



Universität für Bodenkultur Wien

Masterarbeit  
zur Erlangung des akademischen Titels Diplom-Ingenieur  
in Organic Agricultural Systems and Agroecology

**MONITORING CHEMISCHER KENNWERTE UND DER  
NÄHRSTOFFVERFÜGBARKEIT IN HYDROMORPHEN  
BÖDEN NIEDERÖSTERREICHS**

Eingereicht von  
**Christian Holzinger, BSc**

Department für Wald- und Bodenwissenschaften  
Institut für Bodenforschung

Betreuer:  
Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Walter W. Wenzel  
Priv.-Doz. Dr. Markus Puschenreiter

Wien, Februar 2021



## Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich diese Arbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Formulierungen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Diese Arbeit wurde noch an keiner Stelle vorgelegt.

.....  
(Datum)

.....  
(Unterschrift)

## Statutory Declaration

I hereby declare that I am sole author of this work. No assistance other than which is permitted has been used. Ideas and quotes taken directly or indirectly from other sources are identified as such. This written work has not yet been submitted in any part.

.....  
(date)

.....  
(signature)



## **Danksagung**

Ich möchte mich bei allen Menschen bedanken, die mich auf meinem Lebensweg begleitet haben. Vorab möchte ich die Möglichkeit nutzen und mich bei allen Menschen bedanken, die mich auf meinen weiteren Lebensweg begleiten werden.

## **Finanzierung**

Diese Arbeit wurde gefördert durch den Niederösterreichischen Landschaftsfonds (ABB-LEBO-498/0001).

## Kurzfassung

Im September 2018 wurden 98 Grünland- und Ackeroberböden von Profilstandorten der österreichischen Bodenkartierung in Niederösterreich neu beprobt und mit Archivmaterial – das vor 20 – 40 Jahren entnommen wurde – verglichen, um den aktuellen Bodenzustand sowie die zeitlichen Veränderungen der letzten Jahrzehnte zu erfassen. Das Augenmerk lag auf hydromorphen Böden, sowie terrestrischen Böden mit Vergleungs- und Pseudovergleungsmerkmalen.

Von den Archivproben wurden die Daten von pH-Wert (KCl), Carbonatgehalt (Scheibler), Bodentextur (Nasssiebung), teilweise vom Humusgehalt (Nassoxydation) sowie Profil- und Standortbeschreibungen, von der landwirtschaftlichen Bodenkartierung, entnommen. An den Archivproben und Neuproben wurden Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt (Trockenverbrennung), potentiell pflanzenverfügbare Phosphor- und Kaliumgehalt (CAL), potentiell pflanzenverfügbare Siliziumgehalt ( $\text{CaCl}_2$ ) und amorphe Siliziumfraktion (NaOH) bestimmt. An den Neuproben wurden zusätzlich die Bodenkennwerte pH (KCl) und Carbonatgehalt (Scheibler) analysiert.

Für die untersuchten Grünlandstandorte zeigt sich ein Anteil von 53% unter den anzustrebenden pH-Werten (Abweichung  $> 0,2$ ). Die organischen Kohlenstoff-, Gesamtstickstoffgehalte und die C/N-Verhältnisse liegen in einem guten Bereich. Die Phosphorverfügbarkeit zeigt eine Unterversorgung für 92% der Standorte. Die Kaliumverfügbarkeit zeigt eine Unterversorgung für 53% der Standorte. Für die Siliziumverfügbarkeit gibt es keine Grenzwerte für Grasland, oder Kulturpflanzen in unserer Klimazone. 53% der Graslandstandorte würden unter den Grenzwert von 20 mg/kg für Zuckerrohr fallen, und 96% unter den Grenzwert von 43 mg/kg für Reis.

Für die untersuchten Ackerstandorte zeigt sich ein Anteil von 25 bzw. 30% unter den anzustrebenden pH-Werten. Die organischen Kohlenstoff-, Stickstoffgehalte und das C/N-Verhältnis liegen in einem guten Bereich. Für die Phosphorverfügbarkeit wurde eine Unterversorgung für 85% der Standorte festgestellt. Die Kaliumverfügbarkeit zeigt eine Unterversorgung für 60% der Standorte. Die Siliziumverfügbarkeit zeigt einen Anteil von 40% unter den Grenzwert von 20 mg/kg für Zuckerrohr, und 85% fallen unter den Grenzwert von 43 mg/kg für Reis.

In den Oberböden unter Grünland wurde seit der Erstbeprobung eine signifikante Abnahme des pH-Werts und der amorphen Siliziumfraktion festgestellt. Eine signifikante Erhöhung trat für den organischen Kohlenstoffgehalt, Gesamtstickstoffgehalt, das C/N-Verhältnis, sowie für die Kalium- und Siliziumverfügbarkeit ein.

Unter Ackerland konnten aufgrund der geringen Anzahl der Standorte keine signifikanten zeitlichen Veränderungen der erhobenen Bodenkennwerte gefunden werden.

Bei der Überprüfung des Einflusses der Boden- und Klimafaktoren auf die Si-Fraktionen hatte der organische Kohlenstoffgehalt einen negativen Effekt auf beide Fraktionen. Für die potentiell pflanzenverfügbare Si-Fraktion stellten sich zusätzlich pH-Wert und Tongehalt als positive Effekte dar. Die amorphe Si-Fraktion wurde vom pH-Wert und Sand-Anteil negativ beeinflusst. Ein Einfluss der Klimafaktoren Jahresniederschlag und Temperatur konnte nicht gezeigt werden.

Es zeigte sich, dass einige Pflanzennährstoffe in den beprobten Standorten im niedrigen Bereich liegen. Es wird angeregt künftige Siliziumuntersuchungen von Böden in Österreich mit den angeführten Methoden durchzuführen, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Für die organischen Kohlenstoffgehalte wird eine zusätzliche Betrachtung der unterschiedlichen Fraktionen angeregt. Um der Unterversorgung mit Phosphor nachzugehen, ist eine Evaluierung der Nutzung des derzeitigen Zuschlagssystems für die niedrigen Gehaltsklassen empfehlenswert. Da die CAL-Methode den biogenen Phosphor-Pool nicht erfasst, wäre eine zusätzliche Erfassung anzuraten, um die Nährstoffversorgung besser darzustellen. Die Erstellung von Grenzwerten der Siliziumversorgung in unserer Klimaregion, für Kulturpflanzen und Grassaatmischungen für die Grünlandnutzung, wird empfohlen.

## Abstract

In the past years the importance of silicon in plant nutrition has increased. Therefore the “University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna” started a project of research concerning Si and nutrient dynamics in topsoils of Lower Austria. This is the fourth master thesis within this research project.

In September 2018 samples from 98 topsoils all over Lower Austria were taken and compared to archive material which was sampled twenty to forty years ago in the exact same places. The main focus was on hydromorphic soils, or soils containing at least gleyic and stagnic properties.

The Austrian agricultural soil mapping campaign provided archive sample data for pH-value (KCl), carbonate determination (Scheibler), soil texture (wet sieving), partial humus content (wet air oxidation) as well as profile - and site characterization.

Chemical analysis of the archived and resampled soils included evaluation of total carbon and nitrogen content (dry combustion), determination of potentially plant available phosphorus and potassium (CAL), analysis of potentially plant available Si ( $\text{CaCl}_2$ ) and the amorphous Si fraction (NaOH). The resampled soils were further tested on pH-value (KCl) and carbonate determination (Scheibler).

The favored level of pH-values was met by 47% of the investigated grassland sites. Total organic carbon, total nitrogen contents and C/N-ratios are within a good range. Potential plant available phosphorus is quite low, with a percentage of 92% being undersupplied. Analytical findings show a critical shortage of potassium availability at 53% of the locations. As there are no common limit values for the availability of silicon for grasslands or crops in our climatic zone, results were compared to limit values of sugar cane and rice. Therefore 53% of the grassland sites fall below the 20 mg/kg limit for sugar cane and 96% below the 43 mg/kg limit for rice.

For the examined arable sites, a proportion of 25 to 30% below the desired pH-values is found. Total organic carbon -, total nitrogen contents and C/N-ratios are in a good range. An undersupply for phosphorus availability was determined for 85% of the locations. The potassium availability shows an undersupply for 60% of the locations. The silicon availability shows a proportion of 40% below the limit of 20 mg/kg for sugar cane and 85% fall below the limit of 43 mg/kg for rice.

When looking at the changes on the soil parameters over time, a significant reduction in the pH-value and the amorphous silicon fraction was found for the grassland. A significant increase occurred for the total organic carbon content, total nitrogen content, C/N-ratio, as well as for the potassium and silicon availability.

In the arable land, there were (partial) changes on the soil parameters, which were not significant due to the small number of locations and the (partially) high variances.

Examining the influence of soil and climatic factors on the Si fractions, the total organic carbon content had a negative effect on both fractions. For the potentially plant available Si fraction, the pH-value and clay content were shown to be positive effects. The amorphous Si fraction was negatively influenced by the pH-value and the proportion of sand. The influence of the climatic factors could not be shown.

It turned out that some plant nutrients are in the low range at the sampled locations. Future silicon studies of soils in Austria ought to be carried out using the methods listed to ensure comparability of data. For the total organic carbon content, an additional consideration of the different fractions is suggested. In order to investigate the insufficient supply of phosphorus, an evaluation of the use of the current surcharge system for the low salary classes is recommended. Since the CAL-method does not record the biogenic phosphorus pool, additional recording would be advisable to describe the nutrient supply in a better way. The creation of limit values for the silicon supply in our climatic region for cultivated plants and grass seed mixtures for grassland use is recommended.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1	pH-Wert	4
1.2	Organischer Kohlenstoff (C <sub>org</sub> )	5
1.3	Stickstoff (N)	8
1.4	Phosphor (P)	9
1.5	Kalium (K)	10
1.6	Silizium (Si)	12
1.6.1	Silizium im Boden	12
1.6.2	Silizium in der Pflanze	14
1.6.3	Vorteile einer ausreichenden Silizium-Versorgung	14
1.6.4	Extraktionsmethoden	15
1.6.5	Grenzwerte für Boden-Si-Gehalte	16
1.7	Bodenmonitoring in Österreich	17
1.8	Ergebnisse aus Bodenmonitoringprojekten in Österreich und den benachbarten Ländern Schweiz und Deutschland	19
1.8.1	Österreich	19
1.8.2	Schweiz	22
1.8.3	Deutschland	23
<b>2</b>	<b>Zielsetzung</b>	<b>25</b>
2.1	Hypothesen	25
<b>3</b>	<b>Datengrundlagen, Material und Methoden</b>	<b>29</b>
3.1	Forschungsdesign	29
3.2	Auswahl der Profilstellen und Probenahme	29
3.3	Ermittlung grundlegender Bodenkennwerte und Klimaverhältnisse	30
3.4	Bodenanalytik	31
3.4.1	Restfeuchtegehalt	32
3.4.2	Boden-pH	32
3.4.3	Carbonatgehalt nach Scheibler	33
3.4.4	Organischer Kohlenstoff	33
3.4.5	Gesamtstickstoff	34
3.4.6	Potentiell pflanzenverfügbares Phosphor und Kalium im CAL-Extrakt	34
3.4.7	Silizium Extraktionen und Messungen	37
3.4.7.1	Silizium Extraktionen	37
3.4.7.2	Messungen	38
3.4.8	Qualitätskontrolle der Messungen	40
3.5	Auswertung der Ergebnisse	40
<b>4</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion</b>	<b>42</b>
4.1	Zielsetzung 1: Erfassung des aktuellen Bodenzustands	42
4.1.1	Grünland	42
4.1.2	Ackerland	47

4.2	Zielsetzung 2: Zeitliche Veränderungen von bodenchemischen Kennwerten	50
4.2.1	pH-Wert	50
4.2.1.1	Grünland	50
4.2.1.2	Ackerland	52
4.2.2	Organischer Kohlenstoff	54
4.2.2.1	Grünland	54
4.2.2.2	Ackerland	55
4.2.3	Gesamtstickstoff und C/N-Verhältnis	57
4.2.3.1	Grünland	57
4.2.3.2	Ackerland	59
4.2.4	CAL-extrahierbarer Phosphor	62
4.2.4.1	Grünland	62
4.2.4.2	Ackerland	63
4.2.5	CAL-extrahierbares Kalium	65
4.2.5.1	Grünland	65
4.2.5.2	Ackerland	66
4.2.6	0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium	67
4.2.6.1	Grünland	67
4.2.6.2	Ackerland	69
4.2.7	0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium	70
4.2.7.1	Grünland	70
4.2.7.2	Ackerland	72
4.2.8	Gegenüberstellung der zeitlichen Veränderungen der untersuchten Bodenkennwerte zwischen den beiden Landnutzungsformen Acker- und Grünland	73
4.3	Zielsetzung 3: Betrachtung von Boden- und Klimafaktoren auf die Siliziumfraktionen	78
4.3.1	Einfluss der Landnutzung auf die Siliziumfraktionen	84
4.3.2	Einfluss der amorphen Siliziumfraktion auf die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion	85
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung und Schlussfolgerungen</b>	<b>87</b>
<b>6</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>92</b>
<b>7</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>104</b>
<b>8</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>107</b>
<b>9</b>	<b>Formel-/Gleichungsverzeichnis</b>	<b>109</b>
<b>10</b>	<b>Datenanhang: Standortdaten</b>	<b>110</b>
<b>11</b>	<b>Datenanhang: Internationale und österreichische Bodenklassifikation</b>	<b>114</b>
<b>12</b>	<b>Datenanhang: eBod- und Klimadaten</b>	<b>118</b>
<b>13</b>	<b>Datenanhang: Daten Archivproben</b>	<b>121</b>
<b>14</b>	<b>Datenanhang: Daten Neuproben</b>	<b>126</b>



## Abkürzungen

Al	Aluminium
BZI	Bodenzustandsinventur
C <sub>org</sub>	organischer Kohlenstoffgehalt
Ca	Calcium
CaCl <sub>2</sub>	Calciumchlorid
CaCO <sub>3</sub>	Calciumcarbonat
eBod	Web-GIS-Applikation der digitalen Bodenkarte in Österreich
extr.	extrahierbarer
Fe	Eisen
GIS	Global Positioning System (Globales Positionsbestimmungssystem)
HPG	Hauptproduktionsgebiet
H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Dihydrogenphosphat
HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Hydrogenphosphat
HQ	high quality (hohe Qualität)
K	Kalium
KCL	Kaliumchlorid
K <sub>2</sub> O	Kaliumoxid
KPG	Kleinproduktionsgebiet
Mn	Mangan
Mt	Megatonne
N	Stickstoff
N <sub>t</sub>	Gesamtstickstoff
NaOH	Natriumhydroxid
P	Phosphor
PE	Polyethylen
rpm	Umdrehungen pro Minute
Ti	Titan
WGS84	World Geodetic System 1984 (einheitliches geodätisches Referenzsystem)
WRB	World Reference Base for soil Resources (internationales Bodenklassifikationssystem)
w/v	Massenkonzentration

# 1 Einleitung

Der Boden wird umgangssprachlich auch als Erde bezeichnet, und auf dieser wohnen wir, und von dieser ernähren wir uns. Aus diesem Grunde liegt es nahe, die Ressource „Boden“ zu schützen. In einer Mitteilung der EU-Kommission im Jahr 2002 (vgl. COM (2002) 179 final) wurden die acht hauptsächlichen Bodengefährdungen dargelegt. Diese sind: Erosion, Abbau der organischen Bodensubstanz, Bodenkontamination, Bodenversiegelung, Bodenverdichtung, Verringerung der Boden-Biodiversität, Versalzung, Überflutungen und Erdbeben (vgl. COM (2002) 179 final). Ein weiterer Bericht des JRC (Joint Research Center) der Europäischen Kommission führt zusätzlich die Punkte Bodenversauerung und Desertifikation an. In diesem Bericht wird auch der Zustand der Böden in Europa dargelegt, und darauf eingegangen, dass die unterschiedlichen Bodengefährdungen die verschiedenen europäischen Länder in unterschiedlichem Ausmaß betreffen (vgl. Jones et al., 2012). Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es keinen einheitlichen Bodenschutz in Europa. Die Gesetzgebung unterliegt den Nationalstaaten, und ist innerhalb von Europa heterogen aufgebaut. Innerhalb von Europa gibt es insgesamt 671 politische (nationale) Instrumente, die den Bodenschutz betreffen, wobei circa 45% der Gesetze direkt mit der politischen Gesetzgebung der EU verknüpft sind. Weitere rund 21% der nationalen Gesetze gehen über die Vorgaben der EU hinaus. Circa 35,5% der Gesetze oder Maßnahmen sind individuelle staatliche Instrumente. Diese haben entweder keine Verbindungen zu EU-Vorgaben, oder zu Vorgaben, die keinen bindenden Charakter besitzen (vgl. Frelih-Larsen et al., 2017). Die meisten EU-Maßnahmen, die mit der nationalen Gesetzgebung verbunden sind, befinden sich in: Wasserrahmenrichtlinie, Thematische Strategie für den Bodenschutz, Nitratrichtlinie, Habitatrichtlinie, Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten, Gemeinsame Agrarpolitik (Cross-Compliance und ländliche Entwicklung), Richtlinie über Industrieemissionen, Richtlinie über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, Richtlinie über Abfälle (vgl. ebd., 2017). Diese Auflistung zeigt auch den Querschnittcharakter des Bodens durch viele Themenbereiche, und unterstreicht – neben den länderspezifischen, geomorphologischen Unterschieden –, wieso ein einheitlicher, nationenübergreifender Bodenschutz schwer durchsetzbar ist. Ein weiterer Problempunkt ist nach Paleari (2017) die fehlende EU-weite legislative Definition von Boden. Paleari (2017) weist darauf hin, dass sich die einzige (EU-weite) gesetzgeberische Definition in der Richtlinie über Industrieemissionen befindet, und dass sich, falls Staaten eine Definition entwickelt haben, diese voneinander unterscheiden können. Dies kann wiederum zu unterschiedlichen Auslegungen von EU-Vorgaben, oder -Empfehlungen führen. Dass innerhalb der EU schon länger ein Augenmerk auf der Thematik Bodenschutz liegt, jedoch eine Vereinheitlichung schwer fällt, zeigt sich auch in dem langen Zeitraum, in dem diese Thematik behandelt wurde, und wird. So wurde neben der Mitteilung über die Bodengefährdung in Europa (COM (2002) 179 final) die Thematische Strategie für den Bodenschutz (COM (2006) 231final) entwickelt, indem sich auch der Vorschlag für eine vereinheitlichte Bodenrahmenrichtlinie befindet. Der Vorschlag wurde 2014 zurückgezogen, da sich fünf Staaten (Vereinigtes Königreich von Großbritannien und Nordirland, Deutschland, Frankreich, Österreich und die Niederlande) nicht auf einen gemeinsamen Text einigen konnten. Stankovics et al. (2018) beschäftigten sich mit der nationalen Gesetzgebung der fünf blockierenden Staaten, und verglichen diese mit dem Vorschlag der EU-Bodenrahmenrichtlinie. Es zeigt sich, dass die Gesetzgebung zum Thema Bodenschutz in den genannten Ländern auch einen zersplitterten Charakter besitzt, und sich kommunal und/oder bundesstaatlich voneinander unterscheidet. In der Arbeit von Stankovics et al. (2018) wurden die Bodengefährdungen, wie sie in der Bodenrahmenrichtlinie enthalten sind, in drei Bereiche eingeteilt: 1. Bodengefährdung (Erosion, Abbau der organischen Bodensubstanz, Bodenverdichtung, Versalzung und Erdbeben), 2. Bodenkontamination und 3. Bodenversiegelung. Für die ersten zwei Bereiche wurde festgestellt, dass die Gesetzgebung der fünf Länder gleich, oder über den Vorgaben der Bodenrahmenrichtlinie steht. Beim 3. Punkt konnten Lücken in den nationalen Gesetzgebungen gegenüber dem EU-Vorschlag detektiert werden. Als Gründe für die Ablehnung des Vorschlages werden das Subsidiaritätsprinzip und die hohen Kosten genannt (vgl. Stankovics et al., 2018).

Gerade die Thematik der Bodenversiegelung verknüpft den Bodenschutz mit den regionalen bis zu nationalen Entwicklungen.

Wie eingangs erwähnt hat der Bodenschutz in Österreich auch einen zersplitterten Charakter. Den größten Einfluss zum Thema Boden übt die EU über die Gemeinsame Agrarpolitik auf Österreich aus. So ist Österreich, im Jahr 2019, mit einem Anteil von über 83% teilnehmenden Betrieben, und über 80% der gesamten landwirtschaftlichen Nutzflächen (ohne Almfutterflächen) an den Agrarumweltmaßnahmen (ÖPUL), im Spitzenfeld der EU-Mitgliedstaaten (vgl. BMLRT, 2020). Dem quantitativen Bodenschutz (Bodenversiegelung) wurde über die Bioökonomiestrategie, die im März 2019 im Ministerrat beschlossen wurde, ein Rahmen gesetzt (vgl. BMLRT et al., 2019). Prinzipiell befand sich der Grundsatz der sparsamen Nutzung des Bodens schon zuvor in den unterschiedlichen Raumordnungsgesetzen der Bundesländer, ohne jedoch quantitative Ziele zu nennen (vgl. Umweltbundesamt, 2016). Nach dem BMLFUW (2015) gibt es kein differenziertes Monitoring zum Bodenverbrauch in Österreich, das heißt es fehlen grundlegende Daten wie z.B. Qualität der beanspruchten Böden und der noch vorhandenen Böden, oder auch von Nutzungsintensitäten der bestehenden Siedlungsräume. Es wird angeführt das zwar die Grundlagen für ein umfassendes Monitoring des Bodenverbrauchs bestehen, jedoch eine bundesweite Einigung für ein einheitliches Monitoring fehlt. In der Bioökonomiestrategie (BMLRT et al., 2019) wird angeführt, dass das Monitoring für die gesamten Themen der laufenden Bioökonomiestrategie laufend verbessert und evaluiert werden sollen. Es findet sich jedoch kein expliziter Absatz über ein schon bestehendes nationales, differenziertes Bodenversiegelungs-Monitoring. Das BMNT und Umweltbundesamt (2019) zeigt einen Rückgang des Bodenverbrauchs von durchschnittlich 24,3 ha/Tag im Jahr 2010 auf 11,8 ha/Tag im Jahr 2018 (jeweils bezogen auf den Mittelwert von 3 Jahren). Diese Entwicklung ist grundsätzlich positiv zu erachten, jedoch liegt der Verbrauch noch weit über dem Zielwert der Nachhaltigkeitsstrategie (ca. 2,5 ha/Tag). Betrachten man die zeitlichen Verläufe der Bodenversiegelung so lag der Bodenverbrauch in den Jahren 2005 – 2007 bei ca. 15 – 15,5 ha/Tag, und im Jahr 2001 bei ca. 15 ha/Tag (vgl. BMNT und Umweltbundesamt, 2019). Dies zeigt einen Zusammenhang der Wirtschaft mit der Bodenversiegelung, und noch weiteren Handlungsbedarf bezüglich der Bodenversiegelung in Österreich.

Der Humusaufbau, der Schutz von Einträgen von Schadstoffen und vor Erosion wurde in der Klima- und Energiestrategie #mission2030 und im Regierungsprogramm 2017 festgelegt (vgl. BMLRT und BMVIT, 2018). Ziele die Bodenqualität zu erhalten befinden sich in den Bodenschutzgesetzen der Bundesländer, diese betreffen zumeist die landwirtschaftliche Produktion (vgl. Umweltbundesamt, 2019). Im Niederösterreichischen Bodenschutzgesetz (LBl. 6160-0) ist neben der Erhaltung der Bodenqualität (ausgenommen forstliche Standorte), unter §4 explizit die Grundlagenforschung angeführt. Dies bezieht sich primär auf das Bodenmonitoring, inklusive dessen Auswertungen.

Die letzten flächendeckenden Beprobungen wurden in Niederösterreich über die Bodenzustandsinventur Anfang der neunziger Jahre (1990 bis 1992), und über die landwirtschaftliche Bodenkartierung (1980 bis 2000) durchgeführt. Aufgrund des langen Zeitraumes seit der letzten großflächigen Beprobung wurde die Universität für Bodenkultur Wien vom Land Niederösterreich zur erneuten Probenahme an landwirtschaftlichen Standorten beauftragt. Da von der landwirtschaftlichen Bodenkartierung Archivmaterial vorhanden ist, bei dem auch die Lagekoordinaten bekannt sind, wurde die erneute Beprobung dieser Standorte in die Wege geleitet. Im Zuge dessen wurden in drei Masterarbeiten (Cocuzza, 2017; Reiter, 2019; Schiefer, 2019) 280 Standorte neu untersucht. Bei diesen Arbeiten wurde das Hauptaugenmerk auf die Silizium-Verfügbarkeit in Niederösterreichischen Böden gelegt. Dies waren die ersten Arbeiten zur Silizium-Thematik in Österreich. Nach Klotzbücher et al. (2018) gibt es in den gemäßigten Breiten wenig Arbeiten zu dieser Thematik, weswegen diese Arbeiten nicht nur für Österreich relevant sind. Cocuzza (2017) behandelte primär die Silizium-Verfügbarkeit, und untersuchte Querschnittsmäßig über alle Regionen und Bodentypen den aktuellen Zustand, und die zeitlichen Änderungen. Schiefer (2019) fokussierte sich bei ihren Erhebungen auf Braunerden und assoziierte AC-Böden in Bezug auf die Silizium-Thematik, und den Veränderungen vom pH-Wert und organischem Kohlenstoff.

Reiter (2019) behandelte Ackerstandorte der Tschernosem-Region, und untersuchte neben Silizium auch die Veränderungen von pH-Wert, organischen Kohlenstoffgehalten, und den aktuellen Zustand der Gesamtstickstoffgehalte. Aus dem Archivmaterial blieben nun überwiegend hydromorphe Böden für die vorliegende Arbeit über. Diese bildeten ein größeres Kontingent, um es gemeinsam betrachten, und statistischen Analysen unterziehen zu können. Bei dieser vorliegenden Arbeit wurde neben der Silizium-Thematik auch auf die zeitlichen Änderungen der Bodenkennwerte pH, organischer Kohlenstoff, totalem Stickstoff, pflanzenverfügbarer Phosphor und pflanzenverfügbares Kalium eingegangen.

Nach der Österreichischen Bodensystematik 2000, in der revidierten Fassung von 2011 (Nestroy et al., 2011), umfassen hydromorphe Böden alle Böden, die eine starke Prägung durch Grund- und Stauwasser innehaben, oder aber auch bei der genetischen Bodenentwicklung innehatten. Der Wasserhaushalt (und damit auch der Lufthaushalt) hat eine entscheidende Rolle für biogeochemische Prozesse im Boden, und bietet somit ein gutes Kriterium, um terrestrische von hydromorphen Böden zu trennen. Grund- und Stauwasserböden unterscheiden sich unter anderem durch den Nährstofftransport des Wassers. In Gleyen kommt es durch das Grundwasser, und durch den kapillaren Aufstieg des Wassers zu einem Nährstoffeintrag aus den umgebenden Landböden, bei Pseudogleyen werden die Nährstoffe nur lateral (oberhalb der Stauzone) verfrachtet (vgl. Blume et al., 2010). Durch die Wasserbewegung kommt es bei den Gleyen zu einem darunterliegenden reduzierenden Horizont, und einem darüber liegenden Horizont mit oximorphen Farben an den Aggregatoberflächen (vgl. FAO, 2014). Die oximorphen Farben an den Aggregatoberflächen werden durch den kapillaren Aufstieg des Wassers verursacht. Dabei werden Eisen- und Manganoxide im reduzierenden Bereich des Bodens reduziert (bei Wassersättigung), die gebildeten Eisen- und Mangan-Ionen gelangen durch Massenfluss oder Diffusion in den oberen Bodenbereich, wo sie wieder oxidiert werden (vgl. Blume et al., 2010). Bei den Pseudogleyen kommt es zu einem oben liegenden reduzierenden Horizont, und zu einem darunterliegenden Horizont mit oximorphen Farben (bevorzugt) im Aggregatinneren (vgl. FAO, 2014). Die Bildung der oximorphen Färbung im Aggregatinneren beruht auf dem Umstand, dass Eisen- und Manganoxide an den Aggregaten bei Wassersättigung reduziert werden. Die gebildeten Eisen- und Manganoxide diffundieren, dem Wasserstrom oder Redoxgradienten folgend, in das Innere der Aggregate. Nach erneuter Entwässerung des Bodens erfolgt eine Oxidation der Eisen- und Mangan-Ionen im Aggregatinneren, wo sie weiter vom Wurzelbereich entfernt sind (vgl. Blume et al., 2010). Die Nährstoffverfügbarkeit ist in Gleyen und Pseudogleyen trotz oft hoher Gehalte gering (vgl. ebd., 2010), da Eisenoxide Anionen wie z.B. Phosphat binden und Manganoxide Elemente wie z.B. Natrium, Kalium und Calcium zum Ladungsausgleich aufnehmen (vgl. ebd., 2010). Die Bindung von Nährstoffelementen erfolgt ebenso in Konkretionen, die sich bei Redoximorphose (Merkmale bei wechselnden Sauerstoffverhältnissen) bilden. Die Zusammensetzung der Konkretionen hängt von den gelösten Stoffen in der Bodenlösung zusammen. Gleye weisen (ausgenommen carbonathaltige Gleye) meist eine schwach bis mäßig saure Bodenreaktion (5 – 6,9) auf. Falls carbonatfreie Gleye nicht regelmäßig mit hydrogen-carbonathaltigen Wasser in Kontakt kommen weisen diese meist mäßig saure pH-Werte (5 – 5,9) auf (vgl. ebd., 2010). Bei wassergesättigten Böden tritt im Frühjahr eine verzögerte Erwärmung, und im Herbst eine verzögerte Abkühlung der Bodenschichten ein. Durch den Sauerstoffmangel, und die geringeren Temperaturen in wassergesättigten Böden kommt es zu einer geringeren Zersetzung von organischer Substanz und somit zu einer Anreicherung der organischen Bodensubstanz (vgl. ebd., 2010).

In den nachfolgenden Unterkapitel der Einleitung wird kurz auf die untersuchten Bodenkennwerte eingegangen. Danach folgt eine Beschreibung der Bodenaufnahmesysteme und Bodenmonitoringprojekte in Österreich. Abschließend werden Ergebnisse von Bodenmonitoringprojekten aus Österreich und den umliegenden Ländern Schweiz und Deutschland angeführt, um Vergleichswerte mit diesem Bodenmonitoringprojekt darzustellen. Darauf folgen die Hauptkapitel „Zielsetzung“, „Datengrundlage, Material und Methoden“, „Ergebnisse und Diskussion“ und zuletzt „Zusammenfassung und Schlussfolgerung“.

## 1.1 pH-Wert

Der pH-Wert beschreibt die Bodenreaktion des Bodens. Er ist ein grundlegender Bodenkennwert, der schnell bestimmt werden kann. In Österreich wird er nach ÖNORM L 1083 in einer 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung gemessen. Eine frühere gängige Methode in Österreich war die Bestimmung des pH-Werts in einer 1 M KCL-Lösung. Er ist ein Maß für die Nährstoffverfügbarkeit im Boden, und reicht von stark sauer bis stark alkalisch (stark basisch). Die Einstufung der Bodenreaktion wird in Tabelle 1 angeführt.

Tabelle 1: Einstufung der Bodenreaktion (modifiziert von BMLFUW, 2017).

pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )	Bodenreaktion	Puffersystem	Pufferkapazität *	Einflussfaktor
< 4,2	stark sauer	Aluminium-Puffer	150 kmol H <sup>+</sup> je % Ton	Tonminerale
4,2 – 4,5		Silikat-Puffer	7,5 mol H <sup>+</sup> je % Silikat	Silikate
4,6 – 5,5	sauer			
5,6 -6,5	schwach sauer	Austauscher-Puffer	25 kmol H <sup>+</sup> je % Ton	Tonfraktion/Humus
6,6 – 7,2	neutral	Carbonat-Puffer	300 kmolH <sup>+</sup> je % CaO	Carbonate
7,3 – 8,0	alkalisch			
> 8	stark alkalisch			

\* ... Die Pufferkapazität ist jene Menge an Säure, die ohne wesentliche Änderung des pH-Wertes neutralisiert werden kann.

Die Höhe des optimalen pH-Wertes ist abhängig von der Kulturart und der Bodenschwere (eine Vereinfachung der Bodenart, die nur den Tonanteil berücksichtigt). Bei einem pH-Wert unter 5,5 nimmt die Verfügbarkeit von Hauptnährstoffen ab, wohingegen die Spurennährstoffe Eisen, Zink, Mangan und Kupfer besser verfügbar sind. Grundlegend liegen die angestrebten Bereiche im Ackerbau und Grünland um 5 bis > 6,5. Falls diese unterschritten werden, wird zusätzlich zur Erhaltungskalkung eine Verbesserungskalkung empfohlen (vgl. BMLFUW, 2017). Duboc et al. (2010) weisen auf die gesteigerte Aluminiumtoxizität bei pH-Werten < 5. Dies hat negative Auswirkungen auf das Wurzelwachstum, und damit auf die Nährstoffverfügbarkeit und dem Trockenstressrisiko. Einen weiteren Effekt bei pH-Werten < 5 bildet das Einsetzen der Zerstörung von Tonmineralen und damit verbunden dem Verlust ihrer Kationenaustauschkapazität (vgl. AGES, 2010). Dies hat wiederum negative Auswirkungen auf die Nährstoffverfügbarkeit, und auch auf die Bodenstruktur.

Tabelle 2 zeigt die anzustrebenden pH-Werte bezogen auf die Bodenschwere und einige Kulturarten.

Tabelle 2: Anzustrebende pH-Werte bezogen auf die Bodenschwere und Kulturart (modifiziert von BMLFUW, 2017).

Bodenschwere	Anzustrebender pH-Wert		Grünland
	Ackerland		
	Hafer, Roggen, Kartoffel	Übrige Kulturen	
leicht	> 5	> 5,5	um 5
mittel	> 5,5	> 6	um 5,5
schwer	> 6	> 6,5	um 6

## 1.2 Organischer Kohlenstoff ( $C_{org}$ )

Der organische Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) bildet den Großteil (58%) der abgestorbenen organischen Masse, oder auch Humus genannt. Dieser befindet sich stetig in Ab- und Aufbau. Er kann in Nährhumus (labile Fraktion) und Dauerhumus (stabile Fraktion) unterteilt werden. Humus ist ein wichtiger Bestandteil, um die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten. Dieser verbessert die Bodenstruktur, das Wasser- und Nährstoffspeichervermögen, die Puffer- und Filterfunktionen des Bodens und die biologische Aktivität. Der Humusgehalt ist gekoppelt mit der Bodentextur, somit weisen schluffhaltige und tonhaltige Böden meist einen höheren Humusgehalt auf (vgl. BMLFUW, 2017).

In intensiv geführter Landwirtschaft (speziell in Indien) wurde in der Vergangenheit oft ein Rückgang des Ernteertrags festgestellt, der mit dem Abbau, und auch der Humusqualität ( $C_{org}/N_t$ -Verhältnis) des organischen Kohlenstoffs einherging (vgl. Bhandari et al., 2002). Da die Änderungen im organischen Kohlenstoff zeitlich nur langsam vonstatten gehen, wurde von Blair et al. (1995) der Kohlenstoff Management Index entwickelt. Dieser verbindet labile (z.B. wasserlöslicher organischer Kohlenstoff, mikrobieller Kohlenstoff, partikulärer organischer Kohlenstoff,  $KMnO_4$ -Kohlenstoff) und nicht labile Kohlenstofffraktionen und lässt so besser und schneller Rückschlüsse auf veränderte Bearbeitungspraktiken, und Bodenfruchtbarkeit ziehen. Bei einem Langzeitversuch von Lou et al. (2011) wurde gezeigt, dass der Kohlenstoff Management Index eine Steigerung bei alleiniger Stickstoffgabe zeigte, während dies auf den gesamt organischen Kohlenstoff keine Auswirkungen zeigte. Bei der Gabe von Mist, oder Mist + Stickstoff zeigten sich Auswirkungen auf beide Parameter. Auch wurde eine positive Korrelation zwischen gesamt organischem Kohlenstoff und dem Kohlenstoff Index festgestellt (und auch unter den weiteren labilen Fraktionen). Den besten Kohlenstoffaufbau zeigten die Düngervarianten mit organischem Dünger (Mist und Mist + Stickstoff), was Ergebnisse von Blair et al. (2006), Verma und Sharma (2007) und Gong et al. (2009) untermauert.

Die Verweildauer von Kohlenstoff ist aufgrund von klimatischen Änderungen von vermehrtem Interesse. Diese hängt im Boden von unterschiedlichen Faktoren zusammen. Grundsätzlich lässt sich sagen, dass durch eine höhere Temperatur und höherem Niederschlag – wegen erhöhtem Abbau – die Verweildauer sinkt. Ein weiterer Aspekt ist die Landnutzung, so herrschen Unterschiede in verschiedenen Biomen (vgl. Yan et al., 2017). Tabelle 3 zeigt verschiedene Biome, deren Umsatzrate und deren Kohlenstoffspeicherung. Ein globaler durchschnittlicher Kohlenstoffumsatz von 35,5 Jahren wird angeführt. Bei diesen Zahlen handelt es sich um Modellansätze, weswegen in der Literatur unterschiedliche Kohlenstoffumsätze gefunden werden.

Die organische Biomasse kann durch verschiedene Maßnahmen erhöht werden. Erstrangig steht das Einbringen von organischer Masse in den Boden. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Extensivierung der Bodenbearbeitung. Beim Pflügen wird mehr Boden der Luft ausgesetzt, und so die mikrobielle Abbaurrate erhöht. Weitere Einflussfaktoren sind das Beweidungsregime, Drainage oder Bewässerung, Erosion und in Gebieten mit periodischen Feuern, das Feuerregime (vgl. Chapman, 2009). So kann selbst in Grasland mit hohen organischen Kohlenstoffgehalten noch eine Anreicherung stattfinden (vgl. Chapman, 2009). In Böden stellt sich unter natürlicher Vegetation, oder bei gleichbleibender Nutzung und Bearbeitung in Abhängigkeit von den Klimabedingungen ein Gleichgewicht zwischen der Einbringung der organischen Masse und deren Abbau ein (vgl. Blume et al., 2010).

In Tabelle 4 wird das Potential der erhöhten Bindung auf unterschiedliche Managementpraktiken aufgeschlüsselt.

Tabelle 3: Kohlenstoffspeicherung und -umsatzraten verschiedener Biome (modifiziert von Yan et al., 2017); MTT = durchschnittliche Umsatzrate, GPP = Bruttoprimärproduktion, NPP = Nettoprimärproduktion, MAT = durchschnittliche Jahrestemperatur, MAP = durchschnittliche Jahresniederschlagsmengen

Biome	Ökosystem C-Speicher (kg C m <sup>-2</sup> )	Ökosystem MTT (Jahren)		Boden MTT (Jahren)	MAT (°C)	MAP (mm)
		MTT <sub>GPP</sub>	MTT <sub>NPP</sub>			
Ackerland	15,6 ± 0,01	14,91 ± 0,40	23,06 ± 0,84	17,72 ± 0,58	15,4	885,7
Grasland	10,8 ± 0,01	26,00 ± 1,41	39,51 ± 2,11	34,37 ± 2,20	9,4	605,5
laubabwerfender Laubwald	16,5 ± 0,02	13,29 ± 0,68	22,02 ± 1,00	12,08 ± 0,69	16,1	988,4
immergrüner Nadelwald	34,8 ± 0,02	42,23 ± 2,01	58,54 ± 2,16	39,62 ± 1,22	3,5	760,5
laubabwerfender Nadelwald	25,3 ± 0,03	45,27 ± 2,43	75,80 ± 2,71	53,50 ± 1,71	-7,9	401,4
immergrüner Laubwald	22,7 ± 0,01	9,67 ± 0,21	18,43 ± 0,43	8,96 ± 0,21	24,5	2143,5
Tundra	14,2 ± 0,02	99,74 ± 6,14	132,86 ± 4,40	122,88 ± 5,54	-11,1	291,1
Buschland	18,3 ± 0,02	27,77 ± 2,25	43,41 ± 2,37	36,22 ± 2,01	9,3	643,6

Tabelle 4: Potential von Kohlenstoffbindung durch Managementpraktiken (modifiziert von Smith et al., 2005).

Management	niedrigstes Bindungspotential (t C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	höchstes Bindungspotential (t C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )
Pfluglose BB (Bodenbearbeitung)	0	0,4
reduzierte BB	0	0,2
Biolandbau (Ackerland)	0	0,5
verbesserte Fruchtfolgesysteme	0,17	0,76
Extensivierung	0	0,5
Festmist	0,2	1,5
Kompostierung	0,2	1,5
Bewässerung	0,05	0,1
Landnutzungsänderung Ackerland - Grasland	0,3	1,9
Landnutzungsänderung Grasland - Ackerland	-1,7	-1

## Österreichische Gehaltsklassen und anzustrebende C/N-Verhältnisse

Nach den Richtlinien für sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland (vgl. BMLFUW, 2017) gibt es drei verschiedene Gehaltsklassen: A niedrig, B mittel und C hoch. Diese sind in Tabelle 5 angeführt. Tabelle 6 zeigt die anzustrebenden organischen Kohlenstoffgehalte, in Bezug auf die Bodenschwere. Nach BMLFUW (2017) ist im Grünland meist ein ausreichender Humusgehalt (organischer Kohlenstoffgehalt) gegeben, und dieser ist durch Bewirtschaftung nur zu einem geringen Maß beeinflussbar.

*Tabelle 5: Gehaltsklassen für den organischen Kohlenstoffgehalt im Acker- und Grünland (modifiziert von BMLFUW, 2017).*

	Gehaltsklasse A	Gehaltsklasse C	Gehaltsklasse E
	niedrig	mittel	hoch
Ackerland	< 11,6 g/kg	11,6 – 26,1 g/kg	> 26,1 g/kg
Grünland	< 26,1 g/kg	26,1 – 52,2 g/kg	> 52,2 g/kg

*Tabelle 6: Anzustrebende organische Kohlenstoffgehalte (Corg) für unterschiedliche Tongehalte im Ackerland (modifiziert von BMLFUW, 2017).*

Bodenschwere	anzustrebender Corg-Gehalte
leicht	> 11,6 g/kg
mittel	> 14,5 g/kg
schwer	> 17,4 g/kg

Das C/N-Verhältnis des Bodens ist maßgebend für die Stabilität der organischen Substanz. Ein enges C/N-Verhältnis bedingt schnelleren Abbau der Biomasse und schnellere Freisetzung von Stickstoff. Das Optimum liegt bei 10:1 (vgl. BMLFUW, 2017). Im Ackerbau sollte das Verhältnis bei ca. 9 liegen, mit Bandbreite von 7,9 – 13,1 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Ackerbau OÖ; BWSB). Im Grünland bei ca. 10, mit einer Bandbreite von 8,2 – 15,6 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Milchviehhaltung OÖ; BWSB).

Nachfolgend sind noch einige Beispiele für C/N-Verhältnisse von organischen Düngern angeführt (entnommen und adaptiert BMLFUW, 2007):

- Stallmist: ca. 15–30:1
- Getreidestroh: ca. 100:1
- Maisstroh: ca. 60:1
- Sägespäne: ca. 500:1
- Reifkompost: ca. 10–25:1 (je nach Ausgangsmaterial)
- Pferdemist: ca. 30-40:1 (kann bei einstreuintensiven Haltungssystemen auch deutlich weiter sein)
- Rindergülle: ca. 9:1; Bandbreite 3,2 bis 15,6 (TS > 3 %) (Analysen BWSB, n = 95)
- Schweinegülle: ca. 2,5:1; Bandbreite 1,2 bis 4,1 (TS ~ 2,8) (Analysen BWSB, n = 19)

### 1.3 Stickstoff (N)

Stickstoff ist das 4. häufigste Element in der zellularen Biomasse und bildet den Hauptteil (rund 70,08 Vol-%) der Homosphäre (die bodennahen Schichten der Erdatmosphäre bis circa 90 km) (vgl. Stein und Klotz, 2016). Für die Pflanzen stellt es einen essentiellen Nährstoff dar. Anders als Phosphor kann Stickstoff in einem industriellen Prozess für die Pflanzenernährung verfügbar gemacht werden. Bei dem sogenannten Haber-Bosch-Verfahren wird  $\text{NH}_3$  aus molekularem Wasserstoff ( $\text{H}_2$ ) und molekularem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) hergestellt (vgl. Haber und Rossignol, 1913). Durch dieses Verfahren wurde eine erhöhte Pflanzenproduktion möglich. Dieser Prozess wurde im letzten Jahrhundert laufend verbessert, und weitere Anstrengungen werden gemacht, um ihn bei niedrigerem Druck, bei niedrigerer Temperatur und anderen Katalysatoren durchlaufen zu können (vgl. Vojvodic et al. 2014). Jährlich werden circa 140 Megatonnen  $\text{NH}_3$  produziert (vgl. Ayotte et al., 2011). Wobei um 80% als agrarische Düngemittel verwendet werden, sowie circa 20% als Energiestoff für industrielle Prozesse anfallen (Galloway et al., 2008). Etwa 1% des derzeit weltweiten Energieverbrauchs werden dafür verwendet (vgl. Smith, 2002).

Der globale Stickstoffkreislauf bildet ein primäres Element der Biogeochemie der Erde. Durch biologische Stickstofffixierung wird der atmosphärische Stickstoff in das terrestrische und marine Ökosystem eingegliedert. Dabei wird der unreaktive molekulare Stickstoff zu Ammonium-Verbindungen reduziert. Der fixierte Stickstoff wird von Mikroorganismen weiter in eine große Anzahl von Aminosäuren und oxidierten Stoffen transformiert, um schlussendlich durch mikrobielle Denitrifikation in Boden und Gewässern wieder in die Atmosphäre geführt zu werden (vgl. Galloway et al., 2004). Der Gesamtstickstoffgehalt hat einer engen Beziehung zum organischen Kohlenstoffgehalt (vgl. Blume et al., 2010; Wang et al, 2009), der Großteil des Stickstoffs ist in der organischen Masse gebunden.

Nach Erisman et al. (2013) hat sich durch den anthropogenen Einfluss die Menge des fixierten Stickstoffs im Stickstoffkreislauf im letzten Jahrhundert verdoppelt. In diesem Artikel wird auch auf die negativen Auswirkungen auf die Biodiversität, die menschliche Gesundheit und das Klima, in Verbindung mit dem Nutzen der erhöhten Lebensmittelproduktion, eingegangen. Leach et al. (2012) weisen darauf hin, dass nur etwa 17% des applizierten Stickstoffs wieder vom Menschen durch Ernte, Milch- und Fleischprodukte aufgenommen werden. Der Rest wird bedingt durch die hohe Mobilität an Boden, Wasser und der Atmosphäre verloren. Der Verbrauch ist seit 1950 von unter 10 Mt/Jahr auf 123 Mt/Jahr im Jahr 2012 gestiegen, und es wird eine Steigerung um nahezu das Doppelte (236 Mt/Jahr) bis zum Jahr 2050 angenommen (vgl. Rattan L., 2017; Daten vom International Fertilizer Center, Muscle Shoals, Alabama, 2004; FAO, Food and Agriculture Organization, Rom, Italien, 2015).

Die Menge des benötigten Stickstoffs in der landwirtschaftlichen Produktion ist von der Kulturart und den Ertragserwartungen abhängig, und wird in der Praxis anhand von Richtwerten bemessen. Diese werden mit spezifischen Standortbedingungen korreliert. Über den jahreszeitlichen Verlauf unterliegt der leicht verfügbare Stickstoffgehalt ( $\text{N}_{\text{min}}$ ) starken Schwankungen, sodass Bodenproben zu spezifischen Zeitpunkten entnommen werden sollten (Wintergetreide zu Vegetationsbeginn, Mais im Zwei- bis Sechsstadium). Das N-Mineralisierungspotential aus organischen Stoffen wird in Österreich nach der EUF-Methode, oder im anaeroben Brutversuch nach Kandeler (1993) ermittelt. Eine Abschätzung über den organischen Kohlenstoffgehalt ist auch möglich (niedrig < 11,6 g/kg; mittel 11,6 – 26,1 g/kg, hoch > 26,1 g/kg). Dies sollte aufgrund von standortsbedingten Schwankungen jedoch nur gewählt werden, wenn keine anderen Daten vorliegen. Bei einem pH-Wert unter 5,5 kann in den meisten Fällen von einem niedrigen Potential ausgegangen werden (vgl. BMLFUW, 2017). Nach Blume et al., (2010) beträgt der Gesamtstickstoffgehalt im Oberboden von Ackerflächen meist zwischen 0,7 – 2 g/kg und im Oberboden von Grünlandflächen meist zwischen 2 – 6 g/kg.

## 1.4 Phosphor (P)

Phosphor ist ein essenzieller Pflanzennährstoff, der oft einen limitierenden Faktor für die Landwirtschaft darstellt, und deswegen eine der Schlüsselpositionen für das Pflanzenwachstum einnimmt (vgl. Tiessen et al., 1984; Roberts et al., 1985). Dies mag etwas komisch erscheinen, da es in allen lebendigen Zellen enthalten ist, wie z.B.: DNA, ATP oder Phospholipiden (vgl. Abelson, 1999). Auch wenn man zusätzlich bedenkt, dass P das zehnthäufigste Element in der Erdkruste ist, und circa 0,12% dieser einnimmt (vgl. Van Wazer, 1958).

Jedoch ist P in den meisten Böden relativ immobil, und zusätzlich in seinen wasserlöslichen Formen (die beiden häufigsten Phosphate in den pH-Werten von Kulturböden sind  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  und  $\text{HPO}_4^{2-}$ ;  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ist die häufigste Form, die von Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen wird) sehr reaktiv und bindet sich mit Bodenpartikel (vgl. Williams, 1950; Sample et al., 1986; Tomar, 2000).

Für die Einteilung der Phosphorfraktionen im Boden gibt es unterschiedliche Möglichkeiten. Eine der geläufigsten wird hier verwendet. Phosphor liegt im Boden als anorganischer P, organischer P und als Bodenlösungs-P vor. Anorganischer P beinhaltet phosphorhaltige Primärminerale (Apatite), und phosphorhaltige Sekundärminerale (Ca-, Al-, Fe-Phosphate) die im Equilibrium mit gebundenem P an Al-, Fe-Oxiden und Tonpartikeln stehen. Organischer Phosphor ist in Bodenbiomasse, Humus, verrottenden Pflanzenresten, und flüssiger organischen Masse enthalten. Diese Vorkommen sind über verschiedene Prozesse und hauptsächlich über  $\text{HPO}_4^{2-}$  und  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  (Phosphate) mit dem Bodenlösungs-P verbunden (vgl. Pierzinski et al., 2005a). Der Bodenlösungs-P ist das pflanzenverfügbare P, das jedoch weniger als 1% des totalen Phosphors im Boden ausmacht. Während der Vegetationsperiode muss dieser kleine Anteil von anorganischen und organischen P-Vorräten wieder aufgefüllt werden (vgl. Pierzinski et al., 2005b).

Nach Barrow (2017) hat der pH-Wert drei Auswirkungen auf die Phosphorverfügbarkeit. Eine Senkung des pH-Werts führt zu einer erhöhten Aufnahme von Phosphaten, zu einer erhöhten Löslichkeit im Boden, jedoch auch oft zu einer erhöhten Bindung von Phosphaten. Die beiden ersten Prozesse erhöhen die Verfügbarkeit, während der dritte Effekt diese vermindert. Die Komplexität des Themas wird durch den Umstand erschwert, dass sich der pH-Wert des Wurzelraums vom Boden-pH unterscheiden kann, und signifikant beeinflusst wird durch die Pflanzenart und dem zugeführten Stickstoff (vgl. Barrow, 2017).

Wegen der hohen Reaktivität wird Phosphor mittels Diffusion zu den Wurzeln geführt, und in die Pflanzenwurzeln aufgenommen, was einen weitaus langsameren Prozess ( $10^{-12} - 10^{-15} \text{ m}^2/\text{s}$ ), als den Massenfluss (wie z.B. bei Nitraten) darstellt (vgl. Robinson, 1986; Schachtmann et al., 1988). Pflanzen haben verschiedene Methoden entwickelt, um eine P-Versorgung zu gewährleisten. So wird durch die Wurzelatmung eine Versauerung vorangetrieben, und so mehr P aus Mineralen gelöst (vgl. Schwartzmann und Volk, 1991). Die Symbiose mit Mykorrhiza-Pilzen erhöht den Wurzelraum, und somit die Aufnahme von P. Bei einem P-Defizit können auch das Wurzelwachstum und die Abgabe von Säuren erhöht werden, um dem Defizit entgegenzuwirken (vgl. Smith, 2002).

Da Phosphor sehr reaktiv ist, liegt es nie in seiner elementaren Form vor (nur zu einem vernachlässigbaren, verschwindend kleinen Anteil gasförmig), sondern ist immer gebunden. Dieser Faktor und seine relative Immobilität machen ihn zu einer endlichen Ressource, die abgebaut werden muss, um als Düngemittel zur Verfügung zu stehen (vgl. Liu et al., 2008). Da P einen sehr langsamen geochemischen Zyklus besitzt ( $10^7 - 10^8$  Jahren nach Smil, 2000), der hauptsächlich von tektonischen Prozessen geleitet wird, ist P der gemeinhin limitierende Faktor für die Biosphäre in einer geologischen Zeitskala (vgl. Walker und Syers, 1976). Die einzige Quelle von P für die Biosphäre stellt die Verwitterung von Mineralen dar (hauptsächlich Apatiten) (vgl. Walker und Syers, 1976).

So wird über die Zeit und über die Bodenentwicklung totales P verringert. Es wird anorganischer P „abgebaut“, und der Gehalt an organischem P erhöht (vgl. Richardson et al., 2004). So kann man bei „jungen“ Böden von einer N-Limitation sprechen, wohingegen „alte“ Böden P-limitiert sind (vgl. Vitousek und Farrington, 1997).

Gerade die Endlichkeit dieser Ressource stellt eine Herausforderung für die Zukunft dar. Eine weitere Problematik ist die Eutrophierung von Gewässern. So ist der Input in Gewässern vom natürlichen P-Kreislauf von 2 – 3 Teragramm P pro Jahr auf 4 – 6 Teragramm P pro Jahr (vom menschlich beeinflussten P-Kreislauf) gestiegen (vgl. Filippelli, 2017). Der Weltverbrauch von P (hochgerechnet von P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) von 1960 (10,9 Mt/Jahr) bis 2012 (46 Mt/Jahr) ist um über 330% gestiegen. Es wird geschätzt, dass der Verbrauch 2050 bei 83,7 Mt/Jahr liegen wird (vgl. Rattan L., 2017; Daten vom International Fertilizer Center, Muscle Shoals, Alabama, 2004; FAO, Food and Agriculture Organization, Rom, Italien, 2015). Der erhöhte (geschätzte) Verbrauch bis 2050 ist auf den derzeitigen geringen Verbrauch in Entwicklungsländern und die weitere Intensivierung der Landwirtschaft (vgl. Rattan, 2017; Hinsinger et al., 2011) zurückzuführen.

Eine bedarfsgerechte Düngung ist unerlässlich, um Verlust durch Erosion (oder auch Auswaschung) zu vermeiden. Weitere Möglichkeiten bestehen in der Steigerung der Effizienz von P-Düngemittel und deren Trägerstoffen. Ruiqiang und Rattan (2017) gehen in einem Artikel auf diese Problematik ein, wobei sie auch auf den derzeitigen Wirkungsgrad von 10% – (höchstens) 20% der derzeitigen verfügbaren P-Düngemittel aufmerksam machen (aufgrund der hohen Affinität zu Bodenpartikel). Ein anderer Weg besteht in der Nutzung von Mischkulturen und Zwischenfruchtanbau, um einen erhöhten Bodenraum zu erreichen und so mehr Zugang zu P zu erhalten, und auch um Erosion zu vermeiden (vgl. Zhang et al., 2010).

Die österreichische Einstufung in Gehaltsklassen unterscheidet zwischen Acker- und Grünlandstandorte. Nachfolgend zeigt die Tabelle 7 diese Einordnung (vgl. BMLFUW, 2017).

Tabelle 7: Einstufung der Phosphorgehalte (Quelle: BMLFUW, 2017).

Gehaltsklasse	Nährstoffversorgung	Ackerland	Grünland
		mg P/1000g	
A	sehr niedrig	< 26	< 26
B	niedrig	26 – 46	26 – 46
C	ausreichend	47 – 111	47 – 68
D	hoch	112 – 174	69 – 174
E	sehr hoch	> 174	> 174

## 1.5 Kalium (K)

Kalium ist ein essentieller Pflanzennährstoff für Kulturpflanzen, der mengenmäßig hinter Stickstoff an der zweiten Stelle steht (vgl. Syer, 1998).

In der Pflanze hat Kalium unter anderem Einfluss auf den Kohlenstoffmetabolismus, der (Wasser-) Stressresistenz (vgl. Zörb et al., 2014) und erhöht durch die Beteiligung an verschiedenen physiologischen Prozessen die Qualität von Kulturpflanzen (vgl. Pettigrew, 2008). Kalium liegt im Boden als mineralisches Kalium, nicht austauschbares Kalium, austauschbares Kalium und wasserlösliches (Bodenlösungs-) Kalium vor, welches ineinander umgeformt werden kann (vgl. Han et al., 2011).

Unterschiedliche Dünger und Absorptionsfähigkeiten von Pflanzen haben Auswirkungen auf die Art, in welcher Kalium vorliegt, und somit auf die Freisetzung und Fixierung von Kalium im Boden (vgl. Eick et al., 1990).

2:1-Tonminerale spielen eine wichtige Rolle im Boden-Kalium-Kreislauf. In ihnen sind Kaliumionen gebunden, können freigesetzt, und auch wieder fixiert werden, sowie als Kaliumspeicher dienen (vgl. Barré et al., 2007). So stellen sie einen wichtigen Beitrag zur Pflanzenernährung dar (vgl. Ogaard und Krogstad, 2005).

Pflanzen nehmen Kalium über die Bodenlösung auf. Wenn durch die Aufnahme in der Rhizosphäre ein chemischer Gradient entsteht, kann so auch Kalium aus den Zwischenschichten von 2:1-Tonmineralien extrahiert werden (vgl. Adamo et al., 2016). Deswegen besitzen junge, wenig verwitterte Böden (die viele 2:1 Tonminerale besitzen) ein hohes Reservoir an Kalium, wohingegen alte, verwitterte Böden (mit einem geringen Gehalt an 2:1-Tonmineralen) einen geringen Kaliumspeicher besitzen (vgl. Darunsonataya et al., 2012).

Für eine bedarfsgerechte Düngung ist das Wissen über das Zusammenspiel der verschiedenen Formen von Kalium im Boden unerlässlich. Gerade da in stark verwitterten Böden, wie zum Beispiel in den Tropen, ein Mangel an Kalium herrscht. Moterle et al. (2016) zeigten in einem langjährigen Feldversuch und einem Glashausversuch, dass für die Düngung nicht nur das vorhergegangene Düngungsregime, sondern auch Tonmineralogie in Betracht gezogen werden sollte. Barré et al. (2008) zeigten das zwischen den 2:1 Tonmineralen Illit, durchsetztem Illit/Smektit und Vermiculit ein Unterschied bezüglich des Kaliumverhaltens im temperierten Grasland herrscht, und empfehlen weitere spezifische Untersuchungen bezüglich den einzelnen Tonmineralen und deren Verhalten. Einen weiteren Einfluss auf das Kaliumverhalten hat der Wasserhaushalt. So können wechselnde Trocken- und Feuchtphasen zu einer Kalium-Fixierung und zu einer reduzierten Kalium-Mobilität führen (vgl. Zeng und Brown, 2000).

Seit 1960 ist der weltweite Verbrauch von Kalium als Düngemittel (hochgerechnet von  $K_2O$ ) von 8,7 Mt/Jahr auf 28 Mt/Jahr im Jahr 2012 gestiegen. Nach einer Schätzung wird es 2050 bei 35 Mt/Jahr liegen (vgl. Rattan L., 2017; Daten vom International Fertilizer Center, Muscle Shoals, Alabama, 2004; FAO, Food and Agriculture Organization, Rom, Italien, 2015). Jedoch haben jetzt schon steigende Kaliumkosten die landwirtschaftlichen Produktpreise erhöht (vgl. Wang, 2012).

Da Kalium in Tonmineralen fixiert werden kann, erfolgt die Einstufung der Gehaltsklassen unter Berücksichtigung der Bodenschwere. In Tabelle 8 wird die österreichische Einstufung angeführt.

Tabelle 8: Einstufung der Kaliumgehalte (Quelle: BMLFUW, 2017).

Gehaltsklasse	Nährstoffversorgung	Ackerland			Grünland
		mg K/1000g			
		Bodenschwere			
		leicht	mittel	schwer	
A	sehr niedrig	< 50	< 66	< 83	< 50
B	niedrig	50 – 87	66 – 112	83 – 137	50 – 87
C	ausreichend	88 – 178	113 – 212	138 – 245	88 – 170
D	hoch	179 – 291	213 – 332	246 – 374	171 – 332
E	sehr hoch	> 291	> 332	> 374	> 332

## 1.6 Silizium (Si)

Silizium (28,8 Masse-%) ist das zweit häufigste Element in der Erdkruste nach Sauerstoff (47,2 Masse-%) (vgl. Wedepohl, 1995). Es findet sich in über 370 gesteinsbildenden Mineralien, und ist eine grundlegende Komponente in den meisten Böden (vgl. Haynes, 2104). Neben den weitverbreitenden Anwendungen von Silizium in der Technik – wie z.B. in der Halbleitertechnologie (vgl. Hillingermann, 2019) – findet es in den letzten Jahrzehnten vermehrt Aufmerksamkeit in der Pflanzenernährung. Obwohl es in den meisten Pflanzen (Ausnahme z.B. Schachtelhalme der Gattung *Equisetum* (vgl. Chen und Lewin, 1969)), nicht als essentieller Nährstoff angenommen wird, belegen viele Studien die positiven Auswirkungen auf die pflanzliche Biomasseproduktion (vgl. Savanthe et al., 1997; Agarie et al., 1998, Yeo et al., 1999; Hattori et al., 2005; Cooke et al., 2016; Neu et al., 2017, ...). Weitere Beachtung erlangte Silizium durch die Korrelation mit dem Kohlenstoff-Kreislauf – im terrestrischen, wie im marinen System (vgl. Goudie und Viles, 2012).

### Biogeochemischer Kreislauf

Der biogeochemische Kreislauf setzt sich aus verschiedenen Prozessen zusammen. Grundlegend beinhaltet es (1) die Verwitterung von Mineralen und Mobilisierung von gelöstem Silizium, (2) die Festsetzung von phytogenem Silizium im Boden, (3) den Transport in Flüssen und Meeren, und (4) die Ablagerung in Meeren (z.B. in Kieselalgen, oder Sedimenten) (vgl. Tréguer und De La Rocha, 2013; Frings et al., 2014). Im terrestrischen System kommt es insgesamt zu einem Aufbau von sekundärem Silizium, der höher ist als die jährliche Freisetzung von primärem Silizium aus den Mineralen (Verwitterung). Dies bedingt eine Pufferfunktion des Bodens bezüglich des Abtransportes in Gewässern (vgl. Struyf und Conley, 2012). Durch die Abfuhr von Ernteprodukten, aus agrarischen Böden, kommt es zu einer Verminderung des phytogenen (aus Pflanzen entstandenen) Silizium-Pools des Bodens (vgl. Keller et al., 2012), und somit zu einer Änderung des biogeochemischen Kreislaufs. Nach Tubaña et al. (2016) kann es dadurch für Pflanzen zu einer Unterversorgung von Silizium kommen. In vielen europäischen Agrarflächen ist Silizium-Düngung keine gängige Praxis für Kulturpflanzen (vgl. Vandevenne et al., 2015). Vandevenne et al. (2015) zeigte, dass in der temperierten Zone der biogene Silizium-Pool in der Reihenfolge Wald > Grasland > Ackerland abnimmt, jedoch der pedogene Silizium-Pool mit langanhaltender Bodenbearbeitung und Kultivierung zunimmt, und somit den geringeren biogenen Si-Pool (möglicherweise) kompensieren kann.

### 1.6.1 Silizium im Boden

Silizium liegt im Boden in drei verschiedenen Fraktionen vor: Der flüssigen, der festen und der gebundenen Form, wobei letztere die Flüssige mit der Festen verbindet (vgl. Sauer et al., 2006). In Abbildung 1 werden die verschiedenen Fraktionen mit ihren Untergruppierungen dargestellt. Die Gesamtkonzentrationen von Si belaufen sich auf 5 bis 470 g/kg, abhängig von der Bodenmineralogie (vgl. McKeague und Cline, 1963). Wohingegen die Werte des pflanzenverfügbaren Si nur bei  $3 \cdot 10^{-3}$  bis  $4,5 \cdot 10^{-1}$  g/kg liegen (vgl. Liang et al. 2015).

In der festen Phase liegt Silizium in drei verschiedenen Formen vor, (1) der amorphen Form, (2) der schwachen und mikrokristallinen Form, sowie (3) der kristallinen Form. Die amorphe Form beinhaltet biogenes Material und litho/pedogenes Material. Das biogene Silizium ( $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) stammt von Pflanzenmaterialien und Resten von Mikroorganismen. Pflanzen nehmen Silizium über die Bodenlösung auf, und akkumulieren sie in Blättern, Halmen und Sprossachsen in Form von Silica-Körpern, den sogenannten Phytolithen. Das litho/pedogene Material besteht aus Silizium-Komplexen wie z.B. Al, Fe und organischer Bodenmasse (vgl. Matichenkov und Bocharnikova, 2001), wobei die pedogenische Form als nicht kristallin definiert ist. Die schwache und mikrokristalline Form lässt sich in „schwach = Nahordnungs-Silicate“ und „mikrokristallin = sekundärer Quarz und Chalcedon“ aufteilen.

Die größte Fraktion bildet die kristalline Fraktion, die aus primären Silicaten, sekundären Silicaten und Silica-Material (z.B. Quarz) besteht. In den Korngrößengruppen Sand und Schluff findet man die primären Silicate. Die sekundären Silicate sind in der Tonfraktion enthalten, und durch pedogene Prozesse entstanden (vgl. Tubaña und Heckman, 2015). Die Konzentration von Silizium in der Bodenlösung ist eng mit der Mobilität der verschiedenen Formen des festen Zustands gekoppelt. Biogenes Silizium ist um das  $10^2$ - bis  $10^4$ -fache löslicher als mineralisches Silizium, aus diesem Grund trägt es einen wichtigen Beitrag zur Pflanzenernährung bei (vgl. Fraysse et al., 2009; Fraysse et al., 2010; Sommer et al., 2006; Opfergelt et al. 2008). Cornelis und Delvaux (2016) zeigten, dass die Hauptquelle von pflanzenverfügbarem Si, in natürlichen Graslandvegetationen und natürlichen Wäldern, vom biogenen Pool stammt. Das Abführen von Ernteprodukten, und auch Nebenprodukten von Stroh kann zu einer beträchtlichen Änderung des Gehaltes im biogenen Pool führen. Matichenkov und Bocharnikova (2001) berechneten einen jährlichen, weltweiten Entzug von Si durch Ernteprodukte auf eine Menge von 210 – 224 Millionen Tonnen. Eine andere Berechnung mit Augenmerk auf den globalen Silizium-Kreislauf, geht von 35% des gesamten, produzierten phytolithischen Siliziums (aller Landpflanzen) in den geernteten Kulturpflanzen aus (vgl. Carey und Fulweiler, 2016).

In der flüssigen Phase liegt die Hauptform von Si als  $H_4SiO_4$  (Kieselsäure, monomere Form) vor. Die monomere Form liegt hauptsächlich in Böden mit einem pH-Wert  $< 8$  vor (vgl. Drees et al., 1989; Dietzel, 2000). Dies entspricht der pflanzenverfügbaren Form, die über die Wurzeln aufgenommen werden kann. Gerade deswegen ist die Konzentration in der Bodenlösung von Interesse für Boden- und Agrarwissenschaftler (vgl. Mitani und Ma 2005). Weitere Formen sind Oligomer und Polygomer. Die polymeren Formen sind für die Bodenstruktur vorteilhaft. Dies beruht auf der Bindung von Bodenpartikeln durch Silicatbrücken. Die Verfügbarkeit für Pflanzen ist wegen verschiedener Faktoren pH-abhängig. Einerseits setzt ein hoher pH-Wert die Verwitterung von Mineralen herab, andererseits bildet sich bei einem pH-Wert  $> 9$   $H_3SiO_4^-$ , bei einem pH-Wert  $> 11$   $H_2SiO_4^-$  (vgl. Karathanasis, 2002). Fraysse et al. (2006) zeigten, dass die Lösungsrate von Phytolithen mit steigendem pH steigt. Die größte Verfügbarkeit liegt bei einem pH-Wert unter 8 in dem  $H_4SiO_4$  den Hauptbestandteil bildet (vgl. Dietzel, 2000). Die Konzentration von Si hängt von der Mobilität von primären und sekundären Mineralen ab (vgl. Sommer et al., 2006) sowie von den Freisetzungen aus dem amorphen Material (vgl. Opfergelt et al. 2008). Die Löslichkeit des Siliziums aus den primären und sekundären Mineralen steigt mit sinkenden pH-Werten, während die Löslichkeit der Phytolithen mit steigenden pH-Werten zunimmt (vgl. Fraysse et al., 2009). Aufgrund des Silizium-Verlustes infolge der Bodenentwicklung haben alte, verwitterte Böden – wie oft in den Tropen – die geringsten Gesamt-Si-Gehalte (vgl. McKeague und Cline, 1963).

Die flüssige Siliziumfraktion kann von verschiedenen Bodenfraktionen gebunden werden. Al- und Fe-Hydroxide können durch ihre starke Adsorptionskraft das pflanzenverfügbare Silizium beträchtlich verringern. Auch Tonminerale können der Bodenlösung Silizium entziehen, auch wenn nicht in dem Ausmaß der oben genannten Hydroxide (vgl. Tubaña und Heckman, 2015). Zwei- und dreiwertige Kationen von Fe und Al können die Löslichkeit von amorphen Silizium stark reduzieren, wenn es an deren Oberfläche adsorbiert wird (vgl. Haynes, 2014).

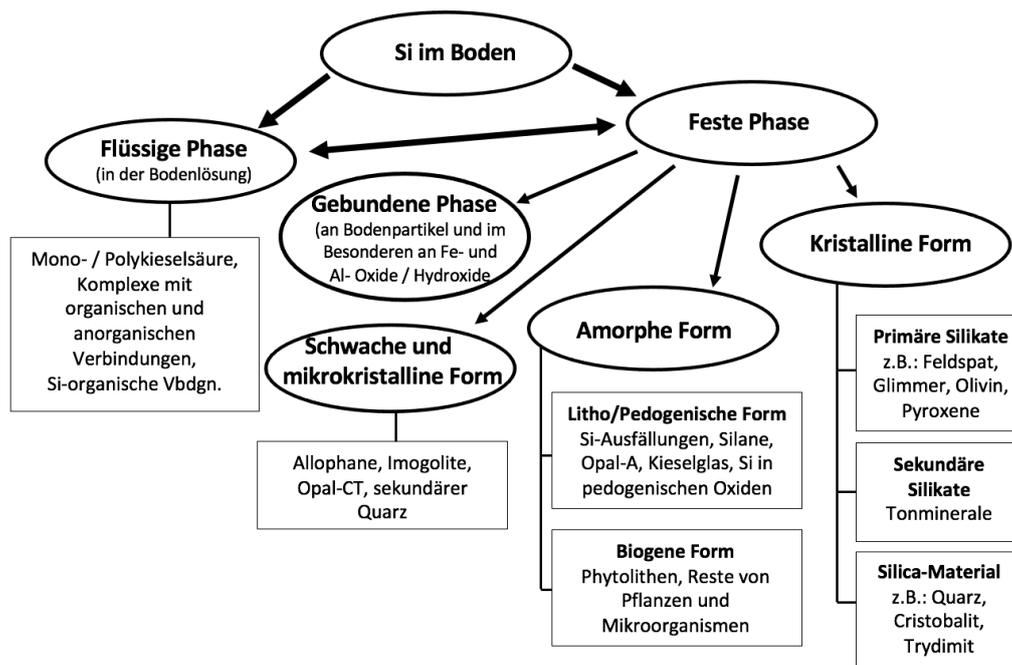


Abbildung 1: Si-Fraktionen im Boden (modifiziert von Tubaña und Heckman, 2015).

## 1.6.2 Silizium in der Pflanze

$\text{H}_4\text{SiO}_4$  wird über aktive, passive oder unterdrückende Mechanismen in die Wurzeln aufgenommen, und weiter in der Pflanze verteilt (vgl. Ma und Takahashi, 2002, Ma et al. 2006), und führt somit zu stark akkumulierenden, intermediären und nicht akkumulierenden Pflanzenspezies. Nach Ma und Takahashi (2002) besitzen Si-akkumulierende Pflanzen eine Si-Konzentration im Pflanzengewebe  $> 10 \text{ g/kg}$  und nicht akkumulierende Pflanzen Werte von  $< 5 \text{ g/kg}$ . Sieben (Zuckerrohr, Reis, Weizen, Gerste, Zuckerrübe, Sojabohne und Tomaten) der zehn häufigsten angebauten Kulturpflanzen fallen unter die Definition der Si-akkumulierenden Pflanzen (Guntzer et al., 2012).

Die Verteilung in der Pflanze erfolgt in erster Linie über die Transpiration. Der Hauptteil vom Si bleibt im Apoplast, und wird an dem Ort der Transpiration abgelagert. Durch den Verlust von  $\text{H}_2\text{O}$  wird die Kieselsäure angereichert und polymerisiert zu phytogenischem Si. Diese sind innerhalb der Pflanze immobil, weswegen die Konzentration in älteren Pflanzengeweben höher ist als in jungen (vgl. Smithson, 1956). Im Gefäßsystem und der Endodermis der Wurzeln können auch Anreicherungen stattfinden (vgl. Mitani und Ma, 2005). Die Ablagerungen können kleine Beimengungen von Al, Fe, Ti, Mn, P, Cu, N und C beinhalten (vgl. Clarke, 2003).

## 1.6.3 Vorteile einer ausreichenden Silizium-Versorgung

Die Vorteile einer ausreichenden Si-Versorgung lassen sich in unterschiedliche Bereiche untergliedern, und decken ein breites Spektrum ab:

### Physikalische Mechanismen:

Silizium kann durch Anreicherung in den Epidermiszellen, der Cuticula, eine erhöhte mechanische Barriere bilden, um so das Eindringen von Pathogenen zu verhindern, oder zu erschweren (vgl. Cheng, 1982; Epstein, 2001; Sun et al. 2010). In weiterer Folge wird durch Anreicherungen in weiteren Pflanzengeweben, bei einer positiven Infiltration, der enzymatische Abbau der Zellen erschwert (Datnoff et al., 2007; Van et al., 2013).

Weitere positive Auswirkungen sind eine Erhöhung der Regenerationsfähigkeit (vgl. Guerriero et al., 2016), sowie neben der verbesserten Starrheit und Verstärkung auch eine vermehrte Elastizität während der Wachstumsphase (vgl. Marschner, 2012; Emadian und Newton, 1989). Heine et al. (2007) berichten über eine erhöhte Resistenz gegenüber Pilzbefall in den Wurzeln durch Aufnahme von Si in den symplastischen Wurzelraum. Wegen der Einlagerung von Si erfolgt auch ein erhöhter Schutz gegenüber Herbivoren (vgl. Cotteriel et al., 2007; Hunt et al., 2008), und mancher Insektenarten (vgl. Savanth et al., 1997; Gomes et al., 2005). Bei Weizen wurde eine erhöhte Trockenresistenz festgestellt aufgrund von erhöhtem Wasserpotential, relativem Wassergehalt, Effizienzsteigerung der Stomata und auch durch dickere Blätter (Hattori et al. 2005).

#### Biochemische und molekulare Mechanismen:

Die Erhöhung der biochemischen Resistenz ist mit verschiedenen Mechanismen assoziiert: (1) Erhöhung der Aktivität von Enzymen, die der Verteidigung dienen, (2) Produzierung von antimikrobiellen Komponenten (z.B. Flavanoide, Phenole, Phytoalexine, PR-Proteine), (3) Regulierung von systemischen Signalen, und der Produktion von Hormonen (z.B. Salicylsäure, Jasmonsäure, Ethen), und kann damit auch die systemisch induzierte Resistenz anregen. (4) Kann die Modulierung von Zellwänden beeinflussen und die Expressionen von Genen (vgl. Fauteux et al., 2005; Liang et al., 2005; Datnoff et al., 2007; Ghareeb et al., 2011; Fortunato et al., 2012; Van et al. 2013).

#### Korrelation mit anderen Nährstoffen und Metallen:

P-Si: Die Interaktion von P und Si bezüglich der Pflanzenernährung war einer der ersten Effekte von Si, der in den 1920-iger Jahren gefunden wurde (z.B. Brenchley und Maskell, 1927; Fisher, 1929). Da Silva Sandim et al. (2014) fanden bei einem Versuch eine erhöhte P-Aufnahme bei unterschiedlichen Si-Düngerformen. Sie begründeten dies mit zwei Effekten, der alkalischen Wirkung von Si, und der Substituierung von P durch Si an Adsorptionsplätzen im Boden. Bei Überdüngung von P kann Si eine Reduzierung der Aufnahme gewährleisten (Ma et al., 2001)

K-N-Ca-Si: Durch die Aktivierung von H-ATPasen wird die K-Aufnahme verbessert (Mali und Aery, 2008a). Für Kuhbohne und Weizen wurde eine bessere Aufnahme von N und Ca durch die Gabe von Natrium-Metasilicat festgestellt, wie eine erhöhte rhizobielle Knöllchenbildung bei der Kuhbohne (Mali und Aery, 2008a, 2008b). Yoshida et al. (1969) zeigten, dass Si bei Reis negativen Auswirkungen von Überdüngung mit N entgegenwirken kann.

Eisen-Si: Durch Erhöhung der Oxidationskapazität der Wurzeln wird zweiwertiges Eisen in dreiwertiges Eisen umgeformt, und so die Pflanze vor einer vermehrten Aufnahme geschützt (Ma und Takahashi, 2002).

Die Interaktionen mit verschiedenen Metallen und Si ist komplex, und oft pflanzenspezifisch. Nach Adrees et al. (2015) beinhalten die Mechanismen: das Reduzieren von Metallionen im Nährmedium, Chelation, Stimulierung von Antioxidationsystemen in Pflanzen, Komplexbildung und Ausfällung in Verbindung von Si in der Pflanze, Separierung und strukturelle Änderungen in Pflanzen und die Veränderung von metallischen Transportgenen. Sie regen weitere pflanzenspezifische Untersuchungen an, da keine universellen Aussagen getroffen werden können.

### **1.6.4 Extraktionsmethoden**

Für Si und dessen verschiedene Fraktionen gibt es keine einheitlichen Extraktionsmethoden. In verschiedenen Ländern, mit differenten klimatischen Verhältnissen, und unterschiedlichen Bodenverhältnissen wurden verschiedene Methoden entwickelt (vgl. Sauer et al., 2006). Für diese Arbeit wurden zwei Methoden verwendet (0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Extraktionsmethode für die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion; 0,2 M NaOH-Extraktionsmethode für die amorphe Siliziumfraktion), die auch schon in drei vorangegangenen Masterarbeiten (Cocuzza, 2017; Schiefer, 2019; Reiter, 2019) benutzt wurden.

Dies gewährleistet die Vergleichbarkeit der Daten. Da diese Arbeiten die ersten öffentlich zugänglichen Arbeiten zu der Silizium-Thematik in Österreich darstellen, soll hierbei ein Grundstein gelegt werden. Es wird angeregt bei weiteren Silizium-Untersuchungen dieselben Extraktionen zu verwenden, um so einen vergleichbaren Datensatz für Österreich aufzubauen.

Die meisten Extraktionsmethoden für das pflanzenverfügbare Si beruhen auf der Tatsache ein Anion für das adsorbierte Si zu ersetzen (vgl. Sauer et al., 2006). Die 0,01 M CaCl<sub>2</sub> Extraktionsmethode hat eine ähnliche Ionenstärke, wie die Bodenlösung, und das dominante Kation ist Ca<sup>2+</sup>, wie in den meisten Bodenlösungen (vgl. Haynes et al. 2014). Berthelsen und Korndörfer (2005) empfehlen die 0,01M CaCl<sub>2</sub> Methode als beste für das potentiell verfügbare Si.

Für die amorphen Fraktionen werden alkalische Lösungen zur Extraktion verwendet. Zwei häufige sind NaOH, eine starke Base, oder Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> eine schwache Base (vgl. Sauer et al. 2006). Die Methoden beruhen darauf, dass mit steigendem pH-Wert die Löslichkeit der amorphen Fraktion steigt (vgl. Fraysse et al., 2006). Aus diesem Grund extrahiert der NaOH-Extraktant mehr als Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>. Bei Vergleichen von verschiedenen Methoden gibt es zu beachten, dass neben der amorphen Fraktion auch kristallines Si extrahiert werden kann (vgl. Sauer et al., 2006). Tubaña und Heckman (2015) empfehlen für die amorphe Fraktion einen Extraktant mit hohem pH-Wert, was für die 0,2 M NaOH-Lösung spricht, die auch seit den 1950iger Jahren eine Standardmethode ist.

### 1.6.5 Grenzwerte für Boden-Si-Gehalte

Die Grenzwerte wurden von Tubaña und Heckman (2015) entnommen, und sind in Tabelle 9, mit den verschiedenen Extraktionsmethoden, und Kulturarten angeführt. Diese wurden auch für die genannten, vorangegangenen Masterarbeiten verwendet. Für die gemäßigte Zone im agrarischen Bereich gibt es aufgrund weniger Forschungsarbeiten keine geläufigen Grenzwerte (vgl. Klotzbücher et al. 2018).

Jordan (2020) bestimmte in einem Gefäßversuch kritische Werte für CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium für Roggen. Die Werte liegen je nach Trockenstressexposition und Berechnungsmodell zwischen 25 und möglicherweise > 40 mg/kg, und somit in dem Bereich der in Tabelle 9 angeführten Grenzwerte für tropische und subtropische Pflanzen.

Für grasartige Pflanzen gibt es keine Grenzwerte für die Siliziumversorgung, jedoch ist anzunehmen, dass grasartige Pflanzen ähnlich wie Weizen zur Siliziumanreicherung neigen, weswegen die Grenzwerte auch für die Grünlandstandorte unterstellt werden.

*Tabelle 9: Grenzwerte für Boden-Si-Gehalte für unterschiedliche Böden und Kulturarten, mittels unterschiedlicher Extraktionsmethoden (modifiziert von Tubaña und Heckman, 2015).*

Extraktionslösung	Grenzwert (mg Si kg <sup>-1</sup> )	Bodencharakteristik / -gruppe	Kulturart	Literatur
Ethansäure	19	Histosol	Reis	Körndorger und Lepsch (2001)
	32 *	Histosol	Zuckerrohr	McCray et al. (2011)
Natriumacetat	80	Kalkhaltig	Weizen	Xu et al. (2001)
	60	Sauer bis Neutral	Reis	Imaizumi und Yoshida (1958)
CaCl <sub>2</sub>	43	Sauer/Ultiso	Reis	Narayanaswamy und Prakash (2009)
	37,43	Sauer	Reis	Babu (2015)
	20	Sauer	Zuckerrohr	Haysom und Chapman (1975)

\* ausgedrückt in g/m<sup>3</sup>

## 1.7 Bodenmonitoring in Österreich

Vor 1989 waren, aufgrund von Unterschieden bezüglich der Aufnahmesysteme (Bodenwerbung) und der analytischen Prozeduren zwischen den neun Bundesländern Österreichs, die Werte nicht vergleichbar. Dies änderte sich mit der Erstellung einer methodologischen Anleitung von Blum et al. (1989). In Österreich gibt es vier verschiedene Bodenaufnahmesysteme:

1. Die landwirtschaftliche Bodenkartierung
  2. Die Bodenschätzung
  3. Die forstliche Standortkartierung
  4. Die Bodenzustandsinventur
- 
1. Die landwirtschaftliche Bodenkartierung setzt sich aus einem kombinierten System von Typenkartierung und Lokalformenkartierung zusammen. Das Ziel ist die Erfassung der Verbreitung von Bodenformen und Bodenformkomplexen. Für das Aufnahmesystem wird ein Maßstab von 1:10.000 herangezogen. Die Daten werden in einem Maßstab von 1:25.000 publiziert. Für jede Bodenform wird zumindest eine Profilgrube mit einer Tiefe von 1 – 1,5 m angelegt, die Profilbeschreibung durchgeführt, und von jedem Horizont eine Mischprobe zur Laboranalyse entnommen. Ist die Fläche der Bodenform größer 100 ha, so werden zusätzlich Kontrollprofile angelegt. Auf diese Weise gibt es über 10.000 Untersuchungsergebnisse zu bodenkundlich definierten Standorten in Österreich (vgl. Schneider et al., 2001).
  2. Die Bodenschätzung wird primär zur Festlegung von steuerlichen Abgabewerten festgelegt. Dabei wird die natürliche Ertragsfähigkeit aufgrund von Bodenbeschaffenheit, Geländegestaltung, klimatischer Verhältnisse und Wasserverhältnisse bewertet. Diese Daten werden auch zu Angelegenheiten der Bodenreform, für Förderungszwecke, bei Entschädigungsfragen, für Raumplanungszwecke, im Grundwasser- und Bodenschutz, in Fragen des Umweltschutzes, für wissenschaftliche Arbeiten sowie für standortgerechte Bewirtschaftungsverfahren herangezogen (vgl. Wagner, 2001).
  3. Die forstliche Standortkartierung beruht auf einem kombinierten Verfahren. Dazu werden (bei jedem Schritt der Durchführung) geographische, landschaftsmorphologische, geologisch-petrographische, bodenkundliche, klimatische, vegetationskundliche und weitere regionale, räumlich begrenzte Kriterien zur Beschreibung und Abgrenzung von Standortseinheiten herangezogen. (vgl. Englisch et al, 2001). Bezogen auf die Bodenwerbung herrscht einheitliche Entnahmetiefe (0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm). Wegen der Vergleichbarkeit zu anderen forstlichen Kartierungen in Österreich wurde ein Raster von 8,7 \* 8,7 km gewählt (vgl. Blum et al. 2003).
  4. Die Bodenzustandsinventur (BZI) ist ein flächendeckendes Messprogramm, das Auskunft über den derzeitigen Zustand der Böden eines größeren Gebietes geben soll. Besonderes Augenmerk liegt auf der aktuellen Belastung mit Schadstoffen. Jedoch werden auch weitere Bodeneigenschaften analysiert und betrachtet (vgl. Schneider et al., 2001). Die Grundlage bildet die Probenahme in einem 3,9 \* 3,9 km Raster, das gegebenenfalls verdichtet werden kann (in Niederösterreich, Oberösterreich und Kärnten wurde es systematisch auf 2,75 \* 2,75 km verdichtet (vgl. Heinzlmaier, 2007)). Die Tiefentnahme der Bodenwerbung wurde einheitlich festgesetzt (0 – 20 cm, 20 – 40 cm, > 40 cm; eine Ausnahme bildet die Steiermark mit einer Tiefe von 20 – 50 cm und > 50 cm) (vgl. Danneberg, 2001). Dies bildet einen der Unterschiede zur landwirtschaftlichen Bodenkartierung, bei der die Bodenwerbung anhand von Horizontgrenzen erfolgt. Alle Standorte der Bodenzustandsinventur wurden markiert und kodiert, um eine spätere Bodenwerbung am gleichen Standort zu gewährleisten (vgl. Blum und Wenzel, 1991).

In Österreich fanden die Bodenzustandsinventuren der einzelnen Bundesländer Ende der achtziger Jahre bis Ende der neunziger Jahre statt (vgl. Heinzlmaier et al., 2008). Flächendeckende und großräumige Bodenbeprobungen bedeuten einen hohen logistischen und ökonomischen Aufwand.

In Tirol wurde nach etwa acht Jahren eine größere Anzahl (circa ein Drittel) der BZI erneut beprobt hat (vgl. Amt der Tiroler Landesregierung, 1989, 1996). In Oberösterreich wurde im Jahr 2012 mit der Wiederholung der Bodenzustandsinventur begonnen. Bis Mitte 2022 soll die Beprobung aller 880 Standorte (inklusive Ersatzstandorte, falls z.B. durch Versiegelung ein Ausweichen nötig ist) abgeschlossen werden (vgl. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 2020). In der Steiermark wurde nach Abschluss der ersten Bodenzustandsinventur, ein Bodendauerbeobachtungsprogramm eingeführt. Dabei werden seit 1996 bezirksweise, und in 10-Jahresabständen die Standorte beprobt. Insgesamt kommt die Steiermark auf circa 1000 Bodendauerbeobachtungsflächen (vgl. Krainer, 2016, 2017). Erste Auswertungen von Zeitreihen wurden im Bodenschutzbericht (2017) veröffentlicht. In Salzburg wurde nach Auskunft (E-Mail 03.09.2020) von Hofrat Dipl.-Ing Juritsch (Referatsleiter Agrarwirtschaft, Bodenschutz und Almen) die Bodenzustandsinventur einmalig durchgeführt, und eine Wiederholung ist nicht angedacht. Er verwies auf die Schaffung von acht Bodendauerbeobachtungsflächen, und den Bodenschutzbericht 2001 bis 2011 (vgl. Juritsch, 2011). In Kärnten wurde die Bodenzustandsinventur einmalig durchgeführt, und die Einrichtung eines aktuellen Bodenmonitorings ist geplant (vgl. Amt der Kärntner Landesregierung, 2017). In Vorarlberg trat mit 1.1.2019 ein Bodenschutzgesetz (LGBl.Nr. 26/2018) in Kraft. Darin enthalten ist auch die Berechtigung des Landes zu Kontrolluntersuchungen von Böden. Im Burgenland ist das Burgenländische Bodenschutzgesetz (LGBl.Nr. 87/1990) seit 1990 in Kraft. Darin befindet sich die Regelungen zur Kontrolle der Bodenqualität, und die Schaffung von Prüfstandorten (Bodenmonitoring). Für diese beiden Bundesländer wurden keine Daten, oder Publikationen zum Thema Bodenmonitoring gefunden. In Niederösterreich wurde, neben der erneuten Beprobung der Standorte der landwirtschaftlichen Bodenkartierung, im Jahr 2020 mit der Wiederbeprobung von circa 300 Standorten der BZI im pannonischen Raum begonnen (vgl. unserboden.at). Neben den bundesländerspezifischen Bodenmonitoring-Projekten wurde 2017 ein bundesländerübergreifendes Projekt „AustroPOPs“ gestartet, das zum Ziel hat vereinheitlichte Daten zum Thema „organische Schadstoffe in Böden“ über den gesamten österreichischen Raum zu generieren (vgl. bodeninfo.net).

Im BORIS-Bodeninformationssystem des Umweltbundesamtes werden Bodendaten aus den Bundesländern und des Bundes gesammelt. Zum jetzigen Zeitpunkt sind 1,5 Millionen Datensätze von über 10.000 Standorten enthalten. Diese werden laufend erweitert. Die Daten werden Forschern und Interessierten nach voriger Absprache mit den Datenbesitzern zur Verfügung gestellt (vgl. umweltbundesamt.at/boris). Nach Kontaktaufnahme mit Frau Mag. Monika Tulipan (Abt. Boden und Flächenmanagement des Umweltbundesamtes, und Verantwortliche für das Bodeninformationssystem BORIS) (Telefonat 23.09.2020) stehen für die zeitlichen Veränderungen von Bodenkennwerten an denselben Standorten zurzeit nur die Bodendaten aus den Bodenzustandsinventuren aus Tirol zur Verfügung. Im kommenden Jahr (2021) sollen weitere Daten aus der Steiermark und Oberösterreich ergänzt werden. Da Bodenmonitoring-Projekte einen ökonomischen Aufwand erfordern, erfolgt die Datenweitergabe an das Umweltbundesamt oft nach den Evaluierungen und Publikationen der Ergebnisse.

Eine weitere Art des Bodenmonitorings um Bodenveränderungen in geographischen Räumen darzustellen, stellen zahlenmäßig größere Bodenuntersuchungen dar. Dabei werden Veränderungen an Bodenkennwerten anhand vieler Bodenproben zu unterschiedlichen Zeitpunkten, und an unterschiedlichen Standorten abgeleitet. Dieser Ansatz wird von der AGES (Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH) für die ÖPUL-Evaluierungen in Österreich verwendet. Für diese erhält die AGES Bodendaten aus den Kooperationen mit den Bundesländern, verpflichtende Bodenproben gewisser ÖPUL-Maßnahmen von den Landwirten und freiwillige Bodenproben von Landwirten, die zur Erstellung von Düngeplanungen dienen (vgl. AGES, 2010).

## 1.8 Ergebnisse aus Bodenmonitoringprojekten in Österreich und den benachbarten Ländern Schweiz und Deutschland

### 1.8.1 Österreich

Bei der ÖPUL-Evaluierung von der AGES (2010) wurden vier verschiedene Zeiträume (1991-1995; 1996-2000; 2001-2005; 2006-2009), mit einer unterschiedlichen Menge an Datenmaterial, betrachtet. Es wird darauf hingewiesen, dass im Ackerbau im ÖPUL 2007 bei der „Maßnahme Integrierte Produktion Ackerflächen“ für die Kulturarten Kartoffel, Erdbeeren, Rübe, sowie Feldgemüse Bodenuntersuchungen vorgeschrieben sind. Bei den Kulturarten Erdäpfel, Erdbeeren und Rübe ist die Teilnahme an der Maßnahme „Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen“ eine Voraussetzung der Förderung. Aus diesem Grund wird angenommen, dass der Großteil des Probenmaterials von Betrieben stammt, die an diesen Maßnahmen teilnehmen. Bei den Grünlandflächen wird vermerkt, dass für keine der ÖPUL-Maßnahmen eine Verpflichtung für Bodenuntersuchungen besteht. Jedoch wird angenommen, dass gerade Landwirte, die an den ÖPUL-Maßnahmen teilnehmen, auch eine erhöhte Bereitschaft für die Düngeplanung anhand von Bodenanalysen besitzen.

Für das Hauptproduktionsgebiet (HPG) Voralpen, und für die Bodennutzung „Grünland“ liegt eine große Menge an Datenmaterial vor, wobei für die letzte Periode die geringste Anzahl an Proben zur Verfügung stand. Das Hauptproduktionsgebiet Voralpen wurde ausgewählt, da sich 75 untersuchte Standorte dieser Arbeit in diesem Gebiet befinden, weshalb ein Vergleich der zeitlichen Entwicklung naheliegend ist.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen einen stabilen pH-Wert ( $\text{CaCl}_2$ ) von 6,2 über die ersten drei Untersuchungsperioden, und eine signifikante Reduktion auf 6,0 im letzten Untersuchungszeitraum, sowie einen Anteil von 5% der Standorte unter einem pH von 5, und keinem Standort im stark sauren Bereich ( $< 4,6$ ). Für die Phosphatversorgung wurde festgestellt, dass sich 80% der Böden im niedrigen Versorgungsbereich befinden. Ein zeitlicher Trend konnte nicht festgestellt werden. Die Werte liegen von 26 – 29 mg/kg (CAL/DL). Bei der Kaliumversorgung zeigten sich die (Median-) Gehalte in den ersten drei Untersuchungen konstant bei 127 – 128 mg/kg (CAL), und in der letzten Untersuchungsperiode wurde ein signifikanter Anstieg auf 142 mg/kg festgestellt. In der letzten Periode lagen 17% in den niedrigen Bereichen, 47% waren ausreichend versorgt, und 36% liegen in den höheren Bereichen.

Für die Ackerflächen wurden die Evaluierung des Großraumes des Wiener Beckens (Kleinproduktionsgebiete (KPG) 809 – 811) herangezogen, für das auch eine große Datenmenge vorhanden ist. In diesem befindet sich die Hälfte (10 von 20) der untersuchten Ackerstandorte dieser Arbeit.

Dabei wurde festgestellt, dass sich 95% der Standorte im Carbonat-Pufferbereich befinden, und sich die pH-Werte über die Untersuchungsperioden konstant bei 7.5 (Median und Mittelwert) befinden. Die potentiell pflanzenverfügbaren Phosphor-Gehalte sind vom ersten Untersuchungszeitraum bis zur letzten Periode annähernd gleichgeblieben (Median von 84 auf 79 mg/kg (CAL)). Die Verteilung in der letzten Periode zeigt sich ausgeglichen. Es stehen 25% höher versorgte Standorte gegenüber 21% im niedrig versorgten Bereich, und 54% der Proben gelten als ausreichend versorgt. Die Kaliumgehalte (Median) zeigen eine signifikante Abnahme nach der ersten Untersuchungsperiode, und blieben dann annähernd stabil. Die Werte bewegen sich von 212 bis 192 mg/kg. Die Verteilung in den Gehaltsklassen (in der letzten Periode) liegt bei 48% in der optimalen Klasse C, 12% befinden sich in den niedrigen Bereichen und die restlichen 40% liegen in den hohen Bereichen (vgl. AGES, 2010).

Die ÖPUL-Maßnahmen zeigten seit ihrer Einführung (1995) Auswirkungen auf den Kohlenstoffvorrat in Ackerflächen in Österreich. So konnten in den ersten 10 bis 15 Jahren deutliche Zunahmen festgestellt werden (vgl. Umweltbundesamt, 2019). Diese konnten in den letzten acht bis zehn Jahren stabilisiert werden, oder in manchen Regionen, wie z.B. im Tullnerfeld oder Marchfeld noch weiter leicht erhöht werden (vgl. BMNT, 2019).

Heinzlmaier (2007) beschäftigte sich auch mit den Pflanzennährstoffen in Österreich. Bei dieser Arbeit bezog er sich auf das Datenmaterial von den ÖPUL-Evaluierungen der AGES, und zusätzlich wurde noch Datenmaterial aus den Bodenzustandsinventuren verwendet. Aus diesem Grunde handelt es sich auch hier um zeitliche Variationen in einem größeren geographischen Raum, und nicht um die exakte Neubeprobung von definierten Standorten. Die betrachteten Zeiträume sind: 1991-1995, 1996-2000 und 2001-2003. Es werden hier wiederum nur Daten angeführt, die sich in denselben Produktionsgebieten befinden, wie die in dieser Arbeit untersuchten Standorte.

Für das Grünland werden die Ergebnisse der Kleinproduktionsgebiete 206 (Gebiet von 68 untersuchten Standorten in dieser Arbeit) und 208 (7 Standorte) angeführt, die sich im Hauptproduktionsgebiet Voralpen befinden. Dabei wurde im Kleinproduktionsraum 206 für den pH-Wert ein Wert (Median) von 6,2 in der ersten und letzten Periode, und ein Wert von 6,3 in der zweiten Periode ermittelt. Für das potentiell pflanzenverfügbare Phosphor stiegen die Medianwerte sukzessive von 27,5 auf 34 mg/kg, womit ein Trend festgestellt wurde. Wobei sich diese Werte nach der österreichischen Einstufung in die Gehaltsklassen immer noch im niedrigen Bereich bewegen. Die ermittelten Werte zwischen 60 und 70 mg/kg für das 90% Quartil, liegen im ausreichend versorgten Bereich. Es zeigt sich auch in dieser Untersuchung, dass hier eine Unterversorgung über den betrachteten Zeitraum vorhanden ist. Beim potentiell pflanzenverfügbaren Kalium lässt sich indes kein Trend erkennen. Anders als bei der Datenauswertung für das Hauptproduktionsgebiet Voralpen der AGES (2010), zeigt sich eine Erhöhung des Wertes in der mittleren Periode auf 131,1 mg/kg, und eine Absenkung danach auf 123,8, was annähernd dem Wert in der ersten Periode entspricht. Für das Kleinproduktionsgebiet 208 wurde für die 3 Bodenkennwerte ein Rückgang festgestellt (pH: Reduktion von 6,4 um etwa 2 bis 3%, Phosphor: um etwa 5 bis 8% von 26,2, Kalium: um etwa 20 bis 25% von 141,1), wobei sich die Medianwerte für den pH-Wert im anzustrebenden Bereich, für die Phosphatversorgung im niedrigen, oder sehr niedrigen Bereich, und für die Kaliumversorgung im ausreichend versorgten Bereich befinden (vgl. Heinzlmaier 2007).

Für die Ackerflächen werden hier die Ergebnisse aus den Kleinproduktionsgebieten 809 (10 Standorten), 206 (4 Standorte), 208 (3 Standorte) und 209 (2 Standorte) angeführt. Im Gebiet 809 wurde der idente pH-Wert und zeitliche Verlauf aus den AGES (2010) Untersuchungen zum Hauptproduktionsgebiet „Wiener Becken ermittelt. Die Phosphatversorgung und Kaliumversorgung liegen zeigen vergleichbare Werte und zeitliche Verläufe.

Im Kleinproduktionsgebiet 206 zeigte sich eine Tendenz zur Erhöhung des pH-Wertes von 6,2 um etwa 3 bis 5% über den Untersuchungszeitraum. Beim potentiell pflanzenverfügbaren Phosphor konnte eine Verbesserung der Medianwerte in den ausreichend versorgten Bereich festgestellt werden. Bei der Kaliumversorgung zeigte sich indessen eine Verringerung der Medianwerte (von 150,6 mg/kg um etwa 20 bzw. 10% in den nachfolgenden Untersuchungsperioden), jedoch liegen diese immer noch im ausreichend versorgten Bereich. Auch im Kleinproduktionsgebiet 208 zeigte sich eine sukzessive Verringerung der Kaliumversorgung um etwa 15%, von 186,8 mg/kg in der ersten Periode. Diese Werte liegen im ausreichend versorgten Bereich, gleichfalls wie im Kleinproduktionsgebiet 209, wohingegen die Werte über den betrachteten Zeitraum von 193,4 bis 189,1 mg/kg schwanken. Für die Phosphatversorgung lässt sich für KPG 208 keine Tendenz ableiten, wobei die Medianwerte im niedrigen Bereich liegen. IM KPG 209 zeigte sich die Versorgung im ausreichenden Bereich, wobei eine leichte Tendenz zur Abnahme stattfand. Der pH-Wert war hingegen annähernd stabil bei 7,3 bzw. 7,4. Im KPG 208 schwankten die Werte von 6,7 bis 7,1 (vgl. Heinzlmaier 2007).

Im Bodenschutzbericht des Landes Steiermark von 2017 wird die Auswertung von 45 Bodendauerbeobachtungsflächen innerhalb von drei Dekaden angeführt. Der Untersuchungszeitraum der Bodendauerbeobachtungsflächen liegt zwischen 1996 bis 2016. Weitere Flächen werden laufend weiter beprobt, um den Datenpool zu erweitern, und eine erhöhte statistische Absicherung der Zeitreihen zu generieren. Bei diesen Untersuchungen wurden Mischproben aus vier Bodenprofilen entnommen. Die Entnahmetiefe erfolgte über fixe Tiefenstufen.

In den achtziger Jahren gab es auch schon Bodenuntersuchungen, diese erfolgten jedoch über genetisch gewachsene Bodenhorizonte, und der Entnahme an nur einem Bodenprofil, weswegen diese Untersuchungen nicht in die Auswertungen mit einfließen.

Die bisherigen Auswertungen zeigten, dass sich über den beobachteten Zeitraum die Humusgehalte (Bestimmung über Nassoxidation, ÖNORM L 1081) verbessert haben. Nur bei einem der 45 Standorte konnte eine statistisch abgesicherte Abnahme der Humusgehalte festgestellt werden. Da es sich bei diesem Standort um einen Grünlandstandort handelt, dessen Ausgangswert in einem hohen Bereich lag, führte die Abnahme zu einer Änderung vom hohen versorgten Bereich (Gehaltsklasse E) zum mittel versorgten Bereich (Gehaltsklasse C) nach den Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Ackerland und Grünland (2017). Waren in den Jahren 1996 und 2006 noch zwei bzw. fünf Standorte in einem niedrigen Bereich (Gehaltsklasse A), so konnte im Jahr 2016 kein Standort mehr im niedrigen Bereich lokalisiert werden. Bezüglich der Änderung des pH-Wertes ( $\text{CaCl}_2$ ) zeigt sich, dass sich gerade bei den Ackerstandorten in der letzten Untersuchungsdekade die Kalkungsmaßnahmen als wirkungsvoll zeigten. So befanden sich in den ersten zwei Dekaden noch 15 bzw. 14 der 28 Ackerstandorte in einem zu niedrigen Bereich, während sich in der letzten Periode kein Standort mehr in diesem Bereich befindet. Bezüglich der restlichen 17 Standorte, die sich aus 14 Dauergrünlandstandorten, einem Hochalmstandort und zwei Obst- bzw. Weinstandorten zusammensetzen konnten bei vier Standorten eine statistisch gesicherte Abnahme festgestellt werden, was etwa 24% der Standorte dieser Landnutzungsformen entspricht. Bezüglich der Phosphatversorgung (CAL/DL) zeigen nur jeweils zwei Standorte eine statistisch signifikante Abnahme und eine statistisch signifikante Zunahme, an den restlichen Standorten ist kein zeitlicher Trend festzustellen. Jedoch hat sich die Anzahl der Standorte im niedrigen und sehr niedrigen Bereich von 26 auf 29 erhöht. Betreffend der Kaliumversorgung (CAL) konnte eine Verringerung in der letzten Periode von über 40% der Standorte in den niedrigen Bereichen festgestellt werden. Über den betrachteten Zeitraum erhöhte sich der Anteil im ausreichend versorgten Bereich leicht (13%). Die höher versorgten Bereiche nahmen gegenüber den ersten beiden Untersuchungsperioden um 29 bzw. 50% zu. Gerade auf die Unterversorgung und Überversorgung ist ein Augenmerk zu legen (vgl. Krainer, 2017).

Aus dem Bodeninformationssystem Boris wurden – auf Anfrage – vom Umweltbundesamt die Daten der Bodenzustandsinventuren von Tirol aus den Jahren 1988 und 1996 zugesendet. Es wurde versucht die Daten auf hydromorphe Böden einzugrenzen. Leider war die Zahl der neu beprobten hydromorphen Böden mit acht sehr gering, weswegen eine separate Betrachtung dieser Böden unterlassen wurde. Ein weiterer Umstand, wieso die Daten nicht zur Betrachtung kommen, beruht auf den unterschiedlichen Analysemethoden von pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium. Bei der Bodenzustandsinventur 1988 wurden diese Bodenkennwerte nach der DL (Doppel-Lactat)-Methode (ÖNORM L 1088) bestimmt, und bei der Bodenzustandsinventur 1996 mit der CAL (Calcium-Acetat-Lactat)-Methode (ÖNORM L 1087). Baumgarten (2000) berichtet von der Auswertung von 10.000 Bodenproben an denen die Phosphorgehalte der DL-Methode bei pH-Werten von etwa 5 – 7 um etwa 25% höher liegen als die ermittelten Werte der CAL-Methode.

Wie schon eingangs erwähnt sind die Masterarbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019) die einzigen Quellen zur Silizium-Thematik in Böden in Österreich. Die Daten der drei Masterarbeiten, sowie dieser fließen in das LAFO-Projekt ABB-LEBO-498/0001 ein, wo noch weitere Standorte der landwirtschaftlichen Bodenkartierung beprobt wurden. Ein erster Zwischenbericht von Holzinger und Wenzel (2020) ist auf [unserboden.at](http://unserboden.at) abrufbar (Stand 20.01.2020).

Cocuzza (2017) stellte fest, dass die potentiell-pflanzenverfügbare Siliziumfraktion für kalkhaltige Böden negativ korreliert mit dem organischen Kohlenstoffgehalt, dem Sand- und Schluffgehalt. Für nicht kalkhaltige Böden zeigte sich ein positiver Zusammenhang zwischen dem potentiell-pflanzenverfügbaren Silizium und dem pH-Wert und Tongehalt, und ein negativer Zusammenhang zum organischen Kohlenstoffgehalt.

Für die amorphe Siliziumfraktion in kalkhaltigen Böden wurde ein negativer Zusammenhang mit dem organischen Kohlenstoff-, dem Sand- und Carbonatgehalt festgestellt. Der negative Zusammenhang zwischen dem organischen Kohlenstoffgehalt und den Siliziumfraktionen steht gegen der Anfangshypothese, da sich in der organischen Bodenmasse die Phytolithen befinden. Die negative Korrelation wurde über Verdünnungseffekte erklärt.

Während die Medianwerte der amorphen Siliziumfraktion in den letzten Jahrzehnten annähernd stabil geblieben sind, stellte Cocuzza (2017) bei der potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion eine Reduktion um etwa 30% fest. Auch konnte eine Steigerung der Böden, die unter dem unterstellten Grenzwert vom potentiell pflanzenverfügbaren Silizium (20 mg/kg für Zuckerrohr) von 39% auf 47% detektiert werden. Zwischen den beiden Landnutzungsarten Acker und Grünland konnten für die amorphe Siliziumfraktion keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Hingegen lagen die Werte des potentiell pflanzenverfügbaren Siliziums im Acker höher als im Grünland. Cocuzza (2017) stellte fest, dass die amorphe Siliziumfraktion in weiter entwickelten Böden in der Reihenfolge Fluvisols < Leptosols < Regosols < Phaeozems < Cambisols < Umbrisols steigt.

Schiefer (2019) stellte zwischen den beiden Untersuchungsperioden, den beiden untersuchten Siliziumfraktionen, dem pH-Wert und dem organischen Kohlenstoffgehalt keine signifikanten Veränderungen fest. In Bezug auf den Einfluss von Bodenfaktoren auf die Siliziumfraktionen konnten Schiefer (2019) ähnliche Ergebnisse wie von Cocuzza (2017) erzielt werden. So zeigte Schiefer (2019) für die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion eine positive Korrelation mit dem pH-Wert und Tongehalt, und eine negative mit dem organischen Kohlenstoffgehalt. Für die amorphe Siliziumfraktion wurde eine negative Beziehung zu pH-Wert und organischem Kohlenstoffgehalt, und ein positiver Zusammenhang zum Tongehalt festgestellt. Die Niederschlagsmenge korrelierte negativ mit beiden Siliziumfraktionen.

Schiefer (2019) zeigte, dass sich 51% der untersuchten Böden unter dem angelegten Grenzwert von 20 mg/kg, für das potentiell pflanzenverfügbare Silizium, befinden. In Bezug auf die Landnutzung zeigte diese Arbeit, dass die Siliziumgehalte im Acker höher liegen als im Grünland. Dies steht im Konflikt mit der Anfangshypothese, und wurde über den größeren Einfluss von anderen Bodenkennwerten, und der Möglichkeit von unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten erklärt. Für die Bodenentwicklung und dem Zusammenhang zur amorphen Siliziumfraktion konnte ein ähnlicher Trend, wie bei Cocuzza (2017) festgestellt werden. In Bezug auf die Bodenentwicklung wurde, die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion betreffend, in beiden Arbeiten festgestellt, dass der pH-Wert einen größeren Einfluss auf die Verfügbarkeit besitzt als der Stand der Bodenentwicklung.

Reiter (2017) stellte keine signifikanten Änderungen für den pH-Wert und die Si-Fractionen fest. Für den organischen Kohlenstoffgehalt wurde eine Steigerung des Medianwerts von nahezu 40% festgestellt. Wie bei Schiefer (2019) zeigte sich der organische Kohlenstoffgehalt negativ, und der Tongehalt positiv korreliert mit den beiden Siliziumfraktionen. Der pH-Wert zeigt nur bei der amorphen Fraktion eine negative Beziehung. Die Anzahl der Böden unter dem angelegten Grenzwert von 20 mg/kg (potentiell- pflanzenverfügbares Silizium) betrug in dieser Arbeit nur knapp 10%, was auf die höheren pH-Werte der untersuchten Böden zurückgeführt wurde.

## **1.8.2 Schweiz**

In der nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz werden 103 Dauerbeobachtungsflächen im 5-Jahresintervall untersucht. Die Untersuchungen erfolgen immer auf exakt derselben Stelle, und es werden auf einer Fläche von 10 \* 10 m jeweils vier Mischproben aus 25 Einzelproben angelegt. Die Entnahmetiefe erfolgt über die obersten 20 cm. In dem Bericht der nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz (Gubler et al., 2015) sind die Ergebnisse der Dauerbeobachtungsflächen über den Zeitraum 1985 bis 2009 ausgearbeitet, deren Teilergebnisse nachfolgend angeführt werden.

Die pH-Werte (CaCl<sub>2</sub>) haben sich während dem Beobachtungszeitraum nicht wesentlich verändert. Ausgenommen sind einige Ackerbaustandorte, bei denen eine Steigerung stattfand. Der Medianwert liegt für das Ackerland (n=33) mit 5,9 höher als für das Grünland (n=25) mit 5,2.

Für das Grasland und die organischen Kohlenstoffgehalte (Bestimmung über FAL-Referenzmethode, oder über Trockenveraschung und Umrechnung auf das gleiche Niveau; n=17) konnte eine leichte Zunahme bis in die neunziger Jahre, gefolgt von einer leichten Abnahme in den nachfolgenden Perioden, festgestellt werden, wobei der Medianwert auf den gesamten Beobachtungszeitraum geringfügig gestiegen ist. Für den Ackerbau (n=29) zeigt sich ein gegensätzliches Bild. So sind die organischen Kohlenstoffgehalte bis Mitte der neunziger Jahre leicht gefallen, und nachfolgend wieder leicht gestiegen, wobei sich der Medianwert über den gesamten Zeitraum leicht verringert hat. Für die Änderung der Nährstoffgehalte wurde die Beschreibung von sieben Gras- und neun Ackerlandstandorte herangezogen. Für Phosphor und Stickstoff wurden bei dieser Untersuchung die Totalgehalte angegeben, während für die Kaliumgehalte die potentiell pflanzenverfügbare Fraktion (extrahiert mit Ammoniumacetat-EDTA) angegeben wurden. Für das Grasland wurde ein Unterschied im zeitlichen Verlauf dieser drei Nährstoffe zwischen den intensiv, und den weniger intensiv genutzten Standorten festgesetzt. Die anfänglichen Gehalte waren zu Beginn an allen Graslandstandorten hoch, was darauf schließen lässt, dass auch die drei als weniger intensiv genutzten Standorte in der Vergangenheit eine intensivere Nutzung hatten. Für die intensiv genutzten Standorte wurde im Mittel eine Erhöhung von 0,12 g/kg Phosphor und 0,58 g/kg Stickstoff im Oberboden festgestellt, während für die weniger intensiven Standorte eine Verringerung (im Mittel) von 0,12 g Phosphor und 0,14 g Stickstoff ermittelt werden konnte. Die potentiell pflanzenverfügbaren Kaliumgehalte schwankten teilweise über den Zeitraum beträchtlich. Es wurde kein Unterschied zwischen der Bewirtschaftungsintensität angeführt, und im Mittel nahmen die Gehalte aller Graslandstandorte im Oberboden um 101 mg/kg zu. Es zeigte sich auch, dass die Phosphor- und Stickstoffgehalte der intensiv genutzten Standorte bis in die neunziger Jahre tendenziell zugenommen haben, um dann auf einem Niveau relativ stabil zu bleiben. Für die Ackerstandorte zeigten sich, wie bei den Grünlandstandorten, für die Kaliumgehalten teilweise beträchtliche Fluktuationen. Im Gesamten konnten jedoch keine Steigerung oder Senkung detektiert werden. Der Stickstoffgehalt spiegelt den gleichen Verlauf des organischen Kohlenstoffs wider, da dieser nur zu einem sehr geringen Anteil in der mineralogischen Bodensubstanz zu finden ist. Die Phosphorgehalte zeigen sich analog zu den intensiv genutzten Graslandstandorten (vgl. Gubler et al., 2015).

### 1.8.3 Deutschland

Beim Bodenmonitoring in Sachsen wurden die Perioden 1992 – 1997 und die Perioden 1997 – 1999 miteinander verglichen. In der zweiten Periode wurden über 24.000 Untersuchungen am Ackerland, und nahezu 3.000 Untersuchungen am Grünland vorgenommen. Es wird darauf hingewiesen, dass sich zwischen den Perioden die Datengrundlage (Probenzahlbezug zum Flächenbezug) geändert hat, jedoch konnte die Verbesserung der pH-Werte der landwirtschaftlichen Böden (von 70% auf 80% in den beiden besten Versorgungsstufen nach der Einstufung in Sachsen) mit dem erhöhten Kalkverbrauch nach der ersten Periode in Verbindung gebracht werden. Betrachtet man alleinig das Grünland, so fallen in der letzten Periode über 65% in die beiden besten Versorgungsstufen. Auch bei der Phosphorversorgung konnte ein positiver Trend erkannt werden. Wobei in der letzten Periode ca. 35% der Acker- und Grünlandflächen in den niedrigen Bereich waren. Bei alleiniger Betrachtung des Grünlandes zeigten sich 60% als unterversorgt, und bei alleiniger Betrachtung des Ackerlandes zeigten sich mehr als 30% als überversorgt. Für die Kaliumversorgung zeigte sich keine Trendwende, wobei sich insgesamt über 60% im überversorgten Bereich befinden, und 20% des Grünlandes als unterversorgt gelten (vgl. Barth et al., 2001). Die Bestimmung vom pH-Wert erfolgte in Sachsen in einer 1 M Kaliumchlorid (KCl) (vgl. Barth et al., 2001), und die Bestimmung vom potentiell pflanzenverfügbaren Phosphor und Kalium erfolgte, gleichfalls wie in Österreich nach der CAL (Calcium-Acetat-Lactat) – Methode (vgl. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2007).

Die Bodenkennwerte wurden bei der Auswertung der Bodendauerbeobachtungsflächen in Thüringen ebenso wie in Sachsen bestimmt. Ausgenommen der pH-Wert, dieser wurde in einer 0,01 M Calciumchlorid (CaCl<sub>2</sub>) – Lösung gemessen.

Bei der Auswertung 2006 wurden 14 Flächen, davon zehn Ackerstandorte und vier Grünlandstandorte von 1993 bis 2005 beobachtet.

Für den pH-Wert wurde für jeweils zwei Acker- und Grünlandstandorte bis 1997 ein Trend zur Reduktion festgestellt werden, der sich nachfolgend nur auf einer extensiven Grünlandfläche fortgesetzt hat. Ansonsten blieben die Werte auf den kalkärmeren Standorten annähernd stabil, während für die kalkreicheren Standorte ein leichter Trend zur Erhöhung stattgefunden hat. Die Phosphatversorgung hat auf elf Flächen abgenommen, wobei sich in der letzten Periode alle Grünlandstandorte, und sieben Ackerstandorte im unterversorgten Bereich befinden. Bei der Kaliumversorgung zeigte sich bei sieben Flächen ein Rückgang, wobei acht Flächen als ausreichend versorgt, zwei Flächen als überversorgt gelten, und sich vier Flächen in den niedrigen Bereichen befinden (2005). Bei den Grünlandstandorten konnte nur bei einem Standort ein Rückgang festgestellt werden. Die Verteilung über die Gehaltsklassen zeigt sich bei Acker- und Grünlandstandorten ähnlich (vgl. Marre et al., 2006).

Im Geobericht 23 des Landes Niedersachsen werden die Erfahrungen aus 20 Jahren Bodendauerbeobachtung angeführt. Für den landwirtschaftlichen Bereich wurden 70 Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Davon sind 48 Ackerland, 21 Grünland und eine Grünlandfläche im Stadtpark. Die Bodenkennwerte pH, pflanzenverfügbarer Phosphor und Kalium wurden wie in Thüringen bestimmt. Für die Bestimmung des organischen Kohlenstoffgehaltes wurden keine Angaben gemacht. Der Beobachtungszeitraum lag zwischen 1991 und 2010.

Über den Zeitraum von 1997 bis 2010 konnten keine statistisch signifikanten Änderungen in den organischen Kohlenstoffvorräten an den Ackerbaustandorten erkannt werden. Dies obwohl der Großteil (50 – 55%) der errechneten Humusbilanzsalden als optimal galten, und sich nur jeweils 15 – 25% als niedrig bzw. sehr hoch darstellten. Dies wurde über drei Punkte erklärt: 1. Veränderungen im Kohlenstoffvorrat der Böden laufen nur langsam ab. 2. Im Boden treten Sättigungseffekte auf, sodass sich die Humusgehalte einpendeln, und sich die Werte nur mehr bei einer Veränderung der Humuswirtschaft ändern. 3. Humusungleichgewichte können auftreten, wie z.B. Änderung im Wasserhaushalt, oder Änderung in der Bodenbearbeitung. Die Phosphatversorgung der Ackerstandorte hat sich tendenziell erniedrigt. Nur bei einem Standort konnte eine Erhöhung der Werteklasse festgestellt werden, während bei 33% eine niedrigere Klasse festgestellt wurde. Der Anteil der Standorte im anzustrebenden Bereich hat sich von 45 auf 60% erhöht, und nur 10% befinden sich in den niedrigen Bereichen.

Im Grünland befinden sich in der letzten Periode 47% im unterversorgten Bereich und 34% im optimalen Bereich. Über dem Beobachtungszeitraum konnte bei einem Viertel eine Erniedrigung der Klasse und bei 17% eine Erhöhung festgestellt werden. Dies lässt einerseits auf eine Extensivierung und andererseits auf eine Intensivierung schließen. Bezüglich der Kaliumversorgung zeigt sich beim Ackerland eine Verringerung der Gehalte, während im Grünland eine Verbesserung eintrat. Für die pH-Werte ist im Ackerland ein Trend zur Abnahme erkennbar, während die Werte im Grünland annähernd stabil geblieben sind. Für drei intensiv genutzte Grünlandstandorte wurde ein Trend zur Versauerung festgestellt (vgl. Höper et al., 2012).

Bei der Betrachtung der Humusentwicklung in Bayern (1986 – 2007) wurden 92 Acker-, 21 Grünland- und 8 Sonderkultur-Bodendauerbeobachtungsflächen, mit gleichbleibender Landnutzung betrachtet. Pro Fläche gab es vier Probenahmen. Zu jeder Probenahme wurden vier Mischproben zu je 25 Einzelproben angelegt. Die Beprobungstiefe lag beim Acker bei 0 – 15 cm, und beim Grünland bei 0 – 10 cm. Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs und Gesamtstickstoffs wurde über die Dumas Methode durchgeführt. Der anorganische Kohlenstoff wurde über die Scheibler-Methode ermittelt. Für die Ackerstandorte zeigte sich für den organischen Kohlenstoff im Mittel eine leichte Tendenz (3%) zur Abnahme, die nicht signifikant ist. Die Gesamtstickstoffkonzentration blieb über den Beobachtungszeitraum relativ stabil, ohne Tendenzen erkennen zu lassen. Die Humusqualität ( $C_{org}/N_T$ -Verhältnis) zeigte das gleiche Bild wie die organischen Kohlenstoffgehalte. Im Grünland zeigten die behandelten Bodenkennwerte ein ähnliches Bild wie schon bei den Ackerstandorten (vgl. Capriel und Seiffert, 2007).

## 2 Zielsetzung

Die Zielsetzung dieser Arbeit war

- (1) den aktuellen Bodenzustand von landwirtschaftlich genutzten hydromorphen Oberböden zu bewerten, und nach der „Richtlinie für sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland – Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft“ (BMLFUW, 2017) einzuordnen. Die untersuchten Kennwerte umfassen pH-Wert, organischen Kohlenstoff, Stickstoff, potentiell pflanzenverfügbare Fraktionen des Siliziums, Phosphors und Kaliums sowie der amorphen Siliziumfraktion.
- (2) die Veränderung von bodenchemischen Kennwerten in landwirtschaftlich genutzten hydromorphen Oberböden Niederösterreichs in den letzten Jahrzehnten zu erfassen.
- (3) klimatische und edaphische Einflussfaktoren auf die Si-Fraktionen in den Böden mittels multipler Regressionsmodelle zu untersuchen.

### 2.1 Hypothesen

- Zielsetzung 1: Den aktuellen Bodenzustand in landwirtschaftlich genutzten hydromorphen Oberböden bewerten, und nach der „Richtlinie für sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland – Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft“ (BMLFUW, 2017) einordnen.

Hypothese 1a.1: Die pH-Werte der untersuchten Grünlandböden liegen wegen der hydromorphen Charakteristika niedriger als die pH-Werte der Grünlandböden in den entsprechenden Gebieten der ÖPUL-Untersuchung 2010 (AGES, 2010), jedoch befindet sich nur ein geringer Prozentsatz unter den anzustrebenden pH-Werten (leichte Böden um 5; mittlere Böden um 5,5; schwere Böden um 6), für die Pflanzenproduktion im Grünland.

Hypothese 1a.2: Wegen den hydromorphen Charakteristika der untersuchten Grünlandböden, und den Ergebnissen der ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) wird für die potentielle Phosphorverfügbarkeit ein Großteil der Grünlandböden im niedrig versorgten Bereich der Klassen A und B (< 47 mg/kg) erwartet.

Hypothese 1a.3: Da wechselnde Feucht- und Trockenbedingungen zu einer Kaliumfixierung führen können (vgl. Zeng und Brown, 2000), wird erwartet, dass sich für die potentielle Kaliumverfügbarkeit ein höherer Anteil der untersuchten Grünlandböden im niedrig versorgten Bereich befindet als in der ÖPUL-Evaluierung 2010 (AGES, 2010).

Hypothese 1a.4: Wegen den hydromorphen Merkmalen der untersuchten Grünlandböden befindet sich kein Standort in der niedrigsten Gehaltsklasse A (< 26,1 g/kg) für den organischen Kohlenstoff. Da ein Großteil des Stickstoffs an der organischen Bodenmasse gebunden ist, haben die Böden ausreichende (> 2 mg/kg) Gesamtstickstoffgehalte. Das C/N-Verhältnis liegt nahe dem Optimum von circa 10 und innerhalb der Bandbreite von 8,2 – 15,6 (BMLFUW, 2017).

Hypothese 1a.5: Die potentielle Siliziumverfügbarkeit in den untersuchten Grünlandflächen ist aufgrund der erwarteten niedrigen pH-Werte, der Fähigkeit von Al- und Fe-Hydroxide pflanzenverfügbares Silizium zu binden (vgl. Tubaña und Heckman, 2015) und der Fähigkeit von zwei- und dreiwerteigen Fe- und Al-Kationen amorphes Silizium zu binden und damit die Löslichkeit herabzusetzen (vgl. Hynes, 2014) gering.

Hypothese 1b.1: Die pH-Werte der untersuchten Ackerböden befinden sich in den anzustrebenden Bereichen (leichte Böden > 5 bzw. 5,5; mittlere Böden > 5,5 bzw. 6; schwere Böden > 6 bzw. 6,5) für den Ackerbau.

Hypothese 1b.2: Wegen den hydromorphen Charakteristika der untersuchten Ackerböden wird erwartet, dass der Anteil im ausreichend versorgten Bereich (47 – 111 mg/kg) für die potentielle Phosphorverfügbarkeit geringer ist, und der Anteil im niedrig versorgten Bereich höher ist als in der ÖPUL-Evaluierung 2010 (AGES, 2010).

Hypothese 1b.3: Wegen der möglichen Kaliumfixierung bei wechselnden Trocken- und Feuchtphasen wird erwartet (vgl. Zeng und Brown, 2000), dass sich ein geringerer Anteil der untersuchten Ackerböden im ausreichend versorgten Bereich (leichte Böden: 88 – 178 mg/kg; mittlere Böden: 113 – 212 mg/kg; schwere Böden: 138 – 245 mg/kg), und ein höherer Prozentsatz im niedrig versorgten Bereich befindet als in der ÖPUL-Evaluierung 2010 (AGES, 2010).

Hypothese 1b.4: Wegen der Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte in Österreichs Ackerböden seit der Einführung der ÖPUL-Maßnahmen (vgl. Umweltbundesamt, 2019) wird erwartet, dass sich keiner der untersuchten Ackerböden in der niedrigsten Gehaltsklasse A (< 11,6 g/kg) befindet. Die Böden weisen ausreichende (> 0,7 g/kg) Gesamtstickstoffgehalte auf. Das C/N-Verhältnis liegt nahe dem Optimum von circa 9 und innerhalb der Bandbreite 7,9 – 13,1 (BMLFUW, 2017).

Hypothese 1b.5: Wegen der Fähigkeit von Al- und Fe-Hydroxide pflanzenverfügbares Silizium zu binden (vgl. Tubaña und Heckman, 2015), der Fähigkeit von zwei- und dreiwerteigen Fe- und Al-Kationen amorphes Silizium zu binden und damit die Löslichkeit herabzusetzen (vgl. Hynes, 2014), dem Si-Entzug durch die Ernte (vgl. Keller et al., 2012), und dem Umstand das Si-Düngung in vielen europäischen Ackerböden keine gängige Praxis ist (vgl. Vandevenne et al., 2015) wird erwartet, dass ein Großteil der untersuchten Ackerböden mit Silizium unterversorgt ist.

- Zielsetzung 2: Die Veränderung von bodenchemischen Kennwerten in landwirtschaftlich genutzten hydromorphen Oberböden Niederösterreichs in den letzten Jahrzehnten zu erfassen und zu bewerten.

Hypothese 2a.1: Aufgrund der Reduktion des pH-Wertes im Hauptproduktionsgebiet Voralpen in der ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) wird eine signifikante Abnahme des pH-Wertes der untersuchten Grünlandböden in dieser Arbeit erwartet.

Hypothese 2b.1: Aufgrund der Ergebnisse der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007) in den Standortgebieten dieser Untersuchung wird für die untersuchten Ackerflächen ein stabiler Verlauf der pH-Werte erwartet. Diese Entwicklung wird auch erwartet, da auf Ackerflächen die entnommenen Nährstoffe durch Düngung kompensiert werden, und Kalkungsmaßnahmen zur Stabilisierung des pH-Wertes durchgeführt werden (vgl. BMLFUW, 2017; Lammel und Flessa, 1998).

Hypothese 2a.2: Da der organische Kohlenstoffgehalt im Grünland meist ausreichend ist, und nur zu einem geringen Grad durch die Bewirtschaftung beeinflussbar ist (vgl. BMLFUW, 2017) wird erwartet, dass sich die organischen Kohlenstoffgehalte der untersuchten Grünlandstandorte nicht maßgeblich verändert haben.

Hypothese 2b.2: Da in den ersten 10 bis 15 Jahren seit der Einführung der ÖPUL-Maßnahmen deutliche Zunahmen der organischen Kohlenstoffvorräte in Österreichs Ackerflächen festgestellt wurden (vgl. Umweltbundesamt, 2019) wird eine Steigerung der organischen Kohlenstoffvorräte der untersuchten Ackerstandorte erwartet.

Hypothese 2a.3: Da im Grünland von gleichbleibenden organischen Kohlenstoffvorräten ausgegangen wird, wird erwartet, dass sich die Gesamtstickstoffgehalte und das C/N-Verhältnis in den letzten Jahrzehnten in den untersuchten Grünlandstandorten nicht maßgeblich verändert haben.

Hypothese 2b.3: Aufgrund der erwarteten Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte im Ackerland, wird eine Steigerung des Gesamtstickstoffgehalts der untersuchten Ackerstandorte angenommen, da der Großteil des Stickstoffs in der organischen Masse gebunden ist (vgl. Blume et al. 2010). Wegen den erwarteten Änderungen des organischen Kohlenstoffs und Gesamtstickstoffs werden auch Änderungen im C/N-Verhältnis erwartet.

Hypothese 2a.4: Heinzlmaier (2007) konnte im Kleinproduktionsgebiet 206 – in dem sich der Großteil der Grünlandstandorte mit gleichbleibender Landnutzung dieser Arbeit befinden – eine sukzessive Steigerung der potentiell pflanzenverfügbaren Phosphorgehalte ermitteln. Aus diesem Grund wird angenommen, dass die Phosphorgehalte der untersuchten Grünlandstandorte in den letzten Jahrzehnten gestiegen sind.

Hypothese 2b.4: Ausgehend von den Ergebnissen der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007) wird eine annähernd gleichbleibende Phosphorverfügbarkeit in den untersuchten Ackerflächen erwartet.

Hypothese 2a.5: Die Gehalte an potentiell pflanzenverfügbarem Kalium der untersuchten Grünlandstandorte sind in den letzten Jahrzehnten gestiegen. Diese Erwartung beruht auf dem Umstand, dass die Kaliumverfügbarkeit in den Ergebnissen der ÖPUL-Evaluierung 2010 im Hauptproduktionsgebiet Voralpen (beinhaltet den Großteil der Grünlandstandorte mit gleichbleibender Landnutzung dieser Arbeit) gestiegen ist.

Hypothese 2b.5: Ausgehend von den Ergebnissen der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007) wird eine Verringerung der Kaliumverfügbarkeit in den untersuchten Ackerstandorten erwartet.

Hypothese 2a.6: Aufgrund der erwarteten Senkung der pH-Werte der untersuchten Grünlandstandorte, und da die Siliziumverfügbarkeit wesentlich vom pH-Wert abhängig ist (vgl. Cocuzza, 2017; Schiefer, 2019; Reiter 2019; Dietzel, 2000; Szulc et al., 2016), wird erwartet, dass die Gehalte der potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion im Grünland abgenommen haben.

Hypothese 2b.6: Da in den untersuchten Ackerstandorten in den letzten Jahrzehnten ein stabiler pH-Wert erwartet wird, und die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion wesentlich vom pH-Wert abhängig ist (vgl. Cocuzza, 2017; Schiefer, 2019; Reiter 2019; Dietzel, 2000; Szulc et al., 2016), wird erwartet, dass die Siliziumverfügbarkeit in den Ackerstandorten annähernd gleich geblieben ist. Die Arbeiten von Schiefer (2019) und Reiter (2019) zeigten stabile Verläufe der potentiellen pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion in den letzten Jahrzehnten.

Hypothese 2a.7: Ausgehend von den Ergebnissen der Arbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019), und da keine Veränderungen der organischen Kohlenstoffgehalte der untersuchten Grünlandstandorte erwartet werden, wird für die Grünlandstandorte keine Veränderung der Gehalte der amorphen Siliziumfraktion in den letzten Jahrzehnten angenommen.

Hypothese 2b.7: Da für die untersuchten Ackerstandorte eine Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte angenommen wird, und dieser in den Arbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019) negativ mit der amorphen Siliziumfraktion korrelierte, wird eine Abnahme der Gehalte der amorphen Siliziumfraktion in den Ackerböden erwartet. Die negative Korrelation des organischen Kohlenstoffs mit der amorphen Siliziumfraktion widerspricht der Anfangshypothese, da sich im organischen Kohlenstoff die siliziumhaltigen Phytolithen befinden. Dies wurde über Verdünnungseffekte des organischen Kohlenstoffs bezüglich des litho-/pedogenen Anteils der amorphen Siliziumfraktion erklärt (vgl. Cocuzza, 2017).

Hypothese 2c: Es gibt Unterschiede in den zeitlichen Entwicklungen der untersuchten Bodenkennwerte zwischen den beiden Landnutzungsformen Ackerland und Grünland. Dies aufgrund von unterschiedlich angewendeten Bewirtschaftungspraktiken.

- Zielsetzung 3: Analyse des Einflusses von Boden- und Klimafaktoren auf die Siliziumfraktionen im Boden.

Hypothese 3a: In den Arbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019) wurde ein negativer Zusammenhang zwischen dem organischen Kohlenstoffgehalt und der amorphen Siliziumfraktion festgestellt (Begründung in Hypothese 2d.2). Es wird erwartet, dass sich die Ergebnisse aus den drei Arbeiten bestätigen, und der organische Kohlenstoffgehalt negativ mit der amorphen Siliziumfraktion korreliert.

Hypothese 3b: Niedrige Temperaturen und geringere Niederschläge führen zu verminderter Verwitterung, deswegen wird eine geringere amorphe Siliziumkonzentration erwartet.

Hypothese 3c: Die Bodentextur hat Auswirkungen auf die Siliziumkonzentrationen. Es wird erwartet, dass tonige Böden aufgrund von höherer Si-Adsorption an Bodenpartikel (vgl. Tubaña und Heckman, 2015) zu geringerer Auswaschung neigen, und somit höhere Si-Konzentrationen aufweisen als sandige Böden.

Hypothese 3d: Niedrige pH-Werte führen aufgrund der höheren Verwitterungsraten zu erhöhten amorphen Siliziumkonzentrationen (vgl. Karathanasis, 2002). Jedoch zeigen sie geringeres pflanzenverfügbares Silizium wegen der geringeren Löslichkeit der Phytolithen (vgl. Fraysse et al., 2006; Fraysse et al, 2009).

Hypothese 3e: Durch die Prozesse der Bodenentwicklung „Verbraunung“ „Verlehmung“ und „Humifizierung“ haben weiter entwickelte Böden (z.B. Cambisole) höhere amorphe Siliziumgehalte als weniger entwickelte Böden (z.B. Regosole). Dies beruht auf dem Umstand das Tonpartikel und pedogene Hydroxide Silizium adsorbieren können (vgl. Tubaña und Heckman, 2015), und sich in den Huminstoffen Phytolithen befinden. Die Ergebnisse von Cocuzza (2017) und Schiefer (2019) zeigen einen Trend in diese Richtung.

### 3 Datengrundlagen, Material und Methoden

#### 3.1 Forschungsdesign

Für diese Forschungsarbeit wurden 98 Böden in Niederösterreich neu beprobt. In Abbildung 2 ist die Lage der Profilstandorte in Niederösterreich ersichtlich. Die Auswahl der Punkte wurde anhand von vorhandenen Archivproben getroffen.

In der Laborarbeit wurden verschiedene bodenchemische Kennwerte – der Archivproben und der Neuproben – analysiert, um diese nachfolgend zu vergleichen. Sowie einige der vorhandenen Daten der Archivproben übernommen, und für die Auswertung herangezogen.

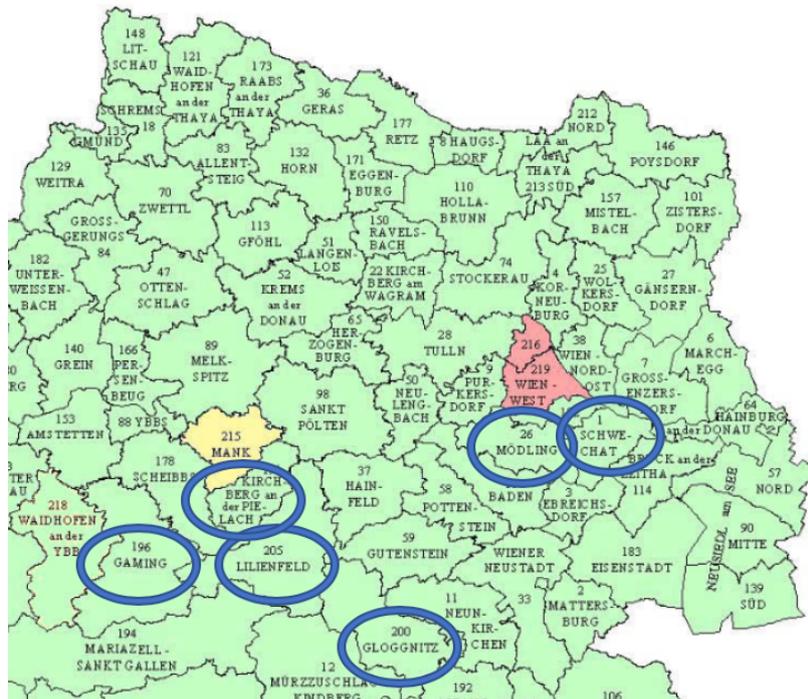


Abbildung 2: Lage der Profilstandorte in Niederösterreich (entnommen und modifiziert von bfw.ac.at (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft)).

#### 3.2 Auswahl der Profilstellen und Probenahme

Zwischen 1980 und 2000 wurde in Österreich eine landwirtschaftliche Bodenkartierung durchgeführt. Bei dieser wurden in 219 Kartierungsgebieten Bodenproben von Musterprofilen analysiert und archiviert. Über die Jahre wurden viele Archivproben entsorgt, sodass in Niederösterreich eine ungleichmäßige Verteilung auf nur wenige Kartierungsbereiche vorliegt. Das Archivmaterial beinhaltet Proben von mehreren Horizonten. Für diese Arbeit wurden nur die Archivproben des Oberbodens herangezogen.

Diese Arbeit bezieht sich auf hydromorphe Böden und Böden mit (leichten) Vergleungen, oder Pseudovergleungen. Die untersuchten Bodengruppen sind (in Klammer die Anzahl): Gleysol (29), Cambisol (27), Stagnosol (16), Phaeozem (12), Regosol (6), Histosol (5) und jeweils ein Technosol, Umbrisol und Planosol. Bei den Archivproben teilt sich die Landnutzung in Grünland (70), Ackerland (17) und Wechselland (11) auf. Bei den Neuproben wurde die aktuelle Landnutzungsform mittels Daten von INVEKOS („das Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem“ der Europäischen Union zur Durchsetzung einer einheitlichen Agrarpolitik in den EU-Mitgliedsstaaten) überprüft, und in diese eingeordnet. Die Neuproben teilen sich in die Landnutzungsformen Grünland (78) und Ackerland (20) auf. Es fanden 19 Landnutzungsänderungen statt. Die Auswahl wurde anhand von vorhandenem Archivmaterial der Bodenkartierung getroffen.

Die GPS-Daten wurden über die Profilnummern aus der digitalen Bodenkarte (eBOD) (<https://www.bodenkarte.at>) vom Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft ermittelt. Diese waren im Lambert Koordinatensystem angegeben, und mussten noch in WGS84 umgewandelt werden, um sie für das verwendete GPS-Gerät (Garmin, Oregon 550t) verfügbar zu machen (mittlerweile wurde dies in eBOD auf das einheitliche World Geodetic System 1984 (WGS84) umgestellt). Die Umrechnung der Koordinaten wurde auf einem Geodatenportal der österreichischen Länder bzw. Ämter der Landesregierungen (<https://www.geoland.at/index.html>) durchgeführt. Es wurden Bodenproben in sechs verschiedenen Kartierungsbereichen genommen (Abbildung 2): Gaming (40), Gloggnitz (20), Mödling (12), Schwechat (11), Lilienfeld (9) und Kirchberg an der Pielach (6). Die Lage der Standorte beruht einerseits auf dem Vorkommen von hydromorphen Böden und andererseits auf dem Vorhandensein von Archivmaterial aus der landwirtschaftlichen Bodenkartierung.

Die erneute Probenahme fand im September 2018 statt. An jedem Standort wurde eine Mischprobe mit 13 Teilproben entnommen. Der Radius wurde mit 8 m festgelegt, um Ungenauigkeiten bei der Koordinatensuche aus dem eBod und des GPS-Gerätes bei der Wiederauffindung des Standorts zu berücksichtigen. In der Abbildung 3 ist das grundsätzliche Schema der Probenahme dargestellt. Die Entnahmetiefe erfolgte über den gesamten A-Horizont, dessen Abgrenzung aus den Daten von eBOD entnommen wurden. Bei Landnutzungsänderungen zwischen der Probenahme der Archivproben und der Neuproben, wurde der Bereich des A-Horizonts neu bestimmt.

Jede Teilprobe bestand aus 100 – 200 g. Zusätzlich wurde Augenmerk auf die im eBod beschriebene Hangneigung der Profilstellen gelegt, sodass bei Grenzfällen (z.B.: Hangfuß) vom abgebildeten Schema abgewichen wurde, gleiches wurde auch an Grenzlinien zwischen Acker- oder Grünland gemacht.

Die Teilproben wurden vor Ort händisch durchgemischt, die größeren Bodenaggregate zerkleinert und in saubere PE-Probeplastiksäcke gefüllt. Danach wurden sie in das Groblabor nach Tulln übergeführt und bei Raumtemperatur 14-21 Tage luftgetrocknet. Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt. Dazu mussten einige Bodenaggregate zuvor mit einem Stößel zerschlagen werden. Da bei einigen Proben die Werte der nachfolgenden Restfeuchtebestimmung noch relativ hoch waren, wurden alle gesiebten Proben noch einmal eine Woche im Groblabor zum Lufttrocknen ausgebreitet.

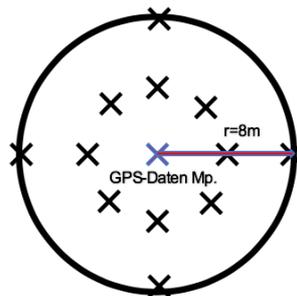


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Probenahme (x=Teilprobe).

### 3.3 Ermittlung grundlegender Bodenkennwerte und Klimaverhältnisse

Einige der grundlegenden Bodenkennwerte (Bodentextur, Humusgehalt, Carbonatgehalt und Boden-pH), Profil- und Standortbeschreibungen der Archivproben wurden aus den Daten von eBod entnommen. Die Bodentextur wurde als relativ stabil erachtet, wodurch diese Analyse bei den Neubeprobungen nicht mehr durchgeführt wurde. Bei dem Humusgehalt wurden nur einige der alten Werte für die Archivproben verwendet. Dies war der Fall, wenn nicht mehr viel Material vorhanden war, und somit die Neu-Analyse durch die Trockenverbrennung als nicht repräsentativ erachtet wurde.

Die Umrechnungsfaktoren von den Humusgehalten der Nassoxidationsmethode zu vergleichbaren Werten der C<sub>org</sub>-Gehalten der Trockenverbrennung wird im nachfolgenden Kapitel 3.4.4 (Seite 33) angeführt. Sofern die alten Daten zur Verwendung kamen, sind diese im Datenanhang mit einem \* gekennzeichnet.

Die Analysen der aus eBod entnommenen Kennwerte von Archivproben (<https://www.bodenkarte.at>) erfolgten wie anschließend beschrieben:

- Die Bodentextur wurde über Nasssiegung bestimmt. Nach dem Aufbrechen der Mikroaggregate durch ein Dispergierungsmittel (Natriumdiphosphat), und nachfolgendem Schütteln, wurde die Korngrößenverteilung ermittelt: <0,002 mm für Lehm, 0,002 – 0,06 mm für Schluff und 0,06 – 2 mm für Sand.
- Der Humusgehalt wurde mit der Nassoxidationsmethode von Walkley-Black (1934) ermittelt.
- Der Carbonatgehalt wurde über die volumetrische Methode von Scheibler (ÖNORM L 1084) ermittelt.
- Der Boden-pH wurde in einer 1M KCL-Lösung ermittelt. Dazu wurde der gesiebte Boden in einem Verhältnis von 1:2,5 in der Lösung vermischt, und mit einer Glaselektrode (pH-Meter) gemessen.

Als Basis für die Klimadaten – Jahresmitteltemperatur und mittlerer Jahresniederschlag – dienen die ÖKLIM-Daten von 1971 – 2000. Dabei wurden die Profilstellen im QGIS, mit der Klimakarte von Hiebl et al. (2011) verknüpft. Diese Karte errechnet Klimadaten für beliebige Standorte anhand Daten von vielen Wetterstationen. Im Datenanhang sind die Klimadaten der einzelnen Profilstellen angeführt. In der nachfolgenden Tabelle 10 sind die Mittelwerte der Klimadaten für das gesamte Kartierungsgebiet angeführt.

*Tabelle 10: Mittlere Klimaverhältnisse der Kartierungsgebiete.*

Kartierungsgebiete	mittlere Jahrestemperatur (°C)	mittlerer Jahresniederschlag (mm)
Schwechat	9,7	570
Mödling	8,5	739
Kirchberg a.d. Pielach	7,8	1064
Gaming	6,9	1386
Gloggnitz	6,2	1074
Lilienfeld	6,2	1298

### 3.4 Bodenanalytik

Bei der C/N-Analytik wurde eine Messung durchgeführt, und zur Kontrolle strichprobenartig 43 Proben doppelbestimmt. Der Restfeuchtehalt erfolgte in einer Einfachbestimmung. Ansonsten wurden ausnahmslos alle Messwerte doppelbestimmt. Der Mittelwert beider Messungen bildete den Endwert. Bei einer Abweichung über 10% musste eine erneute Messung durchgeführt, um den Wert abzusichern.

Alle volumetrischen Abmessungen wurden mit Messzylinder, Messkolben, bei einer hohen Anzahl von Proben mit einem Dispenser, oder mit Eppendorf-Pipetten durchgeführt

Laborwasser Type 1, HQ-Wasser ( $\leq 0.055 \mu\text{S/cm}$ , TKA-GenPure, Thermo Elektron LED GmbH, Niederelbert, Deutschland) gelangte für die Laborarbeiten und Extraktionen zur Verwendung. Bei den Silizium-Analysen wurde nur PE-Plastikequipment verwendet, um eine Silizium Kontamination durch Glas zu vermeiden. Getrennte Säure- und Basenbäder dienten der isolierten Reinigung des PE-Plastikequipment.

Für die anderen Messungen wurden Glasmaterialien verwendet, bei denen kein Basenwaschgang nötig ist. Nachfolgend wird der Waschprozess angeführt:

1. Auswaschen der Utensilien
2. Waschen in einer Spülmaschine
3. Säurewaschgang mittels Eintauchung und kompletter Benetzung in einem 5%igen HNO<sub>3</sub> Bad (mindestens 6 Stunden)
4. Mindestens 3-maliges Spülen mit Laborwasser Type1
5. Lufttrocknen unter einer Papier-Abdeckung, um Staubkontamination zu vermeiden
6. Basenwaschgang mittels Eintauchung und kompletter Benetzung in einem 0,1 M NaOH Bad (für Siliziummessungen - mindestens 6 Stunden)
7. Wiederholen der Punkte 4 und 5

Alle verwendeten chemischen Reagenzien besaßen den höchst verfügbaren Reinheitsgrad, und stammten von den Firmen Alfa Aesar (Karlsruhe, Deutschland), Sigma-Aldrich (Wien, Österreich), Merck (Wien, Österreich) und VWR (Wien, Österreich). Alle Analyseinstrumente wurden regelmäßig kalibriert und gewartet.

### 3.4.1 Restfeuchtegehalt

Der Restfeuchtegehalt wurde bei allen Proben ermittelt. Er dient dazu alle ermittelten Werte, um den Trockenfaktor auf die Bezugsbasis ofentrocken (105 °C), zu korrigieren. Nur bei der C/N-Analytik wurde ofengetrocknetes Material verwendet. Ansonsten erfolgten alle Analysen mit luftgetrocknetem Boden.

Für den Restfeuchtegehalt wurde eine thermogravimetrische Methode verwendet. Dabei werden circa 10 g Boden in Porzellan- oder Zinnschälchen abgewogen. Jedes Gewicht (der Porzellan- oder Zinnschälchen und der Proben) wurde auf einer Sartorius GPA 3202-OCE Waage exakt abgewogen und notiert. Diese wurden dann in einem Memmet-Ofen, bei 105 °C, für mindestens 24 Stunden getrocknet. Danach erfolgte der Kühlungsvorgang in einen Exsikkator, um erneutes Befeuchten aus der Luft zu vermeiden. Das erneute Abwiegen der Bodenproben bildet den letzten Arbeitsschritt (vgl. Pansu und Gautheyrou, 2006).

Formel 1 zeigt die Berechnung des Restfeuchtegehalts in %.

*Formel 1: Berechnung des Restfeuchtegehalts (%) der Bodenprobe (Quelle: laborinterne Arbeitsblätter).*

$$\frac{\text{Nassgewicht} - \text{Trockengewicht}}{\text{Trockengewicht}} * 100 = \text{Restfeuchtegehalt}$$

### 3.4.2 Boden-pH

Der Boden-pH wurde, wie bei den Archivproben, in einer 1 M KCl-Lösung gemessen, um die Vergleichbarkeit mit den der eBod entnommenen Messungen an den Archivproben zu wahren. Ansonsten wurde die Messung nach der ÖNORM L 1083 ausgeführt. Bei der Einwaage (Sartorius GPA 3202-OCE Waage) des Bodens war eine Abweichung von 5 mg tolerierbar. Nach dem Einwiegen von 10 g Probenmaterial in eine 50 ml PE-Flasche wurden 25 ml 1 M KCl-Lösung beigegeben (Boden-Lösungsverhältnis 1:2,5), die Flaschen geschlossen und geschüttelt. Nach 2 Stunden wurde die PE-Flasche einmalig geschüttelt, und gewartet bis sich der Boden erneut setzte. Die Messung erfolgte auf dem Hamilton Pro Lab 400 Schott pH-Meter. Das Ergebnis wurde erst abgelesen, wenn der Wert auf der Anzeige stabil war.

### 3.4.3 Carbonatgehalt nach Scheibler

Der Carbonatgehalt (Carbonat-Äquivalent) wurde nach der Methode von Scheibler bestimmt (ÖNORM L 1084). Diese beruht auf einer volumetrischen Bestimmung. Die Analyse wurde bei allen Proben mit einem pH-Wert > 6 ausgeführt. Bei Grenzwerten knapp unter 6 fand eine Testung mittels einer Hörprobe mit einer 10%igen HCl-Lösung statt. Falls eine Reaktion eintrat, wurden diese Proben auch analysiert. Bei den anderen Proben wurde aufgrund des niedrigen pH-Werts angenommen, dass sie keine Carbonate beinhalten. Die Proben wurden vor der Analyse mit einer Retsch Kugelmühle (< 0.180 mm) gemahlen, um sehr feines, homogenes Material zu gewinnen. Bei jeder Analyse mussten der exakte Umgebungsdruck und die exakte Temperatur notiert werden. Pro Messung wurden 0,5 – 3 g Material in die Reaktionsröhre gegeben, und das exakte Gewicht erfasst. Die unterschiedlichen Probengrößen ergeben sich aus den unterschiedlich erwarteten Carbonatgehalten. Eine Schätzung über die pH-Werte ist möglich. Innerhalb der Reaktionsröhre befindet sich ein Hohlgefäß, das mit 7 - 8 ml 10%iger HCl-Lösung befüllt wurde. Danach wurde die Reaktionsröhre geschlossen, und die Lösung mittels Schütteln mit der Probe in Kontakt gebracht. Das durch die Reaktion entstehende CO<sub>2</sub> entweicht in eine U-förmige Glasröhre, die mit einer 3 M KCl-Lösung gefüllt ist. Die Glasröhre wurde pro Analyse mit unterschiedlich viel KCl-Lösung befüllt, um bei einer starken Reaktion ein Überlaufen zu verhindern. Durch den entstehenden Druck wandert die Lösung nach oben. Die eingetretene Volumenänderung (an einer Skala ablesbar) wurde nach circa 15 min, oder wenn keine Reaktion mehr stattfand, für die spätere Berechnung notiert. Formel 2 zeigt die Berechnung des Carbonat-Äquivalents.

*Formel 2: Berechnung des Carbonat-Äquivalent-Gehalts (g/kg) der Bodenprobe (Quelle: laborinterne Arbeitsblätter; ÖNORM L 1084).*

$$w_{CaCO_3} = \frac{0,121199 * V * p}{m * (T + 273,15)}$$

$w_{CaCO_3}$	Masse von CaCO <sub>3</sub> in der Bodenprobe (g/kg)
$V$	Volumen von CO <sub>2</sub> , Volumenänderung durch Messung in ml
$p$	Atmosphärischer Druck während der Messung in hPa
$m$	Bodenprobe in g
$T$	Temperatur während der Messung in °C

### 3.4.4 Organischer Kohlenstoff

Der organische Kohlenstoff wurde mittels der (Trocken-) Verbrennungsmethode (ÖNORM L 1080), an einem Elementar Vario macro cube bestimmt. Es wurde abhängig von dem erwarteten Kohlenstoffgehalt zwischen 10 und 100 mg gemahlene Material (Retsch Kugelmühle, Mettler Toledo XS 105 Dual Range) verwendet. Der gemahlene Boden wurde zuvor 24 Stunden bei 105 °C in einem Memmet-Ofen getrocknet. Der Abkühlungsvorgang der Proben fand in einen Exsikkator statt, um erneutes Befeuchten der Bodenprobe durch die Luftfeuchtigkeit zu unterbinden. Die Ergebnisse dieser Analyse liegen im Gesamt-Kohlenstoff, und in Prozent vor. Eine Multiplikation mit dem Faktor 10 liefert die Ergebnisse in g/kg. Um den organischen Kohlenstoff zu erhalten, muss der Kohlenstoffgehalt des Carbonatgehalts noch abgezogen werden. Die dazugehörige Kalkulation ist nachfolgend angeführt.

Formel 3: Berechnung des organischen Kohlenstoffgehalts (Quelle: laborinterne Arbeitsblätter; ÖNORM L 1080).

$$C_{org} = C_{total} - (w_{CaCO_3} * \frac{m_c}{m_{CaCO_3}})$$

$C_{org}$	Organischer Kohlenstoffgehalt in der Bodenprobe (g/kg)
$C_{total}$	Gesamt-Kohlenstoff in der Bodenprobe (g/kg)
$w_{CaCO_3}$	Masse von $CaCO_3$ in der Bodenprobe (g/kg)
$m_c$	Atommasse von C (12,001 u)
$m_{CaCO_3}$	Molare Masse von $CaCO_3$ (100,09 g/mol)

Bei einigen Archivproben war wenig Material vorhanden, sodass die Daten der Humusanalyse (Walkley-Black) aus der eBod herangezogen wurden (gekennzeichnet mit \*).

Der Humusgehalt muss hierbei durch den van Bemmelen Faktor 1,724 dividiert werden, um den organischen Kohlenstoffgehalt (%) zu erhalten. Abhängig von dem ermittelten Gehalt an  $C_{org}$ (%) wurde der Wert mit dem Korrekturfaktor der Nassoxidationsmethode zur (Trocken-) Verbrennungsmethode nach Gerzabek et al. (2005) bereinigt: Bis zu 3% C mit 1,13, bei 3-7% C mit 1,20, bei 7-9% mit 1,24, bei 9-12% C mit 1,3, bei 12-14% C mit 1,35 und bei Gehalten über 14% C mit 1,40.

### 3.4.5 Gesamtstickstoff

Der Messung des Stickstoffgehalt fand gleichzeitig mit dem Gesamt-Kohlenstoff, im Elementar Vario cube, statt (ÖNORM L 1080). Die Ergebnisse liegen in Prozent vor. Um den Gesamtstickstoffgehalt der Bodenprobe in g/kg zu erhalten, werden die Ergebnisse mit dem Faktor 10 multipliziert.

### 3.4.6 Potentiell pflanzenverfügbares Phosphor und Kalium im CAL-Extrakt

Die Bestimmung von potentiell pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium im CAL-Extrakt nach Schüller (1969) ist in Österreich ein Standardverfahren. Die Analysen und Auswertungen wurden gemäß der ÖNORM L 1087 durchgeführt.

Folgende Lösungen wurden hergestellt:

#### Extraktionslösungen:

##### Grundlösung:

- Laborwasser Type 1
- 77 g Calciumlactat ( $C_6H_{10}CaO_6 * 5H_2O$ )
- 39,5 Calciumacetat ( $(CH_3COO)_2 * H_2O$ )
- 89,5 ml Essigsäure (höchster Reinheitsgrad) ( $CH_3CO_2H$ )

Die 77 g Calciumlactat und die 39,5 g Calciumacetat wurden getrennt in 2\*200 ml heißem (80 °C) Laborwasser gelöst. Nach dem Mischen der zwei Lösungen wurde 89,5 ml Essigsäure beigefügt. Danach erfolgte die Auffüllung der Lösung mit Laborwasser auf 1000 ml. Nach dem Abkühlen wurde das Gemisch erneut auf exakt 1000 ml befüllt.

Arbeitslösung: Für die Extrakte wurde die Grundlösung in einem Verhältnis von 1:5 mit HÖ-Wasser verdünnt. Falls nötig fand eine pH-Korrektur auf 4,1, mithilfe von Essigsäure, statt.

## Färbelösungen:

### Grundlösung:

- Laborwasser Type 1
- 12,6 g Ammoniumheptamolybdat ((NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub> \* 4H<sub>2</sub>O)
- 140 ml Schwefelsäure (höchster Reinheitsgrad) (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)
- 0,5 g Kaliumantimon(III)-tartrat-hydrat (C<sub>8</sub>H<sub>4</sub>K<sub>2</sub>O<sub>12</sub>Sb<sub>2</sub> \* H<sub>2</sub>O)

12,6 g Ammoniumheptamolybdat wurde in 400 ml heißem (80 °C) Laborwasser gelöst. Nach dem Abkühlen wurden vorsichtig 140 ml Schwefelsäure beigegeben. Nach dem erneuten Abkühlen wurde die Lösung mit Laborwasser auf 900 ml befüllt. Daraufhin wurde 0,5 g Kaliumantimon(III)-tartrat-hydrat in 50 ml heißem (80 °C) Laborwasser gelöst, und der Lösung beigegeben. Diese wurde mit Laborwasser auf 1000 ml aufgefüllt. Falls die Lösung noch warm war, wurde sie nach dem erneuten Abkühlen noch einmal auf exakt 1000 ml befüllt.

Arbeitslösung: Die Grundlösung wurde im Verhältnis 1:10 verdünnt.

Ascorbinsäurelösung: 0,44 g L(+)-Ascorbinsäure (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>6</sub>) wurden in Laborwasser gelöst, und auf ein Volumen von 100 ml gebracht.

Für die Extrakte wurden 5 g Boden in PE-Schüttelflaschen abgewogen (Sartorius GPA 3202-OCE Waage). Eine Abweichung von 2 mg war tolerierbar. Danach wurden 100 ml Extrakt-Arbeitslösung beigegeben. Bei den Archivproben wurde die Hälfte an Boden und Lösung verwendet, um Archivmaterial zu sparen. Die Schüttelflaschen wurden geschwenkt, um das gesamte Material zu benetzen. Falls Carbonate in den Proben enthalten waren, wartete man auf das Ende der Reaktion der Probe mit der Arbeitslösung. Danach wurden die Proben in einem Überkopfschüttler (GFL 3040), bei 20 rpm (Umdrehungen pro Minute) für 2 Stunden geschüttelt. Die Extrakte wurden danach mit Trichter und Munktell Ahlstrom Papierfilter der Klasse 14/N, in Einweg-Laborfläschchen gefiltert. Alle Analysen erfolgten innerhalb von einer Woche nach den Extraktionen. Die Lagerung der Extrakte fand bei 4 °C statt. Bei den Vorbereitungen zu den Messungen wurde gewartet bis die Extrakte Raumtemperatur besaßen.

Für die Phosphat-Standards der Kalibration wurde eine Phosphat-Stammlösung in Wasser (1000 mg/L PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (=326 mg/L P)) verwendet. Die folgende Tabelle 11 zeigt die Herstellung der Standards:

*Tabelle 11: Phosphate-Standards (entnommen und modifiziert aus den laborinternen Arbeitsblättern).*

	nominelle P-Konzentration mg/L	End- volumen mL	Phosphat- Grundlösung mL	Standard 5 mL	Extraktions- lösung mL	HQ- Wasser mL
Kalibrations- Blank	0	10	-	-	2	8,00
Standard 1	1	10	-	0,40	2	7,60
Standard 2	5	10	0,15	-	2	7,85
Standard 3	10	10	0,31	-	2	7,69
Standard 4	15	10	0,46	-	2	7,54
Standard 5	25	10	0,77	-	2	7,23

Notiz: der Standard 5 wird als Zwischenschritt für die Herstellung von Standard 1 verwendet. Dies um Ungenauigkeiten beim Pipettieren mit kleinen Volumen (< 0,1 mL) zu vermeiden.

Für das Einfärben wurde 0,25 ml der Probe, oder des Standards mit 4 ml der (Färbe-) Arbeitslösung, gefolgt von 0,5 ml Ascorbinsäurelösung vermischt, und sorgfältig geschüttelt. Die Färbung ist nach 15 min abgeschlossen, und wird für mindestens 4 Stunden als stabil erachtet.

Die ersten Messungen fanden auf einem Durchlaufphotometer der Marke Agilent Technologies Cary 8454 UV-VIS statt. Da einige Abweichungen bei den Ergebnissen eingetreten sind, die nicht erklärt werden konnten, wurden alle weiteren Messungen auf einem Küvettenphotometer (Hitachi U-5100) ausgeführt. Dazu mussten die stabilen Färbelösungen in Einwegküvetten transferiert werden. Die Messungen erfolgten bei einer Wellenlänge von 660 nm.

Die folgenden Formeln zeigen die Berechnung der Gehalte:

*Formel 4: Berechnung der (jeweils untersuchten) Konzentration im Bodenextrakt (mg/L).*

$$c_{ext} = f * \frac{(ABS_{Probe} - ABS_{Blank} - b)}{a}$$

$c_{ext}$	Konzentration im Bodenextrakt (mg/L)
f	Verdünnungsfaktor
$ABS_{Probe}$	Absorption in der Probe
$ABS_{Blank}$	Mittelwert der Absorptionswerte der Blanks
b	Achsenabschnitt (der Kalibrationsgeraden)
a	Steigung (der Kalibrationsgeraden)

*Formel 5: Berechnung der (jeweils untersuchten) Konzentration in der Bodenprobe (mg/kg).*

$$c_{CAL\_P} = f * (c_{ext} * \frac{V_{ext}}{m_{Probe}}) * 1000$$

$c_{CAL\_P}$	Konzentration in der Bodenprobe (mg/kg)
f	Verdünnungsfaktor
$c_{ext}$	Konzentration im Extrakt (mg/L)
$V_{ext}$	Volumen der zugeführten Extraktionslösung in L
$m_{Probe}$	Bodenprobe in g

Da die Phosphor-Bestimmung mit der CAL-Methode die apatitischen Phosphate bei einem pH-Wert < 6 unzureichend erfasst, wurden die ermittelten Werte mit der nachfolgenden Formel 6 (Spiegel et al., 2006) korrigiert. Im Datenanhang sind die Analysewerte und die – mit der Formel – korrigierten Werte angeführt.

*Formel 6: Berechnung der korrigierten CAL-extrahierbaren Phosphorgehalte für Böden mit einem pH-Wert < 6 (Quelle: Spiegel et al., 2006).*

$$P_{CAL_{korr}} = 0,9 * P_{CAL} + 2,34$$

$P_{CAL_{korr}}$	Korrigierte Phosphor-Konzentration in der Bodenprobe (mg/kg)
$P_{CAL}$	Phosphor-Konzentration in der Bodenprobe (mg/kg) – ermittelte Werte aus Formel 5

Für die Kalium-Standards der Kalibration wurde eine Kalium Stammlösung in Wasser (1000 mg/L K) verwendet. Die folgende Tabelle 12 zeigt die Herstellung der Standards:

Tabelle 12: Kalium-Standards.

	nominelle P-Konzentration mg/L	End- volumen mL	Kalium- Grundlösung mL	Standard 5 mL	Extraktions- lösung mL	HQ- Wasser mL	4% HNO <sub>3</sub> mL
Kal_ Blank	0	10	-	-	1	4	5
Std. 1	1	10	-	0,25	1	3,75	5
Std. 2	5	10	-	1,25	1	2,75	5
Std. 3	10	10	0,10	-	1	3,90	5
Std. 4	25	10	0,25	-	1	3,75	5
Std. 5	40	10	0,40	-	1	3,60	5

Notiz: der Standard 5 wird als Zwischenschritt für die Herstellung von Standard 1 verwendet. Dies um Ungenauigkeiten beim Pipettieren mit kleinen Volumen (< 0,1 mL) zu vermeiden.

Das Verdünn-Verhältnis der fertigen Extrakte betrug 1:2. Diese wurden alle auf der ICP-OES (Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry, Perkin Elmer - Optima 8300), bei einer Wellenlänge von 776,45 nm durchgeführt. Für die anschließende Berechnung fand ausschließlich 5 Anwendung.

Bei einigen Archivproben war zu wenig Probenmaterial vorhanden, um eine repräsentative Analyse durchzuführen.

### 3.4.7 Silizium Extraktionen und Messungen

Zwei verschiedene Extraktionsmethoden gelangten zur Anwendung. Für die pflanzenverfügbare Si-Fraktion wurde die 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Methode von Haysom und Chapman (1975) herangezogen. Für die amorphe Si-Fraktion wurde die 0,2 M NaOH-Methode von Georgiadis et al. (2015) verwendet. Die Methoden wurden von Cocuzza (2017) überprüft und modifiziert.

Die Molybdat-Blau-Färbemethode von Morrison und Wilson (1963), und Webber und Wilson (1964) wurde, modifiziert nach Duboc et al. (2017), verwendet.

#### 3.4.7.1 Silizium Extraktionen

Potentiell pflanzenverfügbare Si-Fraktion: Für diese Extraktionen wurde 3 g gesiebter (< 2 mm), und luftgetrockneter Boden, in 50 ml-Plastik-Zentrifugengefäße abgewogen (Sartorius GPA 3202-OCE Waage). Hierbei war eine Abweichung bis zu 1,5 mg tolerierbar. Danach wurden 30 ml 0,01 M CaCl<sub>2</sub> zugeführt. Das Boden-Lösung-Verhältnis beträgt bei dieser Methode 1:10. Nach dem Schließen der Zentrifugengefäße wurden die Proben geschüttelt, damit eine komplette Benetzbarkeit des Bodens gegeben war, und um zu vermeiden, dass Rückstände am Boden haften bleiben. Diese wurden dann in einen Überkopfschüttler (GFL 3040) gegeben, und bei 6 rpm für 16 Stunden geschüttelt. Darauf folgend wurden sie einmalig geschüttelt, mit einem Munktell Ahlstrom Papierfilter der Klasse 14/N gefiltert und in Einweg-Laborbehälter gelagert. Der (gefilterte) Extrakt wurde mit der Molybdat-Blau-Färbemethode (beschrieben im nachfolgenden Kapitel 3.4.7.2, Seite 38) gemessen.

Amorphe Si-Fraktion: Für diese Extraktion wurde luftgetrocknetes, gemahlene (<0.180mm; Retsch Kugelmühle) Material verwendet. Das Boden-Lösungs-Verhältnis betrug 1:400. Es wurden 75 mg in ein 50 ml-Plastik-Zentrifugegefäß auf einer Sartorius CP 225 D Waage abgewogen. Hierbei war eine Abweichung bis zu 0,75 mg tolerierbar. 30 ml 0,2 M NaOH wurden zugefügt, die Gefäße geschlossen und einmalig geschüttelt. Bei 6 rpm wurden sie für 121 Stunden in einem Überkopfschüttler (GFL 3040) geschüttelt. Nachfolgend fand die Filterung, mit einem Munktell Ahlstrom Papierfilter der Klasse 14/N, statt. Für die Lagerung wurden Einweg-Laborbehälter verwendet. Der (gefilterte) Extrakt wurde mit der Molybdate-Blau-Färbemethode gemessen (beschrieben im nachfolgenden Kapitel 3.4.7.2).

Alle Messungen der Si-Fractionen wurden innerhalb einer Woche durchgeführt. Die Lagerung der Extrakte fand bei 4 °C statt. Die Vorbereitungen zu den Messungen wurden erst ausgeführt, nachdem die Extrakte wieder Raumtemperatur erlangt hatten.

### 3.4.7.2 Messungen

Die Kalibrationsstandards wurden nach den Labor-Arbeitsblättern von Duboc et al. (2017) hergestellt.

#### Kalibrationsstandards:

Die Standards wurden in einem Bereich von 0 – 16 mg/L Si in 0,2 M NaOH hergestellt. Diese wurden während dem Färbeprozess in einem Verhältnis von 1:10 verdünnt. Der Bereich deckt den Konzentrationsbereich in den 0,01 M CaCl<sub>2</sub> - und 0,2 M NaOH-Bodenextrakten ab. Eine kleine Anzahl der NaOH-Extrakte lag über diesem Bereich. Dies war anhand der stärkeren Blaufärbung erkennbar. Es erfolgte eine Verdünnung im Verhältnis 1:2. Der Verdünnungsfaktor floss in die Berechnungen ein.

Die Si-Grundlösung (1000 mg Si L<sup>-1</sup> in H<sub>2</sub>O / tr. HF / tr. HNO<sub>3</sub>; Dichte 1,003; Inorganic Ventures) wurde auf 100 mg/L verdünnt. Hierbei wurde 2,508 g Grundlösung mit 22,455 g HQ-Wasser vermischt (dies entspricht 2,5 ml + 22,5 ml = 25 ml). Die Verdünnung wurde gravimetrisch auf der Sartorius CP 225 D Waage durchgeführt.

0,4 M NaOH wurde für die Standard-Lösungen verwendet. Diese wurde nach der Tabelle 13 (Seite 39) hergestellt. Für jeden der 6 Standards und den Kalibrationsstandard wurden 45 ml erzeugt. Bei den Standards wurde bis auf die dritte Kommastelle der Waage genau abgewogen.

#### Molybdate-Blau-Färbung und Messung:

Es wurden 3 Reagenzien hergestellt:

- Angesäuerte Molybdate-Lösung: Für diese Lösung wurden 89 g Ammoniumheptamolybdat-Tetrahydrat ((NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub> \* 4H<sub>2</sub>O) in 800 ml HQ H<sub>2</sub>O, in einem PE-Laborgefäß, aufgelöst. 62 ml Schwefelsäure (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 98%) wurden in einer extra PE-Flasche langsam auf etwa 100 ml verdünnt. Nach dem die Schwefelsäure abgekühlt war, wurde sie der Molybdat-Lösung beigegeben. Danach wurde diese auf einen Liter aufgefüllt. Falls die entstandene Lösung noch warm war, ließ man diese erneut abkühlen, und brachte sie erneut auf das Zielvolumen von einem Liter (Morrison und Wilson 1963).
- Weinsäure-Lösung: 28% w/v (Massenkonzentration). Die benötigte Menge Weinsäure wurde mit HQ H<sub>2</sub>O auf das benötigte Volumen befüllt (z.B.: 70 g Weinsäure wurden mit HQ-Wasser auf ein Volumen von 250 ml gebracht).

- **Reduktionsmittel:** 1,2 g Natriumsulfit ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) und 0,2 g 4-Amino-3-hydroxy-1-naphthalinsulfonsäure ( $\text{C}_{10}\text{H}_9\text{NO}_4\text{S}$ ) wurden in circa 70 ml HQ-Wasser, in einer PE-Laborflasche aufgelöst. 14 g Kaliumdisulfit ( $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_5$ ) wurden zugefügt, und geschwenkt bis sich alle Bestandteile auflösten. Danach wurde die Lösung auf das Zielvolumen 100 ml aufgefüllt.

Die Mengenangabe wurde je benötigter Menge heruntergerechnet.

Für den Färbeprozess wurde die Methode von Wang und Schuppli (1986) leicht verändert. Im Besonderen durch die Erhöhung des Probenextraktes, oder des Kalibrationsstandards von 0,2 ml auf 1 ml, um eine höhere Färbung zu erzielen.

Diese wurde wie folgt in einem 20 ml Laborbecher hergestellt:

- 1 ml Extrakt oder Kalibrationsstandard
- 7,75 ml HQ-Wasser
- 0,5 ml angesäuerte Molybdat-Lösung. Sofortiges Vermischen durch händisches Schwenken.  $10 \pm 3$  min warten.
- 0,5 ml Weinsäure-Lösung. Sofortiges Vermischen durch händisches Schwenken.  $5 \pm 1$  min warten.
- 0,25 ml Reduktionsmittel. Sofortiges Vermischen durch händisches Schwenken.

Die Messungen wurden alle auf einem Küvettenphotometer (Hitachi U-5100) bei einer Wellenlänge von 810 nm, und am gleichen Tag durchgeführt.

Die Berechnungen wurden mit den Formeln 4 und 5 durchgeführt.

*Tabelle 13: Silizium-Standards (entnommen und modifiziert aus den laborinternen Arbeitsblättern; Duboc et al., 2017).*

Dichte der Lösungen		
SiArbeitslösung	0,4 M NaOH	H <sub>2</sub> O
g/mL		
0,999	1,016	0,998

	nominelle Si-Konz. mg/L	SiVerdünnt (100 mg Si/L) mL	0,4 M NaOH mL	H <sub>2</sub> O mL		SiVerdünnt (100mg Si/L) g	0,4 M NaOH g	H <sub>2</sub> O g	Endgewicht g
Kal_ Blank	0,00	0,000	22,5	22,500	Kal_ Blank	0,000	22,858	22,455	45,313
Std. 1	0,50	0,225	22,5	22,275	Std. 1	0,225	22,858	22,231	45,314
Std. 2	3,00	1,350	22,5	21,150	Std. 2	1,348	22,858	21,108	45,314
Std. 3	6,00	2,700	22,5	19,800	Std. 3	2,696	22,858	19,760	45,314
Std. 4	9,00	4,050	22,5	18,450	Std. 4	4,044	22,858	18,413	45,315
Std. 5	12,00	5,400	22,5	17,100	Std. 5	5,392	22,858	17,066	45,316
Std. 6	16,00	7,200	22,5	15,300	Std. 6	7,189	22,858	15,269	45,316

### 3.4.8 Qualitätskontrolle der Messungen

Bei allen Messungen – ausgenommen der Bestimmung des Restfeuchtegehaltes und der Si-Analysen – wurden für alle 5-10 Proben ein Referenzboden analysiert. Bei der C/N-Analytik wurde das WEPAL (Wageningen evaluating Programs for analytical laboratories) Referenzmaterial ISE 885 verwendet. Bei allen anderen Analysen gelangte ein laborinterner Referenzboden (Moosbierbaum) zur Anwendung.

Bei den Si-, P- und K-Analysen wurde zusätzlich jeweils im unteren und oberen Bereich der Kalibration ein QC (=Qualitätskontrolle) angelegt, der mit einer anderen Grundlösung (andere Herstellerfirma, oder anderes Produktionsdatum) als die Kalibrationsstandards erzeugt wurde.

### 3.5 Auswertung der Ergebnisse

Alle Ergebnisse der analytischen Untersuchungen wurden in Microsoft Excel (Version 16.35) gesammelt und berechnet.

Abbildungen 1, 2 und alle Tabellen wurden im Microsoft Word (Version 16.35) erstellt. Alle graphischen Darstellungen im R Commander (Version 3.6.1) erzeugt.

Alle statistischen Analysen wurden in R Commander Version 3.6.1 durchgeführt. Die Daten wurden auf Normalverteilung mittels dem Shapiro-Wilk-Test überprüft. Wurde diese verworfen, wurde der Wilkoxon-Rangsummentest durchgeführt, ansonsten der Welch-t-Test. Bei dem Vergleich der organischen Kohlenstoffwerte der Walkley-Black-Methode mit der (Trocken-) Verbrennungsmethode wurde der Wilkoxon-Vorzeichen-Rang-Test – nach Ausschluss der Normalverteilung – durchgeführt.

Der Wilkoxon-Rangsummentest und der Welch-t-Test sind Tests für ungepaarte Stichproben. Der Test für ungepaarte Stichproben wurde gewählt, da bei der erneuten Probenahme aufgrund der Lageungenauigkeit – durch die Koordinatensuche und das GPS-Gerät – eine Mischprobe im Umkreis genommen wurde, und nicht eine Mischprobe an einer Profilstelle wie bei den Archivproben. Damit wurde nicht der exakt gleiche Punkt beprobt. Tests für ungepaarte Stichproben können grundsätzlich auch für gepaarte Stichproben angewendet werden, sie besitzen jedoch eine geringere Aussagekraft als gepaarte Tests. Dies wirkt sich im Besonderen bei einem geringeren Stichprobenumfang und bei einer höheren Standardabweichung (bzw. einer höheren Varianz) aus. Damit erhöht sich der Standardfehler, der bei ungepaarten Tests auch zur Betrachtung kommt, da die Änderungen der Gesamtpopulationen betrachtet werden. Bei gepaarten Stichproben hingegen wird die Differenz der einzelnen Stichproben zwischen den Untersuchungsperioden betrachtet. Dies zeigt Auswirkungen bei der Betrachtung der zeitlichen Änderungen des Ackerlands, die einen kleinen Stichprobenumfang mit 14 besitzen, und bei gewissen Bodenkennwerten eine große Spannbreite aufzeigen. Teilweise zeigten sich keine signifikanten Änderungen, obwohl die ermittelten Medianwerte zwischen den Untersuchungsperioden deutliche Unterschiede aufwiesen. Deswegen wurde die Lageungenauigkeit der erneuten Probenahme ignoriert, und die statistischen Analysen auch mit dem gepaarten Wilkoxon-Vorzeichen-Rang-Test durchgeführt. Diese Analyse zeigte nur für das Ackerland und die Bodenkennwerte pH-Wert, potentiell pflanzenverfügbarer Phosphor und für die amorphe Siliziumfraktion eine Änderung von nicht signifikant zu signifikant. Bei diesen Bodenkennwerten wurden die Ergebnisse des Wilkoxon-Vorzeichen-Rang-Tests extra angeführt.

Zwei Standorte zeigten starke zeitliche Änderungen bezüglich der organischen Kohlenstoffgehalte und Gesamtstickstoffgehalte. Diese Standorte sind in eBod als Niedermoore klassifiziert. Bei der erneuten Probenahme wurde eine weitgehende Vererdung festgestellt. Dies ist wahrscheinlich auf durchgeführte Entwässerungsmaßnahmen zurückzuführen. Aufgrund der ungewöhnlichen Entwicklung wurden diese Standorte bei der Betrachtung des organischen Kohlenstoffs und Gesamtstickstoffs aus den statistischen Analysen herausgenommen. Bei zwei Standorten war kein Archivmaterial vorhanden, und bei einigen Archivproben war wenig Archivmaterial vorhanden, sodass nicht für alle Bodenkennwerte repräsentative Analysen vorgenommen werden konnten.

Diese sind im Datenanhang mit \* gekennzeichnet, und wurden nicht für die statistischen Analysen verwendet. Ist dies für organische Kohlenstoffgehalte eingetreten, wurden stattdessen die umgerechneten organischen Kohlenstoffgehalte der Walkley-Black-Methode verwendet. Falls sich Analysedaten unter dem LOQ – „Limit of quantitation“ (Bestimmungsgrenze) befanden, wurden diese mit dem LOQ gleichgesetzt, um die Daten für die statistischen Analysen verwenden zu können.

Der aktuelle Bodenzustand wurde getrennt nach Acker- und Grünlandnutzung bewertet. Zwischen Acker- und Grünland gibt es signifikante Unterschiede in den organischen Kohlenstoffgehalten (vgl. Clymans et al., 2011). Für die Auswertung der zeitlichen Änderungen wurden nur Standorte mit gleichbleibender Landnutzung und Vorhandensein von Daten in Archiv- und Neuproben herangezogen. Nach Landnutzungsänderungen stellen sich organischer Kohlenstoff (und damit auch organische Bodensubstanz) und Gesamtstickstoff nur langsam auf ein neues Equilibrium ein (vgl. Gregory et al., 2016). Durch die Mineralisierung von organischer Bodensubstanz werden Nährstoffe für Pflanzen wieder verfügbar gemacht (vgl. Lefèvre et al., 2017).

Für die Analysen des Einflusses von Boden- und Klimafaktoren auf die Siliziumfraktionen im Boden wurden mehrere multiple lineare Regressionsanalysen durchgeführt. Die verwendeten Variablen sind im Kapitel 4.3 (Seite 78) angeführt.

Im Datenanhang befinden sich detaillierte Ergebnisse zu den jeweiligen Standorten.

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Zielsetzung 1: Erfassung des aktuellen Bodenzustands

#### 4.1.1 Grünland

Tabelle 14: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe, Kurtosis) der Bodenkennwerte pH-Wert in einer 1 M KCl-Lösung (pH\_KCl), organischer Kohlenstoff (C<sub>org</sub>), Gesamtstickstoff (N), C/N-Verhältnis (C/N), CAL-extrahierbarer Phosphor<sub>korr</sub> (P<sub>korr\_CAL</sub>) und – extrahierbares Kalium (K\_CAL), 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium (Si\_CaCl<sub>2</sub>) und 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium (Si\_NaOH) der Neuproben der Grünlands (n=78).

Grünland (n=78)	pH_KCl	OC (g/kg)	N (g/kg)	C/N	P <sub>korr_CAL</sub> (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)
Min	3,8	25,5	2,7	8,85	5,34	17,1	6,28	86,5
Max	7,39	297	18,2	16,3	192	822	52,4	5337
Mittelwert	5,46	73,4	7,09	10,2	25,6	133	20,9	2137
Median	5,29	60,1	6,08	9,79	19	83,4	19,1	1904
SD*	0,96	41,2	3,15	1,31	24,3	138	10,3	1119
Schiefe	0,29	2,60	1,48	2,69	4,44	2,84	0,95	0,73
Kurtosis	-0,97	9,65	2,02	8,64	26,1	9,7	0,41	0,34

\*... Standardabweichung

Der Median des pH-Wertes liegt bei 5,29, und der Mittelwert bei 5,46. Dies entspricht den anzustrebenden pH-Werten von mittleren Böden (um 5,5). 22% der untersuchten Grünlandstandorte liegen im stark sauren Bereich (< 4,6). Eine saure Bodenreaktion (4,6 – 5,5) weisen 36% auf. Im Austausch-Pufferbereich (5,6 – 6,5) befinden sich 22%. Eine neutrale Bodenreaktion (6,6 – 7,2) haben 18%, und 3% weisen eine alkalische Bodenreaktion auf. Carbonathaltige Böden haben höhere pH-Werte, und liegen somit über den anzustrebenden Bereichen, jedoch sind höhere pH-Werte aufgrund der besseren Nährstoffverfügbarkeit, und den auf diesen Standorten etablierten Pflanzengesellschaften nicht nachteilig zu bewerten. Deshalb werden nur die Anteile der Standorte angeführt, die mit einer Abweichung von 0,2 unter den anzustrebenden pH-Werten (leichte Böden um 5; mittlere Böden um 5,5; schwere Böden um 6) im Grünland liegen. Nach der Einordnung in die Bodenschwere liegen 53% der untersuchten Grünlandböden mit einer Abweichung von > 0,2 unter den anzustrebenden pH-Werten.

Der Median des organischen Kohlenstoffgehalts liegt bei 60,1 g/kg, und der Mittelwert bei 73,4 g/kg. Es befindet sich ein Boden (1,3%) in der niedrigsten Gehaltsklasse A (< 26,1 g/kg), 32% der Böden liegen in der mittleren Klasse C (26,1 – 52,2 g/kg) und der Großteil (67%) ist mit einer hohen Versorgung in Klasse E (> 52,1 g/kg) einzuordnen.

Der Gesamtstickstoffgehalt liegt zwischen 2,7 – 18,2 g/kg, und der Median bei 6,06 g/kg. Die Gesamtstickstoffgehalte sind somit als gut versorgt zu bewerten. Nach Blume et al. (2010) liegen die Gesamtstickstoffgehalte in Oberböden des Grünlands meist zwischen 2 – 6 g/kg.

Das C/N-Verhältnis bildet den Median bei 9,79 und den Mittelwert bei 10,2, und liegt somit im optimalen Bereich von circa 10. Nur zwei Böden (2,6%) befinden sich knapp über der anzustrebenden Bandbreite von 8,2 – 15,6 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Milchviehhaltung OÖ; BWSB), ansonsten befinden sich alle Grünlandböden innerhalb der Bandbreite.

Die potentielle Phosphorverfügbarkeit teilt sich in 71% in Klasse A (< 26 mg/kg), 21% in Klasse B (26 – 46 mg/kg), 6% in der ausreichend versorgten Klasse C (47 – 68 mg/kg), einem Prozent in Klasse D (69 – 174 mg/kg) und einem Prozent in der höchsten Versorgungsklasse E (> 174 mg/kg) auf.

Für die potentielle Kaliumverfügbarkeit konnte ein Anteil von 53% in den niedrigen Bereichen festgestellt werden (Klasse A < 50 mg: 22%; Klasse B 50 – 87 mg/kg: 31%). Im ausreichend versorgten Bereich der Klasse C (88 – 170 mg/kg) befinden sich 19%. In den hohen und sehr hohen versorgten Bereichen der Klasse D (171 – 332 mg/kg) und Klasse E (> 332 mg/kg) sind 28% einzuordnen, wobei sich 5% in Klasse E befinden.

Die potentielle Siliziumverfügbarkeit liegt im niedrigen Bereich. Wie in der Einleitung erwähnt gibt es für grasartige Pflanzen keine Grenzwerte bezüglich der Siliziumversorgung. Viele grasartige Pflanzen neigen jedoch zur Siliziumakkumulation, weswegen ein ähnlicher Bedarf wie für Getreidearten nicht unwahrscheinlich erscheint. Der Medianwert liegt schon unter dem kritischen Wert (Zuckerrohr) von 20 mg/kg (Haysom und Chapman, 1975). Insgesamt fallen 53% unter den Grenzwert von 20 mg/kg, für den Grenzwert von 37 mg/kg für Reis (Babu, 2015) fallen 94% und für den Grenzwert von 43 mg/kg für Reis (Narayanaswamy und Prakash, 2009) befinden sich 96% aller untersuchter Grünlandböden. In der nachfolgenden Abbildung 4 ist die Verteilung der potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumgehalte der untersuchten Grünlandstandorte ersichtlich.

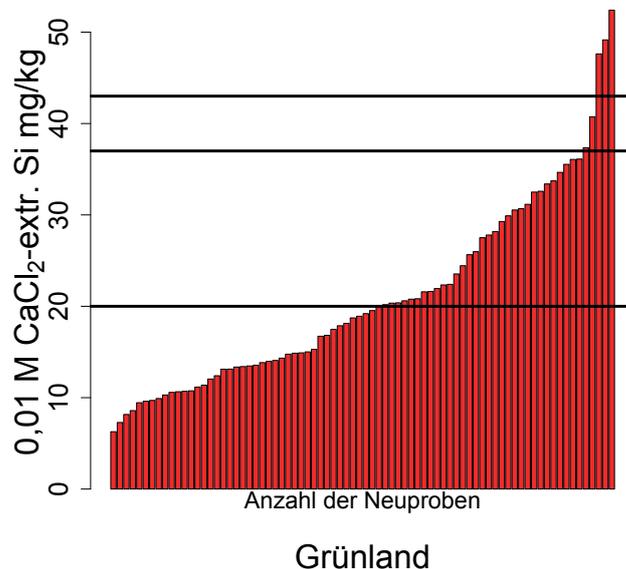


Abbildung 4: 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium der Neuproben des Grünlands (n=78); Schwarze horizontale Linien zeigen die Grenzwerte der potentiellen Siliziumverfügbarkeit für Zuckerrohr (< 20 mg/kg) (Haysom und Chapman) und Reis (< 37 mg/kg; < 43 mg/kg) (Babu, 2015; Narayanaswamy und Prakash, 2009).

Hypothese 1a.1: Die pH-Werte der untersuchten Grünlandböden liegen wegen der hydromorphen Charakteristika niedriger als die pH-Werte der Grünlandböden in den entsprechenden Gebieten der ÖPUL-Untersuchung 2010 (AGES, 2010), jedoch befindet sich nur ein geringer Prozentsatz unter den anzustrebenden pH-Werten (leichte Böden um 5; mittlere Böden um 5,5; schwere Böden um 6), für die Pflanzenproduktion im Grünland.

Hypothese 1a.1 kann nicht zur Gänze angenommen werden. Die pH-Werte der untersuchten Grünlandstandorte in dieser Arbeit liegen erwartungsgemäß niedriger als in der ÖPUL-Evaluierung 2010 (AGES, 2010) des entsprechenden Gebietes, jedoch befindet sich ein Anteil von 53%, mit einer Abweichung von  $> 0,2$  unter den anzustrebenden pH-Bereichen für die Pflanzenproduktion im Grünland. Die AGES (2010) zeigte einen pH-Wert (Median) von 6,0 in der letzten Periode (2006 – 2009) im Hauptproduktionsgebiet Voralpen. Heinzlmaier (2007) ermittelte in den Kleinproduktionsgebieten 206 und 208 einen Wert von 6,2 in der letzten Periode (2001 – 2003).

Die niedrigeren pH-Werte (Median 5,29) in dieser vorliegenden Arbeit können über die hydromorphen Merkmale der untersuchten Böden erklärt werden. Carbonatfreie Gleye weisen meist einen mäßig bis schwach sauren pH-Wert (5 – 6,9) auf. Falls die Böden nicht regelmäßig mit hydrogen-carbonathaltigen Wasser gespeist werden, liegen die Werte meist im mäßig sauren Bereich (5 – 5,9) (vgl. Blume et al., 2010). In Europa kommt es im Laufe der Zeit, und mit fortschreitender Pedogenese zu einer natürlichen Bodenversauerung (vgl. Ifu.bayern.de, LFU, 2014). In periodisch anoxischen Böden, wie in Pseudogleyen und Stagnogleyen, trägt der Prozess der Ferrolyse zusätzlich zur Bodenversauerung bei. Wenn  $\text{Fe}^{2+}$  im Boden zu  $\text{Fe}^{3+}$  oxidiert, wird ein Proton verbraucht, jedoch wird dieses im Boden ( $\text{pH} > 3$ ) sofort zu Fe(III)-Hydroxid hydrolysiert. Dabei werden 3 Protonen abgegeben. Bei der Reduktion und Lösung von  $\text{FeOOH}$  werden wiederum zwei Protonen verbraucht. Dies kann zu einer Steigerung des pH-Wertes in den neutralen Bereich führen, und so  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen freisetzen. Diese können Base-Kationen ( $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) verdrängen und so zur Auswaschung führen. Bei erneuter Oxidation beginnt der Prozess von vorne, und in Summe werden mehr Protonen freigesetzt als verbraucht. Dieser Prozess läuft bei Mangan-Ionen analog ab (vgl. Blume et al. 2010).

Die Ergebnisse aus der Nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz (Gubler et al., 2015) zeigen einen vergleichbaren pH-Wert (Median) mit 5,2. Von den untersuchten 25 Grünlandflächen in der nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz werden zehn Standorte extensiv genutzt. Es liegt keine differenzierte Auswertung in extensivere und intensivere Nutzung vor. Die pH-Werte der 25 Standorte variieren von knapp unter 4 bis knapp unter 7. Es ist anzunehmen, dass die niedrigeren pH-Werte für die extensiv genutzten Standorte gelten, da sich die Böden aufgrund von fehlenden Kalkungsmaßnahmen und fehlendem Nährstoffeintrag durch Dünger auf einen niedrigeren pH-Wert einpendeln (ausgenommen carbonathaltige Böden).

Die Ergebnisse aus der Nationalen Bodenbeobachtung (Gubler et al., 2015), die hydromorphen Merkmale der untersuchten Grünlandböden in dieser Untersuchung und die niedrigen pH-Werte lassen auf eine extensivere Nutzung des Großteils der untersuchten Grünlandböden schließen. Diese Vermutung wird noch über den hohen Anteil (53%) der Grünlandböden unter den anzustrebenden pH-Bereichen bestärkt. Falls die Standorte, die unter den anzustrebenden pH-Bereichen liegen für eine produktive Pflanzenproduktion verwendet werden, sollte eine Anhebung der pH-Werte mittels Kalkungsmaßnahmen angedacht werden. Handelt es sich jedoch um Standorte, die als Ausgleichsflächen, oder naturnahe Wiesen, oder Weiden benutzt werden, können selbst auf den stark sauren Standorten die pH-Werte belassen werden, um im Sinne der Biodiversität säure liebenden Pflanzen einen Lebensraum zu bieten.

Hypothese 1a.2: Wegen den hydromorphen Charakteristika der untersuchten Grünlandböden, und den Ergebnissen der ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) wird für die potentielle Phosphorverfügbarkeit ein Großteil der Grünlandböden im niedrig versorgten Bereich der Klassen A und B ( $< 47 \text{ mg/kg}$ ) erwartet.

Hypothese 1a.2 kann angenommen werden. Es befinden sich 92% der untersuchten Böden in den niedrig versorgten Bereichen (< 47 mg/kg). Der Anteil im niedrig versorgten Bereich ist um 12% größer als in der ÖUPL-Evaluierung (AGES, 2010). Der höhere Anteil im niedrig versorgten Bereich kann über die hydromorphen Charakteristika der untersuchten Grünlandböden erklärt werden, da Eisenoxide Anionen wie Phosphat binden (vgl. Blume et al., 2010), und somit diese nicht mehr pflanzenverfügbar sind. Gerzabek et al., (2004) verweisen auf den Umstand, dass Österreichs Grünlandböden tendenziell mit Phosphor unterversorgt sind. Bohner et al. (2012) fand bei einer Untersuchung von 140 Grünlandböden im oberösterreichischen Innviertel 60% dieser in der Gehaltsklasse A. Es wird auf Arbeiten von Heinzmaier et al. (2005), Bohner und Eder (2006) sowie Bohner und Schink (2007) verwiesen, die in anderen österreichischen Naturräumen den Großteil der untersuchten Grünlandböden der Gehaltsklasse A zuordnen mussten. Dersch et al. (2013) weisen darauf hin, dass die potentiell-pflanzenverfügbaren Phosphorgehalte im Grünland generell niedrig sind, und dies auch durch die CAL-Methode mitverursacht wird, da dieser den organischen P-Pool nicht miterfasst. In humusreichen Grünlandböden bietet der organische gebundene Phosphor eine wesentliche potentielle Phosphor-Quelle für die Grünlandvegetation, da er durch den mikrobiellen Abbau, bzw. durch enzymatische Reaktionen pflanzenverfügbar gemacht wird (vgl. Bohner und Rohrer, 2013). Nach Bohner et al. (2012) ist eine Überprüfung der derzeit gültigen Gehaltsklassen mit CAL-löslichem Phosphor-Gehalt von Grünlandböden, gemäß den „Richtlinien für sachgerechte Düngung“ (2006), notwendig. Diese decken sich immer noch mit der in dieser Arbeit verwendeten Auflage von 2017. In einem Artikel im „Landwirt“ gehen Pötsch und Baumgarten (2010) – Mitarbeiter im LFZ Raumberg-Gumpenstein, und AGES Wien – auf diese Problematik ein. Nach deren Meinung ist eine Abänderung des Gehaltsklassensystems, oder eine Anhebung der Empfehlungswerte (Düngung) nicht notwendig, um die „P-Problematik“ zu lösen. Sie beziehen sich auf ein Zuschlagssystem, dass bei Gehaltsklasse A (40%) und Gehaltsklasse B (20%) genutzt werden kann. Zur damaligen Zeit war es nicht ausreichend bekannt, oder wurde nur sehr wenig benutzt. Nach deren Meinung wäre das Zuschlagssystem (bei besserer Nutzung) ein Mittel, um die P-Gehaltswerte im Boden mittelfristig wieder anzuheben, und den Bedarf der Pflanzen sicherzustellen. Es wäre zu evaluieren inwieweit das Zuschlagssystem derzeit genutzt wird, um zu erkennen, ob diese Maßnahme wirklich ausreichend ist. In den untersuchten Grünlandböden dieser Arbeit zeigt sich jedenfalls ein hoher Anteil im niedrig versorgten Bereich (Klasse A: 71%; Klasse B: 21%).

Hypothese 1a.3: Da wechselnde Feucht- und Trockenbedingungen zu einer Kaliumfixierung führen können (vgl. Zeng und Brown, 2000), wird erwartet, dass sich für die potentielle Kaliumverfügbarkeit ein höherer Anteil der untersuchten Grünlandböden im niedrig versorgten Bereich befindet als in der ÖPUL-Evaluierung 2010 (AGES, 2010).

Hypothese 1a.3 kann angenommen werden. In dieser Arbeit befinden sich 53% in den niedrigen Bereichen der Klassen A und B, während die Untersuchung der AGES (2010) einen Anteil von 12% in den niedrigen Bereichen feststellen konnte. In hydromorphen Böden können Manganoxide Kalium binden (vgl. Blume et al. 2010), und somit die Pflanzenverfügbarkeit herabsetzen. Zeng und Brown (2000) verweisen auf den Umstand, dass wechselnde Feucht- und Trockenphasen zu einer Kaliumfixierung in den Tonmineralien führen können. In Österreich befinden sich in den meisten Bundesländern mehr als 50% der Acker- und Grünlandflächen auf einem zumindest ausreichenden Niveau (vgl. Gerzabek et al., 2004). Mit Berücksichtigung der hydromorphen Merkmale dieser Standorte, und dem daraus folgernden, etwas höheren Anteil im niedrig versorgten Bereich, kann diese Aussage angenommen werden.

Hypothese 1a.4: Wegen den hydromorphen Merkmalen der untersuchten Grünlandböden befindet sich kein Standort in der niedrigsten Gehaltsklasse A (< 26,1 g/kg) für den organischen Kohlenstoff. Da ein Großteil des Stickstoffs an der organischen Bodenmasse gebunden ist, haben die Böden ausreichende (> 2 mg/kg) Gesamtstickstoffgehalte. Das C/N-Verhältnis liegt nahe dem Optimum von circa 10 und innerhalb der Bandbreite von 8,2 – 15,6 (BMLFUW, 2017).

Hypothese 1a.4 kann nicht angenommen werden. Einer der untersuchten Grünlandböden befindet sich in der niedrigsten Gehaltsklasse A für den organischen Kohlenstoff, und zwei der Grünlandböden liegen knapp über der anzustrebenden Bandbreite für das C/N-Verhältnis. Ansonsten weisen alle untersuchten Grünlandböden ausreichend, oder gute organische Kohlenstoffgehalte, und ein C/N-Verhältnis innerhalb der Bandbreite auf. Für den Gesamtstickstoffgehalt wurde die Hypothese erfüllt.

Hypothese 1a.5: Hypothese 1a.5: Die potentielle Siliziumverfügbarkeit in den untersuchten Grünlandflächen ist aufgrund der erwarteten niedrigen pH-Werte, der Fähigkeit von Al- und Fe-Hydroxide pflanzenverfügbares Silizium zu binden (vgl. Tubaña und Heckman, 2015) und der Fähigkeit von zwei- und dreiwertigen Fe- und Al-Kationen amorphes Silizium zu binden und damit die Löslichkeit herabzusetzen (vgl. Hynes, 2014) gering.

Hypothese 1a.5 kann angenommen werden. 53% der untersuchten Grünlandstandorte haben geringere Werte als 20 mg/kg (kritisches Level für Zuckerrohr; Haysom und Chapman, 1975), 94% fallen unter 37 mg/kg (kritisches Level für Reis; Babu, 2015) und 96% liegen unter 43 mg/kg (kritisches Level für Reis; Narayanaswamy und Prakash, 2009). Wie schon in der Einleitung erwähnt, gibt es in unserer Klimaregion für grasartigen Pflanzen keine gesicherten Grenzwerte bezüglich der Siliziumversorgung. Viele grasartige Pflanzen neigen zur Siliziumakkumulation ähnlich wie Getreidearten, weswegen die unterstellten Grenzwerte der tropischen und subtropischen Pflanzen (liegen in einem vergleichbaren Bereich wie die Werte des Gefäßversuchs für Roggen (Jordan, 2020) in unserem Klimagebiet) sinnvoll erscheinen. Eine Absicherung der Grenzwerte für das Grünland (in unserer Klimazone) wäre ein wichtiger Beitrag in Zeiten zunehmender Wetterextreme, um die Stabilität der Ernteerträge im Grünland zu sichern, oder die Erträge sogar erhöhen zu können. Abbildung 4 (Seite 43) zeigt, dass sich ein großer Anteil (41 bzw. 43%) der Grünlandstandorte zwischen den Grenzwerten von 20 und 37 bzw. 43 mg/kg befindet. Dieser Umstand spricht für das Erstellen von Grenzwerten für die Siliziumverfügbarkeit in Grünlandflächen der gemäßigten Zone, um eine genaue Bewertung des aktuellen Bodenzustands abgeben zu können, und Maßnahmen ergreifen zu können einer möglichen Unterversorgung entgegenzuwirken.

Cocuzza (2017) fand 47% der untersuchten Böden (Bodentypen: Braunerde, Braunlehm, Gley, Pseudogley, Feucht-/Schwarzerde, Kolluvium, Rohboden, Auboden und Rendzina) unter einem Grenzwert von < 20 mg/kg.

Schiefer (2019) fand bei einer Untersuchung von 84 Oberböden von niederösterreichischen Acker- und Grünlandstandorten (Bodentypen: Braunerde, Braunlehme, Ranker, Pararendzina und Rendzina) 51 bis 82% unter dem kritischen Bereich (abhängig vom Grenzwert). Der pH-Wert dieser Böden bildete einen Median bei 6,39.

Reiter (2019) kam bei der Untersuchung von 99 Oberböden in Niederösterreich (Bodentypen: Tschernosem, Paratschernosem und Feuchtschwarzerde) auf eine Menge von 10 – 50% im unterversorgten Segment. Die meisten dieser Böden hatten ihren pH-Wert im neutralen bis alkalischen Bereich (Median: 7,4). Reiter (2019) zitiert Szulc et al. (2016), dass die meisten Böden mit einem pH-Wert zwischen 6 und 7 normalerweise ausreichend pflanzenverfügbares Silizium aufweisen und Böden mit einem pH-Wert unter 6 – abhängig von der Textur – einen Mangel an Silizium aufweisen können.

#### 4.1.2 Ackerland

Tabelle 15: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe, Kurtosis) der Bodenkennwerte pH-Wert in einer 1 M KCl-Lösung (pH\_KCl), organischer Kohlenstoff (C<sub>org</sub>), Gesamtstickstoff (N), C/N-Verhältnis (C/N), CAL-extrahierbarer Phosphor<sub>kor</sub> (P<sub>kor</sub>\_CAL) und – extrahierbares Kalium (K\_CAL), 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium (Si\_CaCl<sub>2</sub>) und 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium (Si\_NaOH) der Neuproben des Ackerlands (n=20).

Ackerland (n=20)	pH_KCl	OC (g/kg)	N (g/kg)	C/N	P <sub>kor</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)
Min	4,43	12,4	1,28	8,59	6,95	24,7	4,29	104
Max	7,47	188	19,1	12,8	167	411	50,1	3150
Mittelwert	6,57	64,9	6,2	10,1	33,2	129	25,1	1502
Median	7,19	35	3,67	9,77	24	107	25,7	1413
SD*	1,05	63,5	5,86	1,13	39,7	99,8	14,8	955
Schiefe	-0,87	1,11	1,17	0,59	2,18	1,15	0,18	0,1
Kurtosis	-0,81	-0,52	-0,27	-0,59	4,15	0,81	-1,33	-1,32

\*... Standardabweichung

Der Median für den pH-Wert der untersuchten Ackerböden liegt bei 7,19. Nur ein Boden (5%) hat eine stark saure Bodenreaktion (< 4,6). Im sauren Bereich (4,6 – 5,5) befinden sich 15% der Böden. Im Austauscher-Pufferbereich (5,6 – 6,5) sind 20% der Böden einzuordnen. Der Großteil der Standorte (60%) liegt im Carbonat-Pufferbereich (> 6,5). Eine neutrale Bodenreaktion (6,6 – 7,2) weisen 10% auf, und für 50% der Standorte konnte eine alkalische Bodenreaktion (7,3 – 8) ermittelt werden. Nach der Berücksichtigung der Bodenschwere liegen 25 bzw. 30% der Standorte unter den anzustrebenden pH-Werten (leichte Böden > 5 bzw. 5,5; mittlere Böden > 5,5 bzw. 6; schwere Böden > 6 bzw. 6,5) im Ackerbau.

Die organischen Kohlenstoffgehalte befinden sich zum Großteil (70%) im hohen Versorgungsbereich der Klasse E (> 26,1 g/kg), die restlichen 30% liegen in der mittleren Klasse C (11,6 – 26,1 g/kg).

Der Gesamtstickstoffgehalt liegt zwischen 1,28 und 19,1 g/kg, der Median wird bei 3,67 gebildet. Das C/N-Verhältnis liegt zwischen 8,59 und 12,8, und befindet sich somit zur Gänze in der anzustrebenden Bandbreite von 7,9 bis 13,1 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Ackerbau OÖ; BWSB).

Für die potentielle Phosphorverfügbarkeit wurden 70% der untersuchten Ackerböden in der niedrigsten Versorgungsklasse A (< 26 mg/kg) eingeordnet. In der niedrigen Klasse B (26 – 46 mg/kg) sind 15% einzuordnen. Als ausreichend versorgt (Klasse C: 47 – 111 mg/kg) gelten 10%, und 5% haben eine hohe Nährstoffverfügbarkeit (Klasse D: 112 – 174 mg/kg).

Die Einteilung der potentiellen Kaliumverfügbarkeit erfolgte unter Berücksichtigung der Bodenschwere. Nahezu die Hälfte (45%) der untersuchten Ackerböden liegen in der niedrigsten Klasse A (leichte Böden (L): < 50 mg/kg; mittlere Böden (M): < 66 mg/kg; schwere Böden (S): < 83 mg/kg). Weitere 15% liegen im niedrigen Versorgungsbereich der Klasse B ((L): 50 – 87 mg/kg, (M): 66 – 112 mg/kg, (S): 83 – 137 mg/kg). Als ausreichend versorgt (Klasse C: (L): 88 – 178 mg/kg, (M): 113 – 212 mg/kg, (S): 138 – 245 mg/kg) zeigen sich 25% der untersuchten Ackerböden. In den hohen Bereichen befinden sich 15% der Standorte (10% Klasse D: (L): 179 – 291 mg/kg, (M): 213 – 332 mg/kg, (S): 246 – 374 mg/kg; 5% Klasse E: (L): > 291 mg/kg, (M): > 332 mg/kg, (S): > 374 mg/kg).

Die potentielle Siliziumverfügbarkeit der untersuchten Ackerstandorte liegt im niedrigen Versorgungsbereich. Ein Anteil von 40% liegt unter dem unterstellten Grenzwert von 20 mg/kg für Zuckerrohr (Haysom und Chapman, 1975). Unter den Grenzwert von 37 mg/kg für Reis (Babu, 2015) fallen 80% der Standorte, und unter dem Grenzwert von 43 mg/kg für Reis (Narayanaswamy und Prakash, 2009) sind es 85%. In der nachfolgenden Abbildung 5 ist die Verteilung der potentiellen pflanzenverfügbaren Siliziumgehalte der untersuchten Ackerstandorte ersichtlich.

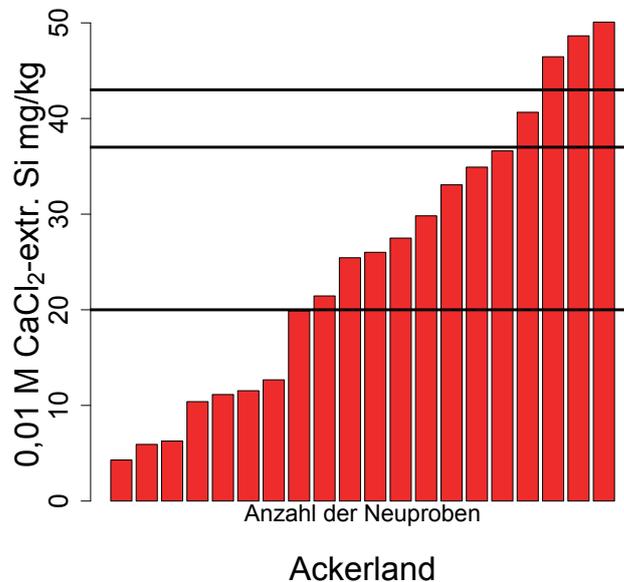


Abbildung 5: 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium der Neuproben des Ackerlands (n=20); Schwarze horizontale Linien zeigen die Grenzwerte der potentiellen Siliziumverfügbarkeit für Zuckerrohr (< 20 mg/kg) (Haysom und Chapman) und Reis (< 37 mg/kg; < 43 mg/kg) (Babu, 2015; Narayanaswamy und Prakash, 2009).

Hypothese 1b.1: Die pH-Werte der untersuchten Ackerböden befinden sich in den anzustrebenden Bereichen (leichte Böden > 5 bzw. 5,5; mittlere Böden > 5,5 bzw. 6; schwere Böden > 6 bzw. 6,5) für den Ackerbau.

Hypothese 1b.1 muss verworfen werden. Es liegt ein Anteil von 25 bzw. 30% der untersuchten Ackerböden unter den anzustrebenden pH-Werten im Ackerbau. Da im Ackerland der anzustrebende pH-Wert auch von der Kulturart abhängig ist, sind hier zwei Anteile angegeben. Ein Viertel der Standorte fallen unter den Anforderungen für die Kulturarten Hafer, Roggen und Kartoffel, und 30% unter den anzustrebenden pH-Werte der übrigen Kultur. Für diese Standorte wären Kalkungsmaßnahmen anzuraten, um eine optimale Pflanzenproduktion, und eine gute Nährstoffverfügbarkeit gewährleisten zu können. Diese Empfehlung ist im besonderen Maß für die drei der 20 untersuchten Ackerstandorte zu zutreffen, deren pH-Wert unterhalb von 5 liegt. Unterhalb dieses Bereichs erhöht sich die Aluminiumtoxizität, und beeinflusst das Wurzelwachstum, verringert damit die Nährstoffaufnahme und erhöht das Trockenstressrisiko (vgl. Duboc et al., 2010). Ein weiterer negativer Effekt ist die einsetzende Zerstörung von Tonmineralen, und damit deren Verlust der Kationenaustauschkapazität (vgl. AGES, 2010). Die Anhebung des pH-Wertes der betreffenden Standorte führt zu einer erhöhten Aktivität von Bodenmikroorganismen, verbessert die Bodenstruktur und damit den Wasserhaushalt und die Nährstoffverfügbarkeit (vgl. Blume et al., 2010).

Hypothese 1b.2: Wegen den hydromorphen Charakteristika der untersuchten Ackerböden wird erwartet, dass der Anteil im ausreichend versorgten Bereich (47 – 111 mg/kg) für die potentielle Phosphorverfügbarkeit geringer ist, und der Anteil im niedrig versorgten Bereich höher ist als in der ÖPUL-Evaluierung 2010 (AGES, 2010).

Hypothese 1b.2 kann angenommen werden. Es befindet sich ein Großteil der Standorte im unterversorgten Bereich (Klasse A: 70%; Klasse B: 15%). Die AGES (2010) ermittelte im Kleinproduktionsgebiet 809 – 811 (10 von 20 Standorte dieser Untersuchung) eine weitaus bessere Verteilung innerhalb der Gehaltsklassen, bezüglich der Phosphatversorgung (12% in den niedrigen Bereichen, 48% ausreichend versorgt und 40% in den hohen Bereichen). Der Medianwert im Kleinproduktionsgebiet 809 – 811 liegt höher als die ermittelten Medianwerte von Heinzlmaier (2007) in den Kleinproduktionsgebieten 209, 208, 206, in denen sich die restlichen Standorte dieser Untersuchung befinden. Bei genauerer Betrachtung der zehn Standorte dieser Untersuchung im Kleinproduktionsgebiet 809 zeigt sich jedoch, dass auch hier sieben der zehn Standorte in der niedrigsten Klasse A (< 27 mg/kg) einzuordnen sind. Der hohe Anteil der Standorte dieser Arbeit im unterversorgten Bereich fällt doch etwas überraschend aus. Neben der Fähigkeit von Eisenoxiden Anionen wie Phosphat zu binden (vgl. Blume et al., 2010), könnte eine weitere Erklärung in dem Probenahmezeitpunkt liegen. Dieser fand in den ersten Septemberwochen statt, und könnte somit vor der Aussaat von Wintergetreide und einer Phosphordüngung stattgefunden haben.

Hypothese 1b.3: Wegen der möglichen Kaliumfixierung bei wechselnden Trocken- und Feuchtphasen (vgl. Zeng und Brown, 2000) wird erwartet, dass sich ein geringerer Anteil der untersuchten Ackerböden im ausreichend versorgten Bereich (leichte Böden: 88 – 178 mg/kg; mittlere Böden: 113 – 212 mg/kg; schwere Böden: 138 – 245 mg/kg), und ein höherer Prozentsatz im niedrig versorgten Bereich befindet als in der ÖPUL-Evaluierung 2010 (AGES, 2010).

Hypothese 1b.3 kann angenommen werden. Während sich laut ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) des Kleinproduktionsgebiet 809 – 811 12% im niedrig versorgten Bereich und 48% im ausreichend versorgten Bereich befinden, liegen bei dieser Untersuchung über die Hälfte (60%) im unterversorgten Bereich und 25% in der ausreichend versorgten Klasse C. Der Medianwert dieser Untersuchung liegt um 12 – 50% niedriger als die Medianwerte (aller Untersuchungsperioden) der betreffenden Gebiete der Untersuchung der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007). Die Erklärung für die niedrigen Werte ist wie schon in Hypothese 1a.3 (Seite 45) über die Fähigkeit der Manganoxide Kalium zu binden, und der Festsetzung von Kalium, bei wechselnden Feucht- und Trockenphasen, in den Tonmineralen gegeben. Eine weitere Erklärung könnte wie in Hypothese 1b.2 der Probenahmezeitpunkt bieten.

Hypothese 1b.4: Wegen der Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte in Österreichs Ackerböden seit der Einführung der ÖPUL-Maßnahmen (vgl. Umweltbundesamt, 2019) wird erwartet, dass sich keiner der untersuchten Ackerböden in der niedrigsten Gehaltsklasse A (< 11,6 g/kg) befindet. Die Böden weisen ausreichende (> 0,7 g/kg) Gesamtstickstoffgehalte auf. Das C/N-Verhältnis liegt nahe dem Optimum von circa 9 und innerhalb der Bandbreite 7,9 – 13,1 (BMLFUW, 2017).

Hypothese 1b.4 kann angenommen werden. Die Gehalte aller untersuchten Ackerstandorte betreffend organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff befinden sich auf einem zumindest ausreichenden Niveau. Das C/N-Verhältnis aller Böden liegt innerhalb der erwarteten Bandbreite, und der Median (9,77) liegt nahe dem Optimum von 9.

Hypothese 1b.5: Wegen der Fähigkeit von Al- und Fe-Hydroxide pflanzenverfügbares Silizium zu binden (vgl. Tubaña und Heckman, 2015), der Fähigkeit von zwei- und dreiwertigen Fe- und Al-Kationen amorphes Silizium zu binden und damit die Löslichkeit herabzusetzen (vgl. Hynes, 2014), dem Si-Entzug durch die Ernte (vgl. Keller et al., 2012), und dem Umstand das Si-Düngung in vielen europäischen Ackerböden keine gängige Praxis ist (vgl. Vandevenne et al., 2015) wird erwartet, dass ein Großteil der untersuchten Ackerböden mit Silizium unterversorgt ist.

Hypothese 1b.5 kann nur bedingt angenommen werden. Während unter dem Grenzwert von 20 mg/kg für Zuckerrohr (Haysom und Chapman, 1975) 40% fallen, fallen unter den Grenzwert von 37 mg/kg für Reis (Babu, 2015) 80% und unter den Grenzwert von 43 mg/kg für Reis (Narayanaswamy und Prakash, 2009) sind es 85%. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zur Behauptung von Szulk et al. (2016), dass die meisten Böden mit einem pH-Wert zwischen 6 und 7 ausreichend mit Silizium versorgt sind. Die Anteile in den möglicherweise unterversorgten Siliziumbereich liegen höher als in der Arbeit von Reiter (2019), die ähnliche pH-Werte (Median 7,4) in den untersuchten Böden feststellte. Es scheint, dass die Fähigkeit von Al- und Fe-Hydroxiden Silizium zu binden (vgl. Tubaña und Heckman, 2015), und die Fähigkeit von zwei- und dreiwertigen Fe- und Al-Kationen amorphes Silizium zu binden und damit die Löslichkeit herabzusetzen (vgl. Hynes, 2014), in hydromorphen Böden die Siliziumverfügbarkeit beträchtlich verringern können.

Jordan (2020) zeigte bei einem Gefäßversuch für Roggen, dass die kritischen Werte für die Siliziumverfügbarkeit für Roggen zwischen 25 mg/kg und > 40 mg/kg liegen. Die Spannbreite der Grenzwerte beruht auf unterschiedlichen Trockenstressexpositionen und verschiedenen Berechnungsmodellen. In Abbildung 5 (Seite 48) ist ersichtlich, dass sich 40% bzw. 45% der Ackerstandorte innerhalb der Bandbreite von 20 bis 37 bzw. 43 mg/kg befinden. Um genauere Aussagen bezüglich der Siliziumversorgung treffen zu können, wäre es vorteilhaft Grenzwerte für weitere Kulturarten in unserer Klimazone aufzustellen. Mit der Zunahme von längeren Wetterextremen erhält die Siliziumversorgung der Pflanzen einen zunehmend wichtigeren Stellenwert – in den gemäßigten Klimaregionen – um eine stabile Pflanzenproduktion zu gewährleisten.

## 4.2 Zielsetzung 2: Zeitliche Veränderungen von bodenchemischen Kennwerten

### 4.2.1 pH-Wert

#### 4.2.1.1 Grünland

Hypothese 2a.1: Aufgrund der Reduktion des pH-Wertes im Hauptproduktionsgebiet Voralpen in der ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) wird eine signifikante Abnahme des pH-Wertes der untersuchten Grünlandböden in dieser Arbeit erwartet.

*Tabelle 16: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den pH-Wert in einer 1 M KCL-Lösung (pH (KCl)) der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=65).*

Grünland	pH (KCl)	
	Archivproben (n=65)	Neuproben (n=65)
Min	4,1	3,8
Max	7,8	7,39
Mittelwert	5,87	5,46
Median	5,9	5,29
Standardabweichung	0,88	0,99
Schiefe	0,19	0,24
Kurtosis	-0,66	-1,06

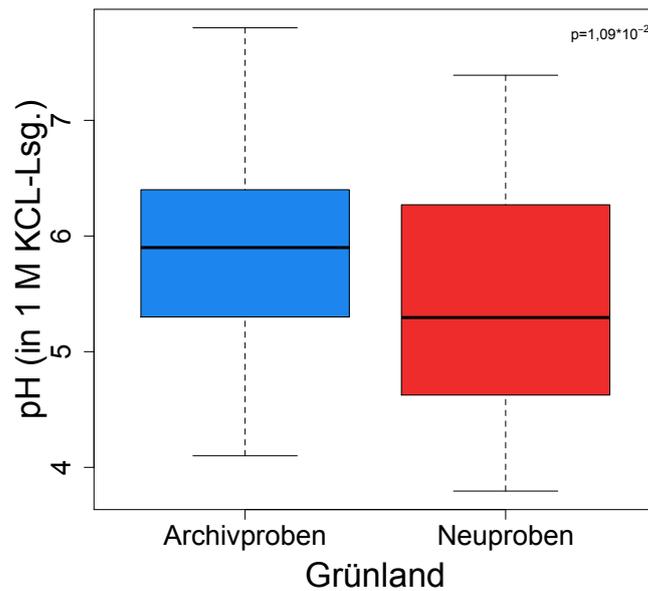


Abbildung 6: Box-Plots für den pH-Wert (in einer 1 M KCl-Lösung) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands ( $n=65$ ;  $p=1,09 \cdot 10^{-2}$ ).

Die Überprüfung der Normalverteilung mittels dem Shapiro-Wilk-Test zeigt für die Archivproben eine Normalverteilung ( $p=0,43$ ), für die Neuproben hingegen, dass die Verteilung nicht normalverteilt ( $p=2,4 \cdot 10^{-2}$ ) ist. Aus diesem Grunde wurde für die Testung der zeitlichen Änderung des pH-Wertes der Wilcoxon-Rangsummentest durchgeführt. Dieser bestätigt die signifikante Reduktion ( $p=1,09 \cdot 10^{-2}$ ) des pH-Wertes. Der Median hat sich über den Untersuchungszeitraum, vom Ausgangswert 5,9, um 10% verringert. Dies ist in Abbildung 6 ersichtlich. Hypothese 2a.1 wird somit angenommen.

Die Prozesse der natürlichen Bodenversauerung in Mitteleuropa und die Ferrolyse wurden in Hypothese 1a.1 (Seite 44) besprochen. Die Bewirtschaftungsintensität ist ein weiterer Faktor, der den pH-Wert beeinflusst. Einerseits kann es durch eine Erhöhung der Bewirtschaftungsintensität (höhere Schnittführung) zu einer schnelleren Versauerung kommen (vgl. lfu.bayern.de, LFU, 2014)., falls der vermehrte Nährstoffentzug nicht durch ausreichende Düngemaßnahmen kompensiert wird, andererseits kommt es bei einer Extensivierung ebenfalls zu einer schnelleren Versauerung, da auf diesen Standorten Düngungs- und Kalkungsmaßnahmen meist unterbleiben. Leider kann keine differenziertere Betrachtung der zeitlichen Verläufe der Bewirtschaftungsintensität getroffen werden, da bis 2010 das dokumentierte Schnittregime der Statistik Austria nur in Ein- und Mehrschnittführung unterteilt wurde. Die Änderung der Dokumentation des Schnittregimes liegt somit zwischen den beiden Untersuchungsperioden dieser Arbeit. Die Zahl der Einschnitt-Wiesen in den betreffenden Gebieten blieb weitgehend konstant (Statistik Austria, statistik.at). In der Diskussion der Hypothese 1a.1 wurde die Vermutung aufgestellt (wegen der hohen Anzahl der Standorte im suboptimalen pH-Bereich), dass ein Großteil der Grünlandstandorte einer extensiveren Nutzung unterliegt. Die zeitliche Entwicklung der pH-Werte deutet ebenfalls in diese Richtung, jedoch kann auch eine Intensivierung der Standorte noch nicht ausgeschlossen werden. Die Ergebnisse der Entwicklung der organischen Kohlenstoffgehalte können weitere Hinweise liefern, um die Vermutung zu bestätigen.

Eine weitere Erklärung für die pH-Reduktion könnte die Form des ausgebrachten Stickstoffs sein. Die Gehalte von Ammonium, Nitrat und Nitrit können je nach Tierart, Alter, Ernährungsform und Leistung in der Gülle und Jauche schwanken.

Einige Beispiele sollen hier – mit dem mittleren Nährstoffgehalt – angeführt werden. Die Reihenfolge wird von (eher) ausgeglichen bis sauer wirkend angegeben, und das Verhältnis von Ammonium zu Gesamt-N wird nachfolgend in Klammer angeführt. Gesamt-N beinhaltet organischen Stickstoff, Ammonium, Nitrat, Nitrit und Partikel. Jauche als erstes, jedoch auch in der Gülle bilden Ammonium, Nitrat und Nitrit den Großteil des Gesamt-N. In der Klammer davor wird der Gehalt an Trockensubstanz in % angegeben: (10) Milchvieh- und Rindergülle (2,4:4,5), (10) Bullengülle (2,6:4,7), (5) Ferkelgülle (3,2:4,5), (4) Kälbergülle (2,5:3,5), (7) Mastschweingülle (4,7:6,5), (1,8) Rinderjauche (1,1:1,5), Sauengülle (3:3,9), (1,5) Schweinejauche (2:2,4) (Quelle: landwirtschaftskammer.de; Mittlere Nährstoffgehalte organischer Dünger (Richtwerte, Stand: Januar 2014); abgerufen 05.01.2020). Wenn die Ammoniumgehalte höher sind als die Nitratgehalte führt dies zu einer Versauerung. Dies beruht auf der mikrobiellen Oxidation der Ammoniumionen zu Nitrat, sowie der Abgabe von Protonen, bei der Aufnahme des Ammoniums durch die Pflanze (vgl. Lammel und Flessa, 1998). Der alleinige Eintrag von Nitrat-Stickstoff wirkt entsauernd. Ist somit der Ammoniumgehalt und der Nitratgehalt ausgeglichen, und werden diese vollständig in organische Verbindungen überführt, so heben sich versauernde und entsauernde Wirkung auf, und die Säurebilanz des Bodens wird durch den Stickstoffeintrag nicht verändert (vgl. Lammel und Flessa, 1998).

Die Reduktion des pH-Wertes liegt höher als in der ÖPUL-Untersuchung des Hauptproduktionsgebiet Voralpen (AGES, 2010). Die AGES (2010) stellte eine Abnahme von 3% vom Anfangswert 6,2 fest. Die Untersuchung der AGES (2010) bezieht sich auf ein größeres Datenmaterial, größeres Untersuchungsgebiet, kürzerer Untersuchungszeitraum und unterlag keiner Beschränkung hinsichtlich untersuchter Bodentypen. So ist es nicht verwunderlich, dass sich die Medianwerte beider Arbeiten unterscheiden, die zeitliche Tendenz ist jedoch vergleichbar. Heinzlmaier (2007) konnte nur für das Kleinproduktionsgebiet 208 eine Reduktion des pH-Wertes feststellen. Im Kleinproduktionsgebiet 206 blieben die Werte stabil. Die Stabilität im Kleinproduktionsgebiet 206 könnte auch auf den kürzeren Untersuchungszeitraum im Gegensatz zur ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) ruhen, da die AGES (2010) die Reduktion im Hauptproduktionsgebiet Voralpen erst in der letzten Untersuchungsperiode feststellen konnte, die außerhalb des Betrachtungszeitraum von Heinzlmaier (2007) liegt. Die Entwicklung der pH-Werte in den in der Einleitung angeführten Bodenmonitoringprojekten zeigen unterschiedliche Verläufe, und spiegeln das Zusammenspiel von Bodeneigenschaften (z.B. Pufferfunktion) und Bewirtschaftung wider.

#### **4.2.1.2 Ackerland**

Hypothese 2b.1: Aufgrund der Ergebnisse der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007) in den Standortgebieten dieser Untersuchung wird für die untersuchten Ackerflächen ein stabiler Verlauf der pH-Werte erwartet. Diese Entwicklung wird auch erwartet, da auf Ackerflächen die entnommenen Nährstoffe durch Düngung kompensiert werden, und Kalkungsmaßnahmen zur Stabilisierung des pH-Wertes durchgeführt werden (vgl. BMLFUW, 2017; Lammel und Flessa, 1998).

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=1,24 \cdot 10^{-2}$ ; Neuproben:  $p=1,49 \cdot 10^{-3}$ ). Der Wilcoxon-Rangsummentest zeigt keine signifikanten Änderungen über den Untersuchungszeitraum ( $p=0,14$ ). Wie schon im Kapitel 3.5 (Seite 40) würde die Unterstellung von gepaarten Stichproben (Probenahme an der exakt gleichen Stelle) zu einem signifikanten Ergebnis des Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test führen ( $p=2,31 \cdot 10^{-3}$ ).

Tabelle 17: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den pH-Wert in einer 1 M KCL-Lösung (pH (KCl)) der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14).

Ackerland	pH (KCl)	
	Archivproben (n=14)	Neuproben (n=14)
Min	5,2	4,66
Max	7,9	7,47
Mittelwert	7,02	6,65
Median	7,45	7,28
Standardabweichung	0,84	1,06
Schiefe	-0,94	-0,87
Kurtosis	-0,62	-1

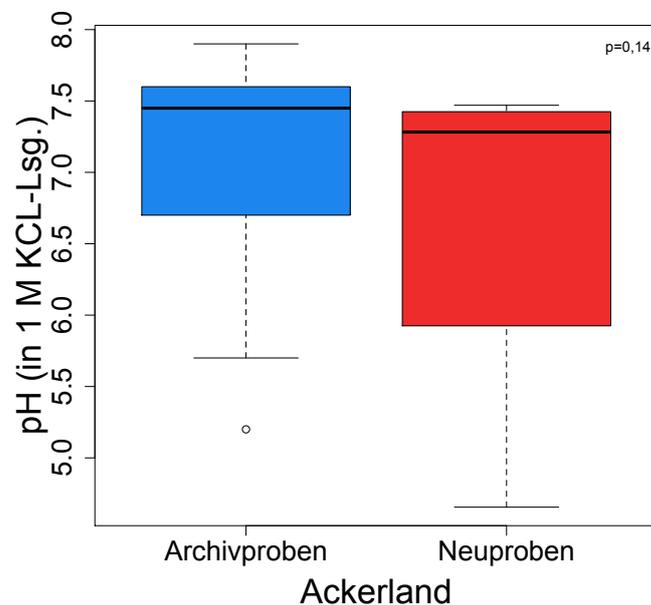


Abbildung 7: Box-Plots für den pH-Wert (in einer 1 M KCl-Lösung) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14; p=0,14).

Hypothese 2b.1 kann somit nur bedingt angenommen werden. Es zeigt sich eine Verringerung des Medianwertes von 7,45 um 2%, diese fällt mit dem Wilkoxon-Rangsummentest nicht signifikant aus (mit dem Wilkoxon-Vorzeichen-Rang-Test würde eine signifikante Änderung gezeigt werden). Da der pH-Wert als der negative dekadische Logarithmus von Hydronium-Ionen definiert ist, ist auch eine geringfügige Änderung des pH-Wertes zahlenmäßig größer einzuordnen. In Abbildung 7 ist die Verlagerung und Vergrößerung des Box-Plots in niedrigere Bereiche ersichtlich. Der Medianwert der ersten Untersuchungsperiode ist fast ident mit den Ergebnissen von AGES (2010) und Heinzlmaier (2007) im Kleinproduktionsgebiet 809 – 811.

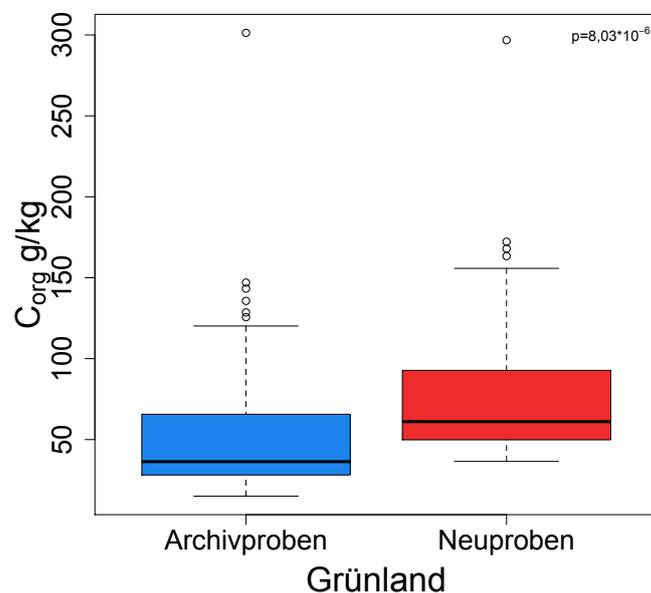
## 4.2.2 Organischer Kohlenstoff

### 4.2.2.1 Grünland

Hypothese 2a.2: Da der organische Kohlenstoffgehalt im Grünland meist ausreichend ist, und nur zu einem geringen Grad durch die Bewirtschaftung beeinflussbar ist (vgl. BMLFUW, 2017) wird erwartet, dass sich die organischen Kohlenstoffgehalte der untersuchten Grünlandstandorte nicht maßgeblich verändert haben.

*Tabelle 18: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den organischen Kohlenstoffgehalt ( $C_{org}$ ) der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=63).*

Grünland	$C_{org}$ (g/kg)	
	Archivproben (n=63)	Neuproben (n=63)
Min	15,1	36,5
Max	301	297
Mittelwert	56,3	76,8
Median	36,4	61,1
Standardabweichung	46,3	44,2
Schiefe	2,75	2,43
Kurtosis	10,4	8,03



*Abbildung 8: Box-Plots des organischen Kohlenstoffgehalts ( $C_{org}$ ) (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=63;  $p=8,03*10^{-6}$ ).*

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=5,41*10^{-10}$ ; Neuproben:  $p=5,05*10^{-9}$ ). Der Medianwert in der ersten Untersuchungsperiode (36,4 g/kg) hat sich um 68% erhöht. Der Wilcoxon-Rangsummentest bestätigt die hoch signifikante Erhöhung ( $p=8,03*10^{-6}$ ) des organischen Kohlenstoffgehalts im Grünland. Nach der Steigerung befindet sich der Median in der höchsten Gehaltsklasse (> 52,2 g/kg) für Grünland (BMLFUW, 2017). Hypothese 2a.2 muss somit verworfen werden.

Die Erhöhung des Medianwertes um 68% in den letzten Jahrzehnten steht im Gegensatz zu der Anfangshypothese. In Abbildung 8 zeigt sich eine deutliche Verschiebung in den oberen Bereich, während der Maximalwert des Standortes 196040.2 nahezu ident blieb. Durch eine Reduzierung des Schnittregimes kommt es zu einem geringeren Biomasseentzug, und somit zu vermehrter Anreicherung von organischer Masse im Boden.

Die Vermutung einer extensiveren Nutzung des Großteils der untersuchten Grünlandstandorte, die in Hypothese 1a.1 (Seite 44) und 2a.1 (Seite 50 – 52), getroffen wurde scheint sich zu bestätigen. Für diese Vermutung spricht nun der hohe Anteil der aktuellen pH-Werte (53%) im suboptimalen Bereich für die Pflanzenproduktion im Grünland, die Reduktion des pH-Wertes (um 10%) und die Steigerung des organischen Kohlenstoffgehalts um 68%. Nach Chapman (2009) kann es selbst auf Grünlandstandorten, mit hohen organischen Kohlenstoffgehalten, durch veränderte Bewirtschaftungspraktiken zu einer Erhöhung vom organischen Kohlenstoffgehalt kommen.

Die Änderung der Dokumentation des Schnittregimes in Statistik Austria ist eine deutliche Verbesserung, um bei zukünftigen Bodenmonitoringprojekten die Änderungen von bestimmten Bodenkennwerten besser validieren zu können.

#### 4.2.2.2 Ackerland

Hypothese 2b.2: Da in den ersten 10 bis 15 Jahren seit der Einführung der ÖPUL-Maßnahmen deutliche Zunahmen der organischen Kohlenstoffvorräte in Österreichs Ackerflächen festgestellt wurden (vgl. Umweltbundesamt, 2019) wird eine Steigerung der organischen Kohlenstoffvorräte der untersuchten Ackerstandorte erwartet.

*Tabelle 19: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den organischen Kohlenstoffgehalt ( $C_{org}$ ) der Archivproben und Neuproben des Ackerlands ( $n=14$ ).*

Ackerland	$C_{org}$ (g/kg)	
	Archivproben ( $n=14$ )	Neuproben ( $n=14$ )
Min	10,6	12,8
Max	187	185
Mittelwert	52,2	48,4
Median	43,9	33,6
Standardabweichung	43,7	45,9
Schiefe	1,97	1,88
Kurtosis	3,54	2,76

In beiden Untersuchungsperioden wurde die Normalverteilung mittels dem Shapiro-Wilk-Test verworfen (Archivproben:  $p=8,04 \cdot 10^{-4}$ ; Neuproben:  $p=3,21 \cdot 10^{-4}$ ). In Abbildung 9 zeigt sich eine Verkleinerung des Box-Plots, sowie die Verlagerung des Medianwertes nach unten. Der Maximalwert des Standorts 1003 blieb annähernd stabil. Die Abnahme des Medianwertes von 43,9 um 23% liegt innerhalb des Box-Plots der Archivproben. Betrachtet man den Mittelwert so fällt die Reduktion (7%) nicht so hoch aus. Der Wilcoxon-Rangsummentest zeigt eine nicht signifikante Reduktion ( $p=0,48$ ). Hypothese 2b.2 muss somit verworfen werden.

Die nicht signifikante Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte im Ackerland steht im Widerspruch zu der erwarteten Zunahme, und der Steigerung der Kohlenstoffvorräte in Österreichs Ackerflächen (vgl. Umweltbundesamt, 2019). Bei der Betrachtung der Entwicklung der einzelnen Standorte ist ein relativ stabiler Verlauf der niedrigen und hohen organischen Kohlenstoffgehalte ersichtlich.

Die Änderungen traten an den Standorten in den mittleren Bereichen der Archivproben ein. Auch nach der nicht signifikanten Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte befindet sich der Medianwert noch in der höchsten Gehaltsklasse ( $< 26,1$  g/kg) für das Ackerland (BMLFUW, 2017), womit die Abnahme nicht als kritisch betrachtet wird.

Die Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte der betreffenden Standorte kann nicht nur auf eine Intensivierung der Bewirtschaftung deuten. Möglich wäre auch eine Veränderung im Wasserregime, sodass vermehrt Trockenphasen eintraten, und es somit zu einer erhöhten Mineralisierung der Biomasse gekommen ist (vgl. Formowitz et al., 2007 und Wichern et al., 2004a, b zit. in Marschner, 2012).

In Bayern wurde bei der Untersuchung von 92 Ackerflächen, über den Zeitraum von circa 20 Jahren, eine nicht signifikante Reduktion um 3% (im Mittel) festgestellt (vgl. Capriel und Seiffert, 2007). Auch in der nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz wurde eine geringfügige Änderung der Medianwerte der 29 Ackerstandorte innerhalb von 24 Jahren festgestellt (vgl. Gubler et al., 2015).

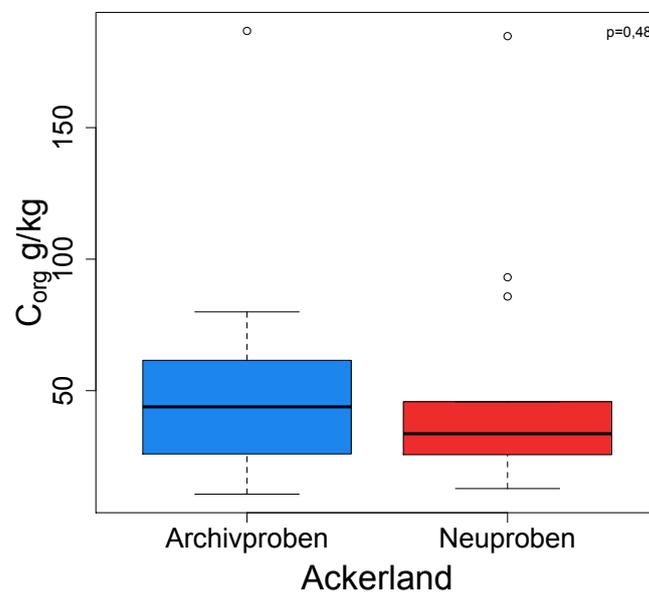


Abbildung 9: Box-Plots des organischen Kohlenstoffgehalts ( $C_{org}$ ) (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands ( $n=14$ ;  $p=48$ ).

#### Überprüfung der korrigierten organischen Kohlenstoffgehalte der Walkley-Black-Methode, mit den analysierten organischen Kohlenstoffgehalten der (Trocken-) Verbrennungsmethode

Zur Ergänzung wurde noch eine Überprüfung zwischen den berechneten organischen Kohlenstoffgehalten und den analysierten organischen Kohlenstoffgehalten durchgeführt. Der Shapiro-Wilk-Test zeigt weder bei den kalkulierten organischen Kohlenstoffgehalten ( $p=2,26 \cdot 10^{-15}$ ), noch bei den analysierten organischen Kohlenstoffgehalten ( $p=9,9 \cdot 10^{-14}$ ) eine Normalverteilung. Der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test bestätigt den signifikanten Zusammenhang dieser gepaarten Stichproben. Jedoch liegt der p-Wert mit 0,06 in einem niedrigen Bereich. Deshalb wird empfohlen – falls die Möglichkeit besteht – Proben erneut mit der Verbrennungsmethode zu analysieren, und Werte, die anhand der Walkley-Black-Methode (Nassoxidationsmethode) ermittelt wurden, nur bei Bedarf umzurechnen. Die Unsicherheit bezüglich der Datenqualität sollte angegeben werden. Jedoch bezieht sich diese Empfehlung nur auf die in dieser Arbeit generierten Daten, und auf der Untersuchung von Böden mit hydromorphen Merkmalen. Gerade in hydromorphen Böden können Verfälschungen der Nassoxidation durch reduzierte Mn- und Fe-Verbindungen eintreten.

Um dies weiter abzusichern, sollte eine Überprüfung mittels einer größeren Datenmenge durchgeführt werden. Auch wäre eine Überprüfung der Datenqualität bezüglich der Umrechnungsfaktoren für terrestrische Böden anzudenken. In Abbildung 10 wird die Gegenüberstellung graphisch dargestellt.

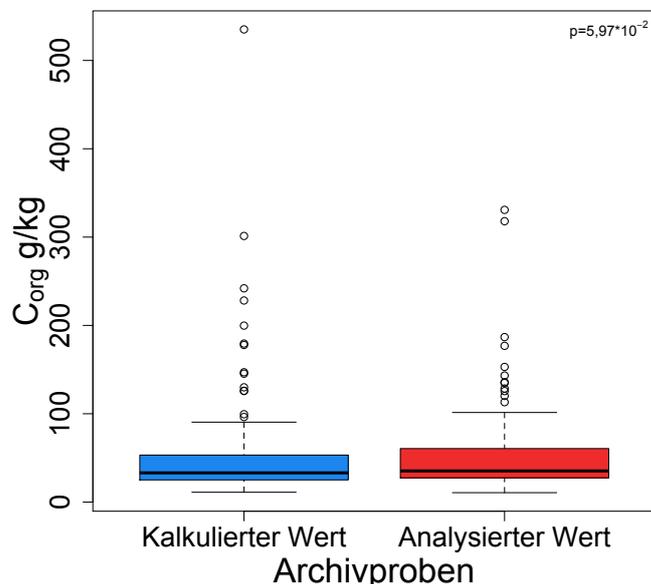


Abbildung 10: Box-Plots der Gegenüberstellung der korrigierten organischen Kohlenstoffgehalte ( $C_{org}$ ) (g/kg) der Walkley-Black-Methode mit den analysierten organischen Kohlenstoffgehalten (g/kg) der (Trocken-) Verbrennungsmethode der Archivproben ( $n=92$ ;  $p=5,97 \cdot 10^{-2}$ ).

#### 4.2.3 Gesamtstickstoff und C/N-Verhältnis

##### 4.2.3.1 Grünland

Hypothese 2a.3: Da im Grünland von gleichbleibenden organischen Kohlenstoffvorräten ausgegangen wird, wird erwartet, dass sich die Gesamtstickstoffgehalte und das C/N-Verhältnis in den letzten Jahrzehnten in den untersuchten Grünlandstandorten nicht maßgeblich verändert haben.

Tabelle 20: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den Gesamtstickstoffgehalt der Archivproben und Neuproben des Grünlands ( $n=57$ ).

Grünland	Gesamtstickstoff (g/kg)	
	Archivproben ( $n=57$ )	Neuproben ( $n=57$ )
Min	1,91	3,31
Max	14,1	16,4
Mittelwert	5,01	6,98
Median	3,87	6,06
Standardabweichung	2,86	2,95
Schiefe	1,48	1,5
Kurtosis	1,48	1,88

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben;  $p=6,07 \cdot 10^{-7}$ ; Neuproben:  $p=2,9 \cdot 10^6$ ). Der Medianwert hat sich von 3,87 g/kg um 57% erhöht. Der Wilkoxon-Rangsummentest bestätigt die hoch signifikante Zunahme der Gesamtstickstoffgehalte ( $p=2,63 \cdot 10^{-6}$ ).

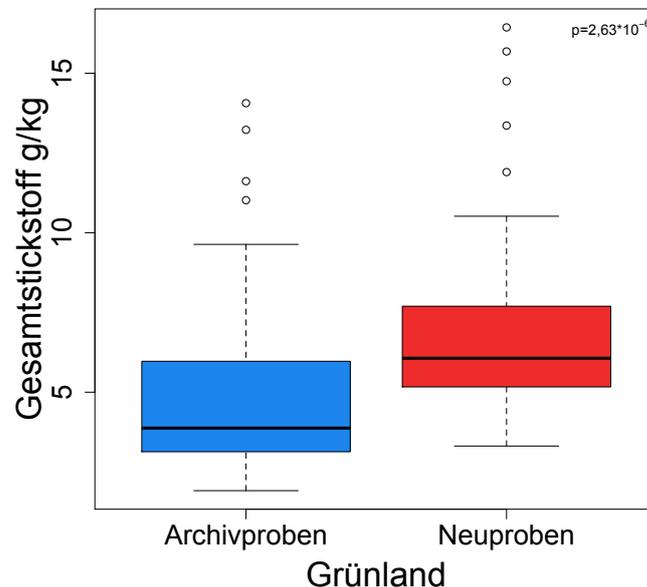


Abbildung 11: Box-Plots des Gesamtstickstoffgehalts (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands ( $n=57$ ;  $p=2,63 \cdot 10^{-6}$ ).

Tabelle 21: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das C/N-Verhältnis der Archivproben und Neuproben des Grünlands ( $n=57$ ).

Grünland	C/N-Verhältnis	
	Archivproben ( $n=57$ )	Neuproben ( $n=57$ )
Min	6,61	8,85
Max	22	15,7
Mittelwert	9,74	10,1
Median	9,16	9,84
Standardabweichung	2,12	1,16
Schiefe	3,77	2,68
Kurtosis	18,1	9,06

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=5,65 \cdot 10^{-11}$ ; Neuproben:  $p=6,29 \cdot 10^{-9}$ ). Der Medianwert hat sich vom Anfangswert 9,16 um 7% erhöht. Der Wilkoxon-Rangsummentest bestätigt die hoch signifikante Zunahme ( $p=6,87 \cdot 10^{-4}$ ) des C/N-Verhältnisses.

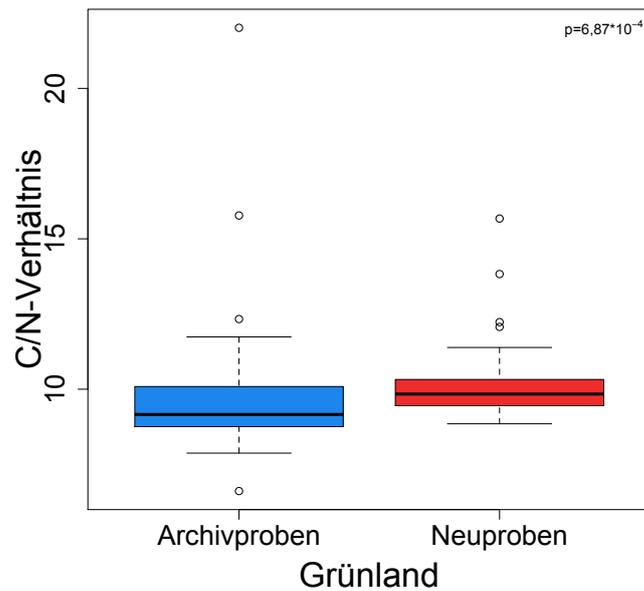


Abbildung 12: Box-Plots des C/N-Verhältnisses der Archivproben und der Neuproben des Grünlands ( $n=57$ ;  $p=6,87 \cdot 10^{-4}$ ).

Hypothese 2a.3 muss somit verworfen werden. Die Erhöhung des Gesamtstickstoffs im Grünland ist nach der Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte keine Überraschung mehr. Die zeitlichen Steigerungen des organischen Kohlenstoffgehalts (Median) mit 68% und des Gesamtstickstoffs mit 57% liegt in einem vergleichbaren Rahmen. Nach Blume et al. (2010) ist der Großteil des Gesamtstickstoffs in der organischen Bodenmasse gebunden. Zahlreiche Studien bestätigen den signifikanten Zusammenhang zwischen Gesamtstickstoff und organischen Kohlenstoff (z.B. Wang et al., 2009). Die Gesamtstickstoffgehalte können als überaus ausreichend versorgt bezeichnet werden, und liegen innerhalb und über der Bandbreite von 2 – 6 g/kg, die Blume et al. (2010) für die meisten Grünlandstandorte angibt. Aufgrund der hydromorphen Charakteristika der untersuchten Grünlandböden überraschen die höheren Gesamtstickstoffwerte nicht.

Der Median des C/N-Verhältnisses hat sich in der letzten Untersuchungsperiode (9,84) dem optimalen Verhältnis von ca. 10 (BMLFUW, 2017) angenähert. Liegen bei den Archivproben noch jeweils 4% unter und über der Bandbreite von 8,2 – 15,6 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Milchviehhaltung OÖ; BWSB), so sind es bei der Betrachtung der Grünlandstandorte mit gleichbleibender Landnutzung nur mehr 2% die knapp über der anzustrebenden Bandbreite liegen.

#### 4.2.3.2 Ackerland

Hypothese 2b.3: Aufgrund der erwarteten Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte im Ackerland, wird eine Steigerung des Gesamtstickstoffgehalts der untersuchten Ackerstandorte angenommen, da der Großteil des Stickstoffs in der organischen Masse gebunden ist (vgl. Blume et al. 2010). Wegen den erwarteten Änderungen des organischen Kohlenstoffs und Gesamtstickstoffs werden auch Änderungen im C/N-Verhältnis erwartet.

Tabelle 22: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den Gesamtstickstoffgehalt der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14).

Ackerland	Gesamtstickstoff (g/kg)	
	Archivproben (n=14)	Neuproben (n=14)
Min	1,13	1,4
Max	17,3	15,9
Mittelwert	4,74	4,54
Median	3,68	3,11
Standardabweichung	3,95	3,88
Schiefe	2,17	1,78
Kurtosis	4,31	2,38

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=2,72 \cdot 10^{-4}$ ; Neuproben:  $p=6,38 \cdot 10^{-4}$ ). In Abbildung 13 zeigt sich eine Verkleinerung des Box-Plots, sowie eine Verschiebung des Medianwertes nach unten. Der Medianwert hat sich zwar um 15% verringert, die Reduktion der Gesamtstickstoffgehalte fällt jedoch nicht signifikant aus (Wilcoxon-Rangsummentest:  $p=0,57$ ).

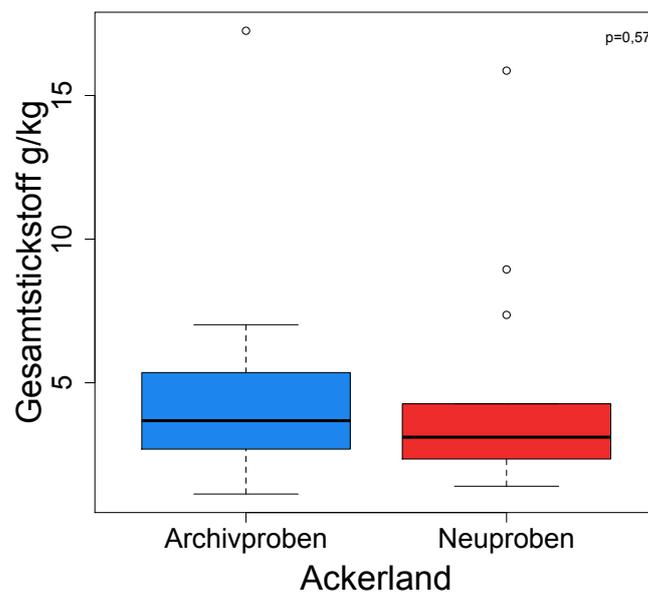


Abbildung 13: Box-Plots des Gesamtstickstoffgehalts (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14;  $p=0,57$ ).

Tabelle 23: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das C/N-Verhältnis der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14).

Ackerland	C/N-Verhältnis	
	Archivproben (n=14)	Neuproben (n=14)
Min	9,15	8,59
Max	18,7	12,8
Mittelwert	10,9	10,24
Median	9,91	9,98
Standardabweichung	2,48	1,24
Schiefe	2,19	0,45
Kurtosis	4,27	-0,96

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt für die Archivproben keine Normalverteilung ( $p=1,44 \cdot 10^{-4}$ ), für die Neuproben zeigt sich eine Normalverteilung ( $p=0,61$ ). Der Medianwert ist in beiden Durchgängen annähernd stabil geblieben, und zeigt eine Erhöhung < 1%. Der Wilkoxon-Rangsummentest ( $p=0,67$ ) bestätigt den stabilen Verlauf des C/N-Verhältnisses, dies ist auch in Abbildung 14 ersichtlich.

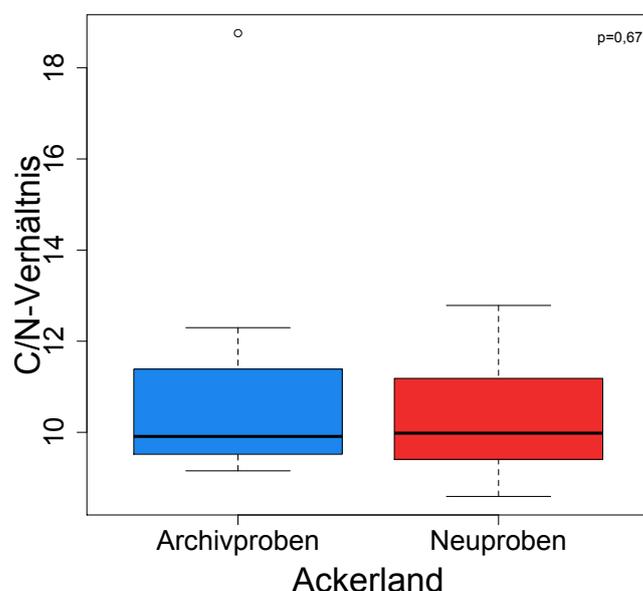


Abbildung 14: Box-Plots des C/N-Verhältnisses der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14;  $p=0,67$ ).

Hypothese 2b.3 muss somit verworfen werden. Nach der ermittelten nicht signifikanten Reduktion des organischen Kohlenstoffgehalts im Ackerland überrascht die nicht signifikante Reduktion des Gesamtstickstoffgehalts nicht mehr. Wie im Grünland zeigen sich auch im Ackerland vergleichbare Entwicklungen der organischen Kohlenstoffgehalte und der Gesamtstickstoffgehalte. Der Median der organischen Kohlenstoffgehalte hat sich um 23% verringert, während sich der Median der Gesamtstickstoffgehalte um 15% verringert hat. Die Verringerung dieser beiden Bodenkennwerte verhält sich analog zu den Entwicklungen der Ackerstandorte in der nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz (vgl. Gubler et al., 2015).

Das C/N-Verhältnis zeigt einen stabilen zeitlichen Verlauf. Jedoch trat eine Verbesserung in Bezug auf die anzustrebende Bandbreite von 7,9 – 13,1 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Ackerbau OÖ; BWSB) ein. Während sich in der ersten Untersuchungsperiode noch ein Standort über der Bandbreite von 7,9 – 13,1 befindet, sind in der zweiten Untersuchungsperiode alle Standorte innerhalb der Bandbreite.

#### 4.2.4 CAL-extrahierbarer Phosphor

##### 4.2.4.1 Grünland

Hypothese 2a.4: Heinzlmaier (2007) konnte im Kleinproduktionsgebiet 206 – in dem sich der Großteil der Grünlandstandort mit gleichbleibender Landnutzung dieser Arbeit befinden – eine sukzessive Steigerung der potentiell pflanzenverfügbaren Phosphorgehalte ermitteln. Aus diesem Grund wird angenommen, dass die Phosphorgehalte der untersuchten Grünlandstandorte in den letzten Jahrzehnten gestiegen sind.

*Tabelle 24: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Phosphor<sub>kor</sub> der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=58).*

Grünland	CAL-extrahierbarer Phosphor <sub>kor</sub> (mg/kg)	
	Archivproben (n=58)	Neuproben (n=58)
Min	5,5	5,34
Max	66,3	194
Mittelwert	18,6	23,9
Median	15,3	17,1
Standardabweichung	11,9	26,8
Schiefe	2,22	4,68
Kurtosis	5,44	25,8

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=8,83 \cdot 10^{-9}$ ; Neuproben  $p=9,13 \cdot 10^{-13}$ ). Der Medianwert hat sich zwar vom Anfangswert 17 mg/kg um 9% erhöht, die Steigerung fällt jedoch nicht signifikant aus (Wilcoxon-Rangsummentest:  $p=0,20$ ).

Hypothese 2a.4 muss damit verworfen werden. Es zeigt sich zwar eine Steigerung des Medianwerts, diese fällt jedoch nicht signifikant aus. Heinzlmaier (2007) konnte im Kleinproduktionsgebiet 206 eine Steigerung vom Anfangswert 27,5 mg/kg um 24% ermitteln. Die Steigerung, sowie die Mediangehalte liegen somit höher als die Werte und zeitlichen Verläufe dieser Arbeit. Die niedrigen Werte können über die hydromorphen Charakteristika der untersuchten Grünlandstandorte erklärt werden, und liegen im Gesamten niedriger als die ermittelten Werte der betreffenden Gebiete der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007). In Hypothese 1a.2 (Seite 44, 45) wurden schon die Phosphatversorgung von hydromorphen Böden, und von Grünlandböden in Österreich besprochen, sowie die Problematik des nicht Erfassens des organisch gebunden Phosphors durch die CAL-Methode. Für einen Großteil der in dieser Arbeit untersuchten Grünlandstandorte zeigt sich ein Handlungsbedarf bezüglich der Phosphorverfügbarkeit.

Ein hoher Anteil mit Phosphor unterversorgten Grünlandflächen zeigt sich auch in den behandelten Bodenmonitoringprojekten der Einleitung, und ist nicht nur auf Österreich beschränkt. Im Bodenschutzbericht des Landes Steiermark (Krainer, 2017) zeigen 64% der 45 Standorte eine Unterversorgung in der letzten Untersuchungsperiode.

In Sachsen wurde bei der Untersuchung von 3000 Grünlandstandorten zwar ein positiver Trend bezüglich der Phosphorversorgung festgestellt, jedoch galten zum damaligen Zeitpunkt noch immer 60% als unterversorgt (vgl. Barth et al., 2001). In Thüringen wurde 2006 bei der Betrachtung von 4 Dauerbeobachtungsflächen im Grünland eine Unterversorgung für alle Flächen festgestellt (vgl. Marre et al., 2006). In Niedersachsen wurde über einen Zeitraum von 20 Jahren für 21 Grünlandflächen eine Erniedrigung von 25%, und für 17% ermittelt werden. In der letzten Periode befanden sich 47% im unterversorgten Bereich (vgl. Höper et al., 2012). In Abbildung 15 sind die Box-Plots der beiden Untersuchungsperioden für das Grünland ersichtlich.

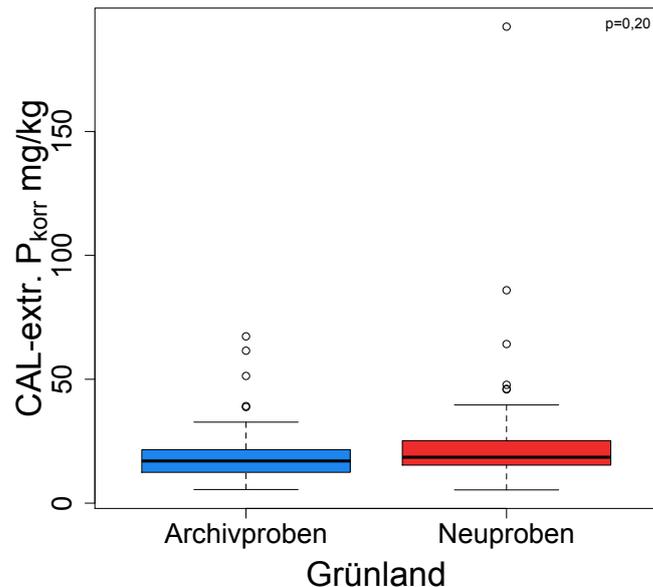


Abbildung 15: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Phosphors<sub>korr</sub> (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=58; p=0,20).

#### 4.2.4.2 Ackerland

Hypothese 2b.4: Ausgehend von den Ergebnissen der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007) wird eine annähernd gleichbleibende Phosphorverfügbarkeit in den untersuchten Ackerflächen erwartet.

Tabelle 25: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Phosphor<sub>korr</sub> der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=13).

Ackerland	CAL-extrahierbarer Phosphor <sub>korr</sub> (mg/kg)	
	Archivproben (n=13)	Neuproben (n=13)
Min	9,3	5,34
Max	230	167
Mittelwert	60,3	41,1
Median	41,4	24,2
Standardabweichung	57,4	47,7
Schiefe	1,89	1,49
Kurtosis	2,96	1,12

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt für beide Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=9,11 \cdot 10^{-4}$ ; Neuproben:  $p=1,33 \cdot 10^{-3}$ ). Es zeigt sich zwar eine Verringerung des Medianwerts um 41%, der Wilkoxon-Rangsummentest zeigt jedoch keine signifikanten Änderungen ( $p=0,12$ ). Wie schon im Kapitel 3.5 angeführt (Seite 40), würde die Unterstellung von gepaarten Stichproben (Probenahme an der exakt gleichen Stelle) zu einem signifikanten Ergebnis des Wilkoxon-Vorzeichen-Rang-Test führen ( $p=1,05 \cdot 10^{-2}$ ).

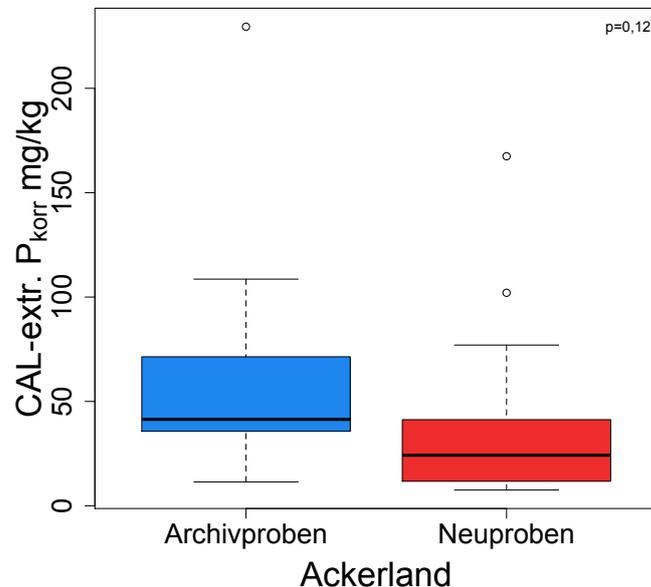


Abbildung 16: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Phosphors<sub>kor</sub> (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands ( $n=13$ ;  $p=0,12$ ).

Hypothese 2b.4 wird verworfen. Der Wilkoxon-Rangsummentest zeigt zwar keine signifikanten Änderungen, jedoch ist die Abnahme des Medianwerts des potentiell pflanzenverfügbaren Phosphors mit 41% doch beträchtlich. Wie schon erwähnt würde der Test für gepaarte Stichproben zu einem signifikanten Ergebnis führen. Der Medianwert der Archivproben liegt im niedrigen Bereich (26 – 46 mg/kg) der österreichischen Gehaltsklassen, und der Medianwert der Neuproben im sehr niedrigen Bereich ( $< 26$  mg/kg). Für einen Großteil der in dieser Arbeit untersuchten Ackerlandstandorte zeigt sich ein Handlungsbedarf bezüglich der Phosphorverfügbarkeit.

Die geringen potentiell pflanzenverfügbaren Phosphor-Werte der Neuproben können auch auf den Probenahmezeitpunkt zurückzuführen sein. Dies wurde schon bei der Betrachtung der Hypothesen 1b.2 und 1b.3 (Seite 48, 49) besprochen. Die ermittelten Werte der Archivproben liegen etwa 50% niedriger als die ermittelten Werte des Kleinproduktionsgebiet 809 (vgl. AGES, 2010; Heinzlmaier, 2007), jedoch in etwa in den Bereichen der Werte der Kleinproduktionsgebiete 206, 208, 209 (vgl. Heinzlmaier, 2007). Auf den Bodendauerbeobachtungsflächen in Thüringen und Niedersachsen wurde über einen Zeitraum von 20 Jahren eine Verringerung der Phosphatversorgung festgestellt (vgl. Marre et al., 2006; Höper et al., 2012).

## 4.2.5 CAL-extrahierbares Kalium

### 4.2.5.1 Grünland

Hypothese 2a.5: Die Gehalte an potentiell pflanzenverfügbarem Kalium der untersuchten Grünlandstandorte sind in den letzten Jahrzehnten gestiegen. Diese Erwartung beruht auf dem Umstand, dass die Kaliumverfügbarkeit in den Ergebnissen der ÖPUL-Evaluierung 2010 im Hauptproduktionsgebiet Voralpen (beinhaltet den Großteil der Grünlandstandorte mit gleichbleibender Landnutzung dieser Arbeit) gestiegen ist.

*Tabelle 26: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Kalium der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=58).*

Grünland	CAL-extrahierbares Kalium (mg/kg)	
	Archivproben (n=58)	Neuproben (n=58)
Min	7,99	17,1
Max	122	657
Mittelwert	23,5	120
Median	16,5	79,2
Standardabweichung	17,7	119
Schiefe	3,37	2,8
Kurtosis	14,9	9,25

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=1,51 \cdot 10^{-10}$ ; Neuproben:  $p=7,37 \cdot 10^{-10}$ ). Der Medianwert hat sich von der ersten Untersuchungsperiode auf die Zweite fast verfünffacht (Archivproben: 16,5 mg/kg; Neuproben: 79,2 mg/kg). Der Wilkoxon-Rangsummentest bestätigt die hoch signifikante Zunahme ( $p=2,33 \cdot 10^{-16}$ ). In Abbildung 17 (Seite 66) zeigt sich die starke Erhöhung des potentiell pflanzenverfügbaren Kaliums zwischen den beiden Untersuchungsperioden.

Hypothese 2a.5 kann somit angenommen werden. Die Zunahme der Kaliumverfügbarkeit liegt weit über jener der ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) für das Hauptproduktionsgebiet Voralpen. Jedoch liegen die Medianwerte der Neuproben dieser Untersuchung (Tabelle 26) noch immer unter allen Medianwerten der betreffenden Gebiete der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007). In den Bodenmonitoringprojekten der Steiermark, Schweiz und Niedersachsen konnte auch eine Verbesserung der Kaliumversorgung im Grünland festgestellt werden (vgl. Krainer, 2017; Gubler et al., 2015; Höper et al., 2012).

Eine Erklärung für die starke Zunahme des CAL-extrahierbaren Kaliums in dieser Untersuchung könnte die Abnahme von wechselnden Feucht- und Trockenphasen bieten, sodass weniger Kalium fixiert wird (vgl. Zeng und Brown, 2000). In der organischen Biomasse ist ein Teil des Kaliums gebunden ist (vgl. Blume et al., 2010). Durch die Erhöhung der organischen Kohlenstoffgehalte kommt es somit zu einer vermehrten Rückführung des Kaliums, das wieder an Tonminerale, oder der organischen Masse des Bodens gebunden werden kann. Auch kommt es mit der Erhöhung der organischen Kohlenstoffgehalte zu einer größeren Quelle von Nährstoffen für die mikrobielle Biomasse, die in etwa 25 – 50 kg K pro ha enthalten (vgl. Blume et al., 2010).

Eine weitere Erklärung könnte die zunehmende Spezialisierung von landwirtschaftlichen Betrieben bieten, sodass eine größere Menge an betriebsinternen Düngemitteln für die Grünlandflächen zur Verfügung steht. In Gülle, Jauche und Mist hat  $K_2O$  einen beträchtlichen Anteil der Gesamtinhaltsstoffe (vgl. Quelle: landwirtschaftskammer.de; Mittlere Nährstoffgehalte organischer Dünger (Richtwerte; Stand: Januar 2014); abgerufen 05.01.2020). Denkbar wäre auch eine Abnahme von konkurrierenden Kationen (hauptsächlich Kalzium und Magnesium) (vgl. Mitsios und Rowell, 1987; Hinsinger, 1998; Moritsuka et al., 2004 zit. in Schneider et al., 2013) in der Bodenlösung.

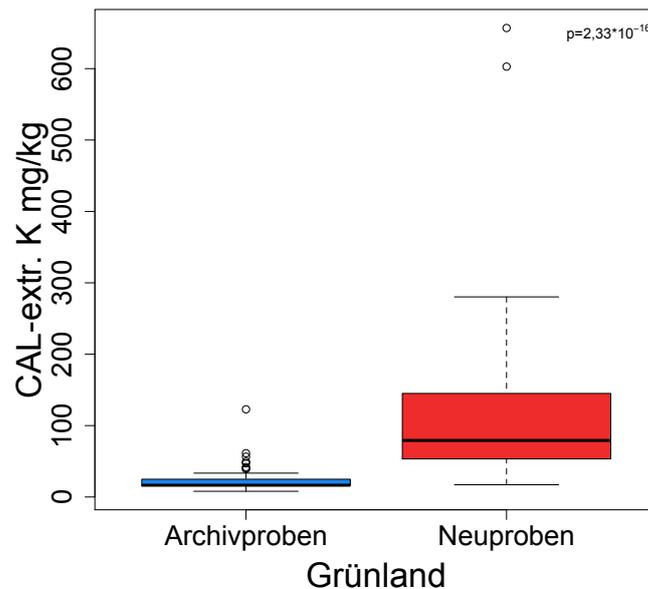


Abbildung 17: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Kaliums (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands ( $n=58$ ;  $p=2,33 \cdot 10^{-16}$ ).

#### 4.2.5.2 Ackerland

Hypothese 2b.5: Ausgehend von den Ergebnissen der AGES (2010) und Heinzlmaier (2007) wird eine Verringerung der Kaliumverfügbarkeit in den untersuchten Ackerstandorten erwartet.

Tabelle 27: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Kalium der Archivproben und Neuproben des Ackerlands ( $n=13$ ).

Ackerland	CAL-extrahierbares Kalium (mg/kg)	
	Archivproben ( $n=13$ )	Neuproben ( $n=13$ )
Min	7,99	24,7
Max	333	411
Mittelwert	112	161
Median	94,9	131
Standardabweichung	82,3	106
Schiefe	1,33	0,82
Kurtosis	1,37	-0,07

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt für die Archivproben keine Normalverteilung ( $p=3,69 \cdot 10^{-2}$ ), für die Neuproben wurde eine Normalverteilung ermittelt ( $p=0,35$ ). Der Medianwert hat sich über den Untersuchungszeitraum von 84,9 mg/kg um 38% erhöht. Der Wilcoxon-Rangsummentest zeigt keine signifikanten Änderungen ( $p=0,20$ ) über den Untersuchungszeitraum. In Abbildung 18 ist eine Überlappung der beiden Box-Plots ersichtlich.

Hypothese 2b.5 muss somit verworfen werden. Entgegen der Erwartung einer Abnahme, hat die Kaliumverfügbarkeit der untersuchten Ackerstandorte zugenommen. Bei vier der 13 Ackerstandorte fand eine Abnahme statt, ansonsten blieben die Werte stabil, oder erhöhten sich. Die Erhöhung der Kaliumversorgung der untersuchten Ackerflächen ist positiv zu erachten. Lag der Medianwert der Archivproben für leichte Böden nur knapp im ausreichenden Bereich (88 – 178 mg/kg) und für mittlere (66 – 112 mg/kg) und schwere Böden (138 – 245) im niedrigen Bereich, so trat mit der Erhöhung des Medianwertes in der zweiten Untersuchungsperiode eine Verbesserung ein. Bezüglich der Kaliumversorgung der Ackerflächen konnte bei den in der Einleitung angeführten Bodenmonitoringprojekten nur im Bodenschutzbericht des Landes Steiermark eine Verbesserung festgestellt werden (vgl. Krainer, 2017).

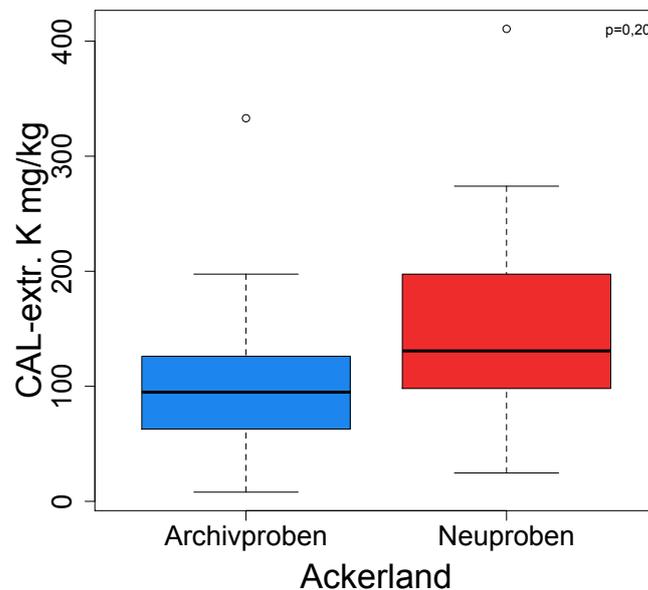


Abbildung 18: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Kaliums (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands ( $n=13$ ;  $p=0,20$ ).

#### 4.2.6 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium

##### 4.2.6.1 Grünland

Hypothese 2a.6: Aufgrund der erwarteten Senkung der pH-Werte der untersuchten Grünlandstandorte, und da die Siliziumverfügbarkeit wesentlich vom pH-Wert abhängig ist (vgl. Cocuzza, 2017; Schiefer, 2019; Reiter 2019; Dietzel, 2000; Szulc et al., 2016), wird erwartet, dass die Gehalte der potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion im Grünland abgenommen haben.

Tabelle 28: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=63).

Grünland	0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium (mg/kg)	
	Archivproben (n=63)	Neuproben (n=63)
Min	2,99	6,28
Max	44	49,2
Mittelwert	14,6	20
Median	11,8	18,7
Standardabweichung	8,63	9,95
Schiefe	1,04	0,95
Kurtosis	0,69	0,33

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=1,41 \cdot 10^{-4}$ ; Neuproben:  $p=4,33 \cdot 10^{-4}$ ). Der Medianwert hat sich von 11,8 mg/kg um 58% erhöht. Der Wilkoxon-Rangsummentest bestätigt die hoch signifikante Zunahme ( $p=5,22 \cdot 10^{-4}$ ). Die Rechtsschiefe Verteilung in beiden Untersuchungsperioden zeigt eine größere Anzahl der Standorte in den niedrigen Bereichen.

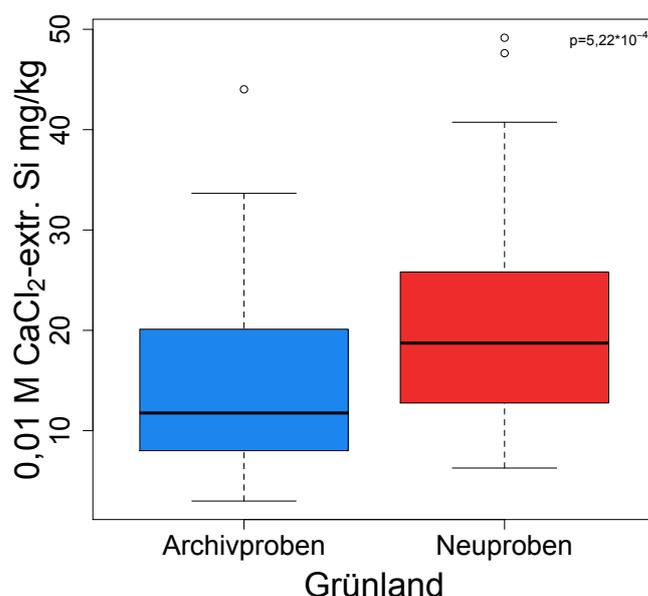


Abbildung 19: Box-Plots des 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=63;  $p=5,22 \cdot 10^{-4}$ ).

Hypothese 2a.6 muss verworfen werden. Dieses Ergebnis fällt überraschend aus, da sich der Median des pH-Wertes zwischen den Untersuchungsperioden um 10% verringert hat, und in der letzten Periode bei 5,29 lag. Entgegen der Erwartung haben sich die potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumgehalte hoch signifikant erhöht. Dies ist in Abbildung 19 ersichtlich. Die Gehalte des 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Siliziums in den Archivproben liegen um 37 – 73% niedriger als die ermittelten Werte von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019), in den Archiv- und Neuproben. Nach der Steigerung der potentiell pflanzenverfügbaren Si-Gehalte dieser Studie (Tabelle 28) ist der Medianwert im Bereich des ermittelten Wertes der Neuproben von Schiefer (2019) (Median 18,8).

Jedoch liegt der Wert immer noch 8 – 35% unter den ermittelten Werten von Cocuzza (2017), und um 54 – 57% niedriger als von Reiter (2019). Wie in Kapitel 1.8.1 (Seite 22) wird die höhere potentielle Siliziumverfügbarkeit in der Untersuchung von Reiter (2019) durch die höheren pH-Werte bedingt.

Eine Erklärung für die hoch signifikante Zunahme könnte in der Veränderung des Wasserregimes liegen. Al- und Fe-Hydroxide, zwei- und dreiwertige Fe-/Al-Kationen können aufgrund ihrer starken Adsorptionskraft die Siliziumverfügbarkeit herabsetzen (vgl. Tubaña und Heckman, 2015; Haynes, 2014). Erhöhte Niederschlagsmengen könnten auch die Verwitterung der Phytolithen – die in der organischen Bodenmasse enthalten sind – beschleunigt haben, und somit die Siliziumverfügbarkeit verbessert haben. Für diese Vermutung würden die gesteigerten organischen Kohlenstoffgehalte des Grünlands sprechen. Eine weitere Erklärung könnte die erhöhte Bereitstellung von Silizium aus sekundären und primären Mineralen darstellen, da die Verwitterung dieser durch die niedrigeren pH-Werte beschleunigt wird (vgl. Karathanasis, 2002). Da die pH-Werte der Archivproben schon niedrig waren (Median 5,9) könnte die Reduktion die Löslichkeit der sekundären und primären Minerale weiter erhöht haben als sie die Freisetzung aus dem phytogenen Material (Phytolithen) – das in der amorphen Siliziumfraktion enthalten ist – gesenkt hat (vgl. Fraysse et al., 2009). Wie in der Hypothese erwähnt gibt es zahlreiche Studien, die den positiven Zusammenhang des pH-Wertes mit der Siliziumverfügbarkeit beschreiben. Jedoch ist die Siliziumdynamik im Boden noch nicht gänzlich geklärt. Quigley et al. (2017) konnte bei einer Untersuchung von 63 natürlichen Grünlandstandorten in der Serengeti einen negativen Zusammenhang des pH-Wertes mit der Siliziumverfügbarkeit feststellen. Dieses Ergebnis überraschte, da viele Studien die positive Korrelation der Siliziumverfügbarkeit mit dem pH-Wert belegen (z.B. Liang et al., 2015). Quigley et al. (2017) meinen die Stärke und Richtung des Einflusses des pH-Werts auf die potentielle Siliziumverfügbarkeit wird durch zugrunde liegenden Mineralogie (der Böden) und der Bandbreite des pH-Wertes der jeweiligen Studien bestimmt. Die größten Auswirkungen auf die Siliziumverfügbarkeit dieser Studie hatte der Niederschlag und die Bodentextur.

#### 4.2.6.2 Ackerland

Hypothese 2b.6: Da in den untersuchten Ackerstandorten in den letzten Jahrzehnten ein stabiler pH-Wert erwartet wird, und die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion wesentlich vom pH-Wert abhängig ist (vgl. Cocuzza, 2017; Schiefer, 2019; Reiter 2019; Dietzel, 2000; Szulc et al., 2016), wird erwartet, dass die Siliziumverfügbarkeit in den Ackerstandorten annähernd gleich geblieben ist. Die Arbeiten von Schiefer (2019) und Reiter (2019) zeigten stabile Verläufe der potentiellen pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion in den letzten Jahrzehnten.

*Tabelle 29: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14).*

Ackerland	0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium (mg/kg)	
	Archivproben (n=14)	Neuproben (n=14)
Min	14,9	4,29
Max	57,9	50,1
Mittelwert	33,3	29
Median	34,1	28,7
Standardabweichung	12,4	14,8
Schiefe	0,47	-0,18
Kurtosis	-0,68	-1,22

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt für beide Untersuchungsperioden eine Normalverteilung (Archivproben:  $p=0,46$ ; Neuproben:  $p=0,60$ ). Der Medianwert hat vom Anfangsgehalt 34,1 um 18% abgenommen. Der Welch-t-Test zeigt keine signifikanten Änderungen ( $p=0,40$ ). Wie in Abbildung 20 ersichtlich, hat sich die Größe des Box-Plots in beide Richtungen erweitert.

Hypothese 2b.6 kann angenommen werden. Die Ergebnisse der Entwicklung des pH-Wertes (Median von 7,45 auf 7,28) und der Siliziumverfügbarkeit (Median von 34,1 auf 28,7) stehen im Einklang mit der Hypothese. Die Entwicklung im Ackerland zeigt das gegenläufige Bild der Entwicklung im Grünland. Im Grünland liegen die pH-Werte deutlich unter den Werten des Ackerlandes. Die höheren pH-Werte im Ackerland können somit die Freisetzung aus den Phytolithen begünstigen. Während die pH-Reduktion der niedrigen Werte im Grünland die Freisetzung aus den primären und sekundären Mineralen (vermutlich) förderte, könnte die nicht signifikante Reduktion (Wilcoxon-Rangsummentest:  $p=0,14$ ) im Ackerland die Freisetzung von Silizium aus den Phytolithen herabgesetzt haben, während die Freisetzung aus den primären und sekundären Mineralen sich nicht maßgeblich erhöht hat, da sich die pH-Werte auch nach der Reduktion noch im alkalischen/neutralen Bereich bewegen.

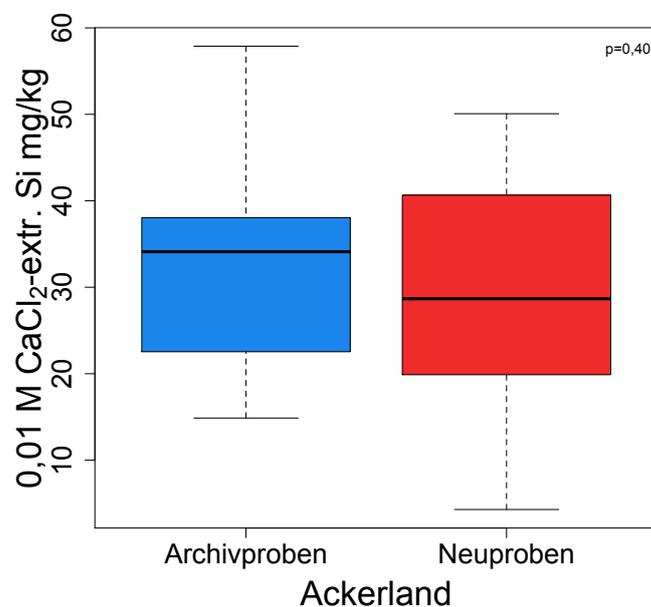


Abbildung 20: Box-Plots des 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands ( $n=14$ ;  $p=0,40$ ).

#### 4.2.7 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium

##### 4.2.7.1 Grünland

Hypothese 2a.7: Ausgehend von den Ergebnissen der Arbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019), und da keine Veränderungen der organischen Kohlenstoffgehalte der untersuchten Grünlandstandorte erwartet werden, wird für die Grünlandstandorte keine Veränderung der Gehalte der amorphen Siliziumfraktion in den letzten Jahrzehnten angenommen.

Tabelle 30: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,2 M NaOH-extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=59).

Grünland	0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium (mg/kg)	
	Archivproben (n=59)	Neuproben (n=59)
Min	455	86,5
Max	6158	5337
Mittelwert	2794	2145
Median	2381	1890
Standardabweichung	1502	1174
Schiefe	0,64	0,76
Kurtosis	-0,41	0,26

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt in beiden Untersuchungsperioden keine Normalverteilung (Archivproben:  $p=5,66 \cdot 10^{-3}$ ; Neuproben:  $p=2,1 \cdot 10^{-3}$ ). Der Medianwert hat sich vom Anfangswert 2381 mg/kg um 21% verringert. Der Wilcoxon-Rangsummentest bestätigt die sehr signifikante Reduktion ( $p=9,63 \cdot 10^{-3}$ ). In Abbildung 21 (Seite 72) ist die zeitliche Entwicklung der amorphen Siliziumfraktion im Grünland ersichtlich.

Hypothese 2a.7 wird somit verworfen. Jedoch liegt die Abnahme der amorphen Siliziumfraktion im Einklang mit Hypothese 3a, in der eine negative Korrelation des organischen Kohlenstoffgehalts mit der amorphen Siliziumfraktion vermutet wird. Im Grünland haben die organischen Kohlenstoffgehalte signifikant zugenommen ( $p=8,03 \cdot 10^{-6}$ ). Nach Liang et al. (2015) ist der pH-Wert negativ mit der amorphen Siliziumfraktion korreliert. In den untersuchten Grünlandstandorten dieser Arbeit scheint der Verdünnungsfaktor des Humus die Effekte des pH-Wertes zu überdecken. Die Abnahme der amorphen Fraktion steht im Gegensatz zu der signifikanten Erhöhung ( $p=5,22 \cdot 10^{-4}$ ) der potentiell pflanzenverfügbaren Fraktion im Grünland. Diese wurde unter anderem über die erhöhte Löslichkeit aus sekundären und primären Mineralen erklärt. Quigley et al. (2017) konnte bei der schon erwähnten Untersuchung keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der amorphen Siliziumfraktion und der potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion aufzeigen. Das könnte ein Anzeichen dafür sein, dass die Siliziumverfügbarkeit auch maßgeblich von der Bereitstellung aus sekundären und primären Mineralen abhängen kann. Dies obwohl biogenes Silizium um das  $10^2$  bis  $10^4$ -fache löslicher ist als mineralisches Silizium (vgl. Fraysse et al., 2010; Sommer et al., 2006; Opfergelt et al. 2008). Die Konzentration von potentiell pflanzenverfügbarem Silizium hängt von der Mobilität von primären und sekundären Mineralen ab (vgl. Sommer et al., 2006) und von den Freisetzungen aus dem amorphen Material (vgl. Opfergelt et al. 2008). Die Löslichkeit des Siliziums aus den primären und sekundären Mineralen steigt mit sinkenden pH-Werten, während die Löslichkeit der Phytolithen mit steigenden pH-Werten zunimmt (vgl. Fraysse et al., 2009). Die Freisetzung von primären und sekundären Mineralen scheint für die – in der vorliegenden Arbeit – untersuchten Grünlandstandorte einen wichtigen Beitrag zu leisten, und kann somit eine Erklärung für die höhere Siliziumverfügbarkeit nach der Abnahme der amorphen Siliziumgehalte bieten. Diese Vermutung könnte vor allem für Böden mit niedrigen pH-Werten zutreffen. Quigley et al. (2017) stellt für den nicht signifikanten Zusammenhand der amorphen – und potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion die Vermutung auf, dass die Auswaschung durch Niederschlag die amorphe Siliziumfraktion beeinflusst. Dies aufgrund einer vermuteten Phytolith-Sättigung der natürlichen Graslandvegetation der Serengeti. Es scheint, als ob die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion von weiteren Faktoren (Boden und Klima) bestimmt wird, und nicht nur über die Gehalte der amorphen Siliziumfraktion.

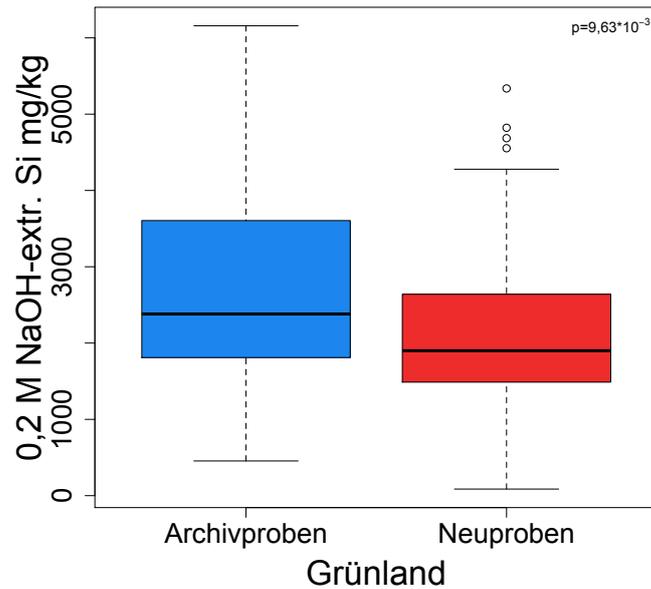


Abbildung 21: Box-Plots des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Grünlands ( $n=59$ ;  $p=9,63 \cdot 10^{-3}$ ).

#### 4.2.7.2 Ackerland

Hypothese 2b.7: Da für die untersuchten Ackerstandorte eine Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte angenommen wird, und dieser in den Arbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019) negativ mit der amorphen Siliziumfraktion korrelierte, wird eine Abnahme der Gehalte der amorphen Siliziumfraktion in den Ackerböden erwartet. Die negative Korrelation des organischen Kohlenstoffs mit der amorphen Siliziumfraktion widerspricht der Anfangshypothese, da sich im organischen Kohlenstoff die siliziumhaltigen Phytolithen befinden. Dies wurde über Verdünnungseffekte des organischen Kohlenstoffs bezüglich des litho-/pedogenen Anteils der amorphen Siliziumfraktion erklärt (vgl. Cocuzza, 2017).

Tabelle 31: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,2 M NaOH-extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Ackerlands ( $n=13$ ).

Ackerland	0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium (mg/kg)	
	Archivproben ( $n=13$ )	Neuproben ( $n=13$ )
Min	387	155
Max	3204	2990
Mittelwert	1868	1634
Median	1571	1802
Standardabweichung	901	847
Schiefe	0,01	-0,12
Kurtosis	-1,47	-1,21

Der Shapiro-Wilk-Test zeigt für beide Untersuchungsperioden eine Normalverteilung (Archivproben:  $p=0,46$ ; Neuproben:  $p=0,91$ ). Der Medianwert hat sich vom Anfangswert 1571 mg/kg um 15% erhöht. Der Welch-t-Test zeigt keine signifikanten Änderungen ( $p=0,50$ ) über den Untersuchungszeitraum. Wie schon in Kapitel 3.5 (Seite 40) bei der Betrachtung der Bodenkennwerte pH und potentiell pflanzenverfügbarer Phosphor im Ackerland (Seite 52, 64) würde die Unterstellung von gepaarten Stichproben (Probenahme am exakt gleichen Standort) zu einem sehr signifikanten Ergebnis führen (Zweistichproben-t-Test:  $p=5,59 \cdot 10^{-3}$ ).

Die Hypothese 2b.7 muss zwar verworfen werden, da jedoch die erwartete Steigerung der organischen Kohlenstoffgehalte im Ackerland ausblieb, wurde die Hypothese indirekt bestätigt. Die nicht signifikante Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte ( $p=0,48$ ) steht somit im Einklang mit der nicht signifikanten Erhöhung der amorphen Siliziumfraktion (Welch-t-Test:  $p=0,50$ ). Die nicht signifikante Erhöhung der amorphen Siliziumfraktion steht auch im Einklang mit der Arbeit von Liang et al. (2015), in der niedrigere pH-Werte zu erhöhten amorphen Siliziumwerten führten. Die zeitlichen Veränderungen der amorphen Siliziumfraktion des Ackerlands sind in Abbildung 22 graphisch dargestellt.

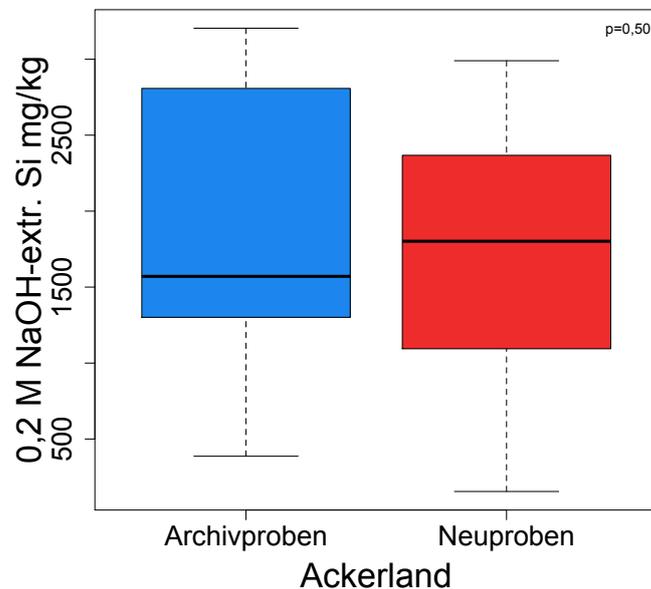


Abbildung 22: Box-Plots des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands ( $n=13$ ;  $p=0,50$ ).

#### 4.2.8 Gegenüberstellung der zeitlichen Veränderungen der untersuchten Bodenkennwerte zwischen den beiden Landnutzungsformen Acker- und Grünland

Hypothese 2c: Es gibt Unterschiede in den zeitlichen Entwicklungen der untersuchten Bodenkennwerte zwischen den beiden Landnutzungsformen Ackerland und Grünland. Dies aufgrund von unterschiedlich angewendeten Bewirtschaftungspraktiken.

Um diese Hypothese zu untersuchen wurden die graphischen Abbildungen der untersuchten Bodenkennwerte der Landnutzungsformen Acker- und Grünland einheitlich skaliert, und nachfolgend angeführt. In den Abbildungen 23 – 30 (Seite 74 – 77) zeigen sich Unterschiede an den Gehalten der Bodenkennwerte, und an den zeitlichen Änderungen. Hypothese 2c kann somit angenommen werden.

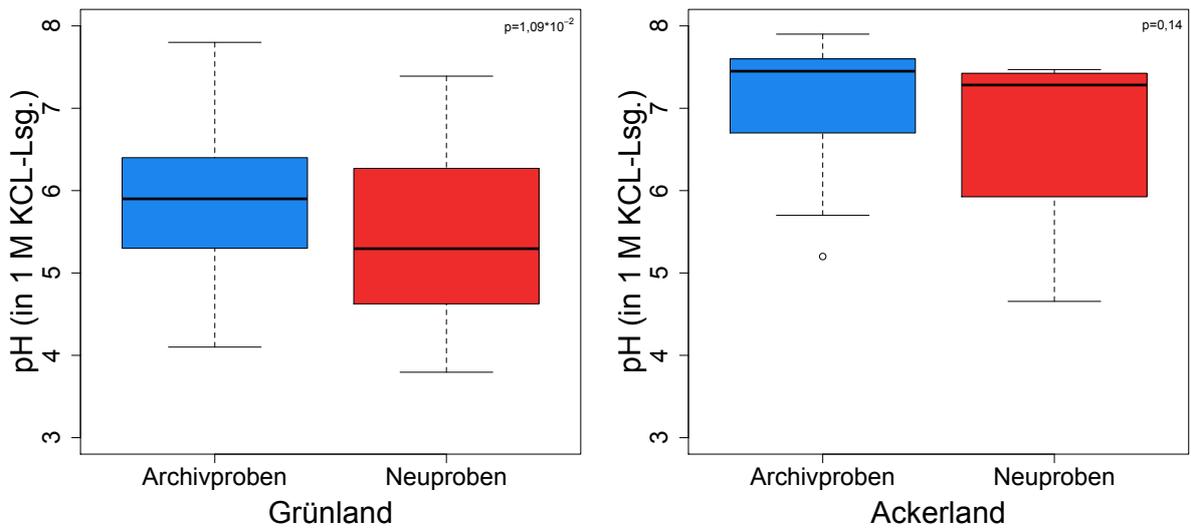


Abbildung 23: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des pH-Werts (in einer 1 M KCL-Lösung) des Grünlands ( $n=65$ ;  $p=1,09 \cdot 10^{-2}$ ) und des Ackerlands ( $n=14$ ;  $p=0,14$ ).

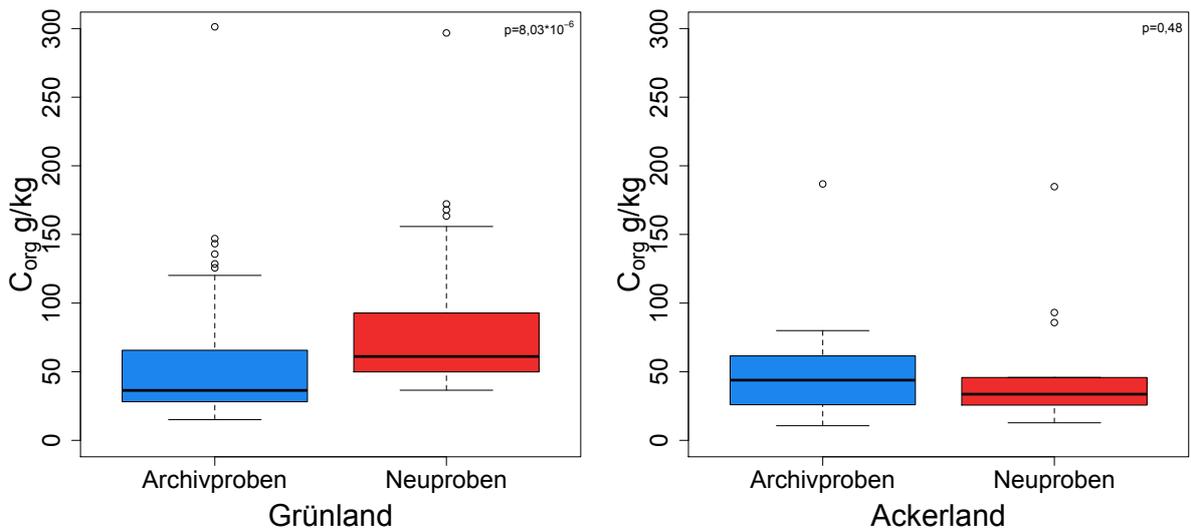


Abbildung 24: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des organischen Kohlenstoffgehalts ( $C_{org}$ ) (g/kg) des Grünlands ( $n=63$ ;  $p=8,03 \cdot 10^{-6}$ ) und des Ackerlands ( $n=14$ ;  $p=0,48$ ).

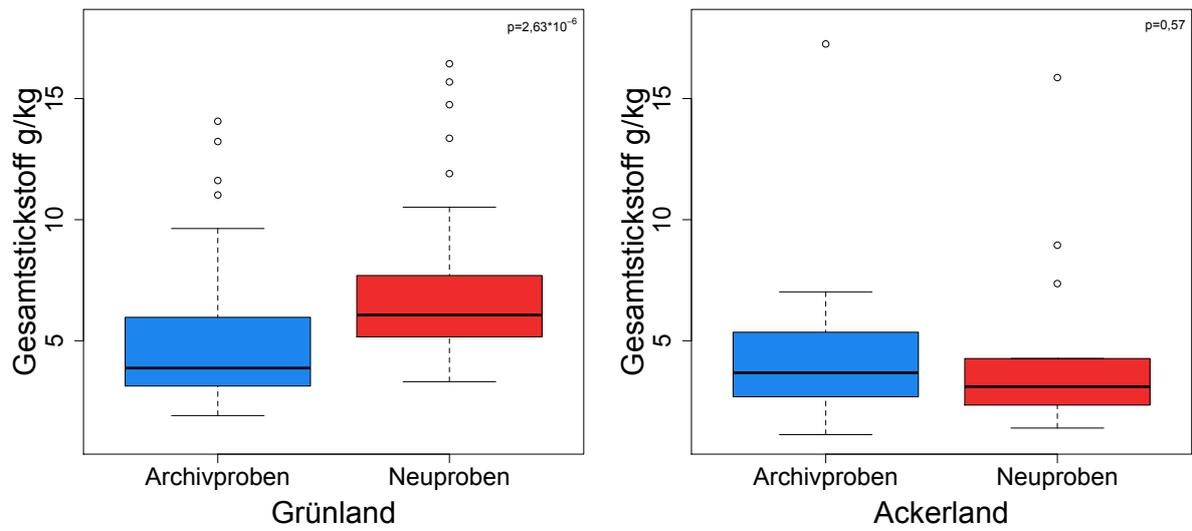


Abbildung 25: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des Gesamtstickstoffgehalts (g/kg) des Grünlands ( $n=57$ ;  $p=2,63 \cdot 10^{-6}$ ) und des Ackerlands ( $n=14$ ;  $p=0,57$ ).

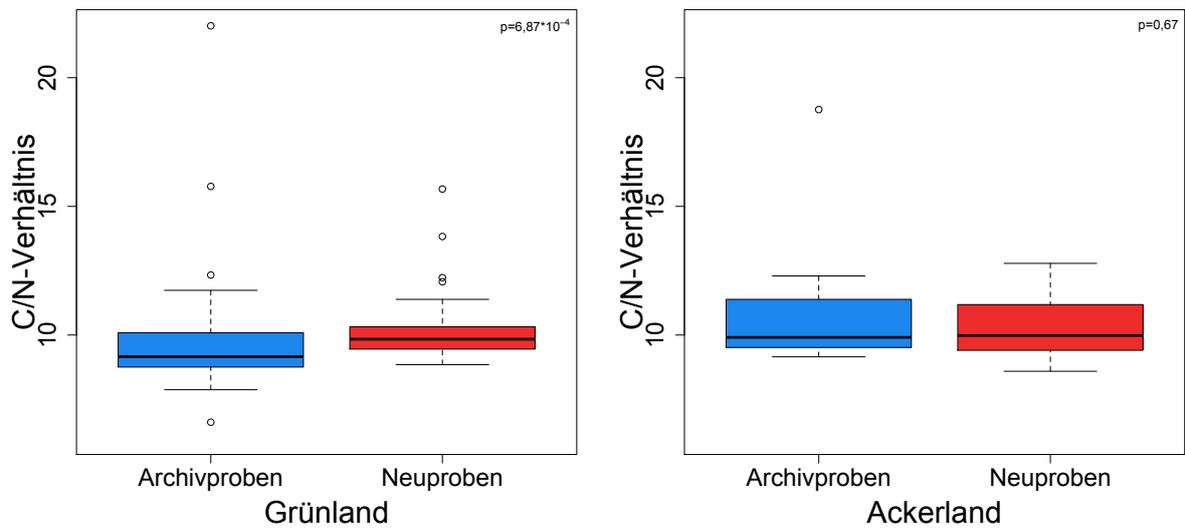


Abbildung 26: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des C/N-Verhältnisses des Grünlands ( $n=57$ ;  $p=6,87 \cdot 10^{-4}$ ) und des Ackerlands ( $n=14$ ;  $p=0,67$ ).

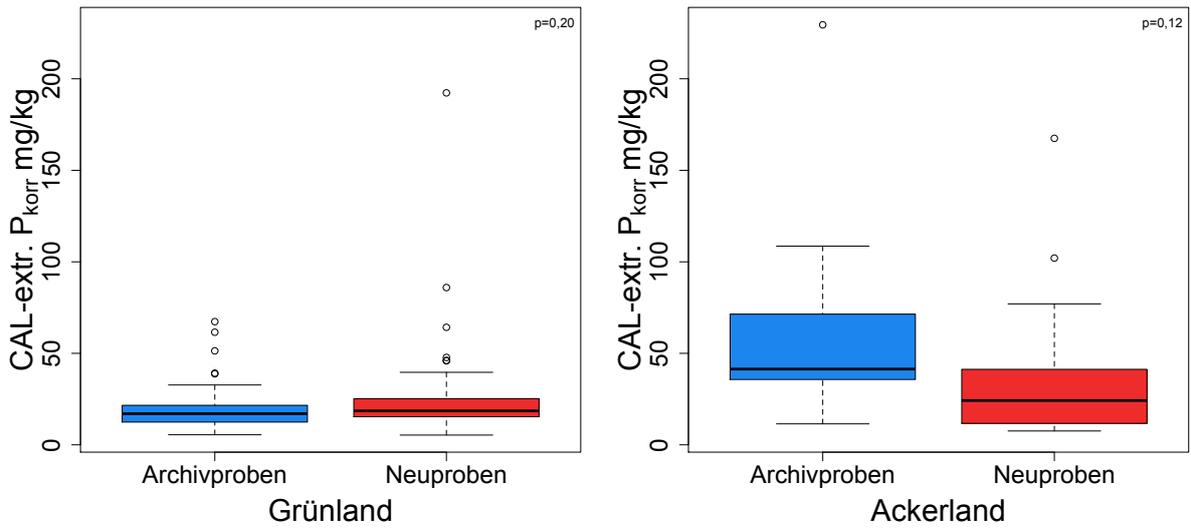


Abbildung 27: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des CAL-extrahierbaren Phosphors<sub>korr</sub> (mg/kg) des Grünlands (n=58; p=0,20) und des Ackerlands (n=13; p=0,12).

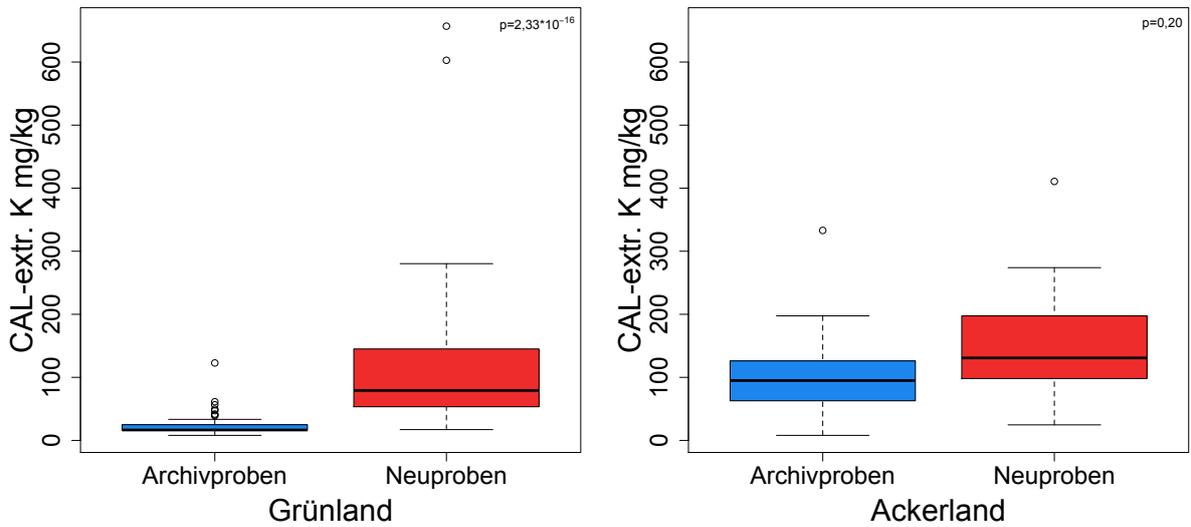


Abbildung 28: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des CAL-extrahierbaren Kaliums (mg/kg) des Grünlands (n=58; p=2,33\*10<sup>-16</sup>) und des Ackerlands (n=13; p=0,20).

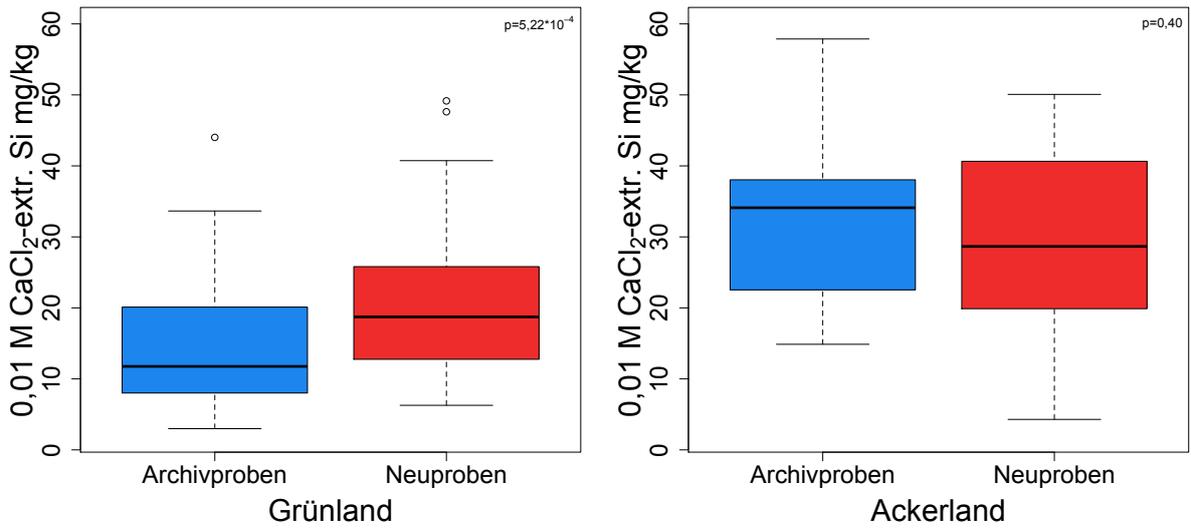


Abbildung 29: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Siliziums des Grünlands (n=63; p=5,22\*10<sup>-4</sup>) und des Ackerlands (n=14; p=0,40).

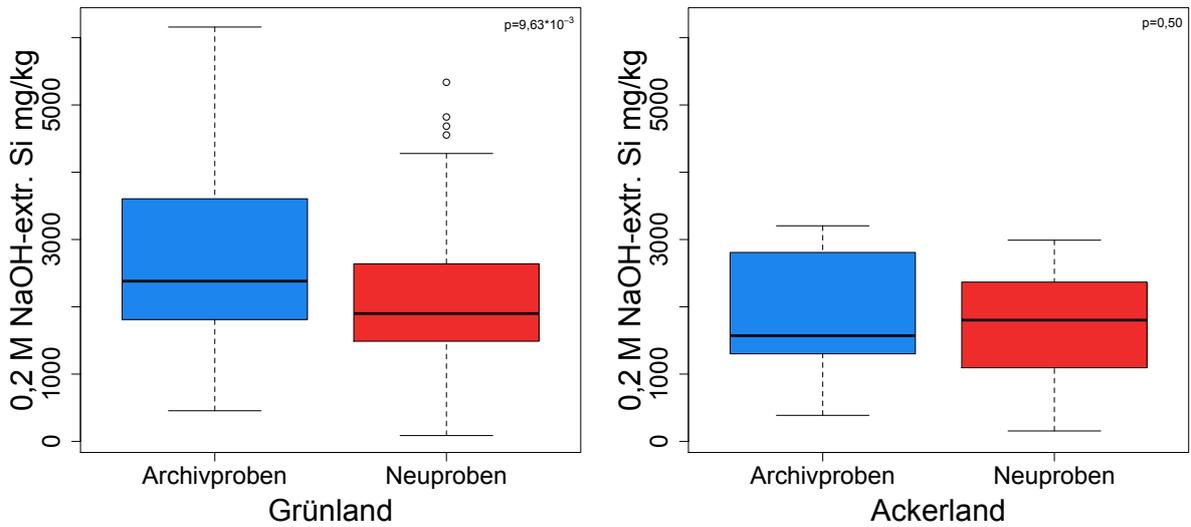


Abbildung 30: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums des Grünlands (n=59; p=9,63\*10<sup>-3</sup>) und des Ackerlands (n=13; p=0,50).

### 4.3 Zielsetzung 3: Betrachtung von Boden- und Klimafaktoren auf die Siliziumfraktionen

Um dem Einfluss von Boden- und Klimafaktoren auf die Siliziumfraktionen (0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium und 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium) nachzugehen, wurden mehrere multiple lineare Regressionsanalysen durchgeführt. Die Werte der Siliziumfraktionen hatten die Einheiten mg/kg.

Die Archivproben wurden mit den Bodenfaktoren pH-Wert, organischer Kohlenstoffgehalt (g/kg), Tongehalt (g/kg) und Sandgehalt (g/kg) getestet. Für die zusätzliche Betrachtung der Klimafaktoren wurden der mittlere Jahresniederschlag (mm) und die mittlere Jahrestemperatur (°C) beigefügt.

Die Neuproben wurden mit den Bodenfaktoren pH-Wert und organischer Kohlenstoffgehalt (g/kg) getestet. Wie bei den Archivproben wurde zur separaten Betrachtung der Klimafaktoren der mittlere Jahresniederschlag (mm) und die mittlere Jahrestemperatur (°C) zugefügt.

Die multiplen linearen Regressionsanalysen wurden mittels der Rückwärts-Methode bearbeitet. Dabei fließen zuerst alle unabhängigen Variablen in die Betrachtung ein. Anschließend werden alle nicht signifikanten Variablen entfernt, um dann erneut einen Test durchzuführen.

Für die Hypothese 3.d („Durch die Prozesse der Bodenentwicklung „Verbraunung“ „Verlehmung“ und „Humifizierung“ haben weiter entwickelte Böden (z.B. Cambisole) höhere amorphe Siliziumgehalte als weniger entwickelte Böden (z.B. Regosole). Dies beruht auf dem Umstand das Tonpartikel und pedogene Hydroxide Silizium adsorbieren können (vgl. Tubaña und Heckman, 2015), und sich in den Huminstoffen Phytolithen befinden. Die Ergebnisse von Cocuzza (2017) und Schiefer (2019) zeigen einen Trend in diese Richtung.“) wurde die Klassifizierung in das WRB (internationales Bodenklassifikationssystem) verwendet.

In Tabelle 32 (Seite 79) sind die p-Werte der signifikanten Faktoren der multiplen linearen Regressionsanalysen, und deren Richtung angeführt.

#### 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium für die Archivproben

Bei der ersten Betrachtung stellten sich pH-Wert, organischer Kohlenstoffgehalt, Tonanteil als signifikant, und Sandanteil als nicht signifikante Variable heraus. Die Variable „Sandanteil“ wurde aus der Betrachtung entfernt. Die folgende Gleichung stellt den Zusammenhang dar:

*Gleichung 1: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Siliziums“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C<sub>org</sub>) und „Tongehalt“ in g/kg (Ton) (R<sup>2</sup>:49%; adj. R<sup>2</sup>:47,3%).*

$$0,01 \text{ M CaCl}_2\text{-extrahierbares Si} = -38,6 + 8,27 \text{ pH} - 0,11 \text{ C}_{\text{org}} + 0,05 \text{ Ton}$$

Gleichung 1 zeigt den pH-Wert ( $p=8,41 \cdot 10^{-11}$ ) und Ton-Anteil ( $5,68 \cdot 10^{-5}$ ) als einen (positiv) hoch signifikanten Faktor, den C<sub>org</sub>-Gehalt ( $p=6,64 \cdot 10^{-4}$ ) als einen (negativ) hoch signifikanten Faktor, für das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Si. 49% (R<sup>2</sup>) bzw. 47,3% (adj. (bereinigtes) R<sup>2</sup>) der Si-Streuung können mit diesem Modell erklärt werden.

Die zusätzliche Betrachtung der Klimafaktoren führte zu keinen zusätzlichen signifikanten Variablen, sodass nach Ausschluss, der nicht signifikanten Variablen wieder die oben angeführte Gleichung resultierte.

Tabelle 32: Überblick über die signifikanten p-Werte der Multiplen linearen Regressionsanalysen des 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren – und des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Si, der Bodenfaktoren (B) und Boden- + Klimafaktoren (B+K).

Archivproben: B = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C<sub>org</sub>), Tongehalt (Ton), Sandgehalt (Sand); B+K = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C<sub>org</sub>), Tongehalt (Ton), Sandgehalt (Sand), mittlere Jahrestemperatur (Temp.), mittlere Jahresniederschlagsmenge (Nd.).  
 Neuproben: B = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C<sub>org</sub>); B+K = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C<sub>org</sub>), mittlere Jahrestemperatur (Temp.), mittlere Jahresniederschlagsmenge (Nd.).  
 Signifikanzniveau: '\*\*\*\*' = 0.001; '\*\*\*' = 0.01; '\*\*' = 0.05; positive Signifikant '+', negative Signifikant '-'

	0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Si				0,2 M NaOH-extrahierbares Si			
	Archivproben		Neuproben		Archivproben		Neuproben	
	B	B+K	B	B+K	B	B+K	B	B+K
pH	<b>8,41e-11</b> *** +	<b>8,41e-11</b> *** +	<b>7,41e-5</b> *** +		<b>1,06e-7</b> *** -	<b>1,06e-7</b> *** -	<b>2e-16</b> *** -	<b>2e-16</b> *** -
C <sub>org</sub>	<b>6,64e-4</b> *** -	<b>6,64e-4</b> *** -	<b>6,32e-3</b> ** -		<b>2,88e-2</b> * -	<b>2,88e-2</b> * -		
Ton	<b>5,68e-5</b> *** +	<b>5,68e-5</b> *** +						
Sand					<b>5,07e-3</b> ** -	<b>5,07e-3</b> ** -		
Temp.								
Nd.								
R <sup>2</sup> adj. R <sup>2</sup>	<b>0,49</b> <b>0,47</b>	<b>0,49</b> <b>0,47</b>	<b>0,18</b> <b>0,17</b>		<b>0,50</b> <b>0,48</b>	<b>0,50</b> <b>0,48</b>	<b>0,56</b> <b>0,55</b>	<b>0,56</b> <b>0,55</b>

#### 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium für die Archivproben

Bei der Durchführung der ersten Betrachtung stellten sich pH-Wert, Sandanteil und organischer Kohlenstoffgehalt als signifikant, und der Tonanteil als nicht signifikant dar. Nach Ausschluss der nicht signifikanten Variable stellt sich die Gleichung wie folgt dar:

Gleichung 2: Model der abhängigen Variable „0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „Sandgehalt“ in g/kg (Sand) und „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C<sub>org</sub>) (R<sup>2</sup>:50,2%; adj. R<sup>2</sup>:48,4%).

$$0,2 \text{ M NaOH-extrahierbares Si} = 8485 - 815 \text{ pH} - 3,55 \text{ Sand} - 8,74 \text{ C}_{\text{org}}$$

Gleichung 2 zeigt für das 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums einen (negativ) hoch signifikanten Effekt des pH-Werts ( $p=1,06 \cdot 10^{-7}$ ), der Sandanteil ( $p=5,07 \cdot 10^{-3}$ ) hat einen (negativ) sehr signifikanten – und der C<sub>org</sub>-Gehalt ( $p=2,88 \cdot 10^{-2}$ ) einen (negativ) signifikanten Effekt. Es können 50,2% (R<sup>2</sup>), bzw. 48,4% (adj. R<sup>2</sup>) der amorphen Si-Variation, der Archivproben, mit diesem Modell erklärt werden.

Die zusätzliche Betrachtung der Klimafaktoren führte zu keinen zusätzlichen signifikanten Variablen, sodass nach Ausschluss, der nicht signifikanten Variablen wieder die oben angeführte Gleichung resultierte.

#### 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium für die Neuproben

Beide betrachteten Faktoren (pH-Wert, organischer Kohlenstoffgehalt) stellten sich als signifikant heraus. Folgende Gleichung ergab sich nach Durchführung der Analyse:

*Gleichung 3: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Siliziums“ der Neuproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH) und „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C<sub>org</sub>) (R<sup>2</sup>:18,4%; adj. R<sup>2</sup>:16,6%).*

$$0,01 \text{ M CaCl}_2\text{-extrahierbares Si} = 2,27 + 4,29 \text{ pH} - 0,066 \text{ C}_{\text{org}}$$

Gleichung 3 zeigt den pH-Wert als einen (positiv) hoch signifikanten Faktor ( $p=7,41 \cdot 10^{-5}$ ), und den C<sub>org</sub>-Gehalt als (negativ) sehr signifikanten Faktor ( $p=6,32 \cdot 10^{-3}$ ). Durch dieses Modell können jedoch nur 18,4% (R<sup>2</sup>) bzw. 16,6% (adj. R<sup>2</sup>) der 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Si Variationen erklärt werden.

Durch die zusätzliche Betrachtung der Klimafaktoren wurde nur mehr der organische Kohlenstoff als signifikanter Faktor ermittelt. Die Variablen „pH-Wert“, „mittlerer Jahresniederschlag“ und „mittlere Jahrestemperatur“ zeigten in diesem Modell keinen signifikanten Einfluss. Nach Ausschluss der nicht signifikanten Variablen zeigte sich der Einfluss des organischen Kohlenstoffs nicht mehr signifikant. Deswegen wird für dieses Modell keine Gleichung angeführt.

#### 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium für die Neuproben

Bei der Betrachtung der Bodenfaktoren stellte sich nur der pH-Wert als signifikant dar, der organische Kohlenstoffgehalt wurde aus der Gleichung entfernt:

*Gleichung 4: Model der abhängigen Variable „0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium“ der Neuproben, mit der unabhängigen Variable „pH-Wert“ (pH) (R<sup>2</sup>: 55,8%; adj. R<sup>2</sup>: 55,3%).*

$$0,2 \text{ M NaOH-extrahierbares Si} = 6412 - 774 \text{ pH}$$

Der pH-Wert ist in diesem Modell (negativ) hoch signifikant ( $p=2 \cdot 10^{-16}$ ). Auch können über dieses Modell 55,8% (R<sup>2</sup>) bzw. 55,3% (adj. R<sup>2</sup>) der Variationen des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Si erklärt werden.

Die zusätzliche Betrachtung der Klimafaktoren führte zu keinen zusätzlichen signifikanten Variablen, sodass nach Ausschluss, der nicht signifikanten Variablen wieder die oben angeführte Gleichung resultierte.

Hypothese 3a: In den Arbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019) wurde ein negativer Zusammenhang zwischen dem organischen Kohlenstoffgehalt und der amorphen Siliziumfraktion festgestellt (Begründung in Hypothese 2d.2). Es wird erwartet, dass sich die Ergebnisse aus den drei Arbeiten bestätigen, und der organische Kohlenstoffgehalt negativ mit der amorphen Siliziumfraktion korreliert.

Der organische Kohlenstoffgehalt hatte einen signifikanten reduzierenden Effekt auf alle Si-Fractionen – ausgenommen den Test des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Si der Neuproben (Tabelle 32, Seite 79). Hypothese 3a wird angenommen. Es scheint das der organische Kohlenstoffgehalt einen Verdünnungseffekt der Siliziumfraktionen bewirkt, wie von Cocuzza (2017) vermutet. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit Cocuzza (2017), Schiefer (2019) und Reiter (2019).

Hypothese 3b: Niedrige Temperaturen und geringere Niederschläge führen zu verminderter Verwitterung, deswegen wird eine geringere amorphe Silizium-Konzentration erwartet.

Die multiplen linearen Regressionsanalysen konnte keine Hinweise zur Klärung von Hypothese 3b finden. Bei der zusätzlichen Betrachtung der Klimafaktoren wurden entweder dieselben Gleichungen ermittelt wie bei dem Einfluss der Bodenfaktoren, oder der Einfluss der Klimafaktoren änderte die Signifikanz der Bodenkennwerte, sodass keine Gleichung ermittelt werden konnte (Tabelle 32, Seite 79). Die Klimafaktoren konnten nicht als signifikante Variablen ermittelt werden. Cocuzza (2017) konnte bei ihrer Untersuchung keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Siliziumfraktionen und den Klimaverhältnissen darstellen. Es scheint, als ob die Bodenverhältnisse einen größeren Einfluss auf die Siliziumfraktionen besitzen als die Klimaverhältnisse.

Hypothese 3c: Die Bodentextur hat Auswirkungen auf die Siliziumkonzentrationen. Es wird erwartet, dass tonige Böden aufgrund von höherer Si-Adsorption an Bodenpartikel (vgl. Tubaña und Heckman, 2015) zu geringerer Auswaschung neigen, und somit höhere Si-Konzentrationen aufweisen als sandige Böden.

Die Analysen zeigten einen positiven signifikanten Effekt vom Tonanteil auf das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Si, und einen negativen signifikanten Effekt vom Sandanteil auf das 0,2 M NaOH-extrahierbare Si (Tabelle 32, Seite 79). Bei der zusätzlichen Betrachtung der Klimafaktoren fielen diese Faktoren aus der Betrachtung.

Hypothese 3c kann somit angenommen werden. Dieses Ergebnis ist im Einklang mit vorangegangenen Studien (vgl. Liang et al. 2015, Cocuzza, 2017, Schiefer, 2019, Reiter, 2019). Es wird bestätigt, dass die Tonfraktionen eine hohe Absorptionskraft von Si besitzen, und so die Si-Gehalte höher sind.

Hypothese 3d: Niedrige pH-Werte führen aufgrund der höheren Verwitterungsraten zu erhöhten amorphen Siliziumkonzentrationen (vgl. Karathanasis, 2002). Jedoch zeigen sie geringeres pflanzenverfügbares Silizium wegen der geringeren Löslichkeit der Phytolithen (vgl. Fraysse et al., 2006; Fraysse et al., 2009).

Die multiplen linearen Regressionsanalysen bestätigen den signifikanten Einfluss. Der pH-Wert hat auf alle Fraktionen einen hoch signifikanten Effekt. Im Einklang mit der Hypothese hat ein höherer pH-Wert einen positiven Effekt auf die 0,01M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Si-Fraktion, und einen negativen Effekt auf die 0,2M NaOH-extrahierbare Si-Fraktion. Dies ist im Einklang mit vielen vorangegangenen Studien (vgl. Liang et al., 2015; Schiefer, 2019). Hypothese 3d hat sich damit bestätigt.

Hypothese 3e: Durch die Prozesse der Bodenentwicklung „Verbraunung“ „Verlehmung“ und „Humifizierung“ haben weiter entwickelte Böden (z.B. Cambisole) höhere amorphe Siliziumgehalte als weniger entwickelte Böden (z.B. Regosole). Dies beruht auf dem Umstand das Tonpartikel und pedogene Hydroxide Silizium adsorbieren können (vgl. Tubaña und Heckman, 2015), und sich in den Huminstoffen Phytolithen befinden. Die Ergebnisse von Cocuzza (2017) und Schiefer (2019) zeigen einen Trend in diese Richtung.

Um diese Hypothese zu untersuchen wurde die Klassifizierung in die WRB verwendet. Die untersuchten Böden gliedern sich in: Cambisol (n=27), Gleysol (n=29), Stagnosol (n=16), Phaeozem (n=12), Regosol (n=6), Histosol (n=5) und Planosol, Technosol und Umbrisol mit jeweils einem Boden.

Da für die Klassifizierung in die WRB Bodendaten, wie die Textur, von den Archivproben genommen wurde, wurden die amorphen Siliziumgehalte der Archivproben herangezogen. Um auch einen Bezug zur Bodentextur und zur potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion darzustellen, wurden diese Bodenkennwerte innerhalb der Bodentypen gruppiert, und in den nachfolgenden Abbildungen 31 und 32 (Seite 83, 84) angeführt. In der Tabelle 33 sind die Mittel- und Medianwerte der Siliziumfraktionen angeführt.

Die Reihenfolge der amorphen Siliziumgehalte wird nur für Standorte mit einer Mindestanzahl von fünf angegeben. Die Mediangehalte steigen in folgender Reihenfolge Gleysol < Histosol < Phaeozem < Regosol < Stagnosol < Cambisol. Da es sich bei Regosolen um Böden mit einem schwach entwickelten Mineralboden handelt, kann die Hypothese 3e nicht angenommen werden.

Betrachtet man die Bodentextur der Bodentypen sieht man vergleichbare Gehalte der Tonfraktion. Die Phaeozeme sind die einzige Bodengruppe, die höhere Werte der Sandfraktion haben. Dies scheint sich auf die amorphe Siliziumfraktion auszuwirken. Einen weiteren Einfluss zeigen die pH-Werte der untersuchten Böden. Cambisole, Regosole und Stagnosole zeigen einen geringeren pH-Wert, höhere amorphe Siliziumkonzentrationen und geringere potentielle pflanzenverfügbare Siliziumkonzentrationen. Umgekehrt zeigen die Phaeozeme höhere pH-Werte, geringere amorphe Siliziumkonzentrationen und eine höhere Siliziumverfügbarkeit. Dies ist in Einklang mit der Erklärung der höheren Verwitterungsraten der Minerale bei niedrigen pH-Werten (vgl. Karathanasis, 2002), und der geringeren Löslichkeit von phytogenem Silizium (bei niedrigen pH-Werten), die zu einer geringeren Siliziumverfügbarkeit führt (vgl. Fraysse et al., 2006; Fraysse et al, 2009). Die niedrigen amorphen Siliziumgehalte der Histosole und Gleysole können durch eine geringere Zersetzung des organischen Bodenmaterials aufgrund anaerober Verhältnisse begründet werden. In den Histolen zeigt sich eine geringe Siliziumverfügbarkeit. Dies kann über der geringeren mineralischen Bodenbestandteile, und wiederum über den geringeren Zersetzungsgrad des organischen Materials erklärt werden. In den Gleysolen zeigt sich eine höhere Siliziumverfügbarkeit. Dies kann über die höheren pH-Werte und den höheren Tonanteil dieser Bodengruppe abgeleitet werden. Nach der Betrachtung der multiplen linearen Regressionen, und den Einfluss der Bodenentwicklung scheint der pH-Wert einer der maßgeblichen Faktoren zu sein, der die Gehalte der Siliziumfraktionen der untersuchten Böden steuert. Wie in der Abbildung 31 ersichtlich hängt die Siliziumverfügbarkeit nicht nur von den Gehalten der amorphen Siliziumfraktion ab.

*Tabelle 33: Mittlere Gehalte des 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Siliziums und des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums der untersuchten Bodentypen (Cambisol [n=27], Stagnosol [n=16], Regosol [n=6], Phaeozem [n=12], Histosol [n=5], Gleysol [n=29], Technosol [n=1], Umbrisol [n=1]).*

Bodentypen (WRB)	0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium (mg/kg)		0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium (mg/kg)	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Cambisol (n=27)	12,1	9	3366	3183
Stagnosol (n=16)	13,8	10,9	3264	2589
Regosol (n=6)	27,4	21,4	2417	2142
Phaeozem (n=12)	28,5	25,8	1917	1844
Histosol (n=5)	13	11,8	1729	1676
Gleysol (n=29)	20,1	20,8	1862	1548
Technosol (n=1)	11,1	11,1	2757	2757
Umbrisol (n=1)	11	11	1643	1643
Planosol (n=1)	24,3	24,3	2120	2120

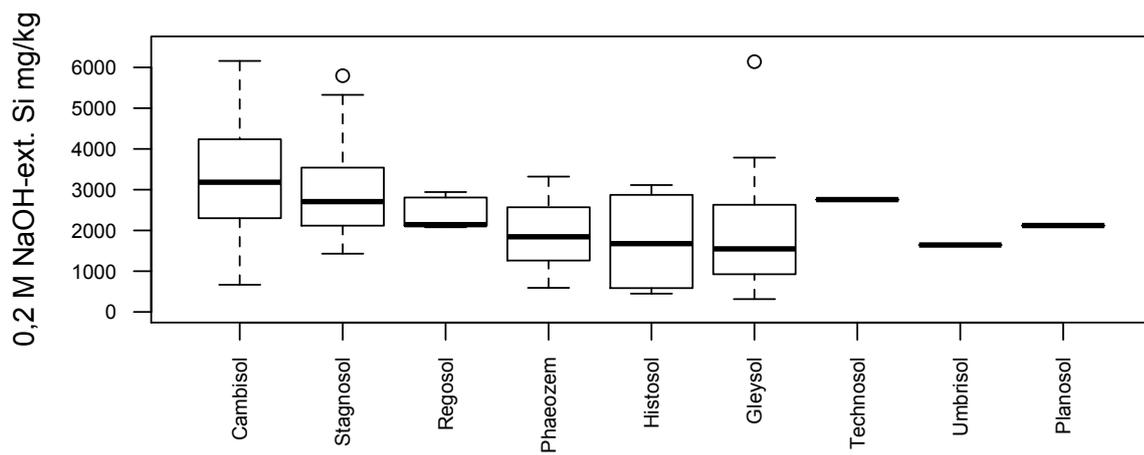
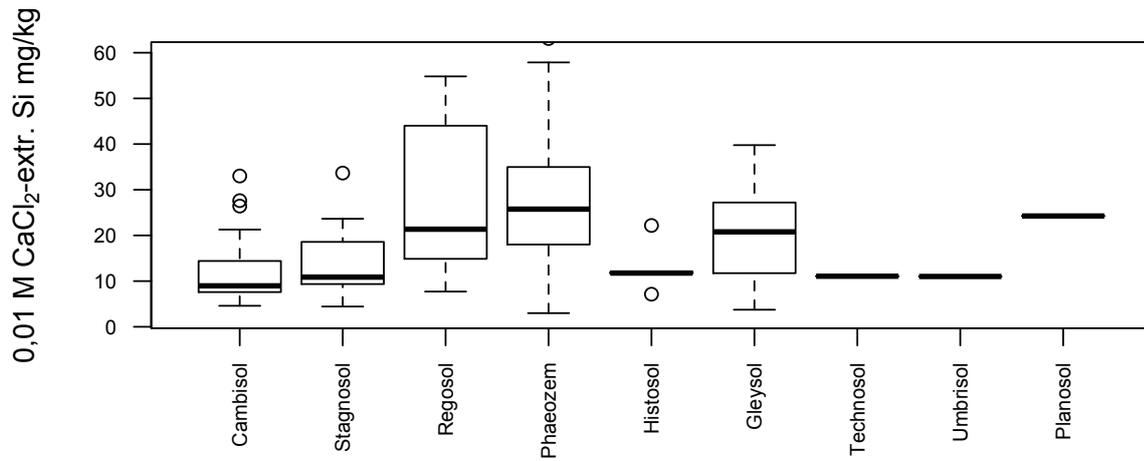


Abbildung 31: Box-Plots des 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Siliziums und des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums der untersuchten Bodentypen (Cambisol [n=27], Stagnosol [n=16], Regosol [n=6], Phaeozem [n=12], Histosol [n=5], Gleysol [n=29], Technosol [n=1], Umbrisol [n=1]).

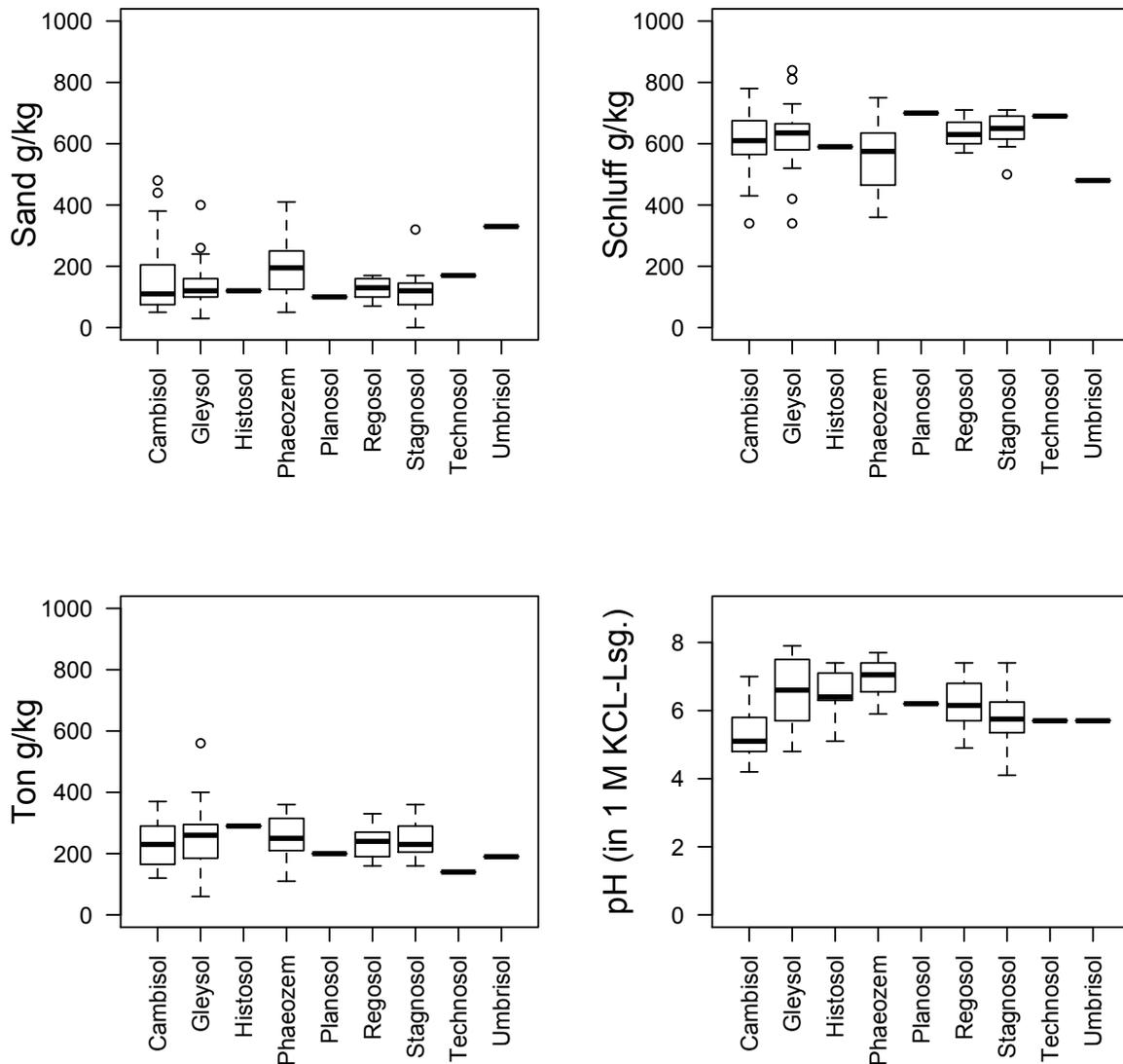


Abbildung 32: Box-Plots der grundlegenden Bodenkennwerte Sandgehalt (g/kg), Schluffgehalt (g/kg), Tongehalt und pH-Wert (in einer 1 M KCl-Lösung) der untersuchten Bodentypen (Cambisol [n=27], Stagnosol [n=16], Regosol [n=6], Phaeozem [n=12], Histosol [n=5], Gleysol [n=29], Technosol [n=1], Umbrisol [n=1]).

#### 4.3.1 Einfluss der Landnutzung auf die Siliziumfraktionen

Um den Einfluss der Landnutzung auf die Si-Fraktionen zu testen, wurden die in Kapitel 4.3 beschriebenen multiplen linearen Regressionsanalysen mit dem Faktor der Landnutzung ergänzt.

Nur bei der Betrachtung mit dem 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbaren Siliziums der Archivproben zeigte sich die Landnutzung als signifikanter Faktor. Die Variablen „pH-Wert“, „organischer Kohlenstoff“, „Tonanteil“, „Grünland“ und „Wechselnd“ wurden als signifikant getestet. Die Variable „Sand“ zeigte keinen signifikanten Einfluss, und wurde aus der Gleichung entfernt.

Gleichung 5 zeigt die Einflussfaktoren auf das 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbare Silizium der Archivproben.

*Gleichung 5: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Siliziums“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „Tongehalt“ in g/kg (Ton), „Landnutzung Grünland“ (Grünland), „Landnutzung Wechselland“ (Wechselland) und „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C<sub>org</sub>) und (R<sup>2</sup>:56,4%; adj. R<sup>2</sup>:53,8%).*

0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Si = -16,15 + 5,93 pH + 0,426 Ton - 10,1 Grünland - 10,2 Wechselland - 0,07 C<sub>org</sub>

Gleichung 5 zeigt für das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium den pH-Wert ( $p=5,08 \cdot 10^{-6}$ ) und den Tongehalt ( $p=2,23 \cdot 10^{-4}$ ) als (positiv) hoch signifikante Faktoren, Grünland ( $p=3,32 \cdot 10^{-4}$ ) ist (negativ) hoch signifikant, Wechselland ( $p=5,73 \cdot 10^{-3}$ ) ist (negativ) sehr signifikant und der C<sub>org</sub>-Gehalt ( $p=0,155 \cdot 10^{-2}$ ) ist negativ signifikant. Das Bestimmtheitsmaß beträgt R<sup>2</sup>=56,4%, bzw. adj. R<sup>2</sup>=53,8%.

Dieses Ergebnis überrascht nicht, da sich die Werte bei den Archivproben, für das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium zwischen den Landnutzungsformen „Ackerland“ und „Grünland“ um mehr als das Doppelte beim Mittelwert, und um fast das Dreifache beim Median unterscheiden (Hypothese 2a.6 und 2b.6, Seite 67 – 70). Die Landnutzungsform „Wechselland“ scheint bezüglich der potentiellen Siliziumverfügbarkeit mehr der Landnutzung „Grünland“ zu entsprechen als der Landnutzung „Ackerland“. Nach der signifikanten Steigerung der Siliziumverfügbarkeit im Grünland zeigte sich bei den Neuproben kein signifikanter Einfluss der Landnutzung auf die Siliziumverfügbarkeit.

Die Unterschiede bezüglich des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums scheinen nach der multiplen linearen Regressionsanalyse mehr mit den Bodenfaktoren (pH-Wert, Ton-/Sandgehalt und dem organischen Kohlenstoffgehalt) zusammenzuhängen, als mit der Landnutzung.

#### **4.3.2 Einfluss der amorphen Siliziumfraktion auf die potentiell pflanzenverfügbare Siliziumfraktion**

Um den zeitlichen Änderungen der amorphen Siliziumfraktion und der Siliziumverfügbarkeit nachzugehen, wurden die Archivproben und die Neuproben erneut getestet.

Das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium der Archivproben wurde mit den Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoff in g/kg“ (C<sub>org</sub>), „Tongehalt in g/kg“ (Ton), „Sandgehalt in g/kg“ (Sand) und der „0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums in mg/kg“ (amorphe Siliziumfraktion) getestet.

Das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium der Neuproben wurde mit den Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoff in g/kg“ (C<sub>org</sub>) und des „0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums in mg/kg“ (amorphe Siliziumfraktion) getestet.

##### 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium für die Archivproben und den Einfluss der zusätzlichen Variable „0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium“

Bei der ersten Betrachtung stellten sich die Variablen „pH-Wert“, „organischer Kohlenstoff“, „Tongehalt“ und „0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium“ als signifikant heraus. Die Variable „Sandgehalt“ zeigte keinen signifikanten Einfluss, und wurde aus der Gleichung entfernt.

Die Gleichung stellt sich wie folgt dar:

*Gleichung 6: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Siliziums“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C<sub>org</sub>), „Tongehalt“ in g/kg (Ton) und des „0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums“ (amorphe Siliziumfraktion) (R<sup>2</sup>:54,4%; adj. R<sup>2</sup>:52,2%).*

0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Si = -55,9 + 10,7 pH - 0,13 C<sub>org</sub> + 0,05 Ton + amorphe Siliziumfraktion

Gleichung 6 stellt für das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium der Archivproben den pH-Wert ( $p=3,51 \cdot 10^{-12}$ ) und Tonanteil ( $p=4,73 \cdot 10^{-4}$ ) als (positiv) hoch signifikanten Faktor dar, den organische Kohlenstoffgehalt als einen (negativ) signifikanten Faktor, und die amorphe Siliziumfraktion als (+) signifikanten Faktor. Über dieses Modell können 54,4% ( $R^2$ ) bzw. 52,2% (adj.  $R^2$ ) der Variationen der potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion der Archivproben erklärt werden.

#### 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Silizium für die Neuproben und den Einfluss der zusätzlichen Variable „0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium“

Bei der ersten Betrachtung stellten sich alle Variablen (pH-Wert, organischer Kohlenstoff und 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium) als signifikant dar. Die Gleichung lautet wie folgt:

*Gleichung 7: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbares Siliziums“ der Neuproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg ( $C_{org}$ ) und „des „0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums“ (amorphe Siliziumfraktion) ( $R^2$ :31%; adj.  $R^2$ :28,8%).*

$$0,01 \text{ M CaCl}_2\text{-extrahierbares Si} = 33,4 + 8,36 \text{ pH} - 0,05 C_{org} + \text{amorphe Siliziumfraktion}$$

Gleichung 7 zeigt für das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium der Neuproben einen (positiv) hoch signifikanten Effekt des pH-Werts ( $p=2,68 \cdot 10^{-8}$ ) und des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums ( $p=8,32 \cdot 10^{-5}$ ). Der organische Kohlenstoff ( $p=3,18 \cdot 10^{-2}$ ) hat einen (negativ) signifikanten Einfluss. Über dieses Modell können 31% ( $R^2$ ) bzw. 28,8% (adj.  $R^2$ ) der Variationen der potentiell pflanzenverfügbaren Siliziumfraktion der Neuproben erklärt werden.

Die Ergebnisse dieser beiden multiplen linearen Regressionsanalysen zeigen den Einfluss von mehreren Bodenkennwerten auf die Siliziumverfügbarkeit. Bei der Betrachtung der Archivproben ist der Einfluss der amorphen Siliziumfraktion deutlich geringer als bei den Neuproben. Bei der Betrachtung der Archivproben wurden mehr Bodenkennwerte getestet, und die Modellerklärung fiel bedeutend höher aus als bei den Neuproben. Es scheint, als ob die Siliziumverfügbarkeit nicht nur durch den Gehalt der amorphen Siliziumverfügbarkeit bestimmt wird. Dies wurde auch bei der Ansicht der zeitlichen Änderungen der beiden Siliziumfraktionen in den Hypothesen 2a.6 (Seite 67, 68), 2b.6 (Seite 69, 70), 2a.7 (Seite 70 - 72), 2b.7 (Seite 72, 73) und 3e (Seite 81 – 84) ersichtlich.

## 5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Anschließend folgt eine kurze Zusammenfassung der Ergebnisse. In den Schlussfolgerungen befinden sich Denkansätze und Empfehlungen für kommende Bodenmonitoringprojekte.

Der aktuelle Bodenzustand der untersuchten Grünlandflächen (n=78) – mit hydromorphen Charakteristika – zeigt einen Median für den pH-Wert von 5,29. Knapp unter 60% weisen eine saure (36%) oder stark saure (22%) Bodenreaktion auf. Im Austauscher-Pufferbereich befinden sich 18%, und 22% liegen im neutralen Bereich. Die restlichen 3% haben eine alkalische Bodenreaktion. Unter Berücksichtigung der Bodenschwere liegen 53% der Grünlandböden mit einer Abweichung von  $> 0,2$  unter den anzustrebenden pH-Werten.

Der Zustand der Grünlandböden in Bezug auf den organischen Kohlenstoffgehalt zeigt eine gute Versorgung. Nur ein Boden (1,3%) befindet sich in der niedrigsten Gehaltsklasse A ( $< 26,1$  g/kg).

Die Gesamtstickstoffgehalte und das C/N-Verhältnis der Grünlandflächen liegen in einem guten Bereich. Die Spannweite der Gesamtstickstoffgehalte (Median) liegt zwischen 2,7 und 18,2 g/kg. In Bezug auf das C/N-Verhältnis zeigt sich ein Median von 9,79. Dieser liegt knapp unter dem optimalen Bereich von ca. 10 (vgl. BMLFUW, 2017). Nur zwei Böden (2,6%) liegen knapp über der anzustrebenden Bandbreite von 8,2 – 15,6 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Milchviehhaltung OÖ; BWSB).

Die potentielle Phosphorverfügbarkeit zeigt eine Unterversorgung für die meisten Grünlandstandorte. Nahezu dreiviertel (71%) der Standorte liegen in der niedrigsten Gehaltsklasse A ( $< 26$  mg/kg). Weitere 21% liegen im niedrigen Bereich B (26 -46 mg/kg). Nur 6% sind ausreichend versorgt (88 – 170 mg/kg). Die restlichen zwei Prozent teilen sich auf die höchsten Versorgungsstufen auf.

Die potentielle Kaliumversorgung zeigt einerseits eine Unterversorgung für knapp über die Hälfte (53%) der Grünlandstandorte (Klasse A  $< 50$  mg/kg: 22%; Klasse B 50 – 87 mg/kg: 31%), andererseits eine Überversorgung von über einem Viertel der Standorte (Klasse D 171 – 332 mg/kg: 23%; Klasse E  $> 332$  mg/kg: 5%). Im ausreichend versorgten Bereich der Klasse C (88 – 170 mg/kg) befinden sich 19%.

Die potentielle Siliziumverfügbarkeit zeigt einen niedrigen Versorgungsgrad für die Grünlandböden. Da für grasartige Pflanzen diesbezüglich keine anerkannten Grenzwert bestehen, wird eine genaue Bewertung erschwert. Da grasartige Pflanzen ähnlich zur Siliziumakkumulation neigen wie Getreidearten, wurde ein Gefäßversuch für Roggen (Jordan, 2020) herangezogen, der eine ähnliche Bandbreite zeigt wie die Grenzwerte für tropische und subtropische Pflanzen. Unter den Grenzwert von 20 mg/kg für Zuckerrohr (Haysom und Chapman, 1975) fallen 53% der untersuchten Grünlandböden, unter den Grenzwert von 37 mg/kg für Reis (Babu, 2015) befinden sich 94% und unter den Grenzwert von 43 mg/kg für Reis ((Narayanaswamy und Prakash, 2009) sind es 96%.

Der aktuelle Bodenzustand der zwanzig untersuchten Ackerflächen – mit hydromorphen Charakteristika – zeigt für den pH-Wert einen Median von 7,19. Der Großteil der Standorte (60%) liegt im Carbonat-Pufferbereich ( $< 6,5$ ). Eine schwach saure Bodenreaktion (4,6 – 5,5) weisen 20% der Böden auf, im sauren Bereich liegen 15% und 5% liegen im stark sauren Bereich. Je nach Kulturart befinden sich 25 bzw. 30% unter den anzustrebenden pH-Werten (leichte Böden  $> 5$  bzw. 5,5; mittlere Böden  $> 5,5$  bzw. 6; schwere Böden  $> 6$  bzw. 6,5) im Ackerbau.

Die organischen Kohlenstoffgehalte zeigen einen guten Versorgungsgrad der untersuchten Ackerböden. Kein Boden musste in die niedrigste Gehaltsklasse ( $< 11,6$  g/kg) eingeordnet werden.

Die Gesamtstickstoffgehalte der Ackerflächen bewegen sich von 1,28 – 19,1 g/kg. Das C/N-Verhältnis liegt zur Gänze innerhalb der anzustrebenden Bandbreite von 7,9 – 13,1 (vgl. BMLFUW, 2017, Daten von Arbeitskreis Ackerbau OÖ; BWSB).

Für die potentielle Phosphorverfügbarkeit der untersuchten Ackerböden zeigt sich ein Anteil von 70% in der niedrigsten Versorgungsklasse (< 26 mg/kg). Weitere 15% liegen in der niedrigen Klasse B (26 – 46 mg/kg), während 10% als ausreichend versorgt gelten (Klasse C: 47 – 111 mg/kg). In den hohen Versorgungsbereich der Klasse D (112 – 174 mg/kg) sind 5% einzuordnen.

Die untersuchten Ackerstandorte zeigen, bezüglich der potentiellen Kaliumverfügbarkeit, einen Anteil von 45% in der niedrigsten Klasse A (leichte Böden (L): < 50 mg/kg; mittlere Böden (M): < 66 mg/kg; schwere Böden (S): < 83 mg/kg). Weitere 15% liegen im niedrigen Versorgungsbereich der Klasse B ((L): 50 – 87 mg/kg, (M): 66 – 112 mg/kg, (S): 83 – 137 mg/kg). Als ausreichend versorgt (Klasse C: (L): 88 – 178 mg/kg, (M): 113 – 212 mg/kg, (S): 138 – 245 mg/kg) zeigen sich 25% der untersuchten Ackerböden. In den hohen Bereichen befinden sich 15% der Standorte (10% Klasse D: (L): 179 – 291 mg/kg, (M): 213 – 332 mg/kg, (S): 246 – 374 mg/kg; 5% Klasse E: (L): > 291 mg/kg, (M): > 332 mg/kg, (S): > 374 mg/kg).

Die potentielle Siliziumverfügbarkeit zeigt ähnlich der Grünlandflächen eine Unterversorgung. Unter den Grenzwert von 20 mg/kg für Zuckerrohr (Haysom und Chapman, 1975) fallen 40% der Ackerstandorte. Für den Grenzwert von 37 mg/kg für Reis (Babu, 2015) wurde ein Anteil von 80% ermittelt, und für den Grenzwert von 43 mg/kg für Reis (Narayanaswamy und Prakash, 2009) ein Anteil von 85%.

Die zeitlichen Änderungen wurden getrennt nach den Landnutzungsformen Acker- und Grünland untersucht. Es gelangten nur Standorte mit gleichbleibender Landnutzung zur Betrachtung. Für das Ackerland blieben nur 14 Standorte über. Wegen der kleinen Anzahl, und der teilweise großen Varianzen innerhalb der untersuchten Bodenkennwerte sind die ermittelten Signifikanzniveaus kritisch zu betrachten.

Im Grünland wurde für den pH-Wert eine signifikante Reduktion festgestellt. Der Median hat sich vom Anfangsgehalt 5,9 um 10% verringert. Der organische Kohlenstoffgehalt hat sich innerhalb der letzten Jahrzehnte hoch signifikant erhöht. Der Medianwert ist von 36,4 um 68% gestiegen. Die Gesamtstickstoffgehalte haben sich analog den organischen Kohlenstoffgehalten entwickelt. Es fand eine hoch signifikante Erhöhung vom Anfangswert 3,87 g/kg (Median) um 57% statt. Das C/N-Verhältnis zeigt eine hoch signifikante Erhöhung von 9,16 um 7%. Der Median des CAL-extrahierbaren Phosphors ist vom Ausgangswert 15,3 mg/kg um 12% gestiegen (nicht signifikant). Die Gehalte des CAL-extrahierbaren Kaliums haben sich hoch signifikant erhöht. Der Medianwert hat sich vom Ausgangswert 16,5 mg/kg fast verfünffacht. Die potentielle Siliziumverfügbarkeit hat sich hoch signifikant erhöht. Der Median ist von 11,8 um 58% gestiegen. Die amorphe Siliziumfraktion zeigt eine sehr signifikante Reduktion. Der Median hat sich von 2381 mg/kg um 21% verringert.

Für das Ackerland zeigt sich eine nicht signifikante Reduktion vom Medianwert des pH-Werts von 7,45 um 2%. Für den organischen Kohlenstoffgehalt zeigt sich eine Reduktion des Medianwerts von 43,9 um 23%. Die Reduktion fällt nicht signifikant aus. Die Gesamtstickstoffkonzentration (Median) hat sich ähnlich wie der organische Kohlenstoffgehalt entwickelt. Es fand eine nicht signifikante Reduktion von Ausgangswert 3,68 um 15% statt. Der Median des C/N-Verhältnis ist vom Anfangswert 9,91 mit einer Steigerung von > 1% stabil geblieben. Der Median des CAL-extrahierbaren Phosphors ist vom Ausgangswert 41,4 mg/kg zwar um 41% gefallen, aufgrund der hohen Varianz fällt die Reduktion jedoch nicht signifikant aus. Der Median des CAL-extrahierbaren Kaliums ist von 94,9 mg/kg um 38% gestiegen. Die Erhöhung ist nicht signifikant. Die potentielle Siliziumverfügbarkeit ist nicht signifikant gefallen. Der Median ist von 34,1 um 18% gefallen. Die amorphen Siliziumfraktion zeigt eine nicht signifikante Steigung von 1571 mg/kg um 15%.

Bezüglich der Einflussfaktoren auf die Siliziumfraktionen zeigt sich ein positiver, hoch signifikanter Zusammenhang des pH-Werts und des Tongehalts auf das 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Silizium (potentielle Siliziumverfügbarkeit). Der organische Kohlenstoffgehalt hat einen negativen, hoch signifikanten Effekt.

Für das 0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium (amorphe Siliziumfraktion) zeigt sich ein negativer, hoch signifikanter Zusammenhang in Bezug auf den pH-Wert. Der Sandgehalt hat einen sehr negativen signifikanten Effekt, und der organische Kohlenstoffgehalt einen signifikanten negativen Effekt.

Der Einfluss der Klimaverhältnisse auf die Siliziumfraktionen konnte nicht gezeigt werden. Der Einfluss der Bodenfaktoren auf die Siliziumfraktionen der untersuchten Böden mit hydromorphen Merkmalen ist größer als jener der Klimaverhältnisse.

Die Testungen des Einflusses der amorphen Siliziumfraktion auf die Siliziumverfügbarkeit zeigen unterschiedliche Signifikanzniveaus, je nach Anzahl der mitgetesteten Bodenkennwerte. Gelangten mehr Bodenkennwerte zur Betrachtung fiel die Signifikanz der amorphen Siliziumfraktion geringer aus, jedoch erhöhte sich die Modellerklärung. Dies zeigt die Abhängigkeit der Siliziumverfügbarkeit von mehreren Bodenkennwerten, und nicht nur von den Gehalten der amorphen Siliziumfraktion.

Von den 98 Standorten fand bei 19 Standorten eine Landnutzungsänderung statt. Gerade die Änderung der elf Wechselland-Standorte zu zehn Grünlandflächen und einen Acker deutet auf eine zunehmende Spezialisierung in der österreichischen Landwirtschaft.

Der aktuelle Bodenzustand der Grünlandflächen und Ackerflächen zeigt nur für die Bodenkennwerte organischer Kohlenstoff, Gesamtstickstoff und C/N-Verhältnis einen guten Versorgungsgrad. Die hohe Anzahl der Grünlandböden unter den anzustrebenden pH-Bereichen, und die zeitliche Entwicklung der Bodenkennwerte pH, organischer Kohlenstoffgehalt und Gesamtstickstoff deuten auf eine Extensivierung vieler Standorte hin. Die Änderung der Dokumentation des Schnittregimes in Ein-, Zwei- und Mehrschnittwiesen (auf dem Datenportal Statistik Austria) ist positiv zu bewerten, um bei kommenden Bodenmonitoringprojekten eine differenziertere Analyse zu ermöglichen.

Um die Veränderungen des organischen Kohlenstoffgehalt von landwirtschaftlichen Böden differenzierter betrachten zu können, und die Auswirkung auf die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen abzubilden, wäre eine Erfassung der verschiedenen Kohlenstofffraktionen (labil: z.B. wasserlöslicher organischer Kohlenstoff, mikrobieller Kohlenstoff, partikulärer organischer Kohlenstoff,  $\text{KMnO}_4$ -Kohlenstoff; nicht labile Kohlenstofffraktionen) in kommenden Bodenmonitoringprojekten anzuraten. Dies würde auch weitere Möglichkeiten der Interpretation bezüglich Änderungen der Kohlenstoffgehalte bieten. So könnte man über den Kohlenstoff Management Index (Blair et al., 1995) auch Rückschlüsse auf Bewirtschaftungspraktiken (z.B.: ausgebrachte Dünger – Mist, Gülle, ...) ziehen, und damit auch Veränderungen an anderen Bodenkennwerte differenzierter betrachten.

Die potentielle Phosphorverfügbarkeit der untersuchten hydromorphen Grünlandstandorte zeigt einen hohen Grad an Unterversorgung mit CAL-extrahierbaren Phosphor. Die Unterversorgung auf den Ackerflächen liegt zwar niedriger als für die Grünlandflächen, ist jedoch mit 70% (der 20 untersuchten Flächen) auch im hohen Bereich. Eine Evaluierung der Nutzung des Zuschlagssystems für Grünlandböden in den niedrigen Gehaltsklassen A und B erscheint sinnvoll. Pötsch und Baumgarten (2010) vertraten die Ansicht, dass dieses System ein ausreichendes Mittel wäre, um die P-Gehaltswerte wieder mittelfristig zu steigern. Interessant wäre inwieweit dies zurzeit genutzt wird, um festzustellen ob diese Meinung zutrifft, und gegebenenfalls Maßnahmen ergreifen zu können. Bei einer geringen Nutzung könnte man dieses Zuschlagssystem besser bewerben, und die Praktiker (Landwirte) auf die negativen Auswirkungen einer Unterversorgung aufmerksam machen. Die ermittelten zeitlichen Verläufe der potentiellen Phosphor-Verfügbarkeit im Grünland deuten entweder auf eine geringe Nutzung des Zuschlagssystems, oder aber darauf, dass dieses Mittel doch nicht alleinig ausreicht, um die Phosphor-Gehalte im Grünland mittelfristig zu steigern.

Ein weiterer Denkansatz ist die genaue Erfassung des Beitrags des biogenen Phosphor-Pools zur Pflanzenernährung, und die Anpassung der Düngeempfehlungen. Man könnte die CAL-Methode mit einer zusätzlichen Methode zur Erfassung des organischen Phosphors erweitern.

Auf diese Weise würden ältere Daten weiter zum Vergleich mit neuen Daten zur Verfügung stehen. Entweder indem man die ermittelten Daten der CAL-Methode separat betrachtet oder falls man gute (Anteils-) Faktoren des organischen Pools ermittelt, diese in den älteren Daten ergänzt. Gerade in Zeiten zunehmender längerer Wetterextreme nimmt die Bedeutung einer ausreichenden Nährstoffversorgung zu, um eine gesicherte Pflanzenproduktion zu gewährleisten. Die Erweiterung der CAL-Methode könnte auch eine erhöhte Sicherung vor Eutrophierung bieten, obwohl gesagt werden muss, dass aufgrund des permanenten Pflanzenbewuchses im Grünland das Risiko für Erosion bedeutend geringer ausfällt als im Ackerland. Der biogene Phosphor-Pool könnte auch (gerade) für humusreiche Ackerböden einen wichtigen Beitrag zur Pflanzenernährung bieten. Da jedoch die Gehalte für den organischen Kohlenstoff im Ackerland beträchtlich unter den Werten vom Grünland liegen wäre eine genaue Evaluierung des Anteils des organischen Phosphor an der Pflanzenernährung wichtig. Es wäre interessant, ab welchen Gehalten der organischen Bodenmasse dieser biogene Phosphor-Anteil einen relevanten Beitrag zur Pflanzenernährung bietet.

Für die potentielle Kaliumverfügbarkeit zeigt sich eine Unterversorgung für knapp über die Hälfte der Grünlandstandorte, knapp unter der Hälfte der Ackerstandorte und eine teilweise Überversorgung der Standorte (28% der Grünlandflächen und 15% der Ackerflächen). Da Kalium einen wichtigen Beitrag für den Wasserhaushalt der Pflanzen darstellt (vgl. Blume et al., 2010), erscheint eine ausreichende Versorgung zunehmend wichtiger (mit zunehmenden längeren Trockenphasen). Die Ergebnisse dieser Arbeit könnten einen Beitrag leisten die Landwirte auf eine mögliche Unterversorgung hinzuweisen, und das Werkzeug der Bodenuntersuchung weiter (vermehrt) zu bewerben. Der Nutzen einer ausreichenden Nährstoffversorgung überwiegt bei weitem die Kosten von Bodenuntersuchungen. Das Auswaschungsrisiko für Kalium ist bei Böden mit über 100g/kg Ton als gering zu betrachten (vgl. Blume et al., 2010), jedoch können bei Standorten mit hohen Kaliumgehalten die Kosten der Düngung gesenkt werden, was wiederum für das Werkzeug „Bodenuntersuchung“ spricht.

Gerade in den hydromorphen Grünlandböden zeigt sich eine geringe potentielle Siliziumverfügbarkeit. Um den Versorgungszustand genau zu bewerten erscheint die Erstellung von Grenzwerten für die Siliziumversorgung im Grünland (in unseren Klimagebieten) für sinnvoll. Da im Grünland nicht nur eine Kulturart angebaut wird, sondern der Bewuchs der grasartigen und krautigen Pflanzen eine Pflanzengesellschaft bildet, wäre die Erstellung von (Silizium-) Grenzwerten für unterschiedliche Saatgutmischungen und naturnahe Wiesen (extensive Nutzung) anzuraten. So könnte man anhand der unterschiedlichen Saatgutmischungen, die für die verschiedenen Bewirtschaftungsintensitäten bereitstehen, und separat für naturnahe Wiesen, Anhaltspunkte zur Siliziumversorgung liefern, die für Landwirte leicht nachvollziehbar und anwendbar wären. Ähnlich wie für das Grünland ist die Erstellung von separaten Grenzwerten für die unterschiedlichen Kulturpflanzen im Ackerland (in unseren Klimagebieten) anzuraten. Eine ausreichende Siliziumversorgung könnte durch die Erstellung von Grenzwerten, und einer Implementierung in die „Richtlinien zur sachgerechten Düngung“ (BMLFUW) zu einer erhöhten Ertragsstabilität in der Landwirtschaft führen. Dies da eine ausreichende Siliziumversorgung unter anderem auch das Trockenstressrisiko senken kann (vgl. Hattori et al. 2005), und wie im Kapitel 1.6.3 (Seite 14, 15) beschrieben weitere Vorteile für das Pflanzenwachstum hat.

Die multiple lineare Regressionsanalyse der Einflussfaktoren auf die Siliziumverfügbarkeit zeigte einen großen Zusammenhang des pH-Wertes mit beiden Siliziumfraktionen. Die Entwicklung der potentiellen Siliziumverfügbarkeit und des pH-Werts im Grünland zeigten trotz Senkung des pH-Werts eine höhere Siliziumverfügbarkeit. Dies stand im Widerspruch zu den getroffenen Erwartungen (aufbauen aus der Literatur von z.B. Fraysse et al., 2006; Haynes, 2014), und den Ergebnissen der multiplen linearen Regressionsanalyse. Es wurde vermutet, dass gerade für Böden mit niedrigen pH-Werten die sekundären und primären Siliziumfraktionen einen wichtigen Beitrag zur Pflanzenernährung liefern können.

Um dieser Vermutung nachzugehen, wäre eine separate Betrachtung von zeitlichen Veränderungen (von pH-Wert und potentieller Siliziumverfügbarkeit) bei Böden mit niedrigen pH-Werten anzudenken. Dies würde helfen das Wissen in Bezug auf die Siliziumdynamiken in Böden zu erweitern.

Diese Arbeit stellt neben den Arbeiten von Cocuzza (2017), Schiefer (2019), Reiter (2019) und dem (Zwischen-) Ergebnisbericht zum LAFO-Projekt ABB-LEBO-498/001 (Holzinger und Wenzel, 2020) – in den die Daten dieser Arbeit einfließen – die einzige Quelle für die Siliziumverfügbarkeit in Österreichischen Böden dar. Um weitere vergleichbare Daten zur Siliziumdynamik zu generieren, wird empfohlen die hier beschriebenen und verwendeten Silizium-Extraktionen und Messungen anzuwenden.

Mit den im vorigen Absatz beschriebenen Arbeiten und der Vorliegenden besteht nun eine gute Datenbank und -quelle für weitere Fragestellungen im Bereich niederösterreichischer Agrarlandschaften, sowie für weitere Bodenmonitoringprojekten.

Da sich das Wetter in den letzten Jahren stärker ändert, und es zu vermehrten längeren, extremeren Wetterperioden (z.B. Trockenzeiten) kommt, könnte man aufgrund der Daten dieser Arbeiten Standorte für eine Dauerbeobachtung in kürzeren Zeitintervallen auswählen. Denkbar wäre die Auswahl von Standorten deren Bodenkennwerte sich nicht maßgeblich geändert haben, und die einer weitgehenden Bewirtschaftungsintensität unterlagen und wahrscheinlich auch weiter unterliegen werden. Falls man einige solcher Standorte in verschiedenen Regionen hätte, könnte man bei weiter verändernden Wetterbedingungen eventuell die Auswirkungen des Klimas auf Agrarböden (und verschiedenen Bodenkennwerten) besser erfassen.

Um den Faktor der Bewirtschaftungsintensität genauer zu betrachten, wäre es denkbar unterschiedlich intensiv genutzte Standorte in einem engeren Zeitintervall zu beproben, und so auch kürzere Fluktuationen abzubilden.

Über die Schaffung von Dauerbeobachtungsflächen wäre es möglich genauere Bewirtschaftungspraktiken (z.B. durchgeführte Düngungsmaßnahmen) von den Landwirten zu erhalten. Im Gegenzug könnte man die Analyseergebnisse zur Verfügung stellen. Die Probenahme könnte nach kurzer Einschulung von den Landwirten selbst durchgeführt werden. Durch den engeren Kontakt mit den Landwirten könnte man den Wissensaustausch zwischen Forschung und Praxis fördern, und würde – durch den Kontakt, und den zeitlich kürzeren Untersuchungsabständen – zu verlässlichen Bewirtschaftungsdaten kommen.

Diese Arbeit stellt einen Beitrag dar fehlende Daten des Nährstoffzustands und der Nährstoffdynamiken in (nieder-) österreichischen Böden zu ergänzen und das Wissen zu erweitern.

## 6 Literaturverzeichnis

- Abelson, P.H. (1999): A Potential Phosphate Crisis. *Science* 283: 2015.
- Agarie, S., Hanaoka, N., Ueno, O., Miyazaki, A., Kubota, F., Agata, W. und Kaufman P.B. (1998): Effects of silicon on tolerance to water deficit and heat stress in rice plants, monitored by electrolyte leakage. *Plant Production Science* 1: 96–103.
- Adamo P., Barré P., Cozzolino V., Di Meo V. und Velde B (2016): Short term clay mineral release and re-capture of potassium in a *Zea mays* field experiment. *Geoderma* 264: 54–60. doi:10.1016/j.geoderma.2015.10.005.
- Adrees M., Ali, S., Rizwan, M., Zia-ur-Rehman, M., Ibrahim, M., Abbas, M., Farid, M., Farooq Qayyum, M., Kashif Irshad, M. (2015): Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy toxicity on plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 119: 186–197. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.011>
- AGES (2010): ÖPUL-Evaluierung – Auswirkungen von ÖPUL-Maßnahmen auf die Nährstoffverfügbarkeit österreichischer Böden. BMLFUW. Wien.
- Amt der Tiroler Landesregierung (1989): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1988, 1989. Hrsg.: Amt der Tiroler Landesregierung.
- Amt der Tiroler Landesregierung (1996): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1996-1. Wiederholungsbeprobung. Hrsg.: Amt der Tiroler Landesregierung.
- Amt der Kärntner Landesregierung (2017): Kärntner Umweltbericht 2017. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 8. Klagenfurt am Wörthersee.
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (2020): Bodeninformationsbericht 2020. Hrsg.: Amt der Oö. Landesregierung. Linz.
- Ayotte, J. D., Gronberg, J. M. und Apodaca L. E. (2011): Trace elements and radon in groundwater across the United States: United States Geological Survey Report 2011–5059.
- Barré, P., Velde, B. und Abbadie, L. (2007): Dynamic role of “illite-like” clay minerals: in temperate soils: facts and hypotheses. *Biogeochemistry* 82: 77–88.
- Barré, P., Velde, B., Fontaine C., Catel N. und Abbadie L. (2008): Which 2:1 clay minerals are involved in the soil potassium reservoir? Insights from potassium addition or removal experiments on three temperate grassland soil clay assemblages. *Geoderma* 146: 216–223. doi:10.1016/j.geoderma.2008.05.022.
- Barrow, N.J. (2017): The effects of pH on phosphate uptake from the soil. *Plant Soil* 410: 401–410. doi:10.1007/s11104-016-3008-9.
- Barth, N., Degering, D., Haase, D., Haferkorn, U., Heilmann, H., Klose, R., Knappe, S., Kurzer, H.J., Machulla, G., Mattusch, J., Neubert, K. H., Pälchen, W., Raben, G. H., Rank, G., Schlenker, S., Schneider, B., Suntheim, L. und Wennrich, R. (2001): Materialien zum Bodenschutz 2001 – Bodenmonitoring in Sachsen. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Sächsisches Landesanstalt für Landwirtschaft, Sächsische Landesanstalt für Forsten. Dresden. 99 S.
- Baumgarten, A. (2000): Extraktion von pflanzenverfügbarem Phosphat: CAL- und DL-Methode im Vergleich. ALVA-Jahrestagung 2000.
- Berthelsen, S. und Korndörfer, G. (2005): Methods for Si analysis in plant, soil and fertilizers. Proceedings of the 3rd International Conference ‘Silicon in Agriculture’, 22–26 October 2005, Uberlândia, Brazil. 82–89.
- Bhandari, A.L., Ladha, J.K., Pathak, H., Padre, A.T., Dawe, D., Gupta, R.K. (2002): Yield and soil nutrient changes in a long-term rice–wheat rotation in India. *Soil Science Society of America Journal* 66: 162–170. doi:10.2136/sssaj2002.1620.
- Blair, G.J., Lefroy, R.D.B. und Lisle, L. (1995): Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research* 46: 1459–1466.

- Blair, N., Faulkner, R.D., Till, A.R. und Poulton, P.R., (2006): Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part I: broadbalk experiment. *Soil and Tillage Research* 91: 30–38.
- Blume, H-P, Brümmer, G.W, Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I. Kretzschmar, R., Srahr, K. und Wilke. B.M (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg.
- Blum, W. E. H., Gerzabek, M. H. und Schwarz, S. (2003): Soil Protection in Austria. *Journal of Soils and Sediments* 3 (4): 245–246. doi:10.1007/BF02988672.
- Blum, W.E.H und Wenzel, W.W. (1991): Monitoring of Environmental Impacts of Soils in Austria. In: Batjes, N.H. und Bridges, E.M. (Eds): Mapping of Soil Terrain Vulnerability to Specified Chemical Compounds of Soil and Terrain Vulnerability to Specified Chemical Compounds in Europe at a Scale of 1:5 M. Proceeding of an International Workshop, March 20 – 23, 1991, Wageningen, Nederland. ISRIC, Wageningen. 43–47.
- Blum, W.E.H, Spiegel, H. und Wenzel, W.W. (1989): Bodenzustandsinventur – Konzeption, Durchführung und Bewertung, 105 Seiten, 5 Abb. Und 31 Tab. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2015): Reduzierung des Verbrauchs landwirtschaftlicher Böden – Maßnahmenvorschläge. BMLFUW. Wien
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2017): Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland - Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. BMLFUW. Wien.
- BMLRT – Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (2020): Grüner Bericht 2020 – Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. BMLRT. Wien.
- BMLRT – Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus & BMVIT – Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (2018): #mission2030. Die Österreichische Klima- und Energiestrategie. BMLRT. Wien.
- BMLRT – Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, BMBWF – Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung & BMVIT – Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (2019): Bioökonomie. Eine Strategie für Österreich. BMLRT, BMBWF, BMVIT. Wien
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2019): Ländliches Entwicklungsprogramm 2014–2020. Erweiterter jährlicher Durchführungsbericht 2019. BMNT. Wien.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus und Umweltbundesamt (2019): Bodenverbrauch in Österreich – Status quo Bericht zur Reduktion des Bodenverbrauchs in Österreich. BMNT. Wien
- Bohner, A. und Eder, G. (2006): Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Seminar Umweltprogramme für die Landwirtschaft. Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 53–64.
- Bohner, A., Huemer, C., Schaumberger, J. und Liebhard, P. (2012): Einfluss der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und des Reliefs auf den Nährstoffgehalt im Oberboden mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. 3. Umweltökologisches Symposium 2012: 91–100. ISBN:978-3-902559-69-2.
- Bohner, A. und Rohrer, V. (2013): Jahreszeitlicher Verlauf der Phosphor-Konzentration im Bodenwasser eines Grünlandbodens. 18. Alpenländisches Expertenforum 2013: 33–40. ISBN: 978-3-902559-98-2.
- Bohner, A. und Schink, M. (2007): Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. Schriftenreihe BAW 26: 34–50.

- Capriel, P. und Seiffert, D. (2007): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern. Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising-Weihenstephan. 48 S.
- Carey, J.C. und Fulweiler, R.W. (2016): The functional role of silicon in plant biology: human appropriation of biogenic silicon – the increasing role of agriculture. *Functional Ecology* 30: 1331–1339.
- Chapman, S.J (2009): Carbon Sequestration in Soils. doi:10.1039/9781847559715-00179.
- Chen, C. und Lewin, J. (1969): Silicon as a nutrient element for *Equisetum arvense*. *Canadian Journal of Botany* 47(1): 125–131.
- Cheng., B.T. (1982): Some significant functions of silicon to higher- plants. *Journal of Plant Nutrition* 5: 1345–1353.
- Clarke, J. (2003): The occurrence and significance of biogenic opal in the regolith. *Earth-Science Reviews* 60: 175–194.
- Clymans, W., Struyf, E., Govers, G., Vandevenne, F. und Conley, D. J. (2011): Anthropogenic impact on amorphous silica pools in temperate soils. *Biogeosciences* 8 (8): 2281– 2293. doi:10.5194/bg-8-2281-2011.
- Cocuzza, E. (2017): Silicon availability in Lower Austrian topsoils. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Wien.
- COM (2002) 179 final: Communication from the commission to the council, the European parliament, the economic and social committee and the committee of the regions – Towards a thematic strategy for soil protection. Brussels: 35 S.
- COM (2006) 231final: Communication from the commission to the council, the European parliament, the economic and social committee and the committee of the regions – Thematic Strategy for Soil Protection. Brussels: 12 S.
- Cooke, J., DeGabriel, J.L. und Hartley, S.E. (2016): The functional ecology of plant silicon: geoscience to genes. *Functional Ecology* 30: 1270–1276.
- Cornelis, J.-T. und Delvaux, B. (2016): Soil processes drive the biological silicon feedback loop. *Functional Ecology* 30: 1298–1310.
- Cotterill, J.V., Watkins, R.W., Brennon, C.B. und Cowan, D.P. (2007): Boosting silica levels in wheat leaves reduces grazing by rabbits. *Pest Management Science* 63: 247–253.
- Danneberg, O.H. (2001): Die Einbindung der Daten der Bodenzustandsinventuren in die Österreichische digitale Bodenkarte. *Mitteilung der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 62: 149–158.
- Darunsontaya, T., Suddhiprakarn, A., Kheoruenromne, I., Prakongkep, N. und Gilkes, R.J. (2012): The forms and availability to plants of soil potassium as related to mineralogy for upland Oxisols and Ultisols from Thailand. *Geoderma* 170: 11–24. doi:10.1016/j.geoderma.2011.10.002
- Datnoff, L. E., Elmer, W. H., und Huber, D. M. (2007): *Mineral Nutrition and Plant Disease*. St. Paul, MN: The American Phytopathological Society.
- Dersch, G., Spiegel, H., Hösch, J. Haslmayr, H.-P. und Baumgarten, A. (2013): Humusgehalt, Säuregrad und Pflanzenverfügbare Phosphor und Kaliumgehalte auf Acker- und Grünland in Oberösterreich - Aktueller Status auf Basis der Landesbodenuntersuchungsaktion 2009 in Abhängigkeit von Region, Betriebstyp (Tierhaltung und/oder Marktfrucht- betrieb), Bewirtschaftungsform (konventionell vs. biologisch) und weiterer ÖPUL-Maßnahmen sowie Ableitung von Entwicklungstrends seit Einführung des ÖPUL auf Basis von Bodendaten aus der Praxis von den Perioden 1991- 1995 und 2008-2011 und der Bodenzustandsinventur OÖ 1993. BMLFUW. Wien.
- Dietzel, M. (2000): Dissolution of silicates and the stability of polysilicic acid. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64: 3275–3281. doi:10.1016/S0016-7037(00)00426-9.
- Drees, L. R., Wilding, L. P., Smeck, N. E. und Senkayi, A. L. (1989): Silica in Soils: Quartz and Disordered Silica Polymorphs, in Dixon, J. B., Weed, S. B. (eds.): *Minerals in the Soil Environments*. Soil Science Society of America. Madison. WI. USA. 914–974.

- Duboc, O., Baumgarten, A., Spiegel, H. und Mifek, E. (2010): Evaluierung von ÖPUL-Agrar-/Umweltmaßnahmen im Hinblick auf Parameter der Bodenfruchtbarkeit. BMLFUW. Wien.
- Duboc, O., Cocuzza, E., Robbe, A. und Schabl, P. (2017): Silicon colorimetric measurement for soil, plant and fertilizers.
- Eick, M.J., Sparks, D.L., Bar-Tal, A. und Feigenbaum, S. (1990): Analyses of adsorption kinetics using a stirred-flow chamber: II. Potassium-calcium exchange on clay minerals. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1278–1282.
- Emadian, S. F., und Newton, R. J. (1989) Growth enhancement of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) seedlings by silicon. *J. Plant Physiol.* 134: 98–103. doi:10.1016/S01761617(89)80209-3.
- Englisch, M., Kilian, W. und Starlinger, F. (2001): Forstliche Standortskartierung in Österreich. *Mitteilung der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 62: 3–38.
- Epstein, E. (2001): *Silicon in Plants: Facts vs Concepts*. Amsterdam: Elsevier Science.
- Erismann, J.W., Galloway, J.N., Seitzinger, S., Bleeker, A., Dise, N.B., Petrescu, A.M.R., Leach, A.M. und de Vries, W. (2013): Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 368: 20130116. doi:10.1098/rstb.2013.0116.
- FAO (2014): *World reference base for soil resources 2014*. Rom
- Fauteux, F., Remus-Borel, W., Menzies, J. G., and Belanger, R. R. (2005): Silicon and plant disease resistance against pathogenic fungi. *FEMS Microbiology Letters* 249: 1–6. doi:10.1016/j.femsle.2005.06.034.
- Filippelli, M.G. (2017): The Global Phosphorus Cycle. In Lal, R. und Stewart, B.A. (Eds.): *Soil Phosphorus*. Taylor & Francis, Boca Roton. 1–21. ISBN:13:978-1-4822-5784-7.
- Formowitz, B., Schulz, M.-C., Buerkert, A. and Joergensen, R. G. (2007). Reaction of microorganisms to rewetting in dry continuous cereal and legume rotation soils of semi-arid Sub-Saharan Africa. *Soil Biol. Biochem.* 39: 1512–1517.
- Fortunato, A. A., Rodrigues, F., and Do Nascimento, K. J. (2012b): Physiological and biochemical aspects of the resistance of banana plants to *Fusarium* wilt potentiated by silicon. *Phytopathology* 102: 957–966. doi:10.1094/PHYTO-02-12-0037-R
- Fraysse, F., Pokrovsky, O.S. und Meunier, J.-D. (2010): Experimental study of terrestrial plant litter interaction with aqueous solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74: 70–84.
- Fraysse, F., Pokrovsky, O. S., Schott, J. und Meunier, J.-D. (2009): Surface chemistry and reactivity of plant phytoliths in aqueous solutions. *Chem. Geol.* 258, 197–206.
- Fraysse, F., Pokrovsky, O.S., Schott, J. und Meunier, J.D. (2006): Surface properties, solubility and dissolution kinetics of bamboo phytoliths. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70: 1939–1951.
- Freligh-Larsen, A., Bowyer, C., Albrecht, S., Keenleyside, C., Kemper, M., Nanni, S., Naumann, R., Mottershead, D., Landgrebe, R., Andersen, E., Banfi, P., Bell, S., Brémere, I., Cools, J., Herbert, S., Iles, A., Kampa, E., Kettunen, M., Lukacova, Z., Moreira, G., Kiresiewa, Z., Rouillard, J., Okx, J., Pantzar, M., Paquel, K., Pederson, R., Peepson, A., Pelsy, F., Petrovic, D., Psaila, E., Šarapatka, B., Sobocka, J., Stan, A.-C., Tarpey, J. und Vidaurre, R. (2016). 'Updated Inventory and Assessment of Soil Protection Policy Instruments in EU Member States.' Final Report to DG Environment. Berlin: Ecologic Institute.
- Frings, P. J., Clymans, W., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Struyf, E. und Conley, D. J. (2014): Lack of steady-state in the global biogeochemical Si cycle: emerging evidence from lake Si sequestration. *Biogeochemistry* 117: 255–277.

- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R. und Vörösmarty, C.J. (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153–226. doi: 10.1007/s10533-004-0370-0.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P. und Sutton, M.A. (2008): Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320: 889–892. doi:10.1126/science.1136674.
- Georgiadis, A., Sauer, D., Breuer, J., Herrmann, L., Rennert, T. und Stahr K. (2015): Optimising the extraction of amorphous silica by NaOH from soils of temperate-humid climate. *Soil Research* 53: 392. doi:10.1071/SR14171.
- Gerzabek, M.H., Baumgarten, A., Tulipan, M. und Schwarz, S. (2004): Ist die Nährstoffversorgung der Pflanzen noch ausgewogen? – Eine Analyse aufgrund von Bodenuntersuchungsergebnissen und Langzeitversuchen. *Ländlicher Raum* 2: 1–8.
- Gerzabek, M.H., Strebl, F., Tulipan M. und Schwarz S. (2005): Quantification of organic carbon pools for Austria's agricultural soils using a soil information system. *Canadian Journal of Soil Science* 85: 491–498. doi:10.4141/S04-083.
- Ghareeb, H., Bozsó, Z., Ott, P. G., Repenning, C., Stahl, F., and Wydra, K. (2011): Transcriptome of silicon-induced resistance against *Ralstonia solanacearum* in the silicon non-accumulator tomato implicates priming effect. *Physiological and Molecular Plant Pathology* 75: 83–89. doi:10.1016/j.pmpp.2010.11.004.
- Gomes, F.B., de Moraes, J.C., dos Santos, C.D. und Goussain, M.M. (2005): Resistance induction in wheat plants by silicon and aphids. *Scientia Agricola* 62: 547–551.
- Gong, W., Yan, X.Y., Wang, J.Y., Hu, T.X. und Gong, Y.B. (2009): Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools under a wheat–maize cropping system in North China Plain. *Plant Soil* 314: 67–76.
- Goudie, A. S., und H. A. Viles (2012): Weathering and the global carbon cycle: Geomorphological perspectives, *Earth Sci. Rev.*, 113: 59–71. doi:10.1016/j.earscirev.2012.03.005.
- Gregory, A. S., Dungait, J. A. J., Watts, C. W., Bol, R., Dixon, E. R., White, R. P. und Whitmore, A. P. (2016): Long-term management changes in topsoil and nitrogen dynamics in a temperate agricultural system. *European Journal of Soil Science*, 67: 421–430.
- Gubler, A. Schwab, P. Wächter, D. Meuli, R.G. und Keller, A. (2015): Nationale Bodenbeobachtung (NABO) 1985–2009 – Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Begleitparameter. Bundesamt für Umwelt. Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1507: 81 S.
- Guerriero, G., Hausman, J. F., und Legay, S. (2016): Silicon and the plant extracellular matrix. *Frontiers in Plant Science*. 7:463. doi:10.3389/Fpls.2016.00463.
- Guntzer F., Keller C. und Meunier, J.-D (2012): Benefits of plant silicon for crops: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 2012, 32: 201-213. doi:10.1007/s13593-011- 0039-8.hal-00930510.
- Haber F. und Le Rossignol R. (1913): Über die technische Darstellung von Ammoniak aus den Elementen. *Zeitschrift für Elektrochemie und angewandte physikalische Chemie* 19: 53–108.
- Han, M.Y., Zhang, L.X., Fan, C.H., Liu, L.H., Zhang, L.S., Li, B.Z. und Alva, A.K. (2011): Release of nitrogen, phosphorus, and potassium during the decomposition of apple (*Malus domestica*) leaf litter under different fertilization regimes in Loess Plateau, China. *Soil Science and Plant Nutrition* 57: 549–557.
- Hattori, T., Inanaga, S., Araki, H., An, P., Morita, S., Luxova, M. und Lux, A. (2005): Application of silicon enhanced drought tolerance in *Sorghum bicolor*. *Physiologia Plantarum* 123: 459–466.

- Haynes, R.J. (2014): A contemporary overview of silicon availability in agricultural soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177: 831–844. doi:10.1002/jpln.201400202.
- Haysom, M.B.C., Chapman, L.S. (1975): Some Aspects of the Calcium Silicate Trials at Mackay. *Forty Second Conference*: 117–122.
- Heine, G., Tikum, G., and Horst, W. J. (2007). The effect of silicon on the infection by and spread of *Pythium aphanidermatum* in single roots of tomato and bitter melon. *Journal of Experimental Botany* 58: 569–577. doi:10.1093/jxb/erl232.
- Heinzlmaier, F. (2007): Pflanzennährstoffe in Österreichs Böden. Dissertation der Universität für Bodenkultur Wien Band 66. Gunthmann-Peterson. Wien und Mülheim a. d. Ruhr.
- Heinzlmaier, F., Gerzabek, M.H., Tulipan, M. und Baumgarten, A. (2005): Pflanzennährstoffe in Österreichs Böden: Räumliche und zeitliche Variationen sowie Wechselwirkungen mit Bodeneigenschaften. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17: 96–97.
- Heinzlmaier, F., Freudenschuß, A. und Gerzabek, M.H. (2008): Der Versorgungszustand österreichischer Böden mit Pflanzennährstoffen – Ergebnisse der österreichischen Bodenzustandsinventuren. *Die Bodenkultur* 59 (1–4): 45–55.
- Hiebl, J., Reisenhofer, S., Auer, I., Böhm, R., and Schöner, W. (2011): Multi-methodical realisation of Austrian climate maps for 1971–2000. *Adv. Sci. Res.*, 6: 19–26. <https://doi.org/10.5194/asr-6-19-2011>.
- Hillinger U. (2019): Silizium-Halbleitertechnologie – Grundlagen mikroskopischer Integrationstechnik. Springer Vieweg. Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-23444-7>.
- Hinsinger, P. (1998): How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Advances in Agronomy* 64: 225–265.
- Hinsinger P., Betebcourt E., Bernard L., Brauman A., Plassard C., Shen J., Tang X., Zhang F. (2011): P for Two, Sharing a Scarce Resource: Soil Phosphorus Acquisition in the Rhizosphere of Intercropped Species. *Plant Physiology* 156: 1078–1086. doi:10.1104/pp.111.175331.
- Holzinger, C. und Wenzel, W.W. (2020): Ergebnisbericht zu LAFO-Projekt ABB-LEBO-498/0001 – Nährstoffdynamik in Böden Niederösterreichischer Agrarlandschaften. [http://www.unserboden.at/files/bericht\\_zu\\_lafo-projekt\\_abb-lebo-498-0001\\_ohne\\_anhang.pdf](http://www.unserboden.at/files/bericht_zu_lafo-projekt_abb-lebo-498-0001_ohne_anhang.pdf). Abgerufen am 20.01.2020
- Höper, H., Baumann, A. und Haßdenteufel, M. (2012): *GeoBerichte 23 – Tagungsband, 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen*. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Hannover. 257 S.
- Hunt, J.W., Dean, A.P., Webster, R.E., Johnson, G.N. und Ennos, A.R. (2008): A novel mechanism by which silica defends grasses against herbivory. *Annals of Botany* 102: 653–656.
- Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, A., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.E., Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F., Viestova, E. und Yigini, Y. (2012): The State of Soil in Europe – A contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report— SOER 2010. Italy: Joint Research Centre. doi: 10.2788/77361.
- Jordan, E. (2020): Critical levels of CaCl<sub>2</sub>-extractable soil silicon for rye (*Secale cereale* L.) with and without drought or copper stress. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien und Universität Lincoln. Wien.
- Juritsch, G. (2011): *Salzburger Bodenschutz – Bodenschutzbericht 2001 bis 2011*. Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung 4.
- Karathanasis, A. D. (2002): Mineral Equilibria in Environmental Soil Systems, in Dixon, J. B. und Schulze, D. G. (Eds.): *Soil Mineralogy with Environmental Applications*. Soil Science Society of America. Madison, Wis. USA. 109–151.

- Keller, C., Guntzer, F., Barboni, D., Labreuche, J. und Meunier, J.-D. (2012): Impact of agriculture on the Si biogeochemical cycle: input from phytolith studies. *C. R. Geoscience* 344: 739–746.
- Kelly, E.F., Chadwick, O.A. und Hilinski, T.E. (1998): The effect of plants on mineral weathering. *Biogeochemistry* 42:21–53.
- Klotzbücher, T., Klotzbücher, A., Kaiser, K., Merbach, I. und Mikutta, R. (2018): Impact of agricultural practices on plant-available silicon. *Geoderma* 331:15–17. doi:10.1016/j.geoderma.2018.06.011.
- Krainer, W. (2016): Bodenschutzbericht 2016. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 10.
- Krainer, W. (2017): Bodenschutzbericht 2017. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 10.
- Lammen, G. und Flessa, H. (1998): Anthropogene Störung des Stickstoff-Kreislaufs – Ökotoxologische Dimension. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 10 (5): 295–305.
- Leach A.M., Galloway J.N., Bleeker A., Erisman J.W., Kohn R. und Kitzes J. (2012): A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environmental Development* 1: 40–66. doi:10.1016/j.envdev.2011.12.005.
- Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V. und Wiese, L. (2017): Soil organic carbon. The hidden potential. Rom: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Verfügbar im Internet (18.11.2020): <http://www.fao.org/3/a-i6937e.pdf>.
- LfL (2003): Vergleich der Wirkung von Gülle mit Stallmist und Jauche im Ökologischen Landbau – LfL-Information. LfL. Freising-Weihenstephan.
- LFU (2014): Bodenversauerung und Schwermetallfreisetzung. Zusammenfassender Abschlussbericht zu den Projekten „Säureinduziertes Puffervermögen von Böden“ und „Auswirkungen der Versauerung auf Böden und Gewässer“. 57 Seiten, 12 Abbildungen, 10 Tabellen, Augsburg 2014. LFU. Augsburg.
- Liang, Y., Nikolic, M., Bélanger, R., Gong, H. und Song, A. (2015): Silicon biogeochemistry and bioavailability in soil. In Liang, Y., Nikolic, Y.M., Bélanger, R., Gong, H. und Song, A. (Eds.): *Silicon in agriculture. From theory to practice*. Dordrecht. Springer. 45–68.
- Liang, Y. C., Sun, W., Si, J., und Römheld, V. (2005): Effects of foliar-and root- applied silicon on the enhancement of induced resistance to powdery mildew in *Cucumis sativus*. *Plant Pathology* 54: 678–685. doi:10.1111/j.1365-3059.2005. 01246.x.
- Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R.O. und Schroder, H. (2008): Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective. *Journal of Industrial Ecology* 12: 229–247.
- Lou Y., Wang J. und Liang W. (2011): Impacts of 22-year organic and inorganic N managements on soil organic fractions in a maize field, northeast China. *Catena* 87: 386–390. doi:10.1016/j.catena.2011.07.006
- Ma, J.F., Miyake, Y. und Takahashi, E. (2001): Silicon as a beneficial element for crop plants. In: Datnoff LE, Snyder GH, Korndorfer GH (Eds) *Silicon in agriculture. Studies in plant science* 8. Elsevier, Amsterdam. 17–39.
- Ma, J.F., Takahashi, E., (2002): *Soil, Fertilizer, and Plant Silicon Research in Japan*. Elsevier.
- Ma, J.F., Tamai, K., Yamaji, N., Mitani, N., Konishi, S., Katsuhara, M., Ishiguro, M., Murata, Y. und Yano, M. (2006): A silicon transporter in rice. *Nature* 440: 688–691.
- Mali, M. und Aery, N.C. (2008a): Influence of silicon on growth, relative water contents and uptake of silicon, calcium and potassium in wheat grown in nutrient solution. *Journal of Plant Nutrition* 31: 1867–1876.
- Mali, M. und Aery, N.C. (2008b): Silicon effects on nodule growth, dry-matter production, and mineral nutrition of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171: 835–840.

- Marschner, P. (2012): Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. London: Academic Press.
- Marre, G., Gullich, P., Paul, R. Pflieger, R. Weber, W. und Prüfer, U. (2006): Bodendauerbeobachtung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen – Monitoring zur Erfassung von Veränderungen wesentlicher Bodenfunktionen. Das Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Jena. 108 S.
- Matichenkov, V.V. und Bocharnikova, E.A. (2001): The relationship between silicon and soil physical and chemical properties. In: Datnoff, L.E., Snyder, G.H., Korndorfer, G.H. (Eds.), Silicon in Agriculture. Elsevier, Amsterdam. 209–219.
- McKeague, J.A. und Cline, M.G. (1963): Silica in soils. *Advances in Agronomy* 15: 339–396.
- Mitani N. und Ma J.F. (2005): Uptake system of silicon in different plant species. *Journal of Experimental Botany* 56: 1255–1261.
- Mitsios, I.K. und Rowell, D.L. (1987): Plant uptake of exchangeable and non-exchangeable potassium, I: Measurement and modelling for onion roots in a chalky boulder clay soil. *Journal of Soil Science* 38: 53–63.
- Moritsuka, N., Yanai, J. und Kosaki, T. (2004): Possible processes releasing nonexchangeable potassium from the rhizosphere of maize. *Plant and Soil* 258: 261–268.
- Morrison, I. R., Wilson, A. L. (1963): The absorptiometric determination of silicon in water. Part II. Method for determining "reactive" silicon in power-station waters. In *Analyst* 88 (1043): 100–104. doi:10.1039/AN9638800100.
- Moterle, F.M., Kaminski, J., dos Santos Rheinheimer, D., Caner, L. und Bortoluzzi, E.D. (2015): Impact of potassium fertilization and potassium uptake by plants on soil clay mineral assemblage in South Brazil. *Plant Soil* 406: 157–172. doi: 10.1007/s11104-016-2862-9.
- Narayanaswamy, C. und Prakash, N. B. (2009): Calibration and Categorization of Plant Available Silicon in Rice Soils of South India. *Journal of Plant Nutrition* 32 (8): 1237–1254. DOI: 10.1080/01904160903005970.
- Nestroy, O., Danneberg, O. H., Englisch, M., Hager, H., Herzberger, E., Kilian, W., Nelhiebel, P., Ortner, G., Pecina, E., Pehamberger, A., Schneider, W. und Wagner, J. (2011): Systematische Gliederung der Böden Österreichs – Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von 2011. Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft 79. Wien.
- Neu, S., Schaller, J., Dudel und E.G. (2017): Silicon availability modifies nutrient use efficiency and content, C:N:P stoichiometry, and productivity of winter wheat (*Triticum aestivum* L.). *Scientific Reports* 7: 40829.
- Ogaard, A.F., Krogstad, T. (2005): Release of interlayer potassium in Norwegian grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 80–88.
- Opfergelt, S., Delvaux, B., André, und Cardinal, D. (2008): Plant isotopic signature might reflect soil weathering degree. *Biogeochemistry* 91. 163–175.
- Paleari, S. (2017): Is the European Union protecting soil? A critical analysis of Community environmental policy and law. *Land Use Policy* 64: 163–173. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.007>.
- Pettigrew, W.T. (2008): Potassium influences on yield and quality production for maize, wheat, soybean and cotton. *Physiologia Plantarum* 133: 670–681.
- Pierzynski, G.M., Sims, J.T. und Vance, G.F. (2005a): Soils and environmental quality. Taylor & Francis, Boca Raton.
- Pierzynski, G.M., McDowell, R.W. und Sims, J.T. (2005b): Chemistry, Cycling, and Potential Movement of Inorganic Phosphorus in Soils. In Sims, J.T und Sharpley, A.N. (Eds.): Phosphorus: Agriculture and environment. Merican Society of Agronomy. Madison, Wis. USA. *Agronomy* 46: 53–86.

- Pötsch, M. und Baumgarten, A. (2010): Phosphorproblematik im Grünland. *Landwirt* 18: 30 – 31.
- Quigley, K.M., Donati, G.L und Anderson, T.M (2017): Variation in the soil silicon explains silica accumulation across environmental gradients in Serengeti. *Plant Soil* 410: 217–229. doi:10.1007/s11104-016-3000-4.
- Rattan, L. (2017): Pathways and Fate of Phosphorus in Agroecosystems. *Soil Phosphorus*: 313–321. ISBN:13:978-1-4822-5784-7.
- Reiter, J. (2019): Monitoring of silicon, soil pH, nitrogen and organic carbon in the Lower Austrian Chernozem / Phaeozem region. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Wien.
- Richardson S.J., Peltzer D.A., Allen R.B., McGlone M.S., Parfitt R.L. (2004): Rapid development of phosphorus limitation in temperate rainforest along the Franz Josef soil chronosequence. *Oecologia* 139: 267–276.
- Roberts, T.L., Stewart, J.W.B. und Bettany, J.R. (1985): The influence of topography on the distribution of organic and inorganic soil phosphorus across a narrow environmental gradient. *Canadian Journal of Soil Science* 65: 651–665.
- Robinson, D. (1986): Limits to nutrient inflow rates in roots and root system. *Physiologia Plantarum* 68: 551–559.
- Ruiqiang L., Rattan L. (2017): Enhancing Efficiency of Phosphorus Fertilizer through Formula Modifications. *Soil Phosphorus*: 225–245. ISBN: 13:978-1-4822-5784-7.
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007): BEFU – Teil Ökologischer Landbau. Methoden der Bilanzierung und Düngungsbemessung, Verfahrensbeschreibung und PC-Anleitung. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Dresden. 89 S.
- Sample, E.C., Gorshi, J.R., Ripple, M.G., Sowinski, J., Bugelsky, P. und Hewitt, W.R. (1985): Organic hyperoxide-induced lipid peroxidation and cell death in isolated hepatocytes. *Toxicology and Applied Pharmacology* 78 (3): 473–483.
- Sauer, D., Saccone, L., Conley, D.J., Herrmann, L. und Sommer, M. (2006): Review of methodologies for extracting plant-available and amorphous Si from soils and aquatic sediments. *Biogeochemistry* 80: 89–108. doi:10.1007/s10533-005-5879-3.
- Savante, N. K., Snyder, G. H. und Datnoff, L. E. (1997): Silicon management and sustainable rice production. *Adv. Agron.* 58: 151–199.
- Schachtmann, D.P., Reid, R.J. und Ayling, S.M. (1998): Phosphorus uptake by plants: From soil to cell. *Plant Physiology* 116 (2): 447–453.
- Schwartzmann, D.W. und Volk, T. (1981): Biotic enhancement of weathering and surface temperatures on earth since the origin of life. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 90: 357–371.
- Schiefer, A. (2019): Spatio-temporal pattern of Silicon fraction in Lower Austrian topsoils. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Wien.
- Schüller, H. (1969): Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 123: 48-63.
- Schneider, W., Nelhiebel, P., Aust, G., Wandl, M. und Danneberg, O.H (2001): Die Landwirtschaftliche Bodenkartierung in Österreich. *Mitteilung der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 62: 39–67.
- Schneider, A., Tesileanu, R., Charles, R. und Sinaj, S. (2013): Kinetics of Soil Potassium Sorption–Desorption and Fixation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 44:1-4: 837–849, doi:[10.1080/00103624.2013.749442](https://doi.org/10.1080/00103624.2013.749442).
- da Silva Sandim, A., Büll, L.T., Resi Furim, A., da Silva Lima, G. und Nantes Garcia, J.L. (2104): Phosphorus availability in oxidix soils treated with lime and silicate applications. *R. Bras. Ci. Solo* 38: 1215–1222.

- Smil, V. (2000): Phosphorus in the Environment: Natural Flows and Human Interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25: 53–88.
- Smith, B.E. (2002): Nitrogenase reveals its inner secrets. *Science* 296: 1654–1655.
- Smith, F.W. (2002): The phosphate uptake mechanism. *Plant and Soil* 245: 105–114.
- Smith, P., Andrén, O., Karlsson T., Perälä P., Regina K., Rounsevell, M. und van Wesemael B. (2005): Carbon sequestration potential in Europe cropland has been overestimated. *Global Change Biology* 11: 2153–2163. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01052.x
- Smithson, F. (1956): Plant opal in soil. *Nature* 178: 107–108.
- Sommer, M., Kaczorek, D., Kuzyakov, Y. und Breuer, J. (2006): Silicon pools and fluxes in soils and landscapes –a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169: 310–329.
- Spiegel, H., Baumgarten, A. und Dersch, G. (2006): Neufassung der österreichischen „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ unter dem Aspekt von Cross Compliance und ihrer nationalen Umsetzung. *Acta agriculturae Slovenica* 87: 93–107.
- Stankovics, P., Tóth, G. und Tóth, Z. (2018): Identifying gaps between the legislative tolls of soil protection in the EU member states for a common European soil protection legislation. *Sustainability* 10. doi:10.3390/su10082886.
- Stein, L.Y und Klotz, M.G. (2016): The nitrogen cycle. *Current Biology* 26: 94–98.
- Struyf, E., und Conley, D. (2012): Emerging understanding of the ecosystem silica filter. *Biogeochemistry* 107: 9–18. doi:10.1007/s10533-011- 9590-2.
- Struyf, E., Smis, A., van Damme, S., Garnier, J., Govers, G., van Wesemael, B., Conley, D.J., Batelaan, O., Frot, E., Clymans, W., Vandevenne, F., Lancelot, C., Goos, P. und Meire, P. (2010): Historical land use change has lowered terrestrial silica mobilization. *Nature communications* 1: 129.
- Su, Y.-Z., Wang, F., Suo, D.-R., Zhang, Z.-H., Du, M.-W. (2006): Long-term effect of fertilizer and manure application on soil-carbon sequestration and soil fertility under the wheat–wheat–maize cropping system in northeast China. *Nutrient Cycling of Agroecosystems* 75: 285–295.
- Sun, W., Zhang, J., Fan, Q., Xue, G., Li, Z., und Liang, Y. (2010): Silicon-enhanced resistance to rice blast is attributed to silicon-mediated defence resistance and its role as physical barrier. *European Journal of Plant Pathology* 128: 39–49. doi:10.1007/s10658- 010- 9625- x
- Syer J.K. (1998): *Soil and Plant Potassium in Agriculture*. The Fertiliser Society, Newcastle upon Tyne.
- Szulc, W., Rutkowska, B., Hoch, M., Szychaj-Fabisiak, E. und Murawska, B. (2016): Exchangeable silicon content of soil in a long-term fertilization experiment. *Plant Soil and Environment* 61 (10): 458–461. doi: 10.17221/438/2015-PSE.
- Tiessen, H., Stewart, J.W.B. und Cole, C.V. (1984): Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. *Soil Science Society of America Journal* 48: 853–858.
- Tomar, N.K. (2000): Dynamics of phosphorus in soils. *Journal of the Indian Society of Soil Science* 48: 640–668.
- Tréguer, P. J., und C. L. De La Rocha (2013): The world ocean silica cycle, *Annual Review of Marine Science* 5: 477–501. doi: 10.1146/annurev-marine-121211-172346.
- Tubaña, B.S. und Heckman, J.R. (2015): Silicon in Soils and Plants. In: Rodrigues FA, Datnoff LE (Eds): *Silicon and Plant Diseases* 28. Cham: Springer International Publishing. 7–51.
- Tubaña, B.S., Babu, T. und Datnoff, L.E. (2016): A review of silicon in soils and plants and its role in US agriculture: history and future perspectives. *Soil Science* 181: 393–411.
- Umweltbundesamt (2016): Elfter Umweltkontrollbericht. *Umweltsituation in Österreich*. Wien.
- Umweltbundesamt (2019): Zwölfter Umweltkontrollbericht. *Umweltsituation in Österreich*. Wien.

- Van, B. J., De Vleeschauwer, D., und Hofte, M. (2013): Towards establishing broad-spectrum disease resistance in plants: silicon leads the way. *Journal of Experimental Botany* 64: 1281–1293. doi:10.1093/jxb/ers329.
- Vandevenne, F.I, Barão, L., Ronchi, B., Govers, G., Meire, P., Kelly, E.F. und Struyf, E. (2015): Silicon pools in human impacted soils of temperate zones. *Global Biogeochemical Cycles*: 1439–1450. doi:10.1002/2014GB005049.
- Van Walzer, J.R. (1958): *Phosphorus and its Compounds*. Interscience. New York.
- Verma, S. und Sharma, P.K., (2007): Effect of long-term manuring and fertilizer on carbon pools, soil structure, and sustainability under different cropping systems in wet-temperate zone of northwest Himalayas. *Biology and Fertility of Soils* 19: 235–240.
- Vitousek P.M., Farrington H. (1997): Nutrient limitation and soil development: experimental test of a biogeochemical theory. *Biogeochemistry* 37: 63–75.
- Vojvodic A., Medford A.J., Studt F., Abild-Pedersen F., Khan T.S., Bligaard T und Nørskov J.K. (2014): Exploring the limits: A low-pressure, low-temperature Haber–Bosch process. *Chemical Physics Letters* 598: 108–112.
- Wagner, J. (2001): Bodenschätzung in Österreich. *Mitteilung der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 62: 69–104.
- Walker, T. und Syers, J. (1976): The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* 15: 1–19.
- Walkley A., Black I.A. (1934): An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29–38.
- Wang, C. und Schuppli, P.A. (1986): Determining ammonium oxalate-extractable Si in soils. *Canadian Journal of Soil Science*: 751–755.
- Wang, L. (2012): Study on the price fluctuate of potassium in China. *Price: Theory Pract.* 2: 44–45.
- Wang, Y., Zhang, X. und Huang, C. (2009): Spatial variation of soil total nitrogen and soil total phosphorus under different land use in a small watershed on the Loess Plateau, China. *Geoderma* 150: 141–149.
- Webber, H. M., Wilson, A. L. (1964): The absorptiometric determination of silicon in water. Part IV. Method for determining “reactive” silicon in power-station waters containing phosphate. *Analyst* 89 (1063): 632–641. doi:10.1039/AN9648900632.
- Wedepohl, K.H. (1995): The composition of the continental crust. *Acta Oceanologica Sinica*: 1217–1232.
- White, A.F. und Brantley, S.L. (2003): The effect of time on the weathering of silicate minerals: why do weathering rates differ in the laboratory and field? *Chemical Geology* 202: 479–506.
- Wichern, F., Luedeling, E., Müller, T., Joergensen, R. G. and Buerkert, A. (2004a). Field measurements of the CO<sub>2</sub> evolution rate under different crops during an irrigation cycle in a mountain oasis of Oman. *Appl. Soil Ecol.* 25: 85–91.
- Wichern, F., Müller, T., Joergensen, R. G. and Buerkert, A. (2004b). Effects of manure quality and application forms on soil C and N turnover of a subtropical oasis soil under laboratory conditions. *Biol. Fert. Soils* 39: 165–171.
- Williams, C.H. (1950): Studies on soil phosphorus: 1: A method for partial fractionation of soil phosphorus. *Journal of Agricultural Science* 40: 233–242.
- Yan, Y., Zhou, X., Jiang, L. und Luo, Y. (2017): Effects of carbon turnover time on terrestrial ecosystem carbon storage. *Biogeosciences* 14: 5441–5454. <https://doi.org/10.5194/bg-14-5441-2017>.

- Yeo, A.R., Flowers, S.A., Rao, G., Welfare, K., Senanayake, N. und Flowers TJ (1999): Silicon reduces sodium uptake in rice (*Oryza sativa* L.) in saline conditions and this is accounted for by a reduction in the transpirational bypass flow. *Plant, Cell and Environment* 22: 559–565.
- Yoshida, S., Navasero, S.A. und Ramirez, E.A. (1969): Effects of silica and nitrogen supply on some leaf characters of the rice plant. *Plant and Soil* 31: 48–56.
- Zeng, Q. und Brown P.H. (2000): Soil potassium mobility and uptake by corn under different moisture regimes. *Plant and Soil* 221: 121–134.
- Zhang, F., Shen, J., Zhang, J., Zuo, Y., Li, L., Chen, X. (2010) Rhizosphere processes and management for improving nutrient use efficiency and crop productivity: implications for China. *Advances in Agronomy* 107: 1–32.
- Zörb, C., Senbayram, M. und Peiter, E. (2014): Potassium in agriculture – status and perspectives. *Journal of Plant Physiology* 171: 656–669.

## 7 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einstufung der Bodenreaktion (modifiziert von BMLFUW, 2017).....	4
Tabelle 2: Anzustrebende pH-Werte bezogen auf die Bodenschwere und Kulturart (modifiziert von BMLFUW, 2017).....	4
Tabelle 3: Kohlenstoffspeicherung und -umsatzraten verschiedener Biome (modifiziert von Yan et al., 2017); MTT = durchschnittliche Umsatzrate, GPP = Bruttoprimärproduktion, NPP = Nettoprimärproduktion, MAT = durchschnittliche Jahrestemperatur, MAP = durchschnittliche Jahresniederschlagsmengen .....	6
Tabelle 4: Potential von Kohlenstoffbindung durch Managementpraktiken (modifiziert von Smith et al., 2005).....	6
Tabelle 5: Gehaltsklassen für den organischen Kohlenstoffgehalt im Acker- und Grünland (modifiziert von BMLFUW, 2017).....	7
Tabelle 6: Anzustrebende organische Kohlenstoffgehalte (C <sub>org</sub> ) für unterschiedliche Tongehalte im Ackerland (modifiziert von BMLFUW, 2017).....	7
Tabelle 7: Einstufung der Phosphorgehalte (Quelle: BMLFUW, 2017).....	10
Tabelle 8: Einstufung der Kaliumgehalte (Quelle: BMLFUW, 2017).....	11
Tabelle 9: Grenzwerte für Boden-Si-Gehalte für unterschiedliche Böden und Kulturarten, mittels unterschiedlicher Extraktionsmethoden (modifiziert von Tubaña und Heckman, 2015).....	16
Tabelle 10: Mittlere Klimaverhältnisse der Kartierungsgebiete.....	31
Tabelle 11: Phosphat-Standards (entnommen und modifiziert aus den laborinternen Arbeitsblättern).....	35
Tabelle 12: Kalium-Standards.....	37
Tabelle 13: Silizium-Standards (entnommen und modifiziert aus den laborinternen Arbeitsblättern; Duboc et al., 2017).....	38
Tabelle 14: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe, Kurtosis) der Bodenkennwerte pH-Wert in einer 1 M KCl- Lösung (pH_KCl), organischer Kohlenstoff (C <sub>org</sub> ), Gesamtstickstoff (N), C/N-Verhältnis (C/N), CAL-extrahierbarer Phosphor <sub>korr</sub> (P <sub>korr_CAL</sub> ) und – extrahierbares Kalium (K_CAL), 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium (Si_CaCl <sub>2</sub> ) und 0,2 M NaOH- extrahierbares Silizium (Si_NaOH) der Neuproben der Grünlands (n=78).....	42
Tabelle 15: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe, Kurtosis) der Bodenkennwerte pH-Wert in einer 1 M KCl- Lösung (pH_KCl), organischer Kohlenstoff (C <sub>org</sub> ), Gesamtstickstoff (N), C/N-Verhältnis (C/N), CAL-extrahierbarer Phosphor <sub>korr</sub> (P <sub>korr_CAL</sub> ) und – extrahierbares Kalium (K_CAL), 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium (Si_CaCl <sub>2</sub> ) und 0,2 M NaOH- extrahierbares Silizium (Si_NaOH) der Neuproben des Ackerlands (n=20).....	47
Tabelle 16: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den pH-Wert in einer 1 M KCl-Lösung (pH (KCl)) der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=65).....	50
Tabelle 17: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den pH-Wert in einer 1 M KCl-Lösung (pH (KCl)) der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14).....	53
Tabelle 18: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den organischen Kohlenstoffgehalt (C <sub>org</sub> ) der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=63).....	54
Tabelle 19: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den organischen Kohlenstoffgehalt (C <sub>org</sub> ) der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14).....	55

Tabelle 20: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den Gesamtstickstoffgehalt der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=57). .....	57
Tabelle 21: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das C/N-Verhältnis der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=57). .....	58
Tabelle 22: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für den Gesamtstickstoffgehalt der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14). .....	60
Tabelle 23: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das C/N-Verhältnis der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14). .....	61
Tabelle 24: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Phosphor <sub>korrr</sub> der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=58). .....	62
Tabelle 25: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Phosphor <sub>korrr</sub> der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=13). .....	63
Tabelle 26: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Kalium der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=58). .....	65
Tabelle 27: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das CAL-extrahierbare Kalium der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=13). .....	66
Tabelle 28: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=63). .....	68
Tabelle 29: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=14). .....	69
Tabelle 30: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,2 M NaOH-extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Grünlands (n=59). .....	71
Tabelle 31: Deskriptive Statistik (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Schiefe und Kurtosis) für das 0,2 M NaOH-extrahierbare Silizium der Archivproben und Neuproben des Ackerlands (n=13). .....	72
Tabelle 32: Überblick über die signifikanten p-Werte der Multiplen linearen Regressionsanalysen des 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbaren – und des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Si, der Bodenfaktoren (B) und Boden- + Klimafaktoren (B+K). Archivproben: B = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C <sub>org</sub> ), Tongehalt (Ton), Sandgehalt (Sand); B+K = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C <sub>org</sub> ), Tongehalt (Ton), Sandgehalt (Sand), mittlere Jahrestemperatur (Temp.), mittlere Jahresniederschlagsmenge (Nd.). Neuproben: B = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C <sub>org</sub> ); B+K = pH-Wert (pH), organischer Kohlenstoffgehalt (C <sub>org</sub> ), mittlere Jahrestemperatur (Temp.), mittlere Jahresniederschlagsmenge (Nd.). Signifikanzniveau: '****' = 0.001; '***' =0.01; '**' =0.05; positive Signifikant '+', negative Signifikant '-' .....	79
Tabelle 33: Mittlere Gehalte des 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbaren Siliziums und des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums der untersuchten Bodentypen (Cambisol [n=27], Stagnosol [n=16], Regosol [n=6], Phaeozem [n=12], Histosol [n=5], Gleysol [n=29], Technosol [n=1], Umbrisol [n=1]). .....	82



## 8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Si-Fractionen im Boden (modifiziert von Tubaña und Heckman, 2015).....	14
Abbildung 2: Lage der Profilstandorte in Niederösterreich (entnommen und modifiziert von bfw.ac.at (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft)). .....	29
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Probenahme (x=Teilprobe). .....	30
Abbildung 4: 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium der Neuproben des Grünlands (n=78); Schwarze horizontale Linien zeigen die Grenzwerte der potentiellen Siliziumverfügbarkeit für Zuckerrohr (< 20 mg/kg) (Haysom und Chapman) und Reis (< 37 mg/kg; < 43 mg/kg) (Babu, 2015; Narayanaswamy und Prakash, 2009).....	43
Abbildung 5: 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Silizium der Neuproben des Ackerlands (n=20); Schwarze horizontale Linien zeigen die Grenzwerte der potentiellen Siliziumverfügbarkeit für Zuckerrohr (< 20 mg/kg) (Haysom und Chapman) und Reis (< 37 mg/kg; < 43 mg/kg) (Babu, 2015; Narayanaswamy und Prakash, 2009).....	48
Abbildung 6: Box-Plots für den pH-Wert (in einer 1 M KCl-Lösung) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=65; p=1,09*10 <sup>-2</sup> ).....	51
Abbildung 7: Box-Plots für den pH-Wert (in einer 1 M KCl-Lösung) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14; p=0,14). .....	53
Abbildung 8: Box-Plots des organischen Kohlenstoffgehalts (C <sub>org</sub> ) (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=63; p=8,03*10 <sup>-6</sup> ).....	54
Abbildung 9: Box-Plots des organischen Kohlenstoffgehalts (C <sub>org</sub> ) (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14; p=48).....	56
Abbildung 10: Box-Plots der Gegenüberstellung der korrigierten organischen Kohlenstoffgehalte (C <sub>org</sub> ) (g/kg) der Walkley-Black-Methode mit den analysierten organischen Kohlenstoffgehalten (g/kg) der (Trocken-) Verbrennungsmethode der Archivproben (n=92; p=5,97*10 <sup>-2</sup> ).....	57
Abbildung 11: Box-Plots des Gesamtstickstoffgehalts (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=57; p=2,63*10 <sup>-6</sup> ).....	58
Abbildung 12: Box-Plots des C/N-Verhältnisses der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=57; p=6,87*10 <sup>-4</sup> ). .....	59
Abbildung 13: Box-Plots des Gesamtstickstoffgehalts (g/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14; p=0,57). .....	60
Abbildung 14: Box-Plots des C/N-Verhältnisses der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14; p=0,67).....	61
Abbildung 15: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Phosphors <sub>korrr</sub> (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=58; p=0,20). .....	63
Abbildung 16: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Phosphors <sub>korrr</sub> (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=13; p=0,12). .....	64
Abbildung 17: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Kaliums (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=58; p=2,33*10 <sup>-16</sup> ).....	66
Abbildung 18: Box-Plots des CAL-extrahierbaren Kaliums (mg/kg) der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=13; p=0,20). .....	67
Abbildung 19: Box-Plots des 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=63; p=5,22*10 <sup>-4</sup> ).....	68
Abbildung 20: Box-Plots des 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=14; p=0,40).....	70
Abbildung 21: Box-Plots des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Grünlands (n=59; p=9,63*10 <sup>-3</sup> ).....	72
Abbildung 22: Box-Plots des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums der Archivproben und der Neuproben des Ackerlands (n=13; p=0,50). .....	73

Abbildung 23: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des pH-Werts (in einer 1 M KCL-Lösung) des Grünlands (n=65; $p=1,09 \cdot 10^{-2}$ ) und des Ackerlands (n=14; $p=0,14$ ).....	74
Abbildung 24: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des organischen Kohlenstoffgehalts ( $C_{org}$ ) (g/kg) des Grünlands (n=63; $8,03 \cdot 10^{-6}$ ) und des Ackerlands (n=14; $p=0,48$ ).....	74
Abbildung 25: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des Gesamtstickstoffgehalts (g/kg) des Grünlands (n=57; $p=2,63 \cdot 10^{-6}$ ) und des Ackerlands (n=14; $p=0,57$ ). ....	75
Abbildung 26: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des C/N-Verhältnisses des Grünlands (n=57; $p=6,87 \cdot 10^{-4}$ ) und des Ackerlands (n=14; $p=0,67$ ). ....	75
Abbildung 27: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des CAL-extrahierbaren Phosphors <sub>kor</sub> (mg/kg) des Grünlands (n=58; $p=0,20$ ) und des Ackerlands (n=13; $p=0,12$ ).....	76
Abbildung 28: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des CAL-extrahierbaren Kaliums (mg/kg) des Grünlands (n=58; $p=2,33 \cdot 10^{-16}$ ) und des Ackerlands (n=13; $p=0,12$ ).....	76
Abbildung 29: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des 0,01 M $CaCl_2$ - extrahierbaren Siliziums des Grünlands (n=63; $p=5,22 \cdot 10^{-4}$ ) und des Ackerlands (n=14; $p=0,40$ ).....	77
Abbildung 30: Gegenüberstellung der zeitlichen Entwicklung des 0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums des Grünlands (n=59; $p=9,63 \cdot 10^{-3}$ ) und des Ackerlands (n=13; $p=0,50$ ). ....	77
Abbildung 31: Box-Plots des 0,01 M $CaCl_2$ -extrahierbaren Siliziums und des 0,2 M NaOH- extrahierbaren Siliziums der untersuchten Bodentypen (Cambisol [n=27], Stagnosol [n=16], Regosol [n=6], Phaeozem [n=12], Histosol [n=5], Gleysol [n=29], Technosol [n=1], Umbrisol [n=1]).....	83
Abbildung 32: Box-Plots der grundlegenden Bodenkennwerte Sandgehalt (g/kg), Schluffgehalt (g/kg), Tongehalt und pH-Wert (in einer 1 M KCl-Lösung) der untersuchten Bodentypen (Cambisol [n=27], Stagnosol [n=16], Regosol [n=6], Phaeozem [n=12], Histosol [n=5], Gleysol [n=29], Technosol [n=1], Umbrisol [n=1]).....	84

## 9 Formel-/Gleichungsverzeichnis

Formel 1: Berechnung des Restfeuchtegehalts (%) der Bodenprobe (Quelle: laborinterne Arbeitsblätter).....	32
Formel 2: Berechnung des Carbonat-Äquivalent-Gehalts (g/kg) der Bodenprobe (Quelle: laborinterne Arbeitsblätter; ÖNORM L 1084).....	33
Formel 3: Berechnung des organischen Kohlenstoffgehalts (Quelle: laborinterne Arbeitsblätter; ÖNORM L 1080).....	34
Formel 4: Berechnung der (jeweils untersuchten) Konzentration im Bodenextrakt (mg/L)....	36
Formel 5: Berechnung der (jeweils untersuchten) Konzentration in der Bodenprobe (mg/kg). .....	36
Formel 6: Berechnung der korrigierten CAL-extrahierbaren Phosphorgehalte für Böden mit einem pH-Wert < 6 (Quelle: Spiegel et al., 2006). ....	36
Gleichung 1: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Siliziums“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C <sub>org</sub> ) und „Tongehalt“ in g/kg (Ton) (R <sup>2</sup> :49%; adj. R <sup>2</sup> :47,3%). .....	78
Gleichung 2: Model der abhängigen Variable „0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „Sandgehalt“ in g/kg (Sand) und „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C <sub>org</sub> ) (R <sup>2</sup> :50,2%; adj. R <sup>2</sup> :48,4%)....	79
Gleichung 3: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Siliziums“ der Neuproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH) und „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C <sub>org</sub> ) (R <sup>2</sup> :18,4%; adj. R <sup>2</sup> :16,6%).....	80
Gleichung 4: Model der abhängigen Variable „0,2 M NaOH-extrahierbares Silizium“ der Neuproben, mit der unabhängigen Variable „pH-Wert“ (pH) (R <sup>2</sup> : 55,8%; adj. R <sup>2</sup> : 55,3%). .....	80
Gleichung 5: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Siliziums“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „Tongehalt“ in g/kg (Ton), „Landnutzung Grünland“ (Grünland“, „Landnutzung Weckselland“ (Weckselland) und „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C <sub>org</sub> ) und (R <sup>2</sup> :56,4%; adj. R <sup>2</sup> :53,8%).....	85
Gleichung 6: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Siliziums“ der Archivproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C <sub>org</sub> ), „Tongehalt“ in g/kg (Ton) und des „0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums“ (amorphe Siliziumfraktion) (R <sup>2</sup> :54,4%; adj. R <sup>2</sup> :52,2%).....	85
Gleichung 7: Model der abhängigen Variable „0,01 M CaCl <sub>2</sub> -extrahierbares Siliziums“ der Neuproben, mit den unabhängigen Variablen „pH-Wert“ (pH), „organischer Kohlenstoffgehalt“ in g/kg (C <sub>org</sub> ) und „des „0,2 M NaOH-extrahierbaren Siliziums“ (amorphe Siliziumfraktion) (R <sup>2</sup> :31%; adj. R <sup>2</sup> :28,8%).....	86

## 10 Datenanhang: Standortdaten

Kartierungs- bereich	Profil- nummer	Gemeinde	KPG	Kleinproduktionsgebiet	HPG	Hauptproduktionsgebiet
1	1001	Moosbrunn	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1002	Moosbrunn	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1003	Moosbrunn	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1004	Moosbrunn	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1005	Moosbrunn	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1006	Moosbrunn	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1007	Moosbrunn	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1018	Ebergassing	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1050	Himberg	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1065	Ebergassing	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
1	1068	Schwechat	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
26	26034	Münchendorf	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
26	26035	Münchendorf	809	Wiener Boden	8	Nordöstliches Flach- und Hügelland
26	26045	Hinterbrühl	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26058	Wienerwald	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26059	Wienerwald	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26064	Breitenfurt bei Wien	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26065	Wienerwald	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26066	Breitenfurt bei Wien	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26067	Breitenfurt bei Wien	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26068	Breitenfurt bei Wien	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26069	Laab im Walde	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen
26	26073	Wienerwald	208	Östlicher Wienerwald	2	Voralpen

Kartierungs- bereich	Profil- nummer	Gemeinde	KPG	Kleinproduktionsgebiet	HPG	Hauptproduktionsgebiet
191	191011	Grünau	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
191	191024	Rabenstein an der Pielach	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
191	191025	Grünau	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
191	191026	Kirchberg an der Pielach	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
191	191040	Schwarzenbach an der Pielach	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
191	191041	Kirchberg an der Pielach	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196004	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196005	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196006	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196007.1	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196007.2	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196014	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196015	Gaming	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196020	Reinsberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196022	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196023	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196024	Gaming	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196040.1	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196040.2	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196041	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196042	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196044	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196047	Lunz am See	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196048	Göstling an der Ybbs	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196049	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen

Kartierungs- bereich	Profil- nummer	Gemeinde	KPG	Kleinproduktionsgebiet	HPG	Hauptproduktionsgebiet
196	196050	Reinsberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196056	Lunz am See	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196057	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196058.1	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196066	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196067	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196074	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196075	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196076.1	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196076.2	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196077	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196078	Randegg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196079	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196080	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196081	Reinsberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196082	Reinsberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196083	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196084	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196085	Reinsberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196086	Reinsberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
196	196087	Gresten-Land	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200002	Buchbach	209	Thermenrand	2	Voralpen
200	200003	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200004	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200010	Buchbach	209	Thermenrand	2	Voralpen

Kartierungs- bereich	Profil- nummer	Gemeinde	KPG	Kleinproduktionsgebiet	HPG	Hauptproduktionsgebiet
200	200014	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200015	Payerbach	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200016	Payerbach	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200017	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200018	Altendorf	307	Bucklige Welt	3	Alpenostrand
200	200019	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200035	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200052	Reichenau an der Rax	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200053	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200061	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200064	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200065	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200066	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200067	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200077	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
200	200078	Schwarzau im Gebirge	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205001	Annaberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205005	Türnitz	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205006	Annaberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205025	Eschenau	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205033	Traisen	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205034	Eschenau	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205040	Annaberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205049	Annaberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen
205	205050	Annaberg	206	Niederösterreichische Kalkalpen	2	Voralpen

## 11 Datenanhang: Internationale und österreichische Bodenklassifikation

Profilnummer	Internationale Bodenklassifikation WRB (2014)	Österreichische Bodenklassifikation (Fink, 1969)
1001	Eutric Chernic Gleysol (Epiloamic, Hyperhumic)	überlagertes Niedermoor
1002	Eutric Chernic Gleysol (Abruptic, Episiltic, Hyperhumic)	überlagertes Niedermoor
1003	Dystric Mollic Gleysol (Amphiloamic, Aric, Hyperhumic)	überlagertes, versalztes Niedermoor
1004	Rheic Episapric Endohemic Histosol (Epiloamic, Mineralic)	überlagerndes, versalztes Niedermoor
1005	Eutric Mollic Gleysol (Anoloamic, Hyperhumic, (Skeletal))	kalkhaltiges Anmoor
1006	Eutric Chernic (Mollic) Gleysol (Episiltic / Amphiloamic, Aric, Hyperhumic)	aggregiertes, versalztes, kalkhaltiges Anmoor
1007	Eutric Fluvic Chernic Gleysol (Epiloamic (Epiloamic /Amphisiltic), Aric, Hyperhumic, Thaptoorganic)	überlagertes, versalztes Anmoor
1018	Calcaric Chernic Gleysol (Pantosiltic, Aric, Humic, Raptic)	kalkhaltiger Gley
1050	Calcaric Chernic Rendzic Phaeozem (Epiloamic / Endosiltic, Aric, Densic)	kalkhaltige Feuchtschwarzerde
1065	Calcaric Phaeozem (Epiloamic / Katosiltic, Aric, Colluvic, Pachic, Protocalcic)	schwach vergleytes, kalkhaltiges Kolluvium
1068	Eutric Gleyic Regosol (Episiltic / Katoloamic, Aric, Humic)	vergleytes, kalkhaltiges Kolluvium
26034	Calcaric Gleyic Chernic Rendzic Phaeozem (Anoloamic, Aric, Densic, Pachic)	versalzte, kalkhaltige Feuchtschwarzerde
26035	Calcaric Chernic Gleysol (Pantoclayic, Aric, Humic)	versalzte, kalkhaltige Feuchtschwarzerde
26045	Calcaric Mollic Gleysol (Katoclayic, Humic)	kalkhaltiger Gley
26058	Eutric Skeletic Protostagnic Cambisol (Humic)	pseudovergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
26059	Cambic Protostagnic Leptic Phaeozem (Epiloamic, Aric)	pseudovergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
26064	Eutric Protostagnic Cambisol (Episiltic / Endoloamic, Densic)	pseudovergleyte, kalkfreie Lockersediment - Braunerde
26065	Stagnic Phaeozem (Epiloamic /Amphiclayic)	Pseudogley
26066	Stagnic Leptic Phaeozem (Episiltic (Episiltic / Epiloamic), Aric, Densic)	Pseudogley
26067	Eutric Stagnosol (Amphisiltic (Amphisiltic / Endoloamic), Humic)	Pseudogley
26068	Dystric Stagnic Leptic Regosol (Geoabruptic, Anoloamic/clayic, Aric, Densic)	Pseudogley
26069	Eutric Stagnic Regosol (Geoabruptic, Episiltic / Katoclayic, Densic, Humic)	Pseudogley, kolluvial angereichert
26073	Cambic Protostagnic Leptic Phaeozem (Epiclayic, Aric)	pseudovergleyter Braunlehm

Profilnummer	Internationale Bodenklassifikation WRB (2014)	Österreichische Bodenklassifikation (Fink, 1969)
191011	Eutric Mollic Gleysol (Katoloamic, Humic, Inclinic)	kalkfreier Hanggley
191024	Dystric Planosol (Anoloamic /Endoclayic, Humic)	Typischer Pseudogley
191025	Eutric Stagnosol (Pantosiltic (Katosiltic), Humic, Inclinic)	Hangpseudogley
191026	Dystric Mollic Stagnosol (Katoloamic/-clayic, Humic, Inclinic)	Hangpseudogley
191040	Dystric Stagnosol (Epiloamic / Amphiclayic, Humic)	Typischer Pseudogley
191041	Dystric Stagnosol (Pantoloamic, Humic, Inclinic)	Hangpseudogley
196004	Calcaric Cambic Gleyic Phaeozem (Pantoloamic (Anosiltic / Endoloamic), Aric, Humic)	vergleyter, kalkhaltiger Brauner Auboden
196005	Eutric Stagnic Gleysol (Pantoloamic (Epiclayic / Katoloamic), Aric, Drainic, Uterquic)	entwässerter, kalkfreier Gley mit Pseudovergleydynamik
196006	Dystric Fluvisol Gleysol (Amphiloamic, Drainic)	entwässerter, kalkfreier Gley
196007.1	Eutric Katocalcaric Gleysol (Luvic, Epiclayic / Endoloamic, Humic)	kalkfreier Typischer Gley
196007.2	Cambic Gleyic Umbrisol (Anoloamic, Amphieutric)	vergleyte, kalkfreie Lockersediment-Braunerde
196014	Eutric Cambisol (Amphiloamic/-clayic, Aric, Humic)	Lockersediment-Braunerde
196015	Dystric Gleyic Cambisol (Katoclayic, Densic, Humic)	vergleyte Lockersediment-Braunerde
196020	Eutric Stagnosol (Amphiclayic / Endoloamic, Aric, Humic, Raptic)	Typischer Pseudogley
196022	Dystric Stagnic Cambisol (Abruptic, Katoclayic, Humic)	pseudovergleyter Braunlehm
196023	Dystric Rheic Anosapric Histosol (Endomineralic)	kalkfreies Niedermoor
196024	Eutric Mollic Gleysol (Episiltic / Endoclayic, Drainic, Humic)	entwässerter Gley
196040.1	Eutric Gleyic Cambisol (Katoclayic, Humic, Inclinic)	vergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
196040.2	Dystric Histic Gleysol (Katoloamic (Amphiloamic / Endoclayic), Humic)	kalkfreier Extremer Gley
196041	Dystric Stagnic Cambisol (Episiltic / Katoclayic, Humic, Cambic)	pseudovergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
196042	Stagnic Cambisol (Episiltic / Katoloamic, Densic, Humic)	pseudovergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
196044	Eutric Stagnic Cambisol (Episiltic / Katoloamic, Humic))	pseudovergleyte, entkalkte Lockersediment-Braunerde
196047	Dystric Gleyic Cambisol (Amphiloamic / Endoclayic, Densic)	vergleyte, kalkfreie Lockersediment-Braunerde
196048	Eutric Stagnosol (Geoabruptic, Katoclayic, Humic)	Typischer Pseudogley
196049	Eutric Leptic Stagnosol (Amphiclayic, Humic)	Typischer Pseudogley

Profilnummer	Internationale Bodenklassifikation WRB (2014)	Österreichische Bodenklassifikation (Fink, 1969)
196050	Eutric Stagnosol (Epiloamic / Endoclayic, Humic)	Extremer Pseudogley
196056	Endeutric Stagnic Skeletic Cambisol (Geoabruptic, Epiloamic, Densic, Humic)	pseudovergleyter Braunlehm
196057	Eutric Gleysol (Pantoloamic (Epiloamic / Katoclayic), Drainic)	entwässerter, kalkfreier Gley
196058.1	Eutric Gleysol (Amphiloamic / Endoclayic Humic, Inclinic)	kalkfreier Hanggley
196066	Stagnic Cambisol (Endosiltic / Endoclayic, Bathycalcaric)	pseudovergleyte, entkalkte Felsbraunerde
196067	Eutric Stagnic Cambisol (Katoclayic, Aric, Humic)	pseudovergleyte, entkalkte Felsbraunerde
196074	Dystric Gleyic Cambisol (Pantoloamic)	vergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
196075	Dystric Gleyic Cambisol (Episiltic / Endoclayic, Densic)	vergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
196076.1	Eutric Gleysol (Katoloamic / Endoclayic, Humic, Inclinic, Cambic)	vergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
196076.2	Eutric Gleysol (Epiloamic / Katoclayic, Humic, Inclinic)	kalkfreier Hanggley
196077	Dystric Skeletic Stagnic Cambisol (Anoloamic, Raptic)	pseudovergleyte, kalkfreie Felsbraunerde
196078	Umbric Stagnosol (Katoclayic, Humic)	Pseudogley
196079	Eutric Stagnosol (Aric, Humic, Skeletic)	Typischer Pseudogley
196080	Eutric Stagnic Regosol (Endoclayic, Aric, Humic)	Typischer Pseudogley
196081	Dystric Stagnosol (Katoclayic, Aric, Humic, Inclinic)	Typischer Pseudogley
196082	Eutric Stagnic Regosol (Geoabruptic, Amphiclayic / Endoloamic, Aric, Humic)	Stagnogley
196083	Dystric Albic Leptic Stagnosol (Amphiclayic, Aric, Humic)	Relikt pseudogley
196084	Eutric Leptic Regosol (Amphiclayic, Humic, Raptic)	kalkhaltiger Farb-Ortsboden
196085	Eutric Stagnic Cambisol (Anoloamic / Endoclayic, Aric)	kalkfreier Farb-Ortsboden
196086	Dystric Cambisol (Epiloamic / Endosiltic, Aric)	kalkfreies Kolluvium
196087	(Eutric) Gleyic Cambisol (Amphiclayic / Endoloamic, Humic)	vergleytes, kalkfreies Kolluvium
200002	Dystric Rheic Katosapric Histosol (Epimineralic)	Übergangsmoor
200003	Eutric Katocalcaric Rheic Amphisapric Histosol (Mineralic)	überlagertes Niedermoor
200004	Calcaric Mollic Gleysol (Katosiltic, Hyperhumic, Raptic)	kalkhaltiges Anmoor
200010	Calcaric Gleysol (Pantosiltic, Aric, Humic, Cambic)	vergleyter, kalkhaltiger Brauner Auboden

Profilnummer	Internationale Bodenklassifikation WRB (2014)	Österreichische Bodenklassifikation (Fink, 1969)
200014	Calcaric Mollic Gleysol (Episiltic, Hyperhumic, Skeletic)	kalkhaltiger Gley
200015	Eutric Umbric Gleysol (Katoloamic, Aric, Drainic)	entwässerter, kalkfreier Gley
200016	(Dystric) Umbric Gleysol (Anosiltic, Humic, Skeletic)	kalkfreier Gley
200017	Eutric Mollic Gleysol (Pantosiltic (Katoloamic), Humic)	kalkfreier Gley
200018	Dystric Gleysol (Episiltic, Humic, Leptic)	kalkfreier Extremer Gley
200019	Eutric Gleysol (Abruptic, Katoclayic, Humic)	kalkfreier Extremer Gley
200035	Calcaric Cambic (Protostagnic) Phaeozem (Abruptic, Densic, Skeletic)	pseudovergleyte, kalkhaltige Felsbraunerde
200052	Cambic Gleyic Chernic Phaeozem (Abruptic, Pantosiltic)	schwach vergleyte, kalkhaltige Lockersediment-Braunerde
200053	Calcaric Cambic Gleyic Rendzic Phaeozem (Pantosiltic, Densic)	vergleyte, kalkhaltige Lockersediment-Braunerde
200061	Eutric Stagnic Cambisol (Pantoloamic, Densic, Humic)	pseudovergleyte Lockersediment-Braunerde
200064	Eutric Stagnosol (Katoloamic/clayic, Humic)	Pseudogley
200065	Calcaric Stagnosol (Amphiclayic, Densic, Humic)	Pseudogley
200066	Stagnic (Skeletic) Phaeozem (Amphiclayic, Densic)	Pseudogley
200067	Eutric Gleysol (Katoclayic, Humic)	Stagnogley
200077	Dystric Leptic Cambisol (Amphiclayic, Humic)	kalkfreier Farb- Ortsboden
200078	Dystric Cambisol (Katoclayic, Densic)	kalkfreier Farb- Ortsboden
205001	Dystric Rheic Epi-/Katosapric Epihemic Histosol	kalkfreies Niedermoor
205005	Eutric Katocalcaric (Gleyic) Cambisol (Episiltic / Amphiarenic/loamic, Hyperhumic, Raptic)	schwach vergleyter, kalkhaltiger Brauner Auboden
205006	Eutric Gleysol (Anoloamic (Epiloamic/siltic / Endoloamic), Drainic, Humic)	entwässerter, kalkfreier Gley
205025	Eutric Endocalcaric Stagnic Cambisol (Anoclayic, Densic, Humic)	pseudovergleyte, entkalkte Felsbraunerde
205033	Dystric Stagnosol (Anosiltic, Humic)	Stagnogley
205034	Technosol (Dystric Katoloamic, Drainic, Humic, Relocatic, Stagnic)	entwässerter, kalkfreier Planieboden
205040	Eutric Katocalcaric Stagnic Cambisol (Amphiclayic, Densic, Humic)	pseudovergleyte, entkalkte Felsbraunerde
205049	Eutric Stagnic Cambisol (Amphiloamic / Endosiltic, Humic)	pseudovergleyte, entkalkte Lockersediment - Braunerde
205050	Dystric Stagnic Cambisol (Pantosiltic, Densic, Humic)	Typischer Pseudogley

## 12 Datenanhang: eBod- und Klimadaten

		eBod-Daten						Klimadaten	
Profilnummer	Erstbeprobung	pH	Sand (g/kg)	Schluff (g/kg)	Ton (g/kg)	Carbonat (g/kg)	Humus (g/kg)	mittlere Jahrestemperatur (1970-2000) (°C)	mittlerer Jahres-Niederschlag (1970-2000) (mm)
1001	1995	7,9	130	590	280	330	110	9,7	567,00
1002	1995	7,8	100	840	60	290	100	9,7	568,00
1003	1996	7,6	100	640	260	236	298	9,8	571,00
1004	1996	7,4	120	590	290	225	281	9,8	570,00
1005	1995	7,8	100	580	320	370	160	9,7	569,00
1006	1996	7,9	160	650	190	424	127	9,7	567,00
1007	1996	7	90	630	280	342	120	9,8	567,00
1018	1996	7,6	120	810	70	254	82	9,8	569,00
1050	1995	7,5	50	640	310	440	51	9,7	553,00
1065	1996	7,7	410	360	230	200	18	9,8	572,00
1068	1996	7,4	140	600	260	41	44	9,7	596,00
26034	1989	7,6	110	530	360	516	51	9,7	552,00
26035	1989	7,6	100	340	560	158	48	9,7	552,00
26045	1993	7,2	140	600	260	470	74	8,5	744,00
26058	1993	5,8	110	630	260	0	46	8,2	776,00
26059	1993	5,9	250	470	280	0	32	8,3	788,00
26064	1994	6,1	120	680	200	0	30	8,7	707,00
26065	1993	6,8	190	460	350	5	45	8,0	813,00
26066	1994	6,4	200	600	200	0	33	7,9	832,00
26067	1994	6,5	120	590	290	0	43	7,9	822,00
26068	1994	5,7	160	570	270	0	26	8,0	817,00
26069	1994	6,5	170	670	160	0	63	8,7	717,00
26073	1993	6,7	250	430	320	0	37	8,3	749,00
191011	1987	6,1	130	630	240	0	74	8,0	990,00
191024	1987	6,2	100	700	200	0	47	8,4	912,00
191025	1987	6,1	320	500	180	0	31	8,5	858,00
191026	1988	5,9	120	670	210	0	32	8,2	1004,00
191040	1989	5,9	100	610	290	0	44	6,0	1483,00
191041	1988	5,3	0	710	290	0	55	7,7	1136,00
196004	1988	7,3	50	680	270	113	53	8,0	1220,00
196005	1990	7	180	420	400	0	22	8,3	1088,00
196006	1990	6	240	530	230	0	36	8,0	1185,00
196007.1	1986	5,5	30	620	350	0	123	6,2	1550,00
196007.2	1990	5,7	330	480	190	0	57	7,9	1187,00
196014	1988	6,1	70	670	260	0	34	7,7	1327,00

		eBod-Daten						Klimadaten	
Profilnummer	Erstbeprobung	pH	Sand (g/kg)	Schluff (g/kg)	Ton (g/kg)	Carbonat (g/kg)	Humus (g/kg)	mittlere Jahrestemperatur (1970-2000) (°C)	mittlerer Jahres-Niederschlag (1970-2000) (mm)
196015	1986	4,7	90	600	310	0	47	4,9	1591
196020	1988	4,9	90	700	210	0	32	8,0	1227
196022	1986	4,7	70	780	150	0	46	6,2	1547
196023	1986	5,1				0	659	4,9	1652
196024	1987	6,8	170	710	120	13	70	7,3	1332
196040.1	1988	5,9	50	700	250	0	44	7,5	1366
196040.2	1986	4,8				0	371	5,9	1550
196041	1986	4,4	130	600	270	0	36	4,7	1586
196042	1986	5,1	130	710	160	0	42	5,6	1586
196044	1986	5,3	180	640	180	0	43	5,4	1619
196047	1986	4,2	50	720	230	0	27	4,9	1696
196048	1986	5,3	130	690	180	0	50	5,1	1637
196049	1988	6,4	50	590	360	0	57	7,6	1345
196050	1987	5,7	70	700	230	0	102	6,7	1412
196056	1986	4,8	110	730	160	0	40	5,7	1583
196057	1988	6,2	120	580	300	0	33	6,9	1353
196058.1	1988	5,3	100	640	260	0	56	7,5	1278
196066	1989	4,8	230	540	230	0	22	6,7	1450
196067	1988	4,9	120	570	310	0	51	6,8	1357
196074	1989	4,9	480	340	180	0	23	7,4	1343
196075	1989	4,8	250	580	170	0	17	6,7	1426
196076.1	1988	6	70	650	280	0	89	7,9	1265
196076.2	1988	5,9	110	600	290	0	84	7,9	1255
196077	1989	4,9	440	430	130	0	21	6,5	1489
196078	1989	4,1	50	660	290	0	42	6,3	1491
196079	1988	5,8	160	620	220	0	33	7,0	1301
196080	1988	4,9	120	660	220	0	42	7,9	1248
196081	1988	5,5	80	690	230	0	36	8,0	1194
196082	1988	5,8	100	710	190	0	41	7,6	1291
196083	1989	5,4	120	640	240	0	56	7,1	1334
196084	1988	6,8	70	600	330	10	155	7,9	1252
196085	1988	5,5	300	490	210	0	40	7,7	1245
196086	1988	4,9	380	470	150	0	28	7,9	1250
196087	1988	5,6	50	610	340	0	39	7,6	1314
200002	1986	6,3				0	246	7,9	812
200003	1988	7,1				349	221	5,9	1114
200004	1988	7,2	260	560	180	461	179	6,2	1075

		eBod-Daten						Klimadaten	
Profilnummer	Erstbeprobung	pH	Sand (g/kg)	Schluff (g/kg)	Ton (g/kg)	Carbonat (g/kg)	Humus (g/kg)	mittlere Jahrestemperatur (1970-2000) (°C)	mittlerer Jahres-Niederschlag (1970-2000) (mm)
200010	1986	7,5	160	730	110	113	41	8,1	777
200014	1988	7,2	80	700	220	341	219	6,2	1085
200015	1987	5,2	170	640	190	0	35	7,8	847
200016	1987	5,7	150	710	140	0	72	6,0	1048
200017		6,3	60	680	260	0	97	6,3	1074
200018	1986	5,3	400	520	80	0	45	6,9	917
200019	1988	5,7	150	650	200	0	181	6,3	1079
200035	1988	7,3	210	570	220	461	54	4,8	1244
200052	1987	7	140	750	110	95	49	7,5	916
200053	1988	7,1	290	580	130	540	112	5,8	1196
200061	1988	6,8	80	590	330	8	63	4,9	1243
200064	1988	6,4	170	630	200	0	50	5,8	1150
200065	1988	7,4	130	640	230	229	57	6,1	1109
200066	1988	6	140	630	230	0	45	5,4	1200
200067	1988	6,6	40	640	320	0	155	5,5	1160
200077	1988	5,9	70	560	370	0	35	4,8	1216
200078	1988	4,7	70	660	270	0	33	5,0	1212
205001	1997	6,4				0	371	5,2	1477
205005	1997	7	240	640	120	4	181	7,8	1127
205006	1997	5,5	120	580	300	0	66	4,9	1497
205025	1997	5,8	90	600	310	0	56	7,5	1018
205033	1996	5,6	170	670	160	0	44	7,5	1037
205034	1996	5,7	170	690	140	0	85	7,3	1021
205040	1997	5,1	110	530	360	0	58	5,7	1459
205049	1997	5,3	120	630	250	0	55	5,4	1522
205050	1997	5,1	90	780	130	0	50	4,8	1523

## 13 Datenanhang: Daten Archivproben

Daten Archivproben (Beprobung 1980 – 2000)											
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	errechneter organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)
1001	GRÜNLAND	7,9	330	12,1	153,0	82,9	12,1	315	30,3	30,3	47,7
1002	GRÜNLAND	7,8	290	11,6	143,3	75,4	5,3	455	14,6	14,6	<16,05
1003	ACKERLAND	7,6	236	17,3	186,8	242,0	18,2	387	41,4	41,4	44,9
1004	GRÜNLAND	7,4	225	15,7	176,9	228,2	11,7	449	<11,3	<11,3	14,9
1005	GRÜNLAND	7,8	370	14,1	125,6	129,9	15,0	837	21,2	21,2	<12,13
1006	ACKERLAND	7,9	424	7,0	79,9	99,4	27,8	732	72,1	72,1	120,0
1007	ACKERLAND	7	342	6,0	73,7	90,5	39,8	1301	71,4	71,4	86,7
1018	ACKERLAND	7,6	254	4,7	49,8	59,0	21,2	1015	<11,3	<11,3	<12,13
1050	ACKERLAND	7,5	440	4,1	41,3	35,5	35,1	1498	54,5	54,5	126,1
1065	ACKERLAND	7,7	200	1,1	10,6	11,8	34,9	2078	108,6	108,6	147,6
1068	ACKERLAND	7,4	41	2,3	27,1	30,6	54,8	2942	229,5	229,5	333,0
26034	ACKERLAND	7,6	516	4,8	46,4	35,5	22,5	1258	35,7	35,7	84,0
26035	ACKERLAND	7,6	158	4,4	49,4	33,4	38,0	9666 *			
26045	GRÜNLAND	7,2	470	7,2	69,6	53,2	27,2	1074	14,1	14,1	<21,8
26058	GRÜNLAND	5,8	0	3,5	35,2	32,0	13,9	2216	9,2	11,4	<21,8
26059	ACKERLAND	5,9	0	2,8	25,7	22,3	29,0	2846	15,4	17,4	94,9
26064	GRÜNLAND	6,1	0	2,9	26,2	20,9	12,5	2099	<9,1	<9,1	<16,05
26065	ACKERLAND	6,8	5	3,5	34,5	31,3	63,1	3320	18,9	18,9	65,6
26066	ACKERLAND	6,4	0	3,2	34,4	23,0	15,8	2291	37,9	37,9	369,5
26067	GRÜNLAND	6,5	0	3,7	35,1	29,9	23,6	2279	13,0	13,0	16,0

Daten Archivproben (Beprobung 1980 – 2000)											
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	errechneter organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)
26068	ACKERLAND	5,7	0	2,7	25,9	17,0	14,9	2808	9,3	11,5	62,8
26069	GRÜNLAND	6,5	0	5,2	52,1	43,9	26,8	2117	11,9	11,9	<21,8
26073	ACKERLAND	6,7	0	3,0	28,4	25,8	57,9	3204	20,9	20,9	197,5
191011	GRÜNLAND	6,1	0	6,0	60,0	53,2	13,5	1525	5,5	5,5	<16,05
191024	GRÜNLAND	6,2	0	3,7	35,3	32,7	24,3	2120	20,4	20,4	<16,05
191025	GRÜNLAND	6,1	0	2,4	21,8	21,6	16,3	1689	11,8	11,8	<21,8
191026	GRÜNLAND	5,9	0	2,2	25,8	22,3	9,4	1429	<6,7	<8,9	<16,05
191040	GRÜNLAND	5,9	0	3,8	34,5	30,6	18,7	3299	10,3	12,4	<16,05
191041	GRÜNLAND	5,3	0	4,8	41,1	38,3	19,1	3406	18,1	20,1	<12,13
196004	WECHSELLAND	7,3	113	4,7	47,5	36,9	33,0	1722	12,3	12,3	19,1
196005	ACKERLAND	7	0	2,3	21,4	14,4	33,3	2340	48,1	48,1	99,6
196006	GRÜNLAND	6	0	3,8	34,5	25,1	10,0	2027	32,7	32,7	<21,8
196007.1	GRÜNLAND	5,5	0	9,6	86,3	96,3	20,8	13041 *			
196007.2	GRÜNLAND	5,7	0	3,6	57,2	39,7	11,0	1643	14,4	16,5	33,4
196014	WECHSELLAND	6,1	0	3,3	30,2	23,7	27,6	2697	34,3	34,3	54,0
196015	GRÜNLAND	4,7	0	4,4	38,6	32,7	6,5	4234	13,9	16,0	<16,05
196020	WECHSELLAND	4,9	0	2,7	22,4	22,3	6,7	2825	39,4	41,0	89,9
196022	GRÜNLAND	4,7	0	4,2	35,8	32,0	10,9	6158	23,6	25,5	31,4
196023	GRÜNLAND	5,1	0	61,7 *	318 *	535,2	7,1	3114			
196024	GRÜNLAND	6,8	13	6,0	61,2	48,7	29,3	1584	22,6	22,6	13,8
196040.1	GRÜNLAND	5,9	0	3,7	32,8	30,6	21,3	5808	13,0	15,1	17,0
196040.2	GRÜNLAND	4,8	0			301,3 *	6,2	6140	37,2	38,8	26,1

Daten Archivproben (Beprobung 1980 – 2000)											
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	errechneter organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)
196041	GRÜNLAND	4,4	0	3,1	26,4	25,1	8,2	4239	9,7	11,8	<16,05
196042	GRÜNLAND	5,1	0	3,9	32,9	29,2	8,7	3604	16,1	18,1	15,6
196044	GRÜNLAND	5,3	0	3,9	36,4	29,9	13,4	3927	15,5	17,5	<16,05
196047	GRÜNLAND	4,2	0	2,7	24,0	17,7	9,0	5626	<9,1	<11,3	<21,8
196048	GRÜNLAND	5,3	0	4,3	38,5	34,8	10,5	5326	60,4	61,5	24,9
196049	GRÜNLAND	6,4	0	5,5	54,0	39,7	33,7	2381	21,9	21,9	40,3
196050	GRÜNLAND	5,7	0			76,9 *	10,2	2044	66,3	67,3	<16,05
196056	GRÜNLAND	4,8	0	3,4	30,9	27,8	8,5	5318	10,1	12,2	14,2
196057	GRÜNLAND	6,2	0	2,6	26,2	23,0	23,9	2043	21,0	21,0	41,8
196058.1	GRÜNLAND	5,3	0	4,9	45,6	39,0	11,4	3607	25,1	26,9	31,2
196066	GRÜNLAND	4,8	0	2,3	19,7	14,4	7,4	3183	11,7	13,8	30,7
196067	WECHSELLAND	4,9	0	3,2	32,5	35,5	9,2	2293	10,9	13,0	<21,8
196074	GRÜNLAND	4,9	0	2,1	19,4	15,1	4,6	2308	15,0	17,0	<7,99
196075	GRÜNLAND	4,8	0	1,9	15,1	11,1	6,1	2606	8,7	10,9	<21,8
196076.1	GRÜNLAND	6	0	6,3	67,5	64,0	23,6	2918	22,4	22,4	122,8
196076.2	GRÜNLAND	5,9	0	6,1	63,8	60,4	24,4	3097	19,4	21,4	61,3
196077	GRÜNLAND	4,9	0	2,0	17,3	13,8	5,8	2288	9,9	12,0	10,1
196078	GRÜNLAND	4,1	0	3,5	36,1	29,2	4,4	5796	17,9	19,9	49,5
196079	WECHSELLAND	5,8	0	2,6	23,5	23,0	13,0	1884	9,6	11,7	<21,8
196080	WECHSELLAND	4,9	0	3,4	28,5	29,2	7,7	2142	18,0	20,0	15,0
196081	WECHSELLAND	5,5	0	3,2	27,9	25,1	11,3	2589	22,1	24,0	43,7
196082	WECHSELLAND	5,8	0	3,3	30,0	28,5	15,9	2078	14,7	16,7	19,9

Daten Archivproben (Beprobung 1980 – 2000)											
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	errechneter organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)
196083	WECHSELLAND	5,4	0	4,7	47,1	39,0	9,8	8572	50,5	51,8	29,6
196084	GRÜNLAND	6,8	10	9,0	92,2	125,9	44,0	9272 *			
196085	WECHSELLAND	5,5	0	3,3	33,0	27,8	10,4	2183	27,1	28,9	<21,8
196086	WECHSELLAND	4,9	0	2,4	22,2	18,4	8,5	3410	<11,3	<13,4	<12,13
196087	GRÜNLAND	5,6	0	3,1	26,7	27,1	7,8	2415	12,1	14,2	17,9
200002	GRÜNLAND	6,3	0	11,3	134,9	199,8	22,2	2631	<9,1	<9,1	104,6
200003	GRÜNLAND	7,1	349	11,0	128,6	179,5	12,1	721	23,2	23,2	13,0
200004	GRÜNLAND	7,2	461	9,6	113,1	145,4	8,3	751	17,0	17,0	26,4
200010	ACKERLAND	7,5	113	3,3	61,5	28,5	38,0	1317	39,7	39,7	48,7
200014	GRÜNLAND	7,2	341	13,2	135,7	177,8	10,8	1216	19,8	19,8	17,7
200015	ACKERLAND	5,2	0	5,4	51,9	24,4	22,5	1571	37,4	39,0	<7,99
200016	GRÜNLAND	5,7	0	6,3	54,2	51,8	12,1	1582	16,2	18,2	<16,05
200017	GRÜNLAND	6,3	0			73,1 *					
200018	GRÜNLAND	5,3	0	3,1	29,3	31,3	3,7	3786	27,8	29,6	<16,05
200019	GRÜNLAND	5,7	0			147,0 *	20,0	5512 *			
200035	GRÜNLAND	7,3	461	5,2	47,4	37,6	20,2	1266	12,8	12,8	24,2
200052	GRÜNLAND	7	95	3,8	38,0	34,1	21,3	957	14,2	14,2	<12,13
200053	GRÜNLAND	7,1	540	9,3	101,4	84,5	6,8	591	21,6	21,6	<7,99
200061	GRÜNLAND	6,8	8			43,9 *	33,0	2363	13,5	13,5	<7,99
200064	GRÜNLAND	6,4	0	3,3	28,4	34,8	6,6	2190	17,4	17,4	<7,99
200065	GRÜNLAND	7,4	229	4,0	26,7	39,7	18,4	3676	<9,1	<9,1	24,8
200066	GRÜNLAND	6	0	3,1	27,8	31,3	3,0	1967	20,8	20,8	<16,05

Daten Archivproben (Beprobung 1980 – 2000)											
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	errechneter organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)
200067	GRÜNLAND	6,6	0	9,3	94,0	125,9	27,2	3056	19,9	19,9	47,2
200077	GRÜNLAND	5,9	0	3,1	25,3	24,4	14,9	2381	<9,1	<11,3	<7,99
200078	GRÜNLAND	4,7	0	2,8	24,6	23,0	5,4	4948	10,6	12,7	19,7
205001	GRÜNLAND	6,4	0	25,3 *	330,8 *	301,3	11,8	4013 *			
205005	GRÜNLAND	7	4	5,5	120,2	147,0	16,8	667	28,7	28,7	<16,05
205006	GRÜNLAND	5,5	0			45,9 *					
205025	GRÜNLAND	5,8	0	3,8	34,7	39,0	26,4	3350	11,6	13,7	<21,8
205033	GRÜNLAND	5,6	0	2,9	26,0	30,6	9,3	2839	13,4	15,5	<16,05
205034	GRÜNLAND	5,7	0	4,9	51,1	61,1	11,1	2757	50,0	51,3	56,5
205040	GRÜNLAND	5,1	0	3,9	33,8	40,4	16,8	3735	7,6	9,8	39,1
205049	GRÜNLAND	5,3	0	3,9	31,8	38,3	6,0	1932	21,1	23,0	<16,05
205050	GRÜNLAND	5,1	0	3,4	31,6	34,8	7,8	4896	37,6	39,2	<16,05

## 14 Datenanhang: Daten Neuproben

Daten Neuproben											
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)	Neubeprobung
1001	ACKERLAND	7,3	418	18,1	188,0	11,1	204	24,1	24,1	76,2	2018.09
1002	GRÜNLAND	7,3	526	15,7	155,8	7,3	86	25,2	25,2	67,0	2018.09
1003	ACKERLAND	7,4	267	15,9	184,8	5,9	155	41,3	41,3	410,7	2018.09
1004	ACKERLAND	7,4	397	19,1	186,9	6,3	104	14,0	14,0	38,0	2018.09
1005	GRÜNLAND	7,4	144	10,2	123,0	9,6	791	23,8	23,8	33,1	2018.09
1006	ACKERLAND	7,5	518	8,9	93,1	12,7	454	24,4	24,4	116,1	2018.09
1007	ACKERLAND	7,3	268	7,4	85,8	29,8	1215	12,7	12,7	130,8	2018.09
1018	GRÜNLAND	7,2	90	7,5	81,5	22,3	1330	13,7	13,7	32,0	2018.09
1050	ACKERLAND	7,4	463	3,8	37,4	26,0	1336	24,2	24,2	125,9	2018.09
1065	ACKERLAND	7,4	219	1,4	12,8	50,1	1813	102,0	102,0	257,3	2018.09
1068	ACKERLAND	7,3	81	2,0	20,7	40,7	2368	167,5	167,5	274,0	2018.09
26034	ACKERLAND	7,4	640	4,2	35,8	34,9	1094	23,8	23,8	183,9	2018.09
26035	ACKERLAND	7,1	159	4,3	45,8	46,5	3150	24,5	24,5	68,5	2018.09
26045	GRÜNLAND	7,0	225	9,5	98,3	20,3	1673	<5,34	<5,34	18,6	2018.09
26058	GRÜNLAND	5,8	0	6,7	71,3	27,5	1910	<8,26	<10,4	18,8	2018.09
26059	ACKERLAND	5,3	0	2,7	25,8	27,5	2487	<5,34	<7,6	83,2	2018.09
26064	GRÜNLAND	5,1	0	5,4	53,4	23,5	2221	9,7	11,8	47,2	2018.09
26065	GRÜNLAND	6,1	1	3,3	34,2	52,4	3137	<5,34	<5,34	82,7	2018.09
26066	GRÜNLAND	5,3	4	4,3	47,4	31,2	2986	50,4	51,8	362,2	2018.09
26067	GRÜNLAND	5,9	0	6,1	61,1	40,7	2089	9,4	11,5	55,8	2018.09
26068	ACKERLAND	4,7	6	2,3	26,2	19,9	2990	<8,26	<10,4	197,5	2018.09

	Daten Neuproben										
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korrr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)	Neubeprobung
26069	GRÜNLAND	6,4	0	3,3	36,5	47,6	2953	85,9	85,9	602,8	2018.09
26073	ACKERLAND	5,9	0	3,5	33,0	48,6	2577	<5,34	<7,6	157,9	2018.09
191011	GRÜNLAND	6,0	0	7,2	99,8	35,5	1752	18,7	18,7	227,1	2018.09
191024	GRÜNLAND	5,7	0	6,2	59,5	34,7	2078	63,1	64,2	136,9	2018.09
191025	GRÜNLAND	5,6	1	4,2	41,0	25,6	1989	17,7	19,7	196,8	2018.09
191026	GRÜNLAND	5,1	0	4,9	43,9	13,4	1489	21,3	23,3	91,6	2018.09
191040	GRÜNLAND	5,1	0	8,9	86,8	20,4	2090	23,1	25,0	72,9	2018.09
191041	GRÜNLAND	5,3	0	5,7	56,2	28,2	2276	16,1	18,1	150,3	2018.09
196004	GRÜNLAND	6,8	120	5,7	52,8	33,4	1402	11,4	11,4	107,2	2018.09
196005	ACKERLAND	6,3	3	2,7	25,7	25,4	1907	11,8	11,8	38,1	2018.09
196006	GRÜNLAND	5,5	0	6,6	64,9	27,8	1844	32,6	34,3	223,3	2018.09
196007.1	GRÜNLAND	5,3	0	13,4	163,4	18,1	1614	10,3	12,5	25,4	2018.09
196007.2	GRÜNLAND	5,5	0	3,5	36,9	19,5	1833	13,7	15,8	175,2	2018.09
196014	GRÜNLAND	5,0	0	5,3	48,9	20,8	2454	36,8	38,4	191,9	2018.09
196015	GRÜNLAND	4,1	0	5,4	49,8	14,3	3127	7,9	10,1	32,1	2018.09
196020	ACKERLAND	4,4	0	3,2	28,4	10,4	2427	13,3	15,4	48,0	2018.09
196022	GRÜNLAND	4,3	0	5,2	48,2	13,6	4553	16,4	18,4	60,1	2018.09
196023	GRÜNLAND	4,0	0	6,6 *	60,7 *	14,0	3971	20,4	22,4	56,4	2018.09
196024	GRÜNLAND	4,5	0	4,8	46,9	9,5	1709	18,0	19,9	53,4	2018.09
196040.1	GRÜNLAND	4,8	0	4,8	44,6	20,6	2743	12,2	14,3	47,7	2018.09
196040.2	GRÜNLAND	3,8	0	18,2	296,8	8,6	4278	193,8	192,3	280,3	2018.09
196041	GRÜNLAND	3,9	0	5,9	54,4	14,8	4685	26,9	28,7	60,9	2018.09
196042	GRÜNLAND	4,3	0	5,1	47,4	13,5	2536	13,4	15,5	67,3	2018.09

	Daten Neuproben										
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korrr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)	Neubeprobung
196044	GRÜNLAND	4,5	0	5,6	49,9	13,1	3419	18,1	20,1	103,8	2018.09
196047	GRÜNLAND	4,0	0	5,2	48,4	10,6	4821	11,6	13,7	43,7	2018.09
196048	GRÜNLAND	4,2	0	7,5	70,7	10,7	5337	28,3	30,1	127,1	2018.09
196049	GRÜNLAND	5,3	0	10,5	100,0	32,6	1987	46,4	47,8	134,2	2018.09
196050	GRÜNLAND	5,0	0	8,5	82,8	14,1	1443	38,1	39,6	131,4	2018.09
196056	GRÜNLAND	4,5	0	6,0	53,4	15,0	4263	27,4	29,2	69,8	2018.09
196057	GRÜNLAND	5,6	0	9,6	98,9	30,7	1826	44,5	45,9	656,9	2018.09
196058.1	GRÜNLAND	4,2	0	6,4	65,5	11,4	3432	27,1	28,9	238,5	2018.09
196066	GRÜNLAND	6,8	142	7,3	81,5	22,4	913	17,9	17,9	175,1	2018.09
196067	GRÜNLAND	5,7	2	6,7	76,8	30,5	1520	62,0	63,1	821,7	2018.09
196074	GRÜNLAND	6,4	13	4,1	41,3	21,6	1437	15,9	15,9	53,5	2018.09
196075	GRÜNLAND	4,6	0	4,1	38,9	9,7	2100	13,7	15,8	77,5	2018.09
196076.1	GRÜNLAND	5,7	30	7,7	72,8	26,0	1483	17,6	19,5	99,9	2018.09
196076.2	GRÜNLAND	6,6	0	6,7	69,7	36,1	1644	20,4	20,4	145,1	2018.09
196077	GRÜNLAND	4,5	0	3,9	37,1	8,2	2015	14,1	16,2	102,7	2018.09
196078	GRÜNLAND	4,1	0	4,3	42,3	10,8	3108	19,7	21,7	253,0	2018.09
196079	GRÜNLAND	5,1	0	6,4	61,2	20,2	2277	34,4	36,0	246,3	2018.09
196080	GRÜNLAND	5,1	0	7,4	69,2	17,5	1768	32,6	34,3	83,9	2018.09
196081	GRÜNLAND	4,7	0	4,7	43,4	16,7	2447	18,0	20,0	68,3	2018.09
196082	GRÜNLAND	5,2	0	4,3	41,4	17,9	1909	12,2	14,3	183,4	2018.09
196083	GRÜNLAND	4,4	0	10,9	102,1	13,4	4374	59,5	60,6	211,6	2018.09
196084	GRÜNLAND	5,3	0	7,4	73,7	21,6	2487	37,2	38,8	201,7	2018.09
196085	GRÜNLAND	5,9	0	8,7	84,9	36,1	1604	36,0	37,6	276,0	2018.09

	Daten Neuproben										
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korrr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)	Neubeprobung
196086	GRÜNLAND	4,5	0	2,7	25,5	14,9	3099	6,2	8,4	219,0	2018.09
196087	GRÜNLAND	5,3	0	5,6	52,8	20,0	1765	16,7	18,7	194,9	2018.09
200002	ACKERLAND	6,0	9	14,7	167,5	36,6	811	8,3	8,3	176,9	2018.09
200003	GRÜNLAND	6,9	559	10,2	97,6	13,8	488	15,5	15,5	98,6	2018.09
200004	GRÜNLAND	6,9	591	9,0	96,7	9,9	343	15,7	15,7	39,6	2018.09
200010	ACKERLAND	7,3	303	2,7	34,3	33,1	1048	77,0	77,0	24,7	2018.09
200014	GRÜNLAND	6,8	345	16,4	172,2	10,3	453	34,5	34,5	75,8	2018.09
200015	ACKERLAND	4,7	0	1,8	15,8	4,3	1802	30,9	32,6	98,1	2018.09
200016	GRÜNLAND	5,1	0	6,7	68,5	15,3	1339	11,8	14,0	<17,14	2018.09
200017	GRÜNLAND	5,6	0	13,5	137,0	33,7	1507	26,3	28,1	33,7	2018.09
200018	ACKERLAND	6,4	4	1,3	12,4	11,5	1490	27,9	27,9	43,2	2018.09
200019	GRÜNLAND	5,3	0	11,5	131,7	32,5	3076	18,0	20,0	137,6	2018.09
200035	GRÜNLAND	6,9	340	8,0	71,0	21,9	1349	7,7	7,7	63,0	2018.09
200052	ACKERLAND	6,9	146	4,0	36,9	21,4	602	7,0	7,0	26,5	2018.09
200053	GRÜNLAND	6,9	536	11,9	115,8	6,3	316	20,0	20,0	40,4	2018.09
200061	GRÜNLAND	5,0	0	5,5	49,9	19,2	2398	13,9	16,0	69,0	2018.09
200064	GRÜNLAND	5,8	5	5,5	53,9	18,7	1759	13,4	15,4	51,5	2018.09
200065	GRÜNLAND	6,6	14	9,5	88,8	49,2	1494	19,2	19,2	266,2	2018.09
200066	GRÜNLAND	4,6	0	4,0	40,1	12,4	2895	<7,36	<9,6	24,6	2018.09
200067	GRÜNLAND	6,3	11	14,7	167,9	37,4	1349	15,3	15,3	126,0	2018.09
200077	GRÜNLAND	6,2	16	6,1	62,9	29,9	2068	<8,26	<8,26	171,7	2018.09
200078	GRÜNLAND	4,8	0	5,2	51,6	16,8	1771	12,2	14,3	86,3	2018.09
205001	GRÜNLAND	7,1	107	4,7 *	59,3 *	12,0	585	6,7	6,7	72,7	2018.09

	Daten Neuproben										
Profilnummer	Landnutzung	pH	Carbonat (g/kg)	Gesamtstickstoff (g/kg)	organischer Kohlenstoff (g/kg)	Si_CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)	Si_NaOH (mg/kg)	P_CAL (mg/kg)	P <sub>korr</sub> _CAL (mg/kg)	K_CAL (mg/kg)	Neubeprobung
205005	GRÜNLAND	7,1	227	6,4	101,0	18,9	460	16,2	16,2	29,2	2018.09
205006	GRÜNLAND	6,6	34	8,9	88,5	11,2	557	11,5	11,5	24,3	2018.09
205025	GRÜNLAND	5,7	0	5,9	59,5	29,3	1607	8,0	10,2	61,6	2018.09
205033	GRÜNLAND	5,5	0	5,6	57,8	24,4	1900	19,5	21,4	82,8	2018.09
205034	GRÜNLAND	5,0	0	5,1	51,6	14,9	1743	44,7	46,1	125,2	2018.09
205040	GRÜNLAND	4,5	0	4,7	43,8	20,8	3339	9,7	11,8	77,7	2018.09
205049	GRÜNLAND	4,9	0	6,1	54,9	13,1	1487	14,7	16,8	29,4	2018.09
205050	GRÜNLAND	4,9	0	5,8	55,2	10,6	2321	35,4	37,0	80,7	2018.09