“ bzw. das System „Immergrün“ auf den Schutz vor Bodenerosion ab. Die Teilnahme an derartigen Programmen ist freiwillig und sie erfordert einen erhöhten bürokratischen Aufwand seitens der Landwirte (HOLZER und REISCHAUER, 2015). Offener Boden, wie er z. B. nach dem Pflügen entsteht, ist besonders dann erosionsgefährdet, wenn dieser nachfolgend für die Saatbettbereitung fein bearbeitet wird (SCHRÖDER, 1991). Diese konventionell bewirtschafteten Felder weisen eine geringere Aggregatstabilität auf als jene, die mit fachgerecht durchgeführter Mulch – oder Direktsaat bestellt werden. Voraussetzung einer „gelungenen“ Mulchsaat ist, dass durch die verwendete Technik keine Fahrspuren entstehen, die als vorgeformte Abflussbahnen den Oberflächenabfluss begünstigen. Wichtig sind deshalb das Anbringen von Spurlockerern oder der kombinierte Anbau mit einer Kreiselegge, die die Fahrspuren beseitigt (HÖSL and STRAUSS, 2016).

Die Verbesserung der Infiltrationsleistung und der Bodenstabilität sind vor allem auf die Vermeidung von Bodenverdichtungen und die Erhöhung des Porenvolumens ausgerichtet. Ein höherer Humusgehalt in den Ackerböden trägt zur Verringerung von Erosion bei. Durch

häufige Bodenbearbeitung kommt es zu vermehrter Durchlüftung des Bodens, die die mikrobielle Aktivität erhöht und in der Folge den Humusabbau fördert. In den Ackerstandorten ist daher der Humusgehalt beträchtlich niedriger als auf Grünlandstandorten. Ein hoher Humusgehalt bzw. organische Substanz trägt wesentlich zur Verminderung der Erosionsanfälligkeit bei (SCHWERTMANN, 1987, VORDERBRÜGGE et al., 2015). Obwohl der Humusgehalt im Boden schwer erhöht werden kann, ist darauf zu achten, dass laufend Humus nachgebildet wird. Dies geschieht bei viehhaltenden Betrieben vor allem durch die Ausbringung von Stallmist bzw. bei viehlosen Betrieben durch einen konsequenten Anbau von Zwischenfrüchten (DUTTMANN et al., 2011).

Die Ausbringung von Kompost zeigt positive Wirkungen auf die Bodenstruktur. Sie senkt die Lagerungsdichte und erhöht gleichzeitig die hydraulische Leitfähigkeit, was sich in einer höheren Infiltrationsrate und geringeren Bodenabträgen auswirkt. In einem Beregnungsversuch von STRAUSS (2003) konnte der Bodenabtrag nach einer siebenjährigen Kompostgabe um ein Drittel gesenkt werden.

2.12. Kalk und die Auswirkungen auf Wassererosion

Zur Ablösung und Transportierbarkeit von Aggregaten kommt es, wenn diese durch Dispergierung in die Primärteilchen Sand, Schluff und Ton zerlegt werden. Im Gegensatz dazu bewirkt die Flockung, dass die Primärteilchen wieder miteinander verbunden werden und so vor Abtransport geschützt sind. Die zweiwertigen Kationen Calcium und Magnesium, sowie das bei tieferem pH – Wert wirksam werdende dreiwertige Aluminium, sind in der Lage, als Bindeglied zwischen den Tonteilchen zu wirken. Die einwertigen Kationen Kalium und Natrium können dies nicht, da sie den Abstand der Tonteilchen durch Anlagerung einer Hydrathülle nur vergrößern (AUERSWALD, 1998). Die Stärke der Flockung korreliert daher positiv mit der Wertigkeit der Kationen ($Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^{+} > Na^{+}$) und negativ mit deren Größe. Dies bedeutet, dass Al^{3+} bei einem pH - Wert < 5 die größte Flockungsstärke aufweist und somit die stabilsten Aggregate bildet. Mit steigendem pH - Wert nimmt die Aggregatstabilität ab, da zunehmend die geringerwertigen Kationen wirksam werden. Bei extrem sauren Böden nimmt daher die Aggregatstabilität bei bestimmten Böden durch eine Kalkung ab, da das dreiwertige Aluminium zunehmend durch die zweiwertigen Kationen verdrängt wird. Andererseits führt ein Austausch von einwertigen Kationen durch zweiwertige Kationen zu einer Zunahme der Aggregatstabilität und verbesserter Wasserinfiltrationsleistung (NORTON et al., 1999). Dies erklärt, weshalb insbesondere Calcium bei einem Großteil der für die Pflanzenarten optimalen pH – Wert am wirksamsten zur Stabilisierung des Bodengefüges beiträgt. Bei hoher Calciumsättigung in einem pH – Wert Bereich zwischen 7 und 8 kommt es daher zu einem neuerlichen Anstieg der

Aggregatstabilität (WASNER, 2011). Die Aggregate sind weniger anfällig gegen die kinetische Energie von Regentropfen und daher auch weniger erosionsgefährdet. Da sie weiterhin zusammengehalten werden, können sie auch nicht abtransportiert werden und die Poren verstopfen, was zur Verschlämmung der Bodenoberfläche und folglich zu einer verminderten Infiltrationsrate und einem erhöhten Oberflächenabfluss beiträgt. In niederschlagsarmen Gebieten, wie im burgenländischen Seewinkel, wird Natrium aufgrund des zu geringen Niederschlages nicht ausgewaschen und reichert sich an der Bodenoberfläche zu sogenannten „throttle layers“ an, die eine wasserundurchlässige, dicht gelagerte Schicht bilden können (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010).

3. Material und Methoden

3.1. Standort

Der im niederösterreichischen Alpenvorland gelegene Probenentnahmestandort befindet sich südwestlich der Ortschaft Zwerbach im Gemeindegebiet Ruprechtshofen im Bezirk Melk. Das Feldgrundstück wurde von der Bundesversuchswirtschaft Rottenhaus zur Verfügung gestellt (Abb. 9).

Abb. 9: Die Probeentnahmestelle befindet sich zwischen Wieselburg und Ruprechtshofen südwestlich der Ortschaft Zwerbach an einem Hangfuß

3.2. Feldarbeit

Im Versuch wurden zwei Varianten Branntkalk und eine ungedüngte Nullvariante in dreifacher Wiederholung gegenübergestellt. Bei den Kalkvarianten handelt es sich um die Variante „Feinkalk“ (im Folgenden abgekürzt mit „KF“) und die Variante „Grobkalk“ („KG“), sowie die ungedüngte Nullvariante („0“). Die Parzellen der Variante KG, mit einer Körnung von 3 bis 8 mm, wurden am 29.4.2015, die der Variante KF wurden einen Tag später gedüngt. Auf beiden Varianten wurde händisch eine Menge von 2 t / ha auf die zuvor

gegrubberte Fläche aufgebracht. Am 30.4.2015 wurden die gedüngten Parzellen beider Kalkvarianten mit einer Kreiselegge seicht bearbeitet (max. 5 cm tief), unmittelbar danach erfolgte die Maissaat mit einer 7-reihigen Einzelkornsämaschine. Jene Bereiche, wo die Proben später entnommen wurden, waren nicht bebaut worden und wurden nach der Bearbeitung durch die Kreiselegge weder befahren noch betreten. Alle drei Entnahmestellen der Varianten KF, KG und 0 befanden sich in räumlicher Nähe und wurden mit einem Absperrband vor Überfahrten geschützt. In Tab. 5 sind die Termine für die einzelnen Entnahmen und Beregnungsversuche sowie zusätzliche Details aufgelistet.

Tab. 5: Zeitpunkt von Maßnahmen sowie Beregnungsintensität, Beregnungsdauer und simulierte Hangneigung

Variante	Probeentnahme-termin	Beregnungs-termin	Beregnungs-intensität [mm/h]	Beregnungs-dauer [min]	Neigung [%]
0-1	30.04.15	06.05.15	60	120	10
KG-1	30.04.15	06.05.15	60	120	10
0-2	08.05.15	20.05.15	72 + 110	120 + 30	15
KG-2	08.05.15	19.05.15	72 + 110	120 + 30	15
KF-2	11.05.15	19.05.15	72 + 110	120 + 30	15
0-3	12.05.15	26.05.15	72 + 110	120 + 22	15
KG-3	12.05.15	26.05.15	72 + 110	120 + 30	15
KF-3	13.05.15	27.05.15	72 + 110	120 + 30	15
0-4	02.06.15	09.06.15	72 + 110	120 + 30	15
KG-4	01.06.15	08.06.15	72 + 110	120 + 30	15
KF-4	02.06.15	08.06.15	72 + 110	120 + 30	15

Zur Entnahme der Bodenproben diente ein vom Bundesamt für Wasserwirtschaft Petzenkirchen (BAW) selbst entwickelter Metallrahmen mit den Maßen 1 m x 0,5 m x 0,3 m (Länge x Breite x Höhe). Dieser Rahmen wurde so konstruiert, dass die Bodenplatte jeweils an der kurzen Seite von zwei Führungsschienen getragen wird, sodass sie beweglich bleibt und seitlich herausgeschoben werden kann. Auf diese Weise ist es möglich, den Rahmen ohne Bodenplatte in den Boden zu treiben, bis die Oberkante mit jener der Bodenoberfläche gleicht. Anschließend wurde auf drei Seiten des Rahmens der Boden bis in eine Tiefe von 30 cm ausgegraben, an der Längsseite wurde der Boden zusätzlich auf einer Breite von ca. einem Meter entfernt, sodass die Bodenplatte an den Führungsschienen des Rahmens

befestigt werden konnte. Per Zahnstangenwinde und Holzklötzen, die den Druck gleichmäßig auf den Boden und die Bodenplatte übertragen, wurde diese unter den Rahmen geschoben, bis die darunter befindliche Bodenschicht gänzlich vom Metallrahmen abgetrennt wurde (Abb. 10, Bild links).

Abb. 10: Nach Entfernen der Erde wird die Bodenplatte mittels Zahnstangenwinde unter den Metallrahmen geschoben (Bild links), danach wird die Probe per Seilwinde auf den Autoanhänger gezogen und in die Beregnungshalle gefahren (Bild rechts) (Quelle: WOHLSCHLÄGER, 2015)

Anschließend wurde auch an der vierten Seite des Rahmens der Boden entfernt, um einen Zurrgurt, der zum Herausziehen der Kiste samt Inhalt dient, anlegen zu können. Ein Autoanhänger wurde so zum Metallrahmen hin platziert, dass mit Schalplatten eine Art Rampe zum Verladen des Metallrahmens aufgebaut werden konnte. Dazu diente eine batteriebetriebene Seilwinde, mit der der Metallrahmen vorsichtig auf den Anhänger gezogen wurde. Damit die Probe möglichst ungestört in die Beregnungshalle befördert werden konnte, war vorher zur Dämpfung der Vibrationen, die während der Fahrt entstehen können, eine Matratze auf den Anhänger gelegt worden (Abb. 10, Bild rechts).

3.3. Klima

Abb. 11 zeigt die durchschnittliche Temperatur – und Niederschlagsverteilung der nächstgelegen ZAMG – Wetterstation Wieselburg im 30 – jährigen Mittel der Jahre 1961 bis 1990. Wie daraus ersichtlich, ist das Klima an diesem Standort ganzjährig humid und atlantisch beeinflusst. Die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmengen in diesem Gebiet des Alpenvorlandes bewegen sich zwischen 800 bis 1000 mm. Der Schwerpunkt der Niederschlagsverteilung liegt während der Sommermonate und ist in dieser Zeit etwa doppelt so hoch wie im Spätwinter und Herbst. In der vegetationslosen Zeit bewegen sich die Lufttemperaturen um oder knapp unterhalb des Gefrierpunktes. Im Sommer werden durchschnittliche Temperaturen von 20 °C erreicht. Es ist daher von sehr guten Produktionsbedingungen und einer hohen Ertragslage auszugehen.

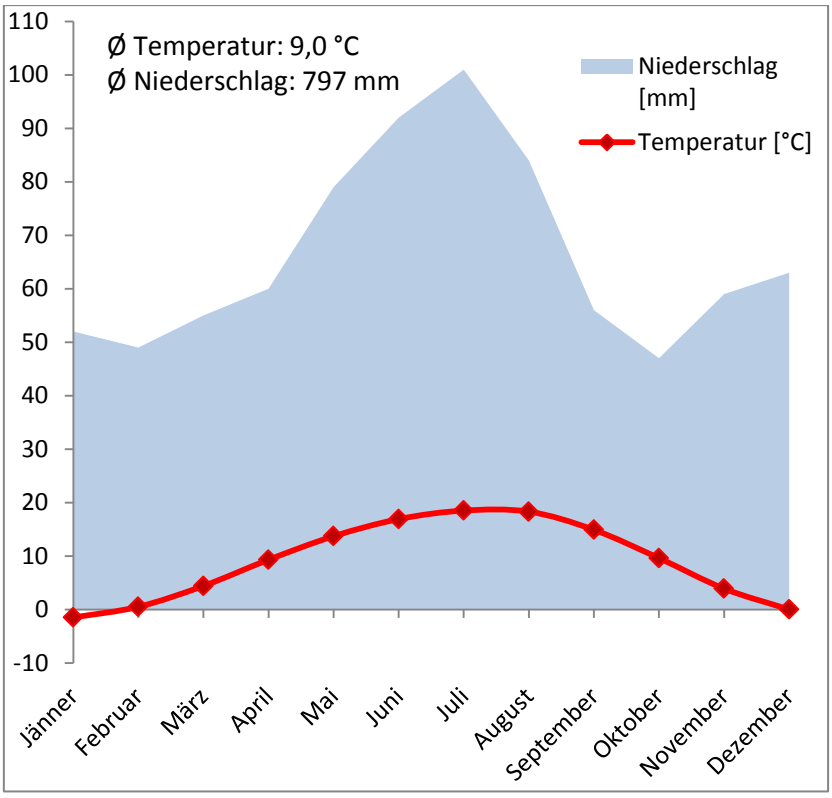

Abb. 11: Monatliche Durchschnittstemperatur [°C] und Niederschlagsmenge [mm] am Standort Wieselburg von 1961 bis 1990

Die Klimadaten der Abb. 12 zeigen den genauen täglichen Witterungsverlauf und die Termine der Probenentnahmen im Zeitraum zwischen 25.4. und 2.6.2015. Im oberen Bereich von Abb. 12 ist die mittlere Lufttemperatur (graue Linie), Maximum – Temperatur (rote Linie) und Minimum – Temperatur (blaue Linie) in °C dargestellt. In der Mitte sind die täglichen Niederschlagsmengen in mm dargestellt. Unten wird der Verlauf der Bodentemperatur angezeigt.

Wie in Abb. 12 weiters ersichtlich ist, herrschte vor der Entnahme der ersten Proben (0 – 1, KG – 1) trockenes Wetter mit einer Bodentemperatur zwischen 10 °C und 15 °C, bei einer durchschnittlichen Lufttemperatur von etwa 10 °C. Während bzw. zwischen den Entnahmen der Proben 0 – 2 bis KF – 3 pendelte sich die Bodentemperatur auf einheitliche 17 °C ein, die Lufttemperatur lag durchschnittlich bei 15 °C bis 20 °C. Der bei KF – 3 eingezeichnete Niederschlag von 10 mm setzte erst nach der Entnahme ein, sodass die Probe noch unter trockenen Bedingungen ausgegraben werden konnte. Im Zeitraum zwischen Mitte und Ende Mai herrschte eine längere Regenperiode mit hohen Niederschlägen und kühlen Boden – und Lufttemperaturen, sodass eine Befahrung des Feldes nicht möglich war und die Entnahmen der letzten drei Proben erst am 1. bzw. 2.6.2015 möglich war.

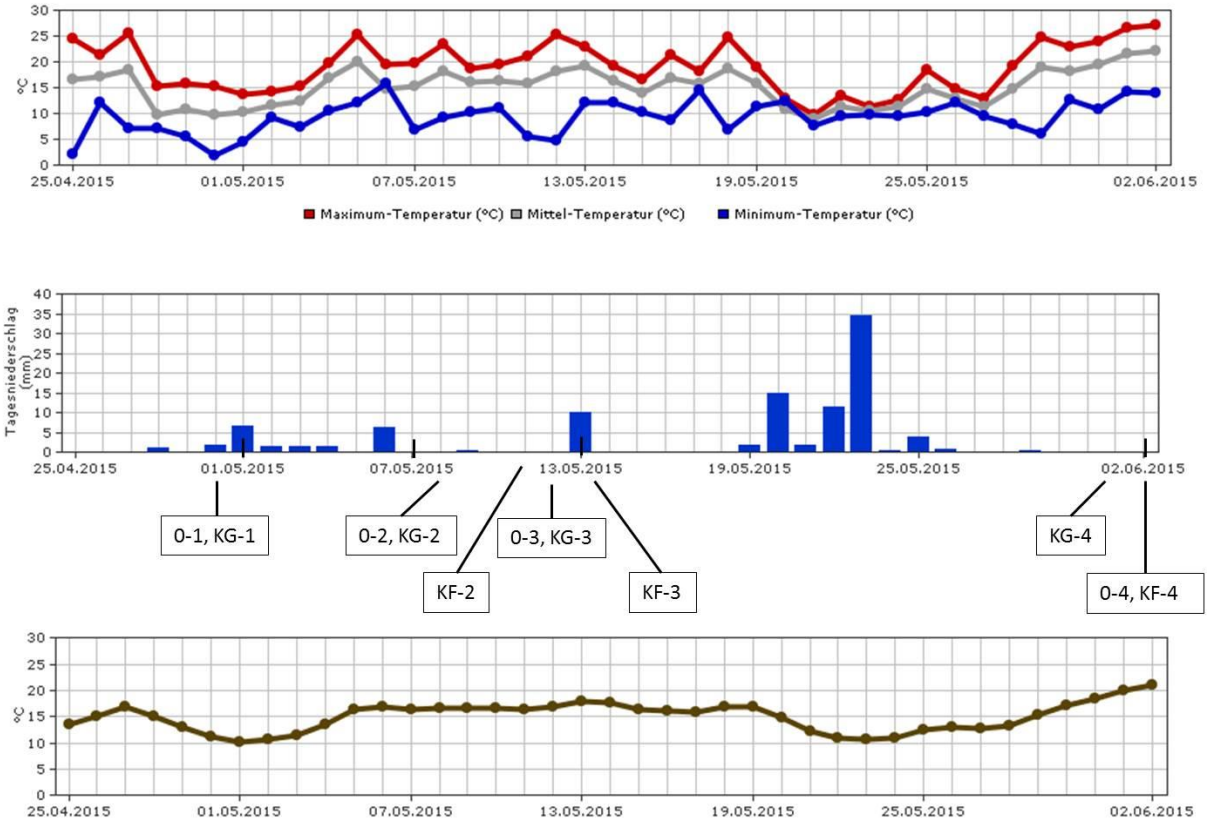

Abb. 12: Lufttemperatur (o.), Niederschlag (m.) und Bodentemperatur (u.) am Standort Zwerbach im Zeitraum 25.4.15 - 2.6.15 (Quelle: www.hagel.at)

Die jährliche Durchschnittstemperatur, Lufttemperatur und weitere relevante Parameter direkt am Versuchsstandort sind in Tab. 6 dargestellt. Dabei wurde das neunjährige Mittel im Zeitraum zwischen 1.1.2006 und 31.12.2014 ausgewertet. Die jährliche Niederschlagsmenge betrug in diesem Zeitraum durchschnittlich 833 mm. Die jährliche Durchschnittstemperatur lag in diesem Zeitraum bei 10,7 °C, also bereits um 1,7 °C über dem langjährigen Mittel vom Standort Wieselburg (www.hagel.at).

Tab. 6: Klima- und Bodendaten Standort Zwerbach (1.1.2006 – 31.12.2014)

Ø jährliche Temperatur	10,7 °C
jährliche Wärmesumme	2.157 °C
Ø Anzahl Tage Minimum Temperatur <5 °C	162
Ø Anzahl Tage Maximum Temperatur >30 °C	15
Ø jährlicher Niederschlag	833 mm
Kulturart	Silomais
Vorfrucht	Winterweizen
Bodenbearbeitung	Vor Kalkung gegrubbert, nachfolgend seichte Einarbeitung mit Kreiselegge (max. 5 cm)

3.4. Beregnungsarbeiten

In der Versuchshalle in Petzenkirchen musste jede Bodenprobe in eine Miniparzelle, die dieselben Maße wie der Probeentnahmerahmen besitzt, umgesetzt werden. Dabei wurde jede Probe zunächst mit Hilfe eines Kranes aus dem Autoanhänger gehoben und die Bodenplatte des Metallrahmens entfernt, gleichzeitig wurde eine hölzerne Bodenplatte untergeschoben. Im nächsten Schritt wurde der Holzrahmen der Miniparzelle auf den Metallrahmen gesetzt. Beide Rahmen konnten somit gleichzeitig nach unten gedrückt bzw. geklopft werden, solange, bis sich die Unterkante des Holzrahmens auf derselben Höhe wie der Holzboden befand, sodass diese miteinander verschraubt und jede Probe ungestört umgesetzt werden konnte. Um sicherzustellen, dass alle Wiederholungen gleiche Ausgangsbedingungen bezüglich der Bodenwassergehalte besitzen, wurden die Miniparzellen vor jeder Beregnung drei Tage lang wassergesättigt. Dafür wurde jede Bodenplatte der Miniparzellen mit gleich vielen und gleichmäßig angeordneten 10 mm großen Bohrungen versehen, die mit einem Vlies abgedeckt wurden, damit keine Erde entweichen kann. Das Wasser kann auf diese Weise von unten her in die Kiste eindringen und die Probe aufsättigen (Abb. 13, Bild links).

Abb. 13: Die Bodenproben werden vor der Beregnung mit Wasser gesättigt (Bild links), anschließend erfolgt der Aufbau unter der Beregnungsapparatur (Bild rechts) (Quelle: WOHLSCHLÄGER, 2015)

Nach erfolgter Wassersättigung wurden die Proben unter der Beregnungsapparatur aufgebaut (Abb. 13, Bild rechts). Sämtliche Wiederholungen wurden auf eine Neigung von genau 15 % und exakt auf derselben Platzierung ausgerichtet. Die ersten beiden Varianten (0 - 1 bzw. KG - 1) wurden auf 10 % Hangneigung eingestellt. Um Wasserstau während der Beregnung im unteren Bereich zu verhindern, wurde an dieser Stelle die Seitenwand der Miniparzellen durch eine kleinere ersetzt, die es erlaubt, dass das Wasser im untersten Bereich durch einen ca. 5 cm breiten Schlitz abfließen kann. Zuletzt wurde auf jede Wiederholung eine speziell entwickelten Metallplatte mit den Maßen 2 m x 1,5 m (Länge x

Breite) und einer in der Mitte befindlichen Aussparung von 0,5 x 1,0 m (= Fläche der Probe) aufgesetzt. Diese Metallplatte diente sowohl zum Auffangen des Oberflächenwassers samt dessen Bodenabtrag als auch zum Messen des Begleitniederschlages (= jener Teil des Niederschlags, der nicht auf die Bodenoberfläche der Probe gelangt und auf die Metallplatte auftrifft). Um ein Abprallen der Regentropfen von der Metallplatte zu verhindern, wurde diese mit einem auf die Maße der Platte zurechtgeschnittenem Vlies abgedeckt.

Das bei den Beregnungen verwendete Wasser wurde entionisiert und wies eine Leitfähigkeit von < 50 µS auf. Abb. 14 zeigt eine Schematische Darstellung der Beregnungsfläche.

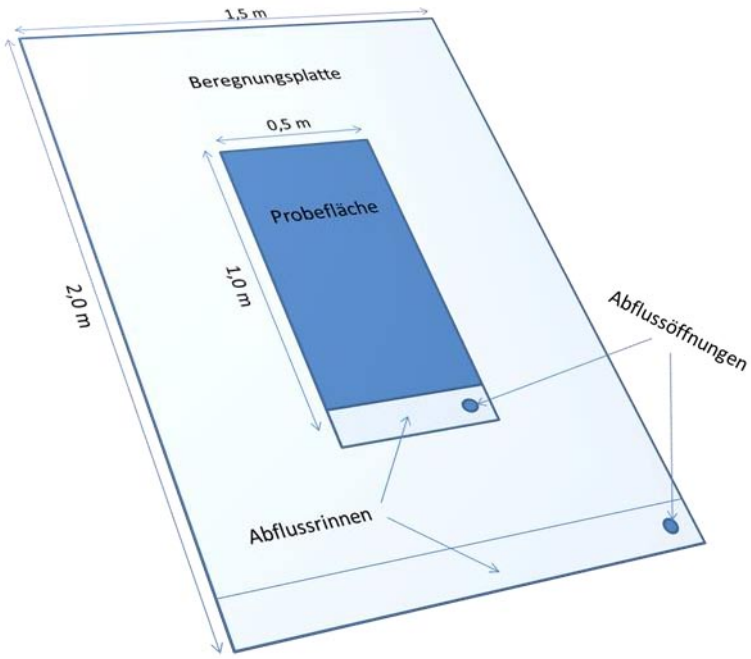

Abb. 14: In der Mitte befindet sich die ungestörte Bodenprobe, die von einer Metallplatte zum Auffangen des Kontrollniederschlages umgeben ist (eigene Darstellung).

Für die Durchführung der Beregnungen und zum Ansaugen des Wassers dienten ein Regensimulator und eine Benzinpumpe. Der Regensimulator besteht aus einem transportierbaren Rahmengestell, an dessen Oberkante in einer Höhe von 2,6 m und einem Abstand von 100 cm drei fulljet Düsen befestigt sind. Der Wasserdruck wird an jeder Düse von einem Druckventil begrenzt und von einem Magnetventil gesteuert. Dieses öffnet und schließt sich in kurzen periodischen Abständen, sodass die Beregnung in Intervallen erfolgt. Mit Hilfe eines elektronischen Software Programms kann die simulierte Niederschlagsintensität individuell programmiert werden. Die durchschnittliche Tropfengröße ist mit 1,95 mm bei einem Druck von 25 kPa vorgegeben (STRAUSS et al., 2000). Der bei der Beregnung anfallende Oberflächenabfluss inklusive Sediment wurde in Kübeln aufgefangen und gewogen.

3.5. Praktische Probleme bei der Durchführung der Regensimulation

Während der Beregnung der Variante KG - 1 saugte die Pumpe bei Minute 110 kurz Luft an, sodass die gewonnen Werte nicht stimmen konnten. Aus diesem Grund wurden die falschen Messergebnisse durch den Mittelwert aus den Werten von Minute 100 und 120 ersetzt. Ebenso fiel bei Wiederholung 0 - 3 bei Minute 172 die Pumpe aus. Um trotzdem die noch fehlenden Werte zu erhalten, wurden diese mithilfe einer linearen Trendlinie in Excel berechnet und ergänzt.

3.6. Messung des Bodenabtrages

Nach den Beregnungen wurden die Kübel mit dem Oberflächenabfluss solange beiseite gestellt, bis sich das darin befindliche abgetragene Bodenmaterial absetzen konnte. Das überschüssige Wasser wurde daraufhin vorsichtig abgesaugt, sodass die Kübel in den Trocknungsraum gestellt werden konnten, wo das restliche Wasser verdunsten konnte. Im Labor wurde der genaue Abtrag in Gramm eines jeden Kübels und jeder Wiederholung gemessen.

3.7. Auswertung der Daten

Zur Auswertung der gewonnen Daten diente das Programm Microsoft Excel 2010 sowie die Statistiksoftware SPSS. Es wurden folgende Parameter berechnet:

- **Abfluss** [g] = Bruttogewicht – Taragewicht der Kübel
- **Abtrag** [g / m^2 / min] = Abtrag [g] / 0,5 m^2 / (Zeit B – Zeit A)
- **Abfluss** [mm / min] = Abfluss [g] / 0,5 m^2 / (Zeit B – Zeit A) / 1000 und
- **Konzentration** [g / l / m^2 / min] = Abtrag [g / m^2 / min] / Abfluss [mm / min]

Mit SPSS erfolgte die statistische Auswertung der Ergebnisse auf Korrelationen zwischen den einzelnen Parametern sowie auf Unterschiede zwischen den Varianten und Wiederholungen. Aufgrund der großen Streuung zwischen den einzelnen Ergebnissen konnte eine gesicherte statistische Auswertung der Unterschiede jedoch z. T. nicht erhalten werden.

3.8. Photogrammetrische Auswertung der Oberflächenveränderung

Ab Wiederholung 0 - 2 wurden jeweils vor, zwischen und nach jeder Beregnung mit einer im Softwarepaket „PhotoModeler Scanner“ (Eos Systems) kalibrierten Kamera NIKON D5100 rund 40 Fotos aus verschiedenen Blickwinkeln aufgenommen, um die Oberflächenbeschaffenheit der einzelnen Miniparzellen zu erfassen. An die Beregnungsplatte wurden dazu mehrere Referenzpunkte aufgeklebt, um einen räumlichen

Bezug herzustellen. Zur Erstellung der Oberflächenmodelle diente ebenfalls das Programm PhotoModeler Scanner. Dazu wurde jeweils eine Anzahl von mindestens 12 Fotos aufbereitet und anschließend in der Software eine Punktwolke der entsprechenden Oberfläche berechnet (

Abb. 15) und im ASCII Format in die Software Matlab (Mathworks) überführt. Dies ermöglicht es, die Bodensetzung und Oberflächenveränderung darzustellen. Zur Auswertung wurde die beregnete Fläche von 0,5 x 1,0 m in „oben“ und „unten“ geteilt, sodass für jede Probe zwei Ergebnisse vorliegen. Die Oberflächenveränderung im oberen Bereich kann somit getrennt von der unteren erfasst werden. Die gewonnenen Ergebnisse beziehen sich auf eine Fläche von jeweils 426 mm^2. Details zur Vorgehensweise und Genauigkeit der photogrammetrischen Methode bzw. zur Kalibrierung der Kamera sind in GRIMS et al. (2014) und BAUER et al. (2014) angeführt.

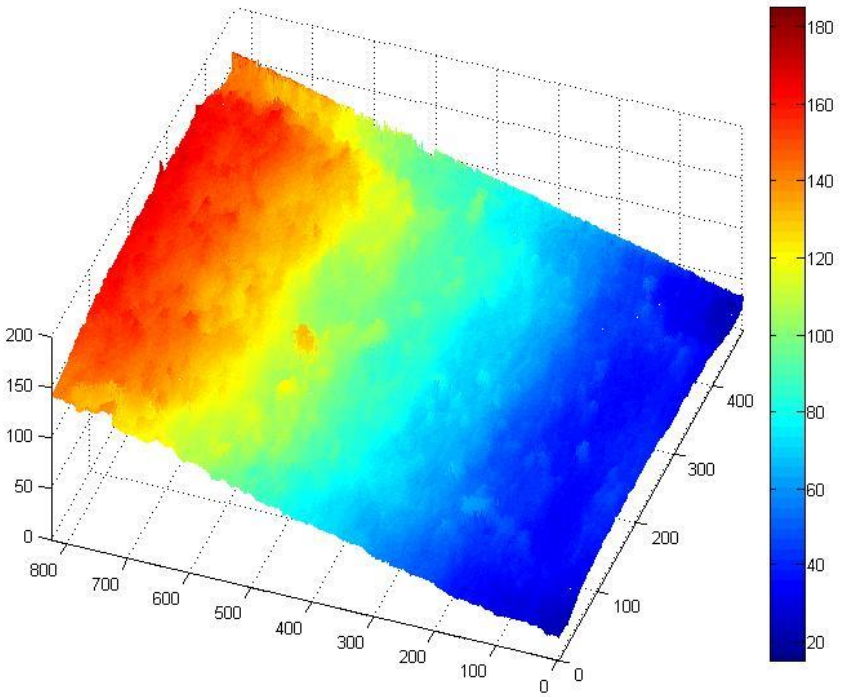

Abb. 15: Die dargestellte Punktwolke ermöglicht es, die Oberflächenveränderungen zu erfassen (Quelle: BAUER, persönl. Mitteilung, 2015)

3.9. Laborarbeiten

Für die bodenphysikalischen und – chemischen Untersuchungen wurden nach jedem Beregnungsvorgang an drei unterschiedlichen Stellen der Miniparzellen (oben, mitte, unten) aus einer Tiefe von 0 – 5 cm die Bodenproben entnommen. In weiterer Folge wurden alle Ergebnisse als Mittelwert inklusive Standardabweichung dargestellt.

Im Labor des IKT Petzenkirchen wurden folgende Parameter bestimmt:

- **Organischer Kohlenstoffgehalt (TOC)** nach ÖNORM L 1080 (Bestimmung des organischen Kohlenstoffs durch trockene Verbrennung)

  Messgenauigkeit: + / - 8,0 %*

- **Carbonatgehalt** nach ÖNORM L 1084 (gasvolumetrische Erfassung des CO_2 – Austritts nach Versetzung mit Salzsäure (Scheibler Methode))

  Messgenauigkeit: + / - 3,5 %*

- **pH - Wert** nach ÖNORM L 1083 (Bestimmung der Acidität durch Versetzung der Lösung mit $CaCl_2$)

  Messgenauigkeit: + / - 1,0 %*

- **Korngrößen < 2 mm** nach ÖNORM L 1061-2 (Bestimmung des Feinbodens durch verschiedene Siebweiten)

  Messgenauigkeit: Sand: + / - 4,0 %*

  Schluff: + / - 1,5 %*

  Ton: + / - 4,5 %*

  - **Textur** nach ÖNORM L 1050 (Festlegung der Begriffe und Definitionen für den Fachbereich: „Boden als Pflanzenstandort“)

- **Wassergehalt** nach ÖNORM L 1062 (Bestimmung des Masse – und Volumenanteils von Wasser im Boden)

  Messgenauigkeit: + / - 2,7 %*

- **Aggregatstabilität** nach ÖNORM L 1072 (Siebtauchverfahren von luftgetrocknetem Boden)**

* angegeben als relative Standardabweichung des laborinternen Standards

** wird als Standardabweichung unabhängiger Probenwiederholungen ermittelt

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Bodenprofil

Für eine allgemeine Charakterisierung des Bodens wurde am 18.8.2015 ein Bodenprofil erstellt (Abb. 16). Zur Bestimmung von pH – Wert, organischem Kohlenstoffgehalt (TOC), Carbonatgehalt (= Anteil an „freiem“ Kalk), Textur und Grobstoffanteil wurde jeweils aus den Bereichen zwischen 10 – 20 cm, 20 – 30 cm, 40 – 50 cm, 60 – 70 cm sowie zwischen 80 und 90 cm eine Bodenprobe entnommen und im Labor analysiert.

Abb. 16: Der am Hangfuß entstandene Kolluvisol weist einen 1m tiefen A – Horizont auf (Quelle: WOHLSCHLÄGER, 2015)

Die Horizontabfolge weist keine scharfen Übergänge auf. Der Bodentyp am Standort ist ein **Kolluvisol** mit einem mächtigen und tiefgründigen A – Horizont (0 – 100 cm). Kolluvisole entstehen durch Sedimentation als Folge von Erosion am Hangfuß. Sie zeichnen sich durch eine hohe nutzbare Feldkapazität und einen A - Horizont von > 40 cm aus (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010). Während der lang anhaltenden Trocken- und Hitzeperiode im Sommer 2015 zeigte der Mais keinerlei Symptome von Wassermangel, was auf die sehr gute Wasserführung zurückzuführen ist.

Bei der Profilansprache im Gelände konnten viele Grobporen bis in den untersten Bereich festgestellt werden, auch Pflanzenwurzeln waren selbst in einer Tiefe von 1 m noch vorhanden. Ab dem A2 – Horizont und speziell im AB - Horizont waren zahlreiche Mangan - und Eisenkonkretionen als Anzeichen einer schwachen Pseudovergleyung erkennbar, die auf einen zeitweisen Wassereinfluss hindeuten. Dies zeigt sich auch im Umstand, dass während der Saatbettbereitung bestimmte Stellen des Feldes ausgelassen werden mussten, da hier bis an die Oberfläche nasse Stellen (sogenannte Nassgallen) reichten und eine Bearbeitung nicht zuließen. In Tab. 7 und Tab. 8 sind alle relevanten Parameter des Bodenprofils aufgelistet.

Tab. 7: Bodenprofilbeschreibung Standort Zwerbach
(Koordinaten: Rechtswert: 668 630,8 m; Hochwert: 5 333 659,2 m)

Seehöhe	250 m
Exposition/ Lage	Süd / windoffen
Relief	Hangfuß, sehr schwach geneigt
Bodentyp	Kolluvisol
Bodenart	Lehmiger Schluff / schluffiger Lehm
Ausgangsmaterial	Lehm / Löss undifferenziert
Horizonte	Ap (0–10 cm), Ap1 (10-30 cm), A2 (30-70 cm), A3 (70-100 cm), AB (ab 100 cm)
Bodenfarbe	Ap: 10YR 3/4, Ap1: 10YR 3/3, A2: 10YR 5/3, A3: 10YR 6/3
Gründigkeit	tiefgründig
Bearbeitbarkeit	gut
Erosionsanfälligkeit	gering
Humusart /-menge	Mull / niedrig
Wasserführung	sehr gut

Tab. 8: Bodenphysikalische Parameter Bodenprofil Standort Zwerbach: elektrische Leitfähigkeit (EL), organischer Kohlenstoff (TOC);

Entnahme - tiefe	pH–Wert	$CaCO_3$	EL*	TOC	Korngrößenverteilung			Grobstoff	Bodenart
[cm]		[Masse%]	[µS/cm 25°C]	[Masse %]	% Ton	% Schluff	% Sand	[%]	[< 2mm]
10 – 20	7,45	2,2	84	1,7	22,4	61,8	15,9	0,8	lU
20 – 30	7,37	1,8	74	1,5	20,2	61,5	18,3	0,3	lU
30 – 40	7,43	2,4	75	0,7	19,7	63,8	16,5	0,03	lU
40 - 50	7,41	< 0,92	53	0,7	20,4	66,8	12,8	-	lU
60 - 70	7,20	< 0,92	41	0,7	22,1	69,4	8,5	-	lU
80 - 90	7,13	< 0,92	43	0,6	25,6	67,9	6,5	-	uL

* = nach ÖNORM EN 27888

Wie in Tab. 8 ersichtlich, nimmt der pH – Wert mit zunehmender Tiefe geringfügig ab und bewegt sich in allen Tiefen im alkalischen Bereich, ab einer Tiefe von 60 cm im neutralen Bereich. Der in den obersten 10 - 20 cm Bodentiefe ermittelte höchste pH – Wert von 7,45 ist wahrscheinlich auf die vorangegangene Kalkung zurückzuführen. Bei Variante 0 (Kap. 4.2.7) blieb der pH – Wert bei allen Wiederholungen konstant bei 7,3.

Der Anteil an „freiem“ Kalk ($CaCO_3$) ist bis in eine Tiefe von 40 cm nachweisbar. Der Boden ist deshalb gut gegen Säureeinwirkungen gepuffert und bedarf in naher Zukunft keiner weiteren Kalkung. Es zeigt sich, dass dieser Standort bereits vor der Kalkung kaum von externen Säurebelastungen beeinträchtigt war, sonst hätte auch der Ausgangs - pH – Wert im Oberboden deutlich niedriger sein müssen. Denn gerade an der Bodenoberfläche, wo normalerweise der pH – Wert am niedrigsten ist (SCHMIDT, 2014), war dieser bei Variante 0 mit 7,3 im schwach alkalischen Bereich. Nach der Kalkung mussten demnach vermutlich kaum Säuren neutralisiert werden, da noch ausreichend freier Kalk im Oberboden vorhanden ist.

Die elektrische Leitfähigkeit kennzeichnet die Menge an gelösten Salzen im Boden und sollte laut Nährstoffanalyse der Firma Bodenkalk einen Wert zwischen 50 und 100 µS / cm einnehmen, was in den obersten 50 cm Bodentiefe der Fall ist. Mit zunehmender Tiefe verringert sich diese von 84 µS / cm in der obersten Entnahmeschicht auf etwa die Hälfte im untersten Entnahmebereich (43 µS / cm). Sie ist wichtig für die Nährstoffaufnahme der Pflanzen über den Transpirationsstrom, da nur gelöste Nährstoffe aufgenommen werden können. Für den Boden ist die elektrische Leitfähigkeit zudem mitverantwortlich für die Aggregatstabilität. Sind demnach viele einwertige Kationen wie Na^+ oder K^+ in der Bodenlösung vorhanden, so verringert sich die Aggregatstabilität. Dominieren hingegen die

zweiwertigen Kationen Ca^{2+} und Mg^{2+}, so erhöht sich die Aggregatstabilität. An Straßenrändern kann es daher durch Salzstreuung (NaCl) im Winter vorkommen, dass hohe Mengen an Na^{+} - Ionen in den Boden gelangen, die zu einer Abnahme der Aggregatstabilität, Zunahme der Verschlämmungsneigung und Dichtlagerung führen, da Ca^{2+} und Mg^{2+} - Ionen vom Austauscher verdrängt und mit dem Niederschlag ausgewaschen werden können. Aufgrund der hohen Na – Sättigung kann es zu einer Alkalisierung des Bodens im Umkreis von 10 m neben der Fahrbahn kommen (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010).

Weiters kann auch die Düngung mit chlorid – und nitrathältigen Düngemitteln zu einem Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit im Oberboden führen, wenn danach kaum Niederschlag fällt (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010). Da sich die Probenentnahmestellen jedoch allesamt in ausreichender Distanz zur Straße befanden, kann eine Beeinflussung der Messergebnisse durch Salzstreuung ausgeschlossen werden. Ebenso erfolgte vor der Probeentnahme keine mineralische Düngung.

Der organische Kohlenstoffgehalt (TOC) nimmt ab einer Tiefe von 30 cm deutlich ab, was auch mit freiem Auge durch die Bestimmung der Bodenfarbe mit Hilfe der Farbtafel nach MUNSELL deutlich erkennbar war. Die am Feld ermittelte Bodenfarbe und der daraus abgeschätzte Humusgehalt stimmen somit gut mit den Ergebnissen vom Labor überein.

Bei der Korngrößenverteilung fällt auf, dass diese mit zunehmender Tiefe immer feinere Körnungen aufweist. Sie bewegt sich zwischen lehmigen Schluff und schluffigen Lehm. In einer Entnahmetiefe von 80 – 90 cm ist ein merklicher Anstieg des Tongehalts erkennbar, was sich wiederum auf die Lagerungsdichte auswirkte. Sie nahm mit zunehmender Bodentiefe deutlich zu, denn je höher der Tongehalt eines Bodens ist, umso höher ist auch seine Lagerungsdichte (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010). Die Trockenheit im Juli und August trug wahrscheinlich ebenso dazu bei, dass sich die Tonteilchen zusammenziehen und in der Folge dichter gepackt sind. Bei der Ausgrabung des Bodenprofils war dies deutlich zu spüren. Der Sandgehalt nimmt ab einer Tiefe von 40 cm stark ab und verringert sich von 12,8 % in 40 – 50 cm Tiefe auf fast die Hälfte von 6,5 % in 80 – 90 cm Tiefe. Der Schluffgehalt nimmt tendenziell leicht zu.

Der Grobstoffgehalt ist nur in den obersten 40 cm nachweisbar und kann vernachlässigt werden.

4.2. Bodenphysikalische und - chemische Ergebnisse der Varianten

4.2.1. Aggregatstabilität

Die gemessen Werte streuen zwischen den einzelnen Probeentnahmeterminen generell stark. Sie bewegen sich allesamt zwischen rund 28 % bei Variante KG - 2, und 50 % bei KF - 3.

Beim Vergleich zwischen den einzelnen Varianten fällt auf, dass besonders Variante KG mit Ausnahme der ersten Wiederholung (WH) tendenziell die geringsten Aggregatstabilitäten aufweist. Variante 0 bzw. KF lieferten gegenüber KG deutlich bessere Ergebnisse, wobei KF geringfügig die höchsten Aggregatstabilitäten aufweist. In Tab. 9 sind die Korrelationen zwischen Aggregatstabilität mit den Bodenabträgen und den Oberflächenabflüssen der Wiederholungen 2 bis 4 aller Varianten dargestellt. Insgesamt sind statistisch signifikant negative Korrelationen erkennbar. Zwischen Bodenabtrag und Oberflächenabfluss sind kaum Unterschiede bezüglich Korrelation mit der Aggregatstabilität festzustellen.

Tab. 9: Korrelationen nach Spearman zwischen Aggregatstabilität und Bodenabtrag bzw. Oberflächenabfluss aller Varianten (n = 9)

	Aggregatstabilität	
	Korrelation	*Signifikanz*
Abtrag	- 0,68	0,04
Abfluss	- 0,72	0,03

Tab. 10: Vergleich der Aggregatstabilitäten [%] zwischen den einzelnen Varianten und Wiederholungen

Variante	**Wiederholung**			
	1	*2*	*3*	*4*
0	40,3	31,2	49,5	31,7
KG	42,8	27,7	47,6	28,1
KF	-	36,0	50,4	34,7

Zwischen den einzelnen Wiederholungen schwanken die Aggregatstabilitäten stark und waren besonders bei der dritten Wiederholung (0 – 3, KG – 3 und KF – 3) gegenüber den anderen Wiederholungen auffallend hoch (Tab. 10). Im Vergleich zu WH – 2 konnte eine Steigerung der Aggregatstabilität um rund 20 % bei Variante 0 – 3 und KG – 3, bzw. um 14 % bei KF – 3 festgestellt werden. Bei dieser WH wurden bei allen drei Varianten Werte um

bzw. knapp unter 50 % erreicht. Obwohl bei WH 3 die höchsten Aggregatstabilitäten und gleichzeitig sehr niedrige Bodenabträge und Oberflächenabflüsse gemessen wurden, sind aufgrund der großen Streuung und der geringen Anzahl an Wiederholungen nur schwach negative Korrelation erkennbar.

Bei WH – 2 (Abfluss) und WH – 4 (Abtrag) sind die Korrelationen deutlich größer. Zu beachten ist, dass diese Ergebnisse jedoch nur bedingt aussagekräftig sind, da hierzu nur drei Werte (Gesamtbodenabträge bzw. Gesamtoberflächenabflüsse von WH – 2 bis WH – 4) herangezogen wurden. In Tab. 11 sind die Korrelationen zwischen den Varianten, in Tab. 12 zwischen den Wiederholungen dargestellt. Auffallend ist, dass bei KG eine statistisch weitaus stärkere negative Korrelation zu erkennen ist. Dies ist dadurch erklärbar, dass bei dieser Variante die Ergebnisse der Bodenabträge und Oberflächenabflüsse wesentlich weniger streuen als bei den übrigen Varianten.

Tab. 11: Korrelationen zwischen Aggregatstabilität der Varianten mit den Bodenabträgen und Oberflächenabflüssen (n = 3)

	Aggregatstabilität					
Variante	**0**		**KG**		**KF**	
	Korrelation	*Signifikanz*	*Korrelation*	*Signifikanz*	*Korrelation*	*Signifikanz*
Abtrag	- 0,5	0,667	- 1,0	< 0,01	- 0,5	0,667
Abfluss	- 0,5	0,667	- 1,0	< 0,01	- 0,5	0,667

Tab. 12: Korrelationen zwischen Aggregatstabilität der Wiederholungen (WH) mit den Bodenabträgen und Oberflächenabflüssen (n = 3)

	Aggregatstabilität					
WH	**2**		**3**		**4**	
	Korrelation	*Signifikanz*	*Korrelation*	*Signifikanz*	*Korrelation*	*Signifikanz*
Abtrag	- 0,5	0,667	- 0,5	0,667	- 1,0	< 0,01
Abfluss	- 1,0	< 0,01	- 0,5	0,667	- 0,5	0,667

Auch bei den ersten Wiederholungen (0 – 1 und KG – 1) zeigt die Aggregatstabilität die zweithöchsten Werte und übertrifft WH – 2 und WH – 4 deutlich. Die Variante KG – 1 übertrifft die Variante 0 – 1 nur geringfügig. In Abb. 17 sind die Aggregatstabilitäten der Varianten, in Abb. 18 sind die Aggregatstabilitäten der Wiederholungen 2 bis 4 den Bodenabträgen gegenübergestellt.

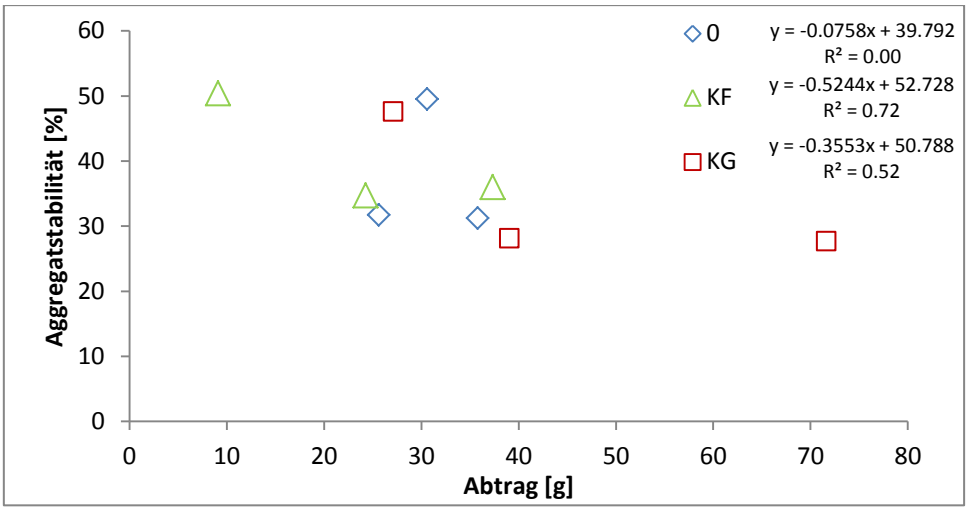

Abb. 17: Gegenüberstellung von Aggregatstabilität und Abtrag innerhalb der Varianten

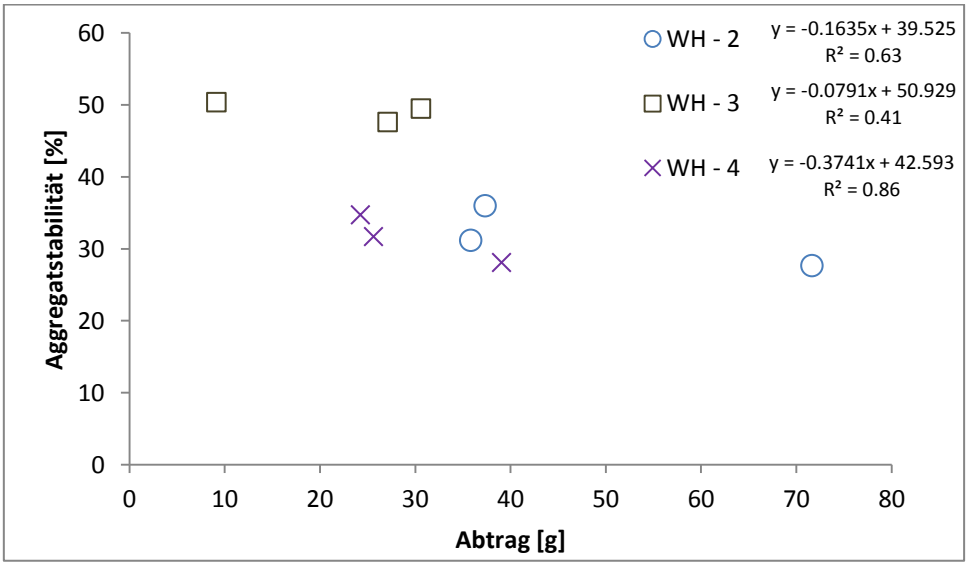

Abb. 18: Gegenüberstellung von Aggregatstabilität und Abtrag innerhalb der Wiederholungen

Die unterschiedlichen Ergebnisse zwischen den Varianten und besonders zwischen den Branntkalkvarianten könnten damit zusammenhängen, dass die grobkörnige Kalkvariante wegen der geringeren Oberfläche nur punktuell im Boden wirksam werden kann. Wie SCHMIDT (2014) berichtet, entsteht bei der Reaktion von Branntkalk mit Wasser eine starke Lauge von pH 12,6 (Kap. 2.3.2). Dies könnte sich im unmittelbaren Nahbereich der Grobkörner negativ auf das Bodenleben bzw. auch auf die Tonteilchen ausgewirkt haben, die in der Folge möglicherweise dispergiert werden und die Aggregatstabilität dadurch gesenkt wird. FIEDLER (2001) bestätigt, dass bereits ein pH – Wert > 9 die Dispergierung von Ton – und Humusfraktionen fördert. Bei der feinkörnigen Variante dürfte anscheinend dieser Effekt weniger Auswirkungen auf die Aggregatstabilität haben, da diese sich besser

mit dem Boden vermischen lässt und flächenmäßig anstatt punktuell wirkt, was eine „mildere“ Reaktion zur Folge haben könnte.

Entscheidenden Einfluss auf die Messergebnisse könnte auch der Zeitfaktor ausüben. Wird die Aggregatstabilität in den ersten ein bis drei Monaten nach einer Kalkausbringung gemessen, so werden laut HAYNESS and NAIDU (1998) generell die meisten nachteiligen Effekte einer Kalkung festgestellt. Nach einer Periode von sechs Monaten werden hingegen großteils vorteilhafte Resultate in Bezug auf Aggregatstabilität und erhöhter Wasserinfiltrationskapazität gemessen. Bei dem hier durchgeführten Versuch wurden sämtliche Proben innerhalb einer Zeitspanne von maximal 41 Tagen nach der Kalkausbringung entnommen und beregnet (Tab. 6). Deshalb kann angenommen werden, dass bei später durchgeführten Entnahmeterminen möglicherweise bessere Ergebnisse in Bezug auf Aggregatstabilität erzielt werden hätten können. Eine Entnahme der Proben bzw. Lagerung der Proben bis sechs Monate nach der Kalkausbringung, also bis Anfang Oktober wäre aus zeitlichen und technischen Gründen (Maisernte, Lagerplatz der Bodenproben etc.) jedoch nicht möglich gewesen.

Nach STENBERG et al. (2000) werden die höchsten positiven Effekte in Folge einer Kalkung in Bezug auf Verbesserung der Bodenstruktur bei schweren Tonböden erzielt. Auf leichteren Böden ist die Bodenstruktur mehr vom Gehalt an organischer Substanz abhängig. Aufgrund dieses Umstands würde an diesem Standort demnach eher eine Erhöhung des Humusgehalts zu einer Verbesserung der Aggregatstabilität führen.

Entscheidenden Einfluss auf die Aggregatstabilität üben auch die Mikroorganismen im Boden aus. Eine Kalkung auf sauren Böden führt normalerweise zu einem sprunghaften Anstieg der mikrobiellen Aktivität, wodurch die Aggregatstabilität stark ansteigt (OTTOW, 2011; EKENLER and TABATABAI, 2003; STENBERG et al., 2000; HAYNESS and NAIDU, 1998). Da sich der pH – Wert auf diesem Standort ohnehin bereits im Optimalbereich, insbesondere für Bakterien und Regenwürmer, befindet, konnten durch die Kalkung die Lebensbedingungen für das Bodenleben nicht mehr oder kaum verbessert werden. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass sich vermutlich zwar das Artenspektrum weiter in Richtung alkalitätstoleranter Mikroorganismen verschoben hat, aber sich die Gesamtanzahl nicht entscheidend erhöht hat, sodass es auch zu keinem signifikant erkennbaren Anstieg der Aggregatstabilität, die im Zusammenhang mit Kalkung und Mikroorganismenaktivität steht, gekommen ist.

Auch die Witterungsverhältnisse könnten indirekt auf die Aggregatstabilität einen großen Einfluss ausüben. Da die Aktivität der Mikroorganismen stark von der Bodentemperatur und – feuchte, Bodenart und Sauerstoffgehalt sowie vom pH - Wert abhängt (STOTT et al.,

1999), könnten diese Umstände ebenfalls die Ergebnisse beeinflusst haben. Tiefe Bodentemperaturen, mangelnder Sauerstoffgehalt durch hohe Niederschläge, die das Porenvolumen mit Wasser füllen, könnten zu einer Abnahme der mikrobiellen Aktivität führen. Vor Entnahme der Proben KG – 1 und Variante 0 (0 – 1), herrschte trockenes Wetter mit einer Bodentemperatur von bis zu +17 °C. Danach nahm diese aufgrund kühler und feuchter werdender Witterung ab. Dies spiegelt sich auch in der Aggregatstabilität wieder: Sie war bei WH – 1 entsprechend höher als bei WH – 2. Vor Entnahme von WH – 3 herrschten wieder bessere Witterungsverhältnisse mit ansteigender Bodentemperatur. Folglich könnte aus diesem Umstand die höchste Aggregatstabilität bei allen drei Varianten erzielt worden sein. Vor Entnahme der vierten WH herrschte erneut eine länger andauernde Regenperiode mit sinkenden Boden – und Lufttemperaturen, worauf die Aggregatstabilität dadurch wahrscheinlich erneut abnahm (Abb. 12). Einzig der sehr kurze Zeitraum zwischen den Entnahmen von WH – 2 und WH – 3 lassen diese Vermutung bezweifelt. Für zukünftige Messungen der Aggregatstabilität wäre es deshalb günstig, auch die Mikroorganismenaktivität in geeigneter Form zu berücksichtigen.

4.2.2. Bodenabträge und Oberflächenabflüsse

Die gemessenen Gesamtbodenabträge liegen in einem Bereich zwischen rund 71 g / 0,5 m^2 bei KF und annähernd 138 g / 0,5 m^2 bei KG, während Variante 0 bei 92 g / 0,5 m^2 im mittleren Bereich liegt. Bei den Gesamtbodenabflüssen unterscheiden sich die Ergebnisse der Varianten etwas weniger deutlich voneinander als bei den Abträgen, zeigen jedoch den selbigen Trend: Variante KG weist den höchsten Bodenabfluss von rund 80 l / 0,5 m^2 auf, Variante 0 liegt bei rund 64 l /m^2 und Variante KF bei rund 51 l /m^2 (Tab. 13).

Tab. 13: Summe der Bodenabträge [g] und Oberflächenabflüsse [l] der Wiederholungen 2 bis 4

Variante	Gesamtabträge WH 2 - 4	Gesamtabflüsse WH 2 - 4
0	92,0	63,6
KG	137,8	79,5
KF	70,7	50,8

Vergleicht man die einzelnen Varianten untereinander, so ist festzustellen, dass Variante KG tendenziell weitaus höhere Bodenabträge und Oberflächenabflüsse aufweist als KF und 0. Variante KG verschlechterte tendenziell diesen Zustand gegenüber Variante 0, wohingegen Variante KF den Abtrag leicht senken konnte. Besonders Variante KG – 2 lieferte im Vergleich zu den anderen Varianten und Wiederholungen einen sehr hohen Bodenabtrag von 71,6 g / 0,5 m^2. Würde man dies auf den Abtrag pro Hektar umrechnen, so wäre dies

1,43 t. Im Vergleich zu Bodenabträgen, die im Gelände gemessen wurden, liegen die hier ermittelten Erosionsverluste aber sehr niedrig. Dies hängt vor allem damit zusammen, dass die untersuchte Fläche mit 0.5 m^2 sehr klein war. Beim geringsten Bodenabtrag von 9,1 g / 0,5 m^2 bei KF – 3 sind es umgerechnet lediglich 0,18 t / ha. Im Vergleich zum Feldversuch von KASINGER (2013), wo die Abträge von gepflügtem, also unbedecktem Boden, und mit Gründecke bewachsenem Boden gemessen wurden, sind dies sehr niedrige Abträge und liegen allesamt unter der bei in unseren Breiten tolerierbaren Bodenabtragsrate von 2,5 t / ha / Jahr. Dies deutet auf einen gegenüber Wassererosion sehr stabilen Boden hin. Ursache hierfür könnte der hohe Tongehalt sein, denn je höher dieser ist, umso besser ist der Boden gegen Erosion geschützt. Dagegen spricht jedoch der deutlich höhere Schluffgehalt, der die Erosionsanfälligkeit erhöht (Kap. 2.11.1) (SCHWERTMANN et al., 1987).

Die Oberflächenabflüsse ergeben ein ähnliches Bild: Variante KG lieferte auch hier in Summe die höchsten, Variante KF die niedrigsten Ergebnisse. Die höchsten Abflüsse wies KG – 2 von rund 33 l / 0,5 m^2 auf. Den niedrigsten Abfluss erzielte KF – 3 von 9,6 l / 0,5 m^2 und ist somit um die Hälfte geringer als KG - 3. Variante 0 hat tendenziell leicht höhere Abflüsse als KF, hebt sich in Summe jedoch deutlich weniger ab als Variante KG. Bei dieser liegen die Abflüsse in einem Bereich zwischen rund 17 l / 0,5 m^2 und 25 l / 0,5 m^2 und weisen somit die geringsten Schwankungen zwischen den einzelnen Wiederholungen auf. Hier zeigen die beiden Kalkvarianten z. T. starke Streuungen zwischen den Wiederholungen. Am deutlichsten ist dieser Umstand bei Variante KF ausgeprägt, bei der die Abflüsse bei WH – 2 einen 2,4 - fach höheren Wert ergeben als bei WH – 3 (Tab. 14).

Tab. 14: Gegenüberstellung von Bodenabtrag [g] und Oberflächenabfluss [l]

Variante	**Wiederholung**							
	1		*2*		*3*		*4*	
	Abtrag	Abfluss	Abtrag	Abfluss	Abtrag	Abfluss	Abtrag	Abfluss
0	54,5	20,5	35,8	25,0	30,6	21,3	25,6	17,4
KG	31,4	16,5	71,6	32,7	27,1	18,6	39,1	28,1
KF	-	-	37,3	23,3	9,1	9,6	24,3	17,9

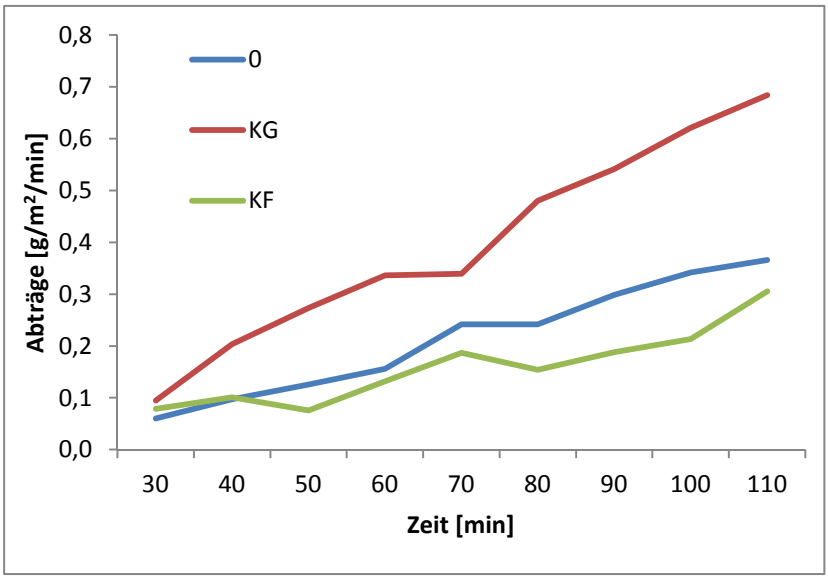

Abb. 20: Vergleich der mittleren Abträge [g/m^2/min] zwischen den einzelnen Varianten

Abb. 19 zeigt die gemittelten Abträge der einzelnen Varianten in g / m^2 / min während der ersten Beregnungsdurchgänge ab Minute 30 bis Minute 110. Die Varianten 0 – 1 und KG – 1 wurden dabei nicht miteinbezogen. Bei allen drei Varianten ist ein nahezu kontinuierlicher Anstieg des Abtrages zu erkennen, bei KF ist dieser Trend weniger stark ausgeprägt und nimmt nach 40 min sogar leicht ab, ehe er nach 50 min Beregnungsdauer wieder zunimmt. Variante KG weist von Anfang an mit Abstand den höchsten Abtrag auf, während KF tendenziell am geringsten ist. Dies könnte im Zusammenhang mit dem Anteil an freiem Kalk bei KG stehen (Kap. 4.2.6). Dieser ist im Gegensatz zur Variante 0 und KF deutlich erhöht. Nach der Auflösung der Branntkalkkörner verstopften möglicherweise die sich im Überschuss gebildeten Calciumcarbonate die Poren des Bodens. Laut FIEDLER (2001) könnte es somit zu einer Absenkung der Permeabilität des Bodens kommen. Folglich verringert sich das Wasserspeichervermögen des Bodens, wodurch die Abspülung des Oberbodens bei Starkniederschlägen, wie dies bei diesem Versuch simuliert wurde, gefördert werden könnte.

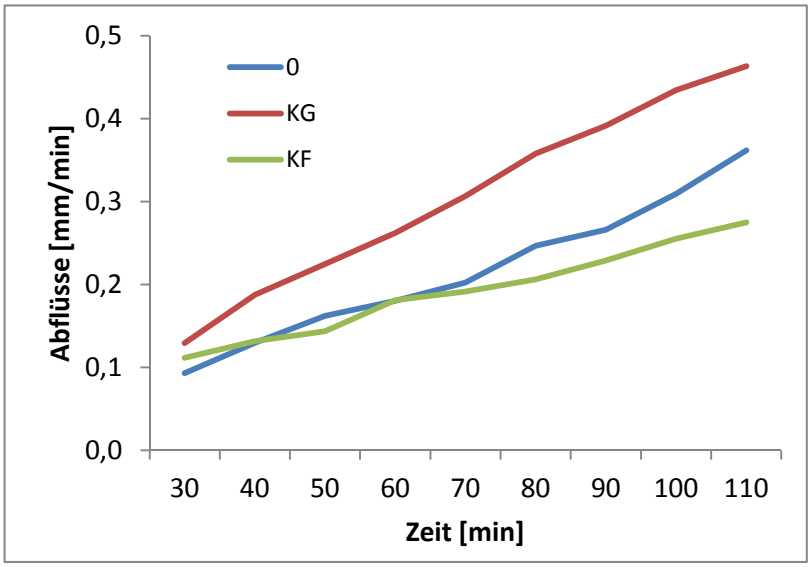

Abb. 19: Vergleich der Abflüsse [l/min] zwischen den einzelnen Varianten

In Abb. 21 sind die gemittelten Oberflächenabflüsse in l / min zwischen Minute 30 und Minute 110 dargestellt (0 – 1 und KG – 1 wurden nicht miteinbezogen). Im Vergleich zu Abb. 19 ergibt sich ein sehr ähnliches Bild: Variante KG liefert auch in diesem Fall von Beginn an die höchsten Abflüsse pro Minute. Genau wie bei den Bodenabträgen sind die Abflüsse bei KF in den ersten 40 min geringfügig höher als bei der Variante 0, mit fortschreitendender Beregnungsdauer steigen die Abflüsse bei Variante 0 jedoch tendenziell stärker an. Zwischen den Bodenabträgen und Oberflächenabflüssen ist somit eine eindeutig positive Korrelation erkennbar.

4.2.3. Wassergehalt

Der Wassergehalt wurde unmittelbar nach den Beregnungen ermittelt und stellt jeweils den Mittelwert von drei Messungen jeder Variante dar. Dieser veränderte sich zwischen den einzelnen Messungen kaum und liegt in einem Bereich zwischen rund 27 % und 30 %. Nur bei der Variante 0 - 4 ist ein deutlich niedrigerer Wassergehalt als bei den übrigen Wiederholungen feststellbar (Tab. 15). Dies ist jedoch auf eine verspätete Probenentnahme zurückzuführen, wodurch der Boden von der Beregnung bis zur Entnahme der Proben leicht austrocknen konnte.

Tab. 15: Wassergehalt in Masse % inkl. Standardabweichung in kursiv

Variante	**Wiederholung**			
	1	*2*	*3*	*4*
0	29,8 *0,16*	28,4 *0,86*	27,8 *0,87*	21,8 *0,94*
KG	29,7 *0,80*	27,9 *0,78*	27,5 *0,50*	27,5 *0,24*
KF	-	29,2 *0,69*	27,8 *0,36*	27,6 *0,38*

4.2.4. Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung wurde wie bei der Ermittlung des Wassergehaltes aus dem Mittelwert von drei Entnahmen je Miniparzelle ermittelt. Sie bewegt sich bei allen drei Varianten bei rund 11 bis 14 % Sand, 60 bis 65 % Schluff und 23 bis 26 % Ton. Lediglich die Variante 0 – 4 weicht mit dem jeweils niedrigsten Sand - und höchsten Schluffgehalt von 10,9 % bzw. 65,4 % deutlich von den anderen Ergebnissen ab. Auch Variante KF – 4 zeigt einen tendenziell höheren Sandgehalt als KG und Variante 0. Hier könnte jedoch die relativ hohe Standardabweichung auf eine leichte Messungenauigkeit oder auf eine leichte Inhomogenität des Bodens hindeuten. Die Varianten 0 - 1 und KG - 1 weisen den höchsten Tongehalt von 26,2 % und den niedrigsten Schluffgehalt auf (Tab. 16). Die

Korngrößenanalyse ergibt laut Körnungsdreieck der österreichischen Bodenkartierung für die Varianten 0 – 1 und KG – 1 eine Bodenart im Bereich schluffiger Lehm, und für die restlichen Varianten lehmiger Schluff bzw. eine Mischung zwischen schluffigen Lehm und lehmigen Schluff.

Tab. 16: Korngrößenverteilung Sand (S), Schluff (U) und Ton (T) in % inkl. Standardabweichung in kursiv

Variante	**Wiederholung**											
	1			*2*			*3*			*4*		
	S	U	T	S	U	T	S	U	T	S	U	T
0	13,9 *0,45*	59,9 *0,72*	26,2 *0,40*	14,5 *0,47*	62,0 *0,34*	23,5 *0,81*	13,0 *0,48*	61,8 *0,51*	25,2 *0,35*	10,9 *0,41*	65,4 *0,81*	23,7 *0,53*
KG	14,2 *0,80*	60,4 *0,61*	25,4 *0,80*	13,8 *0,49*	62,3 *0,25*	23,9 *0,39*	12,5 *0,28*	62,7 *0,47*	24,8 *0,74*	11,9 *0,48*	63,0 *0,55*	25,1 *0,39*
KF	-	-	-	14,3 *0,50*	62,6 *0,44*	23,1 *0,06*	13,3 *0,32*	62,6 *0,42*	24,1 *0,12*	14,2 *1,00*	62,4 *0,32*	23,4 *0,72*

4.2.5. Grobstoffgehalt

Der Grobstoffgehalt bezeichnet den Anteil an Korngrößen von > 2 mm. Die Varianten KG – 1 und KG – 2 weisen den höchsten Grobstoffanteil von 1,3 % bzw. 1,0 % auf. Dies liegt jedoch im Bereich der Messgenauigkeit und kann daher vernachlässigt werden. Die restlichen Varianten, unterscheiden sich kaum voneinander. Zwischen den einzelnen Wiederholungen sind die Unterschiede ebenfalls minimal. Auch bei den Probenahmen im Gelände bzw. bei der Erstellung des Bodenprofils konnten praktisch keine Steine > 2 mm oder ähnliches festgestellt werden.

Tab. 17: Grobstoffgehalt in % inkl. Standardabweichung

Variante	**Wiederholung**			
	1	*2*	*3*	*4*
0	0,5 *0,33*	0,4 *0,23*	0,6 *0,23*	0,2 *0,14*
KG	1,3 *0,33*	1,0 *0,76*	0,4 *0,20*	0,4 *0,37*
KF	-	0,1 *0,07*	0,7 *0.32*	0,5 *0,30*

4.2.6. $CaCO_3$

Der $CaCO_3$ – Gehalt schwankt zwischen den einzelnen Wiederholungen leicht (Tab. 18). Generell ist dieser bei KG im Mittel am höchsten (3,1 Masse - %), bei KF im Mittel am niedrigsten. Die Variante 0 liegt in der Mitte (2,6 Masse - %). Bei den ersten beiden Messergebnissen der Variante KF könnte es sich jedoch um Fehlmessungen handeln, da diese deutlich unter Variante 0 liegen, was nicht nachvollziehbar ist (Tab. 18). Die Messgenauigkeit liegt bei der Bestimmung des Carbonatgehaltes bei + / - 3,5 % relativ (über 1 – fache Standardabweichung des Referenzbodens ermittelt). Das bedeutet, dass der Fehler kaum auf die Messmethode zurückzuführen ist, da die Messgenauigkeit eine derartige Abweichung nicht zulassen kann. Bei WH – 4 ist der gemessene Wert nahezu ident mit Variante 0 und dürfte somit stimmen.

Tab. 18: $CaCO_3$ - Gehalt in Masse - % inkl. Standardabweichung in kursiv

Variante	**Wiederholung**			
	1	*2*	*3*	*4*
0	2,7 *0,13*	2,0 *0,26*	2,8 *0,13*	2,8 *0,30*
KG	2,6 *0,22*	3,2 *0,15*	2,9 *0,30*	3,5 *0,14*
KF	-	1,6 *0,21*	1,9 *0,09*	2,9 *0,13*

Grund für den höheren Anteil an „freiem“ Kalk bei KG könnte sein, dass sich die einzelnen Branntkalkkörner noch nicht vollständig aufgelöst haben und die alkalisierende Wirkung nur im unmittelbaren Nahbereich des Kornes entsteht. Jedenfalls waren auch nach den Beregnungsvorgängen immer noch einzelne Branntkalkkörner an der Oberfläche der Proben erkennbar. Daraus lässt sich ableiten, dass die grobkörnige Variante des Branntkalks im Vergleich zur mehlfeinen Variante deutlich länger braucht, sich vollständig aufzulösen. Demnach könnte auch die Wirksamkeit im Boden länger andauern. KAMPTNER (2015) bestätigt, dass sich Branntkalk nach dem Kontakt mit Wasser unter bestimmten Umständen nicht vollständig auflöst und nach dem Austrocknen des Bodens wieder zu $CaCO_3$ recarbonatisiert. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn der Boden bereits ausreichend mit freiem Kalk versorgt ist und der pH – Wert (wie in diesem Versuch bei > 7) somit gut vor Säuren schützt. Würde kein „freier“ Kalk vorhanden sein und eine saure Bodenreaktion vorliegen, hätten sich möglicherweise die noch verbliebenen Branntkalkkörner besser aufgelöst. Hinzu kommt, dass erst nach weiteren Bodenbearbeitungsgängen die recarbonatisierten Kalkkörner neuerlich mit dem Boden durchmischt und zerkleinert werden.

Dadurch könnte ihre punktuelle Wirkung weiter vermindert werden, indem die Reaktivität durch Zunahme der Oberfläche verbessert werden könnte. Es könnte daher vermutet werden, dass Variante KG im Gegensatz zu KF den Boden länger vor Säuren puffern kann, indem der ungelöste Anteil als $CaCO_3$ im Boden verbleibt. Variante KF reagiert offensichtlich sofort mit jeglichen Säuren, da diese Variante sich besser mit dem Boden vermischen lässt und dadurch keine anhaltende Pufferwirkung wie bei KG gegeben sein könnte. Um diese Vermutungen zu bestätigen, wird vorgeschlagen, in einem weiteren Versuch dies zu überprüfen.

4.2.7. pH – Wert

Der ursprüngliche pH – Wert des Versuchsfeldes liegt bei 7,3, also bereits im schwach alkalischen Milieu. Durch die Kalkung erhöhte sich der pH - Wert bei beiden Kalkvarianten deutlich und war bereits nach der ersten Wiederholung festzustellen. Bei Variante 0 blieb der pH – Wert bei allen Wiederholungen gleich. Die Variante KF erreichte bei WH 4 einen pH – Wert von 7,9, die Variante KG 8,1. Bei der Variante KG stieg der pH – Wert im Verlauf der Wiederholungen kontinuierlich an, bei Variante KF ist dieser Trend nicht zu erkennen. Dies ist jedoch eher auf einen Zufall zurückzuführen, da es bei der Probenentnahme nach den Beregnungen davon abhängt, wie viele Branntkalkkörner in der Probe enthalten waren. D. h., dass bei der Entnahme der Probe von KG – 1 vermutlich zufällig weniger Kalkkörner vorhanden waren als z. B. bei KG – 4, wo der pH – Wert am höchsten ist. Wichtig ist daher, dass auf eine exakt gleichmäßige Vermischung des Kalks mit dem Boden zu achten ist und auch die Dosierung exakt durchgeführt wird.

Tab. 19: pH – Wert inkl. Standardabweichung in kursiv

Variante	**Wiederholung**			
	1	*2*	*3*	*4*
0	7,3 *0,02*	7,3 *0,02*	7,3 *0,02*	7,3 *0,04*
KG	7,5 *0,11*	7,6 *0,20*	7,9 *0,36*	8,1 *0,35*
KF	-	7,7 *0,09*	7,5 *0,08*	7,9 *0,17*

STENBERG et al. (2000) bestätigt einen nachweisbaren pH – Wert Anstieg in Folge einer Kalkung mit Branntkalk. Im Gegensatz dazu führte bei WASNER (2009) eine Kalkung mit Carbokalk auf kalkhaltigen Böden zu keinem pH – Wert Anstieg. Dies liegt jedoch darin begründet, dass Carbokalk im Gegensatz zu Branntkalk säurelöslich ist und ab einem pH – Wert > 7 nicht mehr wirken kann. Branntkalk wirkt unabhängig vom Säuregehalt des Bodens,

da dieser wasserlöslich ist und weitaus „aggressiver“ ist, sodass bei einer Verabreichung von sehr hohen Mengen eine pH – Wert Erhöhung in den stark alkalischen Bereich theoretisch möglich wäre. Zu beachten ist jedenfalls, dass eine Erhöhung des pH – Werts bei einem sauren Boden in Abhängigkeit der Kalkart mit deutlich niedrigeren Aufwandmengen möglich ist, als bei einem ohnehin bereits ausreichend mit Kalk versorgten Boden. Eine Kalkung über die empfohlenen Richtwerte ist demnach nicht nur unwirtschaftlich, sie kann auch den Ertrag senken, da die Nährstoffverfügbarkeit bestimmter Pflanzennährstoffe infolge eines zu hohen pH - Werts bereits eingeschränkt ist (SCHECHTNER, 1993). An dem Versuchsstandort lag der pH – Wert bereits im Optimalbereich.

4.2.8. organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und Humusgehalt

Zur Ermittlung des Humusgehaltes müssen die Werte des organischen Kohlenstoffgehalts (TOC) mit dem Faktor 1,724 multipliziert werden. Zwischen den Varianten sind leichte Unterschiede im Humusgehalt erkennbar: Variante KG weist im Schnitt mit 2,50 % den geringsten Humusgehalt auf und unterscheidet sich signifikant von der Variante KF. Bei dieser liegt der Humusgehalt im Mittel bei 2,85 %. Zwischen Variante 0 mit durchschnittlich 2,63 % und KG ist kein signifikanter Unterschied zu erkennen.

Innerhalb der Wiederholungen sind die Unterschiede weniger stark ausgeprägt und unterscheiden sich nicht signifikant.

Tab. 20: Humusgehalt [%] inkl. Standardabweichung in kursiv

Variante	**Wiederholung**			
	1	*2*	*3*	*4*
0	2,48 *0,02*	2,74 *0,07*	2,63 *0,09*	2,66 *0,09*
KG	2,51 *0,08*	2,38 *0,06*	2,59 *0,04*	2,52 *0,02*
KF	-	2,87 *0,10*	2,84 *0,03*	2,84 *0,02*

Die ermittelten Humusgehalte sind für einen Ackerstandort mit einem Tonanteil von ca. 25 % als sehr niedrig einzustufen. Wie in zahlreichen Arbeiten belegt, hat ein hoher Humusgehalt zahlreiche positive Effekte auf die Bodenstruktur. In einem siebenjährigen Kompostversuch von (STRAUSS, 2003), wo jährlich sehr hohe Mengen von 30 bis 50 m^3 Kompost auf einer Fläche von 25 m x 12 m ausgebracht wurden, konnte eine signifikante Erhöhung der hydraulischen Wasserleitfähigkeit, Verringerung des Oberflächenabflusses und der Lagerungsdichte festgestellt werden. Dieser Versuch verdeutlicht damit die Wichtigkeit einer

ausreichenden Versorgung des Bodens mit Kompost bzw. humusfördenden Maßnahmen wie dem Anbau von Zwischenfrüchten, um die Erosionsanfälligkeit zu senken. Gleiches stellten auch KLUGE and BOLDUAN (2003) fest: Eine regelmäßige Kompostgabe kann insbesondere auf mittelschweren bis schweren Böden die Struktur und somit die Infiltrationsleistung und Aggregatstabilität erhöhen und die Lagerungsdichte senken. Damit wird klar, dass sich besonders auf diesem Standort eine Erhöhung des Humusgehaltes viel positiver als eine Kalkdüngung in Bezug auf Verringerung der Erosionsanfälligkeit auswirken könnte, wenngleich der Humusaufbau im Boden ein wesentlich langwierigerer Prozess ist als die Versorgung eines Bodens mit Kalk.

Tab. 21: Organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) inkl. Standardabweichung in kursiv

Variante	**Wiederholung**			
	1	*2*	*3*	*4*
0	1,44 *0,01*	1,59 *0,04*	1,52 *0,05*	1,54 *0,05*
KG	1,45 *0,04*	1,38 *0,03*	1,51 *0,03*	1,46 *0,01*
KF	-	1,66 *0,06*	1,65 *0,02*	1,65 *0,01*

4.3. Oberflächenveränderung

4.3.1. Volumenveränderung

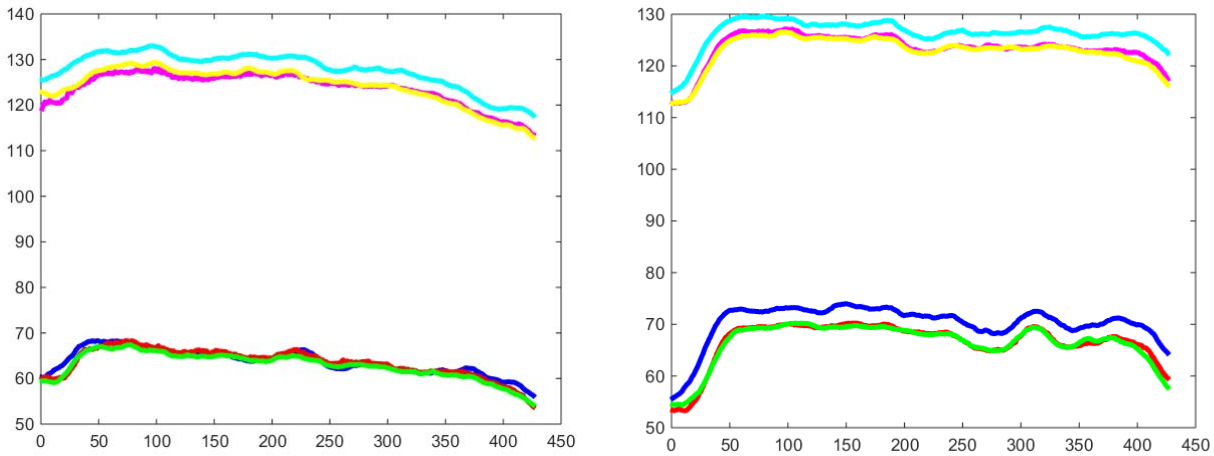

Abb. 21: Vergleich der Volumenveränderung zwischen KG-2 (links) und KG-3 (rechts) [mm]. Die türkise und blaue Linie stellen die Ausgangsituation dar, also den Zustand der Proben vor der Beregnung, die gelbe und rote Linie zeigen die Setzung nach dem ersten Beregnungsdurchgang, die rosa und rote Linie zeigen die Setzung nach dem zweiten Beregnungsdurchgang.

Abb. 21 zeigt einen Vergleich der Volumenveränderung zwischen den Wiederholungen KG – 2 und KG – 3. Die obersten drei Linien zeigen die Veränderung in der oberen Hälfte der Probe, die untersten drei Linien jene der unteren Hälfte. Man erkennt deutlich, dass sich KG – 3 im unteren Bereich wesentlich stärker gesetzt hat als KG – 2. Im oberen Bereich fand hingegen eine geringfügig stärkere Setzung bei KG – 2 statt. Dies könnte in Zusammenhang mit der Aggregatstabilität bzw. mit den Ergebnissen der Abträge und Abflüssen stehen. Bei KG – 2 wurden die höchsten Abträge und Abflüsse bei gleichzeitig geringster Aggregatstabilität gemessen. Im oberen Bereich verlagerten sich in Folge der Beregnung die losgelösten Bodenpartikel stärker und begannen sich im unteren Bereich teilweise sogar leicht anzulagern. Bei KG – 3 setzte sich der Boden hingegen stärker, sodass möglicherweise über die Kante der Beregnungsplatte weniger Material in den Abfluss gelangen konnte und die Abträge und Abflüsse geringer ausfielen.

Tab. 22 zeigt die Volumenveränderung der einzelnen Beregnungen in dm^3 / 426 mm^2. Diese ergibt sich aus Setzung plus Verlagerung. Nach der ersten Beregnung sind die Volumenveränderungen aller Varianten deutlich größer als nach der zweiten Beregnung. Bei letzterer war die Regenintensität zwar deutlich höher, die Dauer jedoch wesentlich kürzer. Während der zweiten Beregnung nahm das Volumen teilweise sogar geringfügig zu, was sich daraus ergibt, dass sich die gelösten Sedimente z. T. leicht anzulagern begannen.

Tab. 22: Oberflächenveränderung in dm^3 / 426 mm^2 nach der ersten Beregnung (1 zu 2), zwischen 1. und 2. Beregnung (2 zu 3) und Gesamtveränderung (1 zu 3)

oben				unten			
	1 zu 2	*2 zu 3*	*1 zu 3*		*1 zu 2*	*2 zu 3*	*1 zu 3*
0-2	-0,5	0,1	-0,4	**0-2**	-0,6	0,1	-0,5
KF-2	-0,4	0,0	-0,5	**KF-2**	-0,5	0,0	-0,5
KG-2	-0,7	0,1	-0,7	**KG-2**	0,0	-0,1	-0,1
0-3	-0,5	0,0	-0,5	**0-3**	-0,5	-0,1	-0,5
KF-3	-0,7	0,0	-0,6	**KF-3**	-0,5	0,0	-0,5
KG-3	-0,5	-0,1	-0,6	**KG-3**	-0,7	0,0	-0,7
0-4	-0,6	0,0	-0,7	**0-4**	-0,4	0,0	-0,4
KF-4	-0,7	0,1	-0,7	**KF-4**	0,0	-0,1	-0,1
KG-4	-0,5	-0,1	-0,7	**KG-4**	-0,4	-0,1	-0,5

Auch BAUER et al. (2015) verweist in einem Feldversuch, dass die größte Volumenveränderung (in diesem Fall Setzung) unmittelbar nach der Bodenbearbeitung mit dem ersten Regenguss auftritt. Nach der zweiten Beregnung ist nahezu keine negative Volumenveränderung mehr zu beobachten bzw. sogar eine geringfügige Erhöhung zu erkennen. Dies könnte auf eine Anlagerung von Sedimenten zwischen den Bodenaggregaten zurückzuführen sein. Innerhalb der einzelnen Varianten und den Wiederholungen sind keine Unterschiede festzustellen.

Generell ist die Volumenveränderung sehr gering, was sich auch in den geringen Abträgen (Kap. 4.2.2) wiederspiegelt. Laut BAUER et al. (2015) sind Bodenart, Art der Bodenbearbeitung und Wassergehalt die Hauptursachen für die Ergebnisse. Demnach erweist sich ein tonreicher Boden, wie er in diesem Versuch gegeben ist, als sehr regenstabil (SCHRÖDER, 1991) und trägt zur geringen Volumenveränderung sowie für die geringen Abträge bei. Auch der Humusgehalt spielt eine wesentliche Rolle. Je höher dieser ist, umso regenstabiler ist die Bodenoberfläche und umso höher ist die Infiltrationsrate. Bei diesem Versuch sind die Humusgehalte jedoch sehr gering. Daraus lässt sich schließen, dass die Bodenart an diesem Standort wahrscheinlich einen wesentlich größeren Einfluss hat als der Humusgehalt. Da der Humusgehalt jedoch eher gering ist, könnte bereits eine leichte Steigerung höhere Effekte auf die Volumenveränderung ausüben als auf Böden, die ohnehin einen hohen Humusgehalt aufweisen. Der Einflussfaktor Wassergehalt kann in diesem Versuch in Bezug auf die Ergebnisse ausgeschlossen werden, da alle Proben zuvor aufgesättigt wurden.

5. Schlussfolgerungen

Eine Kalkdüngung auf Böden, die bereits einen neutralen bzw. alkalischen pH – Wert besitzen, können bei falscher Kalkartenwahl und Dosierung negative Effekte auf das Bodenleben, die Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen und die Aggregatstabilität bewirken. Die Ergebnisse dieser Arbeit sollen die Wichtigkeit der Entnahme von Bodenproben verdeutlichen, denn nur so kann festgestellt werden, welche Pflanzen – bzw. Bodendünger im niedrigen Bereich liegen und wie die zukünftige Düngestrategie zu erfolgen hat. Ob eine Kalkung sinnvoll ist oder nicht, kann von jeder Landwirtin und jedem Landwirt bereits vor einer Bodenprobenanalyse schnell und einfach mit pH – Bodentestsets, die um geringe Kosten im Gartenfachhandel erhältlich sind, ermittelt werden. Ist der pH – Wert für die jeweilige Bodenart zu tief, sollte eine Kalkung durchgeführt werden. Auf Böden mit neutraler bzw. basischer Reaktion kann zusätzlich die Pufferkapazität des Bodens mit verdünnter Salzsäure, die in der Drogerie erhältlich ist, bestimmt werden. Braust der Boden beim Beträufeln mit Salzsäure merklich auf, ist ausreichend freier Kalk vorhanden – eine Kalkung ist nicht notwendig. Auf strukturschwachen Böden mit hohem pH – Wert kann jedoch die Ausbringung von (Zitro)gips zur Stabilisierung des Bodens beitragen, da dieser den pH – Wert nicht weiter anhebt. Ist hingegen keine Reaktion erkennbar, fehlt freier Kalk, die Pufferkapazität des Bodens ist erschöpft und eine Kalkung wird empfohlen. Erst nach diesem Schritt können für genauere Aufschlüsse Bodenproben in Labore geschickt und dort analysiert werden, um daraus die erforderliche Kalkmenge, Kalkart und - form durch Heranbeziehen einer Fachberaterin / eines Fachberaters zu bestimmen.

Ob eine Kalkungsmaßnahme die Erodierbarkeit von Böden senkt, ist nicht eindeutig geklärt, da oftmals widersprüchliche Ergebnisse in der Literatur vorliegen. Wirksamer Erosionsschutz hängt immer von mehreren Faktoren ab, und es liegt in der Verantwortung einer jeden Landwirtin /eines jeden Landwirts, Maßnahmen zu treffen. Es gibt unzählige Maßnahmen, den Boden vor Erosion zu schützen (Kap. 2.11.3.). Eine Reihe von ÖPUL – Maßnahmen (z. B. „Begrünung von Ackerflächen - Zwischenfruchtanbau“, „Mulch– und Direktsaat“, usw.) zielen auf den Schutz des Bodens und den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit ab. Daher ist es ratsam, an solchen Programmen teilzunehmen. Als Landwirtin / Landwirt wird man in mehrfacher Hinsicht belohnt: Neben den ausgezahlten Förderungen müssen auch der Erhalt bzw. die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit miteinbezogen werden. Der Boden stellt für die Landwirtin / den Landwirt die Produktionsgrundlage dar. Verliert dieser durch Bodenerosion, Versauerung oder Verdichtung seine natürliche Ertragsleistung, erhöhen sich indirekt auch die Kosten z. B. aufgrund erhöhter Düngerintensitäten, um die negativen Folgen der Bodendegradierung auszugleichen. Geschieht dies nicht, muss entsprechend mit

Mindererträgen gerechnet werden – die Einnahmen sinken. Auch die zukünftigen Generationen sollen von den Bodenbewirtschaftungsmethoden, die derzeit gesetzt werden, nicht geschädigt werden. Unterlassener Bodenschutz aufgrund unzureichender technischer Ausstattung, vermeintlich geringere Erträge oder erhöhter Unkrautdruck darf keine Ausrede mehr sein und hat nichts mit der guten landwirtschaftlichen Praxis zu tun. Oft mangelt es an Fachwissen, doch auch hier gibt es eine Vielzahl an Möglichkeiten, dieses zu aktualisieren, entweder durch Inanspruchnahme von Beratungsleistungen seitens der Landwirtschaftskammern oder durch den Besuch von Fachvorträgen, Feldexkursionen und dergleichen. Je mehr Wissen aufgebaut werden kann, desto eher können auch Vorurteile abgebaut werden und umso zielsicherer wird auch der Bodenschutz berücksichtigt!

6. Zusammenfassung

Im Jahr 2015 wurde im niederösterreichischen Alpenvorland der unmittelbare Einfluss zweier Branntkalkdüngervarianten auf die Wassererosionsanfälligkeit eines Ackerbodens beurteilt. Der am Versuchsstandort in Folge von Wassererosion entstandene Kolluvisol weist einen mächtigen A – Horizont bis in eine Tiefe von 100 cm auf. Der Humusgehalt in den obersten 30 cm ist mit 2,6 % als niedrig einzustufen. Der Tongehalt des Bodens am Versuchsstandort lag zwischen 23 % und 26 %, der pH – Wert bei 7,3. Bei der Versuchsdurchführung wurden jeweils 2 t / ha mehlfein vermahlener Branntkalk (KF) und gekörnter Branntkalk (3 – 8 mm) (KG) ausgebracht und maximal 5 cm tief vor der nachfolgenden Saatbettbereitung eingearbeitet. Mit einem speziell entwickelten Metallrahmen von 100 cm x 50 cm x 30 cm (l x b x h) wurde ungestört gelagerter Boden in Bodenzylindern entnommen und anschließend im Labor des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Petzenkirchen beregnet. Die Probenahme wurde dreimal, in einem Zeitabstand von einem Monat nach Kalkausbringung, wiederholt.

Die Variante KG wies in Summe die höchsten Bodenabträge und Oberflächenabflüsse im Vergleich zu den Varianten KF und 0 auf und unterschied sich von diesen statistisch signifikant. Auffallend hoch war die Streuung der Ergebnisse bei den einzelnen Varianten zu den verschiedenen Probenahmeterminen. Die Variante KF wies in Summe die niedrigsten Bodenabträge und Oberflächenabflüsse auf, diese waren jedoch nur unwesentlich geringer als bei Variante 0 und statistisch nicht signifikant.

Ein direkter Zusammenhang zwischen Aggregatstabilität (die Probenahmen erfolgten jeweils nach den einzelnen Regensimulationen) und Bodenabtrag konnte nicht durchgehend festgestellt werden. Bei KF wurden in Summe die geringsten Bodenabträge und Oberflächenabflüsse bei gleichzeitig höchster Aggregatstabilität gemessen. Im Vergleich zu KG, bei der die Ergebnisse entgegengesetzt waren, streuten die einzelnen Ergebnisse weniger stark, sodass bei KG eine stärkere Korrelation mit der Aggregatstabilität bestand als bei KF. Anzunehmen ist, dass sich die stark basische Reaktion in unmittelbarer Umgebung des Kalkkornes bei Variante KG negativ auf die Mikroorganismenaktivität auswirkt und zur Dispergierung der Tonteilchen führt, woraus sich die hohen Bodenabträge und Oberflächenabflüsse erklären lassen. Zur Sicherung der Ergebnisse im bodenphysikalischen – bzw. chemischen Bereich sollen bei weiterführenden Versuchen auch die Mikroorganismenaktivität berücksichtigt bzw. eine Methode entwickelt werden, um die Aggregatstabilität im Nahbereich des Kalkkornes messen zu können. Der Zeitpunkt der Probenahmen und die Witterungsverhältnisse könnten für die stark streuenden Ergebnisse mitverantwortlich sein.

Der Anteil an freiem Kalk blieb bei KF nahezu ident wie bei Variante 0 (2,9 %), nur bei KG erhöhte sich dieser bis auf maximal 3,5 %, was vermutlich auf eine Recarbonatisierung von CaO in $CaCO_3$ zurückzuführen ist. Damit ist bei der Ausbringung von grobkörnigem Branntkalk mit einer längeren Pufferwirkung auszugehen als bei KF.

Der pH – Wert konnte bei beiden Varianten auf 7,9 bei KF bzw. 8,0 bei KG angehoben werden und verdeutlicht die rasche und starke Wirkung von Branntkalk.

Bei der photogrammetrischen Auswertung der Bodenoberflächen vor und nach den Regensimulationen wurden bei allen Varianten generell sehr niedrige Oberflächen – und Volumenveränderungen gemessen. Dies war für diese Bodenart aufgrund des hohen Tonanteils zu erwarten. Nach dem ersten Beregnungsdurchgang erfolgte bei allen Varianten eine wesentlich höhere Bodensetzung als nach dem zweiten Durchgang.

Wie die Ergebnisse zeigen, führt eine Branntkalkdüngung auf leicht alkalischen Böden mit guter Pufferkapaziät kaum zu einem wirksamen Erosionsschutz. Ob eine Kalkungsmaßnahme auf solchen Böden sinnvoll ist oder nicht, hängt davon ab, wie hoch die Ca - Belegung am Sorptionskomplex bzw. Austauscher ist (Kap. 2.7.). Andere Erosionsschutzmaßnahmen wie z. B. sachgerecht durchgeführte Mulchsaaten tragen an erosionsgefährdeten Standorten wesentlich mehr zur Verminderung von Wassererosion bei.

7. Literaturverzeichnis

ADAM, A. (1818): Adams Handbuch der römischen Alterthümer [sic!]. 2. Band. Gendersche Kunst – und Buchhandlung Erlangen, Erlangen.

ANDRY, H., YAMAMOTO, T. and INOUE M. (2007): Effectiveness of hydrated lime and artificial zeolite amendments and sedum (*Sedum sediforme*) plant cover in controlling erosion from an acid soil. Australian Journal of Soil Research; **45**: 266 – 279; DOI: 10.1071/SR07012 0004-9573/07/040266

AUERSWALD, K. und HOFMANN, R. (1994): Wirkung von Standortbedingungen auf Bodengenese und Strukturstabilität inneralpiner Ackerböden. Originalarbeit. Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München – Weihenstephan, Freising; 199 – 208.

AUERSWALD, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: RICHTER, G. (Hrsg.): Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

BAUER, T., STRAUSS, P. and MURER, E. (2014): A photogrammetric method for calculating soil bulk density. J. Plant Nut. Soil Sci. published online 06.05.2014.

BAUER, T., STRAUSS, P., GRIMS, M., KAMPTNER, E., MANSBERGER, R. and SPIEGEL, H. (2015): Long – term agricultural management effects on surface roughness and consolidation of soils. Soil & Tillage research. **151**: 28-38.

BLUME, H. – P. und THIELE – BRUHN, S. (2011): Böden als Filter, Puffer und Transformatoren. In: BLUME, H – P., HORN, R. und THIELE – BRUHN, S. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. 4. Auflage. Wiley – VCH Verlag, Weinheim.

BRAUSEWETTER J. und BRAUSEWETTER, N. (2011): Kalk. Die neue Kraft des Minerals. http://www.panagro.net/doc/782386/KalkDEneuAug2011.pdf (3.11.15).

CASTRO, C. and LOGAN, T. J. (1991): Liming Effects on the Stability and Erodibility of Some Brazilian Oxisols. Soil Sci. Soc. Am. J. **55**: 1407 – 1413.

CZERATZKI, W. (1957): Untersuchungen über Krümelstabilität an einem Kalkversuch. Sonderdruck aus der Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde. 78. (123.) Band, Heft 2/3 1957. Verlag Chemie GmbH, Weinheim und Berlin; 121 – 135.

DELTEDESCO, E., BAUER, L. – M., UNTERFRAUNER, H., PETICZKA, R., ZEHETNER, F. und KEIBLINGER, K. M. (2015): Effekt von Kalkungsmaßnahmen auf die Strukturstabilisierung und Mikrobiologie von landwirtschaftlichen Böden. In: Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Wien; **82**: 19 – 26.

DÖRRIE, T. (2010): ALTLAST N13 "Gipsdeponie Jungbunzlauer". Beurteilung der Sicherungsmaßnahmen (§14 Altlastensanierungsgesetz). Umweltbundesamt, Wien. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/noe/N13_San.pdf (5.11.15).

DUTTMANN, R., BACH, M. und HERZIG, A. (2011): Bodenerosion durch Wasser. In: BLUME, H – P., HORN, R. und THIELE – BRUHN, S. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. 4. Auflage. Wiley – VCH Verlag, Weinheim.

EKENLER, M: und TABATABAI, M. A. (2003): Effects of liming and tillage systems on microbial biomass and glycosidases in soils. Biol Fertil Soils; **39**: 51 - 61; DOI: 10.1007/s00374-003-0664-8

FERTSAK, S. (2001): Einfluß einer unterschiedlich hohen Carbokalkdüngung auf Ackerböden mit hohem pH – Wert auf ausgewählte bodenphysikalische Parameter. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

FIEDLER, H. J. (2001): Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Band 7. Expert Verlag, Renningen.

FINCK, A. (2007): Pflanzenernährung und Düngung in Stichworten. 6. Auflage. Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

GALLER, J. (2013): Kalk – Basis für Bodenfruchtbarkeit. Auflage 2013. Landwirtschaftskammer Salzburg, Salzburg.

GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F. X. und STICHER, H. (1997): Bodenökologie. 2. Auflage. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.

GRIMS, M., ATZBERGER, C., BAUER, T., STRAUSS, P., and MANSBERGER, R. (2014): Low – cost terrestrial photogammetry as a tool for sample - based assessment of soil roughness. J. photogram. Remote Sens. Geoinf. Process. **5**: 313 – 323.

HAYNES, R. J. and NAIDU, R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. Nutrient cycling in Agroecosystems; **51**: 123 – 137.

HINTERMAIER – ERHARD, G. und ZECH, W. (1997): Wöterbuch der Bodenkunde. Systematik, Genese, Eigenschaften, Ökologie und Verbreitung von Böden. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

HOLLEMANN, A: F. und WIBERG, E. (1995): Lehrbuch der anorganischen Chemie. 101. Auflage. Verlag Walter de Gruyter, Berlin.

HOLZER, G. und REISCHAUER, E. (2015): Agrarumweltrecht. Landwirtschaft – Umwelt – Recht. Verlag Österreich GmbH, Wien.

HÖSL, R. and STRAUSS, P. (2016): Conservation tillage practices in the alpine forelands of Austria – Are they effective? Catena **137**: 44 – 51.

JANUSAUSKAITE, D., OZERAITIENE, D. and FULLEN, M. A. (2009): Distribution of populations of micro-organisms in different aggregatesize classes in soil as affected by long-term liming management. Taylor & Francis, Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science, London.

KAINZ, M. (1991): Schutzmaßnahmen gegen Bodenerosion. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn (Hrsg.): Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. 205. Sonderheft. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.

KAMPTNER, J. (2015): Aktuelle Kalkpreise und die Wirkung von Branntkalk auf alkalischem Boden. Persönliche Mitteilung vom 12.11.2015.

KASINGER, R. (2013): Bodenerosion in der Steiermark am Beispiel Raum Gnas. Masterarbeit. Karl – Franzens - Universität Graz, Graz.

KIRKHAM, J. M., ROWE, B. A., and DOYLE, R. B. (2007): Persistent improvements in the structure and hydraulic conductivity of a Ferrosol due to liming. Australian Journal of Soil Research; **45**: 218 – 223.

KLIK, A. und SCHWEN, A. (2014): Bodenphysikalische Aspekte im Hinblick auf Gewässerschutz. 4. Umweltökologisches Symposium „Gewässerschutz“. Irdning: LFZ Raumberg – Gumpenstein.

KLUGE, R. and BOLDUAN, R. (2003): Several years application of compost – effects on physical and microbiological properties of soils. In: N.N.: Applying compost benefits and needs. Seminar Proceedings Brussels, 22 – 23 November 2001. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Austria, and European Communities: 225 – 228.

KOLBE, H. und SCHUSTER, M. (2011): Bodenfruchtbarkeit im Öko - Betrieb. Untersuchungsmethoden. Informationsschrift. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Dresden.

MACHA, G. (1975): Sabilization of soils for erosion control on construction sites. Joint Highway research project JHRP - 75 – 5, Purdue University, Indiana.

MAYER, K. (2014): Pflanzenbauliche und landtechnische Erosionsschutzmaßnahmen im Maisanbau. 4. Umweltökologisches Symposium „Gewässerschutz“. Irdning: LFZ Raumberg – Gumpenstein.

MOLITOR, H., MÜNCHHOFF, K., PESCH, J., POLLEHN, J., REX, M., RUBENSCHUH, U., SCHERER, H., SETZER, F. und VON WULFFEN, U. (2012): DLG Merkblatt 353. Hinweise zur Kalkdüngung. 5. Auflage. DLG e. V., Frankfurt am Main.

N. N. (2013): Informationen zur Düngung. 6. Auflage. Landesarbeitskreis Düngung (LAD), Niedersachsen / Sachsen-Anhalt.

NORTON, D., SHAINBERG, I., CIHACEK, L., and EDWARDS, J. H. (1999): Erosion and Soil Chemical properties. In: LAL, R. (Hrsg.): Soil Quality and Soil Erosion. CRC press, Boca Raton, London, New York, Washington D. C..

OTTOW, J. (2011): Mikrobiologie von Böden. Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. Springer - Verlag, Berlin, Heidelberg.

PARADELO, R.VIRTO, I. and CHENU, C. (2015): Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. Agriculture, Ecosystems and Environment 202. Elsevier Journal; 98 – 107.

PAWLETT, M., HOPKINS, D. W., MOFFETT, B. F. and HARRIS, L. A. (2009): The effect of earthworms and liming on soil microbial communities. Biol Fertil Soils; **45**: 361 – 369; DOI: 10.1007/s0037-008-0339-6

PIHL, U. (2012): Kalkung: Heute wichtiger denn je! Rheinkalk KDI GmbH & Co. KG, Wülfrath.

RAIMER, W. (1930): Der Einfluß [sic!] des Kalkes auf die Textur des Bodens. Pflanzenbauinstitut der Universität Königsberg. Wissenschaftliches Archiv für Landwirtschaft. Abteilung A; **4**: 251 – 272.

REX, M. (2011): Leistungsfähige Düngekalke zur Bodenverbesserung und Ertragssicherung einsetzen. Arbeitsgemeinschaft Hüttenkalk e.V., Versuchsanstalt Kamperhof, Mühlheim an der Ruhr. www.hk-kalke.de/cms/content/pdf/.../leistungsfaehige_duengekalke.pdf (5.11.15).

SCHAFFER, G. (1970): Einfluß [sic!] des Kalkes auf das Bodengefüge. Mitteilung Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. **11**: 71 – 74.

SCHECHTNER, G. (1994): Wirksamkeit der Kalkdüngung auf Grünland. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning; 135 – 151.

SCHEFFER, K. und SCHACHTSCHABEL, P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

SCHILLING, G. (2000): Pflanzenernährung und Düngung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

SCHMIDT, M. (2014): Kalkdüngung. Gesunde Ackerböden – optimale Erträge. 2. Auflage. DLG - Verlag, Frankfurt am Main.

SCHOPFER, P. und BRENNICKE, A. (2010): Pflanzenphysiologie. 7. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

SCHRÖDER, D. (1991): Ursachen und Ausmaß der Erosion. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn (Hrsg.): Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. 205. Sonderheft. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.

SCHUBERT, S. (2011): Pflanzenernährung. Grundwissen Bachelor. 2. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

SCHWERTMANN, U., VOGL, W. und KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrages und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

STENBERG, M., STENBERG, B. and RYDBERG, T. (2000): Effects of reduced tillage and liming on microbial activity and soil properties in a weakly – structured soil. Applied Soil ecology; **14**: 135 – 145.

STOTT, D. E., KENNEDY, A. C. and CAMBARDELLA, C. A. (1999): Impact of Soil Organisms and Organic Matter on Soil structure. In: LAL, R. (Hrsg.): Soil Quality and Soil Erosion. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D. C..

STÖTZEL, M. (1994): Bodenerosion in der Landwirtschaft. Ihre Kontrolle im amerikanischen Recht. Band 47. Duncker & Humblot, Berlin.

STÖVEN, K. und SCHNUG, G. (2005): Kalkung und Bodenleben. Landbauforschung Völkenrode. Special Issue **286**: 113 – 120.

STRAUSS, P., PITTY, J., PFEFFER, M. and MENTLER, A. (2000): Rainfall Simulation for Outdoor Experiments. In: JAMET, P. and CORNEJO, J. (Hrsg.): Current research methods to assess the environmental fate of pesticides. INRA Editions: 329 – 333.

STRAUSS, P. (2003): Runoff, soil erosion and related physical properties after 7 years of compost application. In: N.N.: Applying compost benefits and needs. Seminar Proceedings Brussels, 22 – 23 November 2001. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Austria, and European Communities: 219 - 224.

STRAUSS, P. and KLAGHOFER, E. (2006): Austria. In: BOARDMAN, J. and POESEN, J. (Hrsg.): Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons, Chichester.

SZEDENYJ, I. und BRANDHUBER, D. (2007): Stand der Technik zur Kalk -, Gips - und Magnesiaherstellung. Beschreibung der Anlagen in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0128.pdf (28.10.15)

TOY, T. J., FOSTER, G. R. and RENARD, K. G. (2002): Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control. John Wiley & Sons, New York.

VORDERBRÜGGE, T., BUSCH, M., BRANDHUBER, R., BUG, J., SCHRADER, S. und WEYER, T. (2015): Vorsorge zur Erhaltung des standorttypischen Humusgehaltes. In: aid Infodienst Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz (Hrsg.): Gute fachliche Praxis - Bodenbewirtschaftung und Bodenschutz. 2. Auflage, Bonn.

WALLNER, T., SCHÜTZ, R. und FRIEDL, S. (2014): Begrünungseinsaaten in Getreide – Erfahrungen aus der Praxis. 4. Umweltökologisches Symposium „Gewässerschutz“. Irdning: LFZ Raumberg – Gumpenstein.

WASNER, J. (2009): Einfluss einer Carbokalkdüngung bei kalkhältigen Böden auf das Ertragsverhalten sowie auf ausgewählte bodenchemische – und physikalische Parameter. Dissertation. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

WENDLAND, M., DEMMEL, M. und NESER, S. (2014): Pflanzenernährung und Düngung. Verfahrenstechnik. In: VELA (Hrsg.): Landwirtschaftlicher Pflanzenbau. 13. Auflage. BLV Buchverlag GmbH & Co. KG, München.

ZORN, W., MARKS, G., HESS, H. und BERGMANN, W. (2013): Handbuch zur visuellen Diagnose von Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. 2. Auflage. Springer - Verlag, Heidelberg.

8. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Standorte der bedeutendsten Kalkwerke mit Drehrohröfen in Österreich (verändert nach www.hoelzel.at)..... 3

Abb. 2: Kalkstein wird im Tagebau herausgesprengt (Bild links), im Brecher zerkleinert, vermahlen und bei Bedarf in Drehrohröfen (Bild rechts) zu Branntkalk gebrannt. (Quelle: www.zement.wup.at/772.0.html; 17.11.2015)..... 4

Abb. 3: Drei Gruppen von Kalk werden je nach Herkunft und Verarbeitungsform unterschieden (eigene Darstellung)..... 5

Abb. 4: Einteilung der unterschiedlichen Kalkarten in Abhängigkeit ihrer chemischen Bindungsart (eigene Darstellung)..... 8

Abb. 5: Gekörnter Branntkalk 3-8 mm (Quelle: www.industriekalk.at; 17.11.2015)..... 8

Abb. 6: Pflanzennährstoffverfügbarkeit in Abhängigkeit vom pH-Wert (Quelle: www.yara.de) 2015.....10

Abb. 7: Beispiel für eine optimale (links) und eine ungünstige Kationenbelegung (rechts) am Sorptionskomplex (eigene Darstellung).....16

Abb. 8: Verschlämmter Ackerboden in Folge von Wassererosion (Bild links); Verschmutzte Fahrbahn und Nährstoffeintrag in Gewässer (Bild rechts).....23

Abb. 9: Die Probeentnahmestelle befindet sich zwischen Wieselburg und Ruprechtshofen südwestlich der Ortschaft Zwerbach an einem Hangfuß.....30

Abb. 10: Nach Entfernen der Erde wird die Bodenplatte mittels Zahnstangenwinde unter den Metallrahmen geschoben (Bild links), danach wird die Probe per Seilwinde auf den Autoanhänger gezogen und in die Beregnungshalle gefahren (Bild rechts) (Quelle: WOHLSCHLÄGER, 2015).....32

Abb. 11: Monatliche Durchschnittstemperatur [°C] und Niederschlagsmenge [mm] am Standort Wieselburg von 1961 bis 1990.....33

Abb. 12: Lufttemperatur (o.), Niederschlag (m.) und Bodentemperatur (u.) am Standort Zwerbach im Zeitraum 25.4.15 - 2.6.15 (Quelle: www.hagel.at).....34

Abb. 13: Die Bodenproben werden vor der Beregnung mit Wasser gesättigt (Bild links), anschließend erfolgt der Aufbau unter der Beregnungsapparatur (Bild rechts) (Quelle: WOHLSCHLÄGER, 2015).....35

Abb. 14: In der Mitte befindet sich die ungestörte Bodenprobe, die von einer Metallplatte zum Auffangen des Kontrollniederschlages umgeben ist (eigene Darstellung).....36

Abb. 15: Die dargestellte Punktwolke ermöglicht es, die Oberflächenveränderungen zu erfassen (Quelle: BAUER, persönl. Mitteilung, 2015).....38

Abb. 16: Der am Hangfuß entstandene Kolluvisol weist einen 1m tiefen A – Horizont auf (Quelle: WOHLSCHLÄGER, 2015).....40

Abb. 17: Gegenüberstellung von Aggregatstabilität und Abtrag innerhalb der Varianten 46

Abb. 18: Gegenüberstellung von Aggregatstabilität und Abtrag innerhalb der Wiederholungen 46

Abb. 19: Vergleich der Abflüsse [l/min] zwischen den einzelnen Varianten.....50

Abb. 20: Vergleich der mittleren Abträge [g/m^2/min] zwischen den einzelnen Varianten.....50

Abb. 21: Vergleich der Volumenveränderung zwischen KG-2 (links) und KG-3 (rechts) [mm]. Die türkise und blaue Linie stellen die Ausgangsituation dar, also den Zustand der Proben vor der Beregnung, die gelbe und rote Linie zeigen die Setzung nach dem ersten Beregnungsdurchgang, die rosa und rote Linie zeigen die Setzung nach dem zweiten Beregnungsdurchgang. 56

9. Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Basenäquivalente ausgewählter Calcium-und Magnesiumverbindungen (Quelle: ergänzt nach www.bodenkalk.at) 12

Tab. 2: Durchschnittliche Marktpreise in € / t und € / ha ausgewählter Kalkarten in Österreich im Jahr 2015 (Quelle: erweitert nach www.bodenkalk.at) 13

Tab. 3: Anzustrebender pH - Bereich auf Ackerböden (Humusgehalt < 4 %) (Quelle: verändert nach Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, LfL Bayern, 2012) 14

Tab. 4: Optimale pH - Werte für Bodenorganismen (STÖVEN, 2002) 20

Tab. 5: Zeitpunkt von Maßnahmen sowie Beregnungsintensität, Beregnungsdauer und simulierte Hangneigung 31

Tab. 6: Klima- und Bodendaten Standort Zwerbach (1.1.2006 – 31.12.2014) 34

Tab. 7: Bodenprofilbeschreibung Standort Zwerbach 41

Tab. 8: Bodenphysikalische Parameter Bodenprofil Standort Zwerbach: elektrische Leitfähigkeit (EL), organischer Kohlenstoff (TOC); 42

Tab. 9: Korrelationen nach Spearman zwischen Aggregatstabilität und Bodenabtrag bzw. Oberflächenabfluss aller Varianten (n = 9) 44

Tab. 10: Vergleich der Aggregatstabilitäten [%] zwischen den einzelnen Varianten und Wiederholungen 44

Tab. 11: Korrelationen zwischen Aggregatstabilität der Varianten mit den Bodenabträgen und Oberflächenabflüssen (n = 3) 45

Tab. 12: Korrelationen zwischen Aggregatstabilität der Wiederholungen (WH) mit den Bodenabträgen und Oberflächenabflüssen (n = 3) 45

Tab. 13: Summe der Bodenabträge [g] und Oberflächenabflüsse [l] der Wiederholungen 2 bis 4 48

Tab. 14: Gegenüberstellung von Bodenabtrag [g] und Oberflächenabfluss [l] 49

Tab. 15: Wassergehalt in Masse % inkl. Standardabweichung in kursiv 51

Tab. 16: Korngrößenverteilung Sand (S), Schluff (U) und Ton (T) in % inkl. Standardabweichung in kursiv 52

Tab. 17: Grobstoffgehalt in % inkl. Standardabweichung 52

Tab. 18: $CaCO_3$ - Gehalt in Masse - % inkl. Standardabweichung in kursiv.....53

Tab. 19: pH – Wert inkl. Standardabweichung in kursiv.....54

Tab. 20: Humusgehalt [%] inkl. Standardabweichung in kursiv.....55

Tab. 21: Organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) inkl. Standardabweichung in kursiv 56

Tab. 22: Oberflächenveränderung in dm^3 / 426 mm^2 nach der ersten Beregnung (1 zu 2), zwischen 1. und 2. Beregnung (2 zu 3) und Gesamtveränderung (1 zu 3).....57