

Abschlussbericht  
an die



„Steigerung der Stickstoffnutzungseffizienz  
landwirtschaftlicher Ackerkulturen und Minderung  
von Stickstoffdüngungsverlusten durch Optimierung  
der Struktur landwirtschaftlicher Böden mittels  
Kalkung“

**AZ:** 33068/01, 33068/02 und 33068/03

- Teilbereich TU Berlin -

von  
Martin Kaupenjohann & Wilhelm van Husen



# INHALT

Zusammenfassung  
Summary

<b>1</b>	<b>Anlass und Ziel des Vorhabens</b>	<b>6</b>
1.1	Das Stickstoffproblem	7
1.2	Ziele des Vorhabens	9
1.3	Arbeitshypothesen	11
<b>2</b>	<b>Durchgeführte Arbeiten</b>	<b>12</b>
2.1	Standorte, Böden, Klima	12
2.2	Anlage und Durchführung der Feldversuche	16
2.3	Messungen	19
2.3.1	Probenentnahme	19
2.3.2	Untersuchungen im Labor	20
2.3.3	Stickstoff-Verlustmessungen	22
2.4	Berechnung der Stickstoffnutzungseffizienz (NUE)	23
2.5	Modellierung	24
2.6	Statistik	25
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>26</b>
3.1	Struckum	26
3.2	Magdeburg	31
3.3	Neubrandenburg	32
3.4	Cunnersdorf	36
3.5	Verlustmessungen	40
3.5.1	Ammoniakausgasung	40
3.5.2	Nitratauswaschung	41
3.6	Modellierung mit Expert-N	43
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	<b>45</b>
4.1	Einfluss der Kalkung auf die chemischen Eigenschaften der Böden	45
4.2	Einfluss von Kalkung und N-Düngung auf Erträge und NUE	50
4.3	NUE und Stickstoffverluste	53
<b>5</b>	<b>Schlussfolgerungen</b>	<b>57</b>
<b>6</b>	<b>Literatur</b>	<b>60</b>

## Zusammenfassung

Der weltweit steigende Einsatz von Stickstoff (N) in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion führt zu immer mehr sichtbar gravierenden Umweltschäden. Ursache ist unter anderem eine zu geringe N-Nutzungseffizienz (NUE). Um die N-Überschüsse in der Landwirtschaft und folglich die Belastung der Umwelt zu reduzieren, ist daher eine Steigerung der NUE notwendig.

**Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse der Dissertation von van HUSEN (2022) zusammen.** Im Rahmen dieser Arbeit wird untersucht, welchen Beitrag die Optimierung der Kalkversorgung von Ackerböden zur Verbesserung der N-Ausnutzung leisten kann. Durch Kalkung werden die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens für das pflanzliche Wachstum und die Entwicklung optimiert. Daraus resultiert eine höhere N-Aufnahme durch die Nutzpflanze. Die verbesserte Bodenstruktur ermöglicht eine homogene Durchwurzelung, welche die Auswaschung von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) minimiert. Außerdem erfolgt eine bessere Durchlüftung des Bodens, wodurch Denitrifikation und die damit verbundene Entstehung des klimawirksamen Lachgases ( $\text{N}_2\text{O}$ ) reduziert werden. Hinzu kommt, dass hohe pH-Werte im Boden die weitere Reduktion des klimaschädlichen Lachgases zu elementarem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) fördern.

Um die Effekte der Kalkung auf die NUE zu quantifizieren, wurden praxisnahe Feldversuche – verteilt über ganz Deutschland – auf landwirtschaftlich genutzten Flächen mit verschiedenen Kalk- und N-Dünger-Varianten angelegt. Über einen Zeitraum von vier Vegetationsperioden (2017 bis 2020) wurden jährlich Bodenproben entnommen, um den Einfluss der Kalkung auf verschiedene bodenchemische (Gehalt an organischem Kohlenstoff (C), Quantität verschiedener Pools der organischen Bodensubstanz, pH-Wert, Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe Phosphor (P) und Kalium (K), Basensättigung (S-Wert)) und bodenphysikalische Parameter (Wasserstabilität von Makroaggregaten, Bodenwasserhaushalt (Gesamtporenvolumen, Luftkapazität, pflanzenverfügbares Wasser, Totwasser), Lagerungsdichte und gesättigte Wasserleitfähigkeit) zu erfassen. Es wurden außerdem die pflanzlichen Erträge sowie die N-Gehalte im Erntegut bestimmt, woraus sich der N-Entzug errechnen ließ. Des Weiteren wurden auf ausgewählten Standorten auch N-Verluste (Ammoniak- ( $\text{NH}_3$ ) Ausgasung, Auswaschung von  $\text{NO}_3^-$ ) gemessen. Unter Berücksichtigung der standortsspezifischen Wetterdaten wurden auf der Grundlage dieser Daten für alle Versuchsstandorte mittels des Modells „Expert-N“ der N-Haushalt und die einzelnen N-Flüsse über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg modelliert.

Die Kalkung erhöhte wie erwartet die pH-Werte der Böden. Damit einhergehend stieg die Basensättigung der Kationenaustauscher in den Böden an. Signifikante Effekte auf die Wasserstabilität von Makroaggregaten, die Gehalte an organischem C und die Anteile unterschiedlicher Fraktion in der organischen Bodensubstanz konnten nicht festgestellt werden. Eine Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften zeigte sich meist durch Erhöhung der Luftkapazität sowie der nutzbaren Feldkapazität. Die Effekte auf die bodenphysikalischen Parameter waren jedoch nicht nachhaltig. Es zeigten sich auch kaum signifikante Zusammenhänge zwischen der Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften und den Erträgen.

Eine Verbesserung der Ausnutzung des gedüngten Stickstoffes (NUE) zeigte sich immer dann, wenn infolge der Kalkung Ertragssteigerungen erreicht wurden. Kurzfristig könnten diese durch eine erhöhte N-Mineralisation bedingt worden sein, die durch die Kalkung verursacht wurde. Langfristige Ertragserhöhungen traten parallel zu verbesserten bodenchemischen Eigenschaften (vor allem pH-Wert und S-Wert) auf. Die durchschnittlich erreichte Erhöhung des N-Entzuges, die durch eine optimierte Kalkversorgung erzielt werden konnte, lag bei  $5,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , was einer Reduktion von 6,5 % des derzeitigen N-Überschusses der Flächenbilanz in Deutschland entspricht, wenn ein konstanter Boden-N-Pool angenommen wird. Die höchste auf einem Standort gemessene Reduktion des N-Überschusses lag bei  $9,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , die niedrigste bei  $1,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ .

Die Modellierungen mit Expert-N lassen erwarten, dass die durch Kalkung verringerten N-Verluste vor allem zu einer Reduzierung der N<sub>2</sub>O-Emissionen führen. Unsere Hochrechnungen deuten darauf, dass die durch mineralische N-Düngung in Deutschland bedingten Emissionen dieses hochwirksamen Klimagases durch Optimierung der Kalkversorgung der Ackerböden um mehr als ein Drittel verringert werden könnten.

## Summary

The increasing use of nitrogen (N) in agricultural crop production worldwide is leading to more and more visible serious environmental damage. One of the causes is insufficient N use efficiency (NUE). Therefore, in order to reduce N surplus in agriculture and its environmental impact, an increase in NUE is necessary.

**This thesis summarizes the Ph. D. thesis of van Husen 2022.** In the context of this work it is examined which contribution the optimization of the lime supply of arable soils can make to the improvement of N utilization. Liming optimizes the chemical and physical properties of the soil for plant growth and development. This results in higher N uptake by the crop. The improved soil structure allows homogeneous root growth, which minimizes nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) leaching. In addition, there is better aeration of the soil, which reduces denitrification and the associated formation of the climate-impacting nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ). In addition, high pH values in the soil promote further reduction of the climate-damaging nitrous oxide to elemental nitrogen ( $\text{N}_2$ ).

In order to quantify the effects of liming on NUE, practical field trials - distributed throughout Germany - were set up on agricultural land with different lime and N fertilizer variants. Soil samples were taken annually over a period of four growing seasons (2017 to 2020) to assess the influence of liming on various soil chemical (organic carbon (C) content, quantity of different soil organic matter pools, pH, plant availability of the nutrients phosphorus (P) and potassium (K), base saturation (S-value)) and soil physical parameters (water stable macroaggregates, soil water balance (total pore volume, air capacity, plant available and non-available water), bulk density and saturated hydraulic conductivity). Plant yields and crop N contents were also determined, from which N removal could be calculated. Furthermore, N losses (ammonia ( $\text{NH}_3$ ) outgassing, leaching of  $\text{NO}_3^-$ ) were also measured at selected sites. Taking into account site-specific weather data, the N balance and individual N fluxes were modelled for all experimental sites using the "Expert-N" model over the entire study period on the basis of these data.

As expected, liming increased the pH values of the soils. This was accompanied by an increase in the base saturation of the cation exchangers in the soils. Significant effects on the water stability of macroaggregates, the contents of organic C and the proportions of different fractions in the soil organic matter could not be determined. An improvement of the soil physical properties was mostly shown by an increase of the air capacity as well as the usable field capacity. However, the effects on the soil physical parameters were not sustainable. There were also hardly any significant correlations between the improvement of soil physical properties and yields.

Improvement in utilization of fertilized nitrogen (NUE) was evident whenever yield increases were achieved as a result of liming. In the short term, these may have been due to increased N mineralization caused by liming. Long-term yield increases occurred in parallel with improved soil chemical properties (mainly pH and S-value). The average increase in N removal achieved by optimized liming was  $5.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , which corresponds to a reduction of 6.5% of the current N surplus of the land balance in Germany, if a constant soil N pool is assumed. The highest reduction in N surplus measured at one site was  $9.9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , and the lowest was  $1.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ .

Modeling with Expert-N suggests that the N losses reduced by liming will primarily lead to a reduction in  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. Our projections indicate that emissions of this highly effective greenhouse gas caused by mineral N fertilization in Germany could be reduced by more than one third by optimizing the supply of lime to arable soils.

# 1 Anlass und Ziel des Vorhabens

Ohne Stickstoff (N) wäre die Welt nicht wie wir sie kennen, denn N ist essentiell für alles Leben auf der Erde. Stickstoff ist mit etwa 78 Vol.-% Hauptbestandteil der Luft. Dennoch ist Stickstoffmangel in vielen Ökosystemen wachstumsbegrenzender Umweltfaktor, da das in der Luft hauptsächlich vorkommende Distickstoff-Molekül ( $N_2$ ) von den meisten Organismen nicht metabolisiert werden kann.

„N: Stickstoff – ein Element schreibt Weltgeschichte“ titelt der Nobelpreisträger an der TU Berlin, Gerhard Ertl (ERTL & SOENTGEN 2015) daher euphorisch mit Blick auf die Errungenschaften der Chemie, die es möglich werden ließen, das reaktionsträge  $N_2$ -Molekül in reaktive, bioverfügbare Bindungsformen zu überführen. Stickstoff ist dadurch vom ertragsbegrenzenden Mangellement zu einem mächtigen Werkzeug im modernen Pflanzenbau geworden. ERISMAN et al. (2008) schätzen, dass das Leben von etwa der Hälfte aller Menschen auf der Erde ohne synthetische Stickstoffbindung nicht möglich wäre. Dies ist die eine Seite der Medaille.

Hier ist die andere: „Die zu hohen Einträge von Stickstoffverbindungen sind eines der großen ungelösten Umweltprobleme unserer Zeit.“ Mit diesem Satz leitet der Sachverständigenrat der Bundesregierung für Umweltfragen das Sondergutachten „Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem“ ein (SRU 2015). Zu den bedeutendsten Stickstoffemittenten gehört die Landwirtschaft. Mit „*Too much of a good thing*“ leitete Prof. Werner Wahmhoff seinen Beitrag „Stickstoffdüngung unter Aspekten des Umwelt- und Ressourcenschutzes“ zur gemeinsamen Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern und des Bundesarbeitskreises Düngung in Würzburg am 24. April 2012 ein.

„*Two sides of a coin*“, so beschreiben es auch MOSIER et al. (2004) und LASSALETTA et al. (2014). Im Sinne Gordon Conway's „*The Doubly Green Revolution: Food for All in the Twenty-First Century*“ (CONWAY 1999) muss es darum gehen, die dissipativen Verluste von N in die Umwelt zu minimieren und gleichzeitig die Ertragswirkungen des Stickstoffeinsatzes zu erhöhen.

Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) stellt sich dieser Herausforderung. Mit der ebenfalls 2012 aufgelegten Förderinitiative „Stickstoffverluste in der Landwirtschaft verringern“ sollen Forschungs- und Entwicklungsvorhaben gefördert werden, die im Ergebnis zur konkreten und unmittelbaren Erhöhung der Ausnutzung gedüngten Stickstoffs durch die Kulturpflanzen beitragen. Das hier vorliegende Vorhaben, das gemeinsam mit der Arbeitsgruppe Prof. Horn von der Christian Albrechts Universität zu Kiel bearbeitet wurde, erhielt die Förderung im Rahmen dieser Initiative. Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die uns dadurch geschaffenen Möglichkeiten und hoffen, dass die Ergebnisse unserer Arbeit zum Wohle der Umwelt möglichst wirkungsvoll genutzt werden.

Der vorliegende Bericht basiert auf der Dissertation von Herrn Dr. Wilhelm van Husen, die im Rahmen der DBU-geförderten Forschung entstanden ist (VAN HUSEN, 2022). Sofern bodenphysikalische Aspekte betroffen sind nehmen wir Bezug auf die Ergebnisse der Arbeiten von Frau Dr. Tina Frank, die im Rahmen des Projektes an der CAU Kiel promovierte. Darüber hinaus ist aus unseren Arbeiten eine umfangreiche Review-Arbeit zur Quantifizierung der Stickstoffnutzungseffizienz entstanden, die jüngst zur Veröffentlichung eingereicht wurde. Des weiteren werden die praxisrelevanten Ergebnisse auf der Tagung „Düngerkalk-Forschung: Wissen schafft Nutzen“ am 27.- 28.03.2023 in Fulda vorgetragen. Im Tagungsband zu dieser Veranstaltung werden die Ergebnisse veröffentlicht. Eine Zusammenfassung davon soll in einer landwirtschaftliche Praxis ansprechenden Zeitschrift publiziert werden.

## 1.1 Das Stickstoffproblem

**Epilog** Heute greift die Menschheit massiver denn je in den Stoffhaushalt der Erde ein (SEN & PEUCKER-EHRENBRINK 2012). Bergbau und Bauwirtschaft setzten zur Jahrtausendwende im weltweiten Durchschnitt jährlich bereits 6 t Gestein je Einwohner um (HOOKE 2000). Von den 77 Elementen, deren globale Flüsse SEN & PUECKER-EHRENBRIK (2012) quantifizierten, überragen bei 66 die anthropogen induzierten die natürlichen, wenn auch die durch Landwirtschaft bedingte Bodenerosion mit berücksichtigt wird. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen derzeit exponentiell ansteigt HOOKE (2000). Der Autor stellt am Schluss seiner eindrucksvollen Recherche zur Geschichte der Menschheit als geomorphologischer Faktor die bange Frage: „*One may well ask how long such rates of increase can be sustained, and whether it will be rational behavior or catastrophe that brings them to an end.*“

Auch der globale Stickstoffkreislauf ist anthropogen massiv ausgelenkt. VITOUSEK et al. gehen bereits 1997 von einer Verdopplung des Eintrags von N in die terrestrischen Ökosysteme aus. LIU et al. (2016) halten eine weitere Verdopplung bis 2050 für möglich. Dann wären drei Viertel des Umsatzes dieses früheren Manglelementes in den Ökosystemen der Erde von Menschen induziert. In keinen für die Ökosysteme wichtigen Elementkreislauf hat die Menschheit bisher so massiv eingegriffen.

Nach allen Erfahrungen der ökologischen Forschung in den letzten sechs Jahrzehnten wird dies nicht ohne gravierende Konsequenzen bleiben. Denn zu den übergeordneten und grundlegenden Schlüssen, die sich daraus ziehen lassen gehört sicher, dass die Natur - i.d.R. unbekannte, nicht prognostizierte - Rechnungen für die anthropogenen Eingriffe gestellt hat. Dabei gilt allgemein: Je massiver der Eingriff - quantitativ und/oder qualitativ - desto teurer für uns Menschen. Es ist zu erwarten/befürchten, dass dies beim Stickstoff nicht anders sein wird, wobei wir einige der Rechnungen ja bereits kennen. Sorgen sollten wir uns vor den bisher nicht bekannten.

**Fakten** In vorindustrieller Zeit basierte die agrarische Bodennutzung auf dem durch natürliche Prozesse bereitgestellten N. Mitte des 19. Jahrhunderts standen weltweit etwa 20 bis 25 Tg N a<sup>-1</sup> (1 Tg = 1 Mio. Tonnen) zur Verfügung (VITOUSEK et al. 1997, GALLOWAY et al. 2004). Aufgrund der Ausweitung der Tierhaltung und der damit verbundener Produktion von organischem Dünger stieg der Eintrag von N in die agrarischen Ökosysteme bis Anfang des 20. Jahrhunderts auf etwa 60 Tg N a<sup>-1</sup> (BOUWMAN et al. 2013).

Einen epochalen Einschnitt für die Zufuhr von N in Agrarökosysteme lieferte jedoch die Haber-Bosch Innovation in den Jahren von 1909 bis 1913, die den Weg für die großskalige industrielle Herstellung von Ammoniak bereitete (FAGERIA UND BALIGAR 2005, GALLOWAY et al. 2004, SMIL 2002). Es dauerte jedoch noch bis in die 1950er Jahre, bis der mineralischer N-Dünger so preiswert wurde, dass der Verbrauch in Westeuropa rapide anstieg (SMIL 2002; SOMMER et al., 2004). BOUWMAN et al. (2013) gehen für 1950 von einem globalen N-Input über Kunstdünger von 4 Tg aus, zu dem 48 Tg N über Gülle, 23 Tg über biologische N-Fixierung und 13 Tg über Deposition (plus 5 bis 10 Tg über Blitze) hinzukommen, was einen Gesamt-N-Input von 95 Tg ergibt. Für 1961 berichten LU und TIAN (2017) einen N-Düngereinsatz von 11,3 Tg auf 1.350 Mio. ha Ackerland (also etwas mehr als 8 kg synthetischer N-Einsatz ha<sup>-1</sup>). Von 1964 bis 1970 verdoppelte sich der durchschnittliche N-Einsatz über Dünger für Mais im Corn Belt von 60 auf 120 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> (KEENEY, 1982). Bis in die 1980er Jahre stieg die weltweite Ausbringung auf etwa 80 Tg N in Form von Kunstdünger (SMIL 2002). Der größte Anteil des Kunstdüngers wurde in den Industrieländern verwendet, wo die Menge dann mehr oder weniger konstant blieb, während sie in den Entwicklungsländern drastisch anstieg (VITOUSEK et al., 1997). SOMMER et al. (2004) berichten sogar von einem rückläufigen Einsatz in Westeuropa, was auf eine strengere Umweltpolitik und eine effizientere N-Nutzung zurückzuführen ist. Dies kann eine Erklärung dafür sein, warum Studien für die 1990er Jahre immer noch von einem weltweiten Einsatz von synthetischem N-Dünger in Höhe von 80 bis 85 Tg ausgehen (SMIL 2002, 1999; VITOUSEK et al., 1997). Diese Spanne kann von BOUWMAN et al. (2013) bestätigt werden, die den

weltweiten Einsatz von synthetischem N-Dünger auf 83 Tg im Jahr 2000 schätzen. Zusammen mit 92 Tg N über Gülle, 39 Tg über biologische N-Fixierung und 35 Tg über Deposition (plus 5 bis 10 Tg über Blitzschlag (GALLOWAY et al., 2004; VITOUSEK et al., 1997)) ergibt dies einen Gesamteintrag von 256 Tg N (BOUWMAN et al. 2013). In den letzten 20 Jahren hat die Menge des weltweit eingesetzten synthetischen N-Düngers wieder zugenommen: HEFFER und PRUD'HOMME (2016) geben 101 Tg für die Saison 2007/2008 an, WAHMHOF (2012) errechnete eine durchschnittliche synthetische Düngung von 72 kg N ha<sup>-1</sup> im Jahr 2008, was 108 Tg ergibt (bei einer angenommenen Anbaufläche von ca. 1.500 Mio. ha (FAO, 2020)), LU und TIAN (2017) berichten von ca. 108 Tg im Jahr 2013, und HEFFER und PRUD'HOMME (2016) beziffern die gesamte globale N-Ausbringung über synthetische Dünger auf 110 Tg in der Saison 2013/2014.

Prognosen für 2050 gehen von relativ stabilen (104 Tg, BOUWMAN et al. 2013) bis erhöhten (165 Tg, GALLOWAY et al., 2004) N-Einträgen über Kunstdünger aus, aber von deutlich steigenden N-Einträgen über Gülle (139 Tg, BOUWMAN et al. 2013), biologische Fixierung (54 bzw. 50 Tg) und Deposition (49 bzw. 125 Tg) (BOUWMAN et al. 2013; GALLOWAY et al., 2004). Nach BOUWMAN et al. (2013) summiert sich der globale N-Eintrag auf Ackerland im Jahr 2050 auf 354 Tg, wenn man zusätzlich die 5 bis 10 Tg infolge von Blitzschlägen berücksichtigt (GALLOWAY et al., 2004; VITOUSEK et al., 1997). BOUWMAN et al. (2013) berechnen den globalen Gesamt-N-Eintrag in landwirtschaftlich genutzte Böden für 1900, 1950, 2000 und 2050 auf 61, 95, 256 bzw. 354 Tg. Für die gleichen Jahre nehmen sie an, dass der Entzug durch Ernte 34, 52, 110 bzw. 176 Tg N beträgt. Der Entzug durch die Ernte nimmt also zu, aber da der N-Eintrag noch stärker zunimmt, wird der Überschuss im Laufe der Zeit immer größer (27, 43, 146 bzw. 178 Tg N). Geht man von einem stationären Zustand des N-Bestandes im Boden aus (wie dies in vielen aktuellen Studien der Fall ist, z. B. CASSMAN et al., 2002, HÄÜBERMANN et al., 2019, VELTHOF et al., 2009), entspricht der Überschuss der Menge an N, die aus dem landwirtschaftlichen System in die Umwelt verloren geht.

Nach Analysen des Stockholmer Umweltinstitutes überschreitet der anthropogene Eingriff in den globalen Stickstoffkreislauf die Belastbarkeitsgrenzen der Erde um ein Vielfaches. Zu den wesentlichen Ursachen gehört die geringe Nutzungseffizienz des gedüngten Stickstoffs (NUE), die im weltweiten Durchschnitt nur zwischen 35 und 50 % liegt. Der nicht von den Kulturpflanzen aufgenommene und mit den Erträgen von den Feldern abgefahrene Stickstoff verbleibt in der Umwelt und belastet Gewässer und Klima. Deshalb müssen die Stickstoffverluste reduziert und die Stickstoffnutzungseffizienz erhöht werden.



## 1.2 Ziele des Vorhabens

Auch in Deutschland müssen die Stickstoff-Überschüsse und -Verluste im Pflanzenbau wesentlich vermindert werden, um deren negativen Umweltwirkungen (wie Eutrophierung, Versauerung, Erderwärmung) zu reduzieren. Daher sind alle Einflussmöglichkeiten zu prüfen und zu nutzen, die helfen, die NUE zu verbessern und N-Verluste zu reduzieren.

In Deutschland lagen die N-Überschüsse in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion (Flächenbilanz) im Mittel der Jahre von 2015 bis 2017 bei  $77 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Umweltpolitisches Ziel ist es, den N-Überschuss der landwirtschaftlichen Gesamtbilanz (der Flächenbilanz-Überschuss ist nur eine Teilgröße davon) im Mittel der Jahre 2028 bis 2032 auf  $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  zu senken.

Damit der Pflanzenbestand keinen N-Mangel erleidet, müssen die zugeführten Dünger maximal effizient ausgenutzt und dementsprechend die Verluste auf ein unvermeidbares Minimum reduziert werden. Dazu müssen die pflanzenbaulichen Bedingungen optimiert werden, also u. a. Zeitpunkt und Technik der Applikation, Düngeform und -menge, aber auch die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften.

In Übereinstimmung mit FAGERIA UND BALIGAR (2005) sehen wir einen Ansatz zur weiteren Steigerung der N-Effizienz und Verringerung von N-Verlusten in der Schaffung von für das Pflanzenwachstum optimalen chemischen und physikalischen Bodenbedingungen. Entscheidend ist dabei die bodenartsspezifisch optimale Bodenstruktur, denn sie verbessert die Nährstoffeffizienz, indem sie eine gleichmäßige, tiefgründige Durchwurzelung des Bodens fördert, die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens erhöht, reduktive Bodenzonen, die zu Stickstoffverlusten führen, minimiert und auch erosionsbedingte Nährstoffausträge verringert. Da neben der organischen Bodensubstanz der „Kalkzustand“ des Bodens für den Aufbau und die Stabilität der Bodenstruktur entscheidend ist, soll die Untersuchung und Quantifizierung der Wirkung von Kalkung auf die N-Effizienz und die Minderung von Stickstoffdüngungsverlusten im Mittelpunkt unseres Vorhabens stehen. Zwar wurden die Effekte der Kalkung auf die Nährstoffverfügbarkeit und Bodenstruktur bereits grundlegend untersucht, und auch die Themenkomplexe Stickstoffeffizienz und -verluste häufig bearbeitet; eine ganzheitliche Betrachtung der vielseitigen Berührungspunkte der Kalkwirkungen (chemisch, physikalisch und biologisch) auf Strukturbildung sowie Stabilität des Bodens und dessen N-Dynamik liegt bisher jedoch nicht vor. Auch eine Quantifizierung der N-Düngungsverluste bei unterschiedlicher Kalkversorgung und Bodenstruktur mittels neuer, innovativer Methoden wird neue Erkenntnisse zu dieser aktuellen Thematik ergeben.

Unser Vorhaben soll neben grundlegenden Erkenntnissen auch die wissenschaftliche Begründung für eine fundierte Fachberatung zur standortsspezifisch optimierten Kalkversorgung von Ackerböden liefern. Wir streben damit eine Neudefinition des optimalen Kalkzustandes unter integrativer Berücksichtigung von Nährstoff- (insbesondere N) und Wasserverfügbarkeit sowie Aspekten des Bodenschutzes an.

Letztlich zielt das Vorhaben darauf ab, durch Optimierung des Kalkzustandes der Ackerböden einen konkreten und substanziellen Beitrag zur Lösung des Problems des N-Bilanzüberschusses und der N-Düngungsverluste zu liefern. Um einen Wissensgewinn zu erzielen, der nah an der landwirtschaftlichen Praxis ist, und um die neuen Erkenntnisse anschließend auch zu vermitteln, wurden die durchgeführten Arbeiten eng mit den Landwirtschaftskammern von Schleswig-Holstein und Nordrhein Westfalen dem „Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen“ und der „Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft“ abgestimmt.

Die positiven Auswirkungen einer Kalkung auf den Boden als Pflanzenstandort sind heute in vielen Details umfassend erforscht: Während die vielfach nachgewiesene, ertragssteigernde Wirkung der Kalkung auf leichten Böden (POHLMAN, 1946; DAHIYA UND SINGH, 1982; HORSNELL, 1984; PAGANI UND MALLARINO, 2012) auf die Verbesserung des Wasser- und Nährstoffhaushaltes (EDMEADES et al., 1986; WHEELER, 1997, 1998) und die Festlegung toxisch wirkender Elemente (GRAY et al., 2006) zurückgeführt werden, wirkt eine Kalkung auf schweren Böden zusätzlich und vor allem strukturbildend und –stabilisierend

(SCHACHTSCHABEL UND HARTGE, 1958). Gerade in tonreichen Böden können deshalb durch eine Kalkung sowohl die Stabilität gegenüber mechanischer Beanspruchung (beispielsweise durch das Befahren mit schweren Maschinen) erhöht als auch die Wasserinfiltration und Wasserspeicherung des Bodens sowie seine Durchlüftung durch Schaffung eines stabilen und kontinuierlichen Porensystems verbessert werden. Die dabei im Einzelnen ablaufenden Prozesse und induzierten Wirkungen sind in zahlreichen Arbeiten nachgewiesen worden (z.B. FIEDLER UND BERGMANN, 1955; SCHACHTSCHABEL UND HARTGE, 1958; HARTGE, 1959; SCHEFFER et al., 1963; HARTGE UND ELLIES, 1977; BEESE et al., 1979; GOULDING UND BLAKE, 1998; HAYNES UND NAIDU, 1998; STÖVEN UND SCHNUG, 2005; CHAPLAIN et al., 2011; CUISINIER et al., 2011; BRIEDIS et al., 2012; STOLZ et al., 2012; CHENG et al., 2013; LARINK UND JOSCHKO, 2014; CHAU et al., 2014; PARADELO et al., 2015; und viele andere).

Auf der Grundlage dieses Wissens und vieler landwirtschaftlicher Praxisversuche zur Ertragsoptimierung stehen heute bodenartenspezifische, nach den Bodennutzungssystemen differenzierende Kalkungsempfehlungen zur Aufrechterhaltung der optimalen Bodenreaktion zur Verfügung. Diese sind für die Landwirtschaft seit 2000 in dem VDLUFA-Standpunkt „Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden“ zusammengefasst, wobei vornehmlich auf die Ertragswirkung und weniger auf Umwelt- oder Bodenschutzaspekte geachtet wurde. Vor diesem Hintergrund erstaunlich und kaum zu verstehen ist jedoch der vielfach unbefriedigende Kalkzustand vieler Ackerböden in Deutschland. Bereits 1999 wiesen Herms und Horns in ihrem Bericht zum „Kalkzustand der Böden in Schleswig-Holstein“ darauf hin, dass – verglichen mit den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer – auf 70 % der Flächen des Landes zu wenig Kalk appliziert wird. Die anhaltende Unterversorgung von Ackerböden mit Kalk von 40 – 50 % wird auch von LAUSEN UND GOSCH (2012) für Schleswig-Holstein sowie von JACOBS (2012) für Nordrhein-Westfalen bestätigt.

Zahlen der Bundesgütegemeinschaft Kompost zufolge ist der durchschnittliche jährliche Kalkeinsatz seit den 90er Jahren von 210 auf 150 kg CaO ha<sup>-1</sup> gesunken. Der tatsächliche Kalkbedarf liegt laut Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen jedoch gar bei 320 kg CaO ha<sup>-1</sup>, woraus sich ein Defizit von 170 kg CaO ha<sup>-1</sup> ergibt (Bundesgütegemeinschaft Kompost, 2008). Verschiedene Untersuchungen, welche in den letzten Jahren auf diversen Ackerstandorten durchgeführt wurden, zeigten die Folgen der fehlenden Kalkung: Jeweils etwa ein Drittel der Böden liegt in den Kalk-Versorgungsstufen A und B, also im Mangelbereich (JACOBS, 2012, Kolbe, 2012). Bei regionalen Betrachtungen kann dieser Anteil auf bis über drei Viertel der Flächen ansteigen (Grunert, 2014). Den Ausführungen von JACOBS (2012) folgend, existieren auch bei einer Langzeitbeobachtung der Versorgungszustände kaum Unterschiede zwischen den Einzeljahren. Daraus ist zu schließen, dass sich eine Verbesserung der Gesamtsituation ohne neue überzeugende Versuchsergebnisse nicht andeutet.

Diese Zustandsberichte aus der Praxis zeigen das Potential unseres lösungsorientierten Vorhabens. Wenn mit neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen gezeigt werden kann, dass durch Optimierung der Bodenstruktur und des Kalkzustandes die N-Nutzungseffizienz spürbar verbessert wird, wird ein signifikanter Beitrag zum Schutz der Umwelt vor übermäßiger Belastung mit N aus landwirtschaftlichen Systemen geleistet. Ein wichtiger Aspekt ist zudem die realistische und einfache Übertragung der Ergebnisse in die Praxis.

Wir gehen davon aus, dass die bisherige Diskrepanz zwischen dem gesicherten Wissen um den Nutzen der Kalkung und deren unbefriedigender praktischer Anwendung teilweise darauf zurückzuführen ist, dass Kalkmangel bedingte Ertragsrückgänge durch erhöhten Einsatz anderer Betriebsmittel (N-, P-Dünger, Pflanzenschutzmittel) kompensiert werden, und dass erosionsbedingte Verluste an Bodenfruchtbarkeit nicht unmittelbar, sondern erst zeitverzögert sichtbar werden.

Vor diesem Hintergrund erscheint es wichtig und lohnend, die Zusammenhänge zwischen dem Kalkzustand des Bodens, der Bodenstruktur, seiner Verdichtungs- und Erosionsgefährdung sowie der Effizienz von Dünger-N unter heutigen Klima- und Bewirtschaftungsbedingungen zu quantifizieren und zu bewerten sowie

die Ergebnisse in praktikabler Form der Landwirtschaft zur Verfügung zu stellen. Letztlich kann dies zu einer Neudefinition der Ziele der Kalkung und möglicherweise auch der empfohlenen Kalkmengen führen. Dabei sind neben der Bodenreaktion (pH-Wert) vor allem die Aspekte der Strukturstabilität mit ihren Implikationen für den Nährstoffhaushalt und den nachhaltigen Boden- und Umweltschutz zu integrieren. Damit kann schließlich der Beitrag der bodenartsspezifisch optimalen Kalkversorgung für die gute fachliche Praxis im Ackerbau konkret bewertet werden.

### 1.3 Arbeitshypothesen

- (1) Die Optimierung der Kalkversorgung verbessert die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens. Dies betrifft sowohl die Nährstoff- als auch die Wasserverfügbarkeit. In Folge dessen steigen die Erträge.
- (2) Kalkung kann aufgrund der Steigerung der primärproduktion die Humusvorräte der Böden erhöhen. Gleichzeitig wird aber auch der mikrobielle Abbau der organischen Bodensubstanz durch Kalkung gefördert. Die Netto-Wirkung der Kalkung auf den Humusvorrat ist abhängig von den jeweiligen spezifischen Standortbedingungen. Mit unserer Arbeit soll ein Beitrag zu dieser Frage geleistet werden, indem die kurz- (Anstoß der Mineralisierung?) und mittelfristigen Auswirkungen der Kalkung auf den Humusvorrat unter verschiedenen Bodenbedingungen untersucht werden. Aufgrund der erwarteten Zunahme der Aggregatstabilität durch Kalkung wird angenommen, dass ein größerer Anteil der organischen Bodensubstanz durch Einschluss in Bodenaggregaten physisch vor Abbau geschützt wird.
- (3) Kalkung reduziert die Stickstoffverluste und verbessert dadurch die NUE.

Bezüglich der Ausgasung von Ammoniak gehen wir davon aus, dass der Einfluss der Kalkung gering ist, da sich gegensinnige Prozesse aufheben: Die Kalkung erhöht den pH-Wert des Bodens, was die  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung fördert. Andererseits kann aufgrund der steigenden Kationenaustauschkapazität mehr  $\text{NH}_4^+$  gebunden werden, was zu einer geringeren  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung führt.

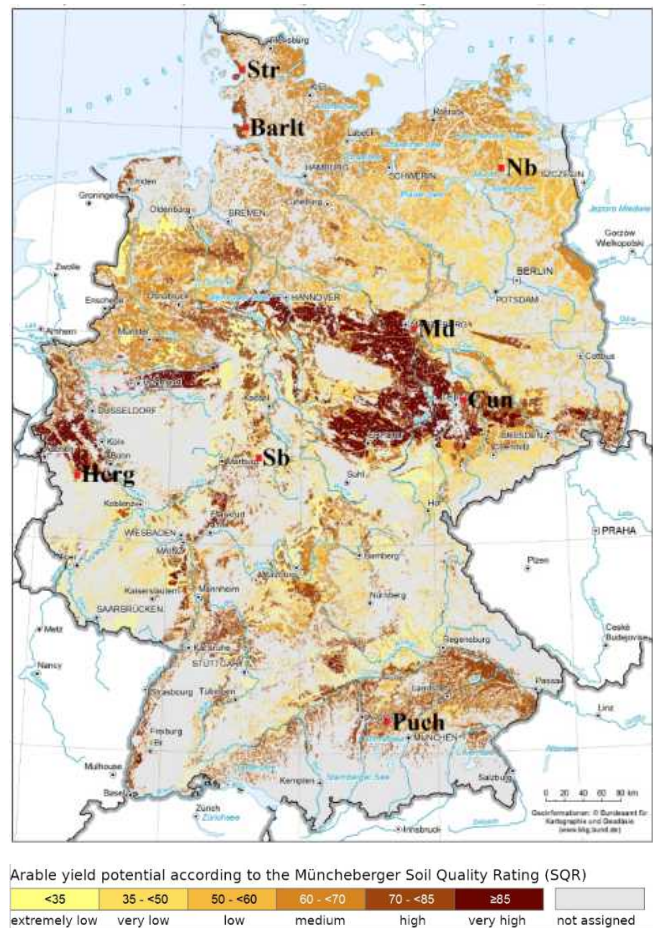
Die durch Kalkung optimierte Bodenstruktur sorgt für eine bessere Durchlüftung der Böden, sodass Denitrifikationsverluste verringert werden. Dadurch sinken auch die Emissionen von Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Außerdem begünstigt ein erhöhter pH-Wert des Bodens die Expression von  $\text{N}_2\text{O}$ -Reduktase, wodurch das Verhältnis von  $\text{N}_2\text{O}$  zu  $\text{N}_2$  sinkt. Dies verringert zwar nicht unbedingt den gesamten N-Verlust, ist aber ein Vorteil für die Umwelt, da  $\text{N}_2$  kein Treibhausgas ist, im Gegensatz zu  $\text{N}_2\text{O}$ .

Die Kalkung führt zu einer Verbesserung der Bodenstruktur, was eine gleichmäßige und tiefe Durchwurzelung fördert. Da die Auswaschung von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) vor allem aus schlecht oder gar nicht durchwurzelten Bodenbereichen erfolgt, gehen wir von einer Verringerung der Nitrat auswaschung als der Kalkung aus.

## 2 Durchgeführte Arbeiten

### 2.1 Standorte, Böden, Klima

Um die zuvor genannten Hypothesen zu untersuchen und die beschriebenen Ziele zu erreichen, wurden praxisnahe Feldversuche auf sieben Versuchsflächen in ganz Deutschland angelegt. Die Böden der Versuchsflächen sollten hohe Tongehalte aufweisen und kalkbedürftig sein. Die Flächen liegen überwiegend auf Standorten mit hohen Ertragspotentialen (Abb. 1).



**Abbildung 1:** Ertragspotenzial der deutschen Ackerböden mit Lage der Versuchsstandorte ("Str" = Struckum, "Barlt", "Md" = Magdeburg, "Nb" = Neubrandenburg, "Herg" = Hergarten, "Sb" = Schrecksbach, "Puch", "Cun" = Cunnersdorf); überarbeitete Darstellung aus BGR (2006).

Da sich die schließlich ausgewählten Standorte von Schleswig-Holstein bis Bayern erstrecken, werden unterschiedliche Boden- und Klimabedingungen berücksichtigt. Tabelle 1 informiert über die Lage und die Böden der Standorte, Tabelle 2 zeigt die Klimadaten. Die Klimadaten wurden für jeden Versuchsstandort von der nächstgelegenen Wetterstation des DWD (2020) übernommen, auch die für die Modellierung mit Expert-N benötigten Tagesdaten.

**Tabelle 1:** Koordinaten der Versuchsstandorten, Bodentypen nach *World Reference Base of Soils* (WRB) sowie Textur und Humusgehalte (Corg) der Böden.

Standort	Koordinaten	Bodentyp (WRB)	Tiefe/Horizonte	Textur (S-U-T) [%]	Corg [%]
Struckum	54°35'53"N, 8°57'56"E	Haplic Gleysol	0-30 cm: Ap	28 – 63 – 9	1.4
			30-70 cm: Go	22 – 68 – 10	1.1
			70-90 cm: Gro	25 – 66 – 9	1.0
Barlt	54°01'43"N, 9°05'15"E	Haplic Gleysol	0-27 cm: Ap	45 – 50 – 5	3.3
			27-90 cm: Gor	30 – 61 – 9	2.7
Magdeburg	52°05'46"N, 11°40'51"E	Eutric Gleyic Cambisol	0-30 cm: Ap	32 – 42 – 26	1.7
			30-60 cm: Go-Bv	31 – 36 – 33	1.0
			60-90 cm: Go	20 – 24 – 56	0.4
Neubrandenburg	53°34'36"N, 13°12'52"E	Haplic Luvisol	0-30 cm: Ap	11 – 25 – 64	0.7
			30-40 cm: Al	12 – 26 – 62	0.5
			40-90 cm: Bt	17 – 23 – 60	0.2
Hergarten	50°36'60"N, 6°33'49"E	Stagnic Luvisol	0-30 cm: Ap	13 – 37 – 50	1.2
			30-65 cm: Bt	17 – 43 – 40	1.2
			65-90 cm: (Bt)Sw	17 – 48 – 35	0.3
Schrecksbach	50°49'25"N, 9°14'54"E	Stagnic Cambisol / Stagnic Anthrosol	0-30 cm: Ap	24 – 69 – 7	1.4
			30-80 cm: Sw	31 – 59 – 10	0.4
			80-90 cm: Sd	35 – 48 – 17	0.3
Puch	48°16'13"N, 11°14'16"E	Eutric Cambisol	0-28 cm: Ap	14 – 28 – 58	1.1
			28-80 cm: Bv	15 – 26 – 59	0.5
			80-90 cm: Bv2	14 – 20 – 66	0.2
Cunnersdorf	51°21'42"N, 12°33'22"E	Hypereutric Luvic Retic Stagnosol	0-30 cm: Ap	11 – 45 – 44	0.8
			30-36 cm: Bt+Ael-Sw	13 – 27 – 60	0.2
			36-65 cm: Bt-Sw	17 – 17 – 66	0.1
			65-90 cm: Bt-Sd	21 – 18 – 61	0.1

**Tabelle 2:** Niederschläge (NS) und Jahresmitteltemperaturen (T) auf den Versuchsstandorten in den Jahren von 2017 bis 2020.

Standort	2017		2018		2019		2020	
	T [°C]	NS [mm]	T [°C]	NS [mm]	T [°C]	NS [mm]	T [°C]	NS [mm]
Struckum	9.4	796	9.5	951	10.2	664	10.2	1,011
Barlt	9.7	639	10.0	926	10.7	551	10.5	771
Magdeburg	10.7	391	11.0	475	11.8	410	11.5	453
Neubrandenburg	9.3	614	9.6	543	10.8	326	10.4	529
Hergarten	9.1	468	8.9	752	9.6	641	9.5	770
Schrecksbach	9.2	466	9.4	849	10.2	521	10.0	667
Puch	9.1	620	9.7	765	9.9	684	9.9	698

## 2.2 Anlage und Durchführung der Feldversuche

Abbildung 2 zeigt beispielhaft ein Luftbild des Magdeburger Versuchsstandortes, eingebettet in ein praktisch bewirtschaftetes Feld, einschließlich der jeweiligen Anordnung der verschiedenen Parzellen.

Die pH-Werte der Böden (gemessen in  $\text{CaCl}_2$  zur Bestimmung des Kalkbedarfs), das Datum des Versuchsbeginns (Herbst 2016 bzw. Frühjahr 2017), die ausgebrachte Kalkmenge sowie die Art der Einarbeitung in den Boden sind in Tabelle 3 aufgeführt.

**Tabelle 3:** Boden-pH-Werte vor Versuchsbeginn, Datum der Kalkung, ausgebrachte Kalkmenge (angegeben in  $\text{dt CaO ha}^{-1}$ ) sowie Gerät und Tiefe (in cm) der Kalkeinarbeitung an den sieben Versuchsstandorten (CL1 = empfohlene Kalkgabe nach VDLUFA, CL 1.5 = empfohlene Kalkgabe x 1,5).

Standort	Boden-pH-Wert	Datum Kalkung	Menge [dt CaO / ha <sup>-1</sup> ]		Kalkeinarbeitung	
			CL 1	CL 1.5	Gerät	Tiefe [cm]
Struckum	5.0	25.08.2016	80	120	Pflug	30
Barlt	6.1	26.08.2016	36	54	Scheibenegge	10
Magdeburg	6.0	04.04.2017	30	45	Grubber	5
Neubrandenburg	5.8	06.04.2017	25	37.5	Scheibenegge	12
Hergarten	4.8	13.10.2016	50	75	Grubber	18
Schrecksbach	5.3	03.04.2017	98	147	Kreiselegge	8
Puch	5.3	24.10.2016	70	105	Kreiselegge	9

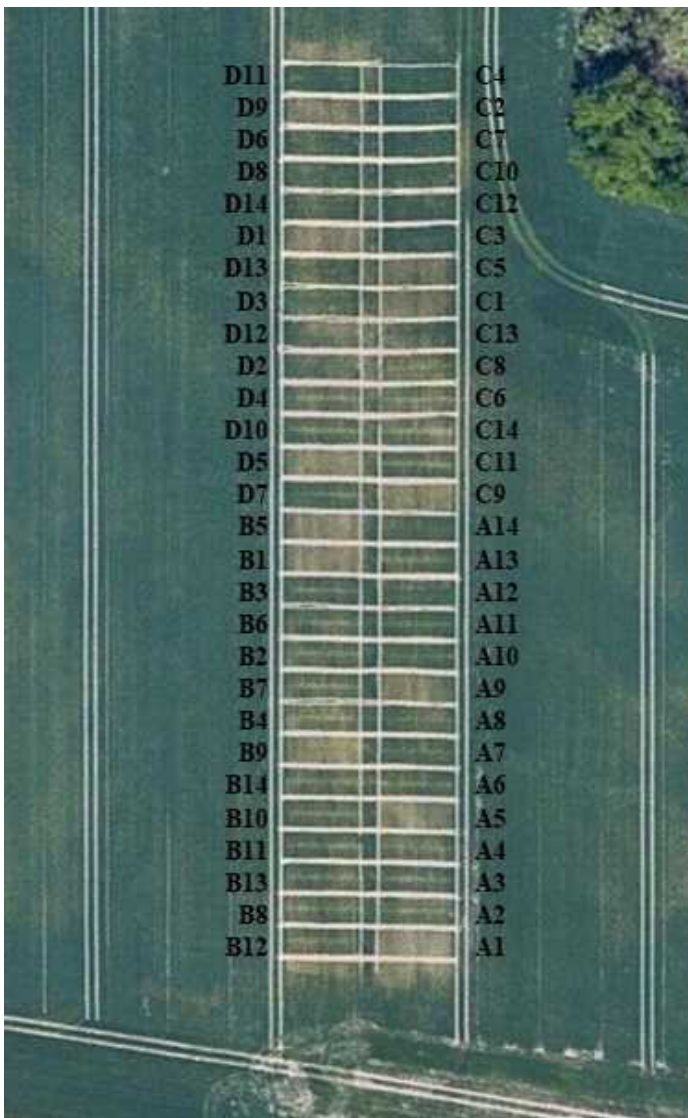
In Struckum betrug die empfohlene Menge  $121 \text{ dt CaO ha}^{-1}$ . Da die Landwirtschaftskammer des jeweiligen Bundeslandes (Schleswig-Holstein) jedoch empfiehlt, eine Menge von  $80 \text{ dt CaO ha}^{-1}$  bei einer einzigen Anwendung nicht zu überschreiten, wurden die Mengen angepasst, indem  $80 \text{ dt CaO ha}^{-1}$  in der CL 1-Behandlung ausgebracht wurden, so dass die empfohlene Menge zumindest (fast) in der CL 1,5-Behandlung ausgebracht wurde. Ähnliche Anpassungen mussten in Hergarten vorgenommen werden, wo die Empfehlung lautete, eine einzelne Kalkdosis von mehr als  $75 \text{ dt CaO ha}^{-1}$  zu vermeiden. Um die Versuche konsistent zu halten, wurde der recht hohe Gehalt an organischer Substanz in Barlt bei der Ermittlung des Kalkbedarfs nicht berücksichtigt.

Für den Prüffaktor „Kalk“ wurden folgende Stufen untersucht: Kalk-0 „NL“ (Kontrolle, keine Kalkung), Kalk-I „CL1“ (Kalkung nach VDLUFA-Standpunkt „Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden“, 2000) sowie Kalk-II „CL1.5“ (Kalkung nach VDLUFA \* 1,5). Es wurden praxisübliche, feinvermahlene Kohlensäure Kalke eingesetzt. Auf den Standorten mit den schwersten Böden (Struckum,



Barlt und Puch) wurden zusätzlich zu den Testparzellen mit kohlenstoffreichem Kalk auch noch Parzellen mit Branntkalk angelegt (BL 1 = nach VDLUFA, BL 1,5 = nach VDLUFA x 1,5).

Für den Prüffaktor „Stickstoff“ wurden folgende Stufen untersucht: N0 (Nullvariante), N100 (bedarfsgerechte Düngung nach  $N_{\min}$ -Untersuchung), N80 (wie N100, abzüglich 20 %), N120 (wie 100, zuzüglich 20 %). Die N-Stufen entsprechen denen, die in der landwirtschaftlichen Versuchspraxis üblich sind. Sie wurden in enger Abstimmung mit den beteiligten Landwirtschaftskammern Schleswig-Holstein und Nordrhein-Westfalen festgelegt. Die Feldexperimente wurden mit vierfacher Wiederholung der einzelnen Behandlungen vollständig kreuzklassifiziert angelegt und liefen von 2017 bis 2020 über insgesamt vier Vegetationsperioden. Damit wurden je Standort insgesamt 48 (in Neubrandenburg, Hergarten und Schrecksbach) bzw. 56 (in Struckum, Barlt, Puch und Magdeburg) Parzellen angelegt. Die Größe der Parzellen betrug je nach den Gegebenheiten und Möglichkeiten vor Ort zwischen 60 (6 m x 10 m) und 108 (6 m x 18 m) m<sup>2</sup>. Abbildung 2 gibt am Beispiel der Versuchsanlage Magdeburg einen Überblick.



**Abbildung 2:** Luftbild der Magdeburger Versuchsanlage, auf der 2018 Winterweizen angebaut wurde (bearbeitet, Screenshot aus Google Maps (2021)). Die Abbildung zeigt auch die Anordnung der verschiedenen Parzellen, wobei A, B, C und D die vier Wiederholungen pro Behandlung und die Zahlen 1 bis 14 die Behandlungen darstellen (1 = NL / N 0, 2 = NL / N 100, 3 = NL / N 120, 4 = NL / N 80, 5 = CL 1 / N 0, 6 = CL 1 / N 100, 7 = CL 1 / N 120, 8 = CL 1 / N 80, 9 = CL 1,5 / N 0, 10 = CL 1,5 / N 100, 11 = CL 1,5 / N 120, 12 = CL 1,5 / N 80, 13 = CL 1 / N 100 (Harnstoff), 14 = CL 1,5 / N 100 (Harnstoff)).

Die Versuche wurden in Zusammenarbeit mit Landwirten und professionellen Versuchsanstellern durchgeführt. Letztere führten auch die Kalkung zu Beginn der Versuche sowie die routinemäßige Messungen des im Boden verfügbaren mineralischen Stickstoffs zu Beginn jeder Vegetationsperiode und nach der N-Düngung durch. Außerdem führten sie die Düngung mit anderen Nährstoffen als N (insbesondere P, K und Schwefel (S)) nach entsprechender Bodenuntersuchung durch. Alle Versuche waren in praxisüblich bewirtschaftete Flächen eingebettet, so dass auch andere Maßnahmen als Kalkung und Düngung (z. B. Bodenbearbeitung, Aussaat und der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln) praxisüblich durchgeführt wurden.

Eine Auflistung der Feldarbeiten (Bodenbearbeitung, Aussaat, Art und Menge der N-Düngung, Erntetermin) für jeden Versuchsstandort und jedes Jahr, die im Untersuchungszeitraum (von Herbst 2016 bzw. Frühjahr 2017 bis Sommer 2020) erfolgten, sind der Dissertation von van Husen zu entnehmen.

Darüber hinaus wurde ein bereits bestehender Versuch in Cunnersdorf bei Leipzig genutzt, um herauszufinden, wie sich eine Kalkung langfristig auf den Humusgehalt der Böden und die Wasserstabilität der Bodenaggregate auswirken könnte. Dieser Versuch wurde bereits 1996 angelegt. Zu Beginn wurde in fast jedem Jahr Kalk ausgebracht. Ab 2002 wurde der Kalk alle drei bis vier Jahre ausgebracht in der nach Bodenuntersuchung nötigen Menge. Die letzte Kalkung fand im Herbst 2014 statt. Es wurden  $15 \text{ dt CaO ha}^{-1}$  ausgebracht wurden. Vergleichbar mit den anderen Versuchen gibt es auch im Langzeitversuch in Cunnersdorf eine NL-Behandlung sowie Behandlungen, bei denen gebrannter (CaO) bzw. kohlensaurer ( $\text{CaCO}_3$ ) Kalk ausgebracht wird. Außerdem gibt es auch eine Behandlung, bei der Mg-haltiger Kalk eingesetzt wird. Die Charakterisierung für den Langzeitversuchsstandort in Cunnersdorf wurde freundlicherweise von der SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH zur Verfügung gestellt (Büro für Bodenkunde und SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH, 2017).

## 2.3 Messungen

### 2.3.1 Probenentnahme

Im Frühjahr und Frühsommer 2017 wurden einmalig Bodenproben für eine grundlegende Charakterisierung genommen, um einen Einblick in die Ausgangssituation zu erhalten. Dazu wurden an jedem Standort Bodenprofile angelegt. Um erste kurzfristige Effekte der Kalkung zu erfassen, erfolgten die nächsten Probenahmen im Sommer bzw. Herbst 2017 und zwar auf allen Versuchspartzen. In den beiden folgenden Jahren fand die Probenahme im Frühjahr statt. Ausnahmen wurden für Struckum und Barlt gemacht, da diese Versuche im Frühjahr 2018 aufgrund von Starkregen überflutet wurden. Der ursprüngliche Plan für 2020 sah ebenfalls eine Probenahme im Frühjahr vor, die jedoch aufgrund der Pandemie bis August verlängert werden musste. In Hergarten, Schrecksbach und Puch wurden, ebenfalls aufgrund pandemiebedingter Verzögerungen, nur Proben für chemische Untersuchungen genommen. Die Termine aller Probenahmen sind in Tabelle 4 ersichtlich.

**Table 4:** Datum der jeweiligen Probenahmen auf den verschiedenen Standorten (in den Zellen, in denen zwei Daten eingetragen sind gilt das obere für die Beprobung zur chemischen, das untere zur bodenphysikalischen Untersuchung).

Standort	Grundkennzeichnung	1. Probenahme	2. Probenahme	3. Probenahme	4. Probenahme
Struckum	18.05.2017	31.07.2017	09.10.2018	28.03.2019	03.06.2020 11.05.2020
Barlt	–	08.08.2017	13.08.2018	02.04.2019	04.06.2020 13.05.2020
Magdeburg	11.05.2017	10.10.2017	11.04.2018	11.03.2019	16.03.2020 26.05.2020
Neubrandenburg	10.05.2017	17.10.2017	09.04.2018	12.03.2019	27.05.2020
Hergarten	19.04.2017	25.07.2017	20.04.2018	07.04.2019	17.08.2020
Schrecksbach	21.04.2017	20.07.2017	22.04.2018	09.04.2019	19.08.2020
Puch	03.05.2017	18.07.2017	24.04.2018	11.04.2019	28.07.2020

Soweit nicht anders beschrieben, wurden die Proben zur Bestimmung der Bodenparameter alle aus den oberen 30 cm der N 100-Behandlung innerhalb der jeweiligen Kalkbehandlung (NL / N 100, CL 1 / N 100 und CL 1,5 / N 100, teilweise zusätzlich BL 1 / N 100 und BL 1,5 / N 100) entnommen.

Für chemische Untersuchungen ( $C_{\text{org}}$ -Konzentration, Boden-pH, Gehalt an mineralischem N, Konzentration an pflanzenverfügbarem P und K, S-Wert, KAK) wurden gestörte Bodenproben mit einem  $N_{\text{min}}$ -Bohrer entnommen. Dazu wurden 15 bis 20 Einstiche pro Parzelle vorgenommen, um eine Mischprobe zu erhalten. Wenn der Gehalt an mineralischem N gemessen werden sollte, wurden die Proben unmittelbar nach der Entnahme eingefroren. Für die physikalischen Untersuchungen, die die Arbeitsgruppe Horn durchführte,

wurden natürlich gelagerte Proben entnommen (Porengrößenverteilungsanalyse einschließlich der Bestimmung des Gesamtporenvolumens, der Luftkapazität, der pflanzenverfügbaren Wasserkapazität und der Feinporen = nicht pflanzenverfügbares Wasser, außerdem Schüttdichte und gesättigte Wasserleitfähigkeit, schließlich auch Luftdurchlässigkeit und mechanische Parameter einschließlich Kohäsion, innerer Reibungswinkel und Bodenvordruckspannung). Die Ergebnisse der bodenphysikalischen Untersuchungen sind im Abschlussbericht der AG Horn dargestellt.

An einigen Standorten wurden Bodenproben zur Messung der Wasserstabilität von Makroaggregaten (Struckum, Barlt, Magdeburg, Neubrandenburg, Puch, Cunnersdorf) sowie der Fraktionierung von organischem Material, das in Bodenaggregate eingeschlossen ist (Struckum, Barlt, Magdeburg, Neubrandenburg, Cunnersdorf), entnommen. Dazu wurde mit Hilfe eines Spatens ein Bodenblock gewonnen. Die Seiten des Blocks wurden vorsichtig mit der Hand abgebrochen, um zur Mitte des Blocks zu gelangen. Ziel war es, von dort krümeliges Material zu erhalten, das möglichst wenig äußeren Kräften ausgesetzt war.

Die Ernte zur Bestimmung der Erträge und der N-Entzüge wurden mit Parzellenmähdreschern durchgeführt. Einige wenige Ausnahmen mussten gemacht werden, da z.B. 2017 in Hergarten (Winterweizen) kein Parzellenmähdrescher zur Verfügung stand, so dass die Ernte von Hand durchgeführt werden musste. Dazu wurde das gesamte oberirdische Erntegut auf einem Meter Länger in einer Höhe von ca. 10 cm abgeschnitten. Dies wurde pro Parzelle dreimal wiederholt, so dass sich eine geerntete Fläche von 0,375 m<sup>2</sup> pro Parzelle ergab. Anschließend wurde das Material getrocknet und die Körner wurden mit einem stationären Mähdrescher vom Stroh getrennt. Nach dem Wiegen des Ernteguts und der Ernterückstände konnte der Ertrag pro ha hochgerechnet werden. Beim Anbau von Grünhafer auf dem Versuchsstandort Struckum im Jahr 2018 wurde genauso verfahren, wobei eine Trennung zwischen Korn und Stroh nicht notwendig war, da in der Praxis der gesamte oberirdische Bestand als Futtermittel genutzt wurde. Da in Magdeburg 2017 Zuckerrüben angebaut wurden, mussten diese ebenfalls von Hand geerntet werden. Dazu wurden die Zuckerrüben mit Hilfe eines Spatens über eine Strecke von 3,7 m entlang der Reihe aus dem Boden gegraben. Dies wurde pro Parzelle sechsmal wiederholt, so dass bei einem Reihenabstand von 45 cm insgesamt eine Fläche von etwa 10 m<sup>2</sup> geerntet wurde (0,45 m x 3,7 m x 6 ≈ 10 m<sup>2</sup>). Die Blätter der Pflanzen wurden von den Rüben entfernt und im Folgenden vernachlässigt. Mit Hilfe einer Zuckerrübenfabrik (Nordzucker AG, Klein Wanzleben) konnte das Gewicht der geernteten Zuckerrüben bestimmt werden, was eine Hochrechnung des Ertrages pro ha ermöglichte. Außerdem wurde der Trockensubstanzgehalt bestimmt sowie zwei Aliquots pro Parzelle für weitere Messungen hergestellt. Schließlich konnten zwei Ernten nicht durchgeführt werden, da der Mais in Neubrandenburg 2017 durch einen Sturm zerstört wurde und das Wachstum und die Entwicklung der Sommergerste in Magdeburg zu schlecht war, um 2020 verlässliche Zahlen zu liefern.

### **2.3.2 Untersuchungen im Labor**

Aus den gestörten Bodenmischproben wurden die Korngrößenverteilung, der Gehalt an Gesamt- und organischem C, der Gesamt- sowie der Mineral-N-Gehalt, der pH-Wert des Bodens, der Gehalt an pflanzenverfügbarem P und K, der S-Wert und der KAK bestimmt. Nachdem die Proben luftgetrocknet und auf ≤ 2 mm gesiebt worden waren, wurde zur Bestimmung der Korngrößenverteilung ein Sieb- und Pipettenverfahren nach DIN ISO 11277 (2002) eingesetzt. Die Konzentrationen von Gesamt- und organischem C sowie der Gesamt-N-Gehalt wurden mittels CNS-Analysator (Modell "Vario EL III", Firma "Elementar") bestimmt. Zunächst wurden die Gesamt-C- und N-Konzentrationen in der luftgetrockneten, gesiebten und gemahlten Probe gemessen. Anschließend wurden die Proben in einem Muffelofen auf 550 °C erhitzt, um die organische Substanz zu zerstören. Nachdem die C-Konzentration der Probe erneut bestimmt worden war, konnte die Konzentration an organischem C berechnet werden, indem die Zahl der zweiten Messung von der Gesamt-C-Konzentration abgezogen wurde. Dieses Verfahren basiert auf DIN ISO 10694 (1996) bzw. DIN ISO 13878 (1998), allerdings wurde die organische Substanz durch Erhitzen statt der

anorganische C mit Salzsäure (HCl) zerstört. Der Gehalt an mineralischem N wurde in Proben mit aktueller Bodenfeuchte durch Extraktion von  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$  mit  $\text{CaCl}_2$  bestimmt. Nach der Extraktion wurden die Mengen in der Lösung mittels Durchflussanalyse (Modell "AA3", hergestellt von der Firma "Seal Analytical") gemessen. Dieses Verfahren entspricht der DIN EN 19746 (2005).

Die pH-Werte wurden in 0,01 molarer (M)  $\text{CaCl}_2$ -Lösung gemessen, mit einem Verhältnis von 1 (Boden) zu 5 ( $\text{CaCl}_2$ ) gemäß DIN EN 15933 (2012). Zur Bestimmung der Konzentration von pflanzenverfügbarem P und K wurden die luftgetrockneten Proben mit einer gepufferten Lösung aus Kalziumacetat, Kalziumlactat und Essigsäure geschüttelt. Anschließend wurden die Konzentrationen von P und Kalium (K) in der Lösung mittels optischer Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (Modell "iCAP 6300 duo", Firma "ThermoFisher Scientific") gemessen. Dieses Verfahren entspricht der VDLUFA A 6.2.1.1 (VDLUFA, 1991). Zur Bestimmung des S-Wertes wurden die Kationen  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  in 0,1 M Bariumchlorid ( $\text{BaCl}_2$ )-Lösung extrahiert und in einem Atomabsorptionsspektrometer (Modell "Atom Absorptions Spectrometer S Series", Firma "Thermo Electron Corporation") quantifiziert. Um Informationen über den Säuregehalt zu erhalten, wurden  $\text{H}^+$  und  $\text{Al}^{3+}$  über Kaliumchlorid (KCl) desorbiert, ihre Konzentrationen wurden schließlich durch Titration bestimmt. Die Summe der austauschbaren Kationen ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ) ergibt die effektive KAK. Um die potenzielle KAK zu erhalten, wurde der pH-Wert in Kalziumacetat gemessen und der jeweilige H-Wert zum S-Wert addiert (MEYER UND BURGER, 2010). Dieses Verfahren orientiert sich an der DIN ISO 11260 (2018).

Zur Bestimmung der Wasserstabilität von Makroaggregaten sowie zur Fraktionierung der organischen Substanz wurde das so gewonnene krümelige Material mit möglichst geringer Einwirkung von außen verwendet. Zur Beurteilung der Belastbarkeit von Makroaggregaten gegenüber Befeuchtung (= Wasserstabilität von Makroaggregaten) wurde eine Methode verwendet, die im Wesentlichen mit der von MURER et al. (1993) beschriebenen vergleichbar ist: 4 g Probenmaterial mit einem Feuchtegehalt, der 70 % der Feldkapazität entspricht, wurden in ein Sieb mit einer Maschenweite von 250  $\mu\text{m}$  eingewogen. Mit Hilfe eines Nasssiebgeräts (Firma "Eijkelkamp") wurden die Proben wiederholt in destilliertes Wasser getaucht. Das Material, das durch das Sieb ging, wurde aufgefangen und gewogen. Das restliche Material wurde mit Ultraschall behandelt, um alle Makroaggregate zu zerstören (EDWARDS UND BREMNER, 1967), bevor das Verfahren mit dem Nasssiebgerät wiederholt wurde. Auch hier wurde das Material, das durch das Sieb ging, gewogen. Bei dem Material, das sich noch auf dem Sieb befand, handelte es sich um Sandpartikel, die verworfen wurden (van Husen 2022).

Die organische Bodensubstanz (SOM) wurde in vier Fraktionen unterteilt: die freie leichte Fraktion, die okkludierte leichte Fraktion, die weiter unterteilt wurde in die in Makroaggregaten oder in Mikroaggregaten okkludierte leichte Fraktion, und schließlich die schwere Fraktion (= mineralassoziierte organische Substanz). Analog zu dem von CERLI et al. (2012) beschriebenen Vorgehen wurden 15 g Bodenprobenmaterial mit einem Feuchtigkeitsgehalt, der 70 % der Feldkapazität entspricht, Natriumpolywolframatlösung (SPT,  $3 \text{Na}_2\text{WO}_4 \times 9 \text{WO}_3 \times \text{H}_2\text{O}$ ) zur Trennung zugegeben. Dies führt zu einem Aufschwimmen des organischen Materials, da die Dichte von SPT genau  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$  beträgt. Um das organische Material zu gewinnen, wurde das Gemisch aus Probe und SPT zentrifugiert. Anschließend wurde das aufschwimmende organische Material (freie leichte Fraktion) gewogen und dessen C-Konzentration mittels CNS-Analysator (Modell "Vario EL III" Firma "Elementar") bestimmt. Das restliche Material wurde mit einer definierten Energie von  $40 \text{ J ml}^{-1}$  behandelt, die über Ultraschall zugeführt wurde. Zur Beurteilung dieses organischen Materials (in Makroaggregaten eingeschlossene leichte Fraktion), das bei der Zerstörung der Aggregate durch Ultraschall freigesetzt wurde, wurden Zentrifugation, Wägung und Bestimmung der C-Konzentration wie zuvor beschrieben wiederholt. Anschließend wurde dem verbleibenden Material eine höhere Energie ( $400 \text{ J ml}^{-1}$ ) zugeführt, bevor die folgenden Schritte (Zentrifugation, Wägung und Bestimmung der C-Konzentration) wiederholt wurden, um auch diese organische Substanz (in Mikroaggregaten eingeschlossene leichte

Fraktion) zu bestimmen. Schließlich wurde auch die organische Substanz im Sediment (schwere Fraktion) hinsichtlich Gewicht und C-Konzentration untersucht.

Die Untersuchungen, die an den ungestörten Bodenzylindern unterschiedlicher Größe zur Bestimmung der bodenphysikalischen Bedingungen (wie oben aufgeführt) stattfanden, wurden vom Projektpartner, der Christian-Albrechts-Universität Kiel, durchgeführt. Eine Beschreibung der Vorgehensweise bei diesen Messungen kann FRANK et al. (2019), FRANK et al. (2020) entnommen werden.

Neben dem Ertrag und dem Trockensubstanzgehalt ist die N-Konzentration der Ernteprodukte notwendig, um den N-Entzug aus dem Feld durch die Ernte zu berechnen. Dies wiederum ist wichtig für die Bestimmung der N-Bilanz und der NUE. Daher wurden aliquote Teile der Ernteproben getrocknet und gemahlen. Anschließend wurde die N-Konzentration mit einem CNS-Analysator (Modell "Vario EL III", hergestellt von der Firma "Elementar") gemessen.

### 2.3.3 Stickstoff-Verlustmessungen

Um den Anteil des Stickstoffs, der nach der Düngung über einige wichtige Verlustpfade verloren geht zu ermitteln, wurde 2019 die  $\text{NH}_3$ -Emissionen auf dem Versuchsstandort Struckum und in Magdeburg gemessen. Um die Emissionen von mehreren Parzellen messen zu können, entschied man sich für die von CANTARELLA et al. (2003) und WISSEMEIER UND THIEL (2013) vorgeschlagene Methode, bei der Röhren (Durchmesser: 19 cm, entsprechend einer Fläche von  $283,5 \text{ cm}^2$  pro Röhren) in den behandelten Boden gesteckt wurden, in deren Deckel eine Falle (in Phosphorsäure ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) getauchter Schaum) das sich verflüchtigende  $\text{NH}_3$  als  $\text{NH}_4^+$  bindet. Anschließend wurde der als  $\text{NH}_4^+$  aufgefangene N durch mehrmaliges Ausdrücken mit destilliertem Wasser aus dem Schaumstoff herausgewaschen. Die  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration in der resultierenden Lösung wurde im Labor mittels Durchflussanalyse (Modell "AA3", Firma "Seal Analytical") gemessen, das Ergebnis wurde zur Berechnung der Menge an verflüchtigtem  $\text{NH}_3$  verwendet (Menge des im Schaum eingeschlossenen  $\text{NH}_4^+$ -N = Menge des verflüchtigten  $\text{NH}_3$ -N). Um die  $\text{NH}_3$ -Emissionen pro Fläche zu erhalten, wurde die Menge auf die Fläche unter jedem Rohr bezogen, die  $283,5 \text{ cm}^2$  beträgt. Die Behandlungen, bei denen die Messungen stattfanden, waren CL 1,5 / N 0, NL / N 120 und CL 1,5 / N 120, mit zwei Wiederholungen pro Behandlung (also insgesamt sechs Parzellen) und mit vier Röhren pro Parzelle (also insgesamt 24 Röhren). In Struckum fand die Düngung von  $96 \text{ kg N ha}^{-1}$  (N 120-Behandlung) als  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  am 29. März 2019 statt. Die Verlustmessung begann drei Tage später, da Regen notwendig war, um die Hydrolyse zu starten (siehe Kapitel 1.1.1.1), und dauerte drei Tage (1. April bis 3. April). In Magdeburg fand die Düngung von  $35 \text{ kg N ha}^{-1}$  (N 120-Behandlung) als  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  am 3. Juni 2019 statt. Die Verlustmessung begann unmittelbar danach, da die Flächen unter den Schläuchen künstlich bewässert wurden, und dauerte ebenfalls drei Tage (4. Juni bis 6. Juni).

Die  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung wurde im Jahr 2018 am Standort Barlt und im Jahr 2019 am Versuchsstandort Struckum gemessen. Daher wurde beschlossen, selbstintegrierte Akkumulatoren (SIAs) zu verwenden (Bischoff, 2008). Dies sind oben offene und unten durch ein engmaschiges Nylongitter begrenzt Kunststoffröhren, mit einer Höhe sowie einem Durchmesser von 10 cm, entsprechend einer Fläche von  $78,54 \text{ cm}^2$ . Die Röhren sind mit einem Gemisch aus Sand und Ionenaustauscherharz gefüllt und wurden unter dem A-Horizont, also in einer Tiefe von etwa 30 cm installiert. Sobald Sickerwasser mit gelösten Nährstoffen die SIAs passiert, werden ionische Substanzen (in diesem Fall:  $\text{NO}_3^-$ ) an das Austauschharz gebunden, während das restliche Wasser die SIAs an der Unterseite wieder verlässt. Am Ende des Untersuchungszeitraums werden die SIAs ausgehoben und für weitere Laboruntersuchungen in drei Schichten unterteilt. Die obere Schicht fing  $\text{NO}_3^-$  aus der Auslaugung auf, die mittlere Schicht dient als Blindwert (sollte kein  $\text{NO}_3^-$  enthalten) und die untere Schicht fing  $\text{NO}_3^-$  aus aufwärts gerichteten Strömungen auf. Ausgehend von dem in der oberen Schicht ermittelten  $\text{NO}_3^-$ -Gehalt kann die ausgewaschene Menge aus einer definierten Bodenquerschnittsfläche für einen definierten Zeitraum berechnet werden. Die

Behandlungen, bei denen diese Messung durchgeführt wurde, waren NL / N 0, NL / N 120, CL 1,5 / N 0 und CL 1,5 / N 120, bei zwei Wiederholungen pro Behandlung (also insgesamt acht Parzellen). Pro untersuchter Parzelle wurden fünf SIAs installiert (also insgesamt 40 SIAs). Dies geschah in Barlt 2018, wo die SIAs unmittelbar vor der Aussaat von Sommerweizen (21. März 2018) installiert wurden. Sie wurden eine Woche nach der Ernte, am 29. August 2018, wieder entfernt. In Struckum 2019 hingegen fanden die Messungen aufgrund eines Kommunikationsfehlers bezüglich der GPS-Koordinaten in den Behandlungen NL / N0, NL / N 80, CL 1 / N 0, CL 1 / N 80, CL 1 / N 120, BL 1 / N100, CL 1,5 / N 0 und CL 1,5 / N 80 statt. Hier wurden die SIAs am 13. August 2018 installiert und nach der Rapsernte am 31. Juli 2019 wieder entfernt. Die N-Düngung, die auf den N 120-Behandlungen der jeweiligen Versuchsstandorte durchgeführt wurde, stellt sich wie folgt dar: in Barlt 2018 wurden am 10. April 75 kg N ha<sup>-1</sup> als Kalkammonsalpeter (KAS), am 25. April nochmals 75 kg N ha<sup>-1</sup> als KAS und schließlich am 15. Juni 35 kg N ha<sup>-1</sup> als KAS ausgebracht. In Struckum 2019 wurden am 27. Februar 85 kg N ha<sup>-1</sup> in Form von KAS und am 29. März 95 kg N ha<sup>-1</sup> in Form von CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub> ausgebracht.

Darüber hinaus wurde auf dem Versuchsgelände Barlt auch der von SIMON et al. (1988) beschriebene Ansatz verwendet. Er berechnet die Menge des ausgewaschenen N durch Schätzung der Menge des ausgewaschenen Wassers und der NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Konzentration in der Bodenlösung. Daher wurde die Bodenwasserbilanz wie von SIMON et al. (1988) beschrieben ermittelt. Die dafür notwendigen Wetterdaten wurden von der meteorologischen Station in St. Peter-Ording (Stations-ID 04393, ca. 46 km nordwestlich des Versuchsstandortes; DWD, 2020) entnommen, da diese dem Versuch am nächsten gelegene Station auch Daten zur Sonneneinstrahlung lieferte, was wiederum für die Berechnung der Evapotranspiration über die Penman-Monteith-Gleichung notwendig war (mit Hilfe des Rechners von SNYDER UND ECHING, 2006). Die verfügbare Wasserkapazität der Pflanzen wurde gemessen (die Ergebnisse wurden bereits von FRANK et al. (2020) veröffentlicht). Die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration muss aus den regelmäßig ermittelten mineralischen N-Gehalten im Boden geschätzt werden. Daher wurde am 21. März, 3. Mai, 5. Juni, 3. Juli, 1. August und 29. August 2018 jeweils eine gemischte Bodenprobe aus den oberen 30 cm jeder untersuchten Parzelle entnommen. Da die N-Menge, die auf diesem Weg verloren geht, das Produkt aus versickerndem Wasser und der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration in der Bodenlösung ist, werden keine weiteren Daten benötigt.

## 2.4 Berechnung der Stickstoffnutzungseffizienz (NUE)

Es gibt verschiedene Ansätze, um die potenziellen Umweltauswirkungen und die NUE in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion zu bewerten (siehe z. B. GOOD et al. (2004) und XU et al. (2012), u. a.). Grundsätzlich lassen sie sich in Bilanz-/Überschuss- und Effizienzberechnungen (NUE) unterteilen. Bei Berechnungen der N-Bilanz bzw. des N-Überschusses wird die in landwirtschaftlichen Produkten enthaltene N-Menge der N-Menge gegenübergestellt, die für deren Erzeugung erforderlich war. Im Zusammenhang mit dem N-Einsatz in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion liegt die Differenz zwischen Input und Output in der Regel über 0 (Null), was auf einen N-Überschuss hinweist. Effizienzen werden berechnet, indem die N-Menge in landwirtschaftlichen Erzeugnissen durch die N-Menge geteilt wird, die zu ihrer Erzeugung erforderlich war (GODINOT et al., 2016), so dass die für die Berechnung erforderlichen Parameter im Grunde dieselben sind, die auch für die Berechnung der N-Bilanz/des N-Überschusses benötigt werden. Die in der Literatur verwendeten Ansätze unterscheiden sich jedoch hinsichtlich der Ebene (z. B. die gesamte landwirtschaftliche Produktion oder nur die pflanzliche Produktion), der räumlichen Skala (Parzelle / Feld / regional / national / ... / globale Skala) sowie des Zeitraums, auf den sie sich beziehen (FOULKES et al., 2009; GOOD et al., 2004; HIREL et al., 2007; MOLL et al., 1982; RAUN UND JOHNSON, 1999; XU et al., 2012). Folglich werden verschiedene Größenordnungen diskutiert, weshalb wir uns entschlossen haben, unsere eigene Definition von NUE zu verwenden. Da hier der Bezug auf die pflanzlichen Produktion gerichtet ist beziehen wir uns auf eine Bodenoberflächen-N-Bilanz analog zu QIN et al. (2015) und LASSALETTA et al. (2014):  $(Y / F) * 100 = \text{NUE} [\%]$ , wobei Y der N-Entzug durch die Ernteprodukte und F die Menge des ausgebrachten synthetischen Düngers ist (beide in kg N ha<sup>-1</sup>). Ein weiterer Vorteil dieser Formel ist die recht einfache Berechnung der N-Bilanz mit denselben Parametern, indem einfach Y von F subtrahiert wird

(LASSALETTA et al., 2014). Der Eintrag über organischen Dünger ist vernachlässigbar, da dieser in den Versuchen, auf denen diese Arbeit basiert, nicht erfolgt ist. Wie CASSMAN et al. (2002) berücksichtigen wir die biologische N-Fixierung und die atmosphärische Deposition nicht, da wir davon ausgehen, dass diese Einträge bei allen Behandlungen gleich sind. Darüber hinaus lassen wir Einträge über Ernterückstände außer Acht, da diese nicht neu in den Boden gelangen bzw. den Boden nicht verlassen und zudem vergleichsweise gering sind (QIN et al., 2015). Letzteres ist auch der Grund, warum N-Einträge über Pflanzensamen vernachlässigt wurden. Wie beschrieben, gehen wir von einem stationären Zustand des N-Budgets des Bodens aus, was zu einem Überschuss ( $F - Y$ ) führt, der das Potenzial der N-Verluste an die Umwelt darstellt (LASSALETTA et al., 2014), obwohl der tatsächliche Verlustpfad zunächst nicht weiter betrachtet wird.

## 2.5 Modellierung mit Expert-N

Expert-N ist ein Werkzeug zur Modellierung von N-Flüssen in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion (STENGER et al., 1999). Wir haben das Bodenwassermodul Hydrus-1D (SIMUNEK et al., 2008) mit dem Modul für die Bodentemperatur von TILLOTSON et al. (1980), dem Modul für den N-Transport nach dem Ansatz von HUTSON UND WAGENET (1995), dem Modul für den N-Umsatz von JOHNSON et al. (1987) und schließlich dem Modul für das Pflanzenwachstum nach dem CERES-Ansatz von RITCHIE et al. (1987) verbunden. Für Raps verwendeten wir das Pflanzenwachstumsmodell GECROS, das von XINYOU UND VAN LAAR (2005) beschrieben wurde. Für Zuckerrüben haben wir das SUCROS-Wachstumsmodell nach dem Ansatz von VAN KEULEN et al. (1982) verwendet. Darüber hinaus wurde das Webinterface für europäische hydraulische Pedotransferfunktionen von SZABÓ et al. (2019) genutzt, um einige der fehlenden Eingangsparameter zu schätzen, die nicht gemessen wurden (van Genuchten- $\alpha$  und  $-n$  und Restwassergehalt). Die benötigten Wetterdaten wurden dem DWD (2020) entnommen. Informationen zu den durchgeführten Feldarbeiten, die auch für die Modellierung verwendet wurden, sowie Ergebnisse aus eigenen Messungen zu Beschreibungen der jeweiligen Bodenverhältnisse sind dem im Anhang der Dissertation von Wilhelm van Husen zu entnehmen (siehe dort Kapitel 6.3 und 6.4). Eine Liste der verwendeten Wetterstationen sowie die lineare Entfernung zum jeweiligen Feldversuch und die Himmelsrichtung, in die die Wetterstation aus Sicht des Feldversuchs verschoben wurde, ist in Tabelle 5 dargestellt.

**Table 5:** Wetterstationen, die für die Modellierung über Expert-N verwendet wurden: Stations-ID (DWD, 2020), lineare Entfernung (in km) zwischen den Feldversuchen und der jeweiligen Wetterstation, und Verschiebungsrichtung (aus Sicht der Feldversuche in Richtung der Wetterstationen)

Standort	Station-ID	Lineare Entfernung [km]	Richtung vom Feldversuch aus
Struckum	02907	21	Nord
Barlt	01200	7	Nordwest
Magdeburg	03126	7	West
Neubrandenburg	05109	6	Nordost
Hergarten	02497	13	Süd
Schrecksbach	07410	18	Südwest
Puch	00232	28	Nordwest



## 2.6 Statistik

Die statistische Analyse wurde mit der Statistiksoftware R durchgeführt. Die Ergebnisse wurden als normalverteilt und aufgrund der unterschiedlichen Kalkausbringungsraten an den Standorten als heteroskedastisch angenommen. Daher wurde eine Varianzanalyse durchgeführt. Aufgrund der großen Varianzen wurde ein konservativer Post-hoc-Test gewählt, nämlich der Games-Howell-Test. Alle Werte wurden ausgewertet, indem die Mittelwerte der Faktorstufen Behandlung für jeden Standort getrennt verglichen wurden. Aufgrund von Mehrfachtests und um die Wahrscheinlichkeit von Fehlern vom Typ 1 zu verringern, wurde die Signifikanz des Tests auf ein  $\alpha$ -Niveau von 1 % ( $p = 0,01$ ) festgelegt. Darüber hinaus wurde G-Power, ein Programm zur Durchführung statistischer Power-Analysen, verwendet, um die Anzahl der Wiederholungen zu bestimmen, die erforderlich sind, um eine Tendenz als signifikant zu erweisen (FAUL et al., 2009). Die Abbildungen, die die Ergebnisse in den folgenden Kapiteln und im Anhang zeigen, wurden größtenteils mit der Statistiksoftware Minitab erstellt, während nur einige von ihnen mit Microsoft Excel oder der Statistiksoftware R erstellt wurden. Für die grafische Darstellung wurden in der Regel Box-Whisker-Plots gewählt, bei denen der Median (meist der Mittelwert der beiden mittleren Werte, da der Stichprobenumfang meist  $n = 4$  war) durch eine horizontale Linie in der Box markiert und der Mittelwert durch einen Punkt dargestellt wird. Der untere und obere Rand des Kastens zeigen das 1. und 3. Quartil (= 25. / 75. Perzentil), das die mittleren 50 % aller Werte umfasst. Die minimalen und maximalen Einzelwerte werden durch vertikale Linien ("Whisker") unter bzw. über der Box dargestellt. Eine Ausnahme bilden die Ausreißer, die durch Rauten ( $\diamond$ ) unter bzw. über der Box dargestellt werden.

## 3 Ergebnisse

Die Ergebnisse werden hier exemplarisch für einen schweren Boden (Standort Struckum) und einen leichteren Boden (Neubrandenburg) sowie auszugswise für die Standorte Magdeburg und Cunnersdorf dargestellt. Für die Ergebnisse der Untersuchungen an den anderen Standorten wird auf die Dissertation von van Husen (2022) verwiesen. Die anschließende, thematisch strukturierte Diskussion bezieht die Resultate von allen Standorten ein.

### 3.1 Struckum

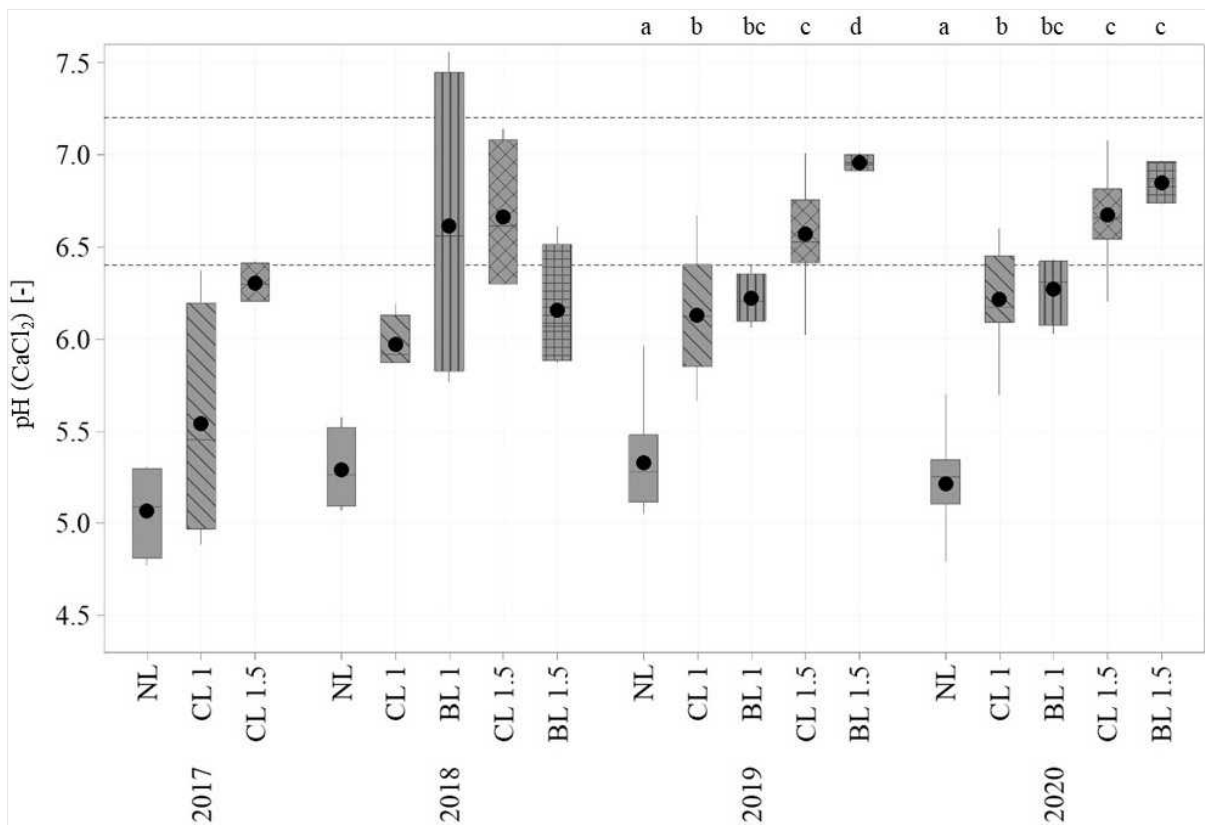
Struckum ist einer der drei Versuchsstandorte, auf denen zusätzlich zu den Versuchen mit kohlsauerem Kalk auch Branntkalk eingesetzt wurde. Die Bodenart ist schluffig toniger Lehm (28 Gew.-% Ton, 63 % Schluff, 9 % Sand). Der zu Versuchsbeginn gemessene Gehalt an  $C_{\text{org}}$  betrug 1,44 %. Der pH-Wert lag bei 5,0, sodass sich nach VDLUFA ein Kalkbedarf von 121 dt CaO ha<sup>-1</sup> ergab (VDLUFA, 2000a, 2000b), was über der zulässigen Jahresdosis liegt. Deshalb wurden die maximal empfohlenen Mengen von 80 (CL 1) und 120 (CL 1,5) dt CaO ha<sup>-1</sup> ausgebracht.

**Humus:** Die durchschnittlichen  $C_{\text{org}}$ -Konzentrationen der Böden aller Varianten in allen Versuchsjahren lagen bei 1,45 % und variierten kaum (Bandbreite von 1,39 % (BL 1,5, 2019) bis 1,48 % (CL 1,5, 2018)). Nennenswerte Auswirkungen der Kalkdosen auf den Gehalt der Böden an organischem C zeigten sich nicht. Auch Branntkalk verringerte die Humusgehalte nicht.

Die Fraktionierung der organischen Bodensubstanz ergab, dass der weitaus größte Anteil mineralassoziiert ist. Im Mittel über alle Versuchsjahre und Varianten machte dieser Anteil 93,6% der gesamten organischen Bodensubstanz aus, mit einer Spanne von 90,6 bis 96,1%. Nur 1% (Bereich: 0,1 bis 1,1%) befand sich in der freien leichten Fraktion, während die okkludierte leichte Fraktion Anteile von durchschnittlich 2,2% (Bereich: 0,9 bis 5,9%) aufwies. Es konnten keinerlei Auswirkungen der Kalkung auf die Verteilung der organischen Bodensubstanz auf die verschiedenen Fraktionen festgestellt werden.

**pH-Werte:** Die Entwicklung der Boden-pH-Werte auf den Versuchspartellen ist in Abbildung 3 dargestellt. Es überrascht nicht, dass die gekalkten Böden höhere pH-Werte aufweisen als jene, die keine Kalkung erhalten haben.

Nicht jedoch unmittelbar zu erwarten war, dass die pH-Werte der gekalkten Behandlungen im Laufe des Untersuchungszeitraums weiter ansteigen obwohl die Kalkung nur einmal bei der Anlage des Experimentes erfolgte. Während die pH-Werte im Jahr 2017 nicht den nach VDLUFA (VDLUFA, 2000a, 2000b) empfohlenen Bereich von 6,4 bis 7,2 erreichten, wiesen die Böden auf den Parzellen CL 1,5 in den Jahren 2018, 2019 und 2020 durchschnittliche pH-Werte von 6,6 bzw. 6,7 auf, die signifikant verschieden von jenen auf den ungekalkten Parzellen waren. Die geringere Kalkdosis (CL 1) reichte jedoch nicht, um in den empfohlenen pH-Bereich zu kommen. Dies gilt grundsätzlich auch für den Branntkalk (BL 1), wenn man von dem mit großer Streuung behafteten Wert im Jahr 2018 absieht.

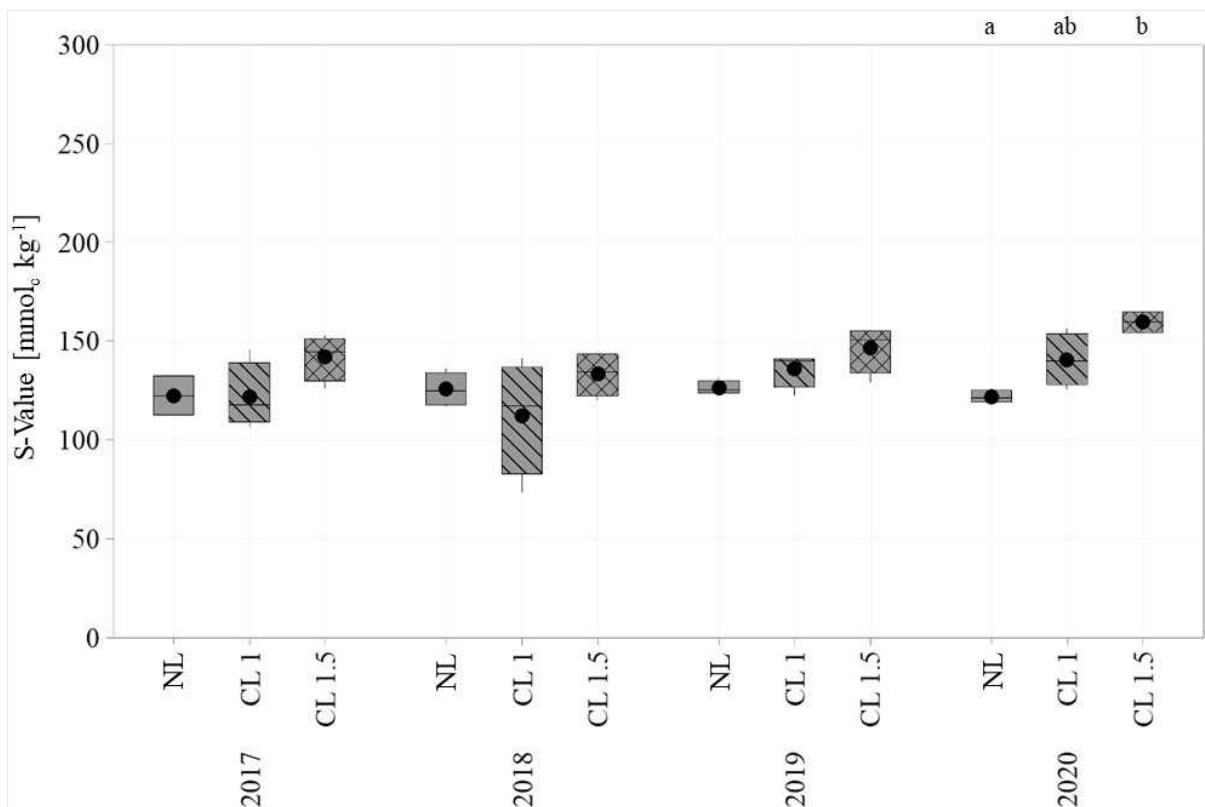


**Abbildung 3:** In CaCl<sub>2</sub>-Extrakten gemessene pH-Werte der Böden auf den Versuchspartellen am Standort Struckum. Die gestrichelten Linien geben den nach VDLUFA empfohlenen pH-Bereich an. Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt, unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten an. Die mit gebranntem Kalk gedüngten Partellen (BL 1 und BL 1.5) wurden 2017 nicht beprobt.

**Phosphor:** Die Bodenkonzentration an verfügbarem P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> lag im Jahr 2017 bei durchschnittlich 10 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden und damit knapp unter der empfohlenen Spanne von 11,5 bis 20,6 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden (LWK Niedersachsen, 2020), sodass nach Empfehlung praxisüblich gedüngt wurde. Die P-Konzentrationen stiegen daraufhin in den Jahren 2019 und 2020 in den empfohlenen Bereich an. Im Mittel war die P-Verfügbarkeit auf den gekalkten Partellen geringfügig höher war als auf den ungekalkten. Statistisch gesichert werden konnten die Unterschiede jedoch nicht.

**Kalium:** Die Bodenkonzentration an verfügbarem K<sub>2</sub>O lag 2017 im Mittel ebenfalls bei 10 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden und damit deutlich unterhalb der empfohlenen Spanne von 13,3 bis 19,4 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden (LWK Niedersachsen, 2020). Auch die anschließend durchgeführten K-Düngungen (gleichmäßig über alle Versuchspartellen verteilt) konnten den K-Gehalt nicht bis in den empfohlenen Bereich erhöhen. Unterschiede in der K<sub>2</sub>O-Verfügbarkeit als Folge der Kalkung waren nicht erkennbar.

**Basen:** Die S-Werte der Böden am Standort Struckum, die die Summe der austauschbaren Kationen Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> und Na<sup>+</sup> beschreiben sind in Abbildung 4 dargestellt. Ohne Kalkung liegt ihr Mittelwert über den gesamten Untersuchungszeitraum bei 124 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden, mit einer nur geringen Varianz (niedrigster Mittelwert im Jahr 2020 mit 122 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> und höchster Mittelwert im Jahr 2019 mit 126 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>). In Übereinstimmung mit der verzögerten Reaktion der pH-Werte ist auch der S-Wert als Folge der Kalkung erst im Jahr 2020 signifikant gegenüber jenem auf der Kontrollvariante angestiegen, und das auch nur in der Variante CL 1.5.



**Abbildung 4:** Summe der austauschbaren Basen (S-Wert) der Böden [mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>] auf den verschiedenen Versuchspartellen am Versuchsstandort Struckum. Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt, unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Kalkbehandlungen an.

**Erträge:** Der durchschnittliche Korn-Ertrag im Jahr 2017 (Winterweizen) lag auf den nicht mit N gedüngten Parzellen bei 40,1 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup> und bei 70,7 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup> auf den mit N gedüngten Parzellen (Durchschnitt von N 80, N 100 und N 120). Der Ertrag wurde durch die N-Düngung deutlich erhöht (N 0 vs. N 80, N 100 und N 120). Die N-Steigerung von N 80 auf N 100 bzw. N 120 brachte dagegen keinen weiteren Ertragszuwachs. Ein geringfügiger Einfluss der Kalkung auf den Ertrag zeigte sich auf den Parzellen ohne N-Düngung: Im Durchschnitt erhöhte die Kalkung dort den Ertrag um 6 (CL 1) bzw. 8 (CL 1,5) dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup>, was einem Anstieg von 15bis 20 % entspricht. Aufgrund der hohen Streuung war dieser Effekt jedoch statistisch nicht sicherbar. Sobald N gedüngt wurde, konnten keine Kalkwirkungen mehr auf den Ertrag festgestellt werden.

Die NUE sank mit zunehmender N-Düngung von 74 auf 70 bzw. 57 % bei den Behandlungen N 80, N 100 und N 120. Aufgrund des Anstiegs der N-Konzentration in den Ernteprodukten von N 80 (1,8 %) auf N 100 (2,1 %) stieg auch der N-Entzug, weshalb die NUE von N 80 und N 100 ähnlich sind. Bei einer weiteren Erhöhung der N-Gabe von N 100 auf N 120 konnte kein weiterer Anstieg der N-Konzentration festgestellt werden. Dies erklärt den vergleichsweise starken Rückgang der durchschnittlichen NUE von der N 100- zu der N 120-Variante. Aufgrund der hohen Varianz sind diese Beobachtungen jedoch statistisch nicht signifikant.

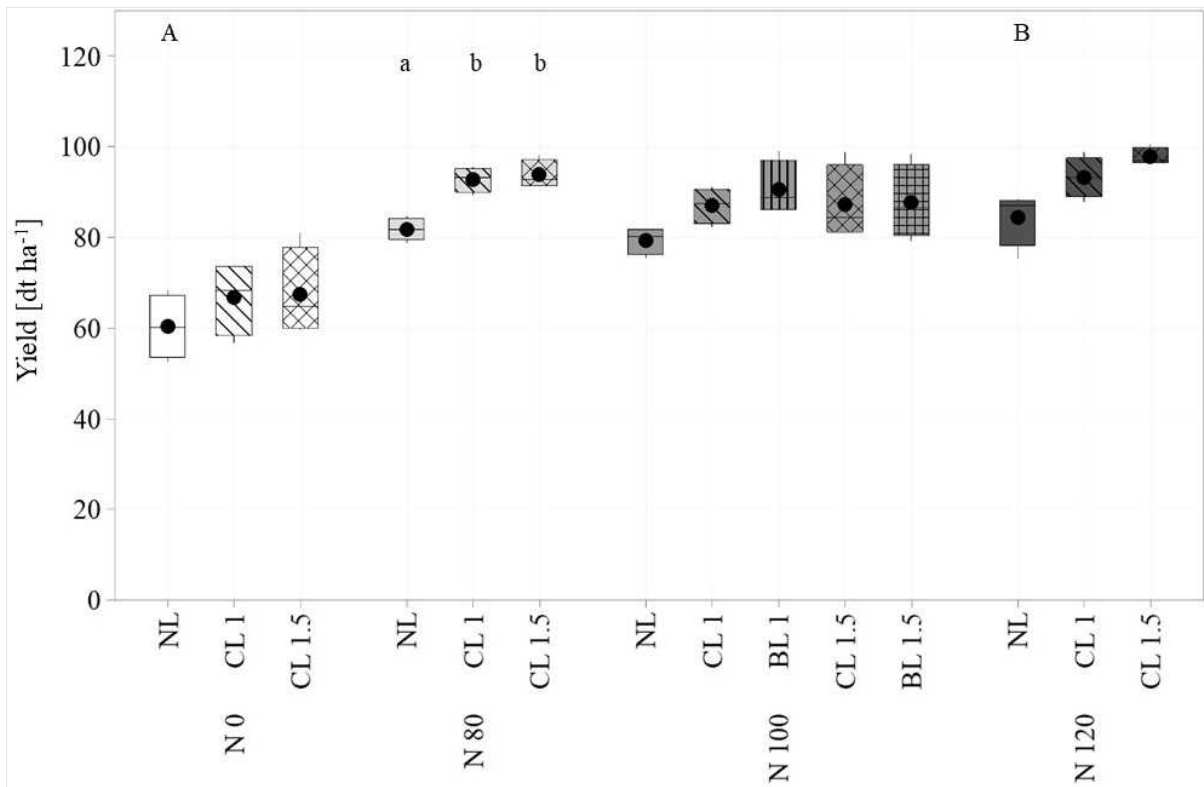
Im Jahr 2018 wurde Grünhafer angebaut. Die Erträge lagen zwischen 42,3 und 78,4 dt ha<sup>-1</sup>, mit einem Durchschnitt von 57,2 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup>. Weder ein Einfluss der N-Düngung noch der Kalkung war zu

erkennen. Da die N-Konzentration in den Ernteprodukten durch die N-Düngung nur geringfügig anstieg (im Mittel 1,7, 1,8, 2,0 bzw. 2,0 % in der N 0-, N 80-, N 100- und N 120-Behandlung), sinkt die NUE von der N 80- (Mittelwert: 131 %) über die N 100- (113 %) zur N 120-Variante (94 %) wieder ab. Aufgrund der hohen Varianzen waren Unterschiede nicht signifikant.

Die Rapsrerträge im Jahr 2019 lagen im Mittel bei 8,0 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup>, wobei die Einzelwerte zwischen einem Minimum von 1,2 und einem Maximum von 19,4 dt variieren. Weder ein Einfluss der N-Düngung noch der Kalkung auf den Ertrag war erkennbar. Aufgrund der geringen Erträge war auch der N-Entzug gering, was zu niedriger NUE führte, die zwischen 3 und 45 % lag, mit einem Durchschnitt von 18 %. Obwohl die N-Konzentration der Ernteprodukte durch die N-Düngung leicht (nicht signifikant) erhöht wurde (durchschnittlich 3,0, 3,1, 3,1 und 3,2 % bei den Behandlungen mit N 0, N 80, N 100 bzw. N 120), ging die NUE als Folge der zunehmenden N-Düngung zurück. Aufgrund der großen Varianzen war jedoch keine dieser Tendenzen signifikant.

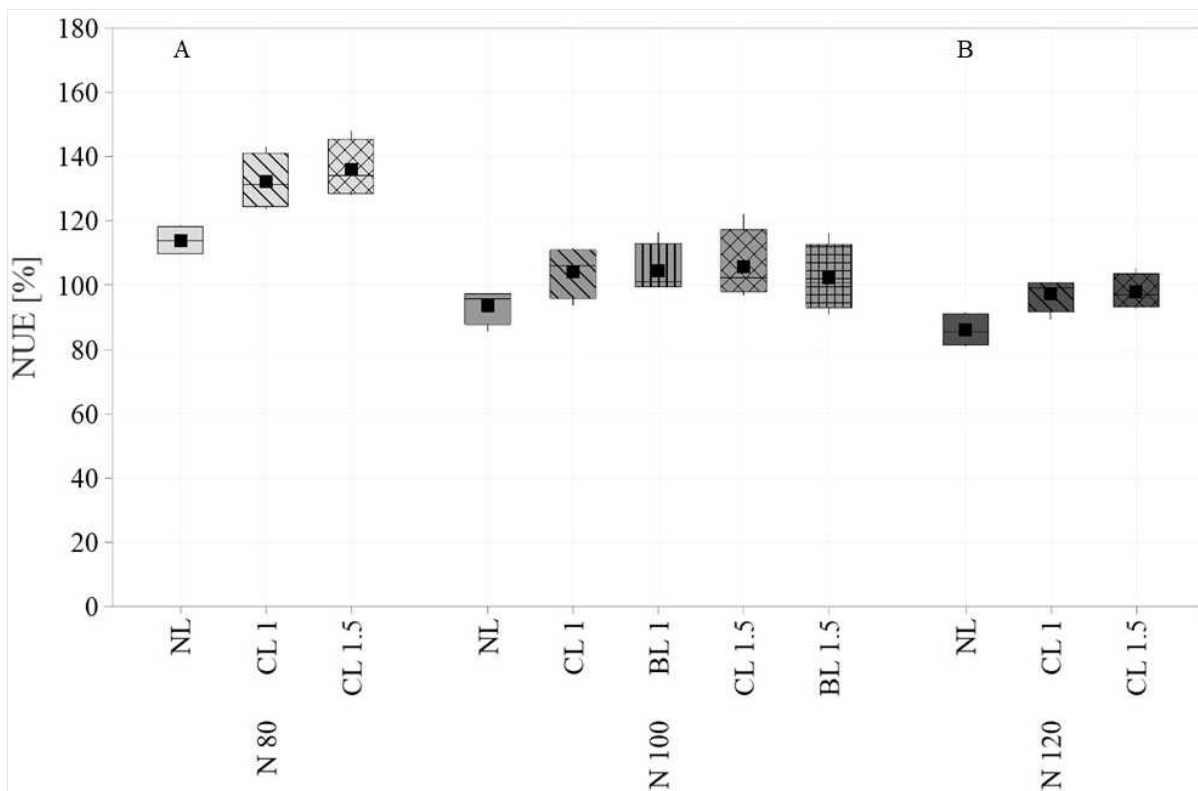
Der Ertrag im Jahr 2020 (Winterweizen) ist in Abbildung 5 dargestellt. Im Durchschnitt lag er bei 83,6 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup> mit einer Spanne von 52,5 bis 100,4 dt ha<sup>-1</sup>. Ohne N-Düngung lag der Durchschnitt bei 64,9 dt, während er mit N-Düngung auf 88,7 dt anstieg (als Durchschnitt von N 80, N 100 und N 120). Allerdings war die Ertragssteigerung von den ungedüngten (N 0) zu gedüngten (N 80, N 100 und N 120) Varianten nur in einem Fall signifikant (eine Steigerung von 24 dt von N 0 zu N 120 ohne Kalkung = NL). Durch die Erhöhung der N-Düngung von N 80 auf N 100 und N 120 konnte keine weitere Ertragssteigerung erreicht werden.

Es ist zum zweiten Mal (nach einer Tendenz auf den N 0 Parzellen im Jahr 2017) ein Einfluss der Kalkung zu erkennen: Ohne N-Düngung erhöhte die Kalkung den Ertrag um etwa 7 dt ha<sup>-1</sup> (von 60,3 ohne Kalkung auf 67,1 dt als Durchschnitt von CL1 und CL 1,5). Bei den N 80-Behandlungen konnte die Kalkung den Ertrag statistisch signifikant sogar um 12 dt steigern, während sie bei den N 100- und N 120-Behandlungen 9 bzw. 11 dt zulegte. Die Erträge in den CL1.5-Behandlungen waren tendenziell etwas höher als in den CL 1-Behandlungen. Die Anwendung von Branntkalk steigerte ebenfalls den Ertrag. Die Unterschiede zwischen CL und BL sind vergleichsweise gering.



**Abbildung 5:** Trockenmasseertrag [dt ha<sup>-1</sup>] von Winterweizen nach N-Düngung (N 0, N 80, N 100, N 120) und Kalkung (NL, CL 1, BL 1, CL 1,5, BL 1,5) auf dem Versuchsstandort Struckum im Jahr 2020; Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt, unterschiedliche Großbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den N-Behandlungen innerhalb einer Kalkvariante, während unterschiedliche Kleinbuchstaben signifikante Unterschiede zwischen den Kalkvarianten innerhalb einer N-Behandlung zeigen.

**Stickstoffnutzungseffizienz:** Die NUE des Weizens im Versuchsjahr 2020 ist in Abbildung 6 dargestellt. Die durchschnittlichen N-Konzentrationen im Korn betragen 1,6, 2,0, 2,0 und 2,1 % in den Varianten N 0, N 80, N 100 und N 120. Auf den N 80 Parzellen lagen die N-Entzüge deutlich über den N-Gaben, sodass die durchschnittliche NUE mit 127 % über 100 % liegt, während sie bei den N 100- und N 120-Behandlungen auf 102 bzw. 94 % sinkt. Die Wirkung der Kalkung, die bereits für den Ertrag beschrieben wurde, zeigt sich auch hier: Kalkung (NL vs. CL 1 und CL 1,5) erhöhte die NUE bei den Behandlungen N 80, N 100 und N 120 um 20, 10 bzw. 12 %. Auch hier zeigt die Behandlung mit höherer Kalkdosis (CL 1,5) höhere NUE als jene mit geringerer Dosis (CL 1). Branntkalk liefert vergleichbare Ergebnisse. Aufgrund der hohen Variabilität gelingt die statistische Sicherung dieser Resultate nur in Einzelfällen.

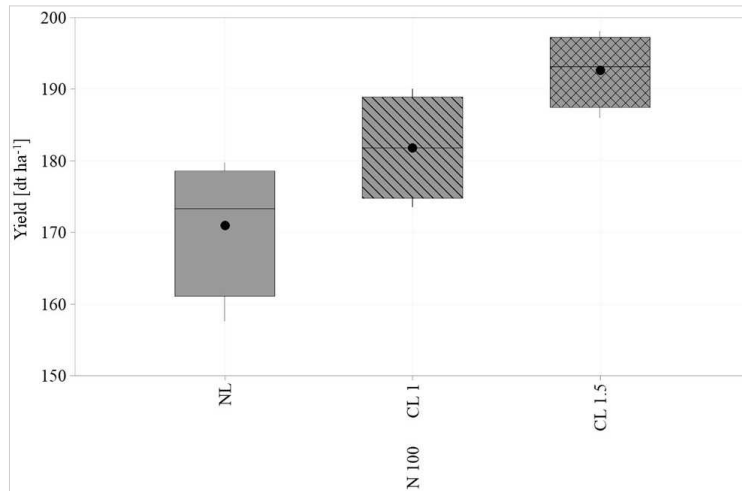


**Abbildung 6:** Stickstoffnutzungseffizienz (NUE [%]) von Winterweizen auf den Versuchspartellen in Struckum im Jahr 2020. Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt, unterschiedliche Großbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den N-Behandlungen innerhalb einer Kalkvariante, während unterschiedliche Kleinbuchstaben signifikante Unterschiede zwischen den Kalkvarianten innerhalb einer N-Behandlung zeigen.

### 3.2 Magdeburg

Die Böden am Versuchsstandort in Magdeburg, die als Eutric Gleyic Cambisol klassifiziert wurden weisen zu Versuchsbeginn durchschnittliche pH-Werte von 6,0 auf. Bei 32 % Ton, 42 % Schluff und 26 % Sand und einem  $C_{org}$ -Gehalt von 1,69 % liegt der Kalkbedarf nach den Empfehlungen von VDLUFA (2000a und 2000b) bei 30 dt CaO ha<sup>-1</sup>. Diese Menge wurde bei der Variante CL 1 ausgebracht, CL 1,5 erhielt 45 dt CaO ha<sup>-1</sup>. Wie in Struckum wurden in den Jahren 2019 und 2020 von allen Partellen Proben genommen, um die  $C_{org}$ -Konzentration und den pH-Wert des Bodens zu bestimmen.

Im Jahr 2017 wurden auf dem Versuchsstandort Magdeburg Zuckerrüben angebaut. Da die  $N_{min}$ -Vorräte im Boden im Frühjahr 2017 sehr hoch lagen (187 kg ha<sup>-1</sup>), konnte eine weitere N-Düngung nicht gerechtfertigt werden. Daher kann bei der Ertragsmessung nur zwischen den drei Kalkbehandlungen unterschieden werden, was in Abbildung 7 dargestellt ist. Der durchschnittliche Ertrag auf den Flächen, die keinen Kalk erhielten (NL), betrug 171 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup>, während er in den Behandlungen CL 1 und CL 1,5 auf 182 bzw. 193 dt anstieg. Diese deutliche Tendenz der Ertragssteigerung als Folge der Kalkung konnte aufgrund der hohen Varianz jedoch statistisch nicht gesichert werden. Da 2017 kein N-Dünger ausgebracht wurde, konnte auch die NUE nicht berechnet werden.



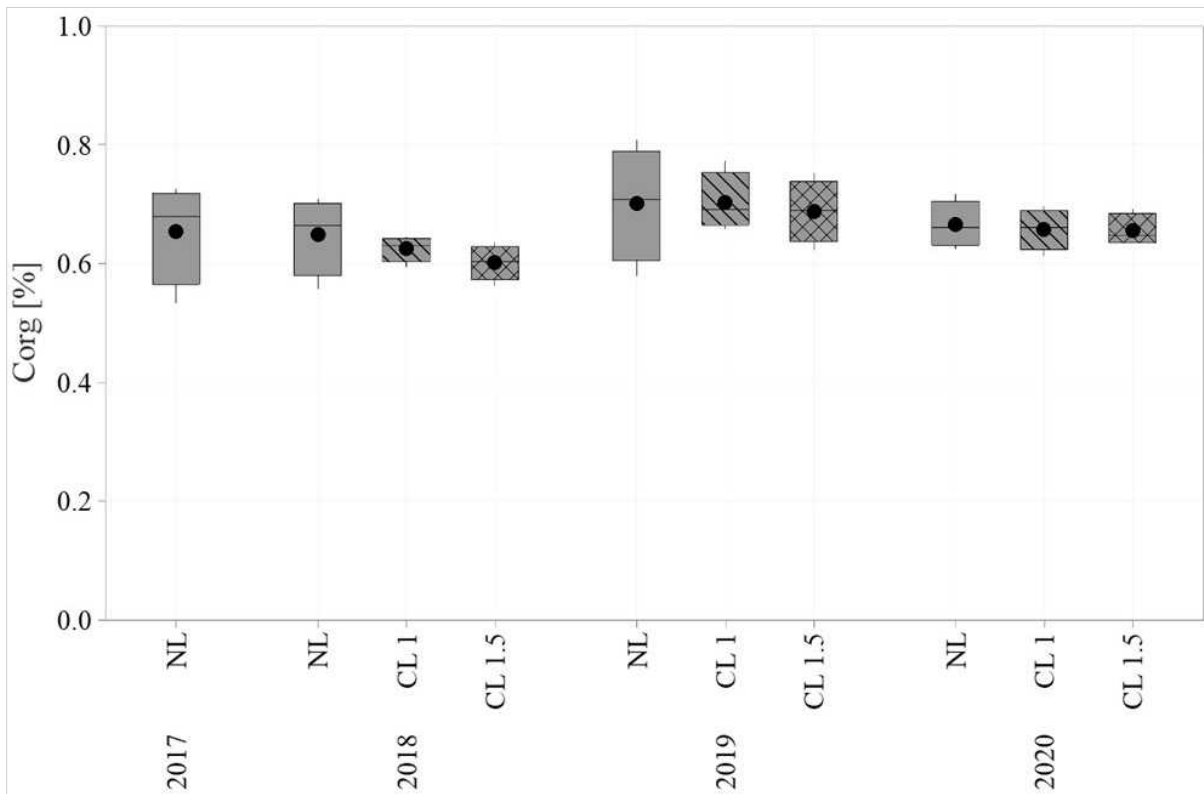
**Abbildung 7:** Einfluss der Kalkung auf den Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ] von Zuckerrüben (NL, CL 1, CL 1,5, alle innerhalb der N 100-Behandlung) am Versuchsstandort Magdeburg im Jahr 2017; Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt.

### 3.3 Neubrandenburg

Auf der Versuchsfläche in Neubrandenburg steht ein Haplic Luvisol mit 11 % Ton-, 25 % Schluff- und 64 % Sandanteil an. Zu Beginn des Versuchs lag der Gehalt an organischem C bei 0,65 % und der Boden-pH-Wert bei 5,8. Mit 25 dt CaO  $\text{ha}^{-1}$  (VDLUFA, 2000a, 2000b) war Kalkbedarf in Neubrandenburg der geringste im Vergleich aller Versuchsstandorte. Während diese Menge in der CL 1-Behandlung ausgebracht wurde, betrug die entsprechende Menge in der CL 1,5-Behandlung 37,5 dt CaO  $\text{ha}^{-1}$ .

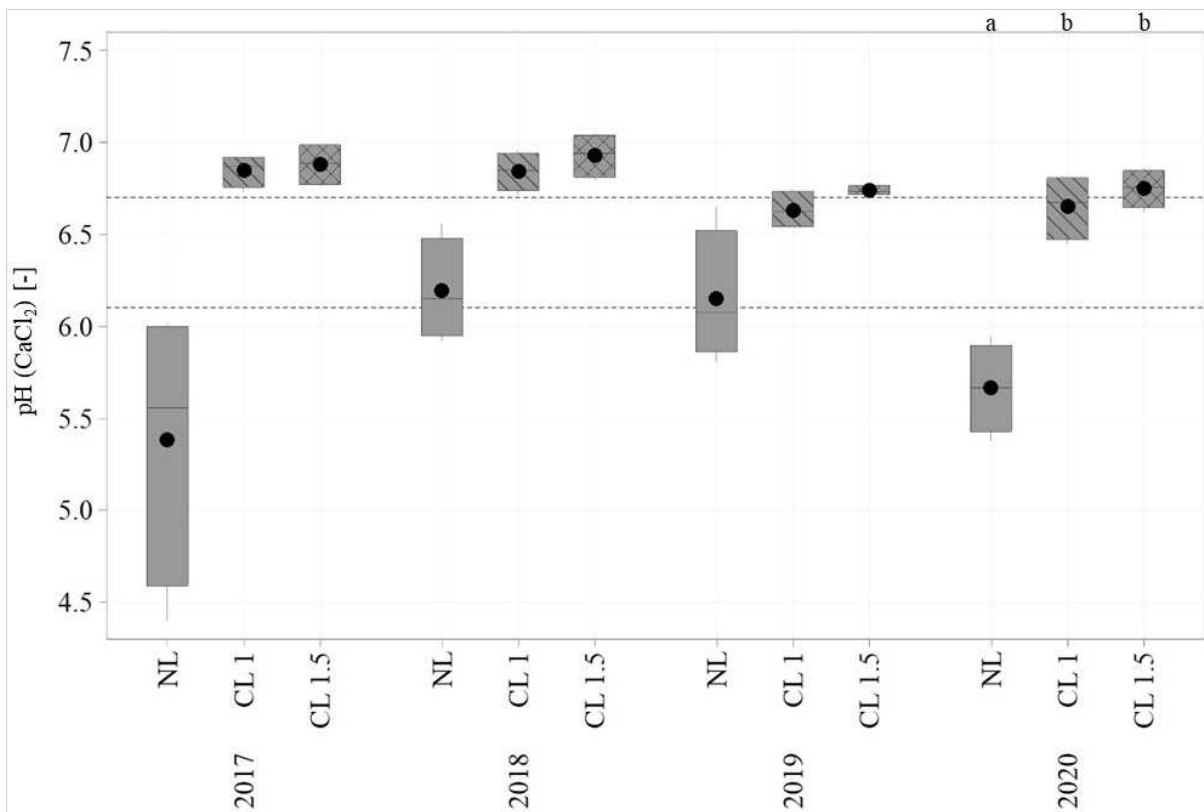
Die Konzentration von organischem C ist in Abbildung 8 dargestellt. Der niedrigste Einzelwert lag bei 0,53 C % (auf einer NL-Parzelle im Jahr 2017), während der höchste Einzelwert 0,81 % betrug (auf einer NL-Parzelle im Jahr 2019). Der Durchschnittswert im Jahr 2017, in dem nur die NL-Behandlung untersucht wurde, lag bei 0,65 %. Im Jahr 2018 nahm die Konzentration mit zunehmender Kalkanwendung leicht ab. Diese schwache Tendenz konnte jedoch statistisch nicht gesichert werden. In den folgenden zwei Jahren waren die durchschnittlichen organischen C-Konzentrationen in allen Behandlungen wieder fast gleich.





**Abbildung 8:** Konzentration des organischen Kohlenstoffs im Boden [%], gemessen in den verschiedenen Kalkbehandlungen (NL, CL 1, CL 1,5, alle innerhalb der N 100-Behandlung) in den vier Untersuchungsjahren (2017 bis 2020) auf dem Versuchsstandort Neubrandenburg; Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt, unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Kalkbehandlungen innerhalb eines Jahres.

Die Boden-pH-Werte, die auf der Versuchsfläche in Neubrandenburg gemessen wurden sind in Abbildung 9 dargestellt, wobei die gestrichelten Linien den empfohlenen Bereich von 6,1-6,7 angeben (VDLUFA, 2000a, 2000b). Im Vergleich zum ursprünglich gemessenen Boden-pH-Wert (5,8) sank der Wert in der Behandlung ohne Kalkung (NL) bei der ersten Probenahme im Jahr 2017 sogar auf durchschnittlich 5,4 (allerdings mit einer recht großen Varianz), während er in den Behandlungen CL 1 und CL 1,5 6,8 bzw. 6,9 betrug. Daher lag der Boden-pH-Wert in den gekalkten Behandlungen sogar über dem empfohlenen Bereich. Aufgrund des niedrigen Boden-pH-Werts in der NL-Behandlung im Jahr 2017 betrug der Unterschied zwischen den ungekalkten (NL) und den gekalkten (CL 1 und CL 1,5) Behandlungen damals im Durchschnitt 1,5. Aufgrund der großen Varianz des Boden-pH konnte dieser Unterschied jedoch nicht mit statistischer Signifikanz nachgewiesen werden. Überraschenderweise stieg der Wert in der Variante ohne Kalkung (NL) in den kommenden beiden Jahren auf durchschnittlich 6,2 an, während er in den Behandlungen mit Kalk 2018 konstant blieb (also wiederum 6,8 bzw. 6,9 in der Behandlung CL 1 bzw. CL 1,5) und 2019 leicht auf 6,6 bzw. 6,7 in den Varianten CL 1 bzw. CL 1,5 sank. Die Unterschiede zwischen ungekalkten (NL) und gekalkten (CL 1 und CL 1,5) Parzellen waren also 2018 und 2019 vergleichsweise gering und betrug nur 0,6 pH-Einheiten. Im Jahr 2020 lag der mittlere Boden-pH-Wert auf den NL-Parzellen bei 5,7, während er in der CL 1- bzw. CL 1,5-Behandlung mit 6,6 bzw. 6,7 signifikant höher lag.



**Abbildung 9:** Boden-pH, gemessen in CaCl<sub>2</sub> in den verschiedenen Kalkbehandlungen (NL, CL 1, CL 1,5, alle innerhalb der N 100-Behandlung) in den vier Untersuchungsjahren (2017 bis 2020) am Versuchsstandort Neubrandenburg; gestrichelte Linien geben den empfohlenen Boden-pH-Bereich an, Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt, unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Kalkbehandlungen innerhalb eines Jahres an.

Die empfohlene P-Konzentration für den Versuchsstandort Neubrandenburg liegt im Bereich von 11,5 und 20,6 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 100 g<sup>-1</sup> Boden (LWK Niedersachsen, 2020). Da die durchschnittliche Konzentration im Jahr 2017 nur 10 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 100 g<sup>-1</sup> Boden betrug, wurde im Frühjahr 2018 eine entsprechende Düngung, gleichmäßig über alle Parzellen verteilt, durchgeführt. In der Variante ohne Kalkung (NL) sank die P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Konzentration jedoch sowohl 2019 als auch 2020 sogar auf 8 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden, obwohl im Frühjahr 2019 und 2020 weitere entsprechende Düngungen durchgeführt wurden. In den Behandlungen mit Kalkung waren die Konzentrationen etwas höher und betrugen 10 bzw. 11 (2019) und 10 bzw. 10 (2020) mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 100 g<sup>-1</sup> Boden in den Behandlungen CL 1 und CL 1,5. Keiner der genannten Unterschiede konnte jedoch mit statistischer Signifikanz nachgewiesen werden.

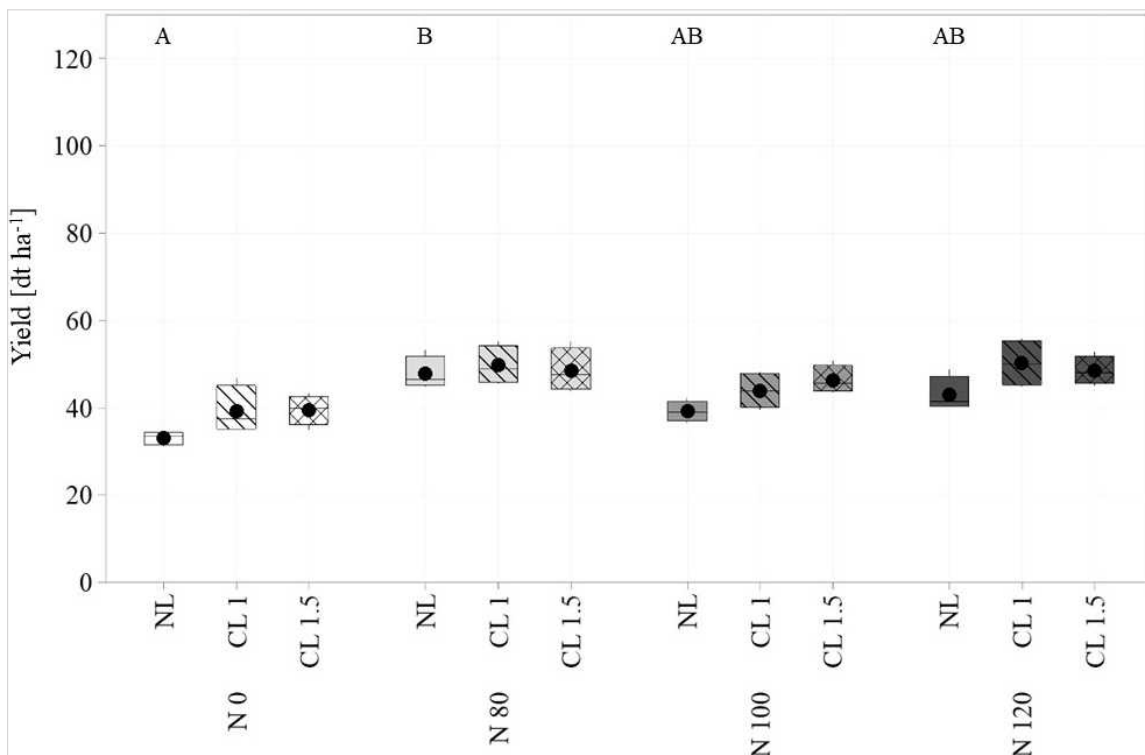
Die empfohlene K-Konzentration für den Versuchsstandort in Neubrandenburg liegt im Bereich von 9,7 bis 14,5 mg K<sub>2</sub>O 100 g<sup>-1</sup> Boden (LWK Niedersachsen, 2020). Bei der ersten Bodenprobenentnahme im Jahr 2017 wurde eine K<sub>2</sub>O-Konzentration von 11 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden festgestellt, sodass eine Erhaltungsdüngung erfolgte, um im empfohlenen Bereich zu bleiben. Obwohl 2018, 2019 und 2020 entsprechende Mengen an K-Dünger ausgebracht wurden, sanken die Konzentrationen auf 8 (2019) und 5 (2020) mg K<sub>2</sub>O 100 g<sup>-1</sup> Boden, ohne Unterschiede zwischen den Behandlungen. Es konnten also keine Veränderungen der K<sub>2</sub>O-Konzentrationen als Folge der Kalkung festgestellt werden.

Der S-Wert entwickelte sich am Versuchsstandort Neubrandenburg parallel zum pH-Wert: Während er ohne Kalkung (NL) in den Jahren 2017 und 2020 recht niedrig war (48 bzw. 50 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden), lag er in den Jahren 2018 und 2019 etwas höher (in beiden Jahren 57 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden). Mit Kalkung (CL 1 und CL 1,5) lag er in allen Untersuchungsjahren nur zwischen 57 und 62 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden. In den Jahren 2017 und 2020

stieg er durch Kalkung (im Vergleich zu NL) tendenziell an, während in den Jahren 2018 und 2019 fast keine Unterschiede zu beobachten waren. Allerdings konnte auch hier keiner der beschriebenen Unterschiede statistisch gesichert werden.

In Neubrandenburg wurden die Anteile der verschiedenen Fraktionen der organischen Bodensubstanz in den Jahren 2017, 2018 und 2019 ermittelt. Der durchschnittliche Anteil, der mit den Mineralen assoziiert war, betrug 91,4 % mit einer Spanne zwischen 88,4 und 95,4 %. Im Durchschnitt lagen 1,3 % als freie leichte Fraktion vor, während 5,4 % mit einer Spanne von 0,6 bis 6,9 % in Makroaggregaten bzw. Mikroaggregaten eingeschlossene partikuläre organische Substanzen waren. Auch hier konnte kein Einfluss der Kalkung auf die Verteilung zwischen den verschiedenen Fraktionen festgestellt werden. Im Jahr 2017 wurde auf der Versuchsfläche in Neubrandenburg Mais angebaut. Wenige Tage vor der Ernte zerstörte jedoch ein Sturm den Erntebestand, weshalb eine Ertragsermittlung und weitere Untersuchungen (Messung der N-Konzentration zur Berechnung des N-Entzugs) nicht möglich waren.

Der durchschnittliche Winterweizenertrag im Jahr 2018 (Abbildung 10) lag ohne N-Düngung bei 37,3 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup>. Ein Kalkeffekt war zu beobachten: Ohne Kalk (NL) wurden nur 33,1 dt und mit Kalkung 39,4 dt ha<sup>-1</sup> geerntet (Durchschnitt von CL 1 und CL 1,5). Mit N-Düngung stieg der Ertrag auf durchschnittlich 46,4 dt ha<sup>-1</sup>. Bei einer N-Düngung von 80 % der empfohlenen Menge (N 80) war keine Wirkung der Kalkung erkennbar. Wurde die N-Düngung auf 100 (N 100) und 120 (N 120) % der empfohlenen N-Düngung erhöht, zeigte sich erneut ein Effekt der Kalkung: Innerhalb der N 100-Behandlung stieg er von 39,2 (NL) auf 45,2 (Durchschnitt von CL 1 und CL 1,5) dt ha<sup>-1</sup>, innerhalb der N 120-Behandlung von 43,1 (NL) auf 49,4 (Durchschnitt von CL 1 und CL 1,5) dt ha<sup>-1</sup>. Diese im Mittel deutlichen Kalkeffekte ließen sich statistisch jedoch nicht sichern.



**Abbildung 10:** Einfluss der N-Düngung und der Kalkung auf den Kornertrag [dt ha<sup>-1</sup>] von Winterweizen am Versuchsstandort Neubrandenburg im Jahr 2018; Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt, unterschiedliche Großbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den N-Behandlungen innerhalb einer Kalkungsbehandlung, unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Kalkungsbehandlungen innerhalb einer N-Behandlung.

Die N-Konzentration der Körner ohne N-Düngung (N 0) lag bei 1,8 % und stieg auf Durchschnittswerte von 2,2 (N 80) über 2,3 (N 100) bis auf 2,4 (N 120) % an. Auswirkungen der Kalkung auf die N-Konzentrationen konnten nicht festgestellt werden. Da die steigende N-Düngergabe (von N 80 über N 100 auf N 120) den entsprechenden Anstieg des N-Entzugs überstieg, ist die NUE tendenziell umso niedriger, je mehr N gedüngt wurde. Dennoch ist bei der N 100- und N 120-Behandlung ein Anstieg der NUE als Folge der Kalkung erkennbar: Sie steigt bei der N 100-Behandlung von 69 (NL) auf 80 (Durchschnitt von CL 1 und CL 1,5) % und bei der N 120-Behandlung von 69 (NL) auf 75 (Durchschnitt von CL 1 und CL 1,5) %. Auch diese Beobachtungen konnten jedoch nicht statistisch gesichert werden.

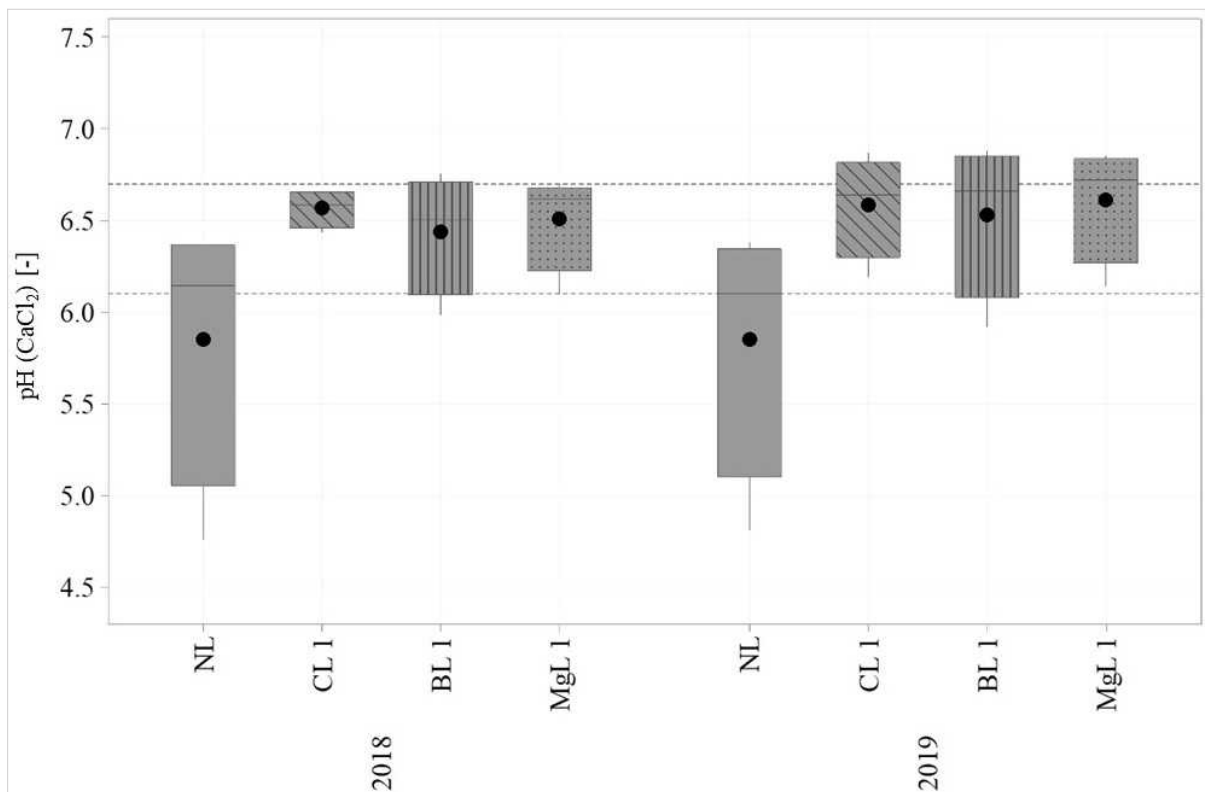
Im Jahr 2019 wurde auf dem Versuchsstandort Neubrandenburg wieder Winterweizen angebaut. Der durchschnittliche Ertrag ohne N-Düngung lag bei 44,6 dt Trockenmasse ha<sup>-1</sup>, während er bei N-Düngung auf 66,1 dt ha<sup>-1</sup> anstieg (Mittelwert aus N 80, N 100 und N 120). Die weiteren Ertragssteigerungen, die durch eine erhöhte N-Düngung erzielt wurden, waren gering: Der durchschnittliche Ertrag der N 80-Behandlung betrug 64,4 dt während die Erträge bei der N 100- und N 120-Behandlung auf 65,8 bzw. 68,2 dt ha<sup>-1</sup> anstiegen. Ein Einfluss der Kalkung auf den Ertrag konnte nicht festgestellt werden. Auch die N-Konzentrationen der Körner stiegen mit zunehmender N-Düngung nur geringfügig an und betrugen 2,5 (N 80), 2,6 (N 100) bzw. 2,7 (N 120) %, während sie bei der Behandlung ohne N-Düngung bei 1,8 % lagen. Daher nahm die NUE mit zunehmender N-Düngung tendenziell wieder ab, von 132 (N 80) auf 110 (N 100) und 100 (N 120) %. Ein Einfluss der Kalkung auf die N-Konzentration und NUE konnte 2019 nicht festgestellt werden. Der einzige Unterschied, der in Neubrandenburg 2019 mit statistischer Signifikanz nachgewiesen werden konnte, war somit die durch N-Düngung (N 80, N 100, N 120) erzielte Ertragssteigerung im Vergleich zur unterlassenen N-Düngung (N 0).

Im letzten Versuchsjahr (2020) wurde Wintergerste in Neubrandenburg angebaut. Ohne N-Düngung konnte ein durchschnittlicher Ertrag von 35,8 dt Trockensubstanz ha<sup>-1</sup> erzielt werden, während er bei N-Düngung auf 66,0 dt ha<sup>-1</sup> anstieg. Mit zunehmender N-Düngung erhöhte sich der Ertrag wiederum nur geringfügig, denn er betrug 62,9 dt ha<sup>-1</sup>, wenn 80 % der empfohlenen N-Düngermenge ausgebracht wurden (N 80), 65,4 dt ha<sup>-1</sup> bei der N 100-Behandlung und 69,6 dt ha<sup>-1</sup> bei der N 120-Behandlung. Ein Einfluss der Kalkung auf den Ertrag wurde nicht beobachtet. Die N-Konzentration in den Körnern stieg von 1,2 % ohne N-Düngung (N 0) auf 1,6, 1,8 bzw. 2,0 % bei den Behandlungen mit N 80, N 100 und N 120. Dennoch nahm die NUE mit zunehmender N-Düngung ab. Sie betrug bei der N 80-Behandlung 94 %, bei der N 100-Behandlung 87 % und bei der N 120-Behandlung 82 %. Auch hier konnten keine Auswirkungen der Kalkung auf die N-Konzentration und NUE festgestellt werden. Der einzige Unterschied, der mit statistischer Signifikanz nachgewiesen werden konnte, war, wie im Jahr 2019 schon, die durch N-Düngung erzielte Ertragssteigerung im Vergleich zur Variante keine N-Düngung.

### 3.4 Cunnernsdorf

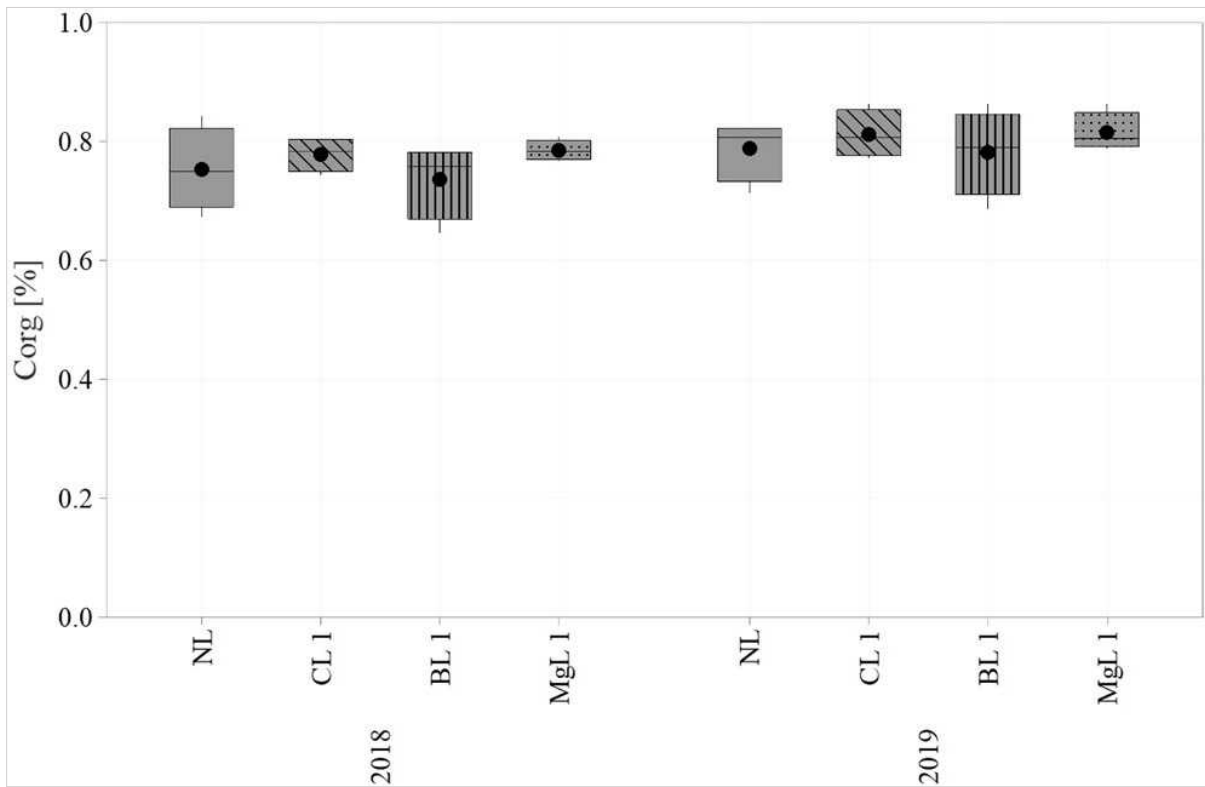
Der Langzeitversuch in Cunnernsdorf wurde 1996 auf einem Pseudogley (Stagnosol nach World Reference Base of Soils) mit 11 % Ton, 45 % Schluff und 44 % Sand im Oberboden angelegt.

**Die Boden-pH-Werte** in den Jahren 2018 und 2019 sind in Abbildung 11 dargestellt. Der von VDLUFA (2000a, 2000b) empfohlene Wert liegt zwischen 6,1 und 6,7, was durch die gestrichelten Linien in Abbildung 11 angezeigt ist. Die Mittelwerte auf den Kontrollparzellen (NL) lagen in beiden Jahren bei 5,9 und damit unter den empfohlenen Werten. Die einzelnen Messwerte variieren zwischen 4,8 und 6,4. Kalkung, unabhängig von der Art, hob die pH-Werte in den Optimalbereich. Unterschiede zwischen den drei Kalkvarianten wurden nicht beobachtet.



**Abbildung 11:** Boden-pH Werte (gemessen in CaCl<sub>2</sub>) auf den Versuchspartellen in Cunnernsdorf (NL = ungekalkt, CL 1 = CaCO<sub>3</sub>, BL 1 = CaO, MgL 1 = MgCO<sub>3</sub>) in den Jahren 2018 und 2019. Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt.

**Die durchschnittlichen C<sub>org</sub>-Gehalte** der Oberböden lagen in den Jahren 2018 und 2019 zwischen 0,73 und 0,82 % (Abb. 12). Kalkung hatte hier auch nach mehr als 20 Jahren keine signifikanten Auswirkungen. Die im Mittel in beiden Jahren um etwa 4 % höheren Werte auf den mit Carbonaten (CL1 Kalziumcarbonat, MgL = Magnesiumcarbonat) gedüngten Flächen im Vergleich mit den ungekalkten Parzellen (NL) lassen sich statistisch nicht sichern. Branntkalk führte zu keiner Abnahme der Humuskonzentrationen. Die Mittelwerte auf den ungekalkten und den mit Branntkalk gedüngten Flächen waren in beiden Jahren nahezu identisch.



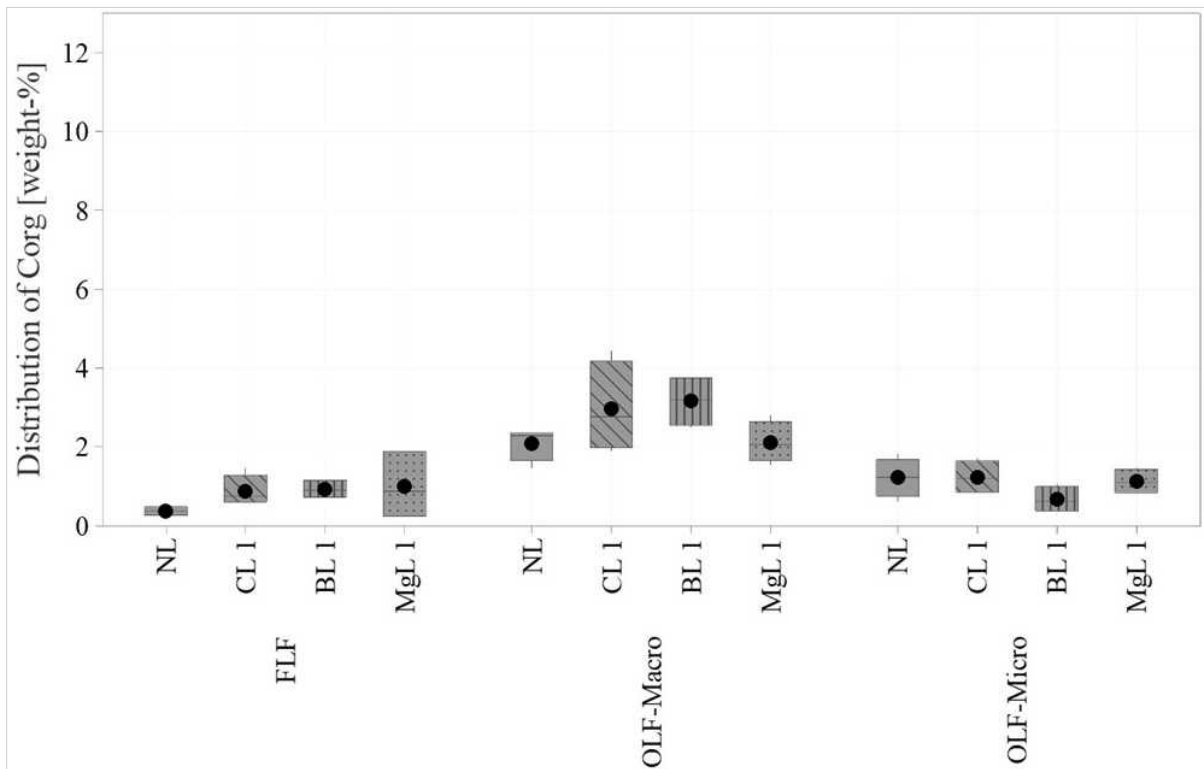
**Abbildung 12:** Konzentration des organischen Kohlenstoffs im Oberboden [%] auf den Versuchspartellen in Cunnersdorf (NL = ungekalkt, CL 1 =  $\text{CaCO}_3$ , BL 1 =  $\text{CaO}$ , MgL 1 =  $\text{MgCO}_3$ ) in den Jahren 2018 und 2019. Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt.

Im Jahr 2019 wurde eine **Humusfraktionierung** durchgeführt, um die Hypothese zu prüfen, dass Kalkung über die Förderung der Bodenaggregation zu einer Erhöhung der in Aggregate eingeschlossenen partikulären organischen Bodensubstanz führt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 13 dargestellt.

In Übereinstimmung mit der Literatur ist der größte Anteil der organischen Bodensubstanz mit 94,9 bis 96,3 % an Minerale gebunden. Signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlich gekalkten Parzellen bzw. den Kontrollflächen zeigten sich nicht.

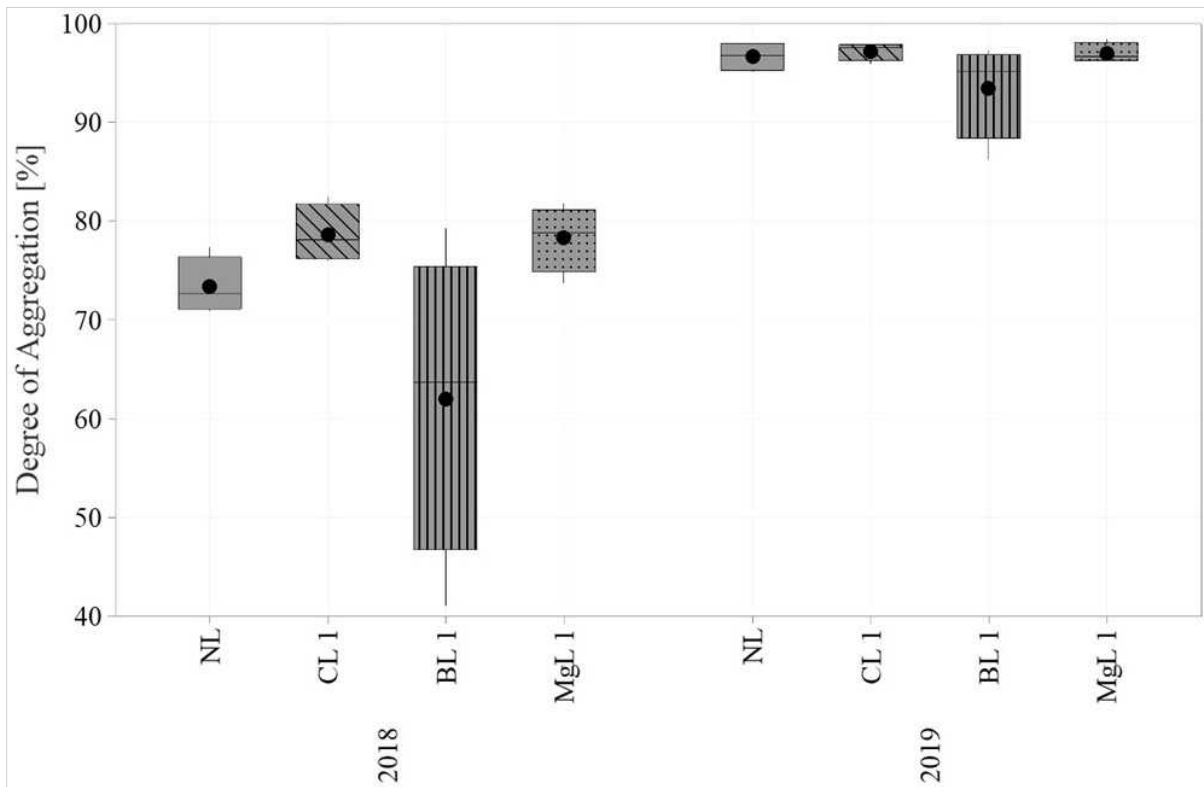
In Übereinstimmung mit der Hypothese lag der durchschnittliche Anteil der organischen Bodensubstanz, die in Makroaggregaten eingeschlossen ist, auf den Parzellen CL 1 und BL 1 mit 3,0 bzw. 3,2 % um etwa 50 % über jenem auf den ungekalkten, bzw. den mit  $\text{MgCO}_3$  gekalkten Parzellen, auf denen im Mittel 2,1% des Humus als partikuläre organische Substanz in Aggregate eingeschlossen war. Aufgrund der Variabilität ließen sich diese Unterschiede jedoch statistisch nicht sichern.

Die Böden auf den gekalkten Parzellen wiesen auch höhere Anteile der partikulären organischen Bodensubstanz in der freien leichten Fraktion auf, nämlich 0,9 % auf den CL 1- und BL 1-Parzellen sowie 1,0 % auf den MgL 1-Parzellen verglichen mit 0,4 % auf den NL-Parzellen. Die durchschnittlichen Anteile, die in Mikroaggregaten eingeschlossen waren, betrugen 1,2, 1,2, 0,7 und 1,1 % bei der NL-, CL 1-, BL 1- und MgL 1-Behandlung. Die beschriebenen Unterschiede waren jedoch zu gering, um statistisch signifikant zu sein.



**Abbildung 13:** Verteilung des organischen Kohlenstoffs im Boden in den verschiedenen Fraktionen (FLF = freie leichte Fraktion, OLF-Macro = in Makroaggregaten eingeschlossene leichte Fraktion, OLF-Micro = in Mikroaggregaten eingeschlossene leichte Fraktion), angegeben in Gewichtsprozent.

Ein besonderer Aspekt, der in Cunnersdorf untersucht werden sollte, betrifft die **Aggregatstabilität**. Es wurde vermutet, dass Kalkung langfristig die Aggregatstabilität verändert. Kohlensaures Kalziumcarbonat sollte zur Erhöhung der Aggregatstabilität führen, Branntkalk ev. zu deren Verringerung aufgrund eines möglichen Abbaus von organischer Bodensubstanz, und Mg-haltiger Kalk sollte die Aggregatstabilität ebenfalls im Vergleich mit kohlensaurem Kalk verringern, da Mg nicht so stark koagulierend wirkt wie Ca. Alle Messungen dazu zeigten jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Kalkvarianten (Abb. 14). Auch die in beiden Versuchsjahren im Mittel geringere Stabilität der Makroaggregate auf den Branntkalkparzellen ist aufgrund der hohen Streuung der Einzelwerte statistisch nicht sicherbar.



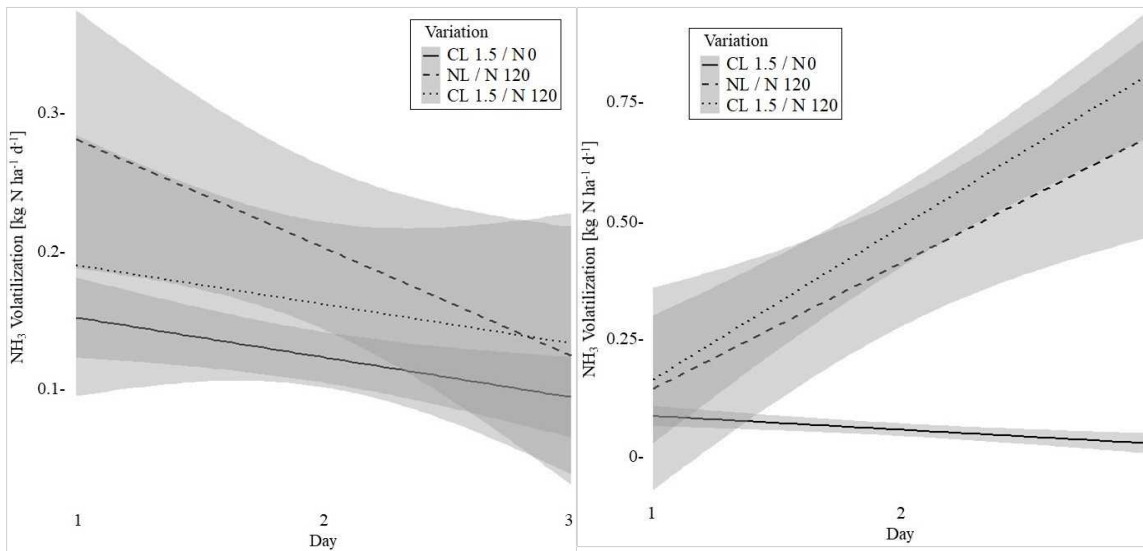
**Abbildung 14:** Wasserstabilität der Makroaggregate [%] auf den Versuchspartellen in Cunnersdorf (NL = ungekalkt, CL 1 =  $\text{CaCO}_3$ , BL 1 =  $\text{CaO}$ , MgL 1 =  $\text{MgCO}_3$ ) in den Jahren 2018 und 2019. Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt.

### 3.5 Verlustmessungen

#### 3.5.1 Ammoniakausgasung

Die  $\text{NH}_3$ -Ausgasung wurde auf den Versuchsstandorten Struckum (April 2019) und Magdeburg (Juni 2019) gemessen. Dazu wurden Hauben mit einer Säurefalle auf den Partellen der Varianten CL 1,5 / N 0, NL / N 120 und CL 1,5 / N 120 platziert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 15 links (Struckum) und 15 rechts (Magdeburg) dargestellt. Auf beiden Standorten lagen die  $\text{NH}_3$ -Ausgasungen im Mittel auf den N-120 Partellen über jenen auf der N0 Partelle. Signifikant waren die Unterschiede jedoch nicht. Kalkung förderte die  $\text{NH}_3$ -Ausgasung nicht.

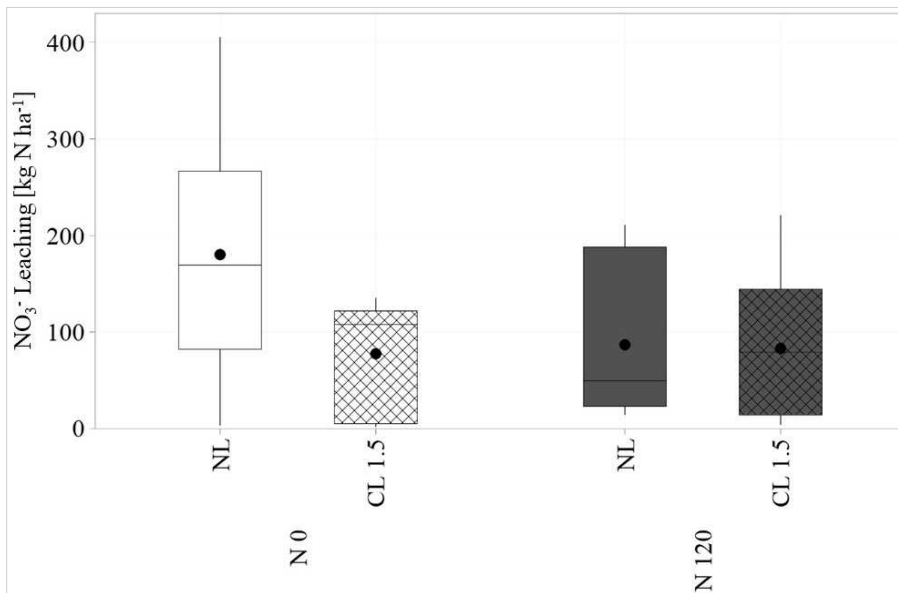




**Abbildung 15:** NH<sub>3</sub>-Ausgasung [kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>] auf den Versuchsstandorten Struckum (linke Abb.) zwischen dem 1. April (= Tag 1) und dem 3. April (Tag 3) 2019 und Magdeburg (rechte Abb.) zwischen dem 4. Juni (= Tag 1) und dem 6. Juni (= Tag 3) 2019 nach der Ausbringung von CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub> (96 kg N ha<sup>-1</sup> in der N 120-Behandlung) (durchgezogene Linie = CL 1,5 / N 0, gestrichelte Linie = NL / N 120, gepunktete Linie = CL 1,5 / N 120); graue Schatten zeigen die Varianz.

### 3.5.2 Nitratauswaschung

Die N-Verluste durch NO<sub>3</sub>-Auswaschung wurden in Barlt 2018 sowohl über SIAs als auch nach dem von SIMON et al. (1988) beschriebenen Ansatz quantifiziert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 16 und 17 dargestellt. Gemessen mit SIAs betrug die durchschnittliche N-Auswaschung ohne N-Düngung 180 und 78 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup> in der NL- bzw. CL 1,5-Behandlung. Besonders auffällig ist die Varianz in der NL / N 0-Behandlung mit Werten zwischen 3 und 405 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup>. Auf den N 120 Parzellen wurden bei der NL- und CL 1,5-Behandlung durchschnittlich 87 bzw. 83 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup> ausgewaschen (Abb. 16).

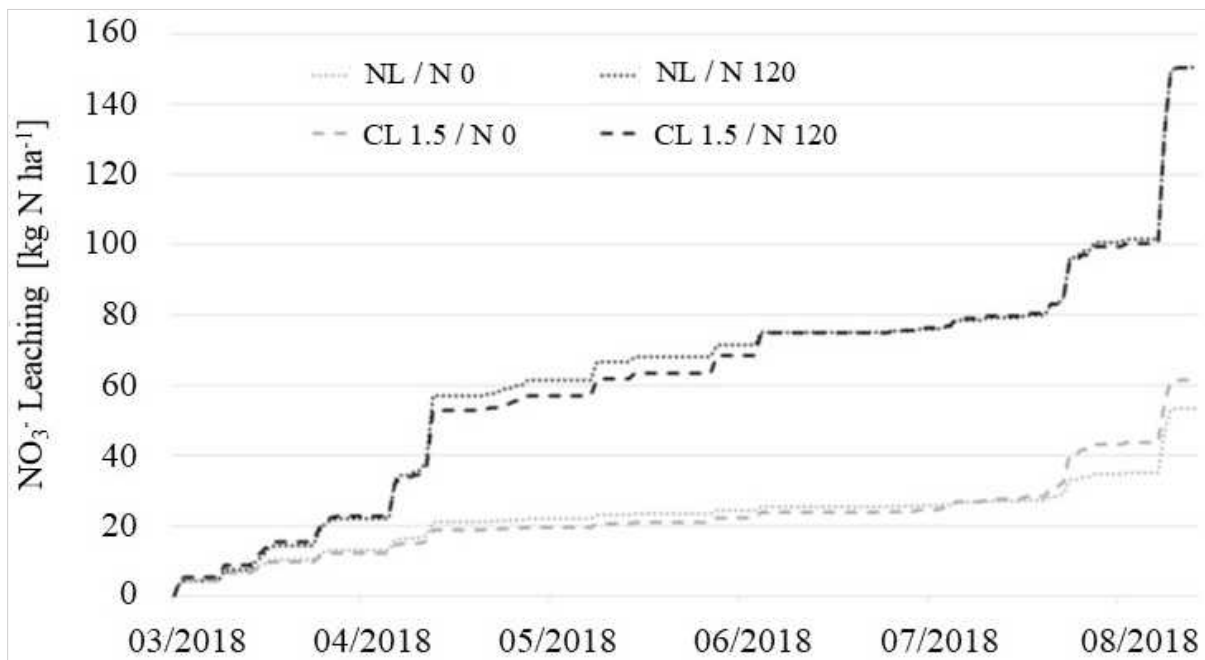


**Abbildung 16:** Auf den Versuchspartellen in Barlt mit SIA quantifizierte  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung unter Sommerweizen [ $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ] aus dem Oberboden (30 cm) im Zeitraum vom 21. März 2018 bis zum 29. August 2018). Median und Mittelwert sind durch eine horizontale Linie bzw. einen Punkt im Kasten dargestellt.

Die für die Berechnung der Nitratauswaschung nach SIMON et al. (1988) zu unterschiedlichen Zeitpunkten während der Vegetationsperiode gemessenen  $\text{NO}_3^-$ -Vorräte ( $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ) in den oberen 30 cm auf dem Versuchsstandort Barlt sind in Tabelle 6 dargestellt. Mit Hilfe dieser Ergebnisse, Daten zur Feldkapazität und den Wetterdaten vom DWD wurden die N-Verluste nach SIMON et al. (1988) berechnet. Die Ergebnisse (Abbildung 17) zeigen Auswaschungen von von 53 bzw. 62  $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$  in den Behandlungen NL und CL 1,5, wenn kein N-Dünger ausgebracht wurde (N 0). Auf den N 120-Parzellen stiegen die Verluste auf 151 und 150  $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$  in den NL- bzw. CL 1,5-Varianten.

**Tabelle 6:**  $\text{NO}_3^-$ -N-Vorräte [ $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ] in den Oberböden (0 – 30 cm) auf den Versuchspartellen während der Vegetationsperiode 2018 auf dem Standort Barlt.

Date	NL / N 0 [ $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ]	CL 1.5 / N 0 [ $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ]	NL / N 120 [ $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ]	CL 1.5 / N 120 [ $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ ]
21.03.2018	73	74	75	93
03.05.2018	63	55	309	327
05.06.2018	11	14	49	50
03.07.2018	12	15	24	63
01.08.2018	42	76	81	68
29.08.2018	60	47	164	161



**Abbildung 17:** Nach SIMON et al. (1988) aus  $N_{\min}$  Werten berechnete  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung [ $\text{kg N ha}^{-1}$ ] aus den Oberböden (30 cm) der Versuchspartellen auf dem Standort Barlt im Zeitraum vom 3. März bis zum 20. August 2018, Bestand Sommerweizen.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen der SIA-Messungen zeigte auch die Modellierung der Nitratauswaschung auf der Grundlage der  $N_{\min}$ -Analysen, dass Kalkung die  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung tendenziell verringert. Aufgrund der hohen Variabilität ist aber auch diese Aussage statistisch nicht zu sichern.

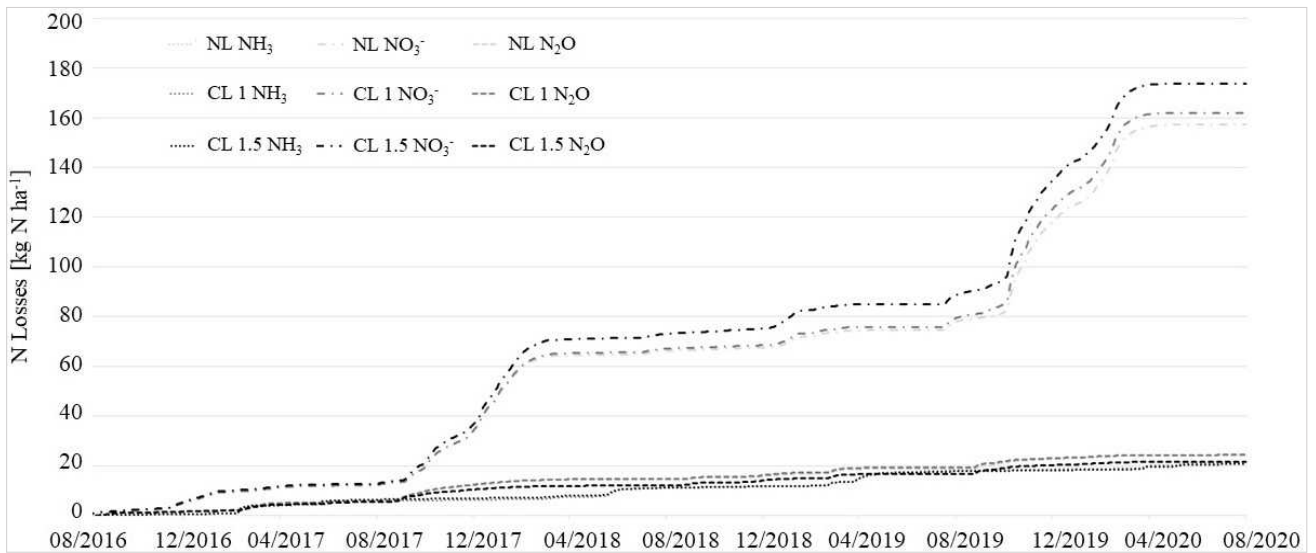
### 3.6 Modellierung mit Expert-N

Die Modellierung mit Expert-N wurde für alle sieben Versuchsstandorte und alle vier Untersuchungsjahre sowie für alle zwölf Behandlungen durchgeführt, außer für Hergarten, Schrecksbach und Puch im Jahr 2020, da für diese Fälle keine bodenphysikalischen Parameter vorlagen. Der Übersichtlichkeit halber werden hier jedoch nur die errechneten N-Verluste durch  $\text{NH}_3$ -Ausgasung,  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission und  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung für die verschiedenen Kalkbehandlungen (NL, CL 1, CL 1,5) in der N-100 Stufe dargestellt und zwar exemplarisch nur für den Standort Struckum. Für alle anderen Einzelergebnisse der Modellrechnungen sei auf die Dissertation von van Husen verwiesen.

Für den Versuchsstandort Struckum wurden vier Perioden modelliert, wobei jede Periode mit dem Tag nach der Ernte der Vorfrucht beginnt und mit dem Erntedatum endet (Winterweizen 2017 = 10.08.2016 bis 10.08.2017, Grünhafer 2018 = 11.08.2017 bis 13.07.2018, Raps 2019 = 14.07.2018 bis 29.07.2019, Winterweizen 2020 = 30.07.2019 bis 09.08.2020).

Die Ergebnisse der Modellierung sind in Abbildung 18 dargestellt. Die Verluste durch  $\text{NH}_3$ -Ausgasung und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen variierten nur wenig und lagen zwischen 3 und 9  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , was einen mittleren Gesamtverlust von 21 bzw. 23  $\text{kg N ha}^{-1}$  als  $\text{NH}_3$  bzw.  $\text{N}_2\text{O}$  im Untersuchungszeitraum ergibt. Unterschiede zwischen ungekalkten und gekalkten Behandlungen konnten nicht festgestellt werden.

Die größten N-Verluste durch  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung traten im Winter 2017-2018 und im Winter/Frühjahr 2019-2020 auf, wobei Gesamtauswaschungen von 157, 162 bzw. 174  $\text{kg NO}_3^- \text{ N ha}^{-1}$  in den Varianten NL, CL 1 und CL 1,5 ermittelt wurden.



**Abbildung 18:** N-Verluste [kg N ha<sup>-1</sup>] am Versuchsstandort Struckum, modelliert mit Expert-N für die verschiedenen Verlustpfade (NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung = gestrichelte Linien, N<sub>2</sub>O-Emission = gestrichelte Linien, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Auswaschung = gestrichelte Linien) für alle vier Untersuchungsjahre (beginnend im August 2016 (08/2016) und endend im August 2020 (08/2020)) für die verschiedenen Kalkbehandlungen (NL = hellgrau gefärbte Linie, CL 1 = dunkelgrau gefärbte Linie, CL 1,5 = schwarz gefärbte Linie).

## 4 Diskussion

### 4.1 Einfluss der Kalkung auf die chemischen Eigenschaften der Böden

**Organischer Kohlenstoff im Boden:** JACOBS et al. (2018) geben als durchschnittliche organische C-Konzentration in den Oberböden der ackerbaulich genutzten Böden in Deutschland 1,7 % an. Mit Ausnahme von Barlt und Magdeburg lagen die mittleren C-Konzentrationen auf unseren Versuchsstandorten niedriger. Die Spanne reicht von 0,66 % in Neubrandenburg bis zu 1,45 % in Struckum. In Magdeburg lag der Wert in der Nähe des für deutsche Ackerböden angegebenen Durchschnitts (1,73 %), während der Wert in Barlt mit 3,35 % deutlich höher war. Dies lässt sich dadurch erklären, dass tonhaltige Böden bei gleichem Klima höhere C-Gehalte aufweisen als sandig (MARX et al., 2016). Barlt und Magdeburg sind die Standorte mit hohen Tongehalten (45 bzw. 32 %). In Magdeburg kommt hinzu, dass dort die Böden schwarzerdeähnlich sind und damit die für diesen Boden typischen Humusgehalte aufweisen.

Vergleichsweise niedrig liegen dagegen die Humusgehalte der Böden auf dem Standort Struckum. Dort beträgt der Humusvorrat in den oberen 30 cm des Bodens  $57 \text{ t ha}^{-1}$  (Lagerungsdichte des Bodens =  $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ ) was deutlich unter dem von MORDHORST et al. (2018) mit  $69 \text{ t ha}^{-1}$  angegebenem Mittel für den organischen C-Vorrat deutscher landwirtschaftlich genutzter Oberböden liegt. Dieser Wert wird auf der Versuchsfläche Barlt mit einem organischen C-Vorrat von  $117 \text{ t ha}^{-1}$  deutlich übertroffen (Lagerungsdichte des Bodens =  $1,16 \text{ g cm}^{-3}$ ). Auch die Humusgehalte auf dem Versuchsstandort Puch liegen mit 1,12 %  $C_{\text{org}}$  vergleichsweise niedrig. CAPRIEL (2010) gibt für Ackerböden mit sandig-lehmiger Textur einen Mittelwert von 1,63 %  $C_{\text{org}}$  an. Unsere Ergebnisse auf dem Standort Puch liegen jedoch noch in der von CAPRIEL (2010) angegebenen Spanne von 1,00 bis 2,35 %  $C_{\text{org}}$ , wenn auch am unteren Ende. Die organischen C-Vorräte in den Oberböden auf den übrigen Versuchsstandorten liegen zwischen 31 (Neubrandenburg) und 77 (Magdeburg)  $\text{t ha}^{-1}$ .

Der Humus im Boden spielt eine entscheidende Rolle für die Bildung von Bodenaggregaten und damit für die Bodenstruktur. JOHANNES et al. (2017) geben als Obergrenze für das Massen-Verhältnis von Ton zu  $C_{\text{org}}$  einen Wert von 13 an, um eine stabile Struktur zu erreichen. Auf den Versuchsstandorten lag das Ton: $C_{\text{org}}$ -Verhältnis in Hergarten mit einem Wert von etwa 9 am niedrigsten. Dieser Wert liegt nahe an dem von JOHANNES et al. (2017) als optimal für die Bodenstrukturqualität beschriebenen Wert von 8. Auf den anderen Standorten liegen die Ton: $C_{\text{org}}$ -Verhältnisse deutlich über diesem Wert (Barlt, Puch und Cunnersdorf: etwa 13 bis 14) bzw. sogar höher als die von JOHANNES et al. (2017) angegebene Obergrenze (Struckum, Magdeburg, Neubrandenburg und Schrecksbach: 17 bis 19).

**Zusammenfassend lässt sich damit sagen, dass die Humusversorgung auf allen Versuchsstandorten nicht optimal ist. Diese Interpretation wird dadurch unterstützt, dass auch die C:N-Verhältnisse in den Oberböden mit Werten zwischen 8,6 (Struckum) und 10,3 (Cunnersdorf) teilweise deutlich unterhalb des von JACOBS et al. (2018) angegebenen Mittelwertes von 11 für landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland liegen, was darauf schließen lässt, dass die organische Bodensubstanz auf unseren Standorten stark abgebaut ist und es an frischem, umsetzbarem Humus fehlt.**

Ein explizites Ziel dieser Arbeit war es, weitere Hinweise auf den Einfluss der Kalkung auf den Humusgehalt zu erarbeiten. Grundsätzlich kann Kalkung den Humusvorrat aufgrund verstärkter Mineralisierung in Folge einer erhöhten biologischen Aktivität des Bodens verringern. Andererseits kann Kalkung die Humusvorräte allein durch den Ertragseffekt erhöhen. Hinzu kommt, dass die Abbaurate des Humus durch kalkungsbedingte Stabilisierung, z.B. in Folge des Einschlusses von partikulärer organischer Bodensubstanz in stabile Aggregate, reduziert werden kann (PARADELO et al., 2015). Der Netto-Effekt der Kalkung auf den

Humusvorrat hängt damit von dessen Wirkung auf die Raten der humusabbauenden bzw. humusstabilisierenden Effekte ab. Im Rahmen dieses Vorhabens konnten die einzelnen Prozesse nicht untersucht werden. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen von SÜMER (2012) zeigten sich auf unseren Standorten jedoch mit Ausnahme von Neubrandenburg und Hergarten keine Auswirkungen der Kalkung auf den Humusvorrat. Dies gilt auch für den Langzeitversuch in Cunnersdorf, wo Kalkung zwar zu einer leichten Erhöhung der Humusgehalte führte, die jedoch statistisch nicht gesichert werden konnte.

In Neubrandenburg lagen die  $C_{\text{org}}$ -Konzentrationen im Jahr 2018 auf den gekalkten Parzellen im Mittel (statistisch allerdings nicht signifikant) dagegen unter jenen in den Böden auf den Kontrollparzellen (NL: 0,65 %, CL 1: 0,62 %, CL 1,5: 0,60). Unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte von  $1,66 \text{ g cm}^{-3}$  entspräche die Verringerung des Humusvorrates einem Verlust von etwa 1.500 bzw. 2.500  $\text{kg } C_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  in den oberen 30 cm der Böden auf den Parzellen CL 1 bzw. CL 1,5 im Vergleich mit den Kontrollparzellen. Diese Werte liegen deutlich über den von KEEL et al. (2019) mit  $1.350 \text{ kg } C_{\text{org}} \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  angegebenen maximalen Abbauraten für organische Substanz auf Ackerböden. Die Autoren geben  $290 \text{ kg } C_{\text{org}} \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  als mittleren Humusverlust in Folge unterschiedlicher Düngung und Bearbeitung von Ackerböden an. Da sich die Humusvorräte auf unseren gekalkten und ungekalkten Parzellen in Neubrandenburg in den Jahren 2019 und 2020 nicht mehr unterschieden (2019: NL: 0,70 %, CL 1: 0,70 %, CL 1,5: 0,69; 2020: NL: 0,67 %, CL 1: 0,66 %, CL 1,5: 0,65) müssen wir für 2018 von einem Zufallsergebnis ausgehen.

In Hergarten konnte eine tendenziell steigende Humus-Konzentration als Folge der Kalkung beobachtet werden: Im Jahr 2020 betragen die  $C_{\text{org}}$ -Konzentrationen 1,47, 1,53 und 1,64 % in den Böden auf den NL-, der CL 1- bzw. der CL 1,5-Parzellen. Auffallend ist, dass dieser Anstieg der  $C_{\text{org}}$ -Gehalte an dem Standort beobachtet wurde, auf dem als einzigem nahezu keine Wirkung der Kalkung auf den pH-Wert des Bodens gemessen werden konnte. Dies deckt sich mit einer Untersuchung von WACHENDORF (2015). Nach CAIRES et al. (2015) ist der Rückgang des Humus-Abbaus nach der Kalkung höchstwahrscheinlich auf die Bildung von Ton-Humus-Komplexen zurückzuführen. Der in Hergarten gemessene maximale Anstieg der  $C_{\text{org}}$ -Gehalte um 0,17 % entspricht einer Festlegung von etwa  $7.500 \text{ kg C ha}^{-1}$  innerhalb der vier Untersuchungsjahre. Jährlich wären damit fast  $2.000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  kalkungsbedingt gespeichert worden. Vor dem Hintergrund der verfügbaren Daten zur C-Sequestrierung in Ackerböden, die zwischen 300 und  $1000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  liegen (OLSON et al., 2014; SMITH, 2004), sind die in Hergarten gemessenen  $C_{\text{org}}$ -Gewinne wahrscheinlich überschätzt.

**pH-Werte der Böden:** Die Entwicklung des Boden-pH-Wertes nach der Kalkung ist auf mehreren Versuchsflächen vergleichbar: In Magdeburg, Neubrandenburg, Schrecksbach und Puch hatten die pH-Werte der gekalkten Böden ihr Maximum bei der ersten Beprobung, also drei (Schrecksbach) bis neun (Puch) Monate nach der Kalkung erreicht. Dies steht in völliger Übereinstimmung mit den veröffentlichten Ergebnissen von Untersuchungen zur Wirkung der Kalkung auf den pH-Wert des Bodens, in denen von einem schnellen Anstieg des pH-Wertes berichtet wird (z.B. EDMEADES et al. 1983; KEIBLINGER et al. 2016).

Verglichen mit den von VDLUFA (2000a; 2000b) empfohlenen Boden-pH-Bereichen lagen die Werte in den Böden der Versuchsstandorte Magdeburg, Neubrandenburg, Schrecksbach und Puch im Jahr 2017 teilweise, allerdings nur kurzzeitig, sogar zu hoch.

**Insgesamt bestätigen unsere Ergebnisse grundsätzlich, dass die nach VDLUFA empfohlenen Kalkmengen ausreichen, um die Ziel-pH-Werte der Böden zu erreichen. Diese Interpretation wird durch die Ergebnisse auf dem Langzeitversuch in Cunnersdorf bestätigt, wo der Boden-pH-Wert der gekalkten Behandlungen nahezu perfekt im empfohlenen Boden-pH-Bereich liegt.**

**Kationenaustauschkapazität (KAK) und Summe austauschbarer Basen (S-Wert):** Auf der Versuchsfläche in Struckum liegt die effektive KAK der Böden auf den Kontrollparzellen im Mittel bei  $124 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$  Boden, während der entsprechende Wert für die potenzielle KAK  $212 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$  Boden beträgt.

Diese Werte sind für einen Haplic Gleysol vergleichsweise niedrig. AMELUNG et al. (2018) geben für diesen Bodentyp 250 und 370 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> als durchschnittliche effektive bzw. potenzielle KAK an. Eine mögliche Erklärung ist der geringere Gehalt an C<sub>org</sub> (ca. 1,45 %) auf dem Versuchsstandort Struckum im Vergleich mit dem von AMELUNG et al. (2018) für Haplic Gleysols angenommenen Wert (2,72 %) sowie der geringere Tongehalt (28 % gegenüber 39,5 % bei AMELUNG et al. (2018)).

Auf dem Versuchsstandort Barlt lagen die durchschnittliche effektive und potenzielle KAK bei 237 bzw. 340 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden, wenn kein Kalk aufgebracht wurde. Diese Messwerte stimmen gut mit der Literatur überein (250 bzw. 370 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> für effektive und potenzielle KAK, AMELUNG et al. (2018)).

Vergleichswerte für Böden auf dem Versuchsstandort in Magdeburg liegen bei 230 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, während der gemessene Durchschnitt bei 184 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> lag. Auch in Neubrandenburg, Hergarten, Schrecksbach und Puch lag die KAK unter den einschlägigen Referenzwerten. Ein Grund dafür können die vergleichsweise niedrigen Humusgehalte der Böden auf unseren Versuchsstandorten sein.

Der S-Wert (der die Summe der austauschbaren Kationen Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> und Na<sup>+</sup> beschreibt) wurde an allen Versuchsstandorten gemessen. In Übereinstimmung mit der Literatur korrelieren Boden-pH-Wert und S-Wert positiv. In Struckum wurde die deutlichste Erhöhung des S-Wertes durch Kalkung im Jahr 2020 festgestellt, wo auch der Unterschied im Boden-pH-Wert zwischen ungekalkten und gekalkten Behandlungen am größten war. Auf dem Versuchsstandort Magdeburg war dies bereits 2017 der Fall, während in Neubrandenburg die Unterschiede zwischen ungekalkten und gekalkten Behandlungen beim Boden-pH-Wert sowie beim S-Wert 2017 und 2020 besonders deutlich waren. Die Zusammenhänge zwischen Kalkung, pH-Wert und effektiver KAK bzw. S-Wert wurden von AMEYU (2019) als auch von EDMEADES et al. (1983) beschrieben. Kalk neutralisiert H<sup>+</sup> an den funktionellen Gruppen der organischen Bodensubstanz, dadurch entstehen variable Ladungsplätze, diese werden von Ca<sup>2+</sup> besetzt. Ähnliche Beobachtungen wurden auch von SLATTERY et al. (1995) gemacht, die darüber hinaus einen anschließenden positiven Effekt auf den Kornertrag beschreiben. Die Autoren führen die Ertragssteigerung auf verringerten Al-Toxizität zurück. Aluminium-Toxizität dürfte auf unseren Standorten allerdings keine Rolle spielen, da die pH-Werte durchweg deutlich über 5,0 lagen.

**Wasserstabile Makroaggregate:** Stabile Bodenaggregate sind die Grundlage für eine mit Blick auf die NUE optimale Bodenstruktur. So sollten die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Auswaschung als Folge einer verbesserten Durchwurzelbarkeit und die Denitrifikation als Folge einer verbesserten Belüftung reduziert sein. Hinzu kommt, dass auch die Bodenerosion als Folge verbesserter Infiltration verringert wird.

Die Effekte der Kalkung auf die Stabilität der Bodenstruktur sind nicht abschließend bekannt. Kalk kann die Aggregatstabilität auf verschiedene Weise gegenläufig beeinflussen. So kann ein erhöhter pH-Wert zu einer Dispersion von Ton führen (DI SANTE et al., 2014), was die Aggregatstabilität senkt. Andererseits führen hohe Ca<sup>2+</sup>-Aktivitäten zur Koagulation der Tonpartikel, was die Aggregatstabilität erhöht. Erhöhte mikrobielle Aktivität in Folge der Kalkung kann ebenfalls einerseits die Aggregatstabilität verringern, wenn labile organische Stoffe abgebaut werden (HAYNES UND NAIDU, 1998)), andererseits produzieren die Mikroorganismen polymere organische Stoffe, die strukturstabilisierend wirken. Die meisten Untersuchungen ergaben einen positiven Einfluss der Kalkung auf die Aggregatstabilität, zumindest nach einigen Jahren (HOLLAND et al., 2018).

Als Maß für die Aggregatstabilität bestimmten wir den Anteil der wasserstabilen Makroaggregate mittels Naßsiebung, ausgedrückt als Aggregationsgrad in [%]. Unsere Untersuchungen an Bodenproben von den Versuchsstandorten Struckum, Barlt, Magdeburg und Puch ergaben durchschnittliche Aggregationsgrade zwischen 96 und nahezu 100 %. MURER et al. (1993) fanden ebenfalls hohe Aggregationsgrade von über 90 %, allerdings nur in Proben eines Dauergrünlandbodens mit einem entsprechend hohen Gehalt an organischer Substanz von 4,7 %. Im Vergleich zu den übrigen Ergebnissen dieser Autoren und jenen von KEIBLINGER et al. (2016), die Aggregationsgrade zwischen etwa 20 und 70 % fanden, sind die

Aggregationsgrade unserer Böden deutlich höher. Eine Erklärung mag in der Probenvorbehandlung liegen. Während unsere Proben mit möglichst geringer Störungen aus den Feldern entnommen und ohne weiteres untersucht wurden, zerkleinerten und siebten KEIBLINGER et al. (2016) ihre Proben. Ein weiterer Unterschied zwischen unseren und den meisten anderen Untersuchungen (z. B. KEIBLINGER et al. (2016) und MURER et al. (1993)) besteht darin, dass wir nicht auf Aggregate mit einer Größe von 1 bis 2 mm vorselektierten, sondern auch größere Aggregate berücksichtigt haben, die je nach Aggregationmechanismus höhere Stabilität gegenüber der Zerstörung durch Wasser aufweisen (BÜKS, 2017; DEXTER, 1988; TISDALL UND OADES, 1982). Da die Aggregationsgrade bereits bei der NL-Behandlung nahe bei 100 % lagen, ist eine weitere Verbesserung durch Kalkapplikation kaum zu erreichen, sodass spezifische Effekte der Kalkung auf die Aggregatstabilität mit dieser Methode nicht nachgewiesen werden konnten.

An den tonarmen Versuchsstandorten Neubrandenburg und Cunnersdorf wurden in einzelnen Jahren dagegen deutlich niedrigere Aggregationsgrade als auf den oben besprochenen gemessen. Sie betragen im Durchschnitt 89 (Neubrandenburg) oder sogar nur 62 (Cunnersdorf) %. Das Vorhandensein von Ton ist eine Voraussetzung für die Aggregation (AMÉZKETA, 1999). Daher lassen sich die niedrigeren Aggregationsgrade in Neubrandenburg und Cunnersdorf auf deren geringen Tongehalt von 11 % zurückführen. Wie in Neubrandenburg und Cunnersdorf festgestellt wurde, können die Ergebnisse aus verschiedenen Jahren aufgrund unterschiedlicher Witterungsbedingungen erheblich voneinander abweichen, da die aktuelle Witterung (Temperatur, Niederschlag) die Aggregation beeinflusst (AMÉZKETA, 1999; BRONICK UND LAL, 2005). Dies schränkt die Aussagekraft und Übertragbarkeit der Ergebnisse grundsätzlich ein.

Einige Messungen deuten auf eine - allerdings statistisch nicht zu sichernde - Abnahme des Aggregationsgrades hin, wenn Branntkalk eingesetzt wurde (siehe insbesondere Barlt 2018 und Cunnersdorf 2018). Dies kann nicht durch Unterschiede in der Aktivität des strukturstabilisierenden Kalziums (CHOROM et al., 1994) liegen, denn sowohl bei der CL- als auch bei der BL-Behandlung wurden gleiche Menge an  $\text{Ca}^{2+}$  appliziert wird. Eine mögliche, aber weiter zu prüfende Erklärung könnte der Einfluss der unterschiedlichen Kalke auf die mikrobielle Aktivität der Böden liefern. Der starke pH-Anstieg unmittelbar nach einer Branntkalkgabe (AMEYU, 2019; RHEINKALK KDI GmbH & Co. KG, 2013) bis zu Werten über 10, wie von KEIBLINGER et al. (2016) gezeigt, kann Veränderungen der mikrobiellen Gemeinschaft im Boden bewirken, die bei der Behandlung mit kohlenstoffreichem Kalk nicht auftreten. Dies wiederum könnte die Aggregation beeinflussen, da die mikrobielle Biomasse für die Bildung von Bodenaggregaten eine entscheidende Rolle spielt.

**Humusfraktionen:** Die Wirkung der Kalkung auf die Verteilung der organischen Bodensubstanz auf unterschiedliche Fraktion ist im Detail noch nicht geklärt. Einerseits könnte eine gesteigerte Pflanzenproduktivität sowie ein physikalischer Schutz vor Zersetzung durch Aggregation den Humus-Gehalt erhöhen, während andererseits eine verstärkte Mineralisierung als Folge einer höheren mikrobiellen Aktivität die Humus-Gehalte verringern würde (BRONICK UND LAL, 2005; PARADELO et al., 2015). Die Kalkung fördert die Mineralisierung durch Erhöhung des pH-Werts (PARADELO et al., 2015). Es kann davon ausgegangen werden, dass dies die Menge an organischem C in der freien partikulären Fraktion verringert, da diese für den Abbau durch Mikroorganismen leicht zugänglich ist (ANDRUSCHKEWITSCH et al., 2013). Nach CHAN UND HEENAN (1999) führt Kalkung tatsächlich zu Humusverlust in dieser Fraktion. Andererseits muss auch damit gerechnet werden, dass der Anteil der in Aggregate eingeschlossenen partikulären organischen Substanz in Folge von Kalkung ansteigt, da die Kalkung die Aggregation fördert (HAYNES UND NAIDU, 1998). Dies deckt sich mit den Ergebnissen von BRIEDIS et al. (2012), die eine Anreicherung von organischem C in den Aggregaten nach einer Kalkung beobachteten.

An den Versuchsstandorten in Struckum, Barlt, Magdeburg, Neubrandenburg und Cunnersdorf ist der größte Teil der organischen Bodensubstanz mineralassoziiert (89 - 95 %), während nur 1 bis 5 % bzw. 1 bis 7 % in Makro- und Mikroaggregaten eingeschlossen sind. Der Anteil der freien partikulären organischen Bodensubstanz betrug meist nicht einmal 1 %. Auf den tonreichen Versuchsflächen (Struckum, Barlt,



Magdeburg) könnte der hohe Anteil an mineralisch gebundenem organischem C durch den hohen Tongehalt erklärt werden (PLANTE et al., 2006). Auch andere Untersuchungen bestätigen, dass die höchsten Anteile der organischen Bodensubstanz mineralassoziiert sind. Auf tonärmeren Standorten können aber durchaus auch 24 bis 37 % der organischen Substanz in partikulärer, nicht an die Minerale gebundener Form vorliegen (z. B. TAN et al. (2007). Mit Blick auf unsere Versuchsstandorte stellt sich daher die Frage, warum auch auf den sandigeren Versuchsstandorten Neubrandenburg und Cunnernsdorf keine höheren Anteile der organischen Bodensubstanz in den nicht mineralassoziierten Fraktion vorlagen. Hier ist ein methodisches Artefakt nicht auszuschließen, auf das BÜKS et al. (2020) kürzlich hinwies: Die Ultraschallbehandlung kann dazu führen, dass partikuläre organische Substanz zerschlagen und in die mineralassoziierte Fraktion überführt wird, was zu einer Überschätzung des mineralassoziierten Anteils führen würde.

Möglicherweise auch aufgrund derartiger Artefakte konnten wir in unseren Untersuchungen kaum Einflüsse der Kalkung auf die Fraktionierung der organischen Bodensubstanz feststellen. Hinzu kommt, dass die in einigen Untersuchungen angedeuteten Langzeitwirkungen aufgrund der auf vier Jahre begrenzten Laufzeit unserer Arbeiten nicht geprüft werden können.

## 4.2 Einfluss von Kalkung und N-Düngung auf Erträge und NUE

Zahlreich Untersuchungen weisen Ertragssteigerungen bedingt durch Kalkung nach (z.B. DAHIYA und SINGH 1982; LAUSEN et al. 2014; CAIRES et al. 2005). Besonders starke Ertragssteigerungen um mehr als 50 % werden dann sichtbar, wenn das Boden-pH aus dem Aluminium-Pufferbereich herausgehoben wird (TANG et al. 2003).

Auch auf den meisten unserer Versuchsflächen erhöhte die Kalkung kurzfristig die Erträge und damit auch die NUE. Dies zeigte sich besonders deutlich in Magdeburg, wo im Jahr 2017 Zuckerrüben angebaut wurden. Die durchschnittlichen Trockenmasseerträge lagen bei ca. 171, 182 und 193 dt ha<sup>-1</sup> in den Behandlungen NL, CL 1 und CL 1,5, was einer Steigerung von etwa 6 bzw. 13 % von NL zu CL 1 bzw. CL 1,5 entspricht. Eine mögliche Erklärung für diese relativ deutlichen Ertragseffekte der Kalkung ist in der Empfindlichkeit von Zuckerrüben gegenüber dem pH-Wert des Bodens zu sehen. So wiesen z.B. BRESNAHAN et al. (2003) einen engen Zusammenhang zwischen Boden-pH und Zuckerrübenenertrag nach. MCENROE und COULTER (1964) untersuchten diesen Zusammenhang auf mehreren Betrieben und fanden eine durchschnittliche Ertragssteigerung von etwa 15 %, wenn der pH-Wert des Bodens von unter 6,0 auf über 7,0 erhöht wurde.

Die kalkungsbedingte Ertragssteigerung auf unserer Versuchsfläche ist wahrscheinlich deshalb geringer, weil die Unterschiede zwischen den pH-Werten der ungekalkten und der gekalkten Böden geringer waren (z.B. 2017 NL: pH 6,3, Cl 1: pH 7,1 und CL 1,5: 7,1). Kalkung führt auf diesem Standort auch zur Erhöhung des Gesamtporenvolumens bei gleichzeitiger Erhöhung der Luftkapazität und der nutzbaren Feldkapazität (FRANK et al. 2019), was ebenfalls zur Steigerung des Zuckerrübenenertrags beigetragen haben kann und mit Ergebnissen von JABRO et al. (2010) und KOCH et al. (2009) übereinstimmt.

Infolge der höheren Zuckerrübenenerträge auf den gekalkten Parzellen auf dem Versuchsstandort Magdeburg im Jahr 2017 stieg der N-Entzug von 112 kg N ha<sup>-1</sup> (NL) auf 119 (CL 1) bzw. 134 kg N ha<sup>-1</sup> (CL 1,5). Da jedoch kein N-Dünger ausgebracht wurde (aufgrund der im Frühjahr 2017 gemessenen hohen mineralischen N-Vorräte im Boden), konnte keine NUE berechnet werden.

Eine ähnliche Ertragssteigerung in den frühen Phasen der Untersuchungen als Folge der Kalkung konnte in Struckum (2017) und Neubrandenburg (2018) beobachtet werden. Allerdings wurde in beiden Fällen Winterweizen angebaut, der bekanntermaßen grundsätzlich weniger empfindlich auf niedrige Boden-pH-Werte reagiert als Zuckerrüben (TUCHER et al., 2018). Neben den nach unseren Hypothesen erwarteten Effekten der Kalkung auf eine verbesserte Ausnutzung des gedüngten Stickstoffs ist auch ein kalkungsbedingter Mineralisierungsschub insbesondere auf dem leichten Standort in Neubrandenburg nicht ausgeschlossen. Denn ein erhöhter Boden-pH-Wert fördert die mikrobielle Aktivität im Boden (BÄÄTH und ARNEBRANT, 1994; BEZDICEK et al., 2003; DA COSTA et al., 2021). So führten EDMEADES et al. (1981) gesteigerte Graserträge nach einer Kalkung auf eine erhöhte N-Mineralisierungsrate zurück.

Wenn eine solche Zunahme der Mineralisierung nach der Kalkung auftritt, wird die leicht verfügbare organische Substanz in der freien partikulären Fraktion abgebaut (HARTGE, 1959) während die mineralassoziierte und die in Aggregate eingeschlossene organische Substanz vor raschem Abbau geschützt sind (EDWARDS UND BREMNER, 1967). CHAN UND HEENAN (1999) bestätigen, dass der größte Teil des organischen Kohlenstoffs (bis zu 84 %), der nach der Kalkung mineralisiert werden kann, vorher in der freien partikulären Fraktionen vorhanden war.

Geht man von den 2017 an den Böden in Struckum gemessenen Werten aus ( $0,38 \text{ g C kg}^{-1}$  in der partikulären organischen Fraktion,  $C/N$  (Mittel über alle Humusfraktionen) = 8,6 und Lagerungsdicht =  $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ ) dann enthält die leicht abbaubare organische Substanz im Boden an diesem Standort ca.  $175 \text{ kg N}$  in den oberen 30 cm, was ein erhebliches Mobilisierungspotenzial darstellt. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die  $C/N$ -Relationen in der partikulären organischen Substanz deutlich über 8,6 liegen werden und dass nicht sämtliche partikuläre organische Substanz abgebaut wird.

Die durchschnittlichen Erträge auf dem Versuchsstandort Struckum lagen 2017 bei 35,5, 41,6 und 43,3 dt Trockenmasse  $\text{ha}^{-1}$  auf den nicht mit N gedüngten Parzellen NL, CL 1 und CL 1,5. Die auf die Kalkung zurückzuführenden Ertragssteigerungen betragen somit 17 bzw. 22 %. Der N-Entzug stieg von durchschnittlich 50,1 (NL) auf 61,0 (CL 1) und 64,2 (CL 1,5)  $\text{kg N ha}^{-1}$ . Dies macht gerade einmal etwa 7 % des in der leicht verfügbaren organischen Substanz vorhandenen N-Vorrats der Böden aus.

Wahrscheinlich aufgrund des geringeren Tongehalts war der Anteil der nicht mineralassoziierten organischen Substanz am gesamten Humus in den Böden in Neubrandenburg mit 8,6 % deutlich höher als in Struckum. Die durchschnittliche organische C-Konzentration betrug  $6,6 \text{ g C kg}^{-1}$ . Unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte von  $1,58 \text{ g cm}^{-3}$  und eines  $C/N$ -Verhältnisses von 8,9 lässt sich daraus ein leicht mobilisierbarer N-Vorrat von ca.  $300 \text{ kg N ha}^{-1}$  in den oberen 30 cm im Jahr 2018 errechnen. Es ist anzunehmen, dass ein Teil dieses Stickstoffs freigesetzt wurde. Dafür spricht auch die Abnahme der N-Konzentrationen auf den gekalkten Parzellen (NL:  $0,76 \text{ g kg}^{-1}$ , CL 1:  $0,73 \text{ g kg}^{-1}$ , CL 1,5:  $0,71 \text{ g kg}^{-1}$ ), die allerdings nicht statistisch gesichert werden kann.

In Neubrandenburg lag der durchschnittliche Ertrag im Jahr 2018 bei 33,1 (NL), 39,2 (CL 1) und 39,6 (CL 1,5) dt Trockenmasse  $\text{ha}^{-1}$ , was einer Steigerung von 18 (von NL auf CL 1) und 20 (von NL auf CL 1,5) % entspricht. Statistisch signifikant sind diese deutlichen Auswirkungen der Kalkung auf den Ertrag aufgrund der Streuungen jedoch nicht. Das statistische Werkzeug "G Power" ist in der Lage, den Stichprobenumfang zu berechnen, der notwendig wäre, um einen Unterschied mit Signifikanz nachzuweisen (FAUL et al., 2009). In diesem Fall ergab es, dass 13 Wiederholungen (= Parzellen) pro Behandlung notwendig sind, um die durch die Kalkung erreichte Ertragssteigerung statistisch signifikant nachzuweisen.

Anders als in Struckum war der Anstieg des N-Entzugs innerhalb der gekalkten Varianten relativ geringer als der Ertragszuwachs. Da die jeweiligen durchschnittlichen N-Entzüge 60,8 (NL), 71,3 (CL 1) und 69,3 (CL 1,5)  $\text{kg N ha}^{-1}$  betragen, entsprechen diese Ergebnisse einer Steigerung von 17 (von NL zu CL 1) und 14 (von NL zu CL 1,5) %. Die N-Entzugssteigerungen betragen demnach 10,5 (von NL auf CL 1) und 8,5 (von NL auf CL 1,5)  $\text{kg N ha}^{-1}$ . Dies entspricht nur etwa 3 % des in der verfügbaren organischen Bodensubstanz enthaltenen N-Vorrates.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch andere Autoren. So untersuchten EDMEADES et al. (1986), ob sich die Kalkanwendung auf die Stickstoffaufnahme einer gemischten Weidelgras-Weißklee-Weide auswirkt. Sie konnten eine erhöhte Trockenmasseproduktion des Weidelgrases nachweisen, die mit einer erhöhten N-Aufnahme durch das Gras einher ging. Die Autoren stellten eine durchschnittliche Steigerung der N-Aufnahme um etwa  $25 \text{ kg N ha}^{-1}$  pro Jahr fest und führen dies auf erhöhte N-Mineralisierung als direkte Folge der Kalkung zurück. Außerdem zitieren sie eine andere Untersuchung, bei der die N-Aufnahme von Hafer im ersten Jahr nach der Kalkung um 15 bis  $42 \text{ kg N ha}^{-1}$  erhöht wurde. EDMEADES et al. (1986) weisen darauf hin, dass diese Kalkeffekte nur kurzfristig anhalten.

Einige weitere Beobachtungen an den beiden Versuchsstandorten in Struckum und Neubrandenburg stützen die Annahme, dass die Ertragssteigerung eine Folge der durch Kalkung bedingten N-Mineralisierung ist, während andere Beobachtungen nicht mit dieser Hypothese übereinstimmen. In Struckum war N offensichtlich der ertragsbegrenzende Faktor, da i.d.R. eine deutliche Ertragssteigerung durch N-Düngung (N 80) erzielt werden konnte. Die weitere Erhöhung der N-Gabe (N 100 und N 120) führten dagegen nicht zu

weiteren Ertragszuwächsen. Dass Kalkung unter der N-Mangelsituation (N 0) zu Ertragssteigerungen führte stützt demnach die Hypothese einer kalkungsbedingten N-Mineralisierung im ersten Versuchsjahr. Im letzten Versuchsjahr (2020) führte die Kalkung auch auf den Parzellen, auf denen N gedüngt wurde, zu deutlichen Ertragszuwächsen (s. Abb. 5). Dies geht einher mit steigenden pH-Werten, die nicht unmittelbar nach der Kalkung, sondern erst verzögert auftraten.

In Neubrandenburg 2018 variierte die NUE zwischen 69 und 107 %, was auf eine ausreichende N-Versorgung bei mineralischer N-Düngung hindeutet. Darüber hinaus konnte 2018 ein leichter Rückgang der organischen Bodensubstanz insgesamt sowie der Anteile an organischem C in der freien partikulären Fraktion festgestellt werden, was ebenfalls auf eine Mineralisierung des organisch gebundenen Stickstoffs als Ursache für die Ertragseffekte der Kalkung auf den N 0 Parzellen deutet. In den Folgejahren war auf den N 0 Parzellen kein Einfluss der Kalkung auf den Ertrag mehr zu beobachten, sodass auf den Böden in Neubrandenburg von einem kurzzeitigen kalkungsbedingten Mineralisierungsschub ausgegangen werden muss. Dieser erklärt die positiven Effekte der Kalkung auf den N 0 Parzellen in Neubrandenburg jedoch nicht hinreichend. Denn im Gegensatz zu den Ergebnissen auf dem Standort Struckum und auch auf allen anderen Standorten kann in Neubrandenburg nicht eindeutig und klar von N-Mangel ausgegangen werden, da die N-Düngung keine deutlichen Ertragseffekte zeigte. Hinzu kommt, dass auch bei den N-Stufen N 100 und N 120 eine Tendenz zur Ertragssteigerung nach der Kalkung beobachtet wurde. Auch dies legt einen anderen Grund als N-Mineralisierung für die mit der Kalkung einhergehende Ertragssteigerung nahe.

**Zusammenfassend zeigen unsere Untersuchungen in Übereinstimmung mit der Literatur, dass Kalkung vor allem auf leichten Böden kurzfristig erhebliche Beiträge zur N-Versorgung der Bestände durch verstärkte Mineralisierung der organischen Bodensubstanz leisten kann. Dies sollte bei der Ermittlung des N-Düngebedarfs im landwirtschaftlichen Pflanzenbau berücksichtigt werden. Um realistische Annahmen über die jeweilige N-Menge zu erhalten, sind weitere Untersuchungen notwendig.**

Auf den Versuchsstandorten Struckum und Barlt, konnte in den späteren Phasen der Untersuchungen ein positiver Effekt der Kalkung auf den Ertrag beobachtet werden. Beim Anbau von Winterweizen in Struckum im Jahr 2020 betragen die durch Kalkung erzielte Ertragszuwächse im Vergleich zur NL-Variante 11,3, 14,1, 11,0 bzw. 13,0 % (Mittelwerte aus CL 1 und CL 1,5 sowie BL 1 und BL 1,5) für die N-Stufen N 0, N 80, N 100 bzw. N 120. Eine ähnliche Tendenz zeigte sich auch bei Wintergerste auf dem Standort Barlt. Allerdings konnte keiner der Befunde auf dem Versuchsstandort Barlt im Jahr 2020 mit statistischer Signifikanz belegt werden, während in Struckum zumindest die durch Kalkung erzielten Ertragssteigerungen in der N 80-Stufe statistisch signifikant waren. Analysen mit "G Power" zeigten, dass bei der gegebenen Varianz am Standort Balt 19, 88 bzw. 108 Wiederholungen (= Parzellen) je Behandlung notwendig wären, um den durch die Kalkung erzielten Ertragszuwachs bei der Behandlung N 80, N 100 bzw. N 120 statistisch signifikant nachzuweisen. Dies deutet auf das grundlegende Problem bei der statistischen Absicherung kleiner Effekte in Feldversuchen.

Anders als im vorangegangenen Kapitel beschrieben, zeigte sich der Kalkungseffekt auf den Ertrag in Struckum und Barlt im Jahr 2020 meist unabhängig von der N-Behandlung, und gleichzeitig lag die NUE (teilweise deutlich) unter 100 %, was als Hinweis darauf gewertet werden kann, dass eine Erhöhung der N-Verfügbarkeit durch die Kalkung hier wohl nicht der Grund für die Ertragssteigerung sein kann. BARTELS et al. (1985) berichten von Ertragssteigerungen auf Moorflächen, die nach einer Kalkung als Folge verbesserter bodenphysikalischer Bedingungen auftreten. Nach FRANK et al. (2020) wurde die nutzbare Feldkapazität jedoch - wenn überhaupt - nur zu Beginn der Untersuchung (in Struckum z. B. vor allem 2017 und 2018 geringfügig) erhöht. Da ein positiver Effekt der Kalkung bei der Ertragsermittlung auf allen Parzellen in den Jahren 2017 und 2018 nicht zu erkennen war, kann davon ausgegangen werden, dass entweder die Wasserverfügbarkeit nicht der limitierende Faktor war oder der Effekt zu gering war, um in Form einer Ertragssteigerung sichtbar zu werden.

Dagegen korrelieren die durch Kalkung veränderten bodenchemischen Eigenschaften wie pH- und S-Wert mit den kalkungsbedingten Ertragszuwächsen, was besonders am Standort Struckum sichtbar wurde. Wie bereits beschrieben, dauerte es offensichtlich einige Zeit, bis der Kalk dort seine volle Wirkung auf die chemischen Bodeneigenschaften zeigte. Dies lässt sich anhand der relativen Steigerungen der Boden-pH-Werte durch die Kalkung (Durchschnitt aller gekalkten Behandlungen) im Vergleich zu den ungekalkten Behandlungen verdeutlichen, die 2017, 2018 und 2019 jeweils 17, 20 bzw. 21 % betragen, im Jahr 2020 mit 25 % jedoch am größten waren. Erst in den Jahren 2019 und 2020 waren die Unterschiede der pH-Werte der Böden auf den gekalkten und den ungekalkten Parzellen statistisch signifikant verschieden.

Wie auf dem Versuchsstandort Struckum, korreliert auch in Barlt der Ertrag am ehesten mit den bodenchemischen Eigenschaften, obwohl die Kalkwirkung auf die bodenchemischen Parameter an diesem Versuchsstandort vergleichsweise gering war. Der durch die Kalkung erzielte Anstieg des Boden-pH-Wertes (im Durchschnitt aller gekalkten Behandlungen) im Vergleich zu den ungekalkten Behandlungen betrug in allen vier Untersuchungsjahren etwa 5 bis 6 %. Außerdem ist die Korrelation zwischen dem pH-Wert des Bodens und dem S-Wert nicht so ausgeprägt wie auf dem Versuchsstandort Struckum.

Der Zusammenhang von Boden-pH und S-Wert sowie effektiver KAK wurde bereits in Kapitel 4.1 diskutiert. Die engen Korrelationen zwischen S-Wert, KAK und pH-Wert sind vielfach belegt (CORRE et al. 2003; ROGASIK et al. 2005; EDMEADES et al. 1986; DINKECHA 2019). Positive Ertragsreaktionen als Folge verbesserter chemischer Eigenschaften durch Kalkanwendung, wie sie in Struckum und Barlt (2020) nachgewiesen wurden, finden auch AMEYU (2019) und HOLLAND et al. (2018).

**Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die langfristig positive Wirkung der Kalkung auf den Ertrag, die in Struckum und Barlt im Jahr 2020 beobachtet wurde, mit einer Verbesserung der bodenchemischen Bedingungen einher geht. Aufgrund der durch die Kalkung verursachten Ertragssteigerung ist der N-Entzug und damit auch die NUE im Vergleich zu den ungekalkten Varianten erhöht. In Struckum beträgt die durch die Kalkung erzielte Erhöhung des N-Entzugs 19, 28, 18 und 24 kg N ha<sup>-1</sup> in den Behandlungen N 0, N 80, N 100 und N 120, was eine durchschnittliche Erhöhung des N-Entzugs um 22 kg N ha<sup>-1</sup> ergibt. Dies entspricht Steigerungen der NUE um 20, 11 bzw. 12 % auf den N 80-, N 100- und N 120-Parzellen, was eine durchschnittliche NUE-Zunahme von 14 % ergibt. In Barlt beträgt die Erhöhung des N-Entzugs infolge der Kalkung im Durchschnitt 9 kg N ha<sup>-1</sup>. Die NUE wurde dadurch auf den N 80-, N 100- und N 120-Parzellen um 9, 10 bzw. 5 % erhöht. Wenn davon ausgegangen wird, dass die erhöhte N-Aufnahme keine Folge eines kalkungsbedingten Mineralisierungsschubes ist (was drei Jahre nach der Kalkung sehr unwahrscheinlich ist), dann kann dies in Übereinstimmung mit den dieser Arbeit zugrunde liegenden Hypothesen als eine nachhaltige Steigerung der NUE angesehen werden. Bezogen auf den durchschnittlichen N-Überschuss auf deutschen Ackerstandorten von 78 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> (HÄUBERMANN et al., 2019), führen die gemessenen durchschnittlichen Erhöhungen des N-Entzugs zu einer Reduktion der N-Überschüsse um 28 % in Struckum (2020) bzw. 12 % in Barlt (2020).**

### 4.3 NUE und Stickstoffverluste

Das übergeordnete Ziel dieser Arbeit ist es, die potenzielle Steigerung der NUE und die damit einhergehende Verringerung des N-Überschusses zu quantifizieren, die durch eine bodenspezifisch optimale Kalkversorgung erreicht werden kann.

Die für diese zusammenfassende Berechnung verwendeten Zahlen stammen von den Versuchsstandorten Struckum (2017, 2018, 2020), Barlt (2017 - 2020), Magdeburg (2018, 2019), Neubrandenburg (2018 - 2020) und Puch (2017 - 2020). Die Ergebnisse von den Versuchsstandorten Hergarten und Schrecksbach konnten

aufgrund der hohen Variabilität der Böden auf den Versuchsparzellen nicht berücksichtigt werden. Magdeburg (2017 und 2020) und Struckum (2019) mussten aufgrund von Versuchsfehlern ausgeschlossen werden.

**Im Mittel über alle Kalkvarianten und Versuchsjahre hinweg reduzierte die Kalkung die N-Überschüsse um 9,9, 2,8, 7,1, 4,1 und 1,3 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> auf den Versuchsstandorten Struckum, Barlt, Magdeburg, Neubrandenburg und Puch, was einen Durchschnitt von 5,0 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> ergibt. Diese Werte entsprechen einer Zunahme der NUE um 6,2, 1,6, 8,7, 2,9 und 0,8 % auf diesen Versuchsflächen, was einem Durchschnitt von 4,0 % entspricht. Bezogen auf den durchschnittlichen N-Überschuss auf deutschen Ackerböden von 78 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> (HÄUBERMANN et al., 2019) entspricht die durchschnittliche Verringerung der N-Verluste um 5,0 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> einer Reduktion von 6,5 %.**

Durch Modellierung mittels Exper-N sollen im Folgenden die Beiträge der drei N-Verlustpfade NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung, N<sub>2</sub>O-Emission und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Auswaschung zur gesamten Verringerung der N-Verluste abgeschätzt werden. Die dazu getroffenen Annahmen sind detailliert in der Dissertation von van HUSEN (2022) beschrieben. Die Ergebnisse dieser Modellierungen sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Nach den Ergebnissen der Modellierung hat die Kalkung kaum einen Einfluss auf die NH<sub>3</sub>-Ausgasung. Dies stimmt mit den in Kapitel 3.5.1 dargestellten Messergebnissen zur NH<sub>3</sub>-Ausgasung auf den Standorten Magdeburg und Struckum überein und wird in der Literatur bestätigt (ADAMS und MARTIN 1984).

**Tabelle 7:** Mittelwerte der auf den Versuchstandorten gemessenen N-Überschussreduktion durch Kalkung und die modellierten Beiträge der einzelnen Verlustpfade.

Standort	Reduktion des N-Überschusses [kg N ha <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]	Anteil der Pfade [%]			Reduktion je Pfad [kg N ha <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]		
		NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub> O	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub> O	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<b>Struckum</b>	9.9	-8	15	93	-0.8	1.5	9.2
<b>Barlt</b>	2.8	1	53	46	0.0	1.5	1.3
<b>Magdeburg</b>	7.1	1	83	16	0.1	5.9	1.1
<b>Neubrandenburg</b>	4.1	3	75	22	0.1	3.1	0.9
<b>Puch</b>	1.3	3	74	23	0.0	1.0	0.3
<b>Mittel</b>	5.0				-0.1	2.6	2.6

Im Gegensatz zur NH<sub>3</sub>-Ausgasung reduzierte die Kalkung die N<sub>2</sub>O-Emissionen auf allen Standorten deutlich. Dieses Ergebnis wird von McMILLAN et al. (2016) und MUKUMBUTA (2017) bestätigt. Auf den Versuchsstandorten in Neubrandenburg und Magdeburg wurden die stärksten Reduktionen für die N<sub>2</sub>O-Emission berechnet. Da die unter anaeroben Bedingungen stattfindende Denitrifikation die Hauptquelle für die N<sub>2</sub>O-Bildung darstellt (McMillan et al., 2016), sollte eine Verbesserung der Bodenstruktur und eine damit einhergehende verbesserte Bodenbelüftung zu einer Verringerung der N-Verluste über diesen Weg führen. Es ist daher zunächst überraschend, dass die Modellierung geringe N<sub>2</sub>O-Emission vor allem an dem relativ

sandigen Versuchsstandort in Neubrandenburg liefert. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Erhöhung des pH-Wertes in Folge der Kalkung das Verhältnis von  $N_2O$  zu  $N_2$  bei der Denitrifikation senkt (ADAMS und MARTIN, 1984). In Übereinstimmung mit unseren Ergebnissen berichten auch GU und RILEY (2010) über reduzierte  $N_2O$ -Emissionen als Folge der Kalkung auf Sandböden.

In Übereinstimmung mit der Literatur (GIBBONS et al. 2014) verringert Kalkung auch die  $NO_3^-$ -Auswaschung auf allen Standorten, besonders auf jenen mit hohem Tongehalt (Struckum und Barlt). Wie in der Einleitung erläutert, soll die Kalkung die  $NO_3^-$ -Auswaschung auch durch eine Verbesserung der Bodenstruktur verringern, was besonders in tonhaltigen Böden eine Rolle spielt. Darüber hinaus erhöhen die insgesamt verbesserten Bedingungen für das Wachstum und die Entwicklung der Pflanzen deren N-Bedarf und damit ihre N-Aufnahme, was den N-Verlust insgesamt verringert.

**Auf der Grundlage unserer Ergebnisse soll im Folgenden eine Extrapolation auf die gesamte deutsche Ackerfläche erfolgen. Ziel ist eine erste grobe Abschätzung der gesamtheitlichen Auswirkungen einer Optimierung der Kalkversorgung der Ackerböden auf die dissipativen Stickstoffverluste des Ackerbaus an die Umwelt.**

In einem ersten Schritt wurden dazu im Rahmen einer umfassenden Datenrecherche die Stickstoffbilanz der deutschen Landwirtschaft sowie die einzelnen N-Verlustpfade quantifiziert. Der methodische Ansatz und die Quellen der Datengrundlage sind ausführlich bei van HUSEN (2022) beschrieben. Tabelle 8 zeigt das Ergebnis dieser Datenanalyse. Der jährliche N-Überschuss, berechnet als Differenz zwischen der Summe aller N-Einträge abzüglich der N-Entzüge, beträgt danach im Mittel  $79 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ . Die Summe aller N-Verluste beträgt dagegen  $68 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ , sodass eine nicht erklärte Differenz von ca.  $11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  offen ist.

**Tabelle 8:** Stickstoffbilanz der Landwirtschaft in Deutschland sowie die einzelnen Pfaden zuzuordnenden Verluste (zum methodischer Ansatz und zur Datengrundlage wird auf van Husen (2022, Kapitel 4.2.2.3, S. 210 ff.) verwiesen).

	<b>Gesamtmenge</b> [Tg N]	<b>[kg N ha<sup>-1</sup>]</b>
<b>Input</b>		
Synthetische Dünger	1.74	104
Organische Dünger	1.49	89
Biologische N-Bindung	0.22	13
Deposition	0.23	14
Sonstige Einträge	0.13	8
Summe	3.81	228
<b>Entzug</b>	2.49	149
<b>Überschuss</b> (Input – Entzug)	1.32	79
<b>N-Verluste</b>		
NH <sub>3</sub>	0.29	17
N <sub>2</sub> O	0.05	3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.42	25
NO <sub>x</sub>	0.07	4
N <sub>2</sub>	0.31	19
Summe	1.14	68
<b>Lücke</b> (Überschuss – Verluste)	0.18	11

In einem zweiten Schritt werden nun die im Rahmen unserer Untersuchungen festgestellten Reduktionen der N-Verluste durch Kalkung auf die in Tabelle 8 angegebenen N-Verluste übertragen. Wie gezeigt, beeinflusste die Kalkung im Mittel die NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung kaum, während die Emissionen von N<sub>2</sub>O sowie die Auswaschung von NO<sub>3</sub><sup>-</sup> im gesamten Mittel jeweils um 2,6 kg N ha<sup>-1</sup> reduziert wurden. Geht man davon aus, dass diese über einen Zeitraum von vier Jahren auf insgesamt fünf deutschlandweit verteilten Standorten gefundenen Ergebnisse repräsentativ für Deutschland sind, dann ließen sich die in Tabelle 9 angegebenen Einsparpotenziale realisieren, wenn alle kalkbedürftigen Ackerflächen optimal mit Kalk versorgt würden. Nach JACOBS et al. (2018) sind derzeit 42 % der deutschen Ackerflächen unzureichend mit Kalk versorgt.



**Tabelle 9:** Aktuelle N-Verluste nach Tab. 8 und die bei Optimierung der Kalkung prognostizierten potenziellen N-Verluste.

Pfad	Aktuelle N-Verluste (Ta. 8)		Potenzielle N-Verluste nach Optimierung der Kalkversorgung		Differenz [%]
	[Tg N a <sup>-1</sup> ]	[kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[Tg N a <sup>-1</sup> ]	[kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	
<b>NH<sub>3</sub></b>	0.29	17	0.29	17	0
<b>N<sub>2</sub>O</b>	0.05	3	0.03	2	-36
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0.42	25	0.40	24	-4

Problematisch an dieser Zusammenführung ist, dass sich die Daten in Tabelle 8 auf die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland inklusive Dauergrünland beziehen, während unsere Prognosen für Ackerböden gelten. Leider fehlen die Daten für einen differenzierteren Ansatz, sodass unser Vorgehen derzeit wohl die bestmögliche Annäherung darstellt.

Auffallend ist vor allem die starke Reduzierung der N<sub>2</sub>O-Emissionen um 36 % die durch optimale Kalkversorgung erreicht werden könnte. Selbst wenn man die hohen Werte auf dem Standort Magdeburg als Ausreißer betrachtet und nicht in die Kalkulation einbeziehen würde, bliebe noch eine Reduktion der N<sub>2</sub>O Emissionen um etwa ein Viertel.

## 5 Schlussfolgerungen

Das Hauptziel dieser Arbeit war es, das Potenzial der Kalkung zur Erhöhung der NUE zu quantifizieren. Dazu wurden sieben über ganz Deutschland verteilte Feldversuche mit unterschiedlichen Kalkungs- und N-Düngungsvarianten angelegt, in denen die Ernteerträge und die jeweiligen N-Entzüge über einen Zeitraum von vier Vegetationsperioden gemessen wurden. In diesen Versuchen sowie in einem Langzeitversuch wurden jährlich Bodenproben entnommen, um die Veränderungen der chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften zu messen, die als Folge der Kalkung auftreten. Darüber hinaus wurden die N-Verluste teilweise gemessen und eine umfassendere Boden-N-Bilanz für jeden Versuchsstandort mit Expert-N modelliert.

Die Ergebnisse stützen die übergeordnete Hypothese, dass die Kalkung auf ackerbaulich genutzten Feldern mit entsprechendem Kalkbedarf den Ernteertrag und damit auch die pflanzliche N-Aufnahme erhöht. Vor diesem Hintergrund ist zu fragen und zu klären, warum immer noch 42 % der deutschen Ackerböden pH-Werte unterhalb der empfohlenen Werte aufweisen.

Ein allgemeiner positiver Effekt der Kalkung auf die NUE konnte nachgewiesen werden. Die im Mittel über alle Standorte und Versuchsjahre hinweg durch Kalkung erreichte Erhöhung des N-Entzugs betrug  $5,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ . Unter der Annahme eines stationären Zustands des N-Vorrats im Boden bedeutet diese Erhöhung eine Verringerung des N-Überschusses um den gleichen Betrag, was einer Verringerung des durchschnittlichen deutschen N-Überschusses auf Ackerböden von  $78 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  um 6,5 % entspricht.

Auf Standorten mit hohen Erträgen, wie z.B. in Puch waren die Kalkeffekte gering. Aufgrund der hohen Varianz, bedingt durch starke Bodenheterogenität, insbesondere auf den Standorten Hergarten und Schrecksbach, konnte die Erhöhungen des N-Entzugs als Folge der Kalkung statistisch signifikant nur in Einzelfällen gesichert werden.

Eine erhöhte N-Düngung (von N 80 auf N 100 und weiter auf N 120) war in den meisten Fällen nicht effizient, da sie kaum zu einer entsprechenden Ertragssteigerung führte. Die reduzierte N-Düngung unterhalb der aktuellen Empfehlungen könnte daher sinnvoll sein, da keine signifikanten Ertragseinbußen gegenüber der N 100 Variante auftraten. Diese Aussage basiert auf Ergebnissen aus vier Versuchsjahren. Es sind jedoch weitere Untersuchungen notwendig, um festzustellen, ob die Reduzierung der N-Gabe mittel- bis langfristig zu Lasten des N-Vorrats im Boden geht. Denn auf einigen Versuchsfeldern konnte ein entsprechender Effekt beobachtet werden, der wahrscheinlich zum Teil auf eine erhöhte N-Verfügbarkeit infolge einer erhöhten Mineralisierung der organischen Bodensubstanz nach Kalkung zurückgeführt werden könnte.

Um Mineralisierungsschübe nach der Kalkung zu vermeiden, muss der pH-Wert des Bodens dauerhaft im empfohlenen Bereich liegen, so dass hohe Kalkgaben zur deutlichen und schnellen Anhebung des pH-Wertes im Boden nicht notwendig sind. Dies wiederum lässt sich durch regelmäßige, vergleichsweise geringe Kalkgaben erreichen. Liegt der Boden-pH-Wert deutlich unter dem empfohlenen Bereich und ist deshalb eine hohe Kalkdosis notwendig, kann eine schrittweise Anhebung des Boden-pH-Wertes durch Kalkung über mehrere Jahre hinweg helfen, einen starken Mineralisierungsschub zu vermeiden. Darüber hinaus könnte die potentielle N-Mineralisierung bei einer (hohen) Kalkgabe berücksichtigt werden, z. B. durch eine entsprechende Reduzierung der N-Düngung.

Ein "Langzeit"-Effekt der Kalkung konnte ebenfalls festgestellt werden, da die Kalkung teilweise auch in den späteren Untersuchungsjahren den N-Entzug erhöhte. Dies gilt vor allem auf Standorten mit schweren Böden wie Struckum und Barlt. In diesen Fällen ist der nachhaltige Anstieg der NUE höchstwahrscheinlich auf die insgesamt verbesserten Wachstumsbedingungen für die Kulturen zurückzuführen, die zu einer gesteigerten N-Aufnahme führen.

Neben den positiven Effekten der Kalkung auf die bodenchemischen Eigenschaften konnten nach der Kalkung häufig auch Verbesserungen der bodenphysikalischen Eigenschaften wie z.B. eine Zunahme der Luftkapazität, der nutzbaren Feldkapazität und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit beobachtet werden. Diese Verbesserungen waren jedoch nicht von Dauer. Die Ergebnisse dazu wurden bereits von FRANK et al. (2019, 2020) veröffentlicht. Die Autoren vermuten, dass die anfänglich durch Kalkung verbesserte Bodenstruktur in den Folgejahren durch die Bodenbearbeitung zerstört wurde, weshalb sie empfehlen, die mechanischen Eingriffe in den Boden nach der Einarbeitung des Kalkes zu reduzieren.

Entgegen der Erwartung hat diese Arbeit keine wesentlichen Beiträge zur Wirkung der Kalkung auf den Humusgehalt ergeben. Weder auf den sieben neu angelegten Versuchsfeldern noch auf dem Langzeitversuch in Cunnersdorf, der zusätzlich untersucht wurde, konnten signifikante Veränderungen der Humusgehalte als Folge der Kalkung beobachtet werden. Immerhin ist es in keinem Fall zu einer Verringerung der Humusgehalte in Folge der Kalkung gekommen, auch nicht nach 30 Jahren, wie am Standort Cunnersdorf gezeigt.

Auch auf die Wasserstabilität der Makroaggregate und den Anteil der in Aggregate eingeschlossen organischen Bodensubstanz hatte die Kalkung keine nachweisbare Wirkung. Zumindest für die neu angelegten Versuchsflächen kann vermutet werden, dass dies an der relativ kurzen Untersuchungsdauer liegt. Daher sind weitere Untersuchungen erforderlich, um mehr Informationen über den Einfluss der Kalkung auf die organische Bodensubstanz zu erhalten. Diese sollten insbesondere Langzeitversuche auf unterschiedlichen Böden und unter verschiedenen Klimabedingungen einschließen. Derartige Untersuchungen würden auch zu der Frage der N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz beitragen.

Der durch Kalkung erhöhte N-Entzug durch die Kulturpflanzen verringerte insgesamt die N-Verluste. Die Modellierungen mit Expert-N machen wahrscheinlich, dass ein erheblicher Teil der Reduktion der N-Verluste auf eine verringerte N<sub>2</sub>O-Emission zurückzuführen ist. Wenn diese Ergebnisse experimentell bestätigt werden, dann hat die Optimierung der Kalkversorgung unserer Ackerböden große Bedeutung für den Klimaschutz.

## 6 Literatur

- Amelung, W., Blume, H.-P., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M., 2018. Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. (ISBN: 9783662558713), 17th ed. Springer Spektrum, Berlin, 750 pp.
- Ameyu, T., 2019. A Review on the Potential Effect of Lime on Soil Properties and Crop Productivity Improvements. *Journal of Environment and Earth Science*. Vol. 9, No. 2, 17– 23. doi.org/10.7176/JEES/9-2-03.
- Amézketa, E., 1999. Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14, 83–151. doi.org/10.1300/J064v14n02\_08.
- Andruschkewitsch, R., Geisseler, D., Koch, H.-J., Ludwig, B., 2013. Effects of tillage on contents of organic carbon, nitrogen, water-stable aggregates and light fraction for four different long-term trials. *Geoderma* 192, 368–377. doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.005.
- Bartels, R., Kuntze, H., Schäfer, W., Scheffer, B., 1985. Kalkbedarf von Marschböden. VDLUFA-Schriftenreihe, 16, Kongressband, Darmstadt, 18 pp.
- Beese, F., Meyer, B., Pollehn, J., 1979. Veränderung des Scher- und Kompressionsverhaltens von Ap-Horizont-Material aus Löß-Parabraunerden durch Kalkung. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 142, 245–257. doi.org/10.1002/jpln.19791420212.
- Bouwman, L., K.K. Goldewijk, K.W. van der Hoek, A.H.W. Beusen, D.P. van Vuuren, J. Willems, M.C. Rufino & E. Stehfest, 2013: Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110, 20882–20887. doi.org/10.1073/pnas.1012878108.
- Briedis, C., Sá, J.C.d.M., Caires, E.F., Navarro, J.d.F., Inagaki, T.M., Boer, A., Neto, C.Q., Ferreira, A.d.O., Canalli, L.B., Santos, J.B.d., 2012. Soil organic matter pools and carbon-protection mechanisms in aggregate classes influenced by surface liming in a no-till system. *Geoderma* 170, 80–88. doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.011.
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22. doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005.
- Büks, F., 2017. Physical influence of microbial communities on the structure and occlusion of particulate organic matter in a sandy agricultural soil. Dissertation. Technische Universität Berlin, Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt. Berlin, 129 pp.
- Caires, E.F., Alleoni, L.R.F., Cambri, M.A., Barth, G., 2005. Surface Application of Lime for Crop Grain Production Under a No-Till System. *Agron. J.* 97, 791–798. doi.org/10.2134/agronj2004.0207.
- Caires, E.F., Haliski, A., Bini, A.R., Scharr, D.A., 2015. Surface liming and nitrogen fertilization for crop grain production under no-till management in Brazil. *European Journal of Agronomy* 66, 41–53. doi.org/10.1016/j.eja.2015.02.008.

- Cantarella, H., Mattos Jr., D., Quaggio, J.A., Rigolin, A.T., 2003. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 67: 215-223. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 215–223. doi.org/10.1023/B:FRES.0000003600.20499.76.
- Capriel, P., 2010. Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft ISSN 1611-4159. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising-Weißenstephan. [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p\\_38740.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_38740.pdf) (accessed 7 June 2021).
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., 2008. *Soil sampling and methods of analysis*, 2nd ed. Canadian Society of Soil Science; Taylor & Francis Group, LLC; CRC Press, Pinawa Manitoba, Boca Raton FL, 1224 pp.
- Cassman, K.G., Dobermann, A., Walters, D.T., 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31, 132–140. doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.132.
- Chan, K.Y., Heenan, D.P., 1999. Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1841–1844. doi.org/10.2136/sssaj1999.6361841x.
- Cerli, C., Celi, L., Kalbitz, K., Guggenberger, G., Kaiser, K., 2012. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil — Testing for proper density cut-off and dispersion level. *Geoderma* 170, 403–416. doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.009.
- Chaplain, V., P. Defossez, G. Delarue, J. Roger-Estrade, A.R. Dexter, G. Richard & D. Tessier, 2011: Impact of lime and mineral fertilizer on mechanical strength for various soil pHs. *Geoderma*, 167-68:360-368.
- Chau, H.W., A.Biswas, V. Vujanovic & B.C. Si, 2014: Relationship between the severity, persistence of soil water repellency and the critical soil water content in water repellent soils. *Geoderma*, 221:113-120.
- Cheng, L., R. Cord-Ruwisch & M.A. Shahin, 2013: Cementation of sand soil by microbially induced calcite precipitation at various degrees of saturation. *Canadian Geotechnical Journal*, 50:81-90.
- Chorom, M., Rengasamy, P., Murray, R.S., 1994. Clay Dispersion as Influenced by pH and Net Particle Charge of Sodic Soils. *Australian Journal of Soil Research* 32 (6), 1243–1252. doi.org/10.1071/SR9941243.
- Conway, G., 1999: *The doubly green revolution*. Comstock Book, 352 S. ISBN-13 9780801486104.
- Cuisinier, O., J.C. Auriol, T. Le Borgne & D. Deneele, 2011: Microstructure and hydraulic conductivity of a compacted lime-treated soil. *Engineering Geology*, 123:187-193.
- Dahiya, S.S., Singh, R., 1982. Effect of soil application of CaCO<sub>3</sub> and Fe on dry matter yield and nutrient uptake in oats (*Avena sativa*). *Plant Soil* 65, 79–86. <https://doi.org/10.1007/BF02376805>.
- Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research* 11, 199–238. doi.org/10.1016/0167-1987(88)90002-5.
- Di Sante, M., Fratolocchi, E., Mazzieri, F., Pasqualini, E., 2014. Time of reactions in a lime treated clayey soil and influence of curing conditions on its microstructure and behaviour. *Applied Clay Science* 99, 100–109. doi.org/10.1016/j.clay.2014.06.018.
- DWD, 2020. Index of /climate\_environment/CDC/observations\_germany. Deutscher Wetterdienst (DWD). [https://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/observations\\_germany/](https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/) (accessed 31 July 2020).

- Edmeades, D.C., Judd, M., Sarathchandra, S.U., 1981. The effect of lime on nitrogen mineralization as measured by grass growth. *Plant Soil* 60, 177–186. doi.org/10.1007/BF02374102.
- Edmeades, D.C., Rys, G., Smart, C.E., Wheeler, D.M., 1986. Effect of lime on soil nitrogen uptake by a ryegrass-white clover pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 29: 49–53. doi.org/10.1080/00288233.1986.10417973.
- Edmeades, D.C., Smart, C.E., Wheeler, D.M., Rys, G., 1983. Effects of lime on the chemical composition of ryegrass and white clover grown on a yellow-brown loam. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 26, 473–481. doi.org/10.1080/00288233.1983.10427024.
- Edwards, A.P., Bremner, J.M., 1967. Microaggregates in Soils. *Journal of Soil Science* Vol. 18, No. 1, 64–73. doi.org/10.1111/j.1365-2389.1967.tb01488.x.
- Erisman, J.W., M.A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont & W. Winiwater, 2008: How a century of ammonia synthesis changed the world. *nature geoscience* 1:636-639.
- Ertl, G. & J. Soentgen, 2015: N: Stickstoff – ein Element schreibt Weltgeschichte. *Oekom*, 272 S. ISBN: 978-3-86581-736-5.
- Fageria, N.K. & V.C. Baligar, 2005: Enhancing Nitrogen Use Efficiency in Crop Plants. *Advances in Agronomy*, 88:97–185. doi.org/10.1016/S0065-2113(05)88004-6.
- FAO, 2020. FAOSTAT. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <http://www.fao.org/faostat/en/#data> (accessed 2 June 2020).
- Faul, F., Erdfelder, E., Buchner, A., Lang, A.-G., 2009. Statistical power analyses using G\*Power 3.1: Tests for correlation and regression analyses. *Behavior Research Methods* 41, 1149–1160.
- Fiedler, H.J. & W. Bergmann, 1955: Die Wirkung verschiedener Bodenstruktur-Verbesserungsmittel. *Angewandte Chemie*, 67(22).
- Foulkes, M.J., Hawkesford, M.J., Barraclough, P.B., Holdsworth, M.J., Kerr, S., Kightley, S., Shewry, P.R., 2009. Identifying traits to improve the nitrogen economy of wheat: Recent advances and future prospects. *Field Crops Research* 114, 329–342. doi.org/10.1016/j.fcr.2009.09.005.
- Frank, T., Zimmermann, I., Horn, R., 2019. The need for lime in dependence on clay content in arable crop production in Germany. *Soil and Tillage Research* 191, 11–17. doi.org/10.1016/j.still.2019.03.013.
- Frank, T., Zimmermann, I., Horn, R., 2020. Lime application in marshlands of Northern Germany—Influence of liming on the physicochemical and hydraulic properties of clayey soils. *Soil and Tillage Research* 204, 104730. doi.org/10.1016/j.still.2020.104730.
- Galloway, J.N., F. Dentener, D.G. Capone, E.W. Boyer, R.W. Howarth, S.P. Seitzinger, G.P. Asner, C.C. Cleveland, P.J. Green, E.A. Holland, D.M. Karl, A.F. Michaels, J.H. Porter, A.R. Townsend & C.J. Vörösmarty, 2004: Nitrogen cycles : Past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153–226. doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0.

- Godinot, O., Leterme, P., Vertès, F., Carof, M., 2016. Indicators to evaluate agricultural nitrogen efficiency of the 27 member states of the European Union. *Ecological Indicators* 66, 612–622. doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.007.
- Good, A.G., Shrawat, A.K., Muench, D.G., 2004. Can less yield more? Is reducing nutrient input into the environment compatible with maintaining crop production? *Trends in plant science* 9, 597–605. doi.org/10.1016/j.tplants.2004.10.008.
- Goulding, K.W.T., Blake, L., 1998. Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals. *Agriculture, Ecosystems & Environment* Volume 67, Issues 2–3, 135–144. doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00111-4.
- Gray, C.W., S.J. Dunham, P.G. Dennis, F.J. Zhao & S.P. McGrath, 2006: Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud. *Environmental Pollution*. 142:530-539.
- Häußermann, U., Bach, M., Klement, L., Lutz, Breuer, 2019. Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 - Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen: Abschlussbericht. Texte 131/2019. Herausgeber: Umweltbundesamt. Beteiligte Institution: Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen, Dessau-Roßlau, 167 S. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen> (accessed 17 April 2020).
- Hartge, K.H., 1959. Ursachen der Verbesserung der Strukturstabilität von Böden durch die Kalkung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* Volume 85, Issue 3, 214–227. doi.org/10.1002/jpln.19590850304.
- Hartge, K.H., Ellies, A., 1977. Mechanismen der Aggregatstabilisierung in einem Tonboden mittels Branntkalk. *Geoderma* 17, 47–55. doi.org/10.1016/0016-7061(77)90004-0.
- Haynes, R.J., 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. doi.org/10.1023/A:1009738307837.
- Heffer, P. & Prud'homme, M., 2016. Global nitrogen fertilizer demand and supply: Trend, current level and outlook. *Proceedings of the 2016 International Nitrogen Initiative Conference, "Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world"*, 4.-8. December 2016, Melbourne, Australia. International Fertilizer Association (IFA), Paris, France, 11 pp. [http://www.ini2016.com/pdf-papers/INI2016\\_Heffer\\_Patrick.pdf](http://www.ini2016.com/pdf-papers/INI2016_Heffer_Patrick.pdf) (accessed 20 April 2020).
- Hirel, B., Le Gouis, J., Ney, B., Gallais, A., 2007. The challenge of improving nitrogen use efficiency in crop plants: towards a more central role for genetic variability and quantitative genetics within integrated approaches. *Journal of experimental botany* 58, 2369–2387. doi.org/10.1093/jxb/erm097.
- Holland, J.E., Bennett, A.E., Newton, A.C., White, P.J., McKenzie, B.M., George, T.S., Pakeman, R.J., Bailey, J.S., Fornara, D.A., Hayes, R.C., 2018. Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. *The Science of the total environment* 610-611, 316–332. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.020.
- Hooke, R.L., 2000: On the history of humans as geomorphic agents. *Geology*, 28 (9): 843-846.
- Hornsell, L.J.T. 1984: Effect of soil-moisture on the response of subterranean clover to lime. *Plant and Soil*, 81:295-297.

Hutson, J.L., Wagenet, R.J., 1995. An Overview of LEACHM: A Process Based Model of Water and Solute Movement, Transformations, Plant Uptake and Chemical Reactions in the Unsaturated Zone, in: Loeppert, R.H., Schwab, A.P., Goldberg, S. (Eds.), *Chemical Equilibrium and Reaction Models*. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, ISBN: 9780891189374, pp. 409–422.

Jacobs, G., 2012. Die Böden brauchen dringend Kalk. *Landwirtschaftliche Zeitschrift (LZ) Rheinland Heft 24*, 2012. Rheinischer Landwirtschafts-Verlag GmbH, Bonn, 4 pp.

Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., Schneider, F., Tiemeyer, B., Vos, C., Wittnebel, M., Müller, T., Säurich, A., Fahrion-Nitschke, A., Gebbert, S., Hopfstock, R., Jaconi, A., Kolata, H., Lorbeer, M., Schröder, J., Laggner, A., Weiser, C., Freibauer, A., 2018. Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. *Thünen Report 64*, DOI: 10.3220/REP1542818391000. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, Germany, 316 pp.

Johannes, A., Matter, A., Schulin, R., Weisskopf, P., Baveye, P.C., Boivin, P., 2017. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? *Geoderma* 302, 14–21. doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021.

Keel, S.G., Anken, T., Büchi, L., Chervet, A., Fliessbach, A., Flisch, R., Huguenin-Elie, O., Mäder, P., Mayer, J., Sinaj, S., Sturny, W., Wüst-Galley, C., Zihlmann, U., Leifeld, J., 2019. Loss of soil organic carbon in Swiss long-term agricultural experiments over a wide range of management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 286, 106654. doi.org/10.1016/j.agee.2019.106654.

Keeney, D.R., 1982. Nitrogen Management for Maximum Efficiency and Minimum Pollution. *Nitrogen in Agricultural Soils Volume 22*, 605–649. doi.org/10.2134/agronmonogr22.c16.

Keiblinger, K.M., Bauer, L.M., Deltedesco, E., Holawe, F., Unterfrauner, H., Zehetner, F., Peticzka, R., 2016. Quicklime application instantly increases soil aggregate stability. *International Agrophysics* 30, 123–128. doi.org/10.1515/intag-2015-0068.

Kolbe, H. 2012: Kalkversorgung und Fruchtfolge im Ökolandbau aufeinander abstimmen. *Proplanta* (online: [http://www.proplanta.de/Agrar-Nachrichten/Pflanze/Kalkversorgung-Fruchtfolge-Oekolandbau\\_article1343023856.html](http://www.proplanta.de/Agrar-Nachrichten/Pflanze/Kalkversorgung-Fruchtfolge-Oekolandbau_article1343023856.html)).

Larink, O., Joschko, M., 2014. Einfluss der Standort- und Bodeneigenschaften auf die Bodenfauna, in: Blume, H.-P., Stahr, K., Fischer, W., Guggenberger, G., Horn, R., Frede, H.-G., Felix-Henningsen, P. (Eds.), *Handbuch der Bodenkunde*. ISBN: 978-3527321292 (print), 978-3527678495 (online). DOI: 10.1002/9783527678495, vol. 9. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, pp. 1–44.

Lassaletta, L., G. Billen, B. Grizzetti, J. Anglade & J. Garnier, 2014: 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: The relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9 105011, 1–10. doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011.

Lausen, P., Gosch, K., 2012. Düngung auf Acker- und Grünlandflächen: Kalkung wird oft vernachlässigt. *Bauernblatt Schleswig-Holstein*, 25. August 2012, S. 34-39. Bauernblatt GmbH, Landwirtschaftskammer (LWK) Niedersachsen, Rendsburg, 6 pp.

Liu, J., K. Ma, P. Ciais & S. Polasky, 2016: Reducing human nitrogen use for food production. *Nature.com/scientificreports*, 134 S. doi:10.1038/srep30104.



- Lu, C., Tian, H., 2017. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth Syst. Sci. Data* 9, 181–192. doi.org/10.5194/essd-9-181-2017.
- Marx, M., Schilli, C., Rinklebe, J., Kastler, M., Molt, C., Kaufmann-Boll, C., Lazar, S., Lischeid, G., Körschens, M., 2016. Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes: Teil 3: Bestimmung der Veränderungen des Humusgehalts und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands. Umweltbundesamt (UBA). online available at: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte\\_26\\_2016\\_erarbeitung\\_fachlicher\\_rechtlicher\\_und\\_organisatorischer\\_grundlagen\\_zur\\_anpassung\\_0.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_26_2016_erarbeitung_fachlicher_rechtlicher_und_organisatorischer_grundlagen_zur_anpassung_0.pdf) (accessed 21 July 2021). Dessau-Roßlau, Germany, 88 pp.
- Meyer, R., Burger, D., 2010. Low-Input Intensification of Developing Countries` Agriculture- Opportunities and Barriers: Proceedings of the Workshop “Low-Input Intensification of Agriculture – Opportunities and Barriers in Developing Countries” of the Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS) and the Institute of Geography and Geoecology (IfGG) of the Karlsruhe Institute of Technology (KIT) on 8th December 2010 in Karlsruhe. KIT Scientific Reports 7584. Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe, 168 pp. <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000022529/1925558> (accessed 31 July 2020).
- Moll, R.H., Kamprath, E.J., Jackson, W.A., 1982. Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization 1. *Agronomy Journal* 74, 562–564.
- Mordhorst, A., Fleige, H., Zimmermann, I., Burbaum, B., Filipinski, M., Cordsen, E., Horn, R., 2018. Organische Kohlenstoffvorräte von Bodentypen in den Hauptnaturräumen Schleswig-Holsteins (Norddeutschland). *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment* 69, 85–95. doi.org/10.2478/boku-2018-0008.
- Mosier, A., J.K. Syers, & J.R. Freney, 2004. *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment*. Island Press, Washington, D.C. 296 S. ISBN: 978-1559637107.
- Murer, E.J., Baumgarten, A., Eder, G., Gerzabek, M.H., Kandeler, E., Rampazzo, N., 1993. An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). *Geoderma* 56, 539–547. doi.org/10.1016/B978-0-444-81490-6.50043-1.
- Olson, K.R., Al-Kaisi, M.M., Lal, R., Lowery, B., 2014. Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, 348–360. doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412.
- Pagani, A. & A.P. Mallarino, 2012: Soil pH and crop grain yield as affected by the source and rate of lime. *Soil Science Society of America Journal*, 76:1877-1886.
- Paradelo, R., Virto, I., Chenu, C., 2015. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202, 98–107. doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.005.
- Pohlmann, G.G. 1946: Effect of liming different soil layers on yield of alfalfa and on root development and nodulation *Soil Science*, 62:255-266.

- Plante, A.F., Conant, R.T., Stewart, C.E., Paustian, K., Six, J., 2006. Impact of Soil Texture on the Distribution of Soil Organic Matter in Physical and Chemical Fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 287–296. doi.org/10.2136/sssaj2004.0363.
- Qin, W., Hu, C., Oenema, O., 2015. Soil mulching significantly enhances yields and water and nitrogen use efficiencies of maize and wheat: a meta-analysis. *Scientific reports* 5:16210. doi.org/10.1038/srep16210.
- Raun, W.R., Johnson, G.V., 1999. Improving Nitrogen Use Efficiency for Cereal Production. *Agronomy Journal* Vol. 91, Number 3, 357–363. doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100030001x.
- Rheinkalk KDI GmbH & Co. KG, 2013. Die Bedeutung von Kalk und Kalkdüngung in der pflanzlichen Produktion: Mehr Ertragssicherheit - Höhere Qualität - Aktiver Bodenschutz. Hinweise zur Bedeutung und zum Einsatz von Naturkalken und Konverterkalken in der Landwirtschaft. Rheinkalk KDI GmbH & Co. KG, Wülfrath, 40 pp. [https://www.lhoist-agriculture.de/sites/rheinkalk-kdi/files/Kalkbroschuere\\_neu.pdf](https://www.lhoist-agriculture.de/sites/rheinkalk-kdi/files/Kalkbroschuere_neu.pdf) (accessed 21 July 2020).
- Ritchie, J.T., Godwin, D.C., Otter-Nacke, S., 1987. CERES-Wheat - A simulation model of wheat growth and development. College Station, TX: Texas A&M University Press.
- Schachtschabel, P., Hartge, K.-H., 1958. Die Verbesserung der Strukturstabilität von Ackerböden durch eine Kalkung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* Band 83, Heft 3, 193–202.
- Scheffer, F., H. Kuntze & P. Neuhaus, 1963: Quellen und Schrumpfen – Faktoren der Bodenstruktur und ihre Beeinflussung bei Marschböden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 103:210-219.
- Sen, I.S. & B. Peucker-Ehrenbrink, 2012: Anthropogenic disturbance of element cycles at the Earth's surface. *Environ. Sci. Technol.* 46(16):8601-8609. doi.org/10.1021/es301261x.
- Simunek, Jiri, Jirka, Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M., 2008. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media - Version 4.17. HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, pp. 343.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 2099–2103. doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6.
- Slattery, W.J., Morrison, G.R., Coventry, D.R., 1995. Liming Effects on Soil Exchangeable and Soil Solution Cations of Four Soil Types in North-Eastern Victoria. *Australian Journal of Soil Research* 33, 277–295.
- Smil, V., 1999. Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 647–662. doi.org/10.1029/1999GB900015.
- Smil, V., 2002: Nitrogen and food production: Proteins for human diets. *Ambio* 31:126–131. doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.126.
- Smith, P., 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy* 20, 229–236. doi.org/10.1016/j.eja.2003.08.002.

- Snyder, R.L., Eching, S., 2006. Daily Reference Evapotranspiration Calculator. Copyright (2000) Regents of the University of California. <http://biomet.ucdavis.edu/Evapotranspiration/PMdayXLS/PMday.htm> (accessed 31 July 2020).
- Sommer, S.G., Schjoerring, J.K., Denmead, O.T., 2004. Ammonia Emission from Mineral Fertilizers and Fertilized Crops. *Advances in Agronomy* 82, 557–622. doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82008-4.
- SRU, 2015: Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem (S. 21). Erich Schmidt Verlag. 348 S. ISBN: 978-3-503-16300-7.
- Stöven, K., Schnug, E., 2005. Kalkung und Bodenleben. *Landbauforschung Völkenrode, Special Issue* 286, 113–119.
- Stolz, G., O. Cuisinier & F. Masroui, 2012: Multi-scale analysis of the swelling and shrinking of a lime-treated expansive clayey soil. *Applied Clay Science*, 61:44-51.
- Sümer, R., 2012. Auswirkungen verschiedener Bodennutzungssysteme auf ausgewählte physiko-chemische Bodeneigenschaften und pflanzenbauliche Parameter in Berlin-Dahlem und Dedelow. Dissertation. Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Berlin, 190 pp.
- Szabó, B., Gyurkó, D., Weynants, M., Weber, T.K.D., 2019. Web interface for European hydraulic pedotransfer functions (euptfv2) (Version: v.2.0.0). (online available at [https://ptfinterface.rissac.hu/app\\_direct/ptf/](https://ptfinterface.rissac.hu/app_direct/ptf/) - accessed 21 July 2021; DOI: 10.34977/EUPTFV2.01). Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research.
- Tan, Z., Lal, R., Owens, L., Izaurralde, R., 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil and Tillage Research* 92, 53–59. doi.org/10.1016/j.still.2006.01.003.
- Tillettson, W.R., Robbins, C.W., Wagenet, R.J., Hanks, R.J., 1980. Soil water, solute, and plant growth simulation. Bulletin 502. Logan, UT.: Utah State Agr. Exp. Stn.
- van Husen, W., 2022: Enhancing Nitrogen Use Efficiency in Agricultural Crop Production by Improving Soil Physical and Chemical Properties via Liming. Dissertation, Technische Universität Berlin, 619 S.
- van Keulen, H., Penning de Vries, F.W.T., Drees, E.M., 1982. A summary model for crop growth, in: Penning de Vries, F. W. T., van Laar, H. (Eds.), *Simulation of plant growth and crop production*. (ISBN: 9022008096) Simulation Monographs. Wageningen, NL. Pudoc, pp. 87–97.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and waterstable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* Vol. 33, Issue 2, 141–163. doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x.
- VDLUFA, 2000a. Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Darmstadt, 8 pp. <https://www.vdlufa.de/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalk.pdf> (accessed 9 April 2020).
- VDLUFA, 2000b. Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden – Anlage: Richtwerte für das Rahmenschema zur Kalkbedarfsermittlung in Deutschland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Darmstadt, 8 pp. <https://www.vdlufa.de/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalkanl.pdf> (accessed 9 April 2020).

- Velthof, G.L., Oudendag, D., Witzke, H.P., Asman, W.A.H., Klimont, Z., Oenema, O., 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of environmental quality* 38, 402–417. doi.org/10.2134/jeq2008.0108.
- Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger & D.G. Tilman, 1997: Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7(3):737-750.
- Wachendorf, C., 2015. Effects of liming and mineral N on initial decomposition of soil organic matter and post harvest root residues of poplar. *Geoderma* 259-260, 243–250. doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.013.
- Wahmhoff, W., 2012. Stickstoff – Bedeutung für Mensch und Umwelt. Stickstoffdüngung unter Aspekten des Umweltund Ressourcenschutzes. (online available at [https://www.iva.de/sites/default/files/pdfs/wuerzburg\\_tagung\\_2012\\_wahmhoff\\_end.pdf](https://www.iva.de/sites/default/files/pdfs/wuerzburg_tagung_2012_wahmhoff_end.pdf) -accessed 21 July 2021). Gemeinsame Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. und des Bundesarbeitskreises Düngung, 24 April 2012, Würzburg.
- Wheeler, D.M. 1997: Temporal changes in some soil chemical properties at four depths following the surface application of lime. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 41:497-515.
- Wissemeyer, A., Thiel, U., 2013. VA15 NH<sub>3</sub>-Foam-Method. Internal handling instruction from the BASF Agricultural-chemical Lab (Version 1, dated 21.02.2013). BASF, Ludwigshafen, 8 pp.
- Xinyou, Y., van Laar, H.H., 2005. *Crop Systems Dynamics: An ecophysiological simulation model of genotype-by-environment interactions*. (ISBN: 978-9086865390, DOI: 10.3920/978-90-8686-539-0). Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 168 pp.
- Xu, G., Fan, X., Miller, A.J., 2012. Plant nitrogen assimilation and use efficiency. *Annual review of plant biology* 63, 153–182. doi.org/10.1146/annurev-arplant-042811-105532.