



# Untersuchungs- und Demonstrations- vorhaben „regenerative Landwirtschaft“

Abschlussbericht



Landwirtschaftliches  
Technologiezentrum  
Augustenberg



Baden-Württemberg

Das Projekt wurde auf Grund eines Beschlusses der baden-württembergischen Landesregierung durch das Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (MLR) durch das Sonderprogramm zu Stärkung der biologischen Vielfalt gefördert. Laufzeit: 01.03.2018 bis 31.12.2021

Gefördert  
durch



## Impressum

Herausgeber: Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ), Neßlerstr. 25,  
76227 Karlsruhe, Tel.: 0721/9468-0, Fax: 0721/9468-209, E-Mail: [poststelle@ltz.bwl.de](mailto:poststelle@ltz.bwl.de),  
[www.ltz-augustenberg.de](http://www.ltz-augustenberg.de)

Bearbeitung: Dr. Kurt Möller, Dr. Sven Höcker, Anna Völz, Dr. Gerd Joachim Sauter,  
Dr. Holger Flaig, Dr. Jörn Breuer

Hansjörg Nußbaum, Friedrich Schaufler und Charlotte Rapp (LAZBW) haben an der Redaktion von  
Kapitel 8 „Systemvergleich ‚regenerative Landwirtschaft‘ auf dem Versuchsgut Bettenreute“ mitge-  
wirkt.

Titelbild: Flächenrotte (Foto: Dr. Gerd Joachim Sauter)

Layout: Jörg Jenrich

Oktober 2023

# Untersuchungs- und Demonstrations- vorhaben „regenerative Landwirtschaft“

## Abschlussbericht

Dr. Kurt Möller, Dr. Sven Höcker, Anna Völz,  
Dr. Gerd Joachim Sauter, Dr. Holger Flaig, Dr. Jörn Breuer



Sehr geehrte Leserinnen und Leser,

regenerative Landwirtschaft zieht derzeit in der Praxis weite Kreise und ist stark in der Diskussion als alternative Bewirtschaftungsweise zum herkömmlichen Ackerbau. Im Kontext der öffentlichen Diskussion um die Umweltfolgen der derzeitigen Landbewirtschaftung verspricht die regenerative Landwirtschaft den Betrieben einen interessanten Ausweg aus der als teils unbequem empfundenen öffentlichen Diskussion; denn schon die Begrifflichkeit ist positiv konnotiert. So wird in einer vom NABU beauftragten Studie von Boston Consulting durch eine Kombination von verschiedenen Maßnahmen eine Erhöhung der Deckungsbeiträge in der Landwirtschaft um bis zu ca. 60 % unterstellt - bei Implementierung regenerativer Maßnahmen verbunden mit erheblich reduziertem Betriebsmitteleinsatz und positiven Umweltwirkungen (Biodiversität, C-Sequestrierung, etc.).

Allerdings ist der Begriff „regenerative Landwirtschaft“ international nicht definiert, so dass durchaus sehr unterschiedliche Ansätze unter demselben Begriff propagiert werden. Bei einer pflanzenbaulichen Einordnung der Methoden reichen diese von einem wissensbasierten Pflanzenbau, der viele Elemente eines konservierenden Ackerbaus (Conservation Agriculture) aufgreift (Verminderung von Bodenbearbeitung in Kombination mit möglichst ganzjähriger Bodenbedeckung durch Zwischenfrüchte und Mulchauflage, Sicherstellung von Biodiversität durch Verwendung einer vielfältigen Fruchtfolge und Gemengeanbau, etc.) bis hin zu Verfahren, die zahlreiche Ähnlichkeiten zur biologisch-dynamischen Landwirtschaft aufweisen bzw. dieser entlehnt sind (z. B. Einsatz von Komposttees, effektive Mikroorganismen, Verwendung alternativer Bodenuntersuchungsmethoden, etc.). Weil das Anbausystem „regenerative Landwirtschaft“ nicht klar definiert ist, bemühen sich zahlreiche Stakeholder darum, den Begriff für ihre jeweiligen Interessen und Bedürfnisse zu vereinnahmen. Das Konzept der „regenerativen Landwirtschaft“ entstammt zumindest in Deutschland ein Stück weit einer sog. „Graswurzelbewegung“.

Da regenerativ wirtschaftende Landwirte und Landwirtinnen eine hohe Bereitschaft zur Implementierung neuer Verfahren und viel Engagement mitbringen, die so weit geht, dass sie bereit sind, in den Bodenschutz zu investieren bzw. gewisse Deckungsbeitragsverluste hinzunehmen, gilt es, die propagierten Verfahren aus wissenschaftlicher Sicht einzuordnen und zwar auf Grundlage experimenteller Arbeiten und einer entsprechenden Literaturrecherche, um Landwirtinnen und Landwirten sowie der Beratung eine Orientierung zu geben. In der vorliegenden Schrift bemühen wir uns um eine wissenschaftliche Einordnung der propagierten Methoden und versuchen Wege einer wissensbasierten regenerativen Landwirtschaft aufzuzeigen, die einen überdurchschnittlichen Bodenschutzstandard und eine ständige „Regeneration“ der organischen Substanz und der Bodenfunktionen (Aggregatstabilität, mikrobielle Aktivität) ermöglicht, verbunden mit einer ambitionierten Reduzierung des Betriebsmitteleinsatzes (N-Düngung, chemisch-synthetischer Pflanzenschutz), alles auf Basis von Produktionsfunktionen und von Methoden, die sich im Feldversuch als wirksam erwiesen haben.

Wir wünschen eine anregende Lektüre.

Dr. Kurt Möller

Referatsleiter Pflanzenbau

Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ)

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>17</b>
1.1	Einführung „regenerative Landwirtschaft“	17
1.2	Stand des Wissens	19
1.3	Projektziele	19
1.4	Projektstruktur	20
<b>2</b>	<b>Vergleich Bodenuntersuchungsmethoden</b>	<b>21</b>
2.1	Einführung	21
2.2	Literaturübersicht	23
2.2.1	Einleitung	23
2.2.2	Bewertungsmaßstäbe und Recherche	23
2.2.3	Kationenaustauschkapazität	23
2.2.4	Einfluss der Kationen Ca, Mg und K auf die Bodenstruktur	24
2.2.5	Veränderungen des Ca/Mg-Verhältnisses im Boden durch die Düngung	28
2.2.6	Pflanzenwachstum in Abhängigkeit des Verhältnisses der Kationenbelegung im Boden	29
2.2.7	Vergleich der Beratungsphilosophien in Feldversuchen	30
2.3	Vergleich und Ableitung der Düngeempfehlungen der Bodenlabore im Versuch	32
2.3.1	Material und Methoden	32
2.3.2	Ergebnisse des Vergleichs der Laborbefunde eines VDLUFA-Labors und von Lebende Jord	33
2.3.3	Ergebnisse eines erweiterten Vergleichs unter Einbeziehung weiterer alternativer Bodenuntersuchungslabore	40
2.3.4	Diskussion	44
2.4	Dauerfeldversuch zum Vergleich der Düngeempfehlungsphilosophien	46
2.4.1	Einleitung	46
2.4.2	Material und Methoden	47
2.4.3	Ergebnisse	47
2.4.4	Diskussion	48
2.5	Gesamtdiskussion	48
<b>3</b>	<b>Wirkungen von Komposttee auf Gesundheit und Ertrag von Winterweizen</b>	<b>51</b>
3.1	Einführung	51
3.1.1	Die Bedeutung von Komposttee in der „regenerativen Landwirtschaft“	51
3.1.2	Literaturüberblick zur Wirkung von Kompostextrakten und Komposttee	51
3.1.3	Zusammensetzung von Komposttee	53
3.1.4	Heutee als mögliche Alternative zu Komposttee	55
3.1.5	Untersuchungen des Bodens	55
3.2	Material und Methoden	55
3.3	Ergebnisse	58
3.3.1	Ernteergebnisse 2018	58
3.3.2	Pflanzengesundheit und Blattgröße 2018	59
3.3.3	Auswertung der Jahre 2019 und 2020	60
3.4	Diskussion	63

<b>4</b>	<b>Feldversuche zum doppelten Zwischenfruchtanbau in Kombination mit dem Einsatz von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“</b>	<b>64</b>
4.1	Einleitung	64
4.2	Material und Methoden	65
4.3	Ergebnisse	67
4.3.1	Jahresübergreifende Gesamtauswertung	67
4.3.2	Biomassebildung der Zwischenfrucht	71
4.3.3	Nitratgehalte im Boden	71
4.3.4	Ertrag der Hauptfrucht Mais	73
4.3.5	Tausendkornmasse	73
4.3.6	Pflanzengesundheit	73
4.3.7	Bodenuntersuchungsergebnisse	74
4.4	Diskussion	75
<b>5</b>	<b>Einfluss regenerativer Landbewirtschaftung auf ausgewählte Bodenfruchtbarkeitsmerkmale</b>	<b>77</b>
5.1	Einführung	77
5.2	Methoden	77
5.3	Ergebnisse	79
5.3.1	Korngrößenanalyse	79
5.3.2	Vergleich der Trockenrohdichte zwischen regenerativer und konventioneller Bewirtschaftung	80
5.3.3	Vergleich der Aggregatstabilität zwischen regenerativer und konventioneller Bewirtschaftung	82
5.3.4	Vergleich der Humusgehalte und Humusvorräte zwischen regenerativer und konventioneller Bewirtschaftung	82
5.3.5	Vergleich der mikrobiellen Biomasse zwischen konventioneller und regenerativer ,Bewirtschaftung auf Standorten im Kraichtal	86
5.3.6	Einfluss auf die nutzbare Feldkapazität des Bodens	88
5.4	Diskussion	89
<b>6</b>	<b>Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen</b>	<b>94</b>
6.1	Einfluss von Zwischenfruchtanbau und dem Einsatz sogenannter „effektiver Mikroorganismen“ auf das Bodenmikrobiom	94
6.1.1	Grundlagen der durchgeführten molekulargenetischen Untersuchungen des Boden-Mikrobioms	94
6.1.2	Material und Methoden	94
6.1.3	Alpha-Diversität des Bodenmikrobioms	97
6.1.4	Beta-Diversität des Bodenmikrobioms	99
6.1.6	Taxonomische Analysen	102
6.1.5	Funktionelle Analyse der prokaryotischen Gemeinschaft mittels Metagenom-Analysen	103
6.1.6	Mikrobielle Biomasse in den Flächenrotte-Versuchen	103
6.2	Einfluss von Komposttee-Applikation auf das Bodenmikrobiom	105
6.2.1	Mikrobielle Biomasse in den Flächenrotte-Versuchen	105
6.2.2	$\alpha$ -Diversität der prokaryotischen Bodenmikroorganismen	106
6.3	Diskussion	107

<b>7</b>	<b>Vergleichsuntersuchungen zu den Auswirkungen der „regenerativen Landwirtschaft“ auf die Regenwurmpopulation</b>	<b>110</b>
7.1	Einleitung und Beschreibung der drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer.	110
7.2	Material und Methoden	111
7.2.1	Lage der Untersuchungsflächen	111
7.2.2	Boden der Untersuchungsflächen.	111
7.2.3	Bewirtschaftung und Bodenbearbeitung	112
7.2.4	Witterung	113
7.2.5	Wahl des Probenahmezeitpunktes	114
7.2.6	Methoden zur Erfassung der Regenwürmer	114
7.2.7	Bestimmung der Regenwürmer	115
7.3	Ergebnisse	115
7.3.1	Arteninventar	115
7.3.2	Anzahl und Biomasse der Regenwürmer.	115
7.3.3	Unterschiede zwischen regenerativ und konventionell bewirtschafteten Flächen	117
7.3.4	Spuren tiefgrabender Regenwürmer an der Bodenoberfläche	118
7.4	Gesamtdiskussion und Fazit.	119
<b>8</b>	<b>Systemvergleich „regenerative Landwirtschaft“ auf dem Versuchsgut Bettenreute</b>	<b>121</b>
8.1	Einleitung.	121
8.2	Bewirtschaftung Betrieb Bettenreute	122
8.2.1	Standort.	122
8.2.2	Versuchsaufbau.	122
8.2.3	Anbaumaßnahmen	123
8.3	Pflanzenbaulicher Vergleich Bettenreute	124
8.3.1	Betriebsmitteleinsatz	124
8.3.2	Erträge und Umweltauswirkungen.	126
8.5	Diskussion	128
<b>9</b>	<b>Gesamtdiskussion</b>	<b>131</b>
9.1	Wirkungen der Methoden der „regenerativen Landwirtschaft“	131
9.2	Konzept für eine wissensbasierte klimaschonende und regenerative Landbewirtschaftung.	135
<b>10</b>	<b>Zusammenfassung.</b>	<b>138</b>
<b>11</b>	<b>Summary.</b>	<b>140</b>
<b>12</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>141</b>



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersicht der Projekthinhalte zur Überprüfung der Maßnahmen der regenerativen Landwirtschaft nach den Beratern Näser und Wenz. ....	20
Abbildung 2:	Schematische Darstellung der Wirkung der organischen Düngung, der Bodenbedeckung und der Bodenruhe auf das Bodengefüge bzw. die Anteile an Mikro- und Aggregate im Boden (Möller, 2020, verändert nach Tisdall und Oades 1982). ....	27
Abbildung 3:	Vorgehen der Kalziumdüngung nach der Philosophie der Nährstoffverhältnisse (ergänzt nach Culman et al., 2021). ....	28
Abbildung 4:	Wirkung der Ca/Mg/K-Verhältnisse im Boden auf das Wachstum (g TM je Gefäß) von Klee (Mittelwert aus 4 verschiedenen Böden) im Vergleich zu einem „idealen Boden“ (Giddens und Toth, 1951). ....	30
Abbildung 5:	Durchschnittliche Erträge einer vierjährigen Gemüsefruchtfolge, gedüngt nach den Empfehlungen unterschiedlicher Bodenuntersuchungslabore (nach Vikuk und Rascher, 2021). ...	32
Abbildung 6:	Beziehung zwischen den Messwerten des VDLUFA-Labors und des Labors Lebende Jord: a) pH(CaCl <sub>2</sub> ) nach VDLUFA und pH(H <sub>2</sub> O) bzw. pH(KCl) nach Lebende Jord, b) pH(H <sub>2</sub> O) nach Lebende Jord und pH(KCl) nach Lebende Jord (n= 41)... ..	33
Abbildung 7:	Beziehung zwischen den Messwerten der Humusgehalten vom VDLUFA-Labor und dem Lebende Jord-Labor (n= 41). ....	33
Abbildung 8:	Beziehung zwischen a) der potenziellen und der effektiven Kationenaustauschkapazität, b) der gemessenen und der geschätzten potenziellen Kationenaustauschkapazität (n= 41, Lebende Jord-Labor). ....	33
Abbildung 9:	Beziehung zwischen a) den K(CAL)-Gehalten des Bodens nach VDLUFA und den K-Anteilen an der Basensättigung nach Lebende Jord, b) den K(CAL)-Gehalten im Boden nach VDLUFA-Labor und den K-Mengen im Boden nach Lebende Jord (n= 41). ....	34
Abbildung 10:	Beziehung zwischen a) den Mg(CaCl <sub>2</sub> )-Gehalten nach VDLUFA und dem Mg-Anteil an der Basensättigung, b) den Mg(CaCl <sub>2</sub> )-Gehalten im Boden nach VDLUFA und den Mg-Mengen nach Lebende Jord (n= 41). ....	34
Abbildung 11:	Beziehung zwischen der effektiven („aktuellen“) Kationenaustauschkapazität (KAK <sub>eff</sub> ) eines Standortes und a) der anzustrebenden Kalzium-Sollmenge (Laboranalyse + Düngeempfehlung) und b) dem anzustrebenden Massenverhältnis der Kationen zueinander (Ca/Mg, Ca/K, Ca/Na und Mg/K) nach Lebende Jord (n= 41). ....	35
Abbildung 12:	Beziehung zwischen a) dem Analysewert nach Olsen und der Düngeempfehlung für Phosphor und b) zwischen dem Schwefelgehalt in der Bodenlösung und der empfohlenen Höhe der Schwefeldüngung nach Lebende Jord (n = 41). ....	36
Abbildung 13:	Beziehung zwischen a) der Ca-Düngungsempfehlung nach Lebende Jord im Vergleich zum Kalkungsbedarf nach VDLUFA, b) zwischen der P-Düngungsempfehlung nach Lebende Jord und der P-Düngungsempfehlung nach dem VDLUFA-System, c) zwischen der K-Düngungsempfehlung nach Lebende Jord und der K-Düngungsempfehlung nach dem VDLUFA-System, und d) zwischen der Mg-Düngungsempfehlung nach Lebende Jord und der Mg-Düngungsempfehlung nach dem VDLUFA-System (n= 41). ....	37
Abbildung 14:	Beziehung zwischen den gemessenen Spurenelementgehalte von Lebende Jord in Abhängigkeit der Werte eines VDLUFA-Labors: a) Bor, b) Eisen, c) Mangan, d) Zink und e) Kupfer (n=41)... ..	38

## Inhalt

Abbildung 15:	Beziehung zwischen dem Analysewert und a) der empfohlenen Höhe der Bordüngung, b) der Höhe der Kupferdüngung, und c) Höhe der Zinkdüngung nach Levende Jord (n=41).....	39
Abbildung 16:	Beziehung zwischen den Messwerten verschiedener Labore: a) pH(H <sub>2</sub> O) der alternativen Labore Bayer, Christophel und Unterfrauner in Beziehung zu den Werten nach Levende Jord, b) pH(CaCl <sub>2</sub> ) des VDLUFA-Labors und dem pH(KCl) bzw. pH(CaCl <sub>2</sub> ) der nach der BCSR-Philosophie arbeitenden Labore (n=10).....	40
Abbildung 17:	Beziehung zwischen den Messwerten verschiedener Labore: a) der potenziellen Kationenaustauschkapazität (KAK <sub>pot</sub> ) der anderen alternativen Labore und der geschätzten Werte in Beziehung zu den Werten von Levende Jord und b) den Humusgehalten verschiedener Labore in Beziehung zu den Werten von Levende Jord (n=10).....	41
Abbildung 18:	Beziehung zwischen a) den extrahierbaren PCAL-Gehalten nach VDLUFA und den P-Gehalten der alternativen Labore und b) den extrahierbaren KCAL-Gehalten nach VDLUFA und den K-Gehalten der alternativen Labore (n=10).....	41
Abbildung 19:	Beziehung zwischen der Kationenaustauschkapazität und den Zielwerten für Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium nach dem Labor a) Levende Jord, b) Christophel, c) Unterfrauner und d) Bayer. Für Natrium weist nur das Labor Bayer Zielwerte aus (n=10).....	42
Abbildung 20:	Beziehung zwischen den Zielwerten nach dem Labor Levende Jord und den anderen alternativen Laboren für a) Kalzium, b) Magnesium und c) Kalium, sowie d) Beziehung zwischen der K-Düngungsempfehlung von Levende Jord und den K-Düngungsempfehlungen der übrigen Labore (n=10).....	43
Abbildung 21:	Systematische Differenzierung von unterschiedlichen Arten der Kompostteebereitung (eigene Darstellung). ....	52
Abbildung 22:	Bakterielle Zusammensetzung der verwendeten Komposttees verschiedener Chargen (Herstellungsdatum) nach taxonomischen Abteilungen. ....	54
Abbildung 23:	Differenzierung der im Komposttee enthaltenen Proteobacteria verschiedener Chargen.....	54
Abbildung 24:	Differenzierung der im Komposttee enthaltenen Firmicutes verschiedener Chargen. ....	55
Abbildung 25:	Detaillierte Zusammensetzung des Komposttee-Extraktes (KT) basierend auf der mittleren relativen Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der 16S rRNA. KT5: 19.4.2018, KT11: 15.5.2018, KT12: 22.3.2019 (Schulz und Schloter, 2020). ....	55
Abbildung 26:	Einfluss verschiedener Behandlungen mit Komposttee, Kalk, Mikronährstoffen und Huminstoffen auf den Mutterkorn-Befall im Jahr 2018 an den Standorten 1 und 2. ....	59
Abbildung 27:	Fräsen mit speziell geformten Winkelmessern zur Einarbeitung (links) und Ansicht der Bodenoberfläche nach der Bodenbearbeitung mit der Fräse (rechts). ....	64
Abbildung 28:	Zusammensetzung der Bakterien der Klasse Firmicutes nach Ordnungen von zwei Chargen sogenannter „effektiver Mikroorganismen“-Zubereitungen.....	66
Abbildung 30:	Zeitachse der Maßnahmen und Messungen der Nitratgehalte im Boden des Versuchs zum „doppelten Zwischenfruchtanbau mit Flächenrotte“. Abkürzungen: N1 bis N 7 = Bestimmung der Nitratgehalte im Boden zu verschiedenen Zeitpunkten, von Versuchsbeginn vor Etablierung der ersten Zwischenfrucht (N1) bis Versuchsende nach der Maisernte im nachfolgenden Jahr (N7).....	66
Abbildung 29:	Zusammensetzung zweier Zubereitungen von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“, basierend auf der mittleren relativen Abundanz von amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der 16S rRNA. EM1: 26.9.2018, EM2: 8.4.2019 (Schulz und Schloter, 2020). ....	66

Abbildung 31:	Einfluss der Behandlungen auf den Befall mit Maisbeulenbrand und Maiszünsler am Standort Graben-Neudorf in den Jahren 2019 und 2020 bei Mais. Abkürzungen: ZWF = Zwischenfrucht; EM = „effektive Mikroorganismen“; HF = Zeolith/Leonardit..	74
Abbildung 32:	Einfluss der Behandlungen auf den Befall mit Maisbeulenbrand und Maiszünsler am Standort Gochsheim in den Jahren 2019 und 2020 bei Mais. Abkürzungen: ZWF = Zwischenfrucht; EM = „effektive Mikroorganismen“.	74
Abbildung 33:	Humusgehalte in % am Standort Kraichtal-Oberacker, oberer Hang, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs.	83
Abbildung 34:	Vergleich der Humusgehalte (%) in unterschiedlichen Tiefen am Standort Kraichtal-Oberacker, unterer Hang, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs.	83
Abbildung 35:	Vergleich der Humusgehalte (%) in unterschiedlichen Tiefen am Standort Kraichtal-Gochsheim zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs.	84
Abbildung 36:	Humusgehalte (%) am Standort Hirschberg, Weg Ost, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs. Im Jahr 2020 wurde wegen des Bodenzustands nur bis auf 30 cm beprobt.	85
Abbildung 37:	Vergleich der Humusgehalte (%) am Standort Hirschberg, Weg West, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 auf einer Fläche eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs. Im Jahr 2020 wurde wegen des Bodenzustands nur bis auf 30 cm beprobt.	86
Abbildung 38:	Vergleich der Entwicklung der Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $C_{mic}$ ) während der Erhebungsdauer im Vergleich eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Schläges in Kraichtal-Oberacker, oberer Hang.	86
Abbildung 39:	Entwicklung des mikrobiellen Kohlenstoffs ( $C_{mic}$ ) während der Erhebungsdauer im Vergleich eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Feldes in Kraichtal-Oberacker, unterer Hang.	87
Abbildung 40:	Entwicklung des mikrobiellen Kohlenstoffs ( $C_{mic}$ ) während der Erhebungsdauer im Vergleich eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Schläges in Kraichtal-Gochsheim.	87
Abbildung 41:	Vergleich der nutzbaren Feldkapazität (%) zwischen regenerativer und konventioneller Landwirtschaft auf drei Standorten im Kraichtal im Jahr 2019.	89
Abbildung 42:	Vergleich der nutzbaren Feldkapazität (%) zwischen regenerativer und konventioneller Landwirtschaft auf zwei Standorten in Hirschberg im Jahr 2019.	89
Abbildung 43:	Boxplot des prokaryotischen Shannon Diversitätsindexes für den Standort Kraichtal zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Ende November 2019 (T5) wo Boden („bulk soil“) untersucht wurde und (B) im September 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial untersucht wurde.	97
Abbildung 44:	Boxplot des prokaryotischen Shannon Diversitätsindexes für den Standort Graben-Neudorf zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Anfang November 2019 (T5) wo Boden („bulk soil“) untersucht wurde und (B) im Juli 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial untersucht wurde.	97

## Inhalt

Abbildung 45:	Boxplot des Shannon Diversitätsindex der Pilze für den Standort Kraichtal zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Ende November 2019 (T5), wo Boden („bulk soil“ = BS) untersucht wurde und (B) im September 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial (Rhiz) untersucht wurde. ....	98
Abbildung 46:	Boxplot des Shannon Diversitätsindex der Pilze für den Standort Graben-Neudorf zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Ende November 2019 (T5), wo Boden („bulk soil“) untersucht wurde und (B) im Juli 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial untersucht wurde.. ....	98
Abbildung 47:	Plot einer Hauptkoordinatenanalyse (Principal Coordinate Analysis – PCoA) für die Prokaryoten, die auf einer Distanzmatrix, kalkuliert mittels weighted Unifrac basiert. PC1 und PC2 geben die erklärte Varianz auf den beiden Achsen wieder. Statistische Unterschiede wurden mittels „pairwise PERMANOVA“ detektiert (n=3). ....	99
Abbildung 48:	Plot einer Hauptkoordinatenanalyse für die Pilze, die auf einer Distanzmatrix, kalkuliert mittels weighted Unifrac, basiert. PC1 und PC2 geben die erklärte Varianz auf den beiden Achsen wieder. Statistische Unterschiede wurden mittels pairwise PERMANOVA detektiert. ...	99
Abbildung 49:	Mittlere relative Abundanz von amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der 16S rRNA von Prokaryoten zu den Zeitpunkten T1–T5 am Standort Kraichtal und Graben-Neudorf. ....	100
Abbildung 50:	Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) von Prokaryoten zu den Zeitpunkten T2 (A) und T3 (B) am Standort Kraichtal sowie T2 (C) und T3 (D) am Standort Graben-Neudorf. ....	101
Abbildung 51:	Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der ITS Region von Pilzen zu den Zeitpunkten t1–t5 am Standort Kraichtal und Graben-Neudorf. ....	101
Abbildung 52:	Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der ITS Region von Pilzen zu den Zeitpunkten T2 (A) und T3 (B) am Standort Kraichtal sowie T2 (C) und T3 (D) am Standort Graben-Neudorf. ....	102
Abbildung 53:	Taxonomische Zuordnung und relative Abundanz der Nitrat-reduzierenden Bakterien (dissimilatorisch) am Standort Graben-Neudorf zum Zeitpunkt T2 und T3.. ....	104
Abbildung 54:	Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den Varianten des Flächenrotte-Versuchs am Standort Graben-Neudorf zu den einzelnen Probenahme-Zeitpunkten. ....	104
Abbildung 55:	Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den Varianten des Flächenrotte-Versuchs am Standort Kraichtal-Gochsheim zu den einzelnen Probenahme-Zeitpunkten. ....	104
Abbildung 56:	Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den untersuchten Varianten des Komposttee-Versuchs am Standort Graben-Neudorf. ....	105
Abbildung 57:	Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den untersuchten Varianten des Komposttee-Versuchs am Standort Kraichtal-Gochsheim. ....	105
Abbildung 58:	Boxplot des Shannon Diversitätsindex im Boden unter mit Komposttee behandeltem Weizen für die Standorte Graben-Neudorf und Kraichtal. Abkürzungen: Tee = Komposttee; Tee+Z = Komposttee + Zeolith. ....	106
Abbildung 59:	Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der prokaryotischen 16S rRNA an den Standorten Kraichtal und Graben-Neudorf.. ....	106
Abbildung 60:	DWD-Modellierung der Bodenfeuchte von schweren Böden beim Anbau von Zuckerrüben für Standorte in Baden-Württemberg für den Zeitraum 2014–2018. ....	113
Abbildung 61:	Anteile der verschiedenen Regenwurmarten an der Biomasse. ....	116

Abbildung 62: Vergleich der Regenwurmbiomasse der untersuchten Standorte in den Jahren 2019 (grün) und 2021 (blau) mit anderen Ackerstandorten in Baden-Württemberg (67 verschiedene Standorte, davon sieben Direktsaatflächen; Zeitraum 1989r–2011. Daten: Ehrmann (unveröffentlicht)..... 117

Abbildung 63: Einfluss der Fungizidstrategie auf den Kornertrag und die kostenbereinigten Erträge von Winterweizen – Mittelwerte von LTZ-Versuchen an zwölf Standorten in Baden-Württemberg von 2015 bis 2020.....129

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Schätzung der Kationenaustauschkapazität ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ Boden) nach Bodenart (Lichtfuss und Grimme (1987)). . . . .	24
Tabelle 2:	Theoretisch notwendige Nährstoffmengen und Düngeempfehlungen zur Veränderung der Kationenbelegung um $1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ Boden bei einer Trockenrohddichte (TRD) von $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ (Weidemann et al., 2020). . . . .	24
Tabelle 3:	Durchschnittliche Empfehlungen und Mittelwerte der Ergebnisse aus ortsfesten Düngungsversuchen auf Basis der Empfehlungen von 5 Laboren über 7 Jahre auf 4 Standorten in den USA (Olson et al., 1982). . . . .	31
Tabelle 4:	Übersicht der durchschnittlich applizierten Mengen einzelner Elemente ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nach den Empfehlungen unterschiedlicher Bodenuntersuchungslabore (Datenbasis: Vikuk und Rascher, 2021). . . . .	31
Tabelle 5:	Zuordnung der empfohlenen bzw. anzustrebenden Ca/Mg-Verhältnisse in Abhängigkeit der effektiven Kationenaustauschkapazität ( $\text{KAK}_{\text{eff}}$ ), sowie daraus berechnete Anteile für Kalzium- und Magnesiumionen nach Levende Jord.. . . . .	35
Tabelle 6:	Abgeleitete durchschnittliche Düngemittelpfehlungen ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nach der Untersuchung von zehn verschiedenen Bodenproben aus Baden-Württemberg in einem VDLUFA-Labor und vier alternativen Laboren, ohne Spurenelemente. . . . .	43
Tabelle 7:	Summe der Elementzufuhren ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) in Abhängigkeit des Bodenuntersuchungssystems ( $n = 10$ ) als Haupt- und Begleitstoffe der Düngemittel aus Tabelle 6; ohne Spurenelemente. . . . .	44
Tabelle 8:	Düngebedarfsempfehlung nach der BCSR-Philosophie (Labor: Levende Jord). . . . .	47
Tabelle 9:	pH-Wert, Kalkbedarf und Nährstoffversorgung nach dem System VDLUFA. . . . .	47
Tabelle 10:	Dauerfeldversuch Bodenuntersuchungssysteme Forchheim: Einfluss der Bodenuntersuchungsphilosophie auf eingesetzte Düngemittel ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) in den Jahren 2020 bis 2022. . . . .	48
Tabelle 11:	Dauerfeldversuch Bodenuntersuchungssysteme Forchheim: Einfluss der Bodenuntersuchungsphilosophie auf verabreichte mittlere Elementmengen ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) und mittlere Ernteerträge ( $\text{dt ha}^{-1}$ ) in den Jahren 2020 bis 2022. . . . .	48
Tabelle 12:	Standardrezept für einen 200 l Kompostteeansatz nach Näser und Wenz (2018a). . . . .	53
Tabelle 13:	Chemische Zusammensetzung von Komposttee und die damit verbundenen Nährstofffrachten bei einer Behandlung mit $40 \text{ l ha}^{-1}$ (Mittelwert aus vier Stichproben). . . . .	54
Tabelle 14:	Chemische Zusammensetzung von Heuttee und die damit verbundenen Nährstofffrachten bei einer Behandlung mit $40 \text{ l ha}^{-1}$ . . . . .	55
Tabelle 15:	Versuchsvarianten und jeweiliges Prüfungsjahr und -ort. . . . .	56
Tabelle 16:	Merkmale zur Überprüfung der Wirkung von Komposttee. . . . .	57
Tabelle 17:	Kulturmaßnahmen der Weizenbestände der jeweiligen Standorte und Jahre. . . . .	57
Tabelle 18:	Standortbeschreibung der Versuchsfelder. . . . .	58
Tabelle 19:	Nährstoffklassen der Böden der Parzellenversuche Komposttee. . . . .	58
Tabelle 20:	ANOVA-Tabelle der Erträge, Ertragskomponenten, und N-Gehalt in Korn und Stroh im Jahr 2018. . . . .	59
Tabelle 21:	ANOVA der Boniturergebnisse der Pflanzenkrankheiten und Blattgröße im Jahr 2018. . . . .	60
Tabelle 22:	Kompostteeversuch: Mittelwertvergleiche für Ertrag, Stroh, N-Konzentration und N-Abfuhr in Abhängigkeit der Behandlung, Standort und Jahr gemäß der Ergebnisse der mehrfaktoriellen Varianzanalyse (Angaben bei den Behandlungen ggf. pro ha). . . . .	61

Tabelle 23:	Kompostteeversuch: Mittelwertvergleiche für den Befall unterschiedlicher Pflanzenkrankheiten in Abhängigkeit der Behandlung, Standort und Jahr gemäß der Ergebnisse der mehrfaktoriellen Varianzanalyse. ....	62
Tabelle 24:	Applizierte Nährstoffmengen beim Einsatz von „EM Bodenverjünger“ bei einer Aufwandmenge von 150 l ha <sup>-1</sup> (Mittelwert aus vier Analysen) ....	65
Tabelle 25:	Übersicht der Versuchsvarianten zur Untersuchung eines doppelten Zwischenfruchtanbaus nach Wintergetreide und vor Mais. ....	67
Tabelle 26:	Versuche zum doppelten Zwischenfruchtanbau: Statistische Auswertung (Mittelwerte und Signifikanzniveaus der ANOVA) von Trockenmasseaufwuchs der Sommerzwischenfrucht (1. ZF), der nachfolgenden überwinternden Zwischenfrucht (2. ZF), deren Biomassezusammensetzung, sowie Korn- und Silomaisertrag, Tausendkornmasse, N-Gehalt und N-Abfuhr im dreijährigen Durchschnitt. ....	68
Tabelle 27:	Versuche zum doppelten Zwischenfruchtanbau: Statistische Auswertung (Mittelwerte und Signifikanzniveaus der ANOVA) der Nitratgehalte (kg NO <sub>3</sub> --N ha <sup>-1</sup> ) vor Umbruch der 1. Zwischenfrucht Ende September, nach Aussaat der 2. Zwischenfrucht Anfang–Mitte Oktober und zum SchALVO-Termin Anfang–Mitte November. ....	69
Tabelle 28:	Versuche zum doppelten Zwischenfruchtanbau: Statistische Auswertung (Mittelwerte und Signifikanzniveaus der ANOVA) der Nitratgehalte (kg NO <sub>3</sub> --N ha <sup>-1</sup> ) vor Umbruch der Winterzwischenfrucht Mitte April, vor Aussaat und nach der Ernte vom Mais. ....	70
Tabelle 29:	Vergleich der durchschnittlichen Biomassebildung (Trockenmasse) (dt ha <sup>-1</sup> ) der ersten Zwischenfrucht an beiden untersuchten Standorten in Abhängigkeit vom Anbaujahr und der Einsaat einer Zwischenfrucht. ....	71
Tabelle 30:	Mittelwerte der Behandlungen und der kritische p-Wert (ANOVA) der Mittelwertunterschiede der Tausendkornmasse in Abhängigkeit von Standort und Anbaujahr. ....	73
Tabelle 31:	Anteile an Sand, Schluff und Ton sowie Humusgehalt der Proben aus der Krume (0–25 cm) an den Standorten des Systemvergleichs zwischen regenerativ und konventionell wirtschaftenden Betrieben. ....	79
Tabelle 32:	Trockenrohdichte (g cm <sup>-3</sup> ) der Böden im Systemvergleich Kraichtal, Probenahme 3.4.2019. ....	80
Tabelle 33:	Trockenrohdichte (g cm <sup>-3</sup> ) der Böden im Systemvergleich Hirschberg, Probenahme 4.4.2019. ....	81
Tabelle 34:	Vergleich der Aggregatstabilität (%-Anteile von Siebrückständen von der Gesamtprobe) des Bodens in 0 bis 10 cm Tiefe konventionell versus regenerative Bewirtschaftung im Kraichtal. ....	81
Tabelle 35:	Vergleich der Aggregatstabilität (%-Anteile von Siebrückständen von der Gesamtprobe) des Bodens in 0 bis 10 cm Tiefe konventionell versus regenerative Bewirtschaftung in Hirschberg. ....	81
Tabelle 36:	Fruchtfolgen auf den regenerativ bzw. konventionell bewirtschafteten Schlägen in Kraichtal im Laufe der Versuchsjahre. ....	82
Tabelle 37:	Zeitpunkte für die Entnahme der Bodenproben für C <sub>org</sub> /Humus, andere bodenchemische Kennwerte und mikrobielle Biomasse (MB). ....	82
Tabelle 38:	Statistische Kennzahlen p des zweiseitigen t-Tests im paarweisen Vergleich regenerativ zu konventionell bewirtschaftetem Schlag in Kraichtal für die Daten des Humusgehaltes (p<0,05). ....	83
Tabelle 39:	Entnahmetiefen der Bodenproben für die Bestimmung der Trockenrohdichte (TDR) (und des Porenvolumens, der Luftkapazität und der nutzbaren Feldkapazität) und des C <sub>org</sub> -/Humusgehalts sowie die Regeln der Interpolation. ....	84
Tabelle 40:	C <sub>org</sub> -Vorräte (Mg ha <sup>-1</sup> ) der Böden im Systemvergleich Kraichtal im April 2019. ....	85

## Inhalt

Tabelle 41:	Fruchtfolgen auf den regenerativ bzw. konventionell bewirtschafteten Schlägen in Hirschberg im Laufe der Versuchsjahre. ....	85
Tabelle 42:	$C_{org}$ -Vorräte ( $Mg\ ha^{-1}$ ) der Böden im Systemvergleich Hirschberg im April 2019. ....	86
Tabelle 43:	Statistische Kennzahlen ( $p$ ) des zweiseitigen $t$ -Tests im paarweisen Vergleich regenerativ zu konventionell bewirtschafteten Feldern im Kraichtal für die Daten der mikrobiellen Biomasse ( $C_{mic}$ ) ( $p < 0,05$ ). ....	87
Tabelle 44:	$C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnis in den regenerativ und konventionell bewirtschafteten Böden des Systemvergleichs in Kraichtal im Verlauf der Versuchsjahre. Angaben in ( $mg\ C_{mic}/g\ C_{org}$ ). ....	88
Tabelle 45:	Zeitpunkte der Bodenprobenahme für die mikrobiologischen Untersuchungen zur Flächenrotte. ...	95
Tabelle 46:	Jahresmitteltemperatur ( $T$ ) und jährliche Niederschlagssumme ( $N_d$ ) für die Versuchsjahre 2018 und 2019 an den beiden Standorten der Flächenrotte. ....	100
Tabelle 47:	Bodeneigenschaften der untersuchten Schläge – pH-Werte und Humusgehalte (%) im Profil. ....	112
Tabelle 48:	Kulturen im Zeitraum 2015–2021. ....	112
Tabelle 49:	Temperatur und Bodenfeuchte bei Probenahme im Kraichtal. ....	114
Tabelle 50:	Vergleich der Wirkung regenerativer und konventioneller Bewirtschaftung auf die Liste der gefundenen Regenwurm-Arten in Böden der Standorte Kraichtal-Oberacker und Gochsheim (Wasenberg) in den Jahren 2019 und 2021 sowie Durchschnittsmassen der adulten Individuen. ....	116
Tabelle 51:	Mittelwerte der Biomassen und Abundanzen der Regenwürmer 2019 und 2021 an den Standorten in Kraichtal. ....	117
Tabelle 52:	Name, Art der Bewirtschaftung und Zuordnung zu Bodenklassen der untersuchten Versuchsfelder eingeteilt in Fruchtfolgefelder. ....	122
Tabelle 53:	Behandlungsindex (BI) des Pflanzenschutzes in Bettenreute 2018–2021 in Abhängigkeit von Kulturart, Jahr und Bewirtschaftungsform. ....	124
Tabelle 54:	Ergebnis der Bodenanalyse nach VDLUFA zum Projektstart im Frühjahr 2018. ....	125
Tabelle 55:	Einfluss der Kieseritdüngung im Herbst 2018 ( $Mg$ -Zufuhr von $45,2\ kg\ ha^{-1}$ und $S$ -Zufuhr von $60\ kg\ S\ ha^{-1}$ ) auf die $Mg$ - und $S$ -Gehalte der Düngefenster und der unmittelbaren Umgebung im Frühjahr 2019. ....	125
Tabelle 56:	$N$ -Düngung zu den Einzelkulturen in den einzelnen Jahren in Bettenreute ( $kg\ N\ ha^{-1}$ ). ....	126
Tabelle 57:	Jährliche Ernteerträge der Hauptfrüchte (2018–2021) ( $dt\ TM\ ha^{-1}$ ). ....	126
Tabelle 58:	Relative schlagbezogene Ernteerträge (%) der regenerativ bewirtschafteten Flächen gegenüber den konventionellen Flächen im Mittel aller untersuchten Kulturarten in Abhängigkeit vom Erntejahr. ....	127
Tabelle 59:	Einfluss des Bewirtschaftungssystems auf die Nitratgehalte zu Vegetationsende $kg\ N\ ha^{-1}$ (0–90 cm) in Abhängigkeit der jeweiligen Vorfrucht. ....	127



# 1 Einleitung

## 1.1 Einführung „regenerative Landwirtschaft“

Der Begriff der „regenerativen Landwirtschaft“ ist kein geschützter oder eindeutig definierter Begriff und wird von verschiedenen Akteuren jeweils unterschiedlich interpretiert (Giller et al., 2021; Lal, 2020; Newton et al., 2020; Schreefel et al., 2020; Ikerd, 2021; Kurth et al., 2023). Daverkosen et al. (2022) definieren „regenerative Landwirtschaft“ als einen sich ständig weiterentwickelnden, komplexen und standortangepassten Ansatz, der darauf abzielt, Böden zu regenerieren und zur Anpassung an den Klimawandel beizutragen. Zugleich soll der Klimawandel abgemildert werden. In der „regenerativen Landwirtschaft“ steht der Boden im Mittelpunkt mit dem Ziel, die biologischen, physikalischen, chemischen und kulturellen Ökosystemleistungen als Reaktion auf die ökologischen Bedingungen und die Klimaveränderungen sowohl auf lokaler als auch auf globaler Ebene zu erhöhen. Zu den wichtigsten Methoden der „regenerativen Landwirtschaft“ gehören eine regelmäßige organische Düngung (z. B. durch Dung, Kompost, Gründüngung), eine reduzierte oder gar ein vollständiger Verzicht auf eine Bodenbearbeitung, eine möglichst dauerhafte Bodenbedeckung (z. B. durch Untersaaten) sowie die Integration von Pflanzenbau und Tierhaltung (Elevitch et al., 2018; Newton et al., 2020). Andere, weniger häufig erwähnte Praktiken sind vielfältige Fruchtfolgen, Agroforstwirtschaft, die Erhaltung lebender Wurzeln im Boden, Rückstandsmanagement, Zugabe von Biokohle und reduzierte externe Inputs (Giller et al., 2021; Lal, 2020; EASAC, 2022; Schreefel et al., 2020). In Baden-Württemberg wird „regenerativen Landwirtschaft“ häufig in der Definition der Berater Dietmar Näser (Grüne Brücke, Büro für „regenerative Landwirtschaft“ Neustadt in Sachsen) und Friedrich Wenz (Friedrich Wenz GmbH, „regenerative Landwirtschaft“, Schwanau) (Näser, 2020) betrieben. Bei der „regenerativen Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz sollen bei der Biomasseregulierung von Untersaaten oder Zwischenfruchtbeständen vor Aussaat der Hauptkultur durch Kombination mechanischer Verfahren (Einsatz spezieller, sehr flach arbeitender Bodenfräsen zum vollflächigen Schnitt) mit Fermenteinsatz

(Einsatz von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“) zur sogenannten „Rotteoptimierung“ die Bodenprozesse so gesteuert werden, dass einerseits ein höherer Anteil der organischen Masse als Humus im Boden verbleibt, und andererseits Nährstoffe vor Auswaschung geschützt werden. Die Berater führen auch mehrtägige kostenpflichtige Kurse (sogenannte „Bodenkurse“) durch, um die Interessenten mit ihrem Konzept der „regenerativen Landwirtschaft“ vertraut zu machen (z. B. Näser und Wenz, 2018a,b,c). Ein ganz ähnliches Konzept wird neuerdings auch in einer Studie vom Naturschutzbund Deutschland (NABU) und Boston Consulting propagiert (Kurth et al., 2023). Kurth et al. (2023) empfehlen eine „regenerative Landwirtschaft“ unter Direktsaatbedingungen (sog. „No-till Farming“). Der erweiterte Ansatz der „regenerativen Landwirtschaft“ beinhaltet u. a. auch die Tierhaltung und soll einen Beitrag zur Erhaltung und Förderung der menschlichen Gesundheit sowie die Förderung der Unabhängigkeit der Landwirtschaft durch weitestgehend selbst herzustellende Betriebsmittel und „Regeneration des Bodenlebens“ leisten (Schreefel et al., 2020; Kurth et al., 2023). Praktiker, die nach den Grundsätzen der „regenerativen Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz wirtschaften, und deren Berater verwenden meist die Boden-Untersuchungsmethode nach Albrecht/Kinsey bzw. nach der BCSR-Philosophie (Kapitel 2) (Näser, 2020). Diese Bodenuntersuchungsmethode wird auch in der Studie von NABU und Boston Consulting empfohlen (Kurth et al., 2023). Weitere empfohlene Elemente einer regenerativen Landwirtschaft für „Fortgeschrittene“ beinhalten die Verwendung von („aktivierter“) Biokohle, die Unterbodenlockerung, die Verwendung von sog. Biostimulanzien, von Zeolith, die Etablierung von Mischkultursystemen oder die Etablierung von Agroforstsystemen (Näser und Wenz, 2018a, b, c; Kurth et al., 2023). Die „regenerative Landwirtschaft“ ist kein ökologischer Landbau nach EG-Öko-Verordnung Nr.834/2007, sondern eine Form der Landwirtschaft, die sich sowohl an ökologisch als auch konventionell wirtschaftende Betriebe richtet (Näser, 2020; Kurth et al., 2023).

Erklärtes Ziel der „regenerativen Landwirtschaft“ ist die Förderung humusbildender Prozesse, die Aktivierung der Bodenbiologie, die Verminderung von Nährstoffausträgen (sowohl Nitratauswaschung als auch gasförmiger Verluste wie Spurengasemissionen) und eine Verringerung des

Pflanzenschutzmitteleinsatzes durch eine höhere Pflanzengesundheit. Entsprechend gehören zu den zu erwartenden Ergebnissen von „regenerativer Landwirtschaft“ die Bindung von Kohlenstoff im Boden, die Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, der biologischen Vielfalt und der Klimaresilienz. Weitere Vorteile sollen eine verringerte Grundwasserbelastung und geschlossene Nährstoffkreisläufe darstellen, verringerte Treibhausgasemissionen, eine Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktivität, ein besseres Wohlergehen der Tiere, bessere Lebensbedingungen auf dem Land, besserer Zugang zu Lebensmitteln und bessere Ernährungsqualität sein (Al-Kaisi und Lal, 2020; Elevitch et al., 2018; Giller et al., 2021; Newton et al., 2020; Rodale Institute, 2014; Daverkosen et al., 2022). Zum Beispiel könne eine geringere Mineraldüngung durch verbesserte Fruchtfolgen und Nährstoffrecycling zu geringeren Klimagasemissionen führen.

In den vorliegenden Untersuchungen wird die „regenerative Landwirtschaft“ v. a. mit konventionellen Anbaumethoden verglichen. Bei konventionellen Betrieben erfolgt weiterhin innerhalb der Vorgaben des Systems „regenerative Landwirtschaft“ ein Einsatz von Betriebsmitteln, die nicht mit den Vorgaben der EG-Öko-Verordnung konform sind, z. B. der Einsatz von wasserlöslichen chemisch-synthetischen N-Mineraldüngern und von chemisch-synthetischen Fungiziden und Herbiziden. Von Vertretern der „regenerativen Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz werden folgende Thesen bzw. Hypothesen vertreten:

#### Hypothese 1:

Durch die Umsetzung der Düngeempfehlungen von Bodenuntersuchungen nach der Albrecht/Kinsey-Methode wird „die Bodenchemie in Ordnung gebracht“. Es werden „ausgewogene“ Verhältnisse der Kationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium im Boden als notwendig erachtet, und zwar in einem festen Verhältnis zueinander (etwa 68:12:4:<1), u. a. auch weil Pflanzen nur sehr begrenzt in der Lage seien, Nährstoffungleichgewichte im Boden auszugleichen. Dies soll nicht nur ein optimales Pflanzenwachstum durch Verhinderung von Nährstoffantagonismen ermöglichen, sondern auch die biologische Aktivität und die Bodenstruktur fördern, und der Versauerung des Bodens entgegenwirken.

#### Hypothese 2:

Der möglichst ganzjährig mit vielfältigen Pflanzenarten bewachsene Boden hat eine Aktivierung des Bodenlebens und damit leistungsfähigere Böden und leistungsfähigere Pflanzen (Pflanzengesundheit und Ertrag) zur Folge. Folglich kann der Pflanzenschutzmittel- und Düngemittleinsatz reduziert werden.

#### Hypothese 3:

Wird der Aufwuchs von Zwischenfrüchten in Kombination mit einer sogenannten Flächenrotte (z. B. Zwischenfruchtmischungen oder Untersaaten) „dem Bodenleben“ zugeführt, wird dadurch das Bodenleben „gefüttert“, das folglich eine größere Nahrungsgrundlage hat. Dies wirkt sich positiv auf Gesundheit, Stresstoleranz und den Ertrag der Feldfrüchte aus. Der flächige, flache Schnitt mittels Bodenfräse beim Umbruch der Zwischenfrucht zur Flächenrotte (unter Fermenteinsatz) reduziert den Beikrautdruck und ermöglicht einen Verzicht von Totalherbiziden oder zumindest eine Reduzierung des Herbizideinsatzes. Nach Kurth et al. (2023) soll der Zwischenfruchtanbau die Düngemittelkosten um 89 € ha<sup>-1</sup> senken, Ertragseinbußen von 23 € ha<sup>-1</sup> verhindern und CO<sub>2</sub>-Zertifikate von 38 € ha<sup>-1</sup> generieren.

#### Hypothese 4:

Wird der sogenannte „Rotteprozess“ (Hypothese 3) durch sogenannte „effektive Mikroorganismen“ gelenkt, werden mikrobielle Prozesse gefördert, der assimilierte Kohlenstoff und in den Pflanzen aufgebaute Stickstoff kurzfristig ins Bodenleben eingebaut und relativ kurzfristig in Humus bzw. sogenannte „Huminstoffe“ überführt. Durch die sogenannte „Aktivierung des Bodenlebens“ sollen Verluste von Stickstoff- (beispielsweise Nitrat) und Kohlenstoffverluste aus den Böden reduziert werden.

#### Hypothese 5:

Vitalisierungsmaßnahmen wie die Anwendung von Komposttee fördern die Gesundheit der Kulturen und ermöglichen eine Reduzierung des Herbizid-, Fungizid- und Insektizideinsatzes. Darüber hinaus soll Komposttee die Humusbildung fördern.

**Hypothese 6:**

Die Summe dieser Maßnahmen führt zu einer Steigerung der Humusgehalte um (absolut) 0,1 bis 0,3 % pro Jahr und innerhalb weniger Jahre zu einer Verdoppelung der Humusgehalte im Boden.

**1.2 Stand des Wissens**

Zum System „regenerative Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz als Ganzes liegt noch keine wissenschaftlich fundierte Literatur vor. Für einzelne Teilbereiche liegen Forschungsberichte vor, unabhängig von der „regenerativen Landwirtschaft“. So belegen zahlreiche Studien, dass Zwischenfruchtanbau die Abundanz von Regenwürmern erhöht, die mikrobielle Biomasse im Boden stimuliert und die entsprechenden Böden positive phytosanitäre Eigenschaften zeigen (Dias et al., 2015; Larkin, 2015; Mc Daniel et al., 2014; Pfiffner 2013; Tiemann et al., 2015). Ein hoher Gehalt an mikrobieller Biomasse gilt als Indikator für eine hohe Bodenfruchtbarkeit (Schinner und Sonnleitner, 2013). Zwischenfruchtanbau ist daher im Grundsatz für das Bodenleben und damit für viele Ökosystemdienstleistungen, die durch Bodenorganismen induziert werden, als positiv zu sehen (Cong et al. 2015; Mc Daniel et al. 2014). Allerdings liegen kaum Untersuchungen zu der Frage vor, welche Wirkungen der Zwischenfruchtanbau auf die Zusammensetzung von mikrobiellen Lebensgemeinschaften hat (Berg et al. 2014). Hinweise deuten darauf hin, dass sich die Diversität des Mikrobioms im Boden erhöht, spezifische genetische Analysen aber fehlen (Finney et al. 2017). Mit einer Untersuchung der mikrobiellen Gemeinschaft mittels molekularer Verfahren (Vestergaard et al. 2017) wird mit diesem Projekt wissenschaftliches und dennoch praxisnahes Neuland betreten.

Im System „regenerative Landwirtschaft“ nach Näser & Wenz ist nach früh räumenden Winterungen in Kombination mit nachfolgenden Sommerungen ein doppelter Zwischenfruchtanbau vorgesehen. Wie sich diese sogenannte „doppelte Flächenrotte“ auf die Nährstoffversorgung und das Wachstum der Nachfrucht, auf das Bodenleben und den Humusaufbau auswirkt – vor allem gegenüber einem herkömmlichen einfachen abfrierenden Zwischenfruchtan-

bau – ist nicht bekannt. Auch die Wirkung sogenannter „effektiver Mikroorganismen“ (EM) auf Nitratauswaschung und das Bodenleben ist bisher kaum wissenschaftlich untersucht worden. Die wenigen Studien weisen eher auf eine Wirkung des Trägersubstrates als auf eine spezifische Wirkung der enthaltenen Mikroorganismen hin (Mayer et al., 2010; Schulz et al., 2009). Ob „EM“ die Zusammensetzung der autochthonen Mikroorganismengemeinschaft temporär oder langfristig ändert, ist noch nicht untersucht worden.

In den vorliegenden Untersuchungen sollten auch die Wirkungen der Anwendung von Komposttees ermittelt werden, und der Frage nachgegangen werden, wie sich solche Systeme als Ganzes auf wichtige Bodenfruchtbarkeitsmerkmale wie die Aggregatstabilität, die Humusgehalte oder die nutzbare Feldkapazität sowie auf den Betriebsmitteleintrag (Düngemittel, Pflanzenschutzmittel) auswirken.

**1.3 Projektziele**

Gesamtziel ist eine erste Bewertung der kurz- und mittelfristigen Effekte der Methoden – und Einzelfragen auch des Gesamtsystems – der sogenannten „regenerativen Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz (2018 a, b, c; Näser, 2020) im Vergleich zu herkömmlichen Anbaumethoden. Das Vorhaben verfolgt dabei drei Teilziele, die sich ergänzen:

1. In einem Systemvergleich werden Betriebe, die nach dem System der „regenerativen Landwirtschaft“ arbeiten, mit benachbarten konventionellen Betrieben hinsichtlich der Bodeneigenschaften und des Betriebsmitteleinsatzes verglichen.
2. In Demonstrations- und Untersuchungsvorhaben werden on-farm spezifische Komponenten des Bewirtschaftungssystems der „regenerativen Landwirtschaft“ detaillierter auf ihre Wirksamkeit untersucht (z. B. Wirkungen der sogenannten „doppelten Flächenrotte“ und des Einsatzes von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ auf Pflanzenwachstum und Bodenbiologie, Einfluss des Kompostteeinsatzes auf Pflanzengesundheit und Erträge).
3. Auf den Praxisflächen des Versuchsbetriebs in Bettenreute in Oberschwaben werden vom LAZBW Maßnahmen wie die „Grüne Brücke“ und die Biodiversitätsförderung durchgeführt.

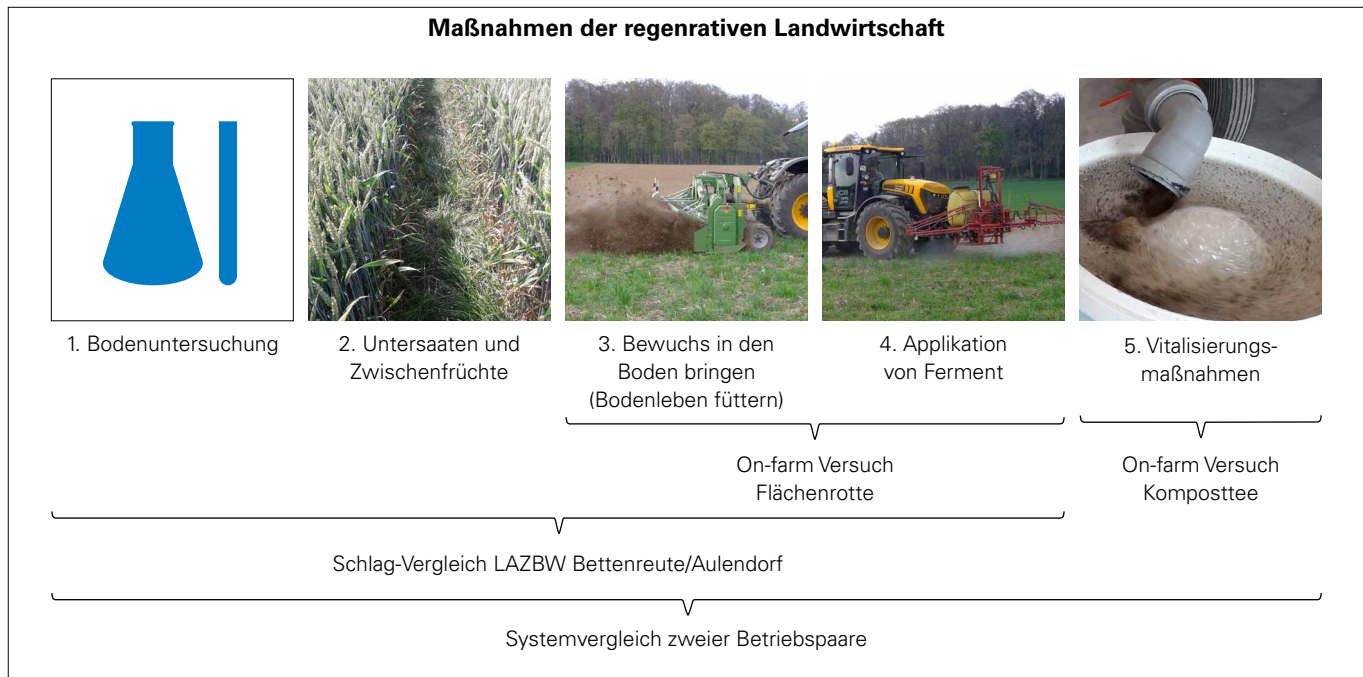


Abbildung 1: Übersicht der Projektinhalte zur Überprüfung der Maßnahmen der regenerativen Landwirtschaft nach den Beratern Näser und Wenz. Fotos: Dr. Gerd Joachim Sauter/LTZ

Im Zuge der on-farm-Versuche auf Betrieben, die bereits im System „regenerative Landwirtschaft“ arbeiten, wurde geprüft, ob die von der „regenerativen Landwirtschaft“ versprochenen Wirkungen, wie schneller Humusaufbau, Aktivierung des Bodenlebens, Reduzierung des Pflanzenschutz- und Düngemittleinsatzes, Verlauf der Bodennitratgehalte und Ertragsstabilität messbar bzw. nachweisbar sind.

Ergänzend wurden bezüglich des Punktes Bodenchemie die Untersuchungsmethoden nach der VDLUFA-Methode sowie nach der alternativen Philosophie der Nährstoffverhältnisse (z. B. Albrecht/Kinsey-Untersuchungssystem) näher betrachtet und verglichen. Hierfür wurden neben der Sichtung der Ergebnisse aus der Literatur eine georeferenzierter Bodenprobenahme und anschließende Untersuchungen nach beiden Systemen durchgeführt, die daraus resultierenden Düngeempfehlungen miteinander verglichen, sowie deren Entwicklung während der Projektlaufzeit dokumentiert, interpretiert und mit den beteiligten Beratern und Landwirten diskutiert.

### 1.4 Projektstruktur

Die Hypothesen der „regenerativen Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz wurden in mehreren Teilprojekten un-

tersucht. Dazu zählten Parzellenversuche für Detailuntersuchungen, die Implementierung einiger Maßnahmen auf Praxisschlägen des vom LAZBW bewirtschafteten Landesbetriebes Bettenreute in Oberschwaben sowie ein Systemvergleich auf Praxisflächen von „regenerativ“ und nicht „regenerativ“ arbeitenden Landwirten, der Analysen zu unterschiedlichen Bodenuntersuchungssystemen, zu Bodenbiologie, Humusgehalten und betriebs- und arbeitswirtschaftlichen Aspekten beinhaltet (Abbildung 1).

Die on-farm-Versuche wurden auf Partnerbetrieben durchgeführt, die bereits alle wesentlichen Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz umsetzen. Die ausgewählten Betriebe befanden sich in der Oberrheinischen Tiefebene und im Kraichgau. Für die Datenerfassung und Probenahme stellten die Betriebe Praxisflächen zur Verfügung. Die Implementierung einiger Maßnahmen fand auf Praxisschlägen der Domäne Bettenreute des LAZBW statt. Hierzu wurde eine vierfeldrige Fruchtfolge eingerichtet, die innerhalb der Vergleichsschläge rotierte.



Entnahme einer Bodenprobe im Maisacker

Foto: Holger Flaig/LTZ

## 2 Vergleich Bodenuntersuchungsmethoden

### 2.1 Einführung

Eine Bodenuntersuchung besteht aus der Probenahme, der Analyse im Labor und der Ableitung von Empfehlungen auf Basis der Ergebnisse. In der Beratung besteht wenig Dissens zum Vorgehen bei der Probenahme und mit gewissen Einschränkungen bei den zu verwendenden analytischen Methoden, deutlich abweichende Meinungen bestehen jedoch bei der Auswahl der zu untersuchenden Parameter, und der Interpretation der erzielten Ergebnisse. Mitte der 1940er Jahre entstanden zwei konkurrierende Theorien zur Bodenuntersuchung (z. B. Kopittke et al., 2006), wobei erste dahingehende Gedanken schon Ende des 19. Jahrhunderts publiziert wurden (Löw, 1892):

1. Die Methode der Nährstoffverhältnisse (z. B. die sogenannte Albrecht-Methode der Bodenuntersuchung), und
2. die Nährstoffmengenmethode (z. B. die VDLUFA-Methode).

Die Methode der Nährstoffverhältnisse, die im englischsprachigen Raum wissenschaftlich als „basic cation saturation ratios-theory“ (oder BCSR-Theorie) beschrieben wird, ist ein Beratungskonzept, das darauf abzielt, dass auf Basis der Bodenuntersuchungsergebnisse ein bestimmter Prozentsatz

im Verhältnis des austauschbaren Kalziums (Ca), Magnesiums (Mg), Kaliums (K) und anderen Kationen wie Natrium (Na) im Boden erreicht werden soll. Das bedeutet, dass diese vier Elemente im Boden in einem ganz bestimmten Gleichgewicht zueinander stehen sollten (Graham, 1959; Kopittke et al., 2006). Wird dies nicht erfüllt, führt die relative Überversorgung des einen Nährstoffes z. B. Kalzium, zur Beeinträchtigung der Aufnahme eines anderen Kations z. B. Kalium, und behindert damit das Pflanzenwachstum (Antagonismus). Als Begründung hierfür wird u. a. das Mulder's Chart aufgeführt. Nach dieser Theorie führt der Überschuss eines einzelnen Nährstoffes indirekt zu Mangelerscheinungen eines anderen Nährstoffes, auch wenn Letzterer in ausreichender Menge in der Bodenlösung vorhanden ist. Gleichzeitig kann das Vorhandensein eines Nährstoffes, z. B. Magnesium, die Aufnahme eines anderen Nährstoffes, z. B. Kalium, fördern (Stimulation) (z. B. Kinsey und Walters, 2014; Unterfrauner, 2017). Ein ausgeglichenes Verhältnis der Nährstoffe zueinander soll nach dieser Theorie nicht nur das optimale Verhältnis der Nährstoffe für das Pflanzenwachstum sein, sondern auch die Aggregatstabilität des Bodens fördern und damit auch das Bodenleben (Fair, 2013; Linder, 2015; Leiva-Soto, 2018; Näser, 2020). Magnesium wie auch die einwertigen Kationen  $K^+$  und  $Na^+$  sollen die Zerstörung von Bodenaggregaten fördern und damit die Aggregatstabilität des Bodens, und in der Folge auch das Bodenleben beeinträchtigen. In den Befunden des Labors Unterfrauner heißt es: „Die Bodenlösung ist das wichtigste Medium für die Pflanzenernährung.“

Die Wurzeln können ausschließlich gelöste Stoffe aufnehmen. Die Bodenlösung sollte eine „Idealzusammensetzung“ der einzelnen Nährstoffe besitzen, da die Selektivität der Pflanzenaufnahme für bestimmte Nährstoffe nur aus der „Ideallösung“ optimal funktioniert“ (Laborberichte aus 2020). Die BCSR-Methode zielt darauf ab, den Boden und nicht die Pflanze zu ernähren. Diese Begründungen dienen als Grundlage für bestimmte Empfehlungen in alternativen Systemen der Bodenuntersuchung (z. B. Kinsey und Walters, 2014; Unterfrauner, 2017) (Kapitel 2.2).

Die konkurrierende Theorie der „sufficiency level of available nutrients“ (SLAN-Theorie der Mindestgehalte an Nährstoffen – hier verkürzt VDLUFA-System genannt) besagt, dass das Verhältnis der Nährstoffe Ca, Mg und K nur im ganz seltenen Extremfall relevant sein kann. Am wichtigsten ist, dass von jedem Nährstoff eine pflanzenverfügbare Mindestmenge vorhanden sein muss, um das Ertragspotenzial eines Standortes auszuschöpfen. Die öffentliche Landwirtschaftsberatung empfiehlt Untersuchungen nach dem System des VDLUFA.

Die Methode der Düngungsempfehlungen auf Basis der BCSR-Theorie stammt vornehmlich aus den USA und wird weithin praktiziert und nachgefragt, insbesondere – aber nicht nur – von einzelnen ökologisch wirtschaftenden Betriebsleitern auch in Deutschland. Genaue Zahlen sind nicht bekannt. Sie wird auch in der „regenerativen Landwirtschaft“ – zumindest von einigen Befürwortern – als ein wichtiger Baustein im Bodenfruchtbarkeitsmanagement angesehen (Näser, 2020; Kurth et al., 2023). In einer kürzlich durchgeführten Umfrage gaben mehr als die Hälfte der biologisch wirtschaftenden Betriebsleiter in einigen Oststaaten der USA an, sich bei der Düngung an Empfehlungen nach der BCSR-Theorie zu orientieren (n = 859, 57,4 % Antwortquote; Brock et al., 2021). Zur Begründung wurde angeführt, dass sie die Leistung der Pflanzen, die Pflanzenqualität, die Bodengesundheit und die Unkrautbekämpfung verbessert. Aber auch in der konventionellen Landwirtschaft wird diese Bodenuntersuchungsmethode bisweilen als Grundlage für die Düngung praktiziert. Ebenso geben zahlreiche kommerzielle Bodenuntersuchungslabore in den USA die Sättigung der Basiskationen und das Ca/Mg-Verhältnis in ihren Bodenuntersuchungsberichten an,

auch weil die Kunden diese Informationen häufig verlangen (Chaganti et al., 2021). In Interviews und Fallstudien beschrieben private Pflanzenbauberater und Landwirte positive Veränderungen der physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften bei der Anwendung von BCSR-Verfahren (Brock et al., 2021; Jabbour et al., 2014; Zwickle et al., 2014). Ein zentrales Konzept dabei ist, dass Mg die Aggregatstabilität der Böden zerstört und in solchen Böden der Einsatz von Ca (z. B. Kalk oder Gips) zur Ausflockung und „Auflockerung“ der Böden beiträgt (Unterfrauner, 2014; Chaganti et al., 2021). Zudem sollen Pflanzen Nährstoffgleichgewichte im Boden nicht oder kaum ausgleichen können (z. B. Unterfrauner, 2017). Ein weiteres häufig genanntes Thema ist die Fähigkeit von BCSR-Verfahren, die biologische Aktivität in den Böden zu erhöhen, was wiederum die Nährstoffverfügbarkeit und die Qualität der Pflanzen erhöhen soll (Brock et al., 2021). In den vergangenen Jahren stieg auch hierzulande wieder das Interesse an dieser Methode. In Deutschland bieten derzeit mehrere Dienstleister an, Bodenproben zu analysieren und daraus Düngempfehlungen nach der BCSR-Methode zu erstellen, darunter fallen z. B.:

- Geobüro Christophel, Neumarkter Straße 4, D 92283 Lauterhofen
- Bayer Handelsvertretung, Pichelsdorfer Str. 71, D 13595 Berlin
- Levende Jord, Brunbjerg 70, DK 6100 Haderslev
- TB Unterfrauner GmbH, Umseerstraße 39, A 3040 Neulengbach OT Tausenblum

Hinzu kommen vereinzelte Agrarfirmen und frei arbeitende Berater, die sich meistens der Dienstleistung eines dieser Labore bedienen.

Im Gegensatz zum System des VDLUFA sind die in alternativen Laboren verwendeten Methoden, v. a. die daraus folgende Düngedarfbsberechnung nicht öffentlich zugänglich. Für Kinsey-Düngeberater werden gebührenpflichtige Kurse von Neal Kinsey angeboten (Bayer, 2020). In einem vom LTZ innerhalb des Projektes gestarteten Vergleich als eine Art „Ringversuch“ wurden auf Basis von insgesamt zehn Proben die Unterschiede bei der Erfassung der Parameter und deren Interpretation systematisch erarbeitet (Kapitel 2.3).

In diesem Arbeitspaket wird der wissenschaftliche Stand zu dem Thema zusammengefasst. Zudem wurde untersucht, wie die einbezogenen Labore ihre Düngungsempfehlungen ableiten. Zusätzlich werden erste Ergebnisse eines Dauerfeldversuches zu den unterschiedlichen Beratungsansätzen vorgestellt.

## 2.2 Literaturübersicht

### 2.2.1 EINLEITUNG

Die Entwicklung der BCSR-Theorie reicht mehr als 130 Jahre zurück, als Loew (1892) erstmals das Konzept eines optimalen Ca/Mg-Verhältnisses im Boden vorschlug. Die Arbeiten von Bear und Kollegen (Bear und Toth, 1948; Bear et al., 1945) über das Ca/Mg-Verhältnis beeinflussten Albrecht (1975) und Graham (1959), was Albrecht schließlich zu der Schlussfolgerung veranlasste, dass ein ausgewogener Boden 60–75 % Ca, 10–20 % Mg, 2–5 % K und 15 % andere Kationen enthalten sollte, um die Ernteerträge zu maximieren (Culman et al., 2021; Chaganti et al., 2021). Beim herkömmlichen Ansatz wird dagegen die Bodenfruchtbarkeit und die Nährstoffverfügbarkeit anhand der im Boden gemessenen Gehalte einzelner Elemente (z. B. Kalium, Phosphor, Magnesium) im Wesentlichen individuell auf der Grundlage festgelegter kritischer Werte in mg/kg Boden bewertet (Black, 1993). Heute werden die Kernideen der BCSR-Theorie weitgehend William Albrecht zugeschrieben (Kopittke und Menzies, 2007; Chaganti und Culman, 2017) und daher unter dem Oberbegriff „Albrecht-Methode“ geführt.

### 2.2.2 BEWERTUNGSMASSTÄBE UND RECHERCHE

Bei der Bewertung der Wirksamkeit der BCSR-Methode untersuchen Wissenschaftler diese in erster Linie anhand der Auswirkungen auf den Ertrag, Praktiker bescheinigen der Düngung nach der BCSR-Theorie dagegen eine Vielzahl anderer Vorteile, insbesondere die Verbesserung der Bodenstruktur, was wiederum das Bodenleben fördern und die Fähigkeit der Pflanzen zur Aufnahme von Nährstoffen erhöhen soll (Brunetti, 2014; Kinsey und Walters, 2006; Zimmer und Zimmer-Durand, 2017). Der Ansatz

zur Verbesserung der Bodenstruktur konzentriert sich vor allem auf die Verringerung des Mg-Gehalts bzw. des Mg-Anteils an der Basensättigung. In Deutschland sind hohe Magnesiumgehalte selten anzutreffen, stattdessen sind die neutralen bis alkalischen Böden Deutschlands von eher hohen Ca-Gehalten geprägt. Nach der BCSR-Philosophie soll in Böden mit hohen Mg Gehalten durch den Zusatz von Ca in Form von Gips ( $\text{CaSO}_4$ ) die Bodenstruktur verbessert werden (Culman et al., 2021).

Zur gezielten Recherche zu den sogenannten Albrecht-Methoden bzw. zur „BSCR-Philosophie“ in der internationalen wissenschaftlichen Literatur sollte u. a. die Begriffskombination „basic cation saturation ratios“ verwendet werden, eine Suche in „scholar.google.de“ ergab über 220.000 Treffer, v. a. aus dem vorletzten Jahrhundert bis in die 70er Jahre des letzten Jahrhunderts. Herkömmliche Methoden – wie sie die Officialberatung verwendet und von den LUFA-Laboren vertreten werden – werden unter der Begrifflichkeit „sufficiency level of available nutrients“ (SLAN-Konzept; Konzept des „Suffizienznieaus der pflanzenverfügbaren Nährstoffe“) beschrieben, eine Suche in „scholar.google.de“ ergab über 100.000 Treffer. Dies zeigt, dass sich die Wissenschaft in der Vergangenheit sehr intensiv mit dieser Frage beschäftigt hat, anders als häufig von Beratern und Landwirten behauptet wird.

### 2.2.3 KATIONENAUSTAUSCHKAPAZITÄT

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) beschreibt die Fähigkeit eines Bodens, Kationen (in erster Linie Mg, Ca, K und Na) durch Adsorption im chemischen Gleichgewicht mit der Bodenlösung zu binden. Dadurch werden Nährstoffe einerseits in pflanzenverfügbarer Form vorgehalten, andererseits werden sie vor einer unmittelbaren Auswaschung geschützt. Die KAK entsteht größtenteils als Folge geologischer Prozesse und ist daher weitgehend eine Standorteigenschaft, die sich kaum verändern lässt. Es wird zwischen potenzieller und effektiver Kationenaustauschkapazität unterschieden. Die **potentielle Kationenaustauschkapazität** ( $\text{KAK}_{\text{pot}}$ ) gibt die maximale Anzahl möglicher freier Kationenbindungsplätze an, und wird bei neutralem pH bestimmt. Die **effektive Kationenaustauschkapazität** ( $\text{KAK}_{\text{eff}}$ ) gibt die Anzahl der tatsächlich freien Kationenbindungsplätze bei

**TABELLE 1: SCHÄTZUNG DER KATIONENAUSTAUSCHKAPAZITÄT (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> BODEN) NACH BODENART (LICHTFUSS UND GRIMME, 1987).**

Durch Addition der KAK-Beiträge vom Faktor Bodenart und vom Faktor Humusgehalt kann die KAK geschätzt werden.

Faktor Bodenart:									
Bodenart	S	IS, uS	tS	U	sU, IU	sL, uL	tL	IT	T
KAK	2	3	5	6	8	11	15	20	25
Faktor Humusgehalt:									
Humusgehalt (%)	1–2	2–4	4–8	8–15		15–30 = Anmoor		30 = Torf	
KAK	3	6	12	25		25–50		50–100	

dem jeweils aktuell vorliegenden pH-Wert des Bodens wieder. Die Menge an Nährstoffen wie Ca, K, oder Mg, die im Boden lagern, steht in direkter Beziehung zur KAK. Daher sind bei einem gegebenen Verhältnis von Ca/Mg/K die absoluten Gesamtmengen dieser Elemente im Boden abhängig von der KAK. Bei Sandböden mit niedriger KAK sind die Mengen deutlich niedriger, so dass es eher zu Nährstoffmangel kommen kann als z. B. bei Tonböden mit hoher KAK (Rehm, 1994; McLean, 1976).

Zur Bestimmung der Summe an austauschbaren Kationen stehen unterschiedliche Extraktionsmittel bereit, die jeweils andere Ergebnisse erbringen, und daher schwer zu vergleichen sind (Weidemann et al., 2020). Die Ermittlung der KAK ist analytisch aufwändig und daher teuer, sie kann allerdings mit relativ hoher Genauigkeit anhand einiger einfacher Parameter im Boden geschätzt werden (Tabelle 1). Demnach hat ein Sandboden mit einem Humusgehalt von 1–2 % eine Kationenaustauschkapazität von etwa 5 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden, ein lehmiger Ton mit einem Humusgehalt von 2–4 % von ca. 26 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden.

In der Literatur finden sich aber auch weitere Ansätze zur Schätzung der Kationenaustauschkapazität eines Standortes (z. B. Seybold et al., 2005; Yukselen und Kaya, 2006; Rätty et al., 2021; Razzaghi et al., 2021; Mattila und Rajala, 2022).

**TABELLE 2: THEORETISCH NOTWENDIGE NÄHRSTOFFMENGEN UND DÜNGEEMPFEHLUNGEN ZUR VERÄNDERUNG DER KATIONENBELEGUNG UM 1 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> BODEN BEI EINER TROCKENROHDICHTE (TRD) VON 1,5 g cm<sup>-3</sup> (WEIDEMANN ET AL., 2020)**

Kation	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>
Atommasse	40	24	39	23
Theor. Nährstoffmenge im Ap-Horizont (kg ha <sup>-1</sup> )	900	540	1755	1035
Düngerempfehlung in Oxidform (kg ha <sup>-1</sup> )	1259	895	2115	1395

Die potenzielle KAK und die Basensättigung sind weitgehend eine Standorteigenschaft. Welche Düngemengen notwendig sind, um die Kationenbelegung um 1 Einheit cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden bei einer Trockenrohdichte von 1,5 g cm<sup>-3</sup> im Ap-Horizont zu verändern, geht aus Tabelle 2 hervor. Die damit verbundenen Kosten für Düngemittel sind entsprechend hoch. Dies erklärt die erheblich höheren Kosten einer Düngung nach der BCSR-Philosophie im Vergleich zu den Untersuchungen nach dem SLAN- bzw. VDLUFA-Konzept (Kapitel 2.2.7).

## 2.2.4 EINFLUSS DER KATIONEN CA, MG UND K AUF DIE BODENSTRUKTUR

Die Kationenbelegung eines Bodens ist sehr stark abhängig vom Ausgangsgestein, von atmosphärischen Einträgen (z. B. an der Küste) und von der langjährigen Düngung. Eine wichtige Frage dabei ist, welche Rolle Kationen auf die Bodenstruktur haben. Bodenaggregate werden im Boden in einem hierarchischen Modell nach ihrer Größe beschrieben, weil jede Größenklasse durch andere chemische, biologische und physikalische Mechanismen zusammengehalten wird:

- Makroaggregate, also solche Aggregate die größer als 250 µm sind, werden durch Feinwurzeln und Pilzhypen zusammengehalten (Amézketa, 1999). Dies gilt insbesondere für solche > 2 mm Durchmesser.



- Aggregate einer mittleren Größe von 20–250  $\mu\text{m}$  bestehen größtenteils aus mehreren Mikroaggregaten von 2–20  $\mu\text{m}$  Durchmesser, die durch Kittsubstanzen zusammengehalten werden, die aus organischer Masse, verschiedenen Oxiden und Tonmineralen bestehen (Tisdall und Oades, 1982).
- Mikroaggregate eines Durchmessers von 2–20  $\mu\text{m}$  bestehen aus Kolloide eines Durchmessers  $< 2 \mu\text{m}$ , die durch persistente organische Bindung zusammengehalten werden. Die physikalische Abschirmung von Pflanzenresten ist ein weiterer Mechanismus der Bildung und Stabilisierung solcher Mikroaggregate (Oades und Waters, 1991; Golchin et al., 1994; Golchin et al., 1995; Rowley et al., 2018).
- Die Einheiten eines Durchmessers  $< 2 \mu\text{m}$  bestehen aus Tonmineralen, die durch organische und anorganische Kittsubstanzen und elektrostatische Bindungen (z. B. van der Waals-Kräfte) zusammengehalten werden (Amézketa, 1999; Totsche et al., 2018).

Aufgrund der beschriebenen Unterschiede unterscheidet sich die Stabilität der verschiedenen Größenklassen (Amézketa, 1999). Je kleiner die Aggregate in der beschriebenen Hierarchie, desto dichter sind sie, und desto höher die inneren Bindekräfte (Dexter, 1988). In diesem Zusammenhang sind mehrwertige Kationen v. a. an der Bildung von Mikroaggregaten beteiligt (Totsche et al., 2018), insbesondere solchen  $< 2 \mu\text{m}$ . Zudem können mehrwertige Kationen durch Bildung von Ton-Humuskomplexen (Edwards und Bremner, 1967; Tisdall und Oades, 1982; Rowley et al., 2018) die Aggregatstabilität erhöhen. Insgesamt steht die Stärke der Flockung positiv mit der Wertigkeit der Kationen und negativ mit deren Größe in Zusammenhang, daraus ergibt sich folgende (sogenannte lyotrope) Reihenfolge der Stärke von Kationen in ihrer Wirkung auf die Flockung im Boden:  $\text{Al}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ . Insgesamt spielen die mehrwertigen Kationen v. a. eine wichtige Rolle bei der Bildung von Mikroaggregaten, Makroaggregate werden durch andere Kräfte zusammengehalten.

Die Verfechter der BCSR-Methode behaupten, dass Böden mit hohen Natrium- oder Magnesium-Gehalten ein ungünstiges Bodengefüge besitzen (z. B. Unterfrauner 2014). Magnesium ist wie Kalzium ein zweiwertiges Kation, das

ebenfalls zur Bildung von Ton-Humuskomplexen in der Lage ist, und damit ebenfalls die Aggregatstabilität erhöhen kann (Emerson und Chi, 1977; Amézketa und Aragüés, 1995). In der Literatur wird teilweise beschrieben, dass Ca und Mg die gleiche Wirkung auf die Aggregatstabilität von Tonmineralen aufweisen (Amézketa, 1999). Andere Autoren beschrieben allerdings, dass erhöhte Mg-Gehalte mit einer verringerten Aggregatstabilität des Bodens einhergehen (Dontsova und Norton, 2002; Emerson und Chi, 1977), die zugleich die Wasserinfiltration erheblich reduziert (Dontsova und Norton, 2002). Dies wird häufig damit in Verbindung gebracht, dass Mg eine stärkere Hydrathülle aufweise und diese dispergierend wirke (z. B. Unterfrauner, 2014). Mechanistisch ist es allerdings so, dass – anders als von Unterfrauner beschrieben – Tonpartikel größere Aggregate durch van der Waals-Kräfte und nicht durch Kationen bilden, und sich die Gesamtgrößen der Ca- und Mg-Ionen einschließlich Hydrathülle mit 0,42 und 0,47  $\mu\text{m}$  kaum voneinander unterscheiden (Emerson und Chi, 1977). Allerdings ist ein Mg-Atom deutlich kleiner als ein Ca-Atom, sodass bei Mg-Komplexen die Entfernung zwischen Atom und dem assoziierten Kolloid im Boden deutlich größer ist als bei Ca-Komplexen, die Bindungsstärke (elektrostatischen Kräfte) ist entsprechend um etwa 3 % schwächer (Emerson und Chi, 1977). Daher trägt Mg durchaus zur Bildung von Bodenaggregaten bei, diese sind allerdings etwas instabiler als die auf Basis von Ca (Bakker und Emerson, 1973; Emerson und Chi, 1977; Tucker, 1985; Amézketa und Aragüés, 1995; Zhu et al., 2019). Die Aggregate sind anfälliger gegen die kinetische Energie von Regentropfen oder von Bodenbearbeitungsmaßnahmen (Bakker und Emerson, 1973; Emerson und Chi, 1977; Zhu et al., 2019). Zu beachten ist auch, dass im Boden  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  um die negativ geladenen Adsorptionsplätze an der Oberfläche von Tonmineralien und von organischer Masse konkurrieren. Gerade an der Oberfläche der organischen Masse werden  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen stark bevorzugt adsorbiert gegenüber  $\text{Mg}^{2+}$ -Ionen (Curtin et al., 1998). Auch dies stellt die Theorie in Frage, wonach Mg-Ionen im Boden dispergierend, also aggregatzerstörend wirken.

Von den vier wichtigsten Kationen in mitteleuropäischen Böden (Ca, Mg, Na und K) ist die Wirkung von austauschbarem Kalium auf die physikalischen und hydraulischen Eigenschaften des Bodens wahrscheinlich am unklarsten.

Die Ergebnisse widersprechen sich. Quirk und Schofield (1955) halten Kalium für ebenso schädlich wie Natrium. Levy und Torrento (1995) stellten fest, dass Kalium nicht schädlich ist, da es die Dispersion von Ton begrenzt und die Stabilität der Makroaggregate aufrechterhält. Sie führten dies auf die geringere Hydratationsenergie von adsorbiertem Kalium zurück, die 72 % der von adsorbiertem Natrium beträgt. Andererseits beobachteten Levy und Van Der Watt (1990), dass die Wirkung von Kalium zwischen der von Kalzium und Natrium liegt. Neuere Ergebnisse aus Dauerversuchen konnten keine negativen Wirkungen von Kalium auf das Bodengefüge feststellen. So verursachte die K-Düngung in einem langjährigen K-Steigerungsversuch auf einem Tschernosem in Bernburg im Vergleich zu den ungedüngten Referenzflächen insgesamt sogar günstigere Bodenstrukturverhältnisse, mit einem höheren Grobporenvolumen und einer höheren Feldkapazität bei vergleichbarer Trockenrohdichte, die zu einem Anstieg der Bodenwasserhalte um nahezu 6 mm (relativ 9 %) in der Ackerkrume (0–30 cm Bodentiefe) führte (Damm et al., 2013). Auch Guo et al. (2019) haben keine Beziehung zwischen den Gehalten aus austauschbarem  $K^+$  im Boden und dem gemessenen mittleren Aggregatdurchmesser des Bodens in neun Dauerversuchen in humiden und ariden Gebieten Chinas feststellen können, was ebenfalls darauf hindeutet, dass die Wirkungen der  $K^+$ -Zufuhr auf das Bodengefüge insgesamt von eher geringer Relevanz zu sein scheinen.

Zugleich wirken sich zahlreiche andere Faktoren auf die Aggregatstabilität eines Bodens aus, die immer auch im Kontext der Bewertung der Situation auf einem Standort berücksichtigt werden müssen (Amézketa, 1999). Dazu gehören u. a.:

- **Die Tonmineralzusammensetzung eines Bodens:** Smectite bilden z. B. deutlich stabilere Aggregate als Illite, die wiederum deutlich anfälliger gegenüber Aggregatdegradation sind (u. a. van Olphen, 1977).
- **Ca-Düngung durch kohlen-sauren Kalk oder Gips:** Die Auflösung von kohlen-sauren Kalk oder Gips verbessert die Aggregatstabilität des Bodens, wie zahlreiche Berichte belegen (Amézketa, 1999).
- **Gehalt bzw. Zufuhr an organischer Masse:** die Wirkungen der organischen Substanz sind teilweise widersprüchlich (siehe unten).

- **Gehalte an Eisen- und Aluminiumoxiden:** wirken sich positiv auf die Stabilität von Mikroaggregaten aus (Amézketa, 1999), kommen aber v. a. in alten, tropischen Böden vor.
- **Alterung:** nach einer Verdichtung des Bodens steigt die Aggregatstabilität eines solchen Bodens mit der Zeit auf natürliche Weise wieder an, dies wird als „thixotrope Altershärtung“ bezeichnet, dafür scheinen physikalische Prozesse im Boden verantwortlich zu sein (Dexter et al., 1988; Amézketa, 1999).
- **Bodenbearbeitung:** Die Bodenbearbeitung schafft Makroporen, die ggf. die Wasserinfiltration zumindest temporär erhöhen kann (Gibbs und Reid, 1988; Dexter, 1988). Sie wirkt sich auf die Stabilität der Bodenaggregate u. a. durch ihren Einfluss auf (1) die Bodenfeuchtigkeit (Perfect et al., 1990), (2) die Umverteilung der organischen Bodensubstanz und der mikrobiellen Aktivität (Angers et al., 1993; Angers et al., 1995) aus.
- **Anbauform und Fruchtfolge:** Verschiedene Pflanzenarten können auf unterschiedliche Weise zur Bodenaggregation beitragen, wahrscheinlich aufgrund von Unterschieden bei der Bodenbedeckung, bei den Wurzelparametern (Dichte, Ausscheidungen, Grad der Mykorrhizainfektion), bei Qualität und Quantität des Eintrags organischer Substanz und/oder bei den assoziierten mesofaunen und mikrobiellen Zersetzern (Gijsman und Thomas, 1995; Chan und Heenan, 1996).

Die stabilisierende Wirkung der organischen Masse im Boden auf die Bodenaggregate ergibt sich aus der Kombination der vorübergehenden aggregierenden Wirkung von Polysacchariden auf Mikroaggregate, der vorübergehend stabilisierenden Wirkung von Wurzeln und Hyphen auf Makroaggregate und der anhaltenden Wirkung von Polymeren und aromatischen Verbindungen auf Mikroaggregate. Mehrere Arbeiten haben diese Schlussfolgerungen bestätigt, indem sie die Verteilung der organischen Substanz in verschiedenen Größenfraktionen der Bodenaggregate untersucht haben (Christensen, 1986; Elliott, 1986; Gupta und Germida, 1988; Beare et al., 1994; Puget et al., 1995; Golchin et al., 1994; Golchin et al., 1995). Ein weiterer positiver Effekt der organischen Substanz besteht darin eine hydrophobe Umhüllung um die Aggregate herum zu bilden, die die Benetzbarkeit des Bodens verringert,

die Benetzungsgeschwindigkeit verlangsamt und folglich die Empfindlichkeit gegenüber einer Zersetzung der Aggregate reduziert, da Wasser eine wesentliche Ursache für die Zerstörung von Bodenaggregaten darstellt (Blackman, 1992; Caron et al., 1996; Sullivan, 1990).

Die dispergierende Wirkung organischer Stoffe ist das Ergebnis verschiedener Mechanismen: (1) die Blockierung positiv geladener Kanten von Tonmineralen durch negativ geladene organische Anionen/Säuren, (2) die Komplexierung mehrwertiger Kationen durch organische Stoffe oder (3) die (sogenannte sterische) Abstoßung aufgrund der Überlappung adsorbierter organischer Polymerschichten (Heil und Sposito, 1993a, b).

Diese kurze Zusammenfassung von Effekten aus der organischen Masse im Boden zeigt, dass die organische Masse im Boden widersprüchliche Effekte auf die Bodenstruktur auslöst, die auf mehrere Gründe zurückzuführen sind:

1. Nur ein Teil der organischen Substanz ist für die Bildung wasserstabiler Aggregate geeignet.
2. Es gibt einen Gehalt an organischem Kohlenstoff, oberhalb dessen die wasserstabile Aggregation nicht weiter zunimmt.
3. Organische Materialien sind nicht die Hauptbindemittel bei der Bildung von Bodenaggregaten und
4. bedeutsam ist eher die Anordnung der organischen Masse im Gefüge als die Art oder die Menge der organischen Substanz (Tisdall und Oades, 1982).

Zudem zeigen Untersuchungen, dass die Stabilität der Bodenstruktur enger mit der jungen und aktiven SOM-Fraktion als mit dem Gesamtgehalt an SOM zusammenhängt (Golchin et al., 1994; Puget et al., 1995). Die Wirkungen sind auch von der Größe der analysierten Bodenpartikel abhängig. Bei tonhaltigen Aggregaten wirkt die organische Substanz über die negative Partikelladung der Oberflächen (Goldberg et al., 1990), während die organische Substanz in grobsandigen Aggregaten über Wurzeln und Hyphen als Bindemittel wirkt (Tisdall und Oades, 1982).

Weitere Effekte gehen aber auch aus den Pflanzenwurzeln (siehe oben bei den Makroaggregaten), der mikrobiellen Aktivität des Bodens und der Bodenfauna hervor (Amézketa, 1999; Tisdall und Oades, 1982; Pojasok und Kay, 1990; Oades, 1993). Die wichtigsten aggregierenden Mikroben im Boden sind lebende und/oder tote Bakterien, Hyphen, bestimmte Mykorrhizapilze und saprophytische Pilze (Amézketa, 1999). Die Mikroorganismen produzieren Enzyme, die für die Mineralisierung hochmolekularer Verbindungen verantwortlich sind (Kandeler und Murer, 1993), und setzen außerdem extrazelluläre Polysaccharide frei (Chaney und Swift, 1986; Chenu, 1993), die Bodenpartikel binden und die Bodenaggregate stabilisieren. Diese Schleimstoffe gelten als vorübergehende Bindemittel (Tisdall und Oades, 1982), da sie von Mikroorganismen schnell abgebaut werden (Amézketa, 1999).

Dies zeigt ausschnittsweise die Komplexität der Bindekräfte und Wechselwirkungen im Boden, und dass die Kationenbelegung eigentlich nur einen insgesamt kleinen Anteil an den zahlreichen Prozessen einnimmt, die die Aggregatstabilität bestimmen (Abbildung 2). Dies kann auch als Erklärung dafür herangezogen werden, dass sich das Verhältnis von Ca/Mg im Boden durch langjährige entsprechende Düngung nicht auf die Aggregatstabilität auswirkt (siehe nächstes Kapitel).

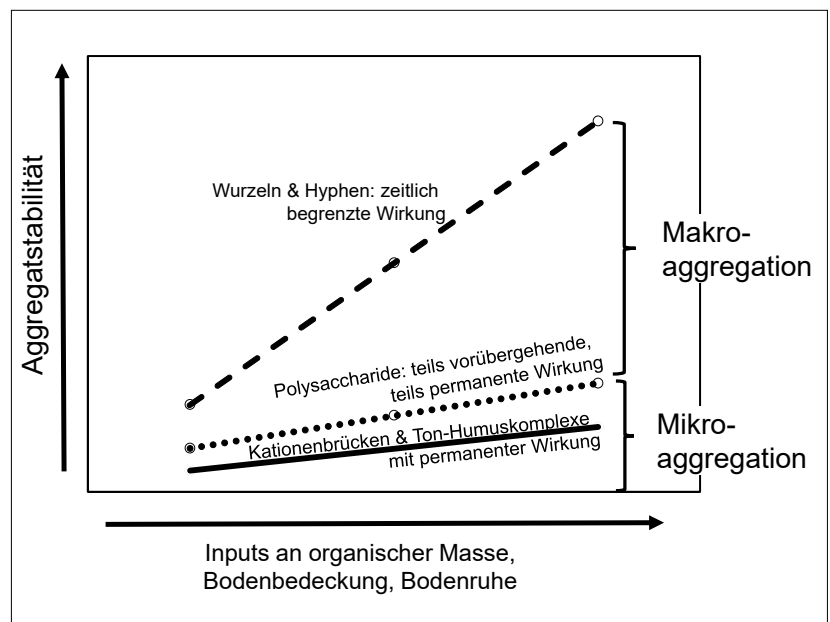


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Wirkung der organischen Düngung, der Bodenbedeckung und der Bodenruhe auf das Bodengefüge bzw. die Anteile an Mikro- und Aggregate im Boden (Möller, 2020, verändert nach Tisdall und Oades 1982).

## 2.2.5 VERÄNDERUNGEN DES CA/MG-VERHÄLTNISSES IM BODEN DURCH DIE DÜNGUNG

Grundsätzlich gilt es zunächst festzuhalten, dass  $Mg^{2+}$  im Vergleich zu anderen Kationen wie  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $NH_4^+$  im Boden vergleichsweise mobil ist. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass der reine Ionenradius von Mg (ohne Hydrathülle) kleiner ist als der von  $Ca^{2+}$ ,  $K^+$  oder  $Na^+$ , sein Hydratationsradius allerdings im Verhältnis größer (Maguire und Cowan 2002; Shaul 2002). Dadurch ist  $Mg^{2+}$  weniger stark an die Austauschplätze an den Bodenkolloiden gebunden, was im Vergleich zu anderen Kationen zu proportional höheren  $Mg^{2+}$ -Konzentrationen in der Bodenlösung führt (Gransee und Führs, 2013). Dies führt u. a. dazu, dass ein höherer Anteil des vorhandenen Magnesiums im Boden bei der Bodenanalyse extrahiert und gemessen wird als z. B. bei Kalium. Dadurch können die bei der Bodenanalyse festgestellten Nährstoffverhältnisse von den tatsächlichen Nährstoffverhältnissen im Boden abweichen. Ferner ist nicht nur der Anteil des Massenflusses an der Mg-Ernährung von Pflanzen außerordentlich hoch (Barber et al., 1963), sondern  $Mg^{2+}$  wird im Vergleich zu anderen Kationen im Boden über Winter auch überproportional stark ins Grundwasser ausgewaschen (Koc und Szymczyk, 2003; Römheld und Kirkby, 2007; Gransee und Führs, 2013).

Die gezielte Verwendung von Ca-haltigen Düngemitteln zur Verdrängung von  $Mg^{2+}$  an Austauschstellen oder von Mg-haltigen Düngemitteln zur Verdrängung von  $Ca^{2+}$  ist ein grundlegender Grundsatz der BCSR-Theorie (Brock et al., 2021). Zur Veränderung des Ca/Mg-Verhältnisses im Boden können je nach pH-Wert Kalk (z. B.  $CaCO_3$ ) oder Gips ( $CaSO_4$ ) mit hohem Ca-Gehalt (niedriger Mg-Gehalt) oder Bittersalz oder Kieserit (beides  $MgSO_4$ ) (hoher Mg-Gehalt) eingesetzt werden. Kalk mit hohem Ca-Gehalt wird auf Feldern mit niedrigem pH-Wert eingesetzt, Gips, wenn der pH-Wert des Bodens optimal ist, das Ca/Mg-Verhältnis jedoch als nicht optimal angesehen wird. Daher sind die Auswirkungen solcher Praktiken auf den Boden und die Bodenfruchtbarkeit von besonderer Bedeutung und in Abbildung 3 zusammengefasst.

Die Wirkungen einer Kalkung (Erhöhung des Säureneutralisationspotenzials des Bodens) auf die Bodenfruchtbarkeit sind gut bekannt. Dazu gehören u. a. die Säureneutralisation, die Beeinflussung der Löslichkeit zahlreicher Nährstoffe im positiven wie im negativen Sinne), aber auch eine kurzfristige Erhöhung der mikrobiellen Aktivität (u. a. humuszehrend, N-Freisetzung) (Culman et al., 2021; Fierer und Jackson, 2006; Haynes und Naidu, 1998; Havlin et al., 2014). Dazu gehört aber auch die Stabilisierung der organischen Masse durch Bildung von Ton-Humuskomplexen und eine damit

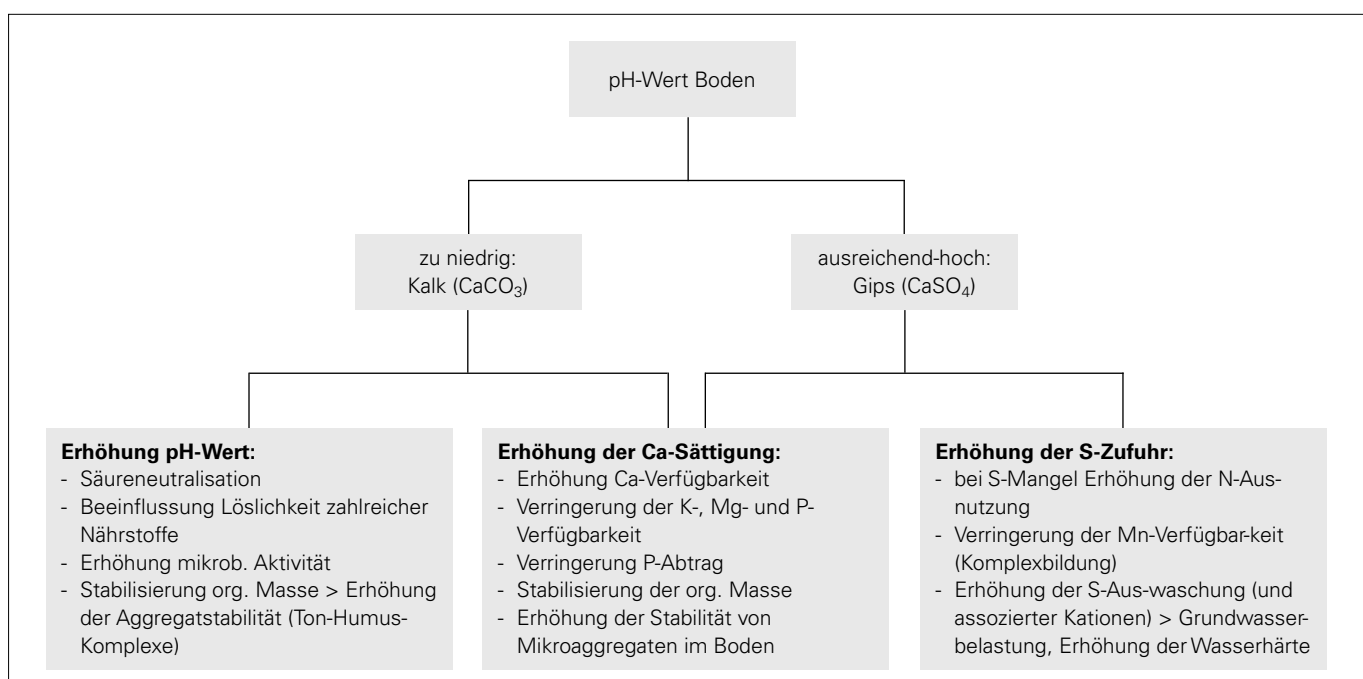


Abbildung 3: Vorgehen der Kalziumdüngung nach der Philosophie der Nährstoffverhältnisse (ergänzt nach Culman et al., 2021).

einhergehende physikalische Abschirmung der organischen Masse im Boden vor dem Abbau (humusmehrender Effekt) (Rowley et al., 2018; Culman et al., 2021). Die pH-Wert-Erhöhung erhöht die abstoßenden Kräfte der negativ geladenen Ionen, dies führt zur Dispergierung (Haynes und Naidu, 1998). Die folgende Erhöhung der Ca-Konzentration und Ca-Ionenstärke in der Bodenlösung führt wiederum zu einer erneuten Flockenbildung und damit zu einer Erhöhung der Aggregatstabilität (Amézqueta, 1999; Haynes und Naidu, 1998). Aus der Literatur geht hervor, dass die Wirkungen einer Gipsdüngung unter den in gemäßigten Klimaten vorherrschenden Böden jedoch nicht eindeutig und sehr standortspezifisch sind (Zoca und Penn, 2017).

Eine Erhöhung der  $\text{Ca}^{2+}$ -Sättigung im Boden kann die P-Verfügbarkeit durch verstärkte Ausfällung von Ca-Phosphaten verringern, zugleich aber auch die P-Verluste durch Oberflächenabfluss reduzieren (Favaretto et al., 2006; King et al., 2016). Bei S-Überdüngung kommt es allerdings zu einer Erhöhung der S-Auswaschungsgefahr (Chaganti et al., 2019), samt der mit den Sulfaten assoziierten Kationen. Zudem verdrängt eine  $\text{Ca}^{2+}$ -Düngung  $\text{Mg}^{2+}$  von den negativ geladenen Austauschern im Boden, und erhöht damit kurzfristig die Gehalte an löslichem  $\text{Mg}^{2+}$ , das dann der Auswaschung ausgesetzt ist (Syed-Omar und Sumner, 1991). Der Ersatz von  $\text{Mg}^{2+}$  durch  $\text{Ca}^{2+}$  kann auf Böden mit niedriger Kationenaustauschkapazität problematisch sein, da eine Verringerung des austauschbaren  $\text{Mg}^{2+}$  zu Mg-Mangelscheinungen führen kann (z. B. Leiva Soto, 2018; Rehm, 1994).

Die Anwendung von Bittersalz erhöht ähnlich wie die von Gips die S-Verfügbarkeit im Boden, kann aber bei den teils hohen Düngungsempfehlungen (Kapitel 2.2.7, Kapitel 2.3 und Kapitel 2.4) zu einer S-Überdüngung führen und daher auch eine S-Auswaschung fördern.

Erhebungen in der Praxis haben gezeigt, dass eine wesentliche Veränderung der Verhältnisse von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  zueinander im Boden kaum gelingt. In einer groß angelegten Untersuchung wurden in 73 verschiedenen Bezirken mehrerer Bundesstaaten in den USA 195 Bodenproben von zertifizierten Biobetrieben untersucht, 58 % der Betriebe gaben an, ihre Düngung anhand der BCSR-Empfehlung auszurichten (Sprunger et al., 2021). Weder beim pH-Wert

des Bodens, noch bei der prozentualen Sättigung mit sogenannten Basenkationen, noch beim Ca/Mg-Verhältnis im Boden wurden Unterschiede zu einer Düngung nach dem SLAN-Konzept gemessen, die Varianzanalyse ergab bei keiner dieser gemessenen Eigenschaften signifikante Unterschiede. Diese Ergebnisse spiegeln die Tatsache wider, dass Böden stark gepuffert sind, und dass die extrahierbaren Ca- und Mg-Bodenwerte nur schwer zu verändern sind, selbst wenn die Landwirte beabsichtigen, diese Werte zu ändern. Sie verdeutlichen zudem die Komplexität und Variabilität, die in diesen Biobetrieben anzutreffen ist (Brock et al., 2021; Sprunger et al., 2021).

Im Hinblick auf die Behauptung, dass „ausgewogene“ Kationenverhältnisse die biologische Aktivität des Bodens erhöhen und das Unkrautwachstum und den Insektenbefall verringern (z. B. Näser, 2020) fehlen bis heute entsprechende wissenschaftliche Nachweise. Im Gegenteil, in den Versuchen von Schonbeck (2000) hatte eine Verringerung der Mg-Sättigung (von 18–28 auf 11–21 %) im Vergleich zur Kontrollbehandlung keine nachweisbaren Auswirkungen, weder auf die organische Substanz des Bodens, noch auf die biologische Aktivität, noch auf die Häufigkeit von Unkräutern oder das Auftreten von Krankheiten oder Schädlingsbefall. In ähnlicher Weise kamen Kelling et al. (1996) zu dem Schluss, dass die Veränderung des Ca/Mg-Verhältnisses keine Auswirkungen auf die Regenwurmpopulation oder das Wachstum von monokotylen oder dikotylen Unkräutern nach sich zog. Zu insgesamt vergleichbaren Ergebnissen kommt eine Vergleichsuntersuchung von Leiva-Soto (2018) in den USA.

## 2.2.6 PFLANZENWACHSTUM IN ABHÄNGIGKEIT DES VERHÄLTNISSES DER KATIONENBELEGUNG IM BODEN

Nach der alternativen BCSR-Theorie ist ein Boden mit „ausgewogenen Nährstoffverhältnissen“ (das heißt die darin enthaltenen Ca/Mg-, Ca/K- und Mg/K-Verhältnisse) erforderlich, um hohe Erträge in entsprechender Qualität sicherzustellen, weil Pflanzen nur begrenzt in der Lage seien, selektiv Nährstoffe aufzunehmen und ein relativer Überschuss des einen Nährstoffs den Mangel eines anderen hervorrufen kann (u. a. Kopittke und Menzies, 2007;

Unterfrauner, 2017). Diese Aussagen sind bereits in den 1950er Jahren widerlegt worden. In einem Gefäßversuch mit vier Böden, die jeweils mit sieben Ca/Mg/K-Verhältnissen ausgestattet wurden (wobei eines als „ideal“ galt), haben Giddens und Toth (1951) nachgewiesen, dass sich das Wachstum von Weißklee zwischen den Varianten mit unterschiedlichen Nährstoffverhältnissen nicht unterschied, sofern Ca das dominierende Ion blieb (Abbildung 4). Tatsächlich zeigt die Untersuchung, dass selbst wenn der Austauschkomplex 40 % K oder 40 % Mg enthielt, sich das Wachstum nicht von dem des „idealen Bodens“ unterschied, der anteilig 5 % K und 10 % Mg enthielt.

In der Literatur sind auch zahlreiche Publikationen zu Versuchen und Auswertungen zu spezifischen Kationenverhältnissen (d. h. Paare wie die Ca/Mg-, Ca/K- und K/Mg-Verhältnisse) vorhanden. So wurden die Pflanzenerträge von Luzerne und Kolbenhirse (*Setaria italica* (L.)) in extrem weiten Ca/Mg-Bereichen von 2,2:1 bis 14,3:1 nicht beeinflusst (McLean und Carbonell, 1972). Das gleiche gilt für die Ergebnisse von Hunter (1949) mit Luzerne, der ähnliche Untersuchungen mit einem Ca/Mg-Verhältnis von 0,25:1 bis 31:1 durchführte und zum Schluss kam, dass kein „ideales“ Ca/Mg-Verhältnis für optimales Wachstum definiert werden kann. Die Ca/Mg-Verhältnisse landwirtschaftlicher Böden liegen sehr selten außerhalb des von Hunter untersuchten Bereichs. In der Literatur liegen zahlreiche weitere Studien zu diesem Thema vor, die alle zu vergleichbaren Ergebnissen und Schlussfolgerungen kommen (Hunter et al., 1943; Key et al., 1962; Salmon, 1964; Simson et al., 1979; Liebhardt, 1981; Lorenz, 2016). Das Ca/Mg-Verhältnis beeinflusst allenfalls das Ca/Mg-Verhältnis in der Sprossmasse und damit in den Ernteprodukten (Simson et al., 1979), allerdings sind die Verschiebungen des Ca/Mg-Verhältnisses im Spross weit geringer als die Unterschiede des Ca/Mg-Verhältnisses im Boden, was wiederum auf eine selektive Aufnahme von Nährstoffen hindeutet und den Aussagen z. B. von Unterfrauner (2017) widerspricht.

Bear et al. (1951) sowie Bear und Toth (1948) postulieren auch, dass das Ca/K-Verhältnis sowie das Mg/K-Verhältnis von Bedeutung für das Pflanzenwachstum ist. Es ist zwar allgemein bekannt und auch wissenschaftlich belegt, dass hohe K-Düngergaben unter bestimmten Bedingungen

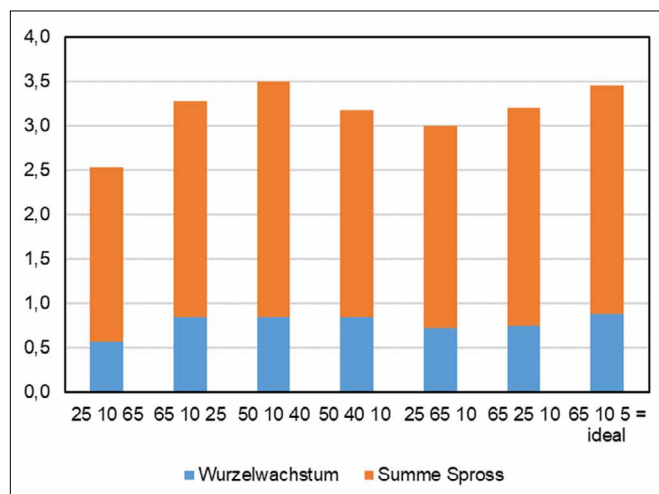


Abbildung 4: Wirkung der Ca/Mg/K-Verhältnisse im Boden auf das Wachstum (g TM je Gefäß) von Klee (Mittelwert aus 4 verschiedenen Böden) im Vergleich zu einem „idealen Boden“ (Giddens und Toth, 1951).

zu einer Verringerung der Mg-Aufnahme führen können (Haby et al., 1990), aber das Verhältnis dieser Kationen (Ca/Mg, Ca/K und K/Mg) innerhalb der üblicherweise in Böden anzutreffenden Bereiche (Verhältnisse) im Allgemeinen keinen Einfluss auf den Pflanzenertrag hat, sofern im Boden ausreichende absolute Mengen an  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{K}^+$  enthalten sind. Die Daten von Bear et al. (1951) zeigen z. B., dass der Ertrag von Tomaten im Bereich von 1:1 bis 20:1 nicht vom K/Mg-Verhältnis beeinflusst wurde. In ähnlicher Weise kamen Ologunde und Sorensen (1982) zu dem Schluss, dass bei Hirse das K/Mg-Verhältnis im Wachstumsmedium variieren kann, ohne das Pflanzenwachstum zu beeinträchtigen, vorausgesetzt, die absoluten K- und Mg-Mengen sind ausreichend, um den Bedarf der Pflanzen zu decken. Dieser kleine Ausschnitt der vorhandenen Untersuchungen zeigt, dass die BSCR-Theorie widerlegt ist, und stützt den SLAN- bzw. Suffizienzansatz nach dem VDLUFA-System, wonach die Gesamtverfügbarkeit oder -versorgung in der Regel wichtiger für das Pflanzenwachstum als das Verhältnis der Nährstoffe zueinander ist (u. a. Rehm, 1994; Koppitke und Menzies, 2007; Chaganti et al., 2021).

## 2.2.7 VERGLEICH DER BERATUNGSPHILOSOPHIEN IN FELDVERSUCHEN

In zahlreichen Studien wurde die BCSR-Theorie mit den heute etablierten Bodenuntersuchungsphilosophien verglichen. Bei diesen Vergleichsstudien wurden keine Be-

**TABELLE 3: DURCHSCHNITTLICHE EMPFEHLUNGEN UND MITTELWERTE DER ERGEBNISSE AUS ORTSFESTEN DÜNGUNGSVERSUCHEN AUF BASIS DER EMPFEHLUNGEN VON 5 LABOREN ÜBER 7 JAHRE AUF 4 STANDORTEN IN DEN USA (OLSON ET AL., 1982).**

	Stickstoff (kg ha <sup>-1</sup> )	Phosphor (kg ha <sup>-1</sup> )	Kalium (kg ha <sup>-1</sup> )	Magnesium (kg ha <sup>-1</sup> )	Schwefel (kg ha <sup>-1</sup> )	Zink (kg ha <sup>-1</sup> )	Mangan (kg ha <sup>-1</sup> )	Kupfer (kg ha <sup>-1</sup> )	Bor (kg ha <sup>-1</sup> )	Eisen (kg ha <sup>-1</sup> )	Düngemittelkosten (USD ha <sup>-1</sup> )	Mittelwert Körnermiserträge (dt ha <sup>-1</sup> )
<b>Labor 1</b>	196	35,5	37,8	2,75	15,0	2,50	1,00	0,38	0,35	0,15	121	96,3
<b>Labor 2</b>	197	29,3	29,5	6,50	22,3	2,00	0,23	0,23	0,15	0,03	121	95,5
<b>Labor 3</b>	217	21,0	16,1	19,9	43,0	6,75	1,1	0,95	0,63	0	147	95,0
<b>Labor 4</b>	191	28,8	4,75	0	3,25	0,88	0	0	0,03	0,5	97,5	95,8
<b>Univ.-Labor</b>	171	6,8	0	0	0	1,03	0	0	0	0	70,8	96,8

lege für die Existenz eines idealen Verhältnisses von Ca/Mg/K im Boden gefunden (Kopittke und Menzies, 2007; Lehmann, 2014; Chaganti und Culman, 2017; Culman et al., 2021). Olson et al. (1982) verglichen beispielsweise die Kornerträge von Mais (*Zea mays* L.) zwischen verschiedenen Empfehlungsphilosophien über einen Zeitraum von sieben Jahren auf vier verschiedenen Standorten in Nebraska (Tabelle 3).

Die Autoren kamen zu dem Schluss, dass der BCSR-Ansatz im Vergleich zum SLAN-Ansatz den Ertrag nicht erhöhe und aufgrund zusätzlicher Düngergaben zur Veränderung des Ca/Mg-Verhältnisses der BCSR-Ansatz mit teilweise erheblich höheren Kosten für Düngemittel verbunden war. McLean et al. (1983) und Murdock (1992) kamen ebenfalls zu dem Schluss, dass der BCSR-Ansatz zu höheren Düngemittelkosten führe und keinen Ertragsvorteil gegenüber einer Düngung auf Basis der

herkömmlichen Methoden nach dem sog. Suffizienzansatz bot. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt ein langjähriger Bodenbearbeitungsversuch in der Schweiz (Oberacker), der zur Hälfte nach herkömmlichen Bodenuntersuchungsmethoden und zur Hälfte nach der Albrecht/Kinsey-Methode bewirtschaftet bzw. gedüngt wird. In knapp 15 Jahren Laufzeit wiesen die Kinsey-Parzellen bei gleichen Erträgen etwa 50 % höhere Düngemittelkosten auf (Flisch, unveröffentl.).

Im einem im Jahr 2018 als Langzeitversuch angelegten Feldversuch mit einer gärtnerischen Fruchtfolge an der der Bayerischen Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau in Bamberg wurden vier verschiedene Bodenanalysemethoden (VDLUFA, EUF, Unterfrauner und Kinsey) miteinander verglichen (Vikuk und Rascher, 2021). Die empfohlenen bzw. aus der Empfehlung heraus gedüngten Mengen an Nährstoffen unterschieden sich nach den Laboren teil-

**TABELLE 4: ÜBERSICHT DER DURCHSCHNITTLICH APPLIZIERTEN MENGEN EINZELNER ELEMENTE (kg ha<sup>-1</sup>) NACH DEN EMPFEHLUNGEN UNTERSCHIEDLICHER BODENUNTERSUCHUNGSLABORE (DATENBASIS: VIKUK UND RASCHER, 2021).**

Labor	P	K	S	Ca <sup>1)</sup>	Mg	Na	∑ Spurenelemente
<b>VDLUFA</b>	19,3	211	30	300	23,5	0	0
<b>EUF</b>	18,3	191	15	1111	0	0	2,04
<b>Unterfrauner</b>	0	171	58,5	120	42,1	2,1	10,4
<b>Kinsey</b>	0	136	112	118	0	3,9	3,48

<sup>1)</sup> Bei VDLUFA und EUF zur Kalkung.

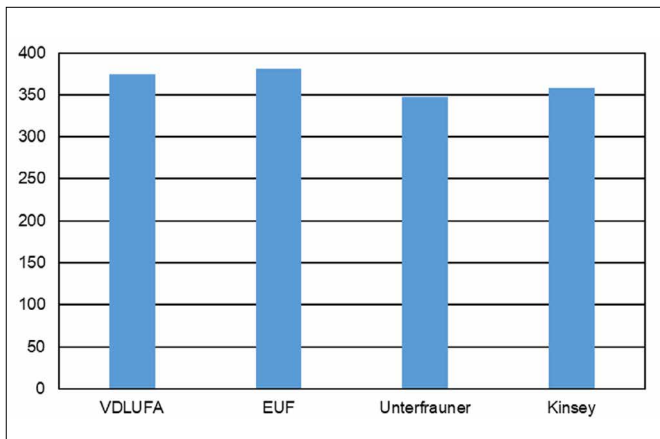


Abbildung 5: Durchschnittliche Erträge einer vierjährigen Gemüsefruchtfolge, gedüngt nach den Empfehlungen unterschiedlicher Bodenuntersuchungslabore (nach Vikuk und Rascher, 2021).

weise erheblich (Tabelle 4). Nach VDLUFA und EUF waren die empfohlenen Mengen an P und K teilweise deutlich höher als bei den alternativen Laboren, diese beiden Empfehlungen haben auch eine Kalkung vorgeschlagen. Beim Schwefel waren die Empfehlungen bei den alternativen Laboren erheblich höher. Nach VDLUFA war eine Düngung mit Spurennährstoffen (B, Zn, Mn, Co, Fe, Cu, Mo) nicht notwendig, alle anderen Labore haben Empfehlungen zumindest für einzelne dieser Elemente ausgesprochen. Im Grundsatz bestätigen diese Ergebnisse die oben dargestellten Ergebnisse aus den USA, wonach eine Düngung nach alternativen Ansätzen zu einer deutlich höheren S-Düngung führt als eine nach den etablierten VDLUFA-Methoden.

Die durchschnittlichen Erträge in den Varianten, die Ihre Düngung nach herkömmlichen Bodenuntersuchungsmethoden (VDLUFA bzw. EUF) ausgerichtet haben, waren statistisch gleich hoch wie bei den beiden alternativen Bodenuntersuchungsmethoden (Abbildung 5).

Eine andere Studie aus Bayern (Großraum Nürnberg) zeigt dagegen im Vergleich der Düngevarianten, dass die Düngung nach der Philosophie der Nährstoffverhältnisse bei vier von fünf Varianten deutlich höhere Erträge erbrachte als eine Düngung nach Düngebedarfsermittlung für N, P und K und die Ertragssteigerung im Mittel bei diesen vier Varianten bei 25 % lag (Dümig et al., 2021). In den Varianten nach der Philosophie der Nährstoffverhältnisse wurde zusätzlich zu Stickstoff und Kalium

auch Schwefel und Bor eingesetzt, eine Untersuchung des S- und B-Bedarfs nach dem VDLUFA-System unterblieb allerdings. Rein methodisch können aus dem Studiendesign keine kausalen Rückschlüsse gezogen werden, ob es sich um einen Effekt der S-Zufuhr als Nebeneffekt des Bestrebens handelte, nach dem Labor Christophel die Kationenverhältnisse zu verändern, oder ob die Philosophie tatsächlich kausal die höheren Erträge erklärt. Sehr wahrscheinlich wurde nach dem VDLUFA-System einfach nur S- oder/und B-Mangel übersehen u. a. weil es nicht systematisch untersucht wird. Eine ähnlich starke Wirkung einer S-Düngung zu Kohlgemüse beschreibt auch Sanderson (2003). Die beschriebene Erhöhung der N-Effizienz spricht dafür, dass S-Mangel bestand, da in der Literatur gut beschrieben ist, dass eine ausreichende S-Versorgung für hohe N-Effizienzen wichtig ist (z. B. Scherer, 2001).

## 2.3 Vergleich und Ableitung der Düngeempfehlungen der Bodenlabore im Versuch

### 2.3.1 MATERIAL UND METHODEN

Auf der Datengrundlage von im Projektzeitraum gewonnenen Laboranalysen wurden die Laborbefunde und die Düngeempfehlungen miteinander verglichen. Darüber hinaus wurden – soweit dies möglich war – die Algorithmen zur Berechnung von Zielwerten und Düngeempfehlungen identifiziert, um die Philosophie hinter den Empfehlungen ableiten zu können. Hierzu wurden in einem ersten Schritt 41 Bodenproben aus verschiedenen Standorten Baden-Württembergs gesammelt, homogenisiert und anschließend an folgende zwei Labore gesendet:

- dem LTZ eigenen Labor, das nach VDLUFA-Standards bzw. nach der Philosophie der (ausreichenden) Nährstoffmengen die Untersuchungen vornimmt und entsprechende Empfehlungen ableitet (bzw. aus dem entsprechende Empfehlungen abgeleitet werden können)
- dem Labor Levende Jord, Brunbjerg 70, DK 6100 Haderslev, das die Untersuchung nach der Philosophie der Nährstoffverhältnisse ausrichtet und entsprechende Empfehlungen erarbeitet.



### 2.3.2 ERGEBNISSE DES VERGLEICHS DER LABORBEFUNDE EINES VDLUFA-LABORS UND VON LEVENDE JORD

#### 2.3.2.1 Vergleich der Laborbefunde

Der im VDLUFA-Labor bestimmte  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wert zeigt mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,94 eine hohe Übereinstimmung mit dem  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Wert des Lebende Jord-Labors (Abbildung 6a). Die KCl-Werte liegen im Durchschnitt etwa 0,2 bis 0,3 Einheiten unter den  $\text{CaCl}_2$ -Werten. Die Korrelation zwischen den  $\text{CaCl}_2$ -Werten und den  $\text{H}_2\text{O}$ -Werten ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,84 etwas schwächer, die in wässriger Lösung bestimmten pH-Werte liegen 0,5 bis 0,7 Einheiten höher als die mit einem Salz extrahierten pH-Werte.

Auch die Werte der Humusgehalte zwischen beiden Laboren zeigen mit 0,89 ein relativ hohes Bestimmtheitsmaß, bei niedrigen Werten unterscheiden sich die absoluten Werte auch

wenig. Allerdings unterscheiden sich die absoluten Werte mit steigenden absoluten Gehalten zunehmend, bei einem Humusgehalt von 3,5 % nach VDLUFA wies der Lebende Jord-Befund einen Wert von etwa 3,0 % auf (Abbildung 7).

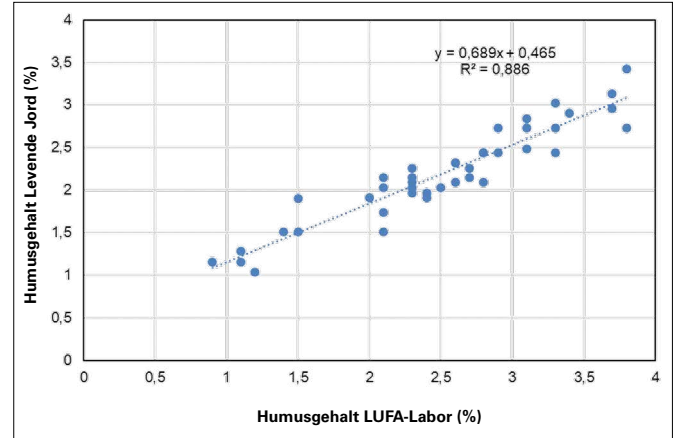


Abbildung 7: Beziehung zwischen den Messwerten der Humusgehalten vom VDLUFA-Labor und dem Lebende Jord-Labor (n= 41).

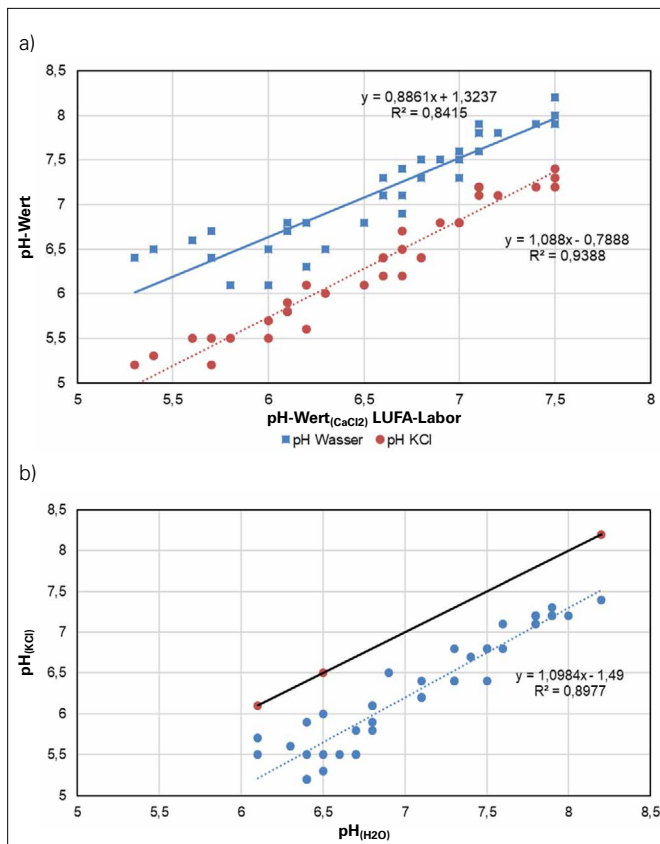


Abbildung 6: Beziehung zwischen den Messwerten des VDLUFA-Labors und des Labors Lebende Jord: a)  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$  nach VDLUFA und  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  bzw.  $\text{pH}(\text{KCl})$  nach Lebende Jord, b)  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  nach Lebende Jord und  $\text{pH}(\text{KCl})$  nach Lebende Jord (n= 41).

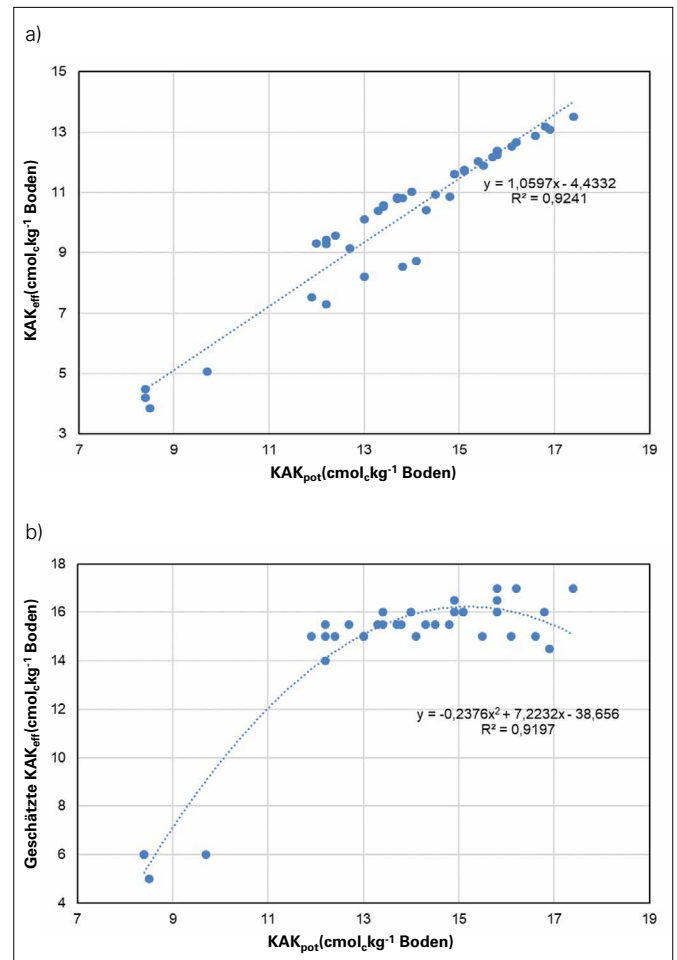


Abbildung 8: Beziehung zwischen a) der potenziellen und der effektiven Kationenaustauschkapazität, b) der gemessenen und der geschätzten potenziellen Kationenaustauschkapazität (n= 41, Lebende Jord-Labor).

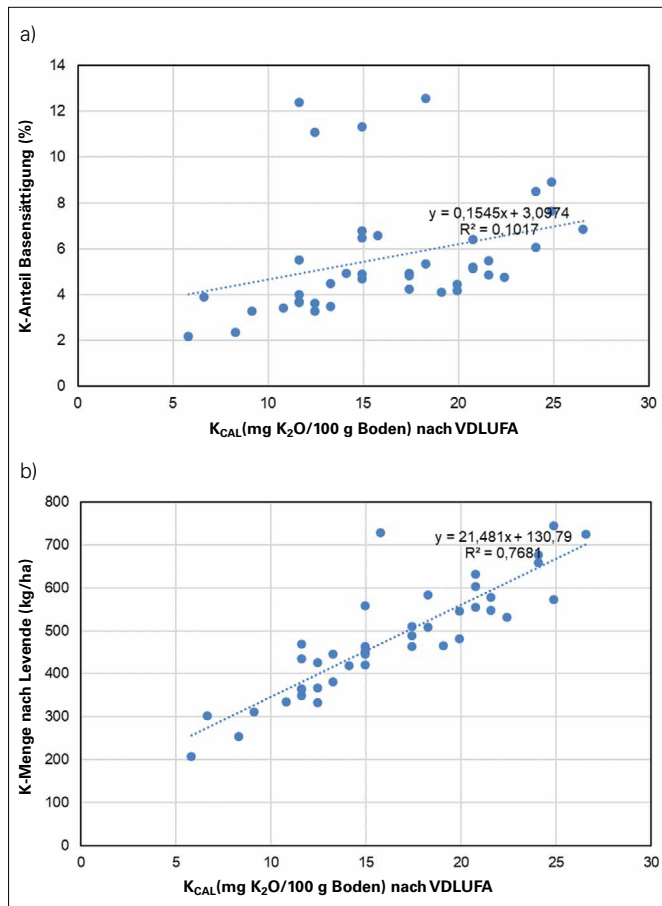


Abbildung 9: Beziehung zwischen a) den K(CAL)-Gehalten des Bodens nach VDLUFA und den K-Anteilen an der Basensättigung nach Lebende Jord, b) den K(CAL)-Gehalten im Boden nach VDLUFA-Labor und den K-Mengen im Boden nach Lebende Jord (n= 41).

Die gemessenen Kationenaustauschkapazitäten decken den üblichen Bereich mitteleuropäischer Böden ab (Abbildung 8a). Es besteht eine hohe Übereinstimmung zwischen der potenziellen und der effektiven Kationenaustauschkapazität. Die effektive Kationenaustauschkapazität liegt etwa 4,0 bis 4,4 Einheiten niedriger als die potenzielle Kationenaustauschkapazität. Alternativ zur Messung der potenziellen KAK kann diese auch geschätzt werden. Der Datensatz zeigt bei einer polynomischen Regression ein relativ hohes Bestimmtheitsmaß zwischen beiden Vorgehensweisen (Abbildung 8b).

Es besteht keine Beziehung zwischen den extrahierbaren K(CAL)-Gehalten im Boden nach VDLUFA und dem K-Anteil an der Basensättigung nach Lebende Jord (Abbildung 9a). Dies liegt zu einem erheblichen Teil an vier Proben mit einem K-Anteil an der Basensättigung von >11 %; hinzuweisen ist hierbei, dass es sich dabei um die

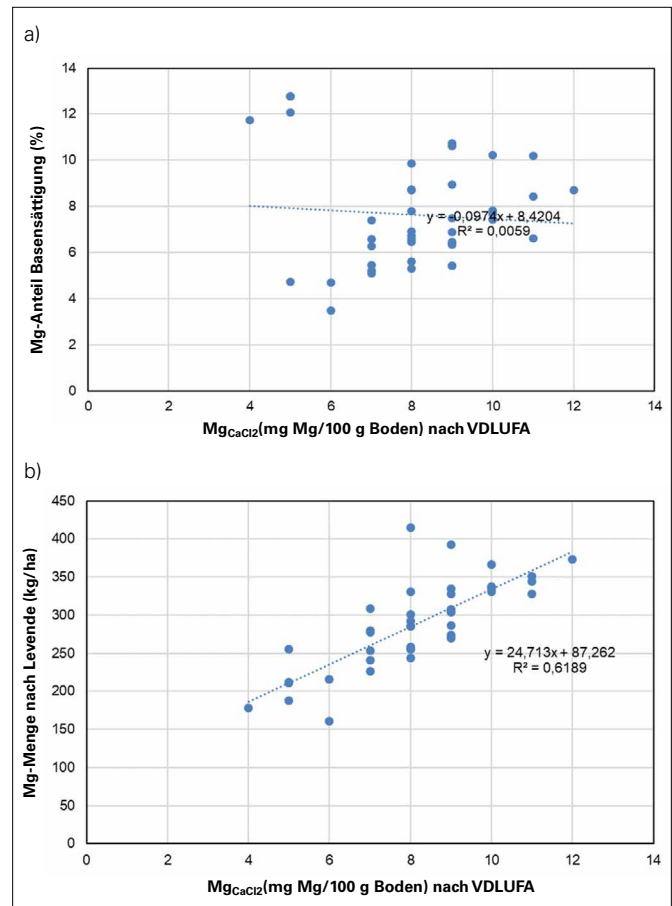


Abbildung 10: Beziehung zwischen a) den Mg(CaCl<sub>2</sub>)-Gehalten nach VDLUFA und dem Mg-Anteil an der Basensättigung, b) den Mg(CaCl<sub>2</sub>)-Gehalten im Boden nach VDLUFA und den Mg-Mengen nach Lebende Jord (n= 41).

vier Proben mit der geringsten potenziellen Kationenaustauschkapazität (mit Werten < 10 cmol<sub>c</sub>/kg Boden) bzw. effektiven Kationenaustauschkapazität (mit Werten < 5,5 cmol<sub>c</sub>/kg Boden) handelt.

Die lineare Beziehung zwischen den extrahierbaren K(CAL)-Gehalten im Boden nach VDLUFA und den „K-Mengen“ nach Lebende Jord weist ein Bestimmtheitsmaß von 0,77 auf (Abbildung 9b).

Ähnlich wie beim Kalium besteht keine Beziehung zwischen den CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Mg-Gehalten im Boden nach VDLUFA und dem Mg-Anteil an der Basensättigung (Abbildung 10a). Die lineare Beziehung zwischen den Mg(CaCl<sub>2</sub>)-Gehalten im Boden nach VDLUFA und der Mg-Menge weist mit 0,62 ein deutlich niedrigeres Bestimmtheitsmaß auf als bei Kalium (Abbildung 10b).

**2.3.2.2 Ziel- bzw. Sollwerte für die Kationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium**

Das Labor „Levende Jord“ weist für Ca, Mg, K und Na Düngungsempfehlungen auf Basis der effektiven Kationenaustauschkapazität aus. Die Auswertungen zeigen einen linearen Zusammenhang zwischen der effektiven Kationenaustauschkapazität und der zu düngenden bzw. anzustrebenden Sollmenge (Analysewert plus Düngungsempfehlung) für die Kationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium (Abbildung 11a). Aus den Bestimmtheitsmaßen geht hervor, dass für die Kationen Ca, Mg, und Na ein linearer Zusammenhang besteht, bei Kalium liegt das Bestimmtheitsmaß bei 0,85, sodass die Gleichung nur teilweise das Verhältnis abbildet.

In einem weiteren Schritt werden bei der Ausarbeitung der Düngungsempfehlungen Klassen für das als „optimal“ angesehene Verhältnis der Elemente Ca/Mg, Ca/Na, Ca/K und Mg/K betrachtet (Abbildung 11b). Für das Kalzium/Magnesium-Verhältnis besteht eine starke Abhängigkeit von der effektiven Kationenaustauschkapazität, das Bestimmtheitsmaß beträgt 0,99. Die Beziehung ist nahezu linear, allerdings weist eine polynomische Berechnung ein höheres Bestimmtheitsmaß auf. Bei näherem Hinsehen wurden neun Verhältnisklassen identifiziert, die stufenweise mit steigender effektiver Kationenaustauschkapazität nach

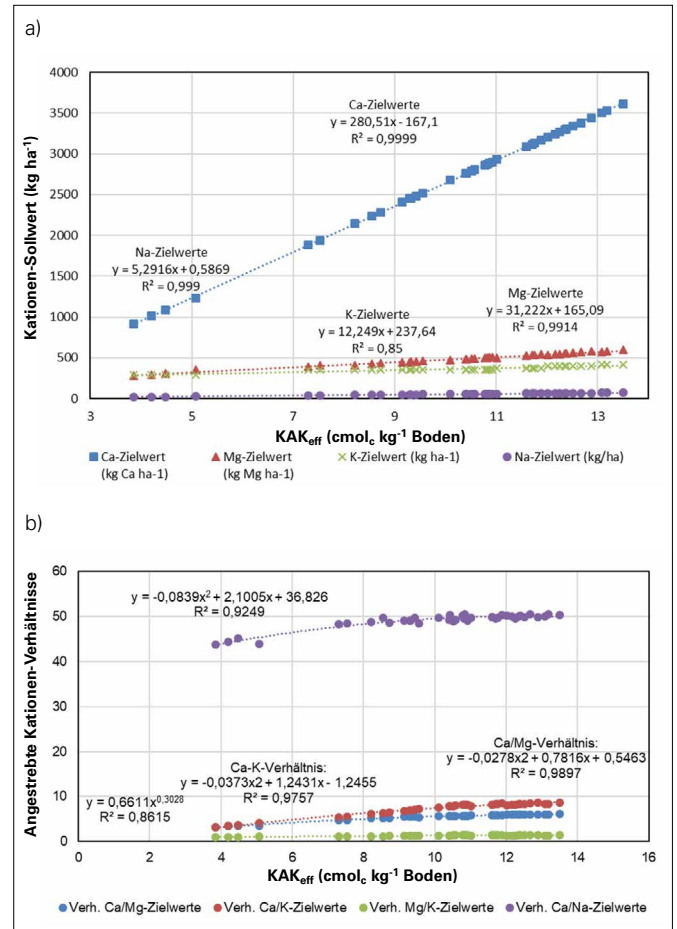


Abbildung 11: Beziehung zwischen der effektiven („aktuellen“) Kationenaustauschkapazität (KAK<sub>eff</sub>) eines Standortes und a) der anzustrebenden Kalzium-Sollmenge (Laboranalyse + Düngungsempfehlung) und b) dem anzustrebenden Massenverhältnis der Kationen zueinander (Ca/Mg, Ca/K, Ca/Na und Mg/K) nach Levende Jord (n = 41).

**TABELLE 5: ZUORDNUNG DER EMPFOHLENEN BZW. ANZUSTREBENDEN Ca/Mg-VERHÄLTNISSE IN ABHÄNGIGKEIT DER EFFEKTIVEN KATIONENAUSTAUSCHKAPAZITÄT (KAK<sub>EFF</sub>), SOWIE DARAUS BERECHNETE ANTEILE FÜR KALZIUM- UND MAGNESIUMIONEN NACH LEVENDE JORD.**

Klassen Nr.	KAK <sub>eff</sub> *	Ca/Mg-Verhältnis**	Anteil an KAK <sub>eff</sub> (%)***	
			Ca	Mg
1	<4	3,24	67,4	12,6
2	4–5	3,50	68,2	11,8
3	5–8	4,77	71,0	9,0
4	8–9	5,21	71,7	8,3
5	9–10	5,45	72,0	8,0
6	10–11	5,72	72,3	7,7
7	11–12	5,84	72,5	7,5
8	12–13	5,95	72,6	7,4
9	>13	6,08	72,7	7,3

\* Einheit wird im Laborbericht nicht angegeben, vermutlich cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Boden  
 \*\* massenbezogen nach Sollwerten (Laborergebnis plus Düngungsempfehlung)  
 \*\*\* Annahme: Anzahl der Ca- und Mg-Ionen entsprechen 80 % der Kationenaustauschkapazität



und nach ein höheres Ca/Mg-Verhältnis ausweisen. Je nach Klassenzuordnung steigen mit ansteigender effektiver Kationenaustauschkapazität die anzustrebenden Ca-Anteile von 67 auf 73 %, bzw. umgekehrt sinken die Mg-Anteile von 13 auf 7 % (Tabelle 5).

Auch bei der Kaliumdüngung spielt nach der Herangehensweise von Levende Jord die effektive (bzw. aktuelle) Kationenaustauschkapazität eine zentrale Rolle. Die graphische Darstellung (Abbildung 11a) der Laborergebnisse zeigt, dass die Höhe der empfohlenen K-Zielwerte im Boden mit zunehmender  $KAK_{\text{eff}}$  stufenweise ansteigt. Die Empfehlungen lassen fünf Klassen erkennen, die von 293 kg ha<sup>-1</sup> ( $KAK < 7$ ) auf 421 kg ha<sup>-1</sup> ( $KAK > 13$ ) ansteigen.

Natrium wird im Labor Levende Jord in den Bodenuntersuchungen standardmäßig mit analysiert. Die ausgesprochenen Düngeempfehlungen gelten jedoch nur für Gerste, Rüben, Futter und einigen Gemüsearten. Ähnlich wie bei Kalzium ist ein direkter linearer Zusammenhang zwischen der aktuellen Kationenaustauschkapazität und der Soll- bzw. Zielmenge zu erkennen (Abbildung 11a).

### 2.3.2.3 Ziel- bzw. Sollwerte für Phosphor und Schwefel

Anders als bei den Kationen richtet sich die Düngeempfehlung für den Nährstoff Phosphor nicht nach der Kationenaustauschkapazität, sondern (herkömmlich) nach den Extraktionsergebnissen der Bodenanalyse. Allerdings wird der Phosphatgehalt nicht mit den in Mitteleuropa üblichen Methoden der CAL, DL oder Wasserextraktion, sondern mit den zwei Untersuchungsmethoden „Olsen-P“ und „Mehlig III-P“ bestimmt. Die Methode „Olsen“ entstand 1954 in den Vereinigten Staaten, um in Böden mit einem pH-Wert im alkalischen Bereich die extrahierbaren Phosphorgehalte zu bestimmen, sie werden als die „pflanzenverfügbaren“ Gehalte ausgewiesen. Die Extraktion erfolgt mit Natriumhydrogencarbonat (NaHCO<sub>3</sub>) bei einem pH-Wert von 8,5 (Sims, 2000a). Die Gegenüberstellung der Analysewerte und der daraus abgeleiteten Düngeempfehlung zeigt ein lineares Verhältnis beider Werte (Abbildung 12a), sodass davon ausgegangen werden kann, dass hier unabhängig von der vorgesehenen Kultur und dem erwarteten Ertrag

ein linearer Algorithmus zur Berechnung der Düngeempfehlung zugrunde gelegt wird.

Die Methode „Mehlig III“ wurde im Jahr 1984 eingeführt. Entgegen zu Olsen wird in einem sauren pH-Wert (2,5) extrahiert. Heutzutage ist die Methode Mehlig III in den Vereinigten Staaten und Kanada weit verbreitet (Sims, 2000b). Beide Methoden sind für mitteleuropäische Verhältnisse nicht validiert.

Im Gegensatz zur Untersuchungsmethode nach VDLUFA wird bei Levende Jord eine Untersuchung der Gehalte an pflanzenverfügbarem Schwefel standardmäßig vorgenommen. Schwefel liegt in der Bodenlösung als Sulfat vor. Aus diesem Grund ist für Schwefel die Kationenaustauschkapazität nicht von Bedeutung. Ähnlich wie beim Phosphor wird auch beim Schwefel offensichtlich unabhängig von der Kultur ein S-Düngungsbedarf auf Basis der S-Konzentration im Boden errechnet (Abbildung 12b). Die Beziehung ist linear. Für etwa ein Drittel der Standorte oder Proben wird eine

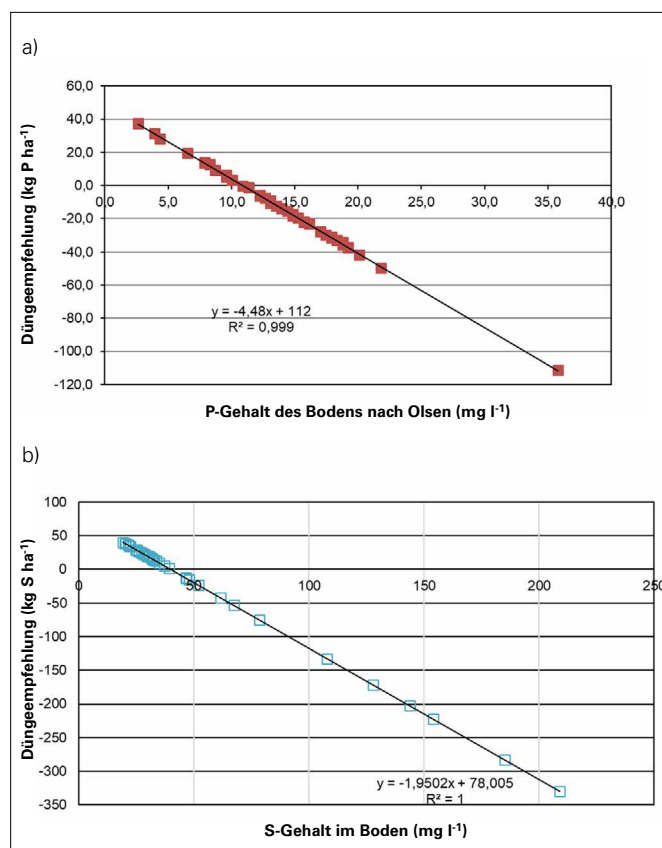


Abbildung 12: Beziehung zwischen a) dem Analysewert nach Olsen und der Düngeempfehlung für Phosphor und b) zwischen dem Schwefelgehalt in der Bodenlösung und der empfohlenen Höhe der Schwefeldüngung nach Levende Jord (n = 41).

negative Düngungsempfehlung ausgesprochen, d. h. die Standorte gelten als überdüngt mit dem Nährstoff Schwefel.

### 2.3.2.4 Vergleich der Düngungsempfehlungen

Etwa die Hälfte der Standorte wiesen ein Erhaltungs- bzw. Aufkalkungsbedarf nach VDLUFA auf (Abbildung 13a). Dagegen wurde bei den meisten Proben nach Levende Jord kein Kalkungsbedarf gesehen, im Gegenteil, die Interpretation der Messwerte nach dem von Levende Jord verwendeten Algorithmus weist auf den meisten Standorten auf einen Ca-Überschuss im Boden hin. Dies wird durch eine negative Düngungsempfehlung ausgewiesen. Nur auf sieben der 41 Standorte wurde nach Levende Jord eine Kalkung empfohlen, teilweise auf Standorten mit einem negativen Ca-Düngungsbedarf (nicht dargestellt).

Die P-Düngungsempfehlungen nach Levende Jord liegen zwischen ca. -109 und ca. 39,3 kg P ha<sup>-1</sup> (Abbildung 13b).

Ein negativer Wert bedeutet, dass der betroffene Standort eigentlich zu hoch mit Phosphor versorgt sein soll, und daher negative P-Bilanzen in Kauf genommen werden können. Insgesamt ist das empfohlene P-Düngungsniveau nach der VDLUFA-Methode deutlich höher als nach der Empfehlung nach dem Levende Jord Labor. Die Gegenüberstellung der P-Düngungsempfehlung zeigt, dass das System Levende Jord in ca. 75 % der Standorte bzw. Proben keine Düngung empfiehlt, während dies nach dem VDLUFA-System nur für eine Probe (2,5 %) zutreffend ist.

Ein ganz ähnliches Bild ergibt sich beim Nährstoff Kalium. Nach dem VDLUFA-System wird für alle Standorte eine moderate (50 % von der Abfuhr) bis starke K-Düngung (200 % von der Abfuhr) empfohlen. Solch hohe Düngemengen werden teilweise für Standorte empfohlen, die nach dem System Levende Jord als besonders hoch mit Kalium versorgt gelten. Große Unterschiede ergaben sich bei den Empfehlungen zur Magnesiumdüngung, da

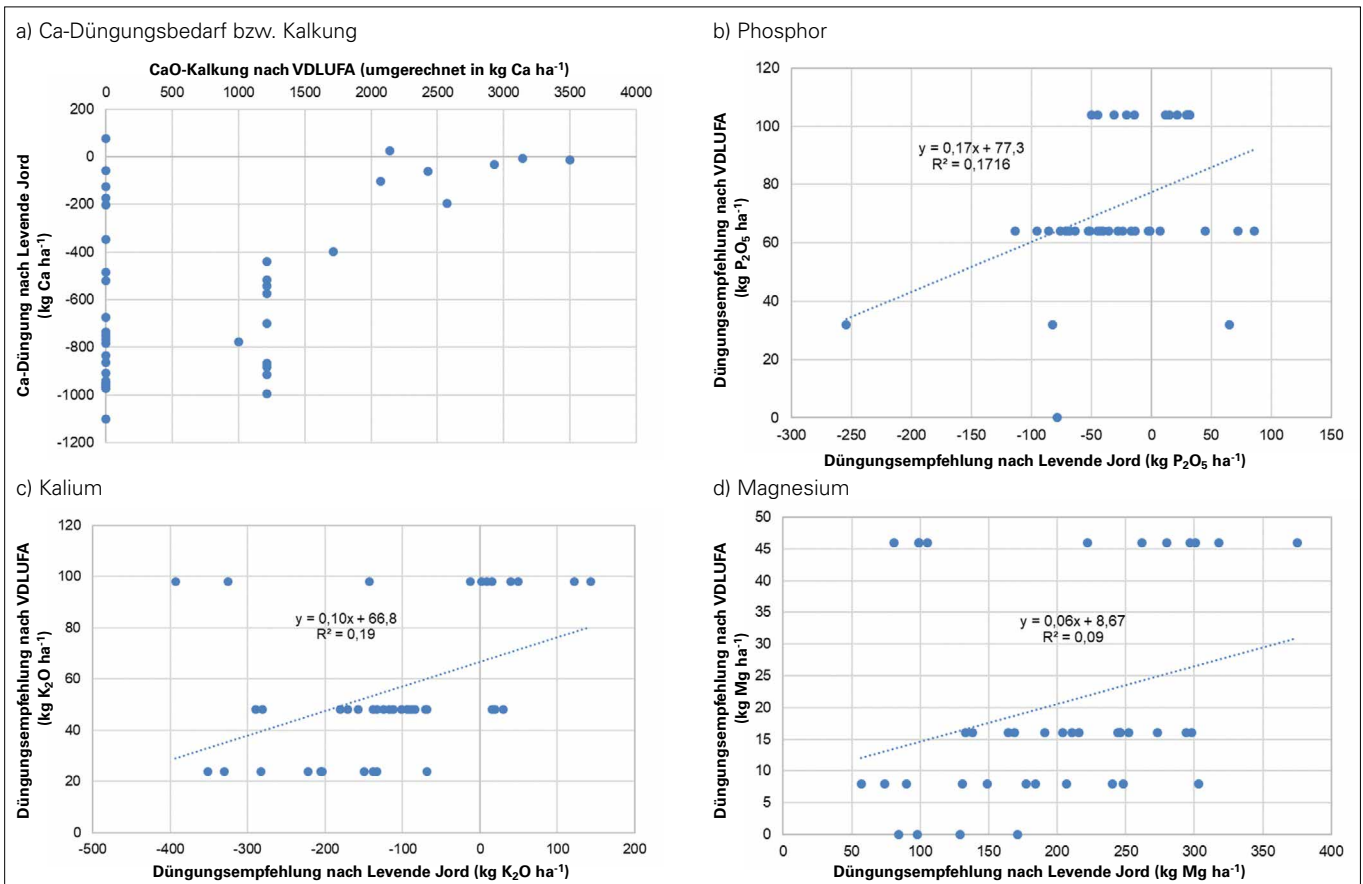


Abbildung 13: Beziehung zwischen a) der Ca-Düngungsempfehlung nach Levende Jord im Vergleich zum Kalkungsbedarf nach VDLUFA, b) zwischen der P-Düngungsempfehlung nach Levende Jord und der P-Düngungsempfehlung nach dem VDLUFA-System, c) zwischen der K-Düngungsempfehlung nach Levende Jord und der K-Düngungsempfehlung nach dem VDLUFA-System, und d) zwischen der Mg-Düngungsempfehlung nach Levende Jord und der Mg-Düngungsempfehlung nach dem VDLUFA-System (n = 41).

dieser Nährstoff im System von Lebende Jord nicht nur als Pflanzennährstoff, sondern zur Beeinflussung der Bodenstruktur und zur Veränderung der Verhältnisse der Kationen zueinander im Boden empfohlen wird (Abbildung 13c). Bei beiden Nährstoffen K und Mg wird bei den Düngungsempfehlungen die Klasseneinteilung nach dem VDLUFA-System deutlich.

### 2.3.2.5 Spurenelemente

Der Vergleich der Laborbefunde des Lebende Jord-Labors und des VDLUFA-Labors zeigt eine sehr geringe Übereinstimmung der Laborbefunde beider Labore (Abbildung 14a-e). Die Bestimmtheitsmaße schwanken zwischen 0 und 0,3.

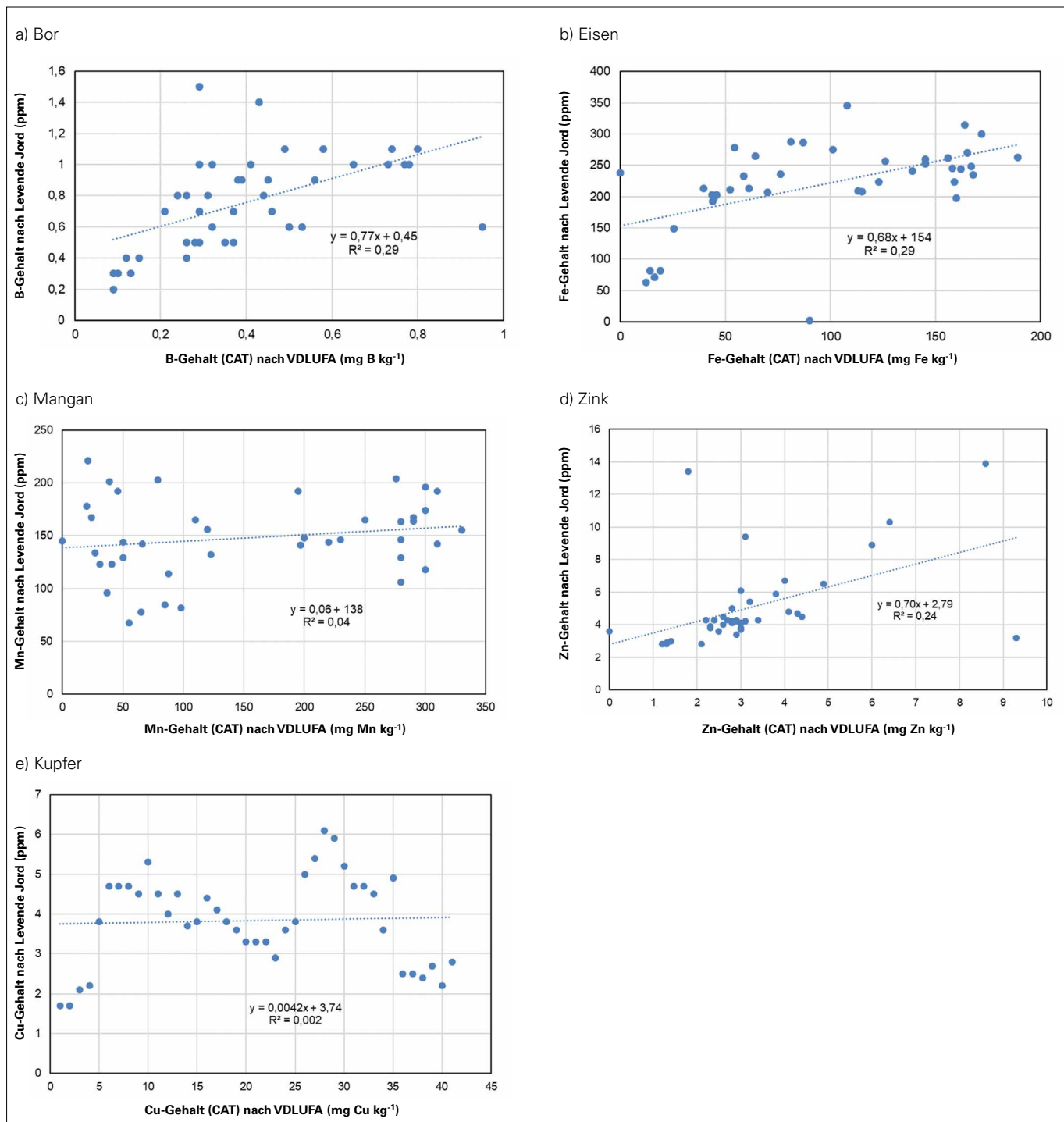


Abbildung 14: Beziehung zwischen den gemessenen Spurenelementgehalten von Lebende Jord in Abhängigkeit der Werte eines VDLUFA-Labors: a) Bor, b) Eisen, c) Mangan, d) Zink und e) Kupfer (n=41).

In den vorliegenden Düngeempfehlungen wird nach Levende Jord bei 39 von 41 Analysen eine Bordüngung empfohlen. Ein Vergleich mit den Analysewerten zeigt, dass ein lineares Verhältnis zwischen Analysewert und Höhe der Düngeempfehlung unabhängig von Bodenart und pH-Wert des Bodens besteht. Offensichtlich erfolgte jedoch zwischen den Jahren 2018 und 2019 eine Korrektur der Empfehlung. Während im Jahr 2018 ein Mindestgehalt von 1,5 ppm Bor in der Bodenlösung angestrebt wurde, wird seit dem Jahr 2019 erst ab einem Borgehalt des Bodens unter 1,2 ppm eine Düngung empfohlen (Abbildung 15). Nach der VDLUFA-Empfehlung leitet sich der Düngebedarf sowohl vom pH-Wert und der Bodenart, als auch vom Borbedarf der angebauten Kultur ab. Insgesamt zwölf Standorte wiesen ein Düngebedarf auf (Gehaltsklasse A), 25 Standorte waren im Bereich C und vier Standorte in Gehaltsklasse E (Ergebnisse nicht dargestellt). In der Gehaltsklasse C wird eine Düngung nur zu Kulturen mit einem sehr hohen Borbedarf (z. B. Raps, Lupinen, Zuckerrüben, Luzerne, zahlreiche Gemüsekulturen) empfohlen.

Für sechs der 41 untersuchten Böden wurden Düngeempfehlungen für eine Kupferdüngung ausgewiesen. Die graphische Auswertung der Empfehlungen zeigt, dass eine Kupferdüngung unterhalb einem Mindestwert von 2,5 ppm in der Bodenlösung empfohlen wird (Abbildung 15b). Diese steigt mit dem abnehmenden Werten linear an.

Bei der Bedarfsermittlung für Zink zeigt sich eine ähnliche Herangehensweise wie für Kupfer. Eine Düngung wird erst nach dem Unterschreiten eines Mindestwertes (4,1 ppm) empfohlen. Die Düngeempfehlung steigt mit abnehmenden Analysewerten linear an (Abbildung 15c). Bei 30 der eingereichten Bodenproben lagen die ermittelten Werte über dem Schwellenwert von 4,1 ppm, sodass hierfür keine Düngeempfehlung ausgesprochen wurde. Bei 11 Bodenproben wurde ein Bedarf attestiert. Für keines der Proben bzw. Standorte wurde eine Empfehlung für eine Mangan- oder Eisendüngung ausgewiesen (nicht dargestellt).

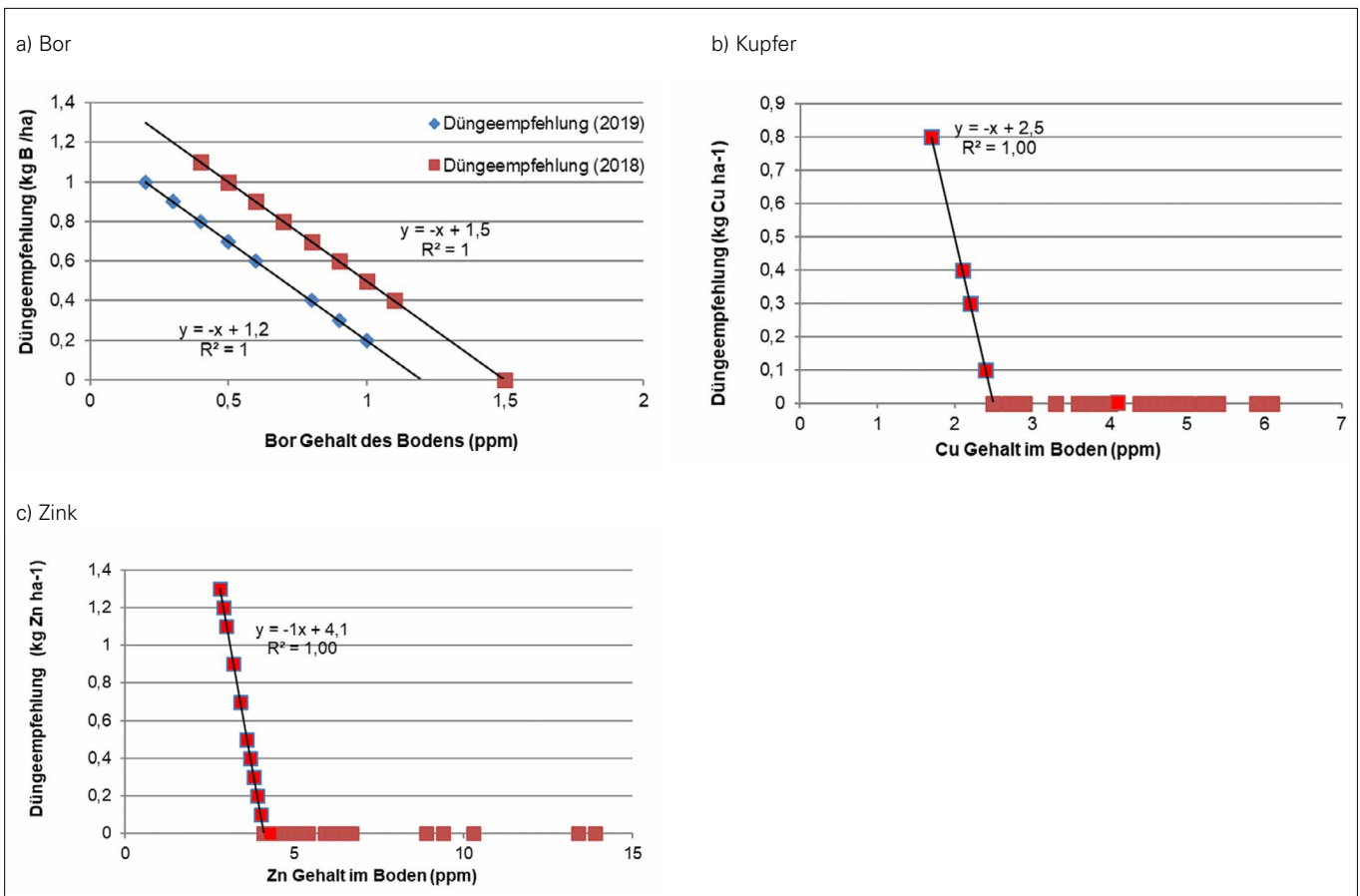


Abbildung 15: Beziehung zwischen dem Analysewert und a) der empfohlenen Höhe der Bordüngung, b) der Höhe der Kupferdüngung, und c) Höhe der Zinkdüngung nach Levende Jord (n=41).

### 2.3.3 ERGEBNISSE EINES ERWEITERTEN VERGLEICHS UNTER EINBEZIEHUNG WEITERER ALTERNATIVER BODENUNTERSUCHUNGSLABORE

#### 2.3.3.1 Vergleich der Laborbefunde

Die Laborbefunde zeigen beim BodenpH gewisse Unterschiede zwischen den Laboren (Abbildung 16a,b). Die Messwerte vom  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  der alternativen Labore wiesen durchschnittliche pH-Werte nach Extraktion mit Wasser zwischen 7,1 (Christophel) und 7,4 bzw. 7,5 bei den übrigen drei aus (Unterfrauner, Levende Jord und Bayer). Zur Bestimmung der sogenannten „potenziellen Säure“ haben die drei letzten Labore den pH zusätzlich auch noch nach Extraktion mit einer Salzlösung ( $\text{CaCl}_2$  bzw.  $\text{KCl}$ ) bestimmt. Der durchschnittliche  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wert von Bayer betrug 6,9 und wies im Durchschnitt den gleichen Wert wie der entsprechende pH-Wert des VDLUFA-Labors auf. Die niedrigsten pH-Werte wiesen die Werte nach einer Extraktion mit  $\text{KCl}$  auf, bei Unterfrauner betrug der durchschnittliche Wert 6,8, bei Levende Jord 6,5. Je nach Labor lagen die pH-Wert-Unterschiede zwischen beiden Extraktionsmethoden Wasser und Salzlösung bei Bayer 0,5 Einheiten, bei Unterfrauner 0,7 Einheiten und bei Levende Jord 1,0 Einheiten. Die Unterschiede waren durchaus unterschiedlich zwischen den einzelnen Proben, wobei keine Systematik zu erkennen war. So wies z. B. die Probe Nr. 5 (Pararendzina/Kraichgau, pH-Wert 7,5) mit 1,0 ein durchschnittliches Delta bei Levende Jord auf, bei Unterfrauner betrug das Delta 0,2 und war damit deutlich unter dem Durchschnitt, und bei Bayer lag das Delta bei 0,8 und lag damit deutlich über dem Unterschied zwischen beiden Messmethoden bei diesem Labor. Hinzuweisen ist auf die hohen Bestimmtheitsmaße zwischen den verschiedenen Laboren.

Die vier alternativen Labore ermitteln standardmäßig die potenzielle Kationenaustauschkapazität ( $\text{KAK}_{\text{pot}}$ ) des Bodens, die Labore Levende Jord und Unterfrauner zusätzlich auch die effektive Kationenaustauschkapazität ( $\text{KAK}_{\text{eff}}$ ). Zusätzlich wurde die potenzielle Kationenaustauschkapazität anhand der Bodenart und der Humusgehalte in Anlehnung an Lichtfuss und Grimme (1987) geschätzt (Tabelle 1). Die durchschnittlichen  $\text{KAK}_{\text{pot}}$ -Werte betru-

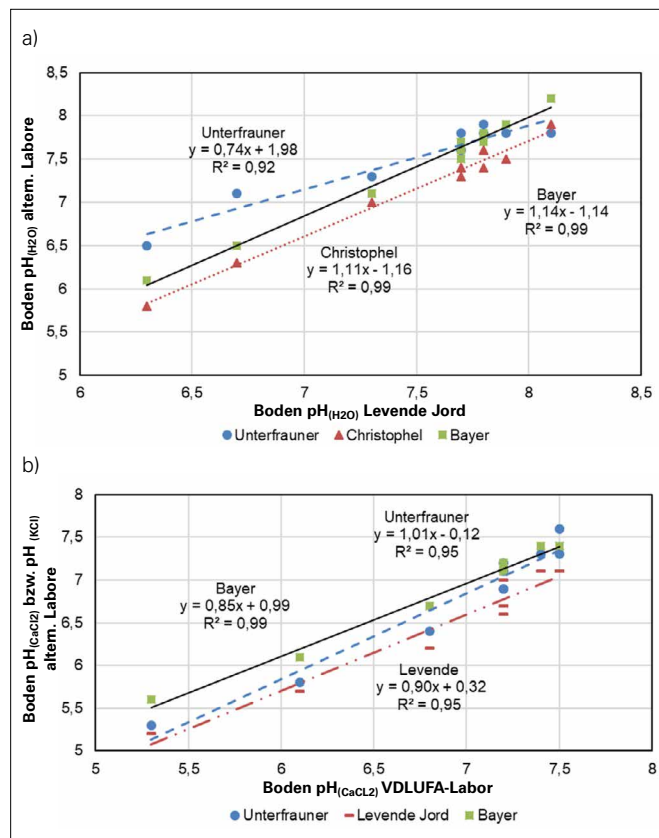


Abbildung 16: Beziehung zwischen den Messwerten verschiedener Labore: a)  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  der alternativen Labore Bayer, Christophel und Unterfrauner in Beziehung zu den Werten nach Levende Jord, b)  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$  des VDLUFA-Labors und dem  $\text{pH}(\text{KCl})$  bzw.  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$  der nach der BCSR-Philosophie arbeitenden Labore ( $n=10$ ).

gen nach Unterfrauner  $13,4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  Boden, beim Labor Bayer betrug dieser Wert  $15,6$ , bei Levende Jord  $16,5$  und bei Christophel  $16,9$ . Die durchschnittlichen geschätzten Werte waren mit  $19,4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  Boden deutlich höher (Abbildung 17a). Die Gegenüberstellung der ermittelten bzw. geschätzten Werte mit den Werten des Labors Levende Jord zeigt teilweise niedrige Bestimmtheitsmaße (Unterfrauner) bzw. mittelhohe Bestimmtheitsmaße (Christophel und Bayer).

Das Bestimmtheitsmaß zwischen den gemessenen Werten nach Levende Jord und den geschätzten  $\text{KAK}_{\text{pot}}$ -Werten betrug  $0,74$ , ein Wert in der Größenordnung der Labore Christophel und Bayer. Die durchschnittlichen  $\text{KAK}_{\text{eff}}$ -Werte von Levende Jord lagen mit  $11,4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  Boden etwa 5 Einheiten niedriger als die  $\text{KAK}_{\text{pot}}$ -Werte, bei Unterfrauner lag der entsprechende Wert bei  $10,9 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  Boden und war damit  $2,5$  Einheiten niedriger als die  $\text{KAK}_{\text{pot}}$ -Werte (nicht dargestellt).



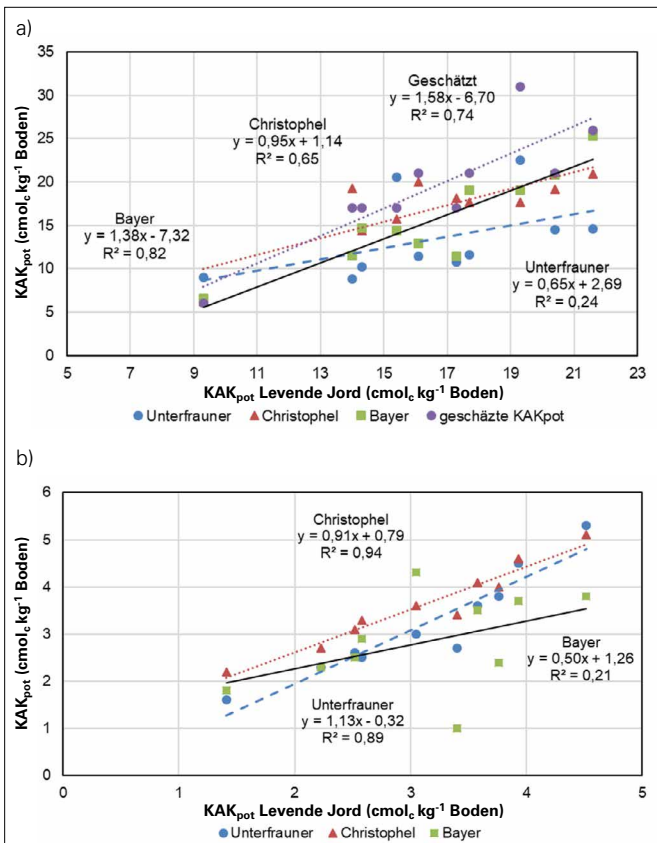


Abbildung 17: Beziehung zwischen den Messwerten verschiedener Labore: a) der potenziellen Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{pot}$ ) der anderen alternativen Labore und der geschätzten Werte in Beziehung zu den Werten von Levende Jord und b) den Humusgehalten verschiedener Labore in Beziehung zu den Werten von Levende Jord ( $n=10$ ).

Die Messwerte der Humusgehalte der zehn Bodenproben schwankten zwischen 1,2 und 5,2 % (Abbildung 17b). Die durchschnittlichen Werte waren beim Labor Bayer mit 2,8 % am niedrigsten, bei Levende Jord (3,1 %) und Unterfrauner (3,2 %) waren sie etwas höher und bei Christophel mit 3,6 % am höchsten. Die Beziehung zwischen den Werten der Labore Levende Jord, Christophel und Unterfrauner war mit Bestimmtheitsmaßen von 0,89 bzw. 0,94 hoch. Die Werte des Labors Bayer unterschieden sich zwischen den Böden deutlich weniger, das Bestimmtheitsmaß zeigt eine schwache Beziehung zu den Messwerten nach Levende Jord an.

Die Untersuchungen des Nährstoffs Phosphor zeigen keine bzw. nur eine mittlere Übereinstimmung zwischen den extrahierbaren PCAL-Werten im VDLUFA-Labor und den übrigen Laboren (Abbildung 18a). Hinzuweisen ist auf die unterschiedlichen Extraktionsmethoden, die die einzelnen

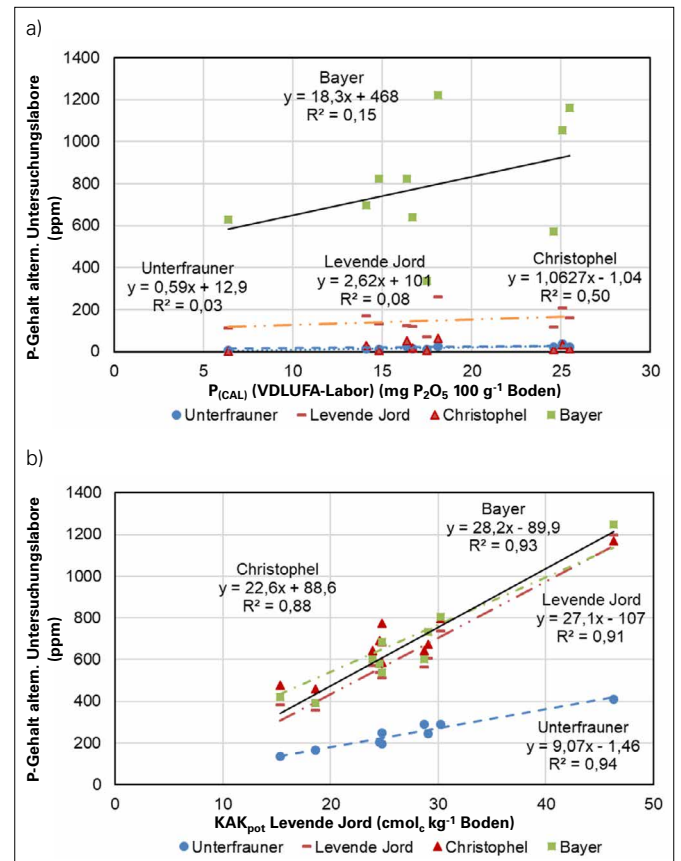


Abbildung 18: Beziehung zwischen a) den extrahierbaren PCAL-Gehalten nach VDLUFA und den P-Gehalten der alternativen Labore und b) den extrahierbaren KCAL-Gehalten nach VDLUFA und den K-Gehalten der alternativen Labore ( $n=10$ ).

Labore angewandt haben. Beim Nährstoff Kalium zeigen die unterschiedlichen Labore teils sehr unterschiedliche absolute Werte, allerdings zeigen die Bestimmtheitsmaße eine enge Beziehung zu den KCAL-Werten aus dem VDLUFA-Labor (Abbildung 18b).

### 2.3.3.2 Vergleich der Düngungsempfehlungen

Das Labor Levende Jord ermittelt die Ziel- oder Sollwerte für Kalzium und Magnesium offensichtlich (mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,99) als Funktion der potenziellen Kationenaustauschkapazität des Bodens (Abbildung 19a). Beim Kalium beträgt das Bestimmtheitsmaß 0,79, sodass davon ausgegangen werden kann, dass ein anderer Rechenalgorithmus verwendet wird, der wiederum eng mit der potentiellen Kationenaustauschkapazität korreliert. Das Bestimmtheitsmaß der entsprechenden Beziehung zur effektiven Kationenaustauschkapazität beträgt 0,48 (nicht dargestellt).

Ähnlich wie beim Labor Levende Jord werden beim Labor Christophel Zielwerte für die Kationen Ca und Mg in Beziehung zur potentiellen Kationenaustauschkapazität berechnet. Der stufenartige Zielwert für K wird durch eine direkte Regression zur KAK ersetzt. Für alle drei Kationen sind die Ziel- bzw. Sollwerte deutlich höher als bei Levende Jord (Abbildung 19b).

Die Ziel- bzw. Sollwerte für Kalzium, Magnesium und Kalium beim Labor Unterfrauner zeigen keine bzw. eine sehr schwache Beziehung zur potentiellen Kationenaustauschkapazität mit Bestimmtheitsmaßen <0,13 (nicht dargestellt), dagegen ist die Beziehung der Zielwerte zur effektiven Kationenaustauschkapazität deutlich stärker (Abbildung 19c). Unterfrauner hat die insgesamt niedrigsten Zielwerte für diese Elemente ausgewiesen. Die Ca-Zielwerte stehen mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,76 in Beziehung zur effektiven Kationenaustauschkapazität des Bodens, die von Kalium mit 0,90 und die von Magnesium mit 0,43. Das Labor Bayer bezieht auch Natrium ein. Die angegebenen

Zielwerte für Ca, Mg, K und Na stehen in enger Beziehung zur potenziellen Kationenaustauschkapazität mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,88 bis 0,94. Die absoluten Zielwerte sind im Vergleich der Labore die höchsten, etwas höher als bei Levende Jord.

Die absoluten Werte für empfohlene Ca-Zielwerte im Boden unterscheiden sich zwischen den Laboren sehr stark. Die höchsten Empfehlungen kommen vom Labor Bayer. Die Empfehlungen des Labors Unterfrauner sind etwa um den Faktor 4 geringer, das Labor Christophel weist um den Faktor 10 niedrigere Ca-Zielwerte aus (Abbildung 20a).

Der Vergleich der Düngemittlempfehlungen der Labore ergibt sehr unterschiedliche Empfehlungen für den Einsatz von Düngemitteln des VDLUFA-Labors und der alternativen Labore (Tabelle 6). Aus der VDLUFA-Standarduntersuchung wird keine direkte Düngungsempfehlung mit S-haltigen Düngemitteln abgeleitet, allerdings gelangt Schwefel als Nebenbestandteil anderer Düngemittel (z. B. Kieserit,

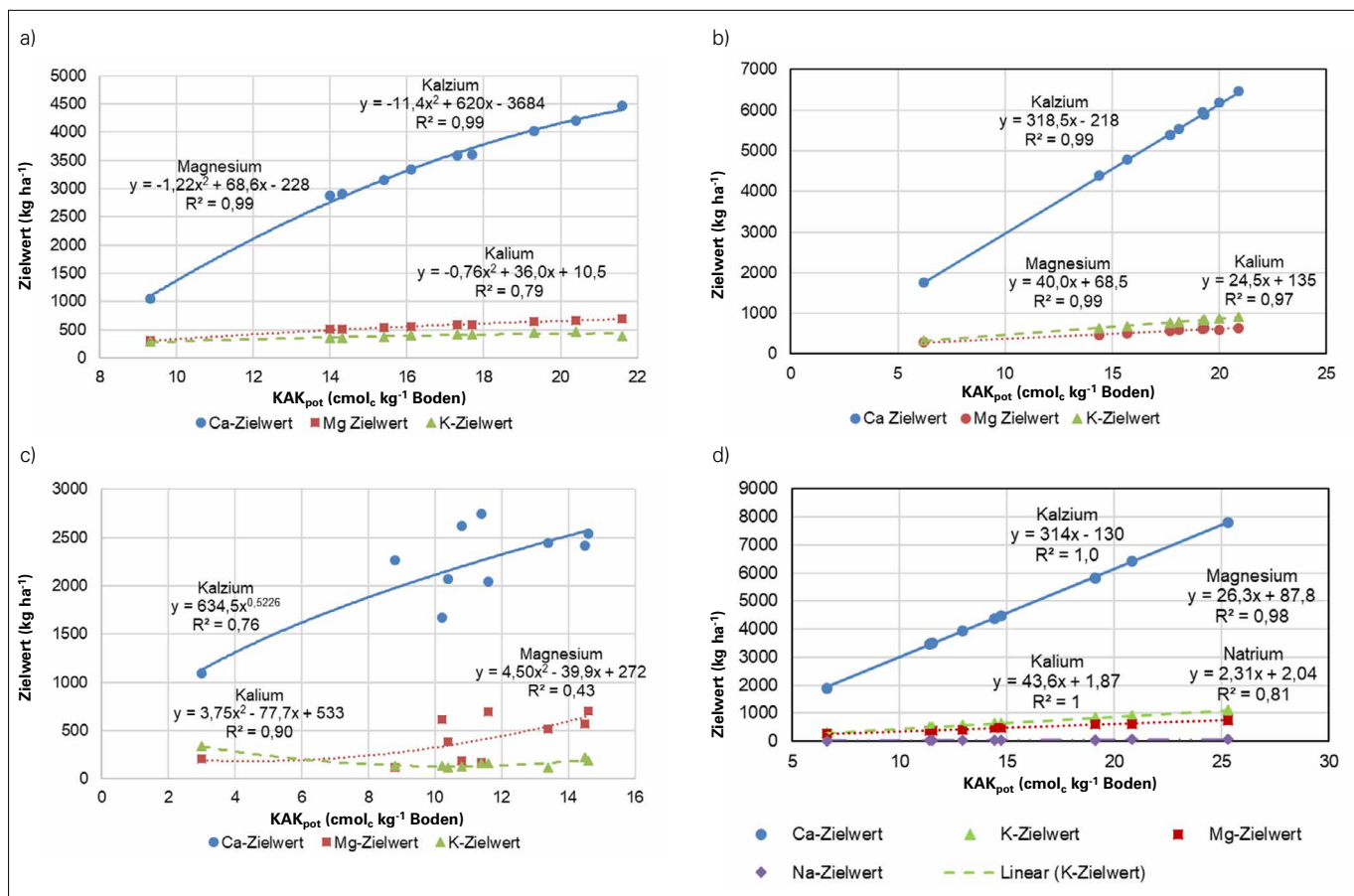


Abbildung 19: Beziehung zwischen der Kationenaustauschkapazität und den Zielwerten für Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium nach dem Labor a) Levende Jord, b) Christophel, c) Unterfrauner und d) Bayer. Für Natrium weist nur das Labor Bayer Zielwerte aus (n=10).

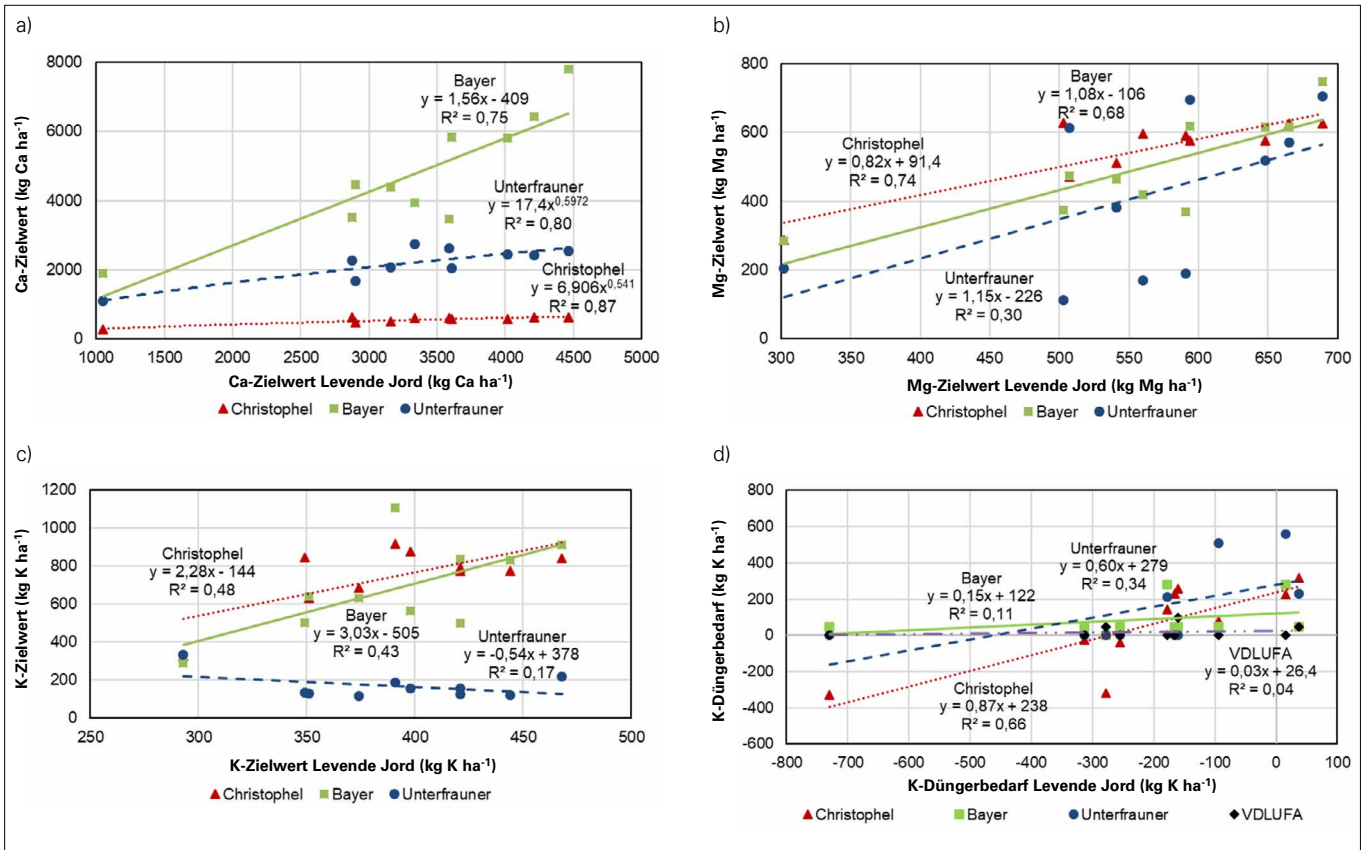


Abbildung 20: Beziehung zwischen den Zielwerten nach dem Labor Levende Jord und den anderen alternativen Laboren für a) Kalzium, b) Magnesium und c) Kalium, sowie d) Beziehung zwischen der K-Düngungsempfehlung von Levende Jord und den K-Düngungsempfehlungen der übrigen Labore (n=10).

Patentkali oder Triplesuperphosphat) in den Boden. Eine Düngung mit Gips oder Natursalzen (Natrium) wird generell unter mitteleuropäischen Bedingungen nach VDLUFA nicht empfohlen. Dafür werden nach VDLUFA deutlich höhere Mengen an Phosphor empfohlen. Während nach

VDLUFa eine Düngung von Dolomitmalken oder Kieserit nur die Zufuhr von Magnesium auf Standorten mit zu niedrigen Mg-Gehalten im Boden bezweckt, dient dies bei den alternativen Laboren ggf. dem Ausgleich von postulierten Nährstoffgleichgewichten. Auch die Düngungsemp-

**TABELLE 6: ABGELEITETE DURCHSCHNITTliche DÜNGEMITTELEMPFEHLUNGEN (kg ha<sup>-1</sup>) NACH DER UNTERSUCHUNG VON ZEHN VERSCHIEDENEN BODENPROBEN AUS BADEN-WÜRTTEMBERG IN EINEM VDLUFa-LABOR UND VIER ALTERNATIVEN LABOREN, OHNE SPURENELEMENTE.**

Abkürzung: TSP-Äquiv. = Triplesuperphosphat oder entsprechende P-Menge eines alternativen wasserlöslichen P-Mineraldüngers (z. B. Diammonphosphat oder Monoammoniumphosphat).

	VDLUFa	Christophel	Bayer	Unterfrauner <sup>1)</sup>	Levende Jord
<b>Kalk</b>	1530	129	0	2555	122
<b>Gips</b>	0	834	757	957	0
<b>Kieserit</b>	23	213	170	0	0
<b>Dolomit</b>	1296	218	55	1403	165
<b>Patentkali</b>	39	179	123	76	18
<b>S elementar</b>	0	32	22	27	0
<b>Natursalz</b>	0	60	47	0	156
<b>TSP-Äquiv <sup>2)</sup></b>	113	17,5	97,4	-	0

<sup>1)</sup> Das Labor Unterfrauner hat im beauftragten Untersuchungsumfang keine P-Düngerempfehlung ausgesprochen;

<sup>2)</sup> Labore empfehlen unterschiedliche P-Düngemittel, Umrechnung anhand der P-Gehalte in äquivalente Triplesuperphosphat-mengen.



**TABELLE 7: SUMME DER ELEMENTZUFUHRN (kg ha<sup>-1</sup>) IN ABHÄNGIGKEIT DES BODEN-UNTERSUCHUNGSSYSTEMS (N = 10) ALS HAUPT- UND BEGLEITSTOFFE DER DÜNGEMITTEL AUS TABELLE 6; OHNE SPURENELEMENTE.**

	VDLUFA	Christophel	Bayer	Unterfrauner	Levende Jord
<b>Ca</b>	406	243	173	910	48,8
<b>Mg</b>	441	91,0	44,7	690	88,8
<b>K</b>	19,4	89,6	61,6	75,5	9,0
<b>Na</b>	0	23,4	18,3	0,0	61,0
<b>S</b>	13,4	297	283	170	7,9
<b>P</b>	52	17,5	44,8	- <sup>1)</sup>	12,3
<b>∑ Makroelemente</b>	932	762	625	1847	228
<b>B</b>	X	2,09	2,38	0,00	0,18
<b>Fe</b>	0	18,8	37,6	1,50	0
<b>Mn</b>	X	5,38	0,45	0,14	0
<b>Cu</b>	X	3,94	5,73	0,05	0,012
<b>Zn</b>	X	10,6	9,79	0,58	0,18
<b>Co</b>	X	0	0,38	0,01	-
<b>Si</b>	-	-	-	1,90	-
<b>Mo</b>	-	0	0,42	0,07	-
<b>∑ Mikroelemente</b>		40,8	56,8	4,24	0,37

<sup>1)</sup> Das Labor Unterfrauner hat im bestellten Umfang keine P-Düngeempfehlung ausgesprochen.

fehlungen für Kalium sind bei den alternativen Laboren teilweise erheblich höher, als nach VDLUFA-Standard empfohlen wird. Ferner fällt auf, dass zwischen den alternativen Laboren teils erheblich unterschiedliche Empfehlungen ausgesprochen werden, obwohl sie sich alle auf die BCSR-Philosophie beziehen und im engeren oder weiteren Sinne sich auf die gleiche „Schule“ berufen. Stark unterschiedliche Düngemengen wirken sich auch erheblich auf die Kosten für die Düngung aus. Ein Vergleich der Phosphor- und Schwefeldüngungsempfehlungen der verschiedenen Labore zeigt keine Beziehung zueinander (nicht dargestellt).

Durch die applizierten Düngemittel werden die eigentlich beabsichtigten Elemente zugeführt, sie enthalten aber auch in der Regel Begleitstoffe (z. B. Ca, S), die ebenfalls Teil der Stoffflüsse sind. Bei den Makroelementen wiesen die Empfehlungen von Unterfrauner die höchsten Stoffeinträge auf (Tabelle 7). Die niedrigsten Stoffeinträge resultieren aus der Empfehlung von Levende Jord. Es ist ferner darauf hinzuweisen, dass die S- und K-Inputs bei den alternativen Laboren (außer bei Levende Jord) deutlich höher sind als nach dem VDLUFA-System. Im Gegensatz sind die P-Inputs nach VDLUFA-Labor höher als bei den alternativen Laboren.

### 2.3.4 DISKUSSION

Unterschiede der mit der gleichen Methode ermittelten pH-Werte (z. B. Abbildung 6b) können u. a. auf das Verhältnis von Lösungsmittel zu Boden herrühren, manche Labore stellen z. B. 1:1 Lösungen her, andere bis zu 5:1. Je höher der Anteil des Lösungsmittels, desto niedriger der ermittelte pH-Wert (Miller und Kissel, 2010; Gavrioloaiei, 2012). Die systematisch höheren pH-Werte des Bodens nach Extraktion mit Wasser sind eine Folge einer geringeren Dissoziierung von Protonen aus den Oberflächen der Bodenkolloide aufgrund der niedrigeren Ionenstärke und sind in der Literatur häufig beschrieben worden (Puri und Asghar, 1938; Conyers und Davey, 1988; Sumner, 1994; Thomas, 1996; Miller und Kissel, 2010). Dies führt dazu, dass die meisten Protonen an der Oberfläche der Bodenkolloide verbleiben, und damit im Vergleich zu einer Suspension in einer salzlösung weniger Protonen in Lösung gelangen (Miller und Kissel, 2010; Gavrioloaiei, 2012). Auch der absolute Unterschied von ca. 0,5 Einheiten der pH-Werte gemessen nach Wasserextraktion im Vergleich zur CaCl<sub>2</sub>-Extraktion sind in dieser Größenordnung häufig beschrieben worden (Schofield und Taylor, 1955; Little, 1992; Ahern et al., 1995; Miller und Kissel, 2010; Minasny et al.,

2011). Mit steigendem pH-Wert, der damit einhergehenden geringeren Ionenstärke der Salze und zugleich durch die Pufferwirkung der Karbonate schwächt sich dieser Effekt leicht ab (Miller und Kissel, 2010; Minasny et al., 2011), dies bestätigen auch die Ergebnisse in Abbildung 6a. Die etwas geringeren pH-Werte nach Messung in KCl-Lösung im Vergleich zur  $\text{CaCl}_2$ -Lösung (Abbildung 6a) können durch die höhere Ionenstärke von KCl im Vergleich zu  $\text{CaCl}_2$  erklärt werden, dies führt zu einer höheren Herauslösung von Protonen von der Oberfläche der Bodenkolloiden (Gavriloaiei, 2012; Little, 1992). Es ist zudem bekannt, dass der Unterschied in den Messwerten zwischen beiden Messmethoden mit steigenden Salzgehalten im Boden und der damit einhergehenden Ionenstärke sinkt (Miller und Kissel, 2010), umgekehrt weist die Ionenstärke ein umgekehrt proportionales Verhältnis zum Boden-pH-Wert auf (Gavriloaiei, 2012). Bei der Verwendung einer KCl-Lösung entstehen auch Abweichungen im Verhältnis zum  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  durch die Pufferwirkung von Aluminiumionen bei niedrigem pH-Wert bzw. von Karbonaten bei einem neutralen oder leicht alkalischen pH-Wert (Little, 1992). Die Messung des pH-Wertes mit einer Salzlösung wie  $\text{CaCl}_2$  oder KCl ist zu bevorzugen, weil die Messwerte weniger stark von der Salzkonzentration in der Bodenlösung abhängig sind (Minasny et al., 2011). Optimalerweise würde der pH-Wert mit einer Elektrolytlösung bestimmt, die der des zu untersuchenden Bodens entspricht, dies ist jedoch im Rahmen von Massenuntersuchungen schwer umsetzbar (Miller und Kissel, 2010). Diese Zusammenstellung zeigt, dass bei der Messung des pH-Wertes des Bodens zahlreiche Wirkungen und Wechselwirkungen auftreten, die es bei der Interpretation zu beachten gilt.

Die Interpretation in den Befunden von Unterfrauner oder Levende Jord, wonach der Unterschied zwischen beiden Messwerten ein Maß für die potenzielle Säure oder den potenziellen pH-Wert darstellt, ist wissenschaftlich nicht begründet. Denn die Differenz stellt lediglich die ohnehin im Boden vorhandenen Protonen dar, die zwar vorhanden sind und wirken, die aber durch eine Wasserextraktion nicht in Lösung gehen und damit nicht erfasst werden. Auch für die Aussage vom Labor Unterfrauner „die Differenz der beiden pH-Werte erlaubt einen Rückschluss auf die biologische Aktivität des Bodens“ ist wissenschaftlich nicht belegt.

Die Unterschiede in den ermittelten potenziellen wie effektiven Kationenaustauschkapazitäten zwischen den Laboren können von methodischen Unterschieden herrühren. Die jeweils verwendeten Methodenvorschriften wurden im Befund der Labore nicht mitgeteilt. Besonders hervorzuheben sind die ähnlichen Abweichungen, die bei einer Schätzung der Kationenaustauschkapazität ermittelt wurden, die Schätzung weicht ähnlich stark ab von den Ergebnissen von Levende Jord, wie es auch die Messungen der Labore Christophel und Bayer nahelegen (Abbildung 6d,e bzw. Abbildung 17a). Daher kann geschlossen werden, dass alternativ zu einer Messung in einem Labor eine reine Schätzung der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  auf Basis der Daten der Grundbodenanalyse durchaus brauchbare orientierende Werte liefert. Die hohe Korrelation zwischen der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  mit der  $\text{KAK}_{\text{eff}}$  (Abbildung 7a) deutet darauf hin, dass aus den Werten der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  durchaus die  $\text{KAK}_{\text{eff}}$  grob abgeleitet werden kann, indem vom  $\text{KAK}_{\text{pot}}$ -Wert etwa 4 Einheiten abgezogen werden.

Die Unterschiede der gemessenen Humusgehalte zwischen den Laboren bewegen sich – mit Ausnahme der Werte des Labors Bayer – weitgehend in dem üblichen Toleranzbereich zwischen Laboren bei Ringversuchen. Darüber hinaus gehende Abweichungen sind wahrscheinlich auf methodische Unterschiede zurückzuführen. Da aber die Labore die angewandten Methoden teilweise nicht offen gelegt haben, sind keine weiteren Erläuterungen möglich.

Das Bestimmtheitsmaß für die Beziehung zwischen den KCAL- bzw.  $\text{MgCaCl}_2$ -Gehalten (VDLUFA-System) und den von Levende Jord ausgewiesenen K- bzw. Mg-Mengen im Boden zeigt, dass beide Systeme durchaus zu übereinstimmenden Ergebnissen kommen (Abbildung 9b,d bzw. Abbildung 18b). Allerdings erfolgt nach dem VDLUFA-Ansatz keine Umrechnung der gemessenen K- bzw. Mg-Konzentrationen in eine Nährstoffmenge im Boden, weil die Methoden dafür nicht entwickelt und kalibriert wurden. Das Fehlen einer Beziehung zwischen den im Boden gemessenen KCAL- bzw.  $\text{MgCaCl}_2$ -Gehalten und dem Anteil dieser beiden Kationen an der Basensättigung (Abbildung 9a,c) ist darauf zurückzuführen, dass mit sinkender  $\text{KAK}_{\text{eff}}$  die Anteile dieser beiden Kationen steigen müsste, um eine vergleichbare Menge des jeweiligen Elements für eine Extraktion bereitzustellen. Nach der SLAN-Theorie

bzw. VDLUFA-Empfehlung müssen bei niedriger KAK Böden faktisch eine hohe prozentuale Sättigung mit den Nährstoffen Mg und K erreichen, um genügend Nährstoffe für eine ausreichende Nährstoffversorgung der Bestände zu gewährleisten.

Auch die Zielmengen unterscheiden sich teils erheblich – bei Ca z. B. zwischen 1000 und 2500 bzw. 4500 kg Ca ha<sup>-1</sup> – oder 2000 bis 6500 bzw. 8500 kg Ca ha<sup>-1</sup> (Abbildung 19a–d sowie Abbildung 20a–d). Die Ergebnisse lassen auch erkennen, dass die Verhältnisse zwischen den Elementen nicht starr sind, bei Levende Jord z. B. steigt das empfohlene Ca/Mg-Verhältnis mit steigender KAK<sub>pot</sub> in mehreren Klassen an (Tabelle 5). Für Na weist nur das Labor Bayer einen Zielwert auf. Die Untersuchungen zeigen auch, dass Standorte mit einer geringen Kationenaustauschkapazität (z. B. Sand) oder einem geringen Nachlieferungsvermögen für Magnesium und/oder Kalium (z. B. Moor- und Niedermoorstandorte) am ehesten Nährstoffmangel nach der BCSR-Theorie zeigen dürften. Umgekehrt kann daraus geschlossen werden, dass bei der Anlage von Versuchen solche Standorte am ehesten geeignet wären, kurz- und mittelfristig die Anwendbarkeit solch alternativer Konzepte der Düngungsphilosophie aufzuzeigen.

Alle alternativen Labore berufen sich auf die BCSR-Theorie und damit letztendlich auf Systeme, die dem Albrecht-System angelehnt oder vom Albrecht-System abgeleitet sind, sie empfehlen aber für die Düngung zum Teil sehr unterschiedliche Mengen an Nährstoffen, mit den damit einhergehenden Kosten. Hier zeigt sich ein zentrales Problem dieser Ansätze, nämlich die fehlende Validierung der Empfehlungen durch Feldversuche. Aus den Daten in Tabelle 7 geht auch hervor, dass bei einer Düngung nach der Empfehlung der alternativen Labore (mit Ausnahme von Levende Jord) die mit der Düngung einhergehenden Inputs des Nährstoffs Schwefel (S) weit über den S-Pflanzenbedarf hinaus geht. Das ist offenbar beabsichtigt. Das Labor Bayer empfiehlt z. B. nahezu standardmäßig die Düngung von 56 kg S ha<sup>-1</sup> vor der nächsten Bodenprobe, mit der Argumentation, dass Schwefel vordringlich zur „Kontrolle“ von Überschüssen benötigt wird. Bei einer Schwefelüberversorgung des Bodens unterliegt Sulfat der Auswaschung, da das Anion kaum an den Sorptionskom-

plex des Bodens gebunden wird (Mengel, 1991). Dabei werden auch Kationen verlagert, bevorzugt Kalzium, aber auch Magnesium, Natrium oder Kalium. Ähnlich wie beim Nitrat führt eine S-Verlagerung zu einer Versauerung des Bodens. Hohe S-Gehalte im Trinkwasser stellen für Wasserwerke ein Problem dar, denn Sulfat ist aus gesundheitlichen, geschmacklichen und technologischen Gründen im Trinkwasser nicht erwünscht (Kuch und Sontheimer, 1986; Werner et al., 2000, Haynes et al., 1996; Willms, 2005). Hohe Schwefelkonzentrationen wirken sich unter Umständen auch negativ auf die Qualität von Ernteprodukten aus (Stavridou et al., 2012). In Trockengebieten wie z. B. im Osten Österreichs oder im Regenschatten des Harzes können hohe Zufuhren an Schwefel oder auch Natrium die Versalzungsgefahr des Bodens erhöhen.

Die alternativen Labore geben auch zahlreiche weitere Hinweise zur Bewirtschaftung. Unterfrauner z. B. gibt teilweise Empfehlungen zum Aufbau von Dauerhumus, der durchschnittliche Wert beträgt knapp 15 Mg ha<sup>-1</sup>. Dies entspräche einer Humuserhöhung von absolut etwa 0,3–0,4 % in den oberen 30 cm des Bodenprofils, oder – bei einem Vergleich mit den Zahlen der Inventur von Waldmann und Weinzierl (2014) – um relativ ca. 10–15 % des Humus im Oberboden eines durchschnittlichen Ackerbodens in Baden-Württemberg.

## 2.4 Dauerfeldversuch zum Vergleich der Düngeempfehlungsphilosophien

### 2.4.1 EINLEITUNG

Im Hinblick auf eine Düngung auf Basis der BCSR-Philosophie sind einige Schlüsselfragen zu beantworten, die nur in einem langjährigen Dauerfeldversuch untersucht werden können. Dazu gehören u. a. die Fragen (a) welche spezifische Rolle spielt Magnesium bei den Bodenaggregationsprozessen? und (b) können sich Bodenverbesserungen durch Verwendung der Albrecht-Methode bzw. der Philosophie der Nährstoffverhältnisse in höheren Erträgen niederschlagen? Zu diesem Zweck wurde im Jahr 2020 an der Außenstelle Forchheim des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg ein entsprechender Dauerversuch eingerichtet.

## 2.4.2 MATERIAL UND METHODEN

Der Dauerversuch am Standort Forchheim startete mit der Kultur Körnermais. Der Bodentyp ist eine Parabraunerde, bestehend aus lehmigem Sand (IS). Die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge betrug in den letzten zwölf Jahren (2010–2021) 726 mm bei einer mittleren Jahrestemperatur von 11,4 °C (DWD Station Rheinstetten). Als Vorfrucht stand auf der Versuchsfläche Körnermais.

Ausgehend von den zu Versuchsbeginn durchgeführten Bodenuntersuchungen (Februar 2020) wurde ein Versuchsaufbau mit vier Varianten (keine Grunddüngung, VDLUFA, Kinsey sowie VDLUFA + Spurenelemente) mit 10 mal 6 Meter großen Versuchspartzellen gewählt. Die vierfache Wiederholung erlaubte die Anordnung der Versuchspartzellen nach einem Lateinischen Quadrat. Im Jahr 2020 wurde Körnermais angebaut, im Jahr 2021 folgte Winterweizen und im Jahr 2022 Sojabohnen.

## 2.4.3 ERGEBNISSE

### Bodenuntersuchungen

Der zum Versuchsstart ermittelte Nährstoffstatus der Fläche nach dem Düngesystem Labor Levende Jord wurde

vom Labor so interpretiert, dass Überschüsse der Nährstoffe Kalzium, Phosphat und Kalium vorlagen, während bei den Nährstoffen Magnesium, Natrium, Bor, Kupfer und Schwefel ein Düngebedarf bestand (Tabelle 8). Eine Düngung mit Natrium wäre nach den Erläuterungen von Levende Jord nur bei Gerste und speziellen Gemüsearten angebracht. Die Bodenuntersuchung nach VDLUFA bescheinigte einen durchschnittlichen Kalkbedarf von 39 dt ha<sup>-1</sup> (CaO). Die Makronährstoffe P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> und K<sub>2</sub>O waren ausreichend vorhanden (Gehaltsklasse C), so dass eine Düngung nach Abfuhr der jeweiligen Kultur (u. U. mehrjährig zusammengefasst) ausreichend ist. Für Magnesium lag nach VDLUFA eine suboptimale Versorgung des Bodens vor (Gehaltsklasse B) (Tabelle 9). Für das Spurenelement Bor zeigten beide Laborergebnisse einen Mangel an. Die Elemente Mangan, Zink und Kupfer waren nach der Bestimmungsmethode VDLUFA ausreichend (Gehaltsklassen E und C) vorhanden (Tabelle 9).

Nach Tabelle 10 werden in den beiden VDLUFA-Varianten höhere Mengen an Kalk wie auch an P- und K-Düngemittel eingesetzt. Bei Levende-Jord ist auf die hohe Kieseritempfehlung hinzuweisen. Aus den Werten in in Tabelle 11 geht hervor, dass auf diesem Standort nach dem VDLUFA-System deutlich höhere Empfehlungen für P, K, Mg sowie für eine Kalkung resultieren als nach

**TABELLE 8: DÜNGBEDARFSEMPFEHLUNG NACH DER BCSR-PHILOSOPHIE (LABOR: LEVENDE JORD).**

Reinnährstoff kg ha<sup>-1</sup>, Durchschnittswerte für die Partzellen der 4 Wiederholungen, negative Vorzeichen zeigen einen Überschuss des jeweiligen Nährstoffes an.

	Ca	P	K	Mg	Na	B	Cu	S
<b>Wdh 1</b>	-6,0	-95,6	-290	99,0	14,0	0,9	0,8	34,1
<b>Wdh 2</b>	-13,0	-113,4	-143	105,0	12,0	1,0	0,8	29,6
<b>Wdh 3</b>	-60,0	-68,8	-133	81,0	15,0	0,9	0,4	40,6
<b>Wdh 4</b>	-103,0	-70,6	-171	99,0	18,0	0,9	0,3	38,0
<b>Mittelwert</b>	-45,5	-87,1	-184	96,0	14,8	0,9	0,6	35,6

**TABELLE 9: PH-WERT, KALKBEDARF UND NÄHRSTOFFVERSORGUNG NACH DEM SYSTEM VDLUFA.**

	pH-Wert und Kalkbedarf (dt ha <sup>-1</sup> CaO)		Grundnährstoffe (mg 100 g <sup>-1</sup> Boden)			Spurenelemente (mg kg <sup>-1</sup> Boden)			
	pH-Wert	dt ha <sup>-1</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Mg	Bor	Mn	Zn	Cu
<b>Wdh 1</b>	5,4	44,0	17,0	22,0	5,0	<0,10	98,0	6,0	1,2
<b>Wdh 2</b>	5,3	49,0	17,0	14,0	4,0	<0,10	55,0	4,0	1,1
<b>Wdh 3</b>	5,6	34,0	14,0	15,0	5,0	0,14	65,0	6,4	1,4
<b>Wdh 4</b>	5,7	29,0	16,0	18,0	5,0	0,14	85,0	8,6	1,6
<b>Mittelwert</b>	5,5	39,0	16,0	17,3	4,8	0,1	75,8	6,3	1,3
<b>Gehaltsklasse</b>	B	B	C	C	B	A	E	E	C

**TABELLE 10: DAUERFELDVERSUCH BODENUNTERSUCHUNGSSYSTEME FORCHHEIM: EINFLUSS DER BODENUNTERSUCHUNGSPHILOSOPHIE AUF EINGESETZTE DÜNGEMITTEL (kg ha<sup>-1</sup>) IN DEN JAHREN 2020 BIS 2022.**

Stickstoff einheitlich – Empfehlungswert nach DüngungBW.

	Ohne Grunddüngung (nur N, S)	VDLUFA	VDLUFA + S + B	Levende Jord
<b>Kalk</b>	0	2533	2533	22
<b>Tripelsuperphosphat</b>	0	107	107	0
<b>40er Kornkali</b>	0	100	100	42
<b>Kieserit</b>	0	0	27	327
<b>Schwefellinsen</b>	11	8	8	0
<b>Agrocean</b>	0	0	5,3	4,7
<b>Funguran</b>	0	0	0	0,9
<b>PK 27/21/5/9</b>	0	80	80	0

**TABELLE 11: DAUERFELDVERSUCH BODENUNTERSUCHUNGSSYSTEME FORCHHEIM: EINFLUSS DER BODENUNTERSUCHUNGSPHILOSOPHIE AUF VERBREICHTE MITTLERE ELEMENTMENGEN (kg ha<sup>-1</sup>) UND MITTLERE ERNTEERTRÄGE (dt ha<sup>-1</sup>) IN DEN JAHREN 2020 BIS 2022.**

Stickstoff einheitlich.

	Ohne Grunddüngung (nur N, S)	VDLUFA	VDLUFA + S + B	Levende Jord
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	0	54,3	54,3	0
<b>K<sub>2</sub>O</b>	0	60,1	60,1	16,7
<b>CaO (Kalkung)</b>	0	960	960	17,3
<b>MgO</b>	0	159	159	86,3
<b>S</b>	15,3	22,6	22,6	67,4
<b>B</b>	0	0	0,13	0,32
<b>Na</b>	0	0	0	0
<b>Cu</b>	0	0	0	0,19
<b>TM-Erträge (2020–2022)</b>	52,8	55,0	55,5	55,3

Levende Jord. Deren Empfehlungen führen zu deutlich höheren S-Gaben. Im Durchschnitt der Jahre 2020 bis 2022 wurden keine signifikanten Ertragsunterschiede festgestellt (Tabelle 11).

#### 2.4.4 DISKUSSION

Die Ergebnisse in diesem Feldversuch decken sich hinsichtlich der Erträge mit den in Kapitel 2.2.7 dargestellten Ergebnissen aus Feldversuchen auf anderen Standorten. Eine Düngung nach der BCSR-Philosophie erhöht im dreijährigen Durchschnitt die S-Einträge, die Düngung mit K und Mg ist hier hingegen deutlich niedriger als im VDLUFA-System.

## 2.5 Gesamtdiskussion

Die BCSR-Theorie, häufig auch Albrecht-Methode genannt, ist wissenschaftlich anhand zahlreicher Feld- und Gefäßversuche überprüft worden und wird in der wissenschaftlichen Diskussion überwiegend als überholt und widerlegt beurteilt. Die Empfehlungen sind auf Basis der naturwissenschaftlichen Lehre nicht nachvollziehbar und experimentell nicht belegt (u. a. Koppitke und Menzies, 2007; Chaganti et al., 2021; Culman et al., 2021; Deru et al., 2023). Als die Philosophie der Nährstoffverhältnisse (eher bekannt unter Albrecht-Bodentuntersuchung) entstand, also bis in die 20er bis 40er Jahre des vorigen Jahrhunderts, war nicht bekannt, dass die Pflanzenwurzel über ein sehr hohes



Selektionsvermögen für Nährstoffe verfügt. Zudem können Pflanzenwurzeln die Verfügbarkeit von Nährstoffen selbst beeinflussen, z. B. durch Ausscheidung von organischen Säuren und Komplexbildnern. Eine Düngung nach der BCSR-Philosophie ist vor diesem Hintergrund nicht nur wissenschaftlich unbegründet. Ihre fortgesetzte Anwendung führt auch zu falschen Düngeempfehlungen, zu höheren Kosten (Olson et al., 1982; Oberackerversuch), und zu einem ineffizienten Einsatz von Düngemitteln. So kann die Gefahr eines Schwefelaustrags in das Grundwasser oder einer Versalzung des Bodens erhöht sein. Die Ergebnisse zeigen auch, dass bei der gleichen Bodenprobe je nach Labor sehr unterschiedliche Empfehlungen abgeleitet werden, obwohl sich die Labore alle auf die BCSR-Philosophie berufen. Auch fehlt für die Empfehlungen eine experimentelle Untermauerung anhand langjähriger Versuche, bzw. die publizierten Versuche werden von den Anbietern offensichtlich nicht berücksichtigt. Ferner werden bei den Prüfberichten der alternativen Labore die Labormethoden in der Regel nicht ausgewiesen. Es ist bekannt, dass z. B. Extraktionsmittel mit unterschiedlichen pH-Werten oder unterschiedlichen Ionenstärken zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Die Anleitungen zur Erstellung entsprechender Empfehlungen werden nur nach der Teilnahme an gebührenpflichtigen Kursen zur Verfügung gestellt und sind nicht öffentlich verfügbar und überprüfbar.

Im Unterschied zu den alternativen Laboren, die nach der BCSR-Theorie arbeiten, basiert die Bodenanalyse sowie die daraus aufbauende Düngeempfehlung nach VDLUFA auf genormten Verfahren, die öffentlich publiziert sind und anhand von zahlreichen Feldversuchen überprüft werden. Die Ergebnisse bzw. die aus den Ergebnissen abgeleiteten Empfehlungen können jederzeit von unterschiedlichen Laboren nachvollzogen werden. Bei der Düngeempfehlung nach VDLUFA werden neben dem Nährstoffzustand des Bodens auch die Anbaukulturen und deren Ertrags Erwartungen berücksichtigt. Beim Düngungssystem nach Albrecht-Kinsey-Philosophie werden bei den Empfehlungen weder die Kulturart noch deren Ertrags Erwartung berücksichtigt, obwohl diese beim Probenbegleitschein erfragt werden. Im System des VDLUFA wird davon ausgegangen, dass bei angemessenem pH-Wert im Boden ein Kalziummangel ausgeschlossen werden kann. Theoretisch könnte es

möglich sein, dass trotz hoher pH-Werte des Bodens ein Kalziummangel vorliegt. Dies könnte insbesondere für Böden zutreffen, die geologisch bedingt hohe Gehalte an Magnesium und/oder Natrium aufweisen. Solche Böden sind beispielsweise an den Ufern des Flusses Mississippi in Missouri anzutreffen, der Heimatregion von Neal Kinsey (Kinsey und Walters, 2006). Die Böden in Deutschland sind überwiegend aus kalziumreichem Ausgangsmaterial entstanden. Eine Unterversorgung an Kalzium ist in ausreichend gekalkten Böden nicht zu erwarten.

Bei der Bodenanalyse nach den alternativen Laboren werden neben den Makronährstoffen (P, K, S, Ca, Mg und Na) standardmäßig auch Untersuchungen zur Versorgung mit den Mikronährstoffen vorgenommen. Dies kann durchaus als Vorteil dieser Vorgehensweise gesehen werden. Diese Nährstoffe werden im System der VDLUFA nur bei Verdacht auf etwaige Mängel und auf Wunsch analysiert, so dass unter Umständen aufgrund fehlenden Problembewusstseins entsprechende Mangelsituationen übersehen werden können. Allerdings ist die Analyse von Pflanzenproben deutlich aussagefähiger hinsichtlich eines möglichen Mangels an Spurenelementen.

Auffallend ist, dass Unterfrauner (2017) als Anbieter alternativer Verfahren seine Thesen zwar in sehr gut aufbereiteten Abbildungen vorträgt, aber dabei ganz ohne wissenschaftliche Quellen auskommt. So schreibt Unterfrauner (2017), dass Pflanzen nur sehr begrenzt in der Lage seien, gezielt und selektiv Nährstoffe aus der Bodenlösung aufzunehmen, dies geht auch aus den Prüfberichten des Labors hervor. Allerdings ist seit über 70 Jahren bekannt, dass Pflanzen je nach Nährstoff teils sehr selektive Mechanismen besitzen, um Nährstoffe gezielt aufzunehmen (Epstein et al., 1956; Marschner, 1996). Dies lässt sich auch sehr leicht aus dem Vergleich der Nährstoffzusammensetzung in der Bodenlösung und in den damit versorgten Pflanzen ableiten (Hoagland, 1948). Unterfrauner und andere Anbieter präsentieren dagegen als Beweise häufig Fotos von Pflanzen oder Feldern, die nach ihren Empfehlungen gedüngt wurden, oder Abbildungen mit einer theoretischen Darstellung von (angeblichen) Zusammenhängen (z. B. Unterfrauner 2014, 2017). In ihren Schriften und Vorträgen verweisen sie jedoch niemals auf frühere

oder aktuell laufende Feldversuche, die diese Theorien teilweise über einen längeren Zeitraum geprüft haben (z. B. der Oberackerversuch in der Schweiz). Es ist sehr einfach entsprechende Informationen zu recherchieren, daher fragt es sich, warum die alternativen Philosophien zur Düngebedarfsermittlung weiterhin in dieser Form angewandt werden. Sogar Düngemittelhersteller, die von den Empfehlungen monetär profitieren würden, raten von dieser Methode ab (Kali-Akademie, 2021; Rühlicke, 2018).

Ganz unabhängig von der BCSR-Theorie werden in der „regenerativen Landwirtschaft“ teils sehr kostspielige Empfehlungen ausgesprochen, für die es keine fachliche oder wissenschaftliche Grundlage gibt. So empfiehlt Näser (2020) den sogenannten Karbonatstest mit HCl. Sollte er negativ sein, wird eine Kopfkalkung mit einem hochreaktiven Kalk empfohlen. Dabei wird kein Bezug zum Boden-pH-Wert hergestellt, und zahlreiche Böden mit einem standortangepassten pH-Wert sind zumindest im Oberboden karbonatfrei. Mit der Messung des pH-Wertes allein soll ertragsbegrenzender Ca-Mangel übersehen werden können (Näser, 2020). Unter mitteleuropäischen Böden bestehen keine Nachweise dafür, dass in Böden mit einem standortgerechten pH-Wert eine solche Maßnahme unmittelbare positive pflanzenbauliche Wirkungen hat. Überhaupt sind die verbreiteten Vorstellungen zum Boden-pH-Wert aus naturwissenschaftlicher Sicht nicht nachvollziehbar. Offenbar besteht teilweise die Vorstellung, dass Kationen (positiv geladen) Protonen (ebenfalls positiv geladen) abpuffern können. So schreibt Näser (2020), dass bei einer Übersättigung des Bodens mit Ca, Mg, K oder Na der pH-Wert steigen soll. Wissenschaftlicher Konsens ist, dass pH-Wert-Wirkungen der Kationen stets vom Partneranion oder Partneratom ausgeht bzw. ausgehen kann, also z. B. vom Karbonat ( $\text{HCO}_3^-$  in Kalk, in organischen Düngemitteln), vom Oxid (z. B. CaO) oder von den Basen organischer Säuren, die z. B. in organischen Düngemitteln in Assoziation mit den o. g. Kationen oder auch Ammonium vorkommen (Yan et al., 1996; Lazar et al., 2012). Eine solche angebliche „Übersättigung“ könnte aber auch von Gips oder Bittersalz herrühren, die sich beide nicht direkt auf den pH-Wert des Bodens auswirken, aber eine Ca- oder Mg-Quelle darstellen können. Weitere Vorstellungen gehen dahin, dass in Anwesenheit von

gelöstem Ca der Nitratgehalt in der Bodenlösung sinke, weil Ca den mikrobiellen Bodenstoffwechsel so steuern soll, dass aus der N-Mineralisierung mehr Ammonium und weniger Nitrat entsteht (Näser, 2020). Es ist hinlänglich bekannt, dass aus der Mineralisierung zunächst Ammonium freigesetzt wird, und erst in einem weiteren Schritt Nitrat durch die Oxidation von Ammonium entsteht. Es wird auch behauptet, dass eine zu hohe Ca-Konzentration das Verhältnis von Bakterien und Pilzen im Boden aus dem Gleichgewicht bringen soll, weil Bodenpilze hohe Ca-Konzentrationen angeblich nicht vertragen (Näser, 2020). Für diese Behauptung fehlt jegliche wissenschaftliche Bestätigung. Gleiches gilt für die Behauptung, dass Unkräuter bevorzugt Standorte mit einem engeren Ca/Mg-Verhältnis als 7:1 besiedeln würden.

Edmeades (2011) schlägt vor, eine neue Definition für „ausgewogenen Boden“ zu etablieren, wonach ein „ausgewogener Boden“ als ein Boden definiert wird, der die Mindestmenge der essentiellen Nährstoffe für ein optimales Pflanzenwachstum enthält. Die Einschränkung „Minimum“ ist wichtig, weil es keinen Grund gibt, über den optimalen Nährstoffgehalt hinaus zu wirtschaften. Das bringt keinen wirtschaftlichen Gewinn und bedeutet eine unnötige Gefahr einer Nährstoffbelastung angrenzender Ökosysteme.



Ausbringung von Komposttee

Foto: Dr. Gerd Joachim Sauter/LTZ

### 3 Wirkungen von Komposttee auf Gesundheit und Ertrag von Winterweizen

#### 3.1 Einführung

##### 3.1.1 DIE BEDEUTUNG VON KOMPOSTTEE IN DER „REGENERATIVEN LANDWIRTSCHAFT“

Die Anwendung von Komposttee gehört zu den Kernelementen der „regenerativen Landwirtschaft“. Ihm werden zahlreiche Wirkungen zugeschrieben (u. a. Näser, 2020):

- Anstieg der Assimilatebildung bei Stress wie z. B. Trockenperioden,
- höhere Krankheitsresistenz,
- einer Düngung ähnliche Wachstumseffekte,
- unkrautunterdrückende Wirkung.

Komposttees sollen eine höhere Krankheitsresistenz durch Verringerung von abiotischem Stress bewirken, der durch ungünstige Wachstumsbedingungen verursacht wird (Näser, 2020). Die unkrautunterdrückende Wirkung soll durch Wirkungen auf Bodenpilze zustande kommen. Denn nach Näser (2020) liegen die Ursachen für eine Verunkrautung im Fehlen einer Vielfalt von Bodenpilzen. Die unkrautunterdrückende Wirkung der Applikation von sogenannten „dynamisierten“ Komposttees auf Samen- und Wurzelunkräuter soll darauf beruhen, dass die

dadurch verursachte Vitalisierung zu einer deutlichen Überernährung der Unkräuter führt, da diese einen hoch-effizienten Stoffwechsel haben sollen, um sich gegen die Kulturpflanzen durchzusetzen (Näser, 2020). In der Folge sollen Unkräuter schwächer wachsen, krank werden und dadurch ihre Konkurrenzkraft einbüßen (Näser, 2020). Darüber hinaus soll die Applikation von Komposttee (wie die von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“) die Entwicklung von Bodenpilzen fördern und auch dadurch unkrautunterdrückend wirken.

##### 3.1.2 LITERATURÜBERBLICK ZUR WIRKUNG VON KOMPOSTEXTRAKTEN UND KOMPOSTTEE

In der Literatur werden unterschiedliche Komposttees und -extrakte beschrieben, die sich in Hinblick auf die Zubereitung (Ausgangsmaterial, Belüftung, Zusatzstoffe und Verweildauer) unterscheiden lassen (Abbildung 21). Die ältesten Berichte, die sich mit Kompostextrakten beschäftigten, gehen bis auf das Zeitalter des Römischen Reichs zurück (Ingham, 2005). Kompostextrakte sind in der Regel ein Wasserauszug aus Kompost (Diver, 2002). Komposttee stellt eine Weiterentwicklung dar, mit dem Ziel, in den Kompostextrakten enthaltene nützliche Organismen mittels Luftsauerstoff und Nährstoffen zu vermehren (Diver, 2002). So wird z. B. bei den Vorgaben für biologisch-dynamisch wirtschaftende Betriebe eine Herstellung von Komposttee beschrieben, bei der durch ständiges Rühren Luft in den Braukessel eingetragen wird (Ingham, 2005).

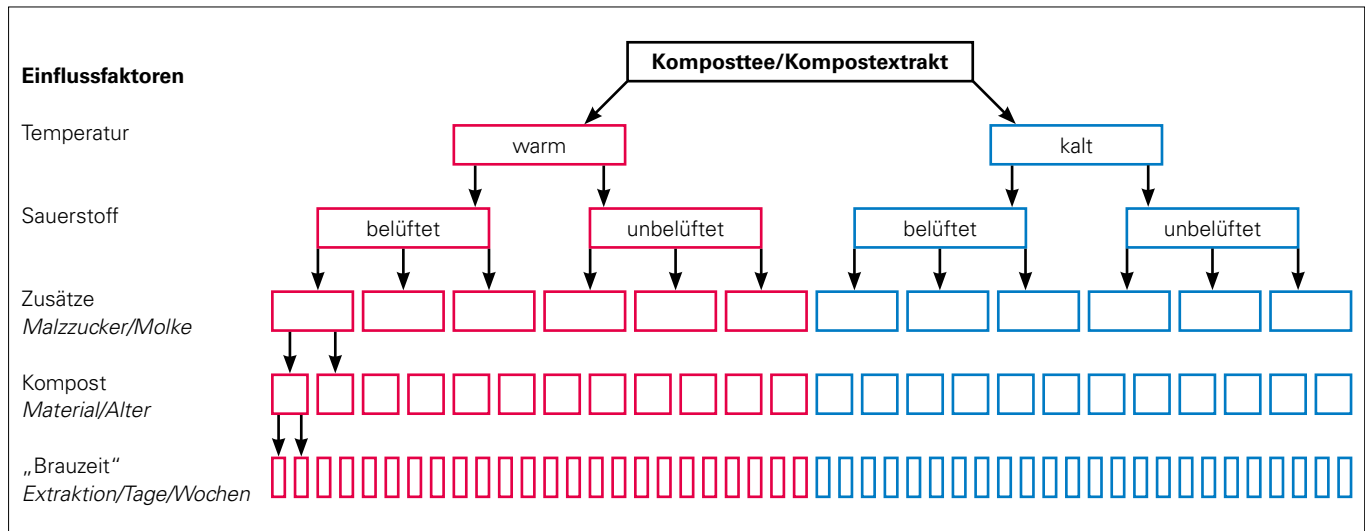


Abbildung 21: Systematische Differenzierung von unterschiedlichen Arten der Kompostteebereitung (eigene Darstellung).

Im Einzelnen werden u. a. folgende Formen von Komposttee unterschieden:

**Warmer belüfteter Komposttee:** Hatte nach Glöcklhofer et al. (2017) in Gefäßversuchen nach sechs Applikationen eine krankheitsunterdrückende Wirkung auf Pilzpathogene in Golfirasengräsern. Die Wirkung war von der Reife des Kompostes abhängig. Das Kraut der Unsterblichkeit (*Gynostemma pentaphyllum*)“ konnte die Wirkung steigern (Glöcklhofer et al., 2017).

**Warmer unbelüfteter Komposttee:** Zeigte in Petrischalen und auf Glaskörpern eine hemmende Wirkung auf *Botrytis*. Der Wirkungsgrad lag bei 40 % im Vergleich zur Fungizidvariante (Rovral, „Iprodion“). Der Komposttee sollte nicht mehr als acht Tage alt sein (Mc Quilken et al., 1994).

**Kalter unbelüfteter Komposttee:** unterdrückte nach Ketterer (1990) und Tränkner (1997) in Laborversuchen das Wachstum von phytopathogenen Organismen. Dieser Effekt wurde der Wirkung von *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Penicillium* und *Trichoderma*, die häufig in Mist gefunden werden, zugeschrieben (Brinton und Droffner, 1995).

**Kalter belüfteter Komposttee:** aus Pflanzenbestandteilen erzeugter Komposttee zeigte in Laborversuchen an Tomatenblättern eine Unterdrückung von 50 % bei *Alternaria* und von 75 % bei *Botrytis* (Pane et al., 2012).

Ein ausführlicher Literaturüberblick wurde von Scheuerell (2003) erstellt. Er unterteilte die Komposttees in belüftet und unbelüftet. In seiner Studie konnte er 59 Versuche auswerten, darunter 22 Feldversuche, bei denen **unbelüfteter Komposttee** untersucht wurde. Die Forschungsarbeiten fanden unter Gewächshausbedingungen, auf einzelnen Blättern oder unter Feldbedingungen statt. Die Untersuchungen wurden an Weinreben, Tomatenpflanzen, Gurken und Apfelbäumen durchgeführt. In 48 Versuchen, darunter 14 Feldversuche, zeigte sich eine nachweisbare fungizide Wirkung. In elf Experimenten zeigten Komposttees keine Wirkung. Für die Beurteilung einer Wirkung von **belüftetem Komposttee** standen dem Autor damals nur 16 Berichte zur Verfügung (15 Feldversuche, 1 in-vitro-Versuch). Dies ist wohl darauf zurückzuführen, dass die Gewinnung von mit Kompressoren belüfteten Komposttees erst ab 1990 (Ingham, 2005) entwickelt wurde. Scheuerell (2003) fand in seiner Übersichtsarbeit sechs Experimente mit Obst und Gemüsekulturen, die unter Feldbedingungen eine positive Wirkung nachwiesen. In den übrigen Experimenten zeigte der Komposttee keine Wirkung.

Weitere Ergebnisse zur Literaturstudie von Scheuerell (2003):

- sterilisierter Kompost verliert an Wirkung,
- unbelüfteter Tee behält nach dem Filtrieren > 10 µm die Wirkung bei,
- durch Filtrieren < 10 µm verlor er an Wirkung,
- dies deutet darauf hin, dass die Wirkung aus der hohen mikrobiellen Population auf den Blättern resultiert,

- je größer die mikrobielle Population des Kompostes, desto stärker die Wirkung,
- durch eine Hitzesterilisation verliert (kalter) Komposttee nicht immer die Wirkung. Der Autor schließt daraus, dass auch Abbauprodukte eine Wirkung haben,
- Trockenheit reduziert die Population an Mikroorganismen auf den Blättern,
- die Wirkung von kaltem Komposttee ist von der Ansatzdauer abhängig, wobei die verschiedenen Berichte bei einer Dauer von 1 bis 16 Wochen weit variierten,
- die Fermentation von warmem belüftetem Komposttee kann 18 Stunden betragen,
- mit gezielter Anzucht von Pilzen, Bakterien und Hefen (extern) lässt sich die fungizide Wirkung von Komposttee auf falschen Mehltau in Feldversuchen mit Weinreben und Kartoffeln erhöhen.

Um die Wirkung von Komposttee zu verstärken, oder gegebenenfalls um Mangelerscheinungen an Nährstoffen zu verhindern, werden von der Beratung eine Vielzahl an Zusatzstoffen empfohlen. Zugaben von Bittersalz ( $MgSO_4$ ) und Borsäure sollen neben den in den Präparaten enthaltenen Nährstoffen auch die Aufnahmen von anderen Mikronährstoffen (Zink, Mangan und Kupfer) aus dem Boden erhöhen (u. a. Näser, 2020). Gesteinsmehle sollen die Benetzung der Blätter fördern. Zudem soll die Oberfläche der Gesteinsmehle als Substrat für die im Komposttee geförderten Bakterien dienen und auf Grund ihrer chemischen Zusammensetzung weitere positive Effekte haben. Kohlensäure Kalke sollen die Jugendentwicklung der Pflanze fördern und die Pflanzen stresstoleranter gegenüber Trockenheit machen. Zusätzlich versorgen sie die Pflanze mit Kalzium. Zeolith soll überschüssigen Stickstoff binden und somit die Pflanze vorbeugend gegen den Befall von beißenden Insekten und Pilzen schützen (u. a. Näser, 2020). Zeolith setzt auch Silizium frei, das die Photosynthese-Aktivität sowie die Transpiration der Pflanzen anregen soll. Die postulierten Folgen sind eine höhere Toleranz gegenüber Trockenzeiten und größere Pflanzen. Huminsäuren gelten als eine Alternative für Komposttee. Sie entstehen aus teilweise abgebauten Lignin- und Celluloseverbindungen und sollen die Aufnahme von Spurenelementen fördern (Wenz und Näser, 2018a). Zu ihren weiteren positiven Eigenschaften sollen eine antibakterielle und fungizide

Wirkung sowie die Beteiligung an der Bildung des Ton-Humus-Komplexes gehören (z. B. Firmenangaben: <https://tradecorp.com.de>).

### 3.1.3 ZUSAMMENSETZUNG VON KOMPOSTTEE

Komposttee ist ein Gemisch aus Wasser und Kompost (Scheuerell und Mahaffee, 2002), das je nach Herstellungsmethode unterschiedliche mikrobiologische Zusammensetzungen erwarten lässt. In der „regenerativen Landwirtschaft“ wird bei der Erzeugung/Gärung von Komposttee mit den Zugaben von Melasse, Gesteinsmehl und Luftzufuhr bei Temperaturen von 25 °C gearbeitet. Die Komponenten können nach einem Standardrezept gemischt werden (Tabelle 12) oder wie in diesem LTZ-Versuch „Komposttee“ als Fertigmischung gekauft werden. Wärme beschleunigt den Gärverlauf, die Luftzufuhr soll aerobe Verhältnisse herstellen, sodass das Präparat innerhalb von 12–24 Stunden zur Ausbringung bereit ist. Da nach der gewünschten Gärung die mikrobielle Umsetzung weiterhin stattfindet, soll die Ausbringung innerhalb weniger Stunden erfolgen. Bei zu langen Wartezeiten ohne weitere Belüftung kann der Komposttee in eine anaerobe Phase übergehen. Anzeichen dafür ist die Veränderung des Geruchs (Ingham, 2005).

Bei der Fermentation ist auf eine ausreichende Sauerstoffversorgung sowie eine kontinuierliche Durchmischung zu achten, so dass es auf keinen Fall zu anaeroben Fäulnis-

**TABELLE 12: STANDARDREZEPT FÜR EINEN 200 L KOMPOSTTEEANSATZ NACH NÄSER UND WENZ (2018A).**

Zutaten	Menge (Standardrezept)	Angaben in Masse-%
chlorfreies* Wasser bei 25–30 °C	195 l	~97,7
Wurmkompost, gut verrottet	4–5 l	~2,0–2,5
Zuckerrohrmelasse	0,2 l	~0,14
Malzkeimdünger mit Mykorrhiza	200 g	~0,1
Lavagesteinsmehl (Eifel-gold)	100 g	~0,05
Bio Aktiv (Bittersalz mit „Sauerstoffaktivierung“)	30 g	~0,015

\* mit chlorfreiem Wasser ist vermutlich nicht chloriertes Wasser gemeint. Sonst müsste destilliertes Wasser eingesetzt werden.

**TABELLE 13: CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG VON KOMPOSTTEE UND DIE DAMIT VERBUNDENEN NÄHRSTOFFFRACHTEN BEI EINER BEHANDLUNG MIT 40 l ha<sup>-1</sup> (MITTELWERT AUS VIER STICHPROBEN).**

	N	P	K	Mg	S
<b>Inhalt (%)</b>	0,003	0,0001	0,010	0,0025	0,0100
<b>Fracht/Behandlung (g ha<sup>-1</sup>)</b>	1,055	0,054	3,90	1,07	4,000

prozessen z. B. am Behälterboden oder in den Leitungen kommen kann. Die Luftleistung pro Minute sollte dem Volumen des Wasserbehälters entsprechen (Hörner, 2013). So benötigt z. B. ein 200 l Fermenter eine Belüftungspumpe mit einer Förderleistung von 200 l/min. Während der Fermentation bildet sich in der Regel eine Schaumkrone. Sobald diese zusammenfällt, gilt der Komposttee als fertig (Wenz und Näser, 2018a).

Für die Versuche wurde zum jeweiligem Applikationstermin frischer Komposttee angesetzt. Der Komposttee beruhte auf einer fertigen Mischung der Firma Vortex Energie GmbH, 4083 Haibach (AT). Sie besteht aus 1,5 l Kompost (Biomeilerkompost) inkl. Leonardit (Menge unbekannt), 0,3 l Bio-Zuckerrübensirup, 150 g Lavagesteinsmehl (Eifelgold), 45 g Bittersalz (Bio Aktiv Pflanze) und 300 g Malzkeimdünger mit Mykorrhiza. Die Komponenten wurden für jedes Versuchsjahr frisch bezogen. Als Fermentationskessel wurde eine 300 l Kompostteemaschine eines Projektbetriebes ebenfalls von der Firma Vortex Energie GmbH genutzt. Der fertige Komposttee wurde innerhalb weniger Stunden nach der abgeschlossenen Fermentation ausgebracht. Eine

chemische Analyse von im Versuch applizierten Komposttees (vier Stichproben) zeigte, dass die im Komposttee enthaltenen Nährstoffmengen sehr gering waren (Tabelle 13). Mit dem verwendeten Komposttee wurden bei einem Gesamt N-Gehalt von 0,003 %, 1,06 g Stickstoff bzw. mit 0,012 % K<sub>2</sub>O, 4,72 g Kalium pro ha appliziert.

Drei weitere Stichproben wurden für eine molekulargenetische Analyse dem Helmholtz Zentrum München (COMI) zur Bestimmung der biologischen Zusammensetzung übergeben (Kapitel 6.2). Durchgeführt wurden Amplikon-Analysen auf Basis der 16S-rRNA-Unterschiede (Methodik siehe Kapitel 4.2). Da sich bei den Flächenrotte-Versuchen (Kapitel 4) gezeigt hatte, dass die Prokaryoten stärker auf die verschiedenen Behandlungen reagierten, wurde in diesem Versuch nur die bakterielle, nicht die pilzliche Diversität untersucht. Die Komposttee-Zubereitungen waren durch die vielfältigen Mikroben, die bereits im Kompost vorhanden sind, im Vergleich zum EM-Ferment (Kapitel 4) deutlich diverser und wiesen zwischen 109 und 465 verschiedene Sequenzvarianten auf. Stark vertreten in allen drei Zubereitungen waren *Pseudomonadales*, darunter *Acinetobacter* und *Pseudomonas* selbst, Enterobacteriales und *Chryseobacterium*. In einzelnen Komposttees fanden sich größere Mengen von *Aeromonadales*, *Massilia*, *Cloacibacterium* oder *Streptococcus* (Abbildung 23).

Es zeigte sich, dass die zu unterschiedlichen Zeitpunkten produzierten Komposttees von überwiegend sauerstoffliebenden *Proteobacteria*, *Bacteroidota* und *Firmicutes* dominiert wurden (Abbildung 22 bis Abbildung 25). Diese Bakterien

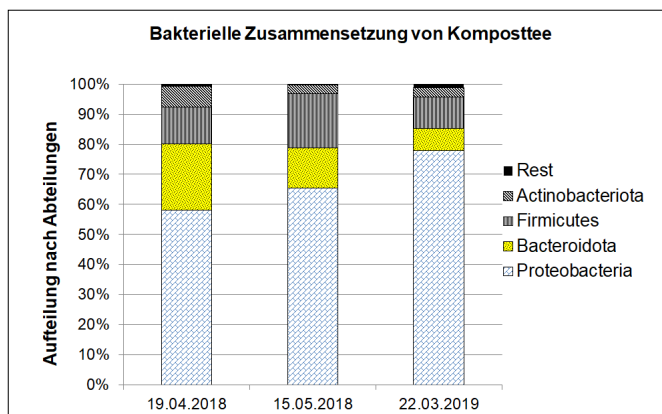


Abbildung 22: Bakterielle Zusammensetzung der verwendeten Komposttees verschiedener Chargen (Herstellungsdatum) nach taxonomischen Abteilungen.

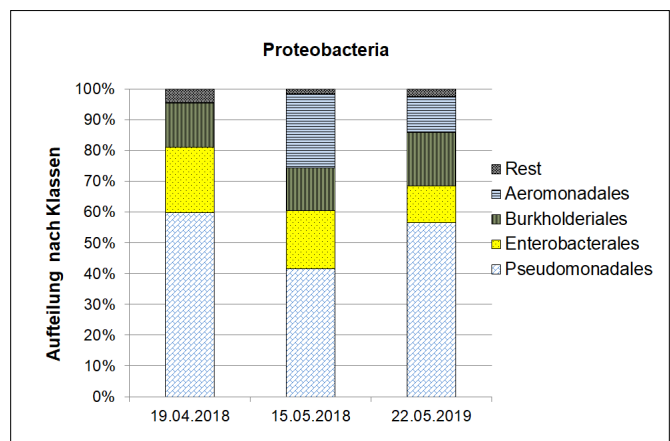


Abbildung 23: Differenzierung der im Komposttee enthaltenen Proteobacteria verschiedener Chargen.

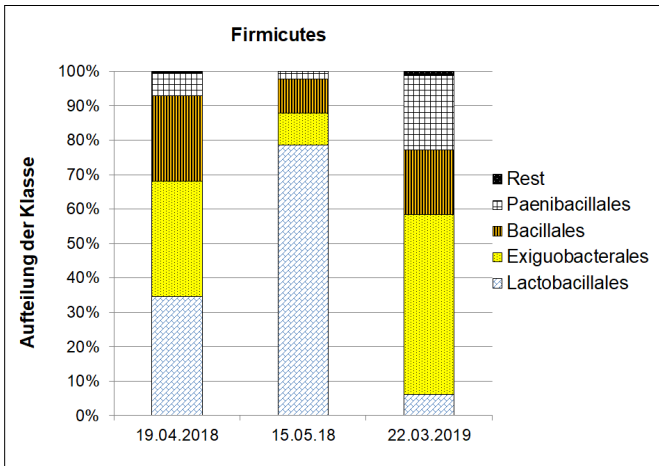


Abbildung 24: Differenzierung der im Komposttee enthaltenen Firmicutes verschiedener Chargen.

sind dafür bekannt, dass sie ihre Lebensenergie aus dem Abbau von leicht abbaubaren Substraten wie z. B. Zuckern beziehen. Aus diesem Grund sind sie auch häufig an Wurzelspitzen oder an Blattwunden anzutreffen, wo sie sich von Pflanzensekreten ernähren. *Pseudomonadales* sind mit zu 33 % der gefundenen Bakterien die größte Bakteriengruppe des Komposttees. Diese Gattung ist dafür bekannt, dass sie wurzelschädliche Pathogene verdrängen und Mykorrhizapilze fördern kann (Buddrus-Schiemann, 2008). Es gibt allerdings auch phytopathogene Pseudomonaden wie *Pseudomonas syringae*. Eine weitere Differenzierung der im Komposttee beschriebenen Bakterien nach Abteilungen und Klassen ist in den Abbildung 22 bis Abbildung 25 dargestellt.

**3.1.4 HEUTEE ALS MÖGLICHE ALTERNATIVE ZU KOMPOSTTEE**

In der „regenerativen Landwirtschaft“ wird neben Komposttee auch Heuttee eingesetzt. Im Gegensatz zu Komposttee, kann bei Heuttee wirklich von einer Art Tee gesprochen werden. Bei der Zubereitung wird luftgetrocknetes Heu in ca. 40 Grad warmes Wasser gegeben und etwa eine halbe Stunde ziehen gelassen. Das Verhältnis Heu (leicht mit der Hand gepresst) und Wasser sollte etwa 1:1 Volumenprozent betragen. Die dadurch abgewaschenen Mikroorganismen sollen zusammen mit den gelösten Nährstoffen eine gleichmäßige Abreife der Kulturen und erleichterte Druschbedingungen bewirken. Wie aus Tabelle 14 hervorgeht, werden, wie bei der Anwendung von Komposttee,

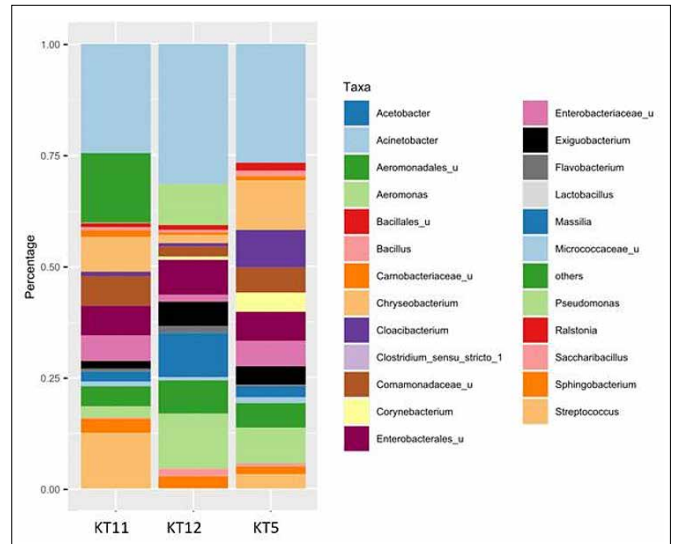


Abbildung 25: Detaillierte Zusammensetzung des Komposttee-Extraktes (KT) basierend auf der mittleren relativen Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der 16S rRNA. KT5: 19.4.2018, KT11: 15.5.2018, KT12: 22.3.2019 (Schulz und Schloter, 2020)

nur geringe Mengen an Pflanzennährstoffen appliziert. Eine Analyse der biologischen Zusammensetzung von Heuttee wurde nicht durchgeführt.

**TABELLE 14: CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG VON HEUTEE UND DIE DAMIT VERBUNDENEN NÄHRSTOFFFRACHTEN BEI EINER BEHANDLUNG MIT 40 l ha<sup>-1</sup>.**

	N	P	K	Mg
<b>Inhalt (%)</b>	0,006	0,003	0,047	0,003
<b>Fracht / Behandlung (g ha<sup>-1</sup>)</b>	2,40	1,26	18,8	1,08

**3.1.5 UNTERSUCHUNGEN DES BODENS**

Die Ergebnisse der Untersuchung des Bodens unter den mit Komposttee behandelten Flächen (Humus/C<sub>org</sub> Gesamt-N (Dumas), pH-Wert, Nitrat-N (NO<sub>3</sub>-N) und Ammonium-N (NH<sub>4</sub>-N) zeigen keine Unterschiede (Ergebnisse nicht dargestellt). Die Ergebnisse zur mikrobiellen Biomasse und zur Zusammensetzung des Mikrobioms finden sich in Kapitel 6.2.

**3.2 Material und Methoden**

In Feldversuchen wurde im Jahren 2018 bis 2020 auf drei Standorten die Wirkung von Komposttee auf die Er-



TABELLE 15: VERSUCHSVARIANTEN UND JEWEILIGES PRÜFUNGSJAHR UND -ORT.

Faktoren	2018			2019			2020		
	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 1	Standort 2	Standort 3
Kontrolle	1	1	1	1	1	1	1	1	1
20 l ha <sup>-1</sup> KT, 3 Termine	2	2	2	2	2	2	2	2	2
40 l ha <sup>-1</sup> KT, 3 Termine	3	3	3	3	3	3	3	3	3
100 l ha <sup>-1</sup> KT, 3 Termine				4	4	4	4	4	4
Synthetisches Fungizid, 2 späte Termine				5	5		5	5	
40 l ha <sup>-1</sup> KT, + 3 kg ha <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> , 3 Termine				6	6	6	6	6	6
3 kg ha <sup>-1</sup> Kalk	7	7	7	7	7	7	7	7	7
40 l ha <sup>-1</sup> KT, + 3 kg ha <sup>-1</sup> Zeolith, 3 Termine				8	8	8	8	8	8
3 kg ha <sup>-1</sup> Zeolith, 3 Termine				9	9	9	9	9	9
40 l ha <sup>-1</sup> KT zwei frühe Termine + 40 l ha <sup>-1</sup> Heuttee letzter Termin				10	10	10	10	10	10
20 l ha <sup>-1</sup> Huminsäure 1. Termin	11	11	11						11
Netzschwefel 3 kg ha <sup>-1</sup> , 3. Termin						12			
20 ha <sup>-1</sup> KT zwei späte Termine	13	13	13						
20 ha <sup>-1</sup> KT zwei frühe Termine	14	14	14						
20 l ha <sup>-1</sup> KT + CaCO <sub>3</sub>	15	15	15						
20 l ha <sup>-1</sup> KT + Mikronährstoffe, 3 Termine	16	16	16						
Mikronährstoffe	17	17	17						

Behandlungen: 1. Termin: Vegetationsbeginn, 2. Termin: Schossen (EC31), 3. Termin: Ährenschwellen (EC 45/49), KT: Komposttee, Mikronährstoffe: 2 l ha<sup>-1</sup> Lebosol (11% Bor) + 5 kg ha<sup>-1</sup> Epso-Microtop (15 MgO + 12,4 S + 0,9 B + 1 Mn), Huminsäure: 20 l ha<sup>-1</sup> Humifirst, Zeolith: Kli-nospray (Zeolith), Synthetisches Fungizid: 1,5 l ha<sup>-1</sup> Ascra XPro

tragsstruktur, den Ertrag und die Pflanzengesundheit von Winterweizen ermittelt. Als Versuchsdesign wurde jeweils eine Blockanlage mit dreifacher Wiederholung gewählt. Es wurden zehn Varianten untersucht (Tabelle 15). Auf Grund der Erfahrungen aus dem Jahr 2018 wurden die Varianten für die Jahre 2019 und 2020 in Absprache mit dem Projektbeirat angepasst, sowie eine Fungizid-Variante als „Gesundvariante“ aufgenommen (Tabelle 15). Hierbei stehen die Zahlen als Abkürzung für die jeweilige Variantenbezeichnung. Leere Zellen bedeuten, dass die Variante am jeweiligen Standort/Jahr nicht geprüft wurde.

Die Anlage der drei Meter breiten und 12 Meter langen Versuchspartellen erfolgte jeweils im Frühjahr in bereits einheitlich eingesäte Weizenfelder quer zu den Fahrgassen. Die Applikation von Komposttee bzw. der Zusatzstoffe wur-

de mit einer drei Meter breiten Schiebespritze (Schachtner mit Elektroantrieb) durchgeführt. Als Applikationsmenge wurden 150 l ha<sup>-1</sup> zu Grunde gelegt. Ausgehend davon, dass im Komposttee lebende Organismen wirken sollen, wurde die Applikation schonend mit reduziertem Druck (1,9 bar) und einer 2er Düse (gelb) durchgeführt. Alle weiteren Maßnahmen wie z. B. Unkrautregulierung oder die Düngung wurden von den Landwirten einheitlich über die gesamte Versuchsfläche durchgeführt.

Der Einfluss der verschiedenen Behandlungen mit und ohne Komposttee auf Wachstum und Ertrag wurden durch die Merkmale Ertrag, Ertragskomponenten sowie anhand von Bonituren zur Pflanzengesundheit (Tabelle 16) abgeschätzt. Eine Übersicht pflanzenbaulicher Maßnahmen geben Tabelle 15 und Tabelle 17.



**TABELLE 16: MERKMALE ZUR ÜBERPRÜFUNG DER WIRKUNG VON KOMPOSTTEE.**

Messparameter	Bestimmungsmethode
Ährentragende Halme	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Auszählung per Hand auf 1 Laufmeter (EC 85–89)</li> <li>• 2 Zählungen/Parzelle</li> </ul>
Pflanzenhöhe	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abmessung per Hand (EC 85–89)</li> <li>• 10 Messungen/Parzelle</li> </ul>
Grüne Blattfläche	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Optische Bonitur (EC 71–85)</li> <li>• 2018: 5 Werte/Parzelle, Doppelbestimmung</li> <li>• 2019: 3 Werte/Parzelle (amtl. Pflanzenbauberatung)</li> </ul>
Braunrost	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Optische Bonitur (EC 71–85)</li> <li>• 2018: 5 Werte/Parzelle, Doppelbestimmung</li> <li>• 2019: 3 Werte/Parzelle (amtl. Pflanzenbauberatung)</li> <li>• 2020: 3 Werte/Parzelle (amtl. Pflanzenbauberatung)</li> </ul>
Blattgröße	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Blattflächenscann (EC 65)</li> <li>• 2018: 30 Blätter/Parzelle</li> <li>• 2019: 20 Blätter/Parzelle</li> <li>• 2020: 20 Blätter/Parzelle</li> </ul>
Kornertrag	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 1,5 m Kerndrusch mit Parzellenmähdrescher</li> <li>• (2018: Hege 140; 2019 und 2020: Haldtrup C85)</li> </ul>
Strohertrag	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 1,5 m Kerndrusch</li> <li>• 2018: BigPack und Hängewaage</li> <li>• 2019: Versuchsmähdrescher</li> <li>• 2020: Versuchsmähdrescher</li> </ul>
TKM	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Auszählung per Hand</li> <li>• 1 Probe/Parzelle</li> </ul>
Mutterkorn	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Laboranalyse LTZ, 1 Probe/Parzelle</li> </ul>
N-Gehalt Stroh	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Laboranalyse LTZ, 1 Probe/Parzelle</li> </ul>
N-Gehalt Korn	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Laboranalyse LTZ, 1 Probe/Parzelle</li> </ul>

**Standortbeschreibung**

Für die Versuche wurden drei Standorte ausgewählt, die sich hinsichtlich Klima, Boden und Betriebsform unterscheiden. Besonders in der Höhe über Normalnull und der Bodenart bestehen Unterschiede (Tabelle 18).

**Standort 1** befindet sich in der Oberrheinischen Tiefebene. Der Betriebsleiter setzt seit 2018 Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ ein. Der Schwerpunkt des Betriebs liegt in der Direktvermarktung von selbst produziertem Gemüse, Kartoffeln und Eiern von ca. 700 Legehennen. Auch das Fleisch der 30 Mastschweine wird direkt vermarktet. Pflanzennährstoffe werden im wesentlichen in mineralischer Form zugekauft. Die Ackerböden des Betriebs zeichnen sich durch einen hohen Sandanteil (Bodenart: IS) aus. Für die N-Düngebedarfsermittlung wurde ein ortsübliches Ertragsniveau von 50 dt ha<sup>-1</sup> Winterweizen zu Grunde gelegt. Die durchgeführten kulturspezifischen Maßnahmen sind in Tabelle 15 zusammengefasst. Im dritten Versuchsjahr wurde der Versuchsstandort stark von Windhalm überwachsen, da auf Grund der auf der Bodenoberfläche aufliegenden Maisstoppeln der Bestand nicht gestriegelt werden konnte und der Betriebsleiter auf chemischen Pflanzenschutz verzichtete. Davon waren

**TABELLE 17: KULTURMASSNAHMEN DER WEIZENBESTÄNDE DER JEWEILIGEN STANDORTE UND JAHRE.**

Standort	Jahr	Weizensorte	Vorfrucht	N-Düngung (kg N ha <sup>-1</sup> ) (1./2./3. Gabe)	sonstige Düngemaßnahmen	Pflanzenschutz	Untersaat
<b>Standort 1: Graben-Neudorf</b>	2018	Ampello	W-Raps	80/30/-	100 kg ha <sup>-1</sup> Kieserit 200 kg ha <sup>-1</sup> Grade I (Kalk)	1x Striegeln	Green Carbofix zur Weizen Saat
	2019	Protus	Mais	80/30/-	100 kg ha <sup>-1</sup> Kieserit, 200 kg ha <sup>-1</sup> Grade I (Kalk)	150 l ha <sup>-1</sup> Rüben-Melasse	keine
	2020	Apostel	Mais	80/-/-	100 kg ha <sup>-1</sup> Kieserit, 200 kg ha <sup>-1</sup> Grade I (Kalk)	kein	keine
<b>Standort 2: Gochsheim</b>	2018	Reform	Z-Rüben	52+55+70 kg N ha <sup>-1</sup>		kein	Weidelgras+ Weißklee+ Leindotter+ Inkarnatklee Frühjahr
	2019	Reform	Z-Rüben	90+ 50+40 kg N ha <sup>-1</sup>		kein	keine
	2020	Reform	Mais	70+40+70 kg N ha <sup>-1</sup>		kein	keine
<b>Standort 3: Eppingen</b>	2018	Elixer	Erbsen	70 kg N ha <sup>-1</sup> (Gärreste)	200 kg ha <sup>-1</sup> Kieserit	3x Striegeln	keine
	2019	Moschus	Erbsen	keine	150 kg ha <sup>-1</sup> Kieserit	1x Rollhacke 3x Striegeln	keine
	2020	Moschus	Phacelia Saatgutvermehrung	70 kg N ha <sup>-1</sup> (Gärreste)	150 kg ha <sup>-1</sup> Kieserit	1x Rollhacke 3x Striegeln	keine

**TABELLE 18: STANDORTBESCHREIBUNG DER VERSUCHSFELDER.**

	Standort 1: Graben-Neudorf	Standort 2: Kraichtal- Gochsheim	Standort 3: Eppingen
<b>Höhe</b>	ca. 110 m	ca. 165 m	ca. 200 m
<b>Jahresdurchschnittstemperatur</b>	10,4 °C	10,2 °C	10,1 °C
<b>Niederschlag /Jahr</b>	697 mm	700 mm	688 mm
<b>Bodenart</b>	Sl2- Schwach lehmgiger Sand	Lu- schluffiger Lehm/Löß	Lu- schluffiger Lehm/Löß

alle Parzellen gleichermaßen betroffen (z. B. keine Unterscheidung zwischen den Kompostteevarianten). Der Versuch wurde an diesem Standort für dieses Jahr nicht in die Auswertungen aufgenommen.

**Standort 2** befindet sich im westlichen Kraichgau. Der Betriebsleiter setzt seit 2016 Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ ein. Der Betrieb ist ein Marktfruchtbetrieb (Getreide, Mais, Raps, Erbsen und Zuckerrüben). Pflanzennährstoffe werden im Wesentlichen in mineralischer Form zugekauft. Die Ackerböden des Betriebs weisen einen hohen Schluffanteil (Bodenart: uL) auf, und sind mit 60–70 Bodenpunkten sehr fruchtbar. Die N-Düngung für den erwarteten Kornertrag von 85 dt ha<sup>-1</sup> erfolgte stets in drei Gaben. Die zur Kulturführung durchgeführten Maßnahmen im Winterweizen sind in Tabelle 15 zusammengefasst.

**Standort 3** im östlichen Kraichgau zeichnet sich durch seine tonhaltigen Böden mit hohen Bodenpunkten (80) aus. Der Betrieb befand sich 2018 gerade in der Umstellung zu einem Bio-Betrieb nach EU-Richtlinien und wurde im Jahr 2019 anerkannt. Die Unkrautregulierung des Weizens (Sorte Moschus) erfolgte durch dreimaliges Striegeln (EC 31, 32 und 45–49). Im ersten und dritten Jahr wurde der

Versuch während der Bestockung mit einer 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> Güllegabe mit einem anrechenbaren Stickstoffgehalt von 1,8 kg N m<sup>-3</sup> gedüngt. Dies entspricht einer Gabe von 70 kg ha<sup>-1</sup> N (anrechenbar). Im zweiten Versuchsjahr wurde auf eine Gülledüngung verzichtet (Tabelle 15).

Bei allen drei Standorten wurden Grundbodenuntersuchungen durchgeführt. Die ermittelten Gehalte an Phosphat, Kalium und Magnesium lagen, bis auf eine Ausnahme (Standort 1, 2020, Magnesium), in der Gehaltsklasse C oder darüber (Tabelle 19).

Die Methodik für die Bestimmung der mikrobiellen Zusammensetzung des Komposttees wird in Kapitel 6.2 erläutert.

### 3.3 Ergebnisse

#### 3.3.1 ERNTEERGEBNISSE 2018

Das Jahr 2018 war von einer langen Trockenperiode gekennzeichnet. Die Böden mit größerem Wasserspeichervermögen im Kraichgau (Standort 2 und 3) wurden davon weniger beeinflusst als der Boden der Oberrheinischen Tiefebene (Standort 1). Hier wurde z. B. über alle Varianten hinweg mit durchschnittlich 43,7 dt ha<sup>-1</sup> das geplante Ertragsziel von 50 dt Weizen ha<sup>-1</sup> nicht erreicht (Tabelle 20). Die statistische Auswertung mittels einfaktorierlicher Varianzanalyse ergab keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den Versuchsvarianten ( $p = 0,797$ ) (Tabelle 20). An den anderen beiden Standorten wurden deutlich höhere Kornerträge erzielt (nicht dargestellt). Die unterschiedlichen Behandlungen führten auch hier zu keinem signifikanten Unterschied im Ertrag (Standort 2:  $p = 0,690$  Standort 3:  $p = 0,782$ ) (Tabelle 20). Bei keinem Merkmal der Ertragskomponenten wurden bei der statistischen Auswertung signifikante Effekte der Behandlung festgestellt.

**TABELLE 19: NÄHRSTOFFKLASSEN DER BÖDEN DER PARZELLENVERSUCHE KOMPOSTTEE.**

	Standort 1 Graben-Neudorf			Standort 2 Kraichtal			Standort 3 Eppingen		
	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	D	C	C	C	C	D	C	D	C
<b>K<sub>2</sub>O</b>	D	C	C	D	E	D	C	D	C
<b>Mg</b>	C	C	B	C	C	C	C	D	C

**TABELLE 20: ANOVA-TABELLE DER ERTRÄGE, ERTRAGSKOMPONENTEN, UND N-GEHALT IN KORN UND STROH IM JAHR 2018.**

Abkürzungen: TKM = Tausendkornmasse

	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 1	Standort 2	Standort 3
	Graben	Gochsheim	Eppingen	Graben	Gochsheim	Eppingen
	<b>Komertrag (dt ha<sup>-1</sup>, 86 % TM)</b>			<b>Strohertrag (dt TM ha<sup>-1</sup>)</b>		
Mittelwert	43,7	103,5	67,8	33,3	61,5	52
Standardfehler	1,2	1,7	2,4	2,4	2,1	4,7
p-Wert	0,797	0,690	0,782	0,819	0,241	0,781
	<b>Halmlänge (cm)</b>			<b>Anzahl Halme (Halme m<sup>-2</sup>)</b>		
Mittelwert	67,4	90	102,7	35,1	62,4	77,4
Standardfehler	1,1	0,8	1,1	1,8	3,7	4,0
p-Wert	0,562	0,663	0,947	0,764	0,145	0,509
	<b>TKM (g)</b>			<b>N-Gehalt Korn (% TM)</b>		
Mittelwert (g)	47,3	49,3	42,4	2,13	2,35	1,96
Standardfehler	0,46	0,52	0,80	0,030	0,034	0,034
p-Wert	0,127	0,355	0,817	0,099	0,294	0,835
	<b>N-Gehalt Stroh (% TM)</b>					
Mittelwert (g)	2,13	2,35	1,96			
Standardfehler	0,030	0,034	0,034			
p-Wert	0,099	0,294	0,835			

**3.3.2 PFLANZENGESUNDHEIT UND BLATTGRÖSSE 2018**

Auf Grund der Trockenheit traten in den Versuchspartellen erst zur Abreife Nekrosen auf. Die optische Bonitur erfolgte auf den Standorten 2 und 3 (Kraichgau) zur Teigreife (EC 85). Zu diesem Zeitpunkt befand sich der Standort 1 schon in der Gelbreife (EC 87). Am Standort 3 waren durchschnittlich 18,3 % der Blattflächen mit Braunrost befallen (nicht dargestellt). Die einfaktorielle Varianzanalyse wies keine statistisch signifikanten Unterschiede aus (p = 0,445) (Tabelle 21). Die Bestände am Standort 2 waren insgesamt gesünder. Der durchschnittliche Befall betrug 4,7 % der Blattfläche. Auch auf diesem Standort wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt (p = 0,533).

An den Standorten 1 und 2 wurden zur Weizenernte Mutterkörner im Erntegut festgestellt, während das Erntegut des dritten Standortes frei von Mutterkörnern war (Abbildung 26). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Behandlung und Befallsstärke wurde nicht gemessen (Tabelle 21). Für Lebensmittel ist mit der Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln ein Höchstgehalt von

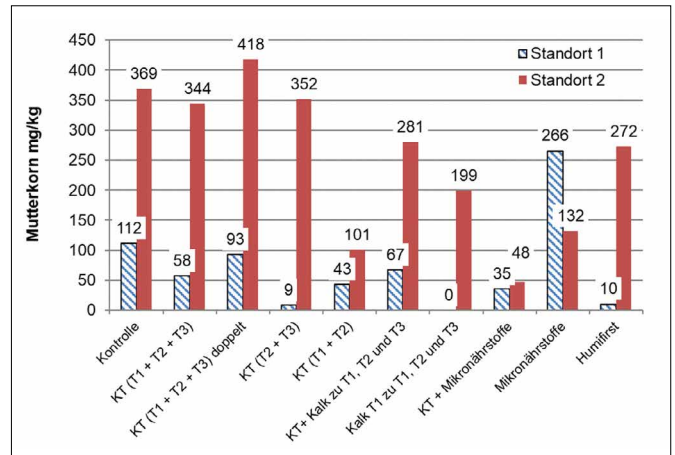


Abbildung 26: Einfluss verschiedener Behandlungen mit Komposttee, Kalk, Mikronährstoffen und Huminstoffen auf den Mutterkorn-Befall im Jahr 2018 an den Standorten 1 und 2. Abkürzungen: KT = Komposttee, T = Termin.



**TABELLE 21: ANOVA DER BONITURERESULTATE DER PFLANZENKRANKHEITEN UND BLATTGRÖSSE IM JAHR 2018.**

	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 1	Standort 2	Standort 3
	Graben	Gochsheim	Eppingen	Graben	Gochsheim	Eppingen
	<b>Braunrost Flächenanteil im Fahnenblatt (%)</b>			<b>intakte grüne Blattfläche im Fahnenblatt (%)</b>		
<b>Mittelwert</b>		4,7	18,5		93,3	71,6
<b>Standardfehler</b>		0,63	2,57		0,88	5,61
<b>p-Wert</b>		0,533	0,445		0,455	0,685
	<b>Mutterkorn (mg kg<sup>-1</sup>)</b>			<b>Blattgröße (cm<sup>2</sup>/30 Blätter)</b>		
<b>Mittelwert</b>	69,3	251,6			348	
<b>Standardfehler</b>	51,8	92,2			13,3	
<b>p-Wert</b>	0,061	0,119			0,274	

500 mg/kg für Mutterkorn-Sklerotien in unverarbeitetem Getreide festgelegt. Alle Gehalte der untersuchten Proben lagen unter diesem Wert.

Der Einfluss der Behandlung auf die Größe des Fahnenblattes wurde mit einem Blattflächenscanner überprüft. Das Einscannen von 30 Fahnenblättern pro Parzellen im Stadium der Vollblüte (EC 65) zeigte keinen signifikanten Unterschied zwischen den Varianten ( $p = 0,274$ ).

Eine Übersicht zu den Ergebnissen der Bonituren zu Braunrost und Blattgröße aller Versuchsjahre und Standorte gibt Tabelle 21.

### 3.3.3 AUSWERTUNG DER JAHRE 2019 UND 2020

Nach den Erfahrungen aus 2018 wurden Anpassungen in den Varianten vorgenommen, die in den folgenden beiden Jahren dann einheitlich im Versuch umgesetzt wurden. Daher ist nur für die beiden letzten Jahre eine gemeinsame varianzanalytische Verrechnung möglich (Tabelle 22 und Tabelle 23). Daraus geht hervor, dass zwar teilweise signifikante Unterschiede zwischen den Standorten und Jahren gefunden wurden, die Varianten unterschieden sich aber nicht signifikant voneinander. Der Komposttee wirkte sich auch nicht auf die N-Konzentrationen und die N-Mengen im Korn bzw. in der Gesamtpflanze aus. Es traten auch keine signifikanten Wechselwirkungen zwischen den Faktoren Variante und Standort bzw. Variante und Jahr auf, sodass diese Ergebnisse für alle Standorte und die beiden Jahre

gleichermaßen gelten. Lediglich zwischen den Faktoren Standort und Jahr wurden teilweise signifikante Wechselwirkungen gefunden. Daher wird auf die Darstellung von Einzeljahresergebnissen an dieser Stelle verzichtet.

**TABELLE 22: KOMPOSTTEEVERSUCH: MITTELWERTVERGLEICHE FÜR ERTRAG, STROH, N-KONZENTRATION UND N-ABFUHR IN ABHÄNGIGKEIT DER BEHANDLUNG, STANDORT UND JAHR GEMÄSS DER ERGEBNISSE DER MEHRFAKTORIELLEN VARIANZANALYSE (ANGABEN BEI DEN BEHANDLUNGEN GGF. PRO ha).**

Abkürzungen: TM = Trockenmasse; TKM = Tausendkornmasse.

Variante	Bestandesdichte	Pflanzenlänge (cm)	Kornerttrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )	TKM (g)	Hektolitermasse (kg)	TM-Stroh-Ertrag (dt ha <sup>-1</sup> )	Korn-N-Gehalt (%TM)	Stroh-N-Gehalt (%TM)	Korn-N-Abfuhr (kg ha <sup>-1</sup> )	Stroh-N-Abfuhr (kg N ha <sup>-1</sup> )	Abfuhr Gesamt (kg N ha <sup>-1</sup> )
<b>1) Kontrolle</b>	465	86,0	59,8	42,6	77,4a	50,4	2,08	0,68	122	32,0	154
<b>2) 3 x 20 L Komposttee</b>	459	85,6	59,9	42,8	77,5a	47,2	2,06	0,71	121	30,9	152
<b>3) 3 x 40 L Komposttee</b>	454	85,3	58,8	42,5	77,4a	49,1	2,04	0,69	118	30,5	149
<b>4) 3 x 100 L Komposttee</b>	469	85,3	58,8	42,8	77,3a	50,3	2,05	0,69	118	31,2	149
<b>5) Fungizid <sup>1)</sup></b>	454	80,0	60,1	42,0	76,2b	48,6	2,16	0,59	126	26,6	152
<b>6) wie 3 + jew. 3 kg CaCO<sub>3</sub></b>	464	84,7	57,9	43,3	77,3a	49,1	2,06	0,68	118	31,4	149
<b>7) 3 x 3 kg/ha CaCO<sub>3</sub></b>	473	85,8	58,9	43,1	77,3a	48,4	2,07	0,69	120	31,4	151
<b>8) wie 3 + jew. 3 kg Zeolith</b>	435	84,3	57,9	42,6	77,1a	49,6	2,07	0,71	117	31,4	148
<b>9) 3 x 3 kg/ha Zeolith</b>	467	86,1	60,7	42,9	77,5a	50,6	2,08	0,69	124	32,9	157
<b>10) wie 3 + 40 L Heuttee <sup>2)</sup></b>	467	86,5	59,8	43,3	77,5a	48,9	2,09	0,70	123	30,8	153
<b>Standorte</b>											
<b>Eppingen</b>	469b	97,7c	64,2b	47,2c	81,4c	53,7c	1,934	0,81c	128b	39,5c	167b
<b>Gochsheim</b>	581c	88,5b	82,7c	44,5b	79,1b	50,6b	2,19c	0,53a	181c	26,3a	207c
<b>Graben-Neudorf</b>	332a	70,5a	31,2a	37,2a	71,8a	44,2a	2,07b	0,72b	52,7a	28,6b	81,4a
<b>Jahr</b>											
<b>2019</b>	507	88,9	64,6	44,9	77,4	58,5	1,83	0,57	124	33,3	157
<b>2020</b>	415	82,2	54,1	41,0	77,5	40,5	2,30	0,81	117	29,6	147
<b>ANOVA-Ergebnisse</b>											
<b>Variante</b>	0,766	0,503	0,179	0,159	0,007	0,699	0,957	0,583	0,274	0,870	0,245
<b>Standort</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>Jahr</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,216	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
<b>Variante x Standort</b>	0,798	0,773	0,998	0,417	0,977	0,427	0,967	0,881	0,965	0,547	0,998
<b>Variante x Jahr</b>	-0,771	0,891	0,692	0,924	0,573	0,834	0,718	0,164	0,749	0,000	0,571
<b>Standort x Jahr</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

<sup>1)</sup> nur auf den Standorten Eppingen und Gochsheim; <sup>2)</sup> nur am 3. Ausbringungstermin;

**TABELLE 23: KOMPOSTEEVERSUCH: MITTELWERTVERGLEICHE FÜR DEN BEFALL UNTERSCHIEDLICHER PFLANZENKRANKHEITEN IN ABHÄNGIGKEIT DER BEHAND-LUNG, STANDORT UND JAHR GEMÄSS DER ERGEBNISSE DER MEHRFAKTORIELLEN VARIANZANALYSE.**

Angaben bei den Behandlungen ggf. pro ha. Abkürzungen: F = Fahnenblatt; F-1 = 1. Blatt unterhalb Fahnenblatt, entsprechend F-2 und F-3; DTR = Drehslera tritici.

Variante	Septoria F	Septoria F-1	Septoria F-2	Septoria F-3	Braunrost_F	Braunrost_F-1	Braunrost_F2	DTR_F	DRT_F-1
1) Kontrolle	0,39	2,17	5,50	3,17	1,50	0,00	0,61	0,11	0,61
2) 3 x 20 L Kompostee	0,28	1,39	5,39	1,28	1,61	0,00	0,33	0,06	0,28
3) 3 x 40 L Kompostee	0,28	1,50	6,44	2,78	3,28	0,00	0,33	0,17	0,83
4) 3 x 100 L Kompostee	0,17	0,78	3,94	1,67	2,11	0,00	0,39	0,17	0,44
5) Fungizid <sup>1)</sup>	0,00	0,00	0,08	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00
6) wie 3 + jew. 3 kg CaCO <sub>3</sub>	0,11	0,83	2,56	0,94	0,94	0,00	0,33	0,11	0,33
7) 3 x 3 kg/ha CaCO <sub>3</sub>	0,17	2,17	5,17	1,50	0,50	0,00	0,50	0,33	0,78
8) wie 3 + jew. 3 kg Zeolith	0,22	2,33	5,22	2,50	1,78	0,00	0,33	0,22	0,83
9) 3 x 3 kg/ha Zeolith	0,17	1,67	5,39	2,11	0,89	0,11	0,50	0,00	0,28
10) wie 3 + 40 L Heutree <sup>2)</sup>	0,24	1,50	3,67	1,22	0,89	0,06	0,39	0,11	0,56
<b>Standorte</b>									
Eppingen	0,68b	3,38c	11,0c	0,00a	0,50a	0,03	1,17b	0,00a	0,00a
Gochsheim	0,00a	1,10b	2,87b	5,15b	3,63b	0,02	0,05a	0,00a	0,00a
Graben-Neudorf	0,00a	0,00a	0,00a	0,00a	0,00a	0,00	0,00a	0,38b	1,48b
<b>Jahr</b>									
2019	0,46	2,99	6,83	3,43	2,07	0,00	0,00	0,26	0,99
2020	0,00	0,00	2,39	0,00	0,69	0,03	0,81	0,00	0,00
<b>ANOVA-Ergebnisse</b>									
Variante	0,811	0,233	0,305	0,129	0,708	0,560	0,564	0,611	0,066
Standort	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,535	0,000	0,000	0,000
Jahr	0,000	0,000	0,000	0,000	0,068	0,175	0,000	0,002	0,000
Variante x Standort	0,874	0,492	0,555	0,240	0,850	0,398	0,862	0,756	0,114
Variante x Jahr	0,811	0,233	0,812	0,129	0,735	0,560	0,564	0,611	0,066
Standort x Jahr	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,535	0,000	0,000	0,000

<sup>1)</sup> nur auf den Standorten Eppingen und Gochsheim; <sup>2)</sup> nur am 3. Ausbringungstermin;

### 3.4 Diskussion

Generell war in den Versuchsjahren der Krankheitsdruck auf Grund der Witterung und der Sortenwahl sehr gering. Nur in einem Versuchsjahr wurde an einem Standort durch ein synthetisches Fungizid ein über der Kontrolle und den Kompostteevarianten liegender signifikanter Mehrertrag erreicht. Die Applikation von Komposttee zeigte keinerlei Wirkungen auf Ertrag und Blattgesundheit, weder in Stressjahren wie 2018 oder 2020 (Trockenjahre), noch in einem Jahr mit nahezu normalen Wachstumsbedingungen (2019). Nach den hier vorliegenden Ergebnissen weisen Komposttees bei einer Anwendung zu Winterweizen im Freiland keinerlei relevante Wirkungen auf. Diese Ergebnisse bestätigen frühere Untersuchungen unter Freilandbedingungen (Kelley et al., 2004; Fritz et al., 2012; Marin et al., 2013) und stehen in einem gewissen Widerspruch zu einzelnen positiven Ergebnissen unter kontrollierten Bedingungen (Petrischale, Gewächshaus) (Koné et al., 2010; Palmer et al., 2010; Naidu et al., 2012; Marin et al., 2013; On et al., 2015). Die Ursachen für diese widersprüchlichen Wirkungen sind unklar. Insgesamt sind die Wirkungen einer Kompostteeapplikation auf die Bodenbiologie auch eher gering bis ausbleibend (Kapitel 6.2). Eine nähere Diskussion erfolgt dort.

Komposttees zeigen auch keine Wirkung auf die Verunkrautung, wie die Ergebnisse von Standort 1 auf eher unfreiwilliger Weise zeigen. Die Hypothese, wonach Komposttees die Nährstoffversorgung von Unkräutern so erhöhen, dass diese letztendlich ihre Konkurrenzkraft einbüßen (z. B. Näser, 2020) ist daher zu hinterfragen. Sie würde ja auch bedeuten, dass mit steigender Düngung das Unkrautvorkommen gezielt reduziert werden könnte. Es ist aber experimentell nachgewiesen, dass eine Erhöhung der Stickstoff- (z. B. Sweeney et al., 2008) bzw. Phosphorversorgung (z. B. Blackshaw und Molnar, 2009) die Konkurrenzkraft von Unkräutern gegenüber der Kulturpflanze erhöht. Diese Hypothese ist damit zu verwerfen.

Zu bedenken sind aber auch ggf. negative Wirkungen: Die Applikation von Komposttee bedeutet zusätzliche Überfahrten über die Flächen, mit der damit einhergehenden Verdichtungsgefahr, den zusätzlichen Kosten für Energie

und dem zusätzlichen Arbeitsaufwand. Weniger im Blick sind mögliche negative Wirkungen auf die Produktqualität. Ingram und Millner (2007) stellten z. B. fest, dass Komposttees mit E. coli, Salmonellen und Fäkalkeimen belastet sein können, diese Belastung steigt erheblich während der Kompostteeherstellung (Duffy et al., 2004).



Abbildung 27: Fräsen mit speziell geformten Winkelmessern zur Einarbeitung (links) und Ansicht der Bodenoberfläche nach der Bodenbearbeitung mit der Fräse (rechts).

Fotos: Dr. Gerd Joachim Sauter/LTZ

## 4 Feldversuche zum doppelten Zwischenfruchtanbau in Kombination mit dem Einsatz von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“

### 4.1 Einleitung

Unter dem Begriff „Flächenrotte“ verstehen die Landwirte aus Kreisen der „regenerativen Landwirtschaft“ den Anbau von zwei Zwischenfrüchten in Folge in den Anbaulücken zwischen der Ernte einer frühräumenden Hauptfrucht und einer nachfolgenden Sommerung, kombiniert mit einer flachen Einarbeitung von grünem Aufwuchs mit dem Ziel das Bodenleben zu fördern. Der optimale Zeitpunkt zur Einarbeitung der ersten Zwischenfrucht ist nach dem Beratungsteam „Näser-Wenz“ zur Blüte der Zwischenfrüchte, weil zu diesem Zeitpunkt der Spross wenig verholzt ist und sich in den grünen Blättern viele kurzkettige Zuckerverbindungen befinden (Wenz und Näser, 2018b). Etwa zwei Wochen nach der Einarbeitung der zweiten Zwischenfrucht kann die Saat einer Hauptkultur erfolgen.

Der Einsatz von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ in diesem Kontext soll „die Rotte lenken“ (Näser,

2020). Man hofft dadurch günstigere Startbedingungen für die Umsetzung der frischen organischen Substanz zu schaffen, Fäulnisprozesse zu verhindern und die „Rotte“ zu beschleunigen. Abbauvorgänge im Boden sollen so beeinflusst werden, dass ein stärkerer Humusaufbau stattfindet, und zugleich sonst freiwerdende Nährstoffe wie Nitrat gebunden und damit vor einer Auswaschung bewahrt werden (z. B. Näser, 2020). Zudem sollen diese Präparate das Bodenleben so beeinflussen, dass insbesondere das Pilzwachstum gefördert werden würde, und dies soll u. a. auch einer Verunkrautung vorbeugen.

Bei der Literaturrecherche, vor allem auch nicht-wissenschaftlicher Literatur, werden den sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ zahlreiche Anwendungen mit positiven Wirkungen zugeschrieben: Sie sollen die Bodenfruchtbarkeit erhöhen, das Bodengefüge verbessern, die Erträge und Qualität der Produkte erhöhen, einen Beitrag zum Ausgleich von Nährstoffungleichgewichten und physiologischen Ungleichgewichten in der Pflanze leisten, die negativen Wirkungen einseitiger Fruchtfolgen abmildern, sie können zur Verbesserung des Stallklimas und zur Senkung der Emissionen aus Mist- und Güllelagerstätten beitragen, Pflanzenkrankheiten bekämpfen, die Umsetzungen organischer Abfälle beschleunigen, der Eutrophierung von Flüssen begegnen, in der Imkerei positive Wirkungen entfalten, etc. (Lurling et al., 2009; Ndona et al., 2011).



## 4.2 Material und Methoden

An zwei Standorten wurden über einen Zeitraum von drei Jahren insgesamt sechs Versuche zur Überprüfung der Effekte des doppelten Zwischenfruchtanbaus (der sogenannten „doppelten Flächenrotte“) vor Körnermais sowie des Einsatzes von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ auf die Nitratgehalte im Boden, die Pflanzengesundheit und den Ertrag der Nachfrucht Körnermais durchgeführt. Die Versuchsflächen wurden von den gleichen Betriebsleitern wie beim Versuch Komposttee in Winterweizen (Standort 1 und 2) zur Verfügung gestellt und in die betriebsüblichen Fruchtfolgen integriert, sodass die Anwendungen bzw. die Versuche in bereits regenerativ bewirtschafteten Flächen stattfanden, und somit vollständig in der „Systemumgebung“ durchgeführt wurden.

In diesem Versuchsaufbau wurde nach einer Sommerzwischenfrucht eine zweite winterharte Zwischenfrucht eingesät, sodass zweimaliger Zwischenfruchtanbau vor der eigentlichen Maisaussaat erfolgte. Die Einarbeitung erfolgte mit einer Fräse, die mit den empfohlenen speziellen horizontal abgewinkelten Messern ausgerüstet war.

Parallel zur Einarbeitung des grünen Aufwuchses wird von den Vertretern der regenerativen LW nach Näser/Wenz die Applikation von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ (EM) empfohlen, in einer Applikationsmenge von 100–150 l ha<sup>-1</sup> (Wenz und Näser, 2018b; Näser, 2020). Im Versuchsaufbau wurde zum jeweiligem Applikationstermin eine frische EM-Lösung mit dem Handelsnamen „Bodenverjünger“ von der Firma Christoph Fischer GmbH EM-Chiemgau bezogen und in einer Aufwandhöhe von 150 l ha<sup>-1</sup> appliziert. Die damit einhergehenden Nährstofffrachten sind sehr gering (Tabelle 24).

**TABELLE 24: APPLIZIERTE NÄHRSTOFFMENGEN BEIM EINSATZ VON „EM BODENVERJÜNGER“ BEI EINER AUFWANDMENGE VON 150 l ha<sup>-1</sup> (MITTELWERT AUS VIER ANALYSEN)**

	N	P	K	Mg	S
<b>Inhalt (%)</b>	0,028	0,002	0,125	0,059	0,025
<b>Nährstoffzufuhr je Behandlung (g ha<sup>-1</sup>)</b>	41,4	3,01	188	89,4	36,8

Vor allem um beurteilen zu können, ob das Ausbringen des Ferments, das durch das Animpfen mit EM mit bestimmten Bakteriengruppen angereichert wird, nachweisbare Auswirkungen auf das Bodenmikrobiom hat, wurde nicht nur der Boden, sondern auch das EM-Ferment einer 16S-rRNA-Amplikon-Analyse unterzogen. Dazu wurden zwei verschiedene ausbringfertige EM-Zubereitungen (vom 26.9.2018 und vom 8.4.2019) eingefroren und dem Helmholtz Zentrum München, COMI, zur Verfügung gestellt. Die Analyse zeigte wenige abundante Genera (*Lactobacillus*, *Acetobacter*, *Clostridium*, *Ralstonia*), was vermutlich die Starterkulturen widerspiegelt bzw. die Genera, die sich nach der Fermentierung durchgesetzt haben. Interessant sind zwei Punkte:

1. Jede der nach gleicher Grundmethodik angesetzten Fermentlösungen (effektive Mikroorganismen) zeigte zwar fast dieselben Arten; zumindest die häufigen waren in beiden Proben vertreten.
2. Ihre Häufigkeit war aber sehr unterschiedlich (Abbildung 28 und Abbildung 29). Während in der einen *Lactobacillus* und *Acetobacter* dominierten, war in der anderen Lösung *Clostridium (sensu stricto)* mit etwa 60 % das häufigste Bakterium. Während *Lactobacillus* etwas Sauerstoff verträgt und *Acetobacter* sogar primär aerob ist, handelt es sich bei Clostridien um obligat anaerobe Bakterien. Bei der Zubereitung der entsprechenden EM-Lösung von 2018 müssen daher besonders sauerstoffarme Verhältnisse geherrscht haben.

Clostridien sind grampositive, obligat anaerobe, Sporenbildende Bakterien und kommen überall vor, vor allem in Böden und im Verdauungstrakt von höheren Lebewesen.

Zu Versuchsbeginn, vor und nach dem Umbruch der Zwischenfrüchte, zu Vegetationsende sowie zur Ernte (Versuchsende) erfolgte jeweils eine Messung der Nitratgehalte im Boden (Abbildung 30).

Es kamen drei unterschiedliche Begrünungsmischungen zum Einsatz:

- Sommerbegrünung (abfrierend):
  - 1. Versuchsjahr „Dominanzgemenge“, CAMENA, Lauenau, Saatstärke: 25 kg ha<sup>-1</sup>.
  - 2.+ 3. Versuchsjahr MaisPro TR30, Deutsche Saatveredelung AG, 59557 Lippstadt, Saatstärke: 35 kg ha<sup>-1</sup>).

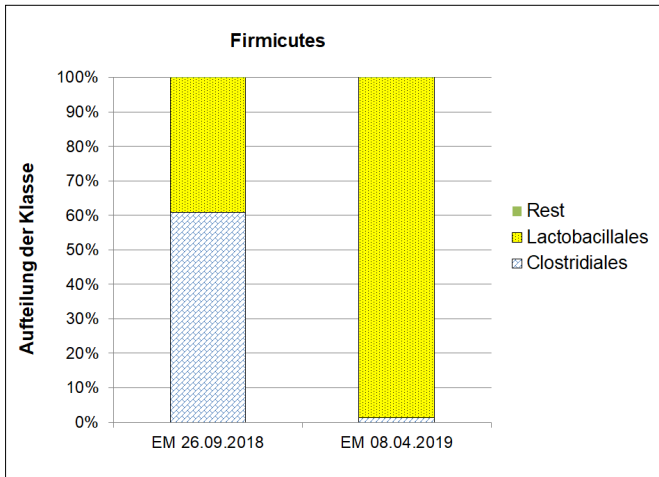


Abbildung 28: Zusammensetzung der Bakterien der Klasse Firmicutes nach Ordnungen von zwei Chargen sogenannter „effektiver Mikroorganismen“-Zubereitungen (Schulz und Schloter, 2020).

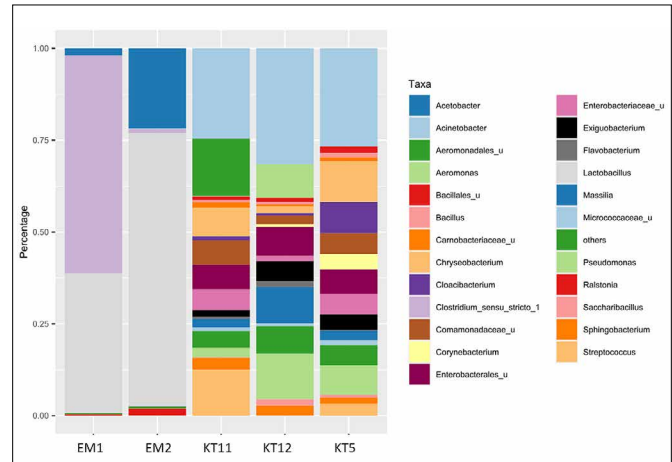


Abbildung 29: Zusammensetzung zweier Zubereitungen von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“, basierend auf der mittleren relativen Abundanz von amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der 16S rRNA. EM1: 26.9.2018, EM2: 8.4.2019 (Schulz und Schloter, 2020).

Im 2. und 3. Versuchsjahr erfolgte eine Anpassung des Versuchsplans, da es sich zeigte, dass ausgefallene Samen aus der ersten Zwischenfrucht zu Problemen in der Hauptkultur Mais führen können, vor allem in den Varianten „abfrierende Zwischenfrucht“.

- Winterbegrünung (winterhart): Wintergrün, CAMENA, Lauenau, Saatstärke 70 kg ha<sup>-1</sup>.

Aus der Variation der Begrünungsarten einschließlich einer „Brache“ (als Kontrolle) sowie des Einsatzes von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ und des Trägerstoffes (Zuckerrohrmelasse, EM Chiemgau 4,5 l ha<sup>-1</sup>) jeweils als Kontrolle zur Zuweisung der Effekte resultierten sieben Varianten. Am Standort 1 wurden zusätzlich die Effekte eines Einsatzes von Zeolith und Leonardit untersucht

(Tabelle 25). Die Versuchsanlage war eine Blockanlage mit jeweils dreifacher Wiederholung auf den Einzelstandorten, wobei jede Parzelle unterteilt wurde in einen Bereich für den Kerndrusch (1,5 x 10 m) sowie einen Bereich für eine Biomasse-Ganzpflanzenernte (1,5 x 4 m).

Die Bewirtschaftung (z. B. Bodenbearbeitung, Saat und Striegeln) erfolgte mit betriebsüblicher Technik durch die Betriebsleiter. Quadratmeterschnitte vor dem jeweiligen Zwischenfruchtaufwuchs dienten zur Erfassung der durch die Zwischenfrüchte gebildeten Biomasse. Für die Bestimmung der Maiskorn- und Maispflanzenerträge wurde Parzellentechnik (Haldrup C85 und Baural SF2000) eingesetzt.

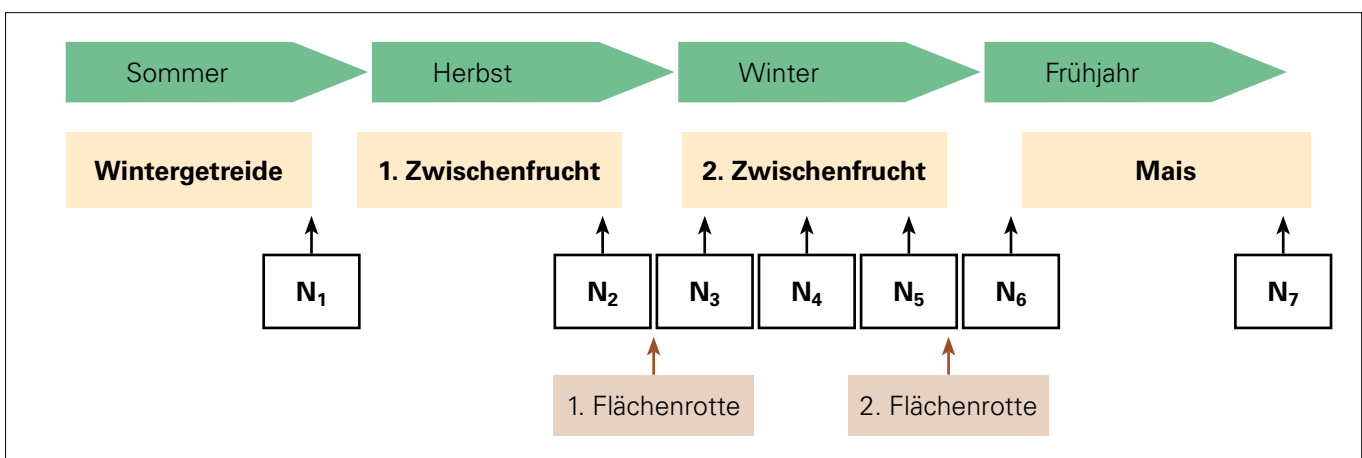


Abbildung 30: Zeitachse der Maßnahmen und Messungen der Nitratgehalte im Boden des Versuchs zum „doppelten Zwischenfruchtanbau mit Flächenrotte“. Abkürzungen: N1 bis N7 = Bestimmung der Nitratgehalte im Boden zu verschiedenen Zeitpunkten, von Versuchsbeginn vor Etablierung der ersten Zwischenfrucht (N1) bis Versuchsende nach der Maisernte im nachfolgenden Jahr (N7).

**TABELLE 25: ÜBERSICHT DER VERSUCHSVARIANTEN ZUR UNTERSUCHUNG EINES DOPPELTEN ZWISCHENFRUCHTANBAUS NACH WINTERGETREIDE UND VOR MAIS.**

Abkürzungen: ZF = Zwischenfrucht; EM = „effektive Mikroorganismen“, HF = HF-Booster aus Zeolith/Leonardit.

Variante	Bezeichnung	1. Begrünung August bis September	Zusatz zur „Flächenrotte“	2. Begrünung September bis April	Zusatz zur „Flächenrotte“
V1	1. + 2. ZF	Dominanzgemenge MaisPro TR 30	ohne	Wintergrün	ohne
V2	1. + 2. ZF + EM	Dominanzgemenge MaisPro TR 30	EM	Wintergrün	EM
V3	1. + 2. ZF + Melasse	Dominanzgemenge MaisPro TR 30	Melasse	Wintergrün	Melasse
V4	nur 1. ZWF, ohne Zusätze	Dominanzgemenge MaisPro TR 30	ohne	ohne	ohne
V5	nur 2. ZF	ohne	ohne	Wintergrün	ohne
V6	Brache	ohne	ohne	ohne	ohne
V7	ZF abfrierend	Dominanzgemenge MaisPro TR	ohne	keine Bearbeitung	ohne
V8 <sup>1)</sup>	ZF + HF (V1 + HF)	Dominanzgemenge MaisPro TR 30	ohne	Wintergrün	ohne
V9 <sup>1)</sup>	ZF + EM + HF (V2 + HF)	Dominanzgemenge MaisPro TR 30	EM	Wintergrün	EM

<sup>1)</sup> V8 und V9 nur auf der Versuchsanlage in Graben-Neudorf (Standort 1): 1.000 kg ha<sup>-1</sup> HF-Booster, Friedrich Wenz GmbH, Schwanau.

## 4.3 Ergebnisse

### 4.3.1 JAHRESÜBERGREIFENDE GESAMTAUSWERTUNG

Der Biomasseaufwuchs der Parzellen mit Sommerzwischenfrüchten unterschied sich nicht (Tabelle 26). Nur bei einer Selbstbegrünung wurden geringere Biomassen gemessen. Die signifikant niedrigsten N-Konzentrationen wurden in den beiden Varianten mit der Anwendung von Zeolith/Leonardit festgestellt. Hier geht allerdings nur ein Standort in die Berechnung ein. Entsprechend der Biomasse wurden die geringsten N-Aufnahmen in den beiden Varianten ohne Einsaat einer Sommerzwischenfrucht beobachtet, die übrigen Behandlungen unterschieden sich nicht signifikant voneinander. Die N-Aufnahme der Winterzwischenfrucht vor dem Umbruch im Frühjahr war deutlich geringer als die der vorangegangenen Sommerzwischenfrucht, die verbliebenen N-Mengen in der Biomasse der abfrierenden einmaligen Sommerzwischenfrucht waren immer noch deutlich höher als die N-Aufnahme in der Winterzwischenfrucht.

Die Erträge von der nachfolgenden Hauptfrucht Körnermais schwankten zwischen 62 und 92 dt TM ha<sup>-1</sup> und unterschieden sich varianzanalytisch mit  $p = 0,063$  knapp nicht signifikant voneinander. Die Zusatzbehandlung mit Zeolith und Leonardit führte scheinbar zu deutlich niedrigeren Kornerträgen (Tabelle 26). Dies ist der Tatsache

geschuldet, dass die Behandlung nur in Graben-Neudorf vorgenommen wurde. Die Ergebnisse sind im Durchschnitt dieses Standorts. Die Ergebnisse der übrigen Behandlungen mit und ohne Applikation der sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ unterschieden sich kaum voneinander. Grundsätzlich ganz ähnliche Ergebnisse wurden auch bei einer Verwertung als Silomais erzielt. Die N-Konzentrationen in der Biomasse als auch die N-Abfuhr unterschieden sich nicht zwischen den Behandlungen, weder bei einer Verwertung als Körnermais, noch bei einer als Silomais.

Bei allen Behandlungen mit einem gezielten Zwischenfruchtanbau wurden Ende September vor dem erstmaligen Umbruch der Behandlungen mit doppeltem Zwischenfruchtanbau signifikant niedrigere Nitratgehalte in 0–90 cm gemessen als in den beiden Varianten ohne gezielter Einsaat einer Zwischenfrucht (Brache sowie die Kombination aus Sommerbrache und Winterzwischenfrucht) (Tabelle 27). Der Umbruch der Sommerzwischenfrucht Ende September führte zu einem signifikanten Anstieg der Nitratgehalte im Boden bis zum Beginn der Sickerwasserperiode, und zwar nahezu unabhängig davon, ob dieser Umbruch von einer Einsaat einer winterharten Zwischenfrucht begleitet wurde oder nicht. Die signifikant niedrigsten Nitratgehalte wurden in der Variante mit abfrierender Sommerzwischenfrucht gemessen, die nicht umgebrochen worden war.

Die dreijährige Auswertung der Nitratgehalte im Boden vor Umbruch und Saatbettbereitung sowie zur Maisaussaat

**TABELLE 26: VERSUCHE ZUM DOPPELTEN ZWISCHENFRUCHTANBAU: STATISTISCHE AUSWERTUNG (MITTELWERTE UND SIGNIFIKANZNIVEAUS DER ANOVA) VON TROCKENMASSEAUFWUCHS DER SOMMERZWISCHENFRUCHT (1. ZF), DER NACHFOLGENDEN ÜBERWINTERNDEN ZWISCHENFRUCHT (2. ZF), DEREN BIOMASSEZUSAMMENSETZUNG, SOWIE KORN- UND SILOMAISERTRAG, TAUSENDKORNMASSE, N-GEHALT UND N-ABFUHR IM DREIJÄHRIGEN DURCHSCHNITT.**

Varianten mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander (p ≤ 0,05). Abkürzungen: ZF = Zwischenfrucht; TM = Trockenmasse.

Variante	TM- Aufwuchs Sommer- ZF (dt ha <sup>-1</sup> )	N-Gehalt Sommer- ZF (%TM)	N-Auf- nahme 1. ZF (kg ha <sup>-1</sup> )	C/N- Gehalt Sommer- ZF	TM- Aufwuchs Winter-ZF (dt ha <sup>-1</sup> )	N-Konz Winter-ZF (%TM)	N-Auf- nahme 2. ZF (kg ha <sup>-1</sup> )	C/N- Gehalt Winter- ZF	Korn- trag bei 86 % (dt ha <sup>-1</sup> )	Korn N-Ge- halt (%TM)	TKM (g)	TM- Ertrag Silomais (dt ha <sup>-1</sup> )	N-Gehalt Silomais (%TM)	N-Aufnah- me Mais (kg N ha <sup>-1</sup> )
<b>1) Doppelter ZF-Anbau ohne Ferment</b>	23,8b	2,84ab	70,9c	15,1	9,04bc	2,63ab	24,5b	16,4ab	88,8	1,36	261	164	1,20	176
<b>2) Doppelter ZF-Anbau mit Ferment</b>	22,2b	2,88ab	66,7c	15,1	8,23ab	2,66ab	22,3b	16,0ab	87,0	1,35	259	154	1,19	164
<b>3) Doppelter ZF-Anbau mit Melassebehandlung</b>	19,2ab	2,74ab	53,5ab	15,5	8,04ab	2,58ab	21,3b	16,9ab	86,4	1,37	264	166	1,17	187
<b>4) Sommer-ZF + Winterbrache</b>	21,4ab	2,75ab	60,6b	15,6	3,33a	2,28a	7,5a	18,9b	89,9	1,394	264	167	1,17	190
<b>5) Sommerbrache + Winter-ZF</b>	10,9a	3,33b	33,7a	14,3	10,4c	3,03b	33,8c	14,4a	87,7	1,38	266	162	1,24	188
<b>6) Brache</b>	12,2a	3,17b	35,6a	15,1	5,07ab	2,37a	14,5b	17,9ab	91,8	1,36	263	160	1,15	169
<b>7) abtrierende Sommer-ZF</b>	21,9b	2,74ab	62,30c	15,5	16,6c	2,56ab	46,4d	18,9b	85,3	1,38	263	157	1,27	187
<b>8) wie 1) zzgl. Zeolith/Leonardit</b>	21,5ab	2,58a	58,4ab	17,0	4,61ab	2,38a	10,8a	17,5ab	63,2	1,54	289	121	1,18	135
<b>9) wie 2) zzgl. Zeolith/Leonardit</b>	24,1b	2,66a	69,9c	16,9	4,30ab	2,34a	10,2a	17,4ab	63,5	1,55	280	132	1,28	153
<b>Standort</b>														
<b>Gochsheim</b>	179	3,12	53,9	13,2	12,8	2,87	38,4	16,1	113	1,19	254	195	1,16	213
<b>Graben-Neudorf</b>	21,0	2,69	59,7	16,8	5,76	2,46	15,0	17,1	64,2	1,53	274	129	1,23	147
<b>Erntejahr Hauptfrucht Mais</b>														
<b>2019</b>	14,4a	2,58a	37,8a	17,8b	10,0b	3,08c	32,1c	14,0a	76,5b	1,46b	275b	138b	1,15a	162a
<b>2020</b>	21,8b	2,49a	51,4b	17,0b	9,19b	2,22a	22,1b	18,9c	58,2a	1,54c	237a	119a	1,35b	141a
<b>2021</b>	22,5b	3,50b	82,0c	11,6a	4,64a	2,52b	12,3a	17,4b	122c	1,16a	281c	218c	1,10a	224b
<b>ANOVA-Ergebnisse (p-Wert)</b>														
<b>Variante</b>	0,000	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,063	0,566	0,187	0,293	0,026	0,513
<b>Standort</b>	0,001	0,000	0,028	0,000	0,000	0,000	0,000	0,502	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>Jahr</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>Variante x Standort</b>	0,004	0,000	0,212	0,000	0,774	0,000	0,111	0,000	0,385	0,893	0,725	0,109	0,005	0,117
<b>Variante x Jahr</b>	0,123	0,096	0,154	0,933	0,000	0,000	0,003	0,005	0,541	0,286	0,760	0,046	0,913	0,456
<b>Standort x Jahr</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,149	0,000	0,020	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

**TABELLE 27: VERSUCHE ZUM DOPPELTEN ZWISCHENFRUCHTANBAU: STATISTISCHE AUSWERTUNG (MITTELWERTE UND SIGNIFIKANZ-NIVEAUS DER ANOVA) DER NITRATGEHALTE (kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>) VOR UMBRUCH DER 1. ZWISCHENFRUCHT ENDE SEPTEMBER, NACH AUSSAAT DER 2. ZWISCHENFRUCHT ANFANG-MITTE OKTOBER UND ZUM SCHALVO-TERMIN ANFANG-MITTE NOVEMBER.**

Varianten mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander (p ≤ 0,05). Abkürzungen: ZF = Zwischenfrucht.

Variante	Nitrat vor ZF-Umbruch Ende September			Nitrat nach Aussaat 2. ZF (Mitte Oktober)			Nitratgehalte SCHALVO-Termin					
	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-90 cm		
1) Doppelter ZF-Anbau ohne Ferment	19,1a	7,13a	4,59	30,8a	29,5	9,79a	4,87a	44,2a	29,5	18,3abc	8,13a	56,0b
2) Doppelter ZF-Anbau mit Ferment	17,6a	7,73a	5,53	30,9a	31,0	10,4a	5,14a	46,5a	30,2	17,6abc	7,94a	55,7b
3) Doppelter ZF-Anbau mit Melassebehandlung	14,9a	7,44a	5,15	27,5a	29,7	9,77a	5,24a	44,7a	28,0	17,4abc	8,53a	53,9b
4) Sommer-ZF + Winterbrache	17,3a	6,79a	4,82	28,9a	33,6	11,2a	5,31a	50,1a	28,9	17,5abc	8,17a	54,5b
5) Sommerbrache + Winter-ZF	53,8b	15,0b	5,27	74,0b	40,6	23,7b	10,8b	75,1b	33,9	31,9c	16,8b	82,6c
6) Brache	53,0b	15,8b	5,18	74,0b	43,9	20,1ab	10,5b	74,4b	36,8	30,3bc	17,6b	84,7c
7) abfrierende Sommer-ZF	14,8a	6,89a	4,72	26,4a	19,2	5,40a	4,73a	29,3a	14,2	5,33a	4,56a	24,1a
8) wie 1) zzgl. Zeolith/Leonardit	3,20a	5,59a	5,69	14,5a	20,2	7,78a	5,36a	33,3a	19,4	14,3abc	7,20a	40,8ab
9) wie 2) zzgl. Zeolith/Leonardit	5,44a	7,29a	4,95	17,7a	22,2	9,08a	5,22a	36,5a	20,7	15,5abc	9,98a	46,2b
<b>Standort</b>												
<b>Gochsheim</b>	40,5	11,4	5,00	56,9	45,4	17,7	8,31	71,4	42,0	25,3	12,2	79,6
<b>Graben-Neudorf</b>	6,59	6,71	5,14	18,4	12,0	8,18	5,08	33,2	16,5	14,4	8,33	39,2
<b>Erntejahr Hauptfrucht Mais</b>												
<b>2019</b>	63,8	9,36	5,37	78,6	47,0	7,71	5,45	60,2	47,3	8,47	5,26	61,1
<b>2020</b>	16,1	7,25	6,15	29,5	17,3	17,9	9,67	44,9	17,9	19,7	13,6	51,1
<b>2021</b>	16,6	11,1	3,85	31,6	28,9	11,4	4,35	44,7	17,8	29,3	11,3	58,5
<b>ANOVA-Ergebnisse (p-Wert)</b>												
<b>Variante</b>	0,000	0,000	0,942	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>Standort</b>	0,000	0,000	0,634	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>Jahr</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005
<b>Variante x Standort</b>	0,000	0,000	0,132	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>Variante x Jahr</b>	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,369	0,000	0,000	0,000	0,034
<b>Standort x Jahr</b>	0,000	0,947	0,132	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

**TABELLE 28: VERSUCHE ZUM DOPPELTEN ZWISCHENFRUCHTANBAU: STATISTISCHE AUSWERTUNG (MITTELWERTE UND SIGNIFIKANZNIVEAUS DER ANOVA) DER NITRATGEHALTE (kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>) VOR UMBRUCH DER WINTERZWISCHENFRUCHT MITTE APRIL, VOR AUSSAAT UND NACH DER ERNTE VOM MAIS.**

Varianten mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander (p ≤ 0,05). Abkürzungen: ZF = Zwischenfrucht.

Variante	Nitrat Mitte April vor Umbruch Winter-ZF			Nitrat zur Maissaat			Nitrat nach Ernte Mais					
	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm			
1) Doppelter ZF-Anbau ohne Ferment	4,00a	3,36a	4,50ab	11,9a	12,2b	4,08a	5,59b	21,9a	20,5	20,6	12,0	51,0
2) Doppelter ZF-Anbau mit Ferment	3,66a	2,67a	2,93a	9,27a	13,6b	4,42a	4,47ab	22,5a	17,5	10,4	10,3	36,5
3) Doppelter ZF-Anbau mit Melassebehandlung	3,90a	3,06a	4,01ab	11,0a	11,3b	4,15a	3,71a	19,2a	19,5	14,0	11,4	43,0
4) Sommer-ZF + Winterbrache	9,72b	9,39b	13,7c	32,8b	18,2c	9,86b	13,0d	41,1b	23,6	16,9	15,2	53,2
5) Sommerbrache + Winter-ZF	3,92a	2,82a	3,12b	9,86a	12,5b	4,05a	3,82ab	20,4a	24,9	15,7	10,1	49,1
6) Brache	8,88b	7,94b	12,5c	29,3b	15,9b	9,78b	10,5cd	36,2b	18,6	12,4	11,0	40,2
7) abfräsende Sommer-ZF	10,4b	10,2b	6,65b	27,2b	23,3d	11,4b	8,59bc	43,3b	21,5	21,0	14,0	54,2
8) wie 1) zzgl. Zeolith/Leonardit	1,40a	1,87a	2,59a	5,86a	4,79a	2,78a	3,67a	11,2a	5,70	6,54	12,6	20,7
9) wie 2) zzgl. Zeolith/Leonardit	1,43a	1,80a	3,22a	6,46a	5,55a	2,94a	3,54a	12,0a	6,92	5,53	7,92	17,7
<b>Standort</b>												
Gochsheim	10,8	8,94	10,4	30,1	23,6	10,5	10,6	44,6	34,3	26,1	14,0	74,5
Graben-Neudorf	1,80	2,21	3,10	7,12	6,56	3,10	3,63	13,3	7,15	5,71	9,28	19,1
<b>Erntefahrer Hauptfrucht Mais</b>												
2019	6,92b	5,90b	9,00b	21,8b	15,3a	7,91b	9,08c	32,3c	19,6b	29,5b	18,6c	67,8c
2020	4,64a	4,77a	5,03a	14,5a	13,4a	6,62b	6,71b	26,7b	29,4c	9,26a	4,60a	40,7b
2021	5,65ab	4,79a	4,83a	15,3a	13,4a	4,44a	4,21a	22,0a	8,04a	5,11a	8,20b	21,4a
<b>ANOVA-Ergebnisse (p-Wert)</b>												
Variante	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,601	0,121	0,303	0,239
Standort	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Jahr	0,001	0,017	0,000	0,000	0,026	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Variante x Standort	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,121	0,080	0,021	0,035
Variante x Jahr	0,992	0,015	0,000	0,003	0,192	0,134	0,000	0,006	0,735	0,656	0,200	0,892
Standort x Jahr	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

(beides im Frühjahr) deutet auf signifikant höhere Nitratgehalte in den Varianten ohne wachsende Winterzwischenfrucht hin (Tabelle 28). Eine Wirkung der sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ war nicht festzustellen. Nach der Maisernte wurden keine signifikanten Unterschiede in den Nitratgehalten des Bodens festgestellt.

#### 4.3.2 BIOMASSEBILDUNG DER ZWISCHENFRUCHT

Die varianzanalytische Verrechnung zeigt einen signifikanten Jahreseffekt sowie eine signifikante Wechselwirkung zwischen den Faktoren Standort und Jahr auf (Tabelle 26). Auf Grund der Sommertrockenheit war der Aufgang der Zwischenfrüchte auf beiden Standorten im Jahr 2018 niedrig. Am Standort Graben-Neudorf betrug der Bedeckungsgrad bei den eingesäten Parzellen im Durchschnitt 28 %. Der Pflanzenbestand setzte sich überwiegend aus Sonnenblumen und Buchweizen zusammen, wobei sich der Buchweizen überwiegend aus dem im Boden vorhandenen Samenpotential entwickelte. Vereinzelt keimten auch Sudangras und Mais. Die in der Mischung enthaltenen Kreuzblütler, Kleearten und Phaceliasamen liefen nicht auf. Aufgrund des geringen Aufwuchses, sowie der anhaltenden Trockenheit wurde an diesem Standort auf die Applikation von „effektiven Mikroorganismen“ im Herbst verzichtet und am 02.10.2018 direkt nach der Einarbeitung die zweite Zwischenfrucht ohne die Applikation von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ bzw. Melasse eingesät.

Am Standort Gochsheim hingegen waren die nicht eingesäten Parzellen (V5 „nur 2. ZF“ und V6 „Brache“) mit

einem Bedeckungsgrad von 6 % nahezu unbedeckt. Die Zwischenfruchtbestände der eingesäten Varianten setzten sich hauptsächlich aus Buchweizen, Lein und Sonnenblumen zusammen. Es waren aber auch vereinzelt Ölrettich, Mais, Leindotter, Phacelia, Klee, Rübsen und Senf vorhanden. Zum Zeitpunkt der Einarbeitung blühten Lein, Senf und Ölrettich.

Auch in den folgenden Versuchsjahren unterschieden sich die beiden Standorte im Aufwuchsverhalten der ersten Zwischenfrucht deutlich voneinander. Während im Jahr 2019 am Standort Graben-Neudorf die Bracheparzellen stark mit Weißem Gänsefuß (*Chenopodium album*) überwachsen waren, wuchsen am Standort Gochsheim nur auf den eingesäten Parzellen Pflanzen auf. Dies spiegelt sich auch in den Daten der Biomasseerhebung durch Quadratmeterschnitte vor Umbruch der ersten Zwischenfrucht im Herbst wider (Tabelle 29).

#### 4.3.3 NITRATGEHALTE IM BODEN

Nach dem Umbruch der ersten Zwischenfrucht im September stiegen die Nitratgehalte der betroffenen Parzellen an, auch bei den Varianten mit der Aussaat der 2. Zwischenfrucht (Tabelle 27). Die unbearbeiteten Varianten (abfrierend) wiesen hingegen stets die geringeren Nitrat-Werte bis zum Vegetationsende (Probenahmezeitpunkt 4) auf. Im Frühjahr (Zeitraum zwischen Probenahmezeitpunkt 5 und 6 hatten am Standort Gochsheim unbewachsene Parzellen (z. B. Brache bzw. Parzellen ohne die 2. Zwischenfrucht „Wintergrün“) höhere Nitratgehalte als Parzellen mit einer winterharten Zwischenfrucht). Wohl aufgrund der starken

**TABELLE 29: VERGLEICH DER DURCHSCHNITTlichen BIOMASSEBILDUNG (TROCKENMASSE) (dt ha<sup>-1</sup>) DER ERSTEN ZWISCHENFRUCHT AN BEIDEN UNTERSUCHTEN STANDORTEN IN ABHÄNGIGKEIT VOM ANBAUJAHR UND DER EINSATZ EINER ZWISCHENFRUCHT.**

„bestellt“ = V1, V2, V3, V4, V7; „unbestellt/Selbstbegrünung“ = V5, V6.

Standort	2018		2019		2020	
	bestellt	unbestellt	bestellt	unbestellt	bestellt	unbestellt
	<b>Ertrag Trockenmasse (dt ha<sup>-1</sup>)</b>					
<b>1 - Graben-Neudorf</b>	13,3	13,3	21,4	21,3	32,1	14,7
<b>2 - Gochsheim</b>	16,4	0	27,6	2,2	20,0	2,7
	<b>Stickstoffaufnahme (kg ha<sup>-1</sup>)</b>					
<b>1 - Graben-Neudorf</b>	29,8	29,8	46,2	45,6	115,2	62,0
<b>2 - Gochsheim</b>	52,4	0	72,1	6,3	57,5	6,1

Selbstbegrünung war dieser Effekt am Standort Graben-Neudorf weniger ausgeprägt.

Am Standort Gochsheim, der sich durch einen schwereren Boden auszeichnet als der Standort Graben-Neudorf, wurden durchschnittlich deutlich höhere  $N_{\min}$ -Gehalte in 0 bis 90 cm Bodentiefe festgestellt, unabhängig vom Probenahme-Zeitpunkt. Während in Graben-Neudorf in allen drei Jahren der Nitrat-Gehalt maximal knapp 80 kg N pro ha erreichte (2020 nur 2. Zwischenfrucht), lagen die Nitrat-Gehalte am Standort Gochsheim mit bis zu über 160 kg N pro ha (2018 nur 1. Zwischenfrucht) deutlich darüber). Am Standort Gochsheim unterschieden sich die untersuchten Varianten auch stärker voneinander als am Standort Graben-Neudorf.

Unabhängig vom Anbaujahr und Standort hatte die Variante „Zwischenfrucht abfrierend“, die bis zur Aussaat der Nachfrucht Mais weder umgebrochen noch gemulcht wurde, zwischen den Probenahmezeitpunkten 2 und 4 die geringsten Nitrat-Gehalte im Boden (nicht dargestellt).

Der Einfluss der untersuchten Varianten auf die Nitrat-Gehalte im Frühjahr (Probenahme-Zeitpunkte 5 und 6) zeichnen ein anderes Bild. In allen Varianten erfolgte in den Wintermonaten (zwischen Probenahme-Zeitpunkt 4 und 5) eine starke Abnahme des Nitratgehalts im Boden mit Ausnahme der abfrierenden Zwischenfrucht. Dies kann durch Nitrat-Auswaschung aus dem Bodenprofil und/oder durch die Aufnahme in den Bewuchs verursacht worden sein. Bis zur Aussaat der Hauptfrucht Mais (Probenahme-Zeitpunkt 6) stieg der Nitrat-Gehalt im Boden dann wieder an (mit Ausnahme der Variante „Brache“ am Standort Gochsheim 2020). Dies wurde vermutlich durch eine höhere Mineralisationsrate aufgrund von ansteigenden Temperaturen bei geringen Aufnahmeraten durch den fehlenden Pflanzenbestand verursacht.

Zur Beurteilung der potentiellen Nitratauswaschung ist der Probenahmezeitpunkt 4 (zum Vegetationsende zwischen Ende November und Anfang Dezember) besonders relevant. Nitrat, das sich zu diesem Zeitpunkt im Boden befindet, ist verstärkt der Gefahr der Auswaschung ausgesetzt, da bis zum Wiedereintritt in die Vegetationsphase im zeitigen

Frühjahr verstärkte Niederschläge zu erwarten sind und wegen der geringen Biomassebildung dem Boden kaum Nitrat durch Pflanzen entzogen wird.

Am Standort Graben-Neudorf wurden nur in den Jahren 2019 und 2020 signifikante Einflüsse der Versuchsvarianten auf den Nitratgehalt des Bodens zum Vegetationsende gemessen (nicht dargestellt). In beiden Jahren wurde der geringste Nitratgehalt festgestellt, wenn die Zwischenfrucht früh ausgesät wurde und über den Winter abfror (Variante „ZF abfrierend“). Im Jahr 2019 kam es bei anderen Behandlungen zu signifikant höheren Nitratgehalten im Vergleich zur abfrierenden Zwischenfrucht als 2020. Die Umbrüche der Zwischenfrüchte Ende September führten bei allen entsprechenden Varianten zu einem höheren Nitratgehalt im Boden, der jedoch wegen der hohen Streuung der wiederholten Messwerte nur teilweise signifikant war (nicht dargestellt).

Auch am Standort Gochsheim wurden in zwei von drei Versuchsjahren (2018 und 2020) bei der abfrierenden Zwischenfrucht die geringsten Nitratwerte im Boden gemessen. Gleichzeitig wiesen die Brache-Flächen die höchsten Werte auf. Mit Ausnahme von 2019 führte auch in Gochsheim der Umbruch der 1. Zwischenfrucht bereits im September zu höheren Nitratgehalten im Boden im Vergleich zu einer Zwischenfrucht, die zeitig nach der Hauptfrucht gesät wurde und über den Winter ungestört wachsen konnte. In den Jahren 2018 und 2020 hatten die Parzellen mit doppeltem Zwischenfruchtanbau zur Gründüngung unabhängig vom Einsatz von „effektiven Mikroorganismen“, Melasse oder Zeolith/Leonardit geringere  $N_{\min}$ -Gehalte als die Brache. Ein signifikanter Einfluss der zusätzlich eingesetzten Fermente (EM), der Zuckerrohrmelasse oder des Zeoliths/Leonardits (HF) auf den Nitratgehalt des Bodens wurde in zwei von drei Jahren nicht festgestellt. Nur im Jahr 2019 und nur am Standort Gochsheim waren signifikante Unterschiede zu beobachten zwischen den beiden Varianten der doppelten Zwischenfrucht mit Zusätzen (jeweils „effektive Mikroorganismen“ oder Melasse) im Vergleich zur doppelten Zwischenfrucht ohne diese Zusätze. Hier wurde beim Einsatz von „effektiven Mikroorganismen“ wie auch von Melasse signifikant geringere Nitratwerte im Vergleich zur doppelten Zwischenfrucht ohne den Einsatz



dieser Zusätze gemessen (nicht dargestellt).

#### 4.3.4 ERTRAG DER HAUPTFRUCHT MAIS

Die Ernten fanden in den Jahren 2019, 2020 und 2021 statt. Um den Bezug zu den vorangegangenen Kapiteln der Aufwüchse der Zwischenfrüchte und den Nitratwerten beizubehalten, werden die folgenden Angaben ebenfalls mit den Jahren der Anlage der Versuchspaare Zwischenfruchtanbau – Hauptfrucht Mais 2018, 2019 und 2020 bezeichnet.

Der Standort Graben-Neudorf war auch im Mittel über drei Versuchsjahre und alle untersuchten Varianten, mit durchschnittlich 64 dt Kornertrag pro ha und 129 dt Ganzpflanzenertrag pro Hektar Mais deutlich ertragsschwächer als der Standort Gochsheim mit 113 dt Kornertrag und 195 dt Ganzpflanzenertrag pro ha.

#### 4.3.5 TAUSENDKORNMASSE

Die durchschnittliche Tausendkornmasse des Mais schwankte unabhängig von Standort und Anbaujahr zwischen 163,8 (Gaben-Neudorf, 2019) und 311,9 (Gaben-Neudorf, 2018) in weiten Bereichen (Tabelle 30). Die geringe Tausendkornmasse am Standort Graben-Neudorf im Jahr 2019 spiegelt auch die insgesamt geringen Kornerträge wider (Tabelle 26). Aufgrund einer langen Trockenphase während der generativen Wachstumsphase bildeten die Maispflanzen sehr wenig Körner aus, die offensichtlich auch eher klein waren.

Es bestand an keinem der untersuchten Standorte und in keinem der Versuchsjahre ein signifikanter Einfluss der

**TABELLE 30: MITTELWERTE DER BEHANDLUNGEN UND DER KRITISCHE P-WERT (ANOVA) DER MITTELWERTUNTERSCHIEDE DER TAUSENDKORNMASSE IN ABHÄNGIGKEIT VON STANDORT UND ANBAUJAHR.**

Standort	2018		2019		2020	
	Mittelwert	p-Wert	Mittelwert	p-Wert	Mittelwert	p-Wert
Graben-N.	311,9	0,119	163,8	0,322	295,7	0,297
Gochsheim	227,0	0,314	274,5	0,237	261,9	0,225

Behandlungen auf die Tausendkornmasse von Mais. Der kritische p-Wert der einfaktoriellen ANOVA war stets größer als 0,05 (Tabelle 30).

#### 4.3.6 PFLANZENGESUNDHEIT

An beiden Standorten wurde 2019 und 2020 bei der Hauptfrucht Mais der Befall mit Maisbeulenbrand (*Ustilago maydis*) und Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis*) bonitiert. Dabei wurden nach Richtlinie des Bundessortenamts befallene Pflanzen innerhalb der Ernteparzellen gezählt. An beiden Standorten wurde 2019 ein höherer Befall mit Maiszünslern und 2020 ein höherer Befall mit Maisbeulenbrand festgestellt (Abbildung 31 und Abbildung 32).

Aus den dargestellten Mittelwerten kann kein konstanter Einfluss auf die Befallshöhe beider untersuchten Phytopathogene abgeleitet werden. Die hohe Streuung der Wiederholungen um den Mittelwert lässt keine Feststellung über einen signifikanten Mittelwertunterschied zu. Am Standort Graben-Neudorf waren 2019 die Varianten mit doppeltem Zwischenfruchtanbau kombiniert mit Zeolith/Leonardit (1. + 2. ZF + HF), die Variante Sommerbrache mit Winterzwischenfruchtanbau (nur 2. ZF) und die Variante abfrierende Zwischenfrucht (ZF abfrierend) am stärksten vom Maiszünsler befallen. Im Jahr 2020 waren alle Varianten nahezu gleichermaßen vom Befall betroffen. Mit Maisbeulenbrand waren im Jahr 2019 die Varianten doppelter Zwischenfruchtanbau mit Melasse (1. + 2. ZF + Melasse) und Brache am stärksten befallen, im Jahr 2020 war der doppelte Zwischenfruchtanbau ohne EM-Ferment (1. + 2. ZF) und ebenfalls die Brache am stärksten betroffen (Abbildung 31).

Auch am Standort Gochsheim wurde kein Effekt des doppelten Zwischenfruchtanbaus oder der sogenannten "effektiven Mikroorganismen" auf den Befall mit Maisbeulenbrand oder Maiszünsler gemessen. Insgesamt war kein eindeutiges Muster bei den Befallsstärken festzustellen. Im Jahr 2019 fiel der Befall mit Beulenbrand eher bei der früh gesäten Zwischenfrucht (nur 1. ZF) und bei der spät gesäten Zwischenfrucht (nur 2. ZF) höher aus, im Jahr 2020 waren es die Varianten doppelter Zwischenfruchtanbau mit EM-Ferment (1. + 2. ZF + EM) und die abfrierende

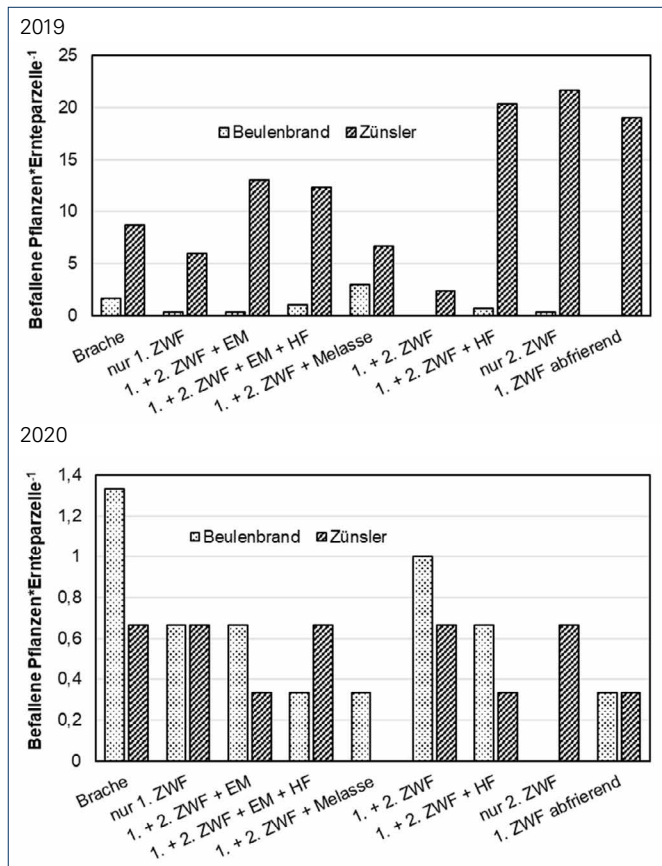


Abbildung 31: Einfluss der Behandlungen auf den Befall mit Maisbeulenbrand und Maiszünsler am Standort Graben-Neudorf in den Jahren 2019 und 2020 bei Mais. Abkürzungen: ZWF = Zwischenfrucht; EM = „effektive Mikroorganismen“; HF = Zeolith/Leonardit.

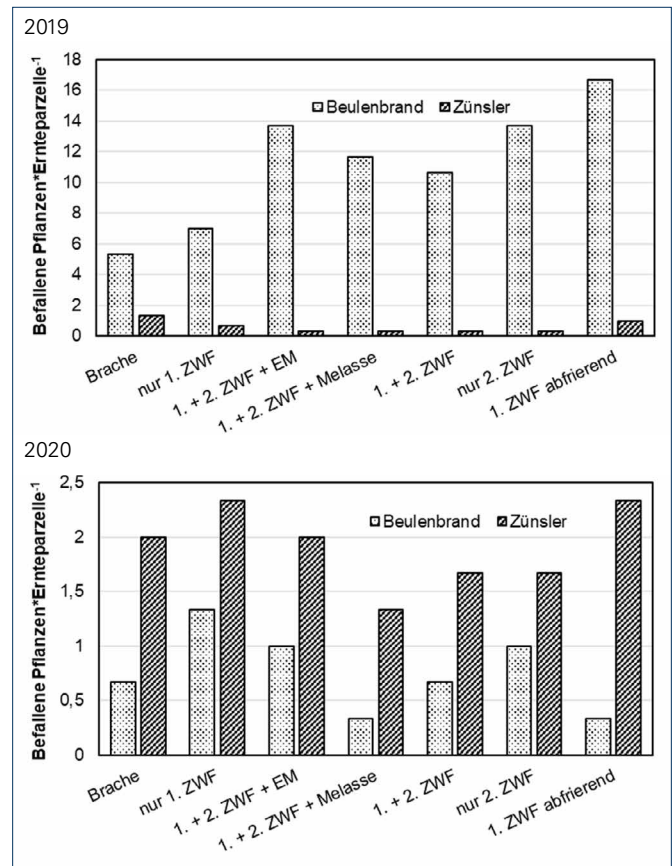


Abbildung 32: Einfluss der Behandlungen auf den Befall mit Maisbeulenbrand und Maiszünsler am Standort Gochsheim in den Jahren 2019 und 2020 bei Mais. Abkürzungen: ZWF = Zwischenfrucht; EM = „effektive Mikroorganismen“.

Zwischenfrucht (ZF abfrierend). Maiszünsler befielen den Bestand im Jahr 2019 verstärkt in den Varianten Sommerzwischenfrucht gefolgt von Winterbrache (nur 1. ZF) und abfrierende Zwischenfrucht (ZF abfrierend) und im Jahr 2020 in der Brache und der abfrierenden Zwischenfrucht (Abbildung 32).

#### 4.3.7 BODENUNTERSUCHUNGSERGEBNISSE

Gemessen wurden die Gehalte an Humus/C<sub>org</sub>, Gesamtstickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Ammonium und Nitrat, der pH-Wert sowie die aktuelle Stickstoffmineralisierungskapazität in verschiedenen Bodentiefen. Hier werden aus Platzgründen nur die wesentlichen Ergebnisse dargestellt. Zwischen den beiden Standorten besteht ein deutlicher Unterschied im Humusgehalt. Jedoch lässt sich ein konsistenter Unterschied im Humusgehalt zwischen den Behandlungsvarianten des Flächenrotte-Versuchs an einem Standort im Laufe der Versuchsdauer in den oberen

7 cm der Böden (Bearbeitungstiefe) nicht feststellen. Dies gilt für beide Standorte. Die Aussagen zum Humusgehalt lassen sich im Prinzip auf die Gehalte an Gesamt-Stickstoff übertragen. Auch hier wurden keine konsistenten Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt.

Die pH-Werte unterscheiden sich zwischen den beiden Standorten. Am jeweiligen Standort sind jedoch im Rahmen der Messunsicherheiten weder zwischen den Probenahmezeitpunkten noch zwischen den Varianten Unterschiede im pH-Wert aufgetreten.

An zwei Zeitpunkten des Versuchszeitraums wurde die Aggregatstabilität des Oberbodens bestimmt: zu Beginn Ende Juli 2018 und nach der Flächenrotte Ende April 2019. Im sandigen Boden von Graben-Neudorf war eine Bestimmung leider nicht möglich. Insofern liegen nur Ergebnisse für den Standort Gochsheim vor. Zwischen den Varianten gab es keine Unterschiede.

Die erhobenen bodenchemischen Kennwerte dienen vornehmlich der Dokumentation und als Begleituntersuchung der Ergebnisse zur mikrobiellen Biomasse und Zusammensetzung des Mikrobioms, um diese besser interpretieren zu können. Wegen der kurzen Versuchsdauer dieser Untersuchungen waren bei den Bodenkennwerten keine Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten zu erwarten.

#### 4.4 Diskussion

Laut Ansicht der Vertreter der „regenerativen Landwirtschaft“ soll der sogenannte „Rotteprozess“ bei der Umsetzung einer einfachen oder einer doppelten Flächenrotte durch die Anwendung von Fermenten mit sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ gelenkt werden können. Durch die dadurch eingeleitete „Aktivierung des Bodenlebens“ sollen Verluste von Stickstoff (beispielsweise Nitrat) aber auch von organischem Kohlenstoff aus dem Boden reduziert werden (Hypothese 4, Kapitel 1.1). Die Versuchsergebnisse zeigen, dass hohe Zwischenfrucht-Aufwuchsmengen zu niedrigen Nitratgehalten im Boden im Herbst vor der Sickerwasserperiode führen. Die Bestandeszusammensetzung der Zwischenfrucht oder der Selbstbegrünung wie bei der Brache spielen hierbei keine relevante Rolle. Die Versuchsergebnisse zeigen auch, dass ein Ende September durchgeführter Umbruch der Sommerzwischenfrucht trotz der Einsaat einer zweiten winterharten Zwischenfrucht die Nitratgehalte im Boden und damit die Nitratauswaschungsgefahr gegenüber einer nicht im Herbst eingearbeiteten, abfrierenden Sommerzwischenfrucht erheblich erhöht. Zudem zeigt der Vergleich der Varianten mit doppeltem Zwischenfruchtanbau zur Variante mit „nur 1. Zwischenfrucht“, dass bis zum Vegetationsende die zweite Zwischenfrucht keine messbaren Mengen Stickstoff aus dem Boden aufgenommen hat (Vergleich zwischen Probenahmezeitpunkten 3 und 4).

An beiden Standorten wurde in zwei von drei Versuchsjahren der geringste  $N_{\min}$ -Gehalt in 0–90 cm Bodentiefe dann beobachtet, wenn eine abfrierende Winterzwischenfrucht angebaut wurde, oder wenn eine starke Selbstbegrünung in den Bracheparzellen zu beobachten war, die ebenfalls Ende September nicht eingearbeitet wurde. Hierbei spielte

es keine Rolle, ob sogenannte „effektive Mikroorganismen“, Melasse oder ein Zeolith/Leonardit-Gemisch eingesetzt bzw. nicht eingesetzt wurden. Der Standort Gochsheim zeigte deutlichere Effekte zwischen den Behandlungen als der Standort Graben-Neudorf. Dies ist sicherlich wesentlich auf die unterschiedliche Bodentextur der Standorte zurückzuführen. Dadurch unterscheidet sich die Ertragserwartung und in der Folge auch relevante produktionstechnische Maßnahmen wie z. B. die Höhe der N-Düngung. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass es für eine effektive Reduktion der Nitratauswaschungsgefahr durch Zwischenfruchtanbau v. a. darauf ankommt, dass die Zwischenfrucht viel Biomasse bildet und möglichst spät umgebrochen wird. Die These, dass „effektive Mikroorganismen“ in der Lage seien, die Umsetzungen der eingearbeiteten Biomasse zu beeinflussen und so zu verhindern, dass Nährstoffe wie Stickstoff in die Bodenlösung gelangen, wurde in diesen Versuchen nicht bestätigt.

Die Analyse der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft in den Präparaten der sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ zeigt, dass diese je nach Charge entweder von Milchsäure- und Essigsäurebakterien oder von Clostridien dominiert wird (Kapitel 4.2, Abbildung 28 und Abbildung 29). Diese drei Bakteriengruppen kommen in der Umwelt in großer Anzahl vor, sodass der zusätzliche Eintrag durch die Anwendung im Vergleich zur vorhandenen Population im Boden quantitativ irrelevant sein dürfte, und schon deshalb keine Effekte im Feld zu erwarten sind (Kapitel 6).

Insgesamt wurden kaum und nur vereinzelt Effekte zwischen den untersuchten Behandlungen und dem Maisertrag festgestellt. Ein positiver Effekt des einfachen oder doppelten Zwischenfruchtanbaus auf den Korn- oder Ganzpflanzenertrag von Mais wurde nicht beobachtet. Auch der Einsatz von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“, Melasse oder Zeolith/Leonardit zeigte keinen eindeutigen oder wiederholbaren positiven Effekt.

Vergleichbare Tausendkornmassen zwischen den Varianten deuten darauf hin, dass sich in allen untersuchten Varianten im gesamten Vegetationsverlauf die N-Freisetzung und die Wachstumsbedingungen nicht wesentlich unterschieden haben, und die diesbezüglichen Effekte nicht relevant

waren. Ein phytopathologischer Effekt der untersuchten Maßnahmen war ebenfalls nicht festzustellen. Ein doppelter Zwischenfruchtanbau kann jedoch den Drahtwurmbefall erhöhen, wie Beobachtungen am Standort Gochsheim im Erntejahr 2019 zeigten. Dort musste der Mais im Juni des Jahres neu ausgesät werden, weil durch Drahtwurmbefall nahezu alle Pflanzen in den Varianten mit doppeltem Zwischenfruchtanbau abgestorben waren.

Eines der beiden untersuchten EM-Fermente ist kritisch zu beurteilen. Das dominierende Genus in der Analyse war *Clostridium*. Die hohe Abundanz weist auf die gewollt anaeroben Verhältnisse bei der Zubereitung des EM-Ferments hin. Da bestimmte Arten und Stämme von Clostridien tier- und humanpathogen sein können (Bsp. *C. perfringens*, *C. botulinum*, *C. chauvoei*), ist hier sowohl bei der Zubereitung, als auch bei der Ausbringung Vorsicht geboten. Auch wenn die aktiven Clostridien im durchlüfteten Boden unter der Konkurrenz aerober Mikroben schnell verschwunden sein sollten, Clostridien sind Sporenbildner und die Sporen überstehen auch aerobe und extreme Umweltbedingungen. Es besteht die Gefahr, dass im Boden ein Sporenreservoir von potentiellen Erregern entsteht. Insofern sollte bei der Zubereitung der EM-Ausbrüglösung vorsichtig vorgegangen werden, auch wenn durch die Anaerobie bei der Zubereitung und die Allgegenwärtigkeit von *Clostridium* ein diesbezügliches Risiko nicht vollständig auszuschließen ist.

Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen frühere Untersuchungen, wonach sich die Applikation von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ weder auf Ertrag noch auf den N-Haushalt auswirkt (van Vliet et al., 2006; Wendland et al., 2007; Mayer et al., 2010; Jakubus, 2015). Selbst in einem langjährigen ortsfesten Versuch (13 Jahre) haben Hu und Qi (2013) keine Effekte des Einsatzes von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ im Vergleich zu einer ansonsten vergleichbaren Kompostvariante festgestellt.

Es gibt bekannte Prinzipien in der Bodenökologie, die die Wirksamkeit von EM von vornherein sehr unwahrscheinlich erscheinen lassen: Dazu gehört, dass die Menge der durch die EM-Lösung hinzugefügten Mikroorganismen im Vergleich zur Menge der Mikroorganismen im Boden unbedeutend ist und daher keine Wirkungen zu erwarten

sind. Dies bestätigen auch Untersuchungen von Zhen et al. (2014). Berücksichtigt man außerdem die komplexen Konkurrenz- und Symbiosebeziehungen zwischen den Mikroorganismen im Boden und die Stabilität dieser Beziehungen, so wird nach einer Zugabe von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ das ursprüngliche Gleichgewicht schnell wiederhergestellt (u. a. Córdor-Golec et al., 2007). Die Ökologie des Bodens ist nicht leicht zu verändern, da sie überwiegend substratgetrieben ist, wie auch die Ergebnisse in Kapitel 6 zeigen.

Zusammenfassende Untersuchungen zeigen, dass die Nachfruchtwirkung von Zwischenfruchtgemengen einerseits von ihren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt des Standortes abhängt, insbesondere bei Winterzwischenfruchtanbau (z. B. Blanco-Canqui et al., 2015), und andererseits vom Stickstoffgehalt und damit vom C/N-Verhältnis der eingearbeiteten Biomasse. Dieses wiederum ist wesentlich von der N-Versorgung des Bestandes und dem Leguminosenanteil im Gemenge abhängig (Gutser und Vilsmeier, 1985; Möller und Reents, 2009; Marcillo et al., 2017). Die These von Näser (2020), dass eine artenarme Zwischenfruchtmischung eine geringere Nährstoffwirkung auf die Nachfrucht habe als eine artenreiche, kann vor diesem Hintergrund nicht bestätigt werden.



Flache Einarbeitung der Zwischenfrucht

Foto: Dr. Gerd Joachim Sauter/LTZ

## 5 Einfluss regenerativer Landwirtschaft auf ausgewählte Bodenfruchtbarkeitsmerkmale

### 5.1 Einführung

Ein wesentliches Ziel der „regenerativen Landwirtschaft“ ist nicht nur der Erhalt, sondern auch die Erhöhung des Humusgehalts im Boden als Pfeiler der Bodenfruchtbarkeit. Das Beraterteam „Näser-Wenz“ spricht von einer zu erwartenden Zunahme von 0,1 bis 0,2 % Humus pro Jahr durch regenerative Bewirtschaftung (Bücheler 2020), in einer internen Sitzung wurden sogar 0,1 bis 0,3 % als Ziel genannt. Gemeint ist der absolute Anstieg in % addiert auf den Ausgangswert des Humusgehalts. Mit einer Zunahme des Humusgehalts ist nicht nur ein Anstieg des Gehalts an organischem Kohlenstoff, sondern auch ein Anstieg von organisch gebundenem Stickstoff verbunden, denn die organische Masse in Ackerböden weist recht konstant ein C/N-Verhältnis in der Größenordnung von 10:1 auf. Daher empfahl es sich, den Gehalt an organischer Substanz bzw. Humus und Stickstoff im Projektverlauf zu überprüfen.

Um die Effekte der „regenerativen Landwirtschaft“ auf die Humusgehalte zu verfolgen, wurden auf geeigneten Betrieben und Flächen im Verlauf von vier Jahren Bodenproben gezogen und auf  $C_{org}$ /Humus; Gesamtstickstoff

und pH-Wert untersucht. Diese Größen sind auch für eine Interpretation der Gehalte an mikrobieller Biomasse wichtig. Weitere Nährstoffe (K, Mg, P) wurden im Zuge des Methodenvergleichs VDLUFA versus Albrecht bestimmt (Kapitel 2.3). Außerdem wurden einmalig im Jahr 2019 bodenphysikalische Basisdaten wie Korngrößenverteilung, Trockenrohddichte, nutzbare Feldkapazität und Luftkapazität erhoben. Zusätzlich zum im Projektantrag vereinbarten Programm wurde die Aggregatstabilität des Oberbodens und die mikrobielle Biomasse in diesen vergleichenden Erhebungen bestimmt.

### 5.2 Methoden

Für einen Vergleich regenerativer bzw. konventioneller Wirtschaftsweisen wurden Betriebe ausgewählt, die möglichst vergleichbare Böden in unmittelbarer Nachbarschaft jeweils auf ihre Art und Weise bewirtschaften. Angesichts der Bedeutung der Bodenbearbeitung für die Verteilung von Humus im Bodenprofil war es wichtig, dass auch der konventionell arbeitende Vergleichsbetrieb nicht pflügt, sondern konservierend bearbeitet. Aufgrund der begrenzten Anzahl regenerativ arbeitender Betriebe und den Anforderungen an Böden und Betriebspaar war die Auswahl passender Betriebe eingeschränkt. Schlussendlich untersucht wurden je zwei Betriebe in Kraichtal und nahe Hirschberg/Bergstr., und zwar jeweils zwei Schläge pro Betrieb. Die genauen Koordinaten der Beprobungsstellen sind am LTZ dokumentiert.

Vor der ersten, eigentlichen Bodenprobenahme für die Bestimmung von Humus, Gesamt-Stickstoff und pH-Wert Ende Juli 2018 erfolgte eine Vorbeprobung, um zu sondieren, wie homogen oder heterogen die Böden an den ausgewählten Standorten horizontal wie vertikal waren, und um Beprobungsstellen mit möglichst ähnlichen Bodenbedingungen hinsichtlich Bodentyp, Bodenart, Relief, Gründigkeit, Steingehalt usw. zwischen regenerativem und konventionellem Betrieb aufzufinden und festzulegen. Im Zuge der Vorbeprobungen wurden die Bodenproben für den Methodenvergleich VDLUFA versus Albrecht aus der Krume (0–25 cm) gezogen (Kapitel 2.3). Sie wurden auch für die Bestimmung der Korngrößenverteilung verwendet.

Für die bodenchemischen Untersuchungen wurden pro Schlag drei Wiederholungen beprobt, pro Wiederholung wurden mindestens sechs Einstiche vorgenommen (ein zentraler Einstich und mindestens fünf peripher in ca. 1 m Abstand). Proben wurden aus 0–10, 10–20, 20–30, 30–60 und, wo möglich, aus 60–90 cm Tiefe gezogen. Am Standort Kraichtal-Oberacker liegen die beiden benachbarten Felder in Hanglage. Hier wurden nicht nur je drei Wiederholungen gezogen, sondern Oberhang und Unterhang separat mit je drei Wiederholungen pro Betrieb beprobt, um den reliefbedingten Bodenunterschieden gerecht zu werden („Oberacker oben“ und „Oberacker unten“).

Die Einstiche pro Wiederholung wurden zu einer Mischprobe vereinigt, die Wiederholungen allerdings separat weiterbehandelt. Die Bodenproben wurden gekühlt ans LTZ transportiert und dort geteilt: Ein Teil wurde für die Analyse auf Humus- und Stickstoffgehalt sowie pH-Wert dem LTZ-eigenen Bodenlabor übergeben, ein Teil der Proben aus 0–10 cm Tiefe für die Bestimmung der Aggregatstabilität verwendet und ein weiterer Teil wurde auf  $\leq 2$  mm gesiebt und für die späteren bodenmikrobiologischen Analysen eingefroren.

Die Probenahme für die bodenphysikalischen Untersuchungen erfolgte am 3. April (Kraichtal) bzw. 4. April (Hirschberg) 2019. Dabei wurde eine Bodenkernsonde mit maschineller Hilfe in den Boden gedrückt und so Proben in einem Acrylglasrohr von 600 mm Länge und dem Innendurchmesser eines Standard-Stechzylinders (56

mm) gezogen. Pro Untersuchungsfläche wurde vier Mal eingestochen und die drei nach optischer Beurteilung am besten geeigneten Probenrohre (möglichst ungestörter Bodenzustand) für die weitere Untersuchung ausgewählt. Die Rohre wurden gekühlt ans LTZ verbracht und dort Teilstegmente in ausgewählten Bodentiefen zurecht gesägt, so dass ungestörte Bodenproben wie in Stechzylindern von 100 cm<sup>3</sup> Volumen (nur in diesem Fall in thermostabilem Acrylglas) für die weiteren Analysen verwendet werden konnten.

Die Bodenuntersuchungen auf pH-Wert, C<sub>org</sub> und Gesamt-N (N<sub>ges</sub>) folgten den Standardverfahren nach VDLUFA:

- pH-Wert mit Elektrode nach Suspension in 0,01 M CaCl<sub>2</sub>,
- organischer Kohlenstoff (C<sub>org</sub>) mit Elementanalysator (Verbrennung bei 550 °C und CO<sub>2</sub>-Detektion) und anschließender Umrechnung in Humusgehalt (Humusgehalt % = C<sub>org</sub> x 1,72),
- Gesamt-Stickstoff nach der Dumas-Methode.

Die Proben für die Analyse der mikrobiellen Biomasse wurden vor der Analyse im Kühlraum langsam aufgetaut und dort bis zur Weiterverarbeitung möglichst kurz gelagert.

Die mikrobielle Biomasse wurde mit der Methode der Chloroform-Fumigation-Extraktion (CFE) gemäß DIN ISO 14240-2 (Handbuch der Bodenuntersuchung 4.1.1.4b) gemessen. Die aus der Bodensuspension extrahierten Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen wurden bei 750 °C verbrannt, das entstehende CO<sub>2</sub> in einem für CO<sub>2</sub> spezifischen NDIR-Detektor (NichtDispersive InfraRotabsorption-Detektor) und das entstehende NO<sub>2</sub> nach Reduktion zu NO in einer elektrochemischen Zelle gemessen. Verwendet wurde ein NC2100S von Analytik Jena. Die mikrobiellen Anteile der C- und N-Verbindungen ergeben sich aus der Differenz von mit Chloroform begasten und unbegasten Proben. Die erhaltenen C- und N-Konzentrationswerte werden auf trockenen Boden bezogen und in die mikrobiellen Biomassen C<sub>mic</sub> und N<sub>mic</sub> umgerechnet. Als kEC Faktor, der den extrahierbaren Teil der gesamten in der mikrobiellen Biomasse gebundenen C-Menge beschreibt, wurde gemäß DIN 0,45 eingesetzt. Als kEN-Faktor wurde gemäß Brookes et al. (1985) 0,54 verwendet. Die Angaben erfolgen in µg C bzw. N pro g TM.

Als Messwert eines Bodenextraktes wird der Mittelwert von zwei Messungen aus demselben Messgefäß ausgegeben. Pro Variante wurden drei Wiederholungen beprobt. Pro Wiederholung wurden jeweils zwei unbegaste und zwei begaste Bodenproben analysiert und die Differenz aus den beiden Mittelwerten für die weiteren Berechnungen herangezogen. Die in Abbildungen und Tabellen angegebenen Werte sind die Mittelwerte der drei Wiederholungen pro Variante. Die Fehlerbalken stellen eine Standardabweichung nach oben und nach unten dar. Weitere Erhebungen und Methoden:

- Korngrößenbestimmung: Methodenbuch des VDLUFA, Methode C 2.2.1: Bestimmung der Kornfraktionen des Feinbodens mittels Nasssiebung und Pipettanalyse
- Aggregatstabilität nach DIN 19683-16 - 2015-12 (Siebtauchverfahren).
- Trockenrohddichte nach DIN ISO 11272, Methodenbuch I VDLUFA C1.3.1.
- Das Porenvolumen, die Luftkapazität und die nutzbare Feldkapazität wurden nach Methodenbuch I VDLUFA C 4.3.2 (Überdruckverfahren) bestimmt.

Zur statistischen Überprüfung wurde der zweiseitige t-Test (Excel Datenanalyse) bei einem Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  verwendet, da es um einen paarweisen Vergleich „konventionell versus regenerativ bewirtschaftet“ ging. Aufgrund der weitgehend ähnlichen Bodenverhältnisse wurden gleiche Varianzen angenommen.

**TABELLE 31: ANTEILE AN SAND, SCHLUFF UND TON SOWIE HUMUSGEHALT DER PROBEN AUS DER KRUME (0–25 cm) AN DEN STANDORTEN DES SYSTEMVERGLEICHS ZWISCHEN REGENERATIV UND KONVENTIONELL WIRTSCHAFTENDEN BETRIEBEN.**

Angaben der Korngrößenverteilung in (%) Massenanteil.

Standort/Wirtschaftsweise	Ton (< 2 µm)	Schluff (2–63 µm)	Sand (0,06–2 mm)	Humus Gehalt %
Kraichtal-Oberacker* regenerativ	22,4	74,2	3,3	2,45
Kraichtal-Oberacker* konventionell	23,5	73,4	3,1	2,38
Kraichtal-Gochsheim regenerativ	20,3	76,3	3,4	2,31
Kraichtal-Gochsheim konventionell	23,8	73,3	2,9	2,41
Hirschberg Ost regenerativ	24,7	42,7	32,6	2,28
Hirschberg Ost konventionell	17,4	49,1	33,5	1,67
Hirschberg West regenerativ	19,6	39,4	41,0	1,77
Hirschberg West konventionell	18,5	41,3	40,2	1,78

\* Die Proben am Standort Oberacker wurden eher am Hangfuß gezogen.

## 5.3 Ergebnisse

### 5.3.1 KORNGRÖSSENANALYSE

Die Daten zu den Korngrößen zeigen, dass die gewählten Vergleichsschläge am Standort Kraichtal gut miteinander vergleichbar sind. Sie weisen ganz ähnliche Sand-, Schluff- und Tonanteile auf. Da der Humusgehalt nicht nur, aber auch vom Tongehalt maßgeblich beeinflusst wird, ist auch der Humusgehalt in der Ausgangssituation Juli 2018 im Rahmen der Messgenauigkeit gleich. Lediglich auf dem Schlag Wasenberg in Kraichtal-Gochsheim sind auf der regenerativ bewirtschafteten Fläche die Schluffanteile etwas höher und die Tonanteile niedriger als auf der konventionell bewirtschafteten Fläche (Tabelle 31).

Am Standort Hirschberg sind die Schläge westlich vom Zufahrtsweg („West“) gut miteinander vergleichbar. Für die Schläge östlich davon („Ost“) gilt das nicht: Der Tongehalt ist auf der regenerativ bewirtschafteten Fläche deutlich höher, damit korrespondierend auch der Humusgehalt (man vergleiche hierzu die Ton- und Humusdaten in Kraichtal). In größeren Bodentiefen war der Unterschied im Tongehalt, nach Fingerprobe der später gezogenen Bohrstockproben, stellenweise noch deutlicher, aber auch kleinräumig variabler mit Kiesanteilen. Insofern sind die Bodenverhältnisse auf den Schlägen Hirschberg „Ost“ nicht oder allenfalls bedingt miteinander vergleichbar. Die Unterschiedlichkeit

wird auch unterstützt durch den Vergleich der Gehalte an Gesamt-Stickstoff und des pH-Werts (nicht dargestellt). Laut Angaben des regenerativ arbeitenden Betriebsleiters wurde auf seinen Flächen jahrelang Hühner-Trockenkot ausgebracht.

Auch aktuell wirtschaften die Betriebsleiter deutlich unterschiedlich: Der regenerativ arbeitende Landwirt hat während der Erhebungsdauer auf ökologischen Landbau umgestellt und fährt vielfältige Fruchtfolgen mit humusmehrenden Kulturarten (z. B. Klee gras), während der konventionell arbeitende eine enge Fruchtfolge mit überwiegend Weizen und Mais bevorzugt. Auch deswegen wird es schwierig, etwaige im Versuchsverlauf auftretende Unterschiede im Humusgehalt dem spezifischen Vorgehen und der Methodik der „regenerativen Landwirtschaft“ zuzuschreiben. Die Unterschiede in den Bodenverhältnissen, der Bewirtschaftungsgeschichte und der aktuellen Bewirtschaftung haben das Projektteam zu dem Schluss kommen lassen, dass ein direkter Vergleich der beiden Betriebe nicht sinnvoll ist. Die Flächen wurden dennoch weiter auf  $C_{org}$ /Humus beprobt, um die zeitliche Entwicklung der Humusgehalte zu verfolgen. Die Auswertungen sind daher auch nicht so umfangreich wie in Kraichtal.

So sind die genannten Unterschiede auch groß genug, um eine vergleichende Untersuchung der mikrobiellen Biomasse nicht sinnvoll erscheinen zu lassen. Sie wurde daher nicht bestimmt. Aus diesen Gründen und zusätzlich der außergewöhnlichen Trockenheit 2018 und 2019 (und teilweise 2020) wurden nach Rücksprache mit dem Experten auch die Regenwurmuntersuchungen in Hirschberg nicht durchgeführt.

### 5.3.2 VERGLEICH DER TROCKENROHDICHTE ZWISCHEN REGENERATIVER UND KONVENTIONELLER BEWIRTSCHAFTUNG

Die mittels Bodenkernsonde weitgehend ungestörten Bodenproben wurden im Labor weiterverarbeitet und Quasi-Stechzylinderproben aus verschiedenen Tiefen gewonnen. Die in den Tabelle 32 und Tabelle 33 angegebenen Werte für die Trockenrohdichte sind Mittelwerte und Standardabweichung aus drei Wiederholungen.

Die Trockenrohdichten der Böden sind zwischen den Betrieben in Kraichtal vergleichbar. Der einzig signifikante Unter-

**TABELLE 32: TROCKENROHDICHTE ( $g\ cm^{-3}$ ) DER BÖDEN IM SYSTEMVERGLEICH KRAICHTAL, PROBE NAHME 3.4.2019.**

Standort	Bodentiefe (cm)	regenerativ		konventionell	
		Mittelwert	St.abw. $\pm$	Mittelwert	St.abw. $\pm$
Oberacker oben	0–4	1,13	0,006	1,11	0,033
	8–12	1,29	0,114	1,22	0,134
	16–20	1,41	0,057	1,38	0,069
	24–28	1,42	0,023	1,39	0,014
	40–44	1,34	0,066	1,36	0,025
	48–52	1,36	0,078	1,39	0,014
Oberacker unten	0–4	1,04	0,050	1,19	0,045
	8–12	1,20	0,091	1,22	0,038
	16–20	1,35	0,028	1,35	0,076
	24–28	1,41	0,012	1,47	0,045
	40–44	1,35	0,037	1,41	0,031
	48–52	1,36	0,059	1,42	0,017
Gochsheim	0–4	1,07	0,092	1,11	0,024
	8–12	1,26	0,025	1,22	0,050
	16–20	1,38	0,042	1,36	0,050
	24–28	1,36	0,042	1,33	0,058
	40–44	1,27	0,022	1,26	0,024
	48–52	1,27	0,030	1,32	0,066
Mittelwert	0–4	1,08		1,14	
	8–12	1,25		1,22	
	16–20	1,38		1,36	
	24–28	1,40		1,40	
	40–44	1,32		1,34	
	48–52	1,33		1,38	



**TABELLE 33: TROCKENROHDICHTE (g cm<sup>-3</sup>) DER BÖDEN IM SYSTEMVERGLEICH HIRSCHBERG, PROBEHAHME 4.4.2019.**

Standort	Bodentiefe (cm)	regenerativ		konventionell	
		Mittelwert	St.abw. ±	Mittelwert	St.abw. ±
Weg Ost	0–4	1,36	0,105	1,25	0,089
	8–12	1,44	0,046	1,42	0,073
	16–20	1,55	0,035	1,58	0,014
	24–28	1,56	0,047	1,56	0,022
	40–44	1,51	0,040	1,47	0,018
	48–52	1,53	0,135	1,48	0,022
Weg West	0–4	1,40	0,092	1,35	0,032
	8–12	1,57	0,057	1,57	0,034
	16–20	1,61	0,034	1,65	0,064
	24–28	1,58	0,027	1,58	0,058
	40–44	1,47	0,017	1,46	0,067
	48–52	1,50	0,039	1,51	0,094

**TABELLE 34: VERGLEICH DER AGGREGATSTABILITÄT (%-ANTEILE VON SIEBRÜCKSTÄNDEN VON DER GESAMTPROBE) DES BODENS IN 0 BIS 10 cm TIEFE KONVENTIONELL VERSUS REGENERATIVE BEWIRTSCHAFTUNG IM KRAICHTAL.**

Nach statistischer Prüfung mittels t-Test (paarweiser Vergleich regenerativ zu konventionell) sind signifikante Unterschiede beim höheren Wert mit \* markiert ( $p < 0,05$ ).

Jahr	Bewirtschaftung	Oberacker oben	Oberacker unten	Gochsheim
2018	regenerativ	37,4	36,6*	38,0
	konventionell	33,1	30,7	32,7
2020	regenerativ	34,3	35,1	27,1
	konventionell	30,8	35,8	32,0
2021	regenerativ	14,8	19,6	10,0
	konventionell	15,4	24,8	18,6*

**TABELLE 35: VERGLEICH DER AGGREGATSTABILITÄT (%-ANTEILE VON SIEBRÜCKSTÄNDEN VON DER GESAMTPROBE) DES BODENS IN 0 BIS 10 cm TIEFE KONVENTIONELL VERSUS REGENERATIVE BEWIRTSCHAFTUNG IN HIRSCHBERG.**

Nach statistischer Prüfung mittels t-Test (paarweiser Vergleich regenerativ zu konventionell) sind signifikante Unterschiede beim höheren Wert mit \* markiert ( $p < 0,05$ ).

Jahr	Bewirtschaftung	Weg Ost	Weg West
2018	regenerativ	21,4	22,5
	konventionell	19,8	20,4
2020	regenerativ	37,4*	33,3
	konventionell	18,1	27,0
2021	regenerativ	30,1*	22,1
	konventionell	9,8	29,6*

**TABELLE 36: FRUCHTFOLGEN AUF DEN REGENERATIV BZW. KONVENTIONELL BEWIRTSCHAFTETEN SCHLÄGEN IN KRAICHTAL IM LAUFE DER VERSUCHSJAHRE.**

Beide Betriebe bauten vor Sommerungen Zwischenfrüchte an.

Standort	Bewirtschaftung	2018	2019	2020	2021
Oberacker	regenerativ	Weizen	S-Gerste	Zuckerrüben	Weizen
	konventionell	Weizen	Sonnenblume	Weizen	Mais
Gochsheim	regenerativ	Weizen	S-Gerste	Erbsen	Weizen
	konventionell	Weizen	Sonnenblume	Weizen	Mais

schied war bei „Oberacker unten“ in 0–4 cm festzustellen ( $p = 0,017$ ). Der Boden des regenerativ arbeitenden Betriebs war in den obersten Zentimetern etwas lockerer. Das mag dem Umstand geschuldet sein, dass hier bereits Sommergerste gesät war und somit eine Saatbettbereitung stattgefunden hatte, während auf dem konventionellen Betrieb die Sonnenblumen erst noch gesät werden mussten (Tabelle 36).

Die Trockenrohdichten der Böden beider Betriebe in Hirschberg unterschieden sich nicht signifikant voneinander, aufgrund der hohen Streuung auch nicht in den oberen Zentimetern der Fläche „Weg Ost“ (Tabelle 33).

### 5.3.3 VERGLEICH DER AGGREGATSTABILITÄT ZWISCHEN REGENERATIVER UND KONVENTIONELLER BEWIRTSCHAFTUNG

Die Aggregatstabilität zeigte in Kraichtal über die Jahre zwischen den beiden Bewirtschaftungstypen kaum signifikante Unterschiede – nicht zuletzt aufgrund der hohen Variabilität bei der Analyse (Tabelle 34). Im Jahr 2019 wurde die Aggregatstabilität nicht bestimmt.

In Hirschberg hingegen war mit einer Ausnahme („Weg West“ 2021) der regenerativ bewirtschaftete Boden mit einer höheren Aggregatstabilität verbunden (Tabelle 35).

### 5.3.4 VERGLEICH DER HUMUSGEHALTE UND HUMUSVORRÄTE ZWISCHEN REGENERATIVER UND KONVENTIONELLER BEWIRTSCHAFTUNG

#### Standort Kraichtal

Am Standort Kraichtal wurden drei Vergleichsstandorte beprobt, an denen auf einer Fläche nach den Regeln

„regenerativer Landwirtschaft“ gewirtschaftet wurde (seit mindestens 2017), auf einer unmittelbar benachbarten Fläche mit konventionellen Bewirtschaftungsmethoden. Die Bodenverhältnisse waren weitgehend ähnlich, die Fruchtfolge und die Kulturen hingegen waren bei den beiden Betrieben unterschiedlich (Tabelle 36), vor allem 2020 und 2021, was die Interpretation der Ergebnisse erschwert.

In Kraichtal-Oberacker wiesen beide beprobten Felder eine starke Hangneigung auf, so dass sowohl am Oberhang, als auch am Unterhang Proben gezogen wurden. Bei dieser Hangneigung ist mit Bodenerosion zu rechnen, so dass die Beprobung oben und unten sicherstellen sollte, dass die Abtrags- und Auftragsverhältnisse einigermaßen abgebildet werden. Der dritte Standort befand sich im Gewinn Wasenberg des Ortsteils Kraichtal-Gochsheim. Dort ist das Bodenrelief einigermaßen eben.

**TABELLE 37: ZEITPUNKTE FÜR DIE ENTNAHME DER BODENPROBEN FÜR  $C_{org}$ /HUMUS, ANDERE BODEN-CHEMISCHE KENNWERTE UND MIKROBIELLE BIOMASSE (MB).**

Standort	2018	2019	2020	2021
Oberacker	24.7.	2.4.	21.4.	3.3.
Gochsheim	24.7.	8.4.	21.4.	3.3.
Proben für MB	24.7.	8.5.*	21.4.	3.3.

\* Da auf den regenerativ bewirtschafteten Flächen in Kraichtal kurz vor der Probenahme im April 2019 mineralisch gedüngt worden war, wurde die Probenahme für die mikrobielle Biomasse um einen Monat verschoben.

Die in den Abbildung 33 bis Abbildung 35 dargestellten Humusgehalte für 2019 beziehen sich auf den Probenahmezeitpunkt 2./8.4.2019. Dargestellt sind die Humusgehalte, die aus den gemessenen  $C_{org}$ -Werten durch Multiplikation mit dem Faktor 1,72 errechnet wurden. Für den Bezug  $C_{mic}/C_{org}$  (Tabelle 44; siehe auch Kapitel 6.1.6) wurden für die

**TABELLE 38: STATISTISCHE KENNZAHLEN P DES ZWEISEITIGEN T-TESTS IM PAARWEISEN VERGLEICH REGENERATIV ZU KONVENTIONELL BEWIRTSCHAFTETEM SCHLAG IN KRAICHTAL FÜR DIE DATEN DES HUMUSGEHALTES (P<0,05).**

Standort	Tiefenstufe (cm)	2018	2019	2020	2021
<b>Oberacker oben</b>	0–10	0,033*	0,002*	0,000*	0,003*
	10–20	0,101	0,519	0,288	0,516
	20–30	0,015*	0,027*	0,002*	0,399
	30–60	0,001*	0,177	0,011*	0,050
	60–90	0,025*	0,210	0,060	0,031*
<b>Oberacker unten</b>	0–10	1,000	0,025*	0,016*	0,247
	10–20	0,001#	0,070	0,047#	0,253
	20–30	0,116	0,261	0,101	0,334
	30–60	0,053	1,000	0,281	0,831
	60–90	0,021#	0,636	0,599	0,571
<b>Gochsheim</b>	0–10	0,116	0,184	0,012*	0,007*
	10–20	1,000	0,621	0,060	0,144
	20–30	0,147	0,038#	0,021*	0,014#
	30–60	0,320	0,158	0,133	0,910
	60–90	0,072	0,535	0,115	0,833

\* die regenerativ bewirtschaftete Fläche zeigte einen höheren Humusgehalt;  
 # die konventionell bewirtschaftete Fläche wies einen höheren Humusgehalt auf.

Auswertungen für das Jahr 2019 die separat ermittelten C<sub>org</sub>-Werte vom 8.5.2019 verwendet. Die Ergebnisse der Erhebungen zeigen, dass die Hypothese, wonach die Humusgehalte bei regenerativer Bewirtschaftung pro Jahr um 0,1–0,3 % absolut zunehmen sollen, nicht bestätigt wurde. Die Humusgehalte auf den Standorten und zwischen den Bewirtschaftungsweisen schwanken von Jahr zu Jahr. Insgesamt wurden eher selten signifikante Unterschiede festgestellt (Tabelle 38).

Der Betriebsvergleich zeigt, dass der regenerativ arbeitende Betrieb in Oberacker, oberer Hang, vor allem in den oberen 10 cm regelmäßig höhere Humusgehalte aufwies als der konventionell arbeitende Betrieb (Abbildung 33 und Tabelle

38). Aber auch in den tieferen Bodenschichten war dies z. T. der Fall. Der Unterschied trat allerdings bereits im Jahr 2018, also kurz nach Beginn der regenerativen Bewirtschaftung auf und setzte sich dann (teilweise) fort, ohne dass die Unterschiede größer wurden. Diese höheren Humusgehalte sind am unteren Hang in Oberacker nur in zwei Jahren in den oberen Zentimetern festzustellen. Hingegen wies in zwei von vier Jahren der konventionelle Betrieb in 10–20 cm Tiefe höhere Humusgehalte auf (Abbildung 34).

In Gochsheim zeigt sich ein ähnliches Bild: Etwas höhere Humusgehalte in zwei Jahren in den oberen Zentimetern für den regenerativen Betrieb, in 20–30 cm auf der konventionell bewirtschafteten Fläche (Abbildung 35). Der

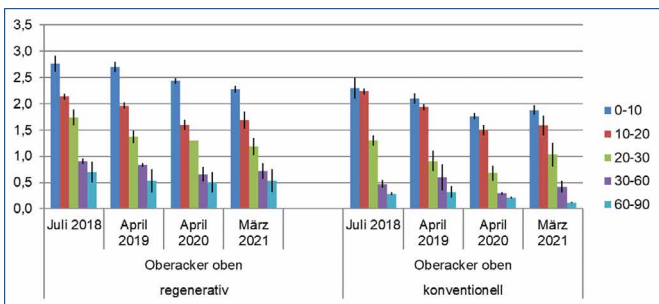


Abbildung 33: Vergleich der Humusgehalte (%) in unterschiedlichen Tiefen [cm] am Standort Kraichtal-Oberacker, oberer Hang, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs.

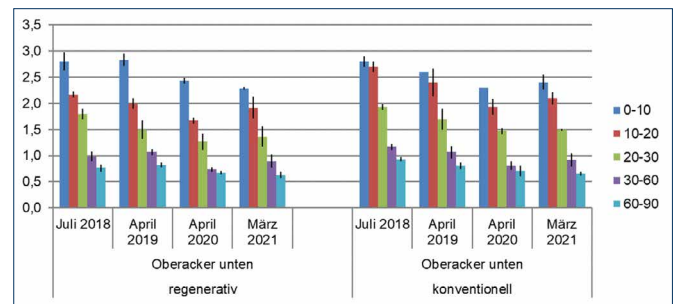


Abbildung 34: Vergleich der Humusgehalte (%) in unterschiedlichen Tiefen (cm) am Standort Kraichtal-Oberacker, unterer Hang, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs.

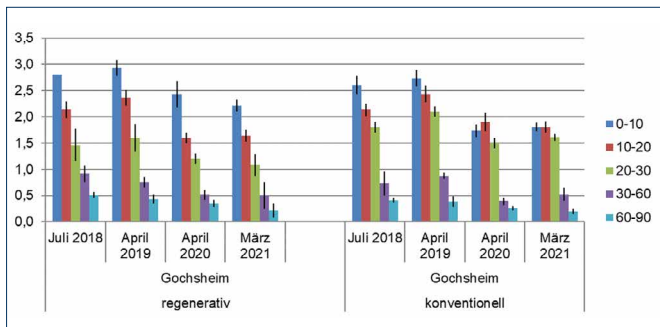


Abbildung 35: Vergleich der Humusgehalte (%) in unterschiedlichen Tiefen (cm) am Standort Kraichtal-Gochsheim zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs.

konventionelle Schlag wurde vor der Weizenaussaat im Herbst 2019 zweimal gegrubbert. Dabei wurde der Humusverteilung zufolge etwas tiefer gearbeitet als sonst üblich.

Im Jahr 2019 wurde eine bodenphysikalische Untersuchung der Böden in Kraichtal durchgeführt. Wichtigster Parameter hinsichtlich des Humusgehalts war die Trockenrohddichte, denn sie ermöglicht die Berechnung von Humusvorräten. Da die Tiefen, aus denen die „Stechzylinder“ aus dem 60 cm langen Bodenkern für die Bestimmung der Trockenrohddichte gewonnen wurden, und die Entnahmetiefen für die Humusproben nicht genau korrespondieren, sind Regeln für die Interpolation der aus den Stechzylinderproben erhaltenen Werte für die Trockenrohddichte zur Ableitung des Humusvorrats in den Entnahmetiefen der Humusproben notwendig (Tabelle 39).

Die Vorräte an  $C_{org}$  können mit dem Faktor 1,72 in Humusvorräte umgerechnet werden. Es zeigt sich bei den Vorräten noch deutlicher, was die Humusgehalte schon

angedeutet haben: Auf dem oberen Hang in Oberacker sind die Humusvorräte im regenerativ wirtschaftenden Betrieb höher. Am unteren Hang in Oberacker und in Gochsheim hingegen wiegen die Vorteile in den unteren Horizonten der konventionell bewirtschafteten Böden den Humusvorteil des regenerativ bewirtschafteten Bodens in den oberen Zentimetern auf und die Vorräte sind im Gesamtboden bis 90 cm Tiefe fast gleich mit leicht höheren Mengen auf den konventionell bewirtschafteten Flächen (Tabelle 40). Die Zahlen geben die Situation im Jahr 2019 wieder, dem Jahr, in dem sowohl die Humusgehalte, als auch die Trockenrohddichten bestimmt wurden. Näherungsweise ließen sich die Trockenrohddichten aus 2019 auch für die Berechnung der Humusvorräte in den anderen Jahren nehmen. Die Tendenzen würden jedoch dann ohnehin durch die Humusgehalte bestimmt. Außerdem deutet die Verteilung der Humusgehalte in den Jahren 2020 und 2021 in Gochsheim darauf hin, dass konventionell möglicherweise eine tiefere Bearbeitung vorgenommen wurde als beim regenerativen Betrieb (Abbildung 35). Daher ist nicht sicher davon auszugehen, dass die Trockenrohddichten aus 2019 auf alle Jahre ohne Weiteres zu übertragen sind.

**Standort Hirschberg**

Am Standort Hirschberg wurden zwei Felder beprobt, an denen auf einer Fläche nach den Regeln regenerativer Landwirtschaft gewirtschaftet wurde (seit 2015), auf einer unmittelbar benachbarten Fläche mit konventionellen Bewirtschaftungsmethoden. Die Bodenverhältnisse sind nur bei einem Flächenpaar ähnlich, die Fruchtfolge und

**TABELLE 39: ENTNAHMETIEFEN DER BODENPROBEN FÜR DIE BESTIMMUNG DER TROCKENROHDICHTE (TRD) (UND DES PORENVOLUMENS, DER LUFTKAPAZITÄT UND DER NUTZBAREN FELDKAPAZITÄT) UND DES  $C_{org}$ -/HUMUSGEHALTS SOWIE DIE REGELN DER INTERPOLATION.**

MW = Mittelwert.

Entnahmetiefe Rohrzylinder (cm)	Entnahmetiefe Humusprobe (cm)	Regel zur Ableitung der mittleren Trockenrohddichte (TRD)
0–4	0–10	$0,4 * TRD (0-4) + 0,4 * MW TRD (0-4; 8-12) + 0,2 * TRD (8-12)$
8–12	10–20	$0,2 * TRD (8-12) + 0,4 * MW TRD (8-12; 16-20) + 0,4 * TRD 16-20$
16–20	20–30	$0,4 * MW TRD (16-20; 24-28) + 0,6 TRD (24-28)$
24–28	30–60	$0,167 * MW TRD (24-28; 40-44) + 0,333 TRD (40-44) + 0,5 * TRD (48-52)$
40–44	60–90	TRD 48–52
48–52		



**TABELLE 40: C<sub>org</sub>-VORRÄTE (Mg ha<sup>-1</sup>) DER BÖDEN IM SYSTEMVERGLEICH KRAICHTAL IM APRIL 2019.**

Standort	Bodentiefe (cm)	regenerativ	konventionell
Oberacker oben	0–10	18,9	14,0
	10–20	15,6	15,0
	20–30	11,3	7,3
	30–60	19,6	14,3
	60–90	12,6	7,7
	<b>Summe</b>	<b>78</b>	<b>58</b>
Oberacker unten	0–10	18,2	18,0
	10–20	14,9	18,2
	20–30	12,3	14,4
	30–60	25,3	27,0
	60–90	19,5	19,8
	<b>Summe</b>	<b>90</b>	<b>97</b>
Gochsheim	0–10	19,4	18,4
	10–20	18,3	18,4
	20–30	12,6	16,1
	30–60	16,8	19,7
	60–90	9,6	8,8
	<b>Summe</b>	<b>77</b>	<b>82</b>

**TABELLE 41: FRUCHTFOLGEN AUF DEN REGENERATIV BZW. KONVENTIONELL BEWIRTSCHAFTETEN SCHLÄGEN IN HIRSCHBERG IM LAUFE DER VERSUCHSJAHRE.**

Beide Betriebe bauten vor Sommerungen Zwischenfrüchte an.

Standort	Bewirtschaftung	2018	2019	2020	2021
Weg Ost	regenerativ	Ackerbohne	Weizen	Sudangras	Dinkel
	konventionell	Weizen	Mais	Wintergerste	Körnermais
Weg West	regenerativ	Wickroggen	Roggen	Sudangras	Dinkel
	konventionell	Weizen	Mais	Wintergerste	Körnermais

die Kulturen waren bei den beiden Betrieben ebenfalls unterschiedlich (Tabelle 41).

Wegen der anhaltenden Trockenheit 2018–2020 und des hohen Tongehalts wurde nach ersten Versuchsbeobachtungen

in Hirschberg nicht bis auf 90 cm, sondern nur bis auf 60 cm beprobt. Dargestellt werden nur die Humusgehalte und deren Verlauf während der Erhebungsdauer (Abbildung 36 und Abbildung 37). Auf eine statistische Analyse des Betriebsvergleichs und auf die Bestimmung der mikrobi-

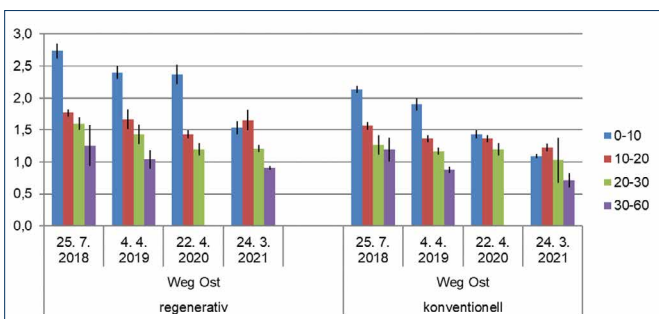


Abbildung 36: Humusgehalte (%) am Standort Hirschberg, Weg Ost, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 in Böden eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs. Im Jahr 2020 wurde wegen des Bodenzustands nur bis auf 30 cm beprobt.

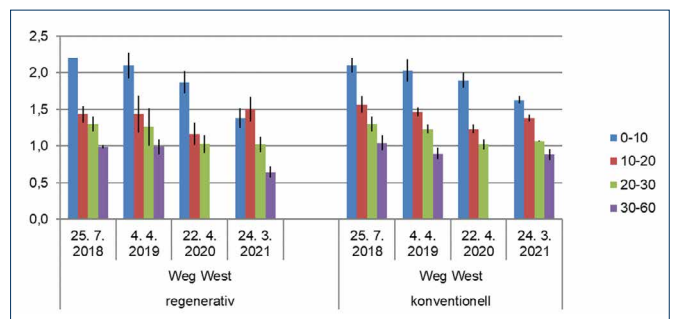


Abbildung 37: Vergleich der Humusgehalte (%) am Standort Hirschberg, Weg West, zu den Probenahmezeitpunkten in den Jahren 2018–2021 auf einer Fläche eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Betriebs. Im Jahr 2020 wurde wegen des Bodenzustands nur bis auf 30 cm beprobt.

**TABELLE 42: C<sub>ORG</sub>-VORRÄTE (Mg ha<sup>-1</sup>) DER BÖDEN IM SYSTEMVERGLEICH HIRSCHBERG IM APRIL 2019.**

Standort	Bodentiefe (cm)	regenerativ	konventionell
Weg Ost	0–10	19,5	14,4
	10–20	14,6	11,8
	20–30	13,0	10,5
	30–60	28,2	22,7
	<b>Summe</b>	<b>75</b>	<b>59</b>
Weg West	0–10	17,7	17,0
	10–20	13,4	13,7
	20–30	11,5	11,4
	30–60	25,8	23,4
	<b>Summe</b>	<b>68</b>	<b>66</b>

ellen Biomasse wurde aus den beschriebenen Gründen (eingeschränkte Vergleichbarkeit aufgrund unterschiedlicher Korngrößenverteilung) verzichtet.

Die Verteilung der Humusgehalte war im regenerativ wirtschaftenden Betrieb im Frühjahr 2021 auf beiden Schlägen homogener und zwischen 0 und 20 cm fast gleich. Laut Aussagen des Betriebsleiters wurde vor Aussaat des Dinkels zum ersten Mal nach ca. 14 Jahren wieder der Pflug eingesetzt (bis ca. 18 cm). Der konventionell arbeitende Betrieb hat vor Aussaat der Wintergerste 2019 auf dem Schlag „Weg Ost“ tief gegrubbert und im August 2020 eine tiefe Bodenbearbeitung bis ca. 40 cm durchgeführt. Auch hier spiegelt sich die Bodenbearbeitung in der Verteilung der Humusgehalte wider (Abbildung 36).

Auch in Hirschberg lässt sich die Hypothese, dass die Humusgehalte bei regenerativer Bewirtschaftung pro Jahr um 0,1 bis 0,3 % absolut zunehmen sollen, nicht bestätigen. Die Humusgehalte schwanken von Jahr zu Jahr, und nehmen in der Tendenz sogar eher ab.

Vergleicht man mit allen Vorbehalten die beiden Flächenpaare, so weisen sowohl Humusgehalte, als auch Humusvorräte (Tabelle 42) in dieselbe Richtung: Deutlich mehr Humus in allen Jahren und fast allen Tiefen auf den regenerativ bewirtschafteten Flächen „Weg Ost“, gleiche bis ähnliche Humusgehalte und –vorräte auf den Flächen „Weg West“.

### 5.3.5 VERGLEICH DER MIKROBIELLEN BIOMASSE ZWISCHEN KONVENTIONELLER UND REGENERATIVER BEWIRTSCHAFTUNG AUF STANDORTEN IM KRAICHTAL

Die mikrobielle Biomasse ist darauf angewiesen, dass ihr Substrat („Futter“) in Form von organischer Substanz zugeführt wird, insofern gehen die Werte häufig in etwa parallel mit dem Humus-Gehalt. Das ist auch in Kraichtal so, besonders gut zu erkennen in Gochsheim (vergleiche Abbildung 35 mit Abbildung 40). Auf diesem Standort folgt die mikrobielle Biomasse dem Verlauf der Humusgehalte ziemlich eng. Vor allem am Standort Oberacker, oberer Hang, ist das nicht immer so. Die mikrobielle Biomasse folgt hier dem im Verlauf der Jahre eher abnehmenden Trend im C<sub>org</sub>-Gehalt nicht. Auf dem konventionell bewirtschafteten Hang wird sogar im Lauf der Zeit mikrobielle Biomasse aufgebaut (Abbildung 38).

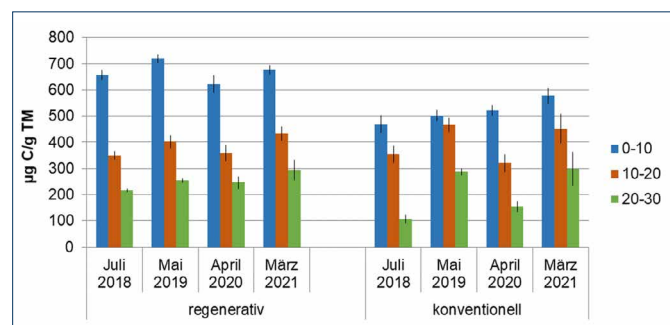


Abbildung 38: Vergleich der Entwicklung der Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff (C<sub>mic</sub>) während der Erhebungsdauer im Vergleich eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Schlages in Kraichtal-Oberacker, oberer Hang.

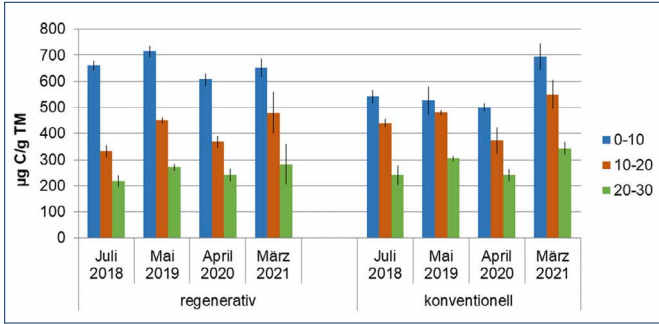


Abbildung 39: Entwicklung des mikrobiellen Kohlenstoffs ( $C_{mic}$ ) während der Erhebungsdauer im Vergleich eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Feldes in Kraichtal-Oberacker, unterer Hang.

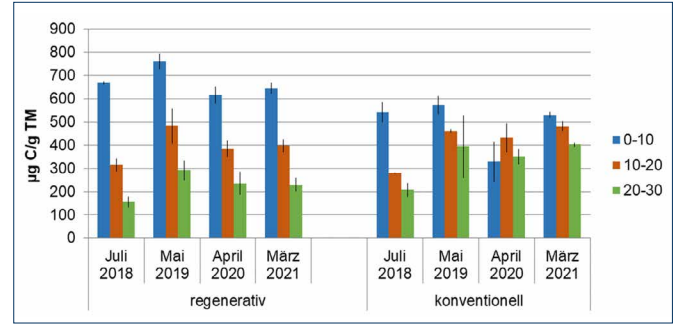


Abbildung 40: Entwicklung des mikrobiellen Kohlenstoffs ( $C_{mic}$ ) während der Erhebungsdauer im Vergleich eines regenerativ und eines konventionell bewirtschafteten Schlages in Kraichtal-Gochsheim.

Im Vergleich konventionell versus regenerativ bewirtschafteter Böden zeigt sich, dass die regenerative Wirtschaftsweise in den oberen 10 cm auf allen drei Standorten und in fast allen Jahren mehr mikrobielle Biomasse aufwies als die konventionelle Vergleichsfläche (Abbildung 38 bis Abbildung 40).

Der Unterschied war schon zu Beginn der Messungen feststellbar (Tabelle 43). In tieferen Bodenschichten ist das nicht so. Hier sind lediglich auf dem Standort Oberacker, oberer Hang, im regenerativ bewirtschafteten Boden in 20–30 cm Tiefe an zwei Jahren höhere  $C_{mic}$ -Gehalte gemessen worden. Dafür zeigen die Flächen unter konventioneller Bewirtschaftung in 10–30 cm Tiefe eine höhere mikrobielle Biomasse, am Standort Oberacker (oben und unten) vor allem im Jahr 2019, in Gochsheim in den Jahren 2020 und 2021.

Oft ist die mikrobielle Biomasse eng mit dem Gehalt an  $C_{org}$ /Humus korreliert (Wardle, 1992). Um zu untersuchen, ob die mikrobielle Biomasse durch die Bewirtschaftung spezifisch gefördert wird, kann sie auf den Gehalt an  $C_{org}$  bezogen werden. In diesen Untersuchungen wurden die  $C_{org}$ -Gehalte und die Gehalte an mikrobieller Biomasse aus denselben Bodenproben bestimmt. Daher können sie miteinander in Beziehung gesetzt werden und ermöglichen auch für diesen abgeleiteten Parameter drei Wiederholungen.

Wird der Gehalt an mikrobieller Biomasse, hier mikrobiellem Kohlenstoff, ins Verhältnis zum Gehalt an organischer Substanz gesetzt, wird erkennbar, dass auf den regenerativ bewirtschafteten Flächen häufiger proportional mehr  $C_{mic}$  unter dem  $C_{org}$  zu finden ist (10-mal über alle Standorte, Jahre und Tiefen gegenüber 3-mal bei konventionell)

**TABELLE 43: STATISTISCHE KENNZAHLEN (P) DES ZWEISEITIGEN T-TESTS IM PAARWEISEN VERGLEICH REGENERATIV ZU KONVENTIONELL BEWIRTSCHAFTETEN FELDERN IM KRAICHTAL FÜR DIE DATEN DER MIKROBIELLEN BIOMASSE ( $C_{mic}$ ) ( $P < 0,05$ ).**

Standort	Tiefenstufe (cm)	2018	2019	2020	2021
Oberacker oben	0–10	0,001*	0,000*	0,010*	0,008*
	10–20	0,873	0,038#	0,193	0,640
	20–30	0,001*	0,021#	0,007*	0,915
Oberacker unten	0–10	0,002*	0,004*	0,002*	0,277
	10–20	0,003#	0,024#	0,854	0,269
	20–30	0,406	0,021#	0,984	0,221
Gochsheim	0–10	0,007*	0,003*	0,006*	0,002*
	10–20	0,093	0,638	0,306	0,013#
	20–30	0,065	0,278	0,026#	0,001#

\* der regenerativ wirtschaftende Betrieb wies einen höheren  $C_{mic}$ -Gehalt auf;

# der konventionell arbeitende Betrieb wies einen höheren Wert an  $C_{mic}$  auf.

**TABELLE 44:  $C_{mic}/C_{org}$ -VERHÄLTNIS IN DEN REGENERATIV UND KONVENTIONELL BEWIRTSCHAFTETEN BÖDEN DES SYSTEMVERGLEICHS IN KRAICHTAL IM VERLAUF DER VERSUCHSJAHRE. ANGABEN IN (mg  $C_{mic}$ /g  $C_{org}$ ).**

In der statistischen Prüfung mittels t-Test (paarweiser Vergleich regenerativ zu konventionell) signifikante Unterschiede sind beim höheren Wert mit \* markiert ( $p < 0,05$ ).

Jahr	Bewirtschaftung	Bodentiefe (cm)	Oberacker oben	Oberacker unten	Gochsheim
2018	regenerativ	0–10	41*	40*	41*
		10–20	28	26	25
		20–30	22*	21	18
	konventionell	0–10	35	33	36
		10–20	27	28	23
		20–30	14	21	20
2019	regenerativ	0–10	53*	50*	49
		10–20	42	43*	39
		20–30	35	37*	33
	konventionell	0–10	47	40	43
		10–20	45	38	37
		20–30	42*	32	38
2020	regenerativ	0–10	44	43*	43
		10–20	38	38	41
		20–30	33	33*	34
	konventionell	0–10	50*	37	32
		10–20	38	34	40
		20–30	40	29	40
2021	regenerativ	0–10	51	49	50
		10–20	44	43	42
		20–30	43	36	37
	konventionell	0–10	53	50	51
		10–20	49*	45	46
		20–30	50	40	43

(Tabelle 44). Im Fall des Bodens „Oberacker unten“ 2019 in 10–30 cm Tiefe ist es sogar so, dass zwar die Gehalte an  $C_{mic}$  in konventioneller Bewirtschaftung höher waren, der Anteil von  $C_{mic}$  an  $C_{org}$  jedoch höher unter regenerativer Bewirtschaftung.

Werte für mikrobiellen Stickstoff ( $N_{mic}$ ) liegen ebenfalls vor. Sie laufen in der Regel parallel mit den  $C_{mic}$ -Werten (nicht dargestellt).

### 5.3.6 EINFLUSS AUF DIE NUTZBARE FELDKAPAZITÄT DES BODENS

Die nutzbare Feldkapazität im Vergleich der Bewirtschaftungsformen weist auf den Standorten in Kraichtal teils hö-

here Werte für die konventionell bewirtschafteten Flächen aus (Abbildung 41). Für die Einordnung dieser Ergebnisse ist zu erwähnen, dass zum Zeitpunkt der Probenahme auf den regenerativ bewirtschafteten Flächen bereits Sommergerste stand, auf der konventionellen Fläche stand noch Brache vor Sonnenblumen, die Saatbettbereitung war noch nicht erfolgt. Zudem wies die konventionell bewirtschaftete Fläche am Standort Gochsheim etwas höhere Tonanteile auf.

Am Standort Hirschberg wurden keine Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen festgestellt (Abbildung 42).



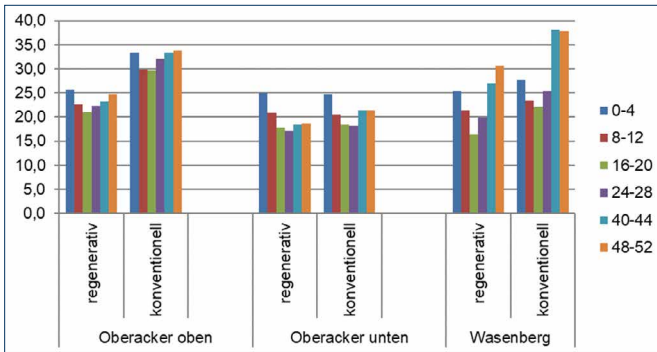


Abbildung 41: Vergleich der nutzbaren Feldkapazität (%) zwischen regenerativer und konventioneller Landwirtschaft in verschiedenen Bodentiefen (cm) auf drei Standorten im Kraichtal im Jahr 2019.

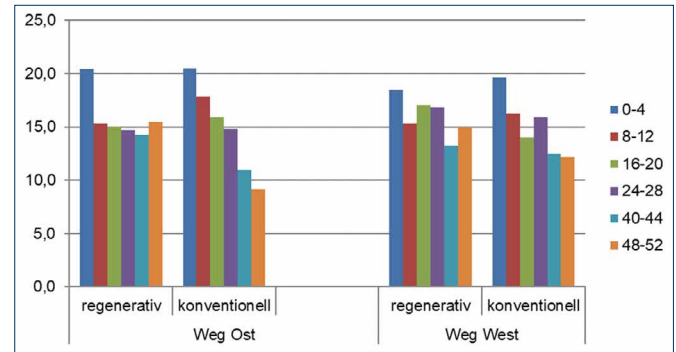


Abbildung 42: Vergleich der nutzbaren Feldkapazität (%) zwischen regenerativer und konventioneller Landwirtschaft in verschiedenen Bodentiefen (cm) auf zwei Standorten in Hirschberg im Jahr 2019.

## 5.4 Diskussion

Die von den Spezialberatern der „regenerativen Landwirtschaft“ Näser und Wenz in Aussicht gestellte Steigerung der  $C_{\text{org}}$ - bzw. Humusgehalte wurde im Laufe von vier Jahren weder in Kraichtal, noch in Hirschberg gemessen. Die Humusgehalte zeigten die bei langjährigen Messungen durchaus üblichen Schwankungen zwischen den Jahren (Gubler et al., 2019; Nerger et al., 2020; Körschens, 2021), bedingt durch Witterung, Kultur, unvermeidbare Heterogenitäten des  $C_{\text{org}}$ -Gehaltes im Feld und unvermeidbare Messungenauigkeiten wie z. B. durch kleinste Pflanzenreste in den Bodenproben, die trotz sorgfältiger Auslese und Siebung nie ganz vermieden werden können und ebenfalls Variabilität hineinbringen. Bei Untersuchungen zum  $C_{\text{org}}$ -Gehalt des Bodens spielt immer eine Variabilität bei Probenahme und Analytik eine wichtige Rolle (Wiesmeier et al., 2020). Dazu ein Rechenbeispiel: Bereits bei einer niedrigen analytischen Messunsicherheit von  $\pm 0,1$  %  $C_{\text{org}}$  müssen in einem Ackerboden mit einer Lagerungsdichte von  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$  in 0–30 cm Tiefe mindestens  $4,2 \text{ Mg } C_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  akkumuliert werden, damit eine Humusmehrung aus der Schwankungsbreite eindeutig identifiziert werden kann. Das ist eine optimistische Rechnung: Für die  $C_{\text{org}}$ -Bestimmung mittels C-Analysator lautet die Formel zur Berechnung der erweiterten Messunsicherheit:  $U_{\text{erweitert}} = 2(0,05 + 0,0641 \times C)$ , d. h. bei einem  $C_{\text{org}}$ -Gehalt von 1,0 % wäre die erweiterte Messunsicherheit 0,23 % und bei 3,0 % C läge sie bei 0,48 % (VDLUFA-Methodenbuch Bd. I „Die Untersuchung von Böden“, Anhang E 5). Laut Regelkarten der LTZ-Referenzböden liegt derzeit die erweiterte Messunsicherheit bei 0,1 % beim Referenzboden mit 0,95 %

$C_{\text{org}}$  und bei 0,2 % beim Referenzboden mit 3,3 %  $C_{\text{org}}$ . Daher könnte ein  $C_{\text{org}}$ -Trend erst nach einer deutlichen Veränderung mit hinreichender Sicherheit erkannt werden. Darüber hinaus kann der Klimawandel den Anstrengungen zur Humusmehrung zuwiderlaufen. Den meisten Studien zufolge – ob auf Grundlage statistischer Regressionsverfahren oder dynamischer Kohlenstoffmodelle – wird die höhere Lufttemperatur die Umsetzung der organischen Substanz im Boden ankurbeln und damit den Humusgehalt absenken (Waldmann und Weinzierl, 2014; Wiesmeier et al., 2016). Wenn die Berechnungen zutreffen, dann wird es in Zukunft schon ein Erfolg sein, wenn die Humusgehalte stabil gehalten werden können. Eine Steigerung hingegen wird sehr schwer, ja unrealistisch (Riggers et al., 2021).

Beim Vergleich konventionelle versus regenerative Wirtschaftsweise in Kraichtal muss beachtet werden, dass auch der konventionelle Betrieb eine abwechslungsreiche Fruchtfolge vorweist, die Erntereste in der Regel auf dem Feld lässt und auf Zwischenfrüchte vor Sommerungen setzt, wenn auch nicht auf zwei aufeinanderfolgende Zwischenfrüchte. Insofern werden die wichtigsten humusmehrenden Maßnahmen von beiden Betrieben durchgeführt. Ob die anderen Maßnahmen, die die „regenerative Landwirtschaft“ kennzeichnen (Düngung nach Albrecht/Kinsey, Komposttee, konsequenter Zwischenfruchtanbau kombiniert mit einer sogenannten „Flächenrotte“ und dem Einsatz von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ zur sogenannten „Rottelenkung“) humuswirksam sind, ist fraglich; zumindest sind sie es nicht kurzfristig. In Hirschberg ist es ähnlich, lediglich die Fruchtfolge des konventionellen Betriebes ist enger.

Die regenerativ bewirtschafteten Böden in Kraichtal haben auf allen drei Standorten in den oberen 10 cm mehr Humus als die konventionell bewirtschafteten. Besonders deutlich ist dies in Oberacker, oberer Hang. Allerdings war der Unterschied bereits am Anfang festzustellen, nach kaum einem Jahr regenerativer Wirtschaftsweise, so dass der höhere Gehalt sich entweder sehr rasch nach Umstellung auf regenerative Bewirtschaftung auf ein neues Niveau des Fließgleichgewichts eingestellt hat, oder die Unterschiede sind anderen Ursachen zuzuschreiben (Vorbewirtschaftung, Standortfaktoren). Auf den anderen beiden Standorten in Kraichtal war der Humusgehalt immerhin in zwei von vier Jahren im obersten untersuchten Horizont regenerativ höher als konventionell. In Anbetracht dessen, dass der regenerativ wirtschaftende Betrieb die humuszehrende Zuckerrübe in der Fruchtfolge hat (z. B. 2014, 2017, 2020 teilweise), der konventionelle Betrieb hingegen nicht, ist dies insgesamt durchaus als Erfolg zu werten.

Am Standort Oberacker, oberer Hang, wirkten sich die unterschiedlichen Humusgehalte auch auf den Vorrat an  $C_{org}$ /Humus aus: Er war regenerativ deutlich höher als bei konventionell. Da dies bereits 2019 der Fall war, und zwar in allen Bodentiefen, ist der Unterschied vermutlich nicht auf die regenerative Bewirtschaftung zurückzuführen, sondern auf von vornherein vorhandene Bodenunterschiede oder aber auf eine frühere, möglicherweise längerfristige andere Bewirtschaftung. Wäre die Aggregatstabilität im Oberhang regenerativ durchgehend höher, könnte auf eine verringerte Erosion geschlossen werden, zumal im Unterhang des Standorts Oberacker bei regenerativer Bewirtschaftung niedrigere Humusgehalte (tiefer als 10 cm) gefunden wurden. Eine höhere Stabilität ließ sich aber nicht in allen Jahren und nicht signifikant nachweisen. Zudem würden sich Unterschiede der Bewirtschaftung zwischen Unter- und Oberhang, die die Erosion beeinflussen, wohl erst im Laufe mehrerer Jahrzehnte analytisch im Gehalt an Humus des Oberbodens manifestieren.

An den Standorten Oberacker Unterhang und Gochsheim glichen sich höhere Gehalte im oberen Horizont für regenerativ mit niedrigeren Gehalten in tieferen Horizonten aus, so dass insgesamt die Humusvorräte gleich sind. Die etwas höheren Vorräte auf der konventionellen Seite

sollten keinesfalls überinterpretiert werden, zu hoch sind z. B. Schwankungen und Messungenauigkeiten. Hier wäre es interessant, die Bodenbearbeitung genau miteinander zu vergleichen. Unter Umständen ist die Bearbeitungstiefe bei den Betrieben nicht gleich. Feldbeobachtung und Schlagkarteien (soweit zugänglich) weisen darauf hin, dass der regenerative Betrieb flacher bearbeitet: ca. 7 cm gegenüber 10–15 cm beim konventionellen.

In Hirschberg kann eine klare Unterscheidung zwischen den Flächenpaaren „Weg Ost“ und „Weg West“ getroffen werden. Auf den Flächen westlich des Zufahrtsweges waren bei regenerativ und konventionell gleiche bis ähnliche Humusgehalte und -vorräte zu finden. Auf den hinsichtlich der Bodenverhältnisse und Bewirtschaftungsgeschichte sehr unterschiedlichen Böden östlich des Zufahrtsweges hatten die regenerativ bewirtschafteten Böden höhere Humusgehalte und auch höhere Humusvorräte (2019) aufzuweisen. Wie bereits berichtet, spielt hierbei nicht nur die regenerative Wirtschaftsweise eine Rolle, sondern auch der höhere Tongehalt, die langjährige Düngung mit Hühner-Trockenkot und die Umstellung auf ökologischen Landbau inklusive einer vielfältigeren Fruchtfolge mit höherem Leguminosenanteil. Insofern sind die beiden Böden nicht miteinander vergleichbar.

Insgesamt sind die geringen Effekte der regenerativen Bewirtschaftung auf die Bodenhumusgehalte aus wissenschaftlicher Sicht nicht überraschend, und decken sich mit neueren Erhebungen von Daverkosen et al. (2022) aus einer systematischen Praxisstudie aus Schweden. Es liegen zahlreiche Belege in der Wissenschaft vor, dass die Bodenhumusgehalte zuvorderst von den Tongehalten und den hydrologischen Bedingungen auf dem jeweiligen Standort abhängig sind, der Bewirtschaftungseinfluss hingegen eher gering ist (Kolbe und Zimmer, 2015; Waldmann und Weinzierl, 2014). Auf Basis des eingangs vorgenommenen Rechenbeispiels kann auch erläutert werden, wie unrealistisch eine jährliche Humusanreicherung von 0,1 bis 0,3 % ist (umgerechnet 0,058 bis 0,17 %  $C_{org}$ ). Der jährliche C-Input im konventionellen Ackerbau beträgt knapp 4  $Mg\ ha^{-1}$  (Jacobs et al., 2018). Ein Anstieg von 0,1 %  $C_{org}$  entspricht einer Erhöhung von 4,2  $Mg\ ha^{-1}$  (siehe oben), dies entspricht also etwa den durchschnittlichen jährli-

chen  $C_{\text{org}}$ -Einträgen in den Boden. Die durchschnittliche Humifizierungsrate von organischen Reststoffen dürfte bei etwa 10 % liegen (Campbell et al., 1991; Poeplau et al., 2015), bei Wurzeln ist sie deutlich höher (Jacobs et al., 2018). Zugleich entspricht bei einem  $C_{\text{org}}/N$ -Verhältnis im Boden von 10:1 eine Akkumulation von  $4,2 \text{ Mg ha}^{-1} C_{\text{org}}$  einer Anreicherung von ca.  $420 \text{ kg N ha}^{-1}$ , so hoch müsste also die N-Überschuss sein, um eine solche Akkumulation zu ermöglichen.

Die Vorstellung, dass sogenannte „effektive Mikroorganismen“ oder Komposttee die Umsetzungen im Boden so verändern, dass – wie oben ausgeführt – die gesamte zugeführte organische Masse in Humus umgewandelt werden müsste, ist aus wissenschaftlicher Sicht nicht nachvollziehbar und völlig unrealistisch. Dagegen spricht auch die festgestellte höhere biologische Aktivität im Boden.

Diese Vorstellungen entspringen z. T. wahrscheinlich auch einer veralteten Vorstellung über die humusbildenden Prozesse im Boden. Die Initiatoren der „regenerativen Landwirtschaft“ und viele andere Stakeholder in der Landwirtschaft gehen davon aus, dass im Boden biologische, physikalische und chemische Umwandlungsprozesse abgestorbenes Pflanzenmaterial in sehr abbaustabile, organische Verbindungen (Huminstoffe) durch Neosynthese umwandeln, die in der Lage sind, enge Verbindungen mit Bodenmineralien einzugehen (Lehmann und Kleber, 2015; Näser, 2020). Dies gründet daher, dass frühe Forschungsarbeiten, die auf einer Extraktionsmethode basierten, davon ausgingen, dass ein „Humifizierungsprozess“ aus abgestorbener Pflanzenbiomasse große „Huminstoffe“ erzeugt, die den Großteil des „Humus“ im Boden ausmachen (Brady und Weil, 2008; Tan, 2014). Die Gesamtheit der unterstellten Umwandlungsprozesse ist unter dem Begriff „Humifizierung“ bekannt und wird auch als „Synthesekonzept für die Entstehung von Huminstoffen“ oder „Sekundärsynthese von Huminstoffen“ bezeichnet (u. a. Stevenson, 1994; Burdon, 2001; Hayes et al., 1990; Guggenberger, 2005). Diese „Huminstoffe“ wurden jedoch bisher mit modernen Analysemethoden nicht nachgewiesen (Lehmann und Kleber, 2015). Ein weiterer zentraler Kritikpunkt an der Theorie der „Huminstoffbildung“ besteht darin, dass diese „Sekundärsynthese von Huminstoffen“

Energieinvestitionen erfordern würde, für die es bisher keine thermodynamische Begründung gibt (Burdon, 2001; Kleber und Lindsley, 2022). Die Mikroorganismen müssten also Energie investieren, statt aus dem Prozess Energie für den eigenen Stoffwechsel zu beziehen. Dieser Mangel an Beweisen bedeutet, dass die „Humifizierungstheorie“ in der Wissenschaft in Frage gestellt wird (Lehmann und Kleber, 2015).

Dem stehen zwei oder drei neuere Theorien der Humusbildung im Boden gegenüber (z. B. die „selektive Konservierung“ besonders abbaustabiler Verbindungen (Lehmann und Kleber, 2015; von Lützow et al., 2006), der „progressive Abbau“, wonach die organische Substanz im Boden aus einer Vielfalt von organischen Fragmenten und mikrobiellen Produkten unterschiedlicher Größe und verschiedener Stadien des Abbaus besteht (Trumbore, 1997; Cotrufo et al., 2013), oder dem „Modell des Bodenkontinuums“, wonach die organische Substanz im Boden das gesamte Kontinuum aus noch nicht abgebauten, „intakten“ organischen Reststoffen bis hin zu weitgehend oxidierten Kohlenstoff- und Karbonsäureverbindungen umfasst (Trumbore, 1997; Lehmann und Kleber, 2015). Alle drei neueren Modelle gehen davon aus, dass die Fragmente von Pflanzen und Bodenfauna bereits zu Beginn der Zersetzung in kleine Teile zerlegt werden (Jenkinson und Rayner, 1977; Lehmann und Kleber, 2015), u. a. unter Beteiligung von sogenannten Exo-Enzymen, denn sie müssen auf eine Größe  $< 600$  Dalton abgebaut werden, bevor sie aktiv durch die Zellwände und Membrane von Mikroorganismen transportiert werden können (Weiss et al., 1991; Hedges und Oades, 1997; Baldock und Nelson, 1999; Essington, 2004). Somit besteht in einem umsatzaktiven Boden zu jedem Zeitpunkt ein Kontinuum aus vielen verschiedenen organischen Verbindungen, die sich in verschiedenen Stadien des Zerfalls befinden (Bosatta und Agren, 1991) und sich auf einem thermodynamischen Gradienten von großen und energiereichen Verbindungen zu kleineren energiearmen Verbindungen bewegen (Essington, 2004; Hedges et al., 2000).

Die neuen Theorien bieten eine vollständige Erklärung der Eigenschaften organischer Stoffe, wie sie von modernen spektroskopischen Techniken beobachtet werden, ohne

sich auf „Humifizierungsprozesse“ oder „Huminstoffe“ zu berufen (Kelleher und Simpson, 2006; Gillespie et al., 2011; Mylotte et al., 2015; Lehmann et al., 2008). Sie erklärt auch, wieso in Mineralböden die Humusgehalte weitgehend von den Tongehalten des Bodens abhängig sind. Tonpartikel und daraus erzeugte Aggregate schützen zugeführte organische Substanz durch Abschirmung physikalisch vor dem Abbau (z. B. Wang et al., 2003; Rowley et al., 2018). Je mehr organische Substanz zugeführt wird, desto höher ist auch der Anteil, der entsprechend im Boden abgebaut wird, weil er keine Abschirmung findet, sich die organische Masse also nicht vor den Bodenmikroorganismen „verstecken“ kann.

Die höhere Zufuhr an organischer Masse und der damit einhergehende stärkere Abbau der zugeführten Organik erklärt auch Unterschiede in der mikrobiellen Aktivität im Boden. Die mikrobielle Biomasse (in Form von  $C_{mic}$ ) war in den oberen 10 cm der regenerativ bewirtschafteten Böden in Kraichtal in 11 von 12 Standortsjahren (3 Standorte x 4 Jahre) gegenüber konventionell bewirtschafteten Böden erhöht. Dies war zum Teil auch dann der Fall, wenn der  $C_{org}$ - bzw. der Humusgehalt nicht höher war. Die Aktivierung des Bodenlebens ist im Gegensatz zum  $C_{org}$ - bzw. der Humusgehalt auch kurzfristig durch Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflussbar und auch messbar, wie die vorliegenden Untersuchungen oder auch die Erhebungen von Daverkosen et al. (2022) zeigen. Zugleich findet der Prozess des Anstieges ganz offensichtlich unmittelbar statt, und es ist kein Prozess eines kontinuierlichen Anstieges über einen Zeitraum von mehreren Jahren, wie in der Praxis teilweise behauptet wird (z. B. Näser, 2020). Dass regenerativ bewirtschaftete Flächen nicht generell mehr  $C_{mic}$  im Boden haben, zeigte sich jedoch in den Bodentiefen 10–20 und 20–30 cm. In 8 von 10 signifikanten Unterschieden war es der konventionell bewirtschaftete Boden, der die höheren  $C_{mic}$ -Werte aufwies, z. T. auch obwohl gar keine höheren Humuswerte vorlagen. Das Verhältnis von  $C_{mic}$  zu  $C_{org}$  lieferte allerdings in manchen Fällen Hinweise darauf, dass bei der regenerativen Variante die mikrobielle Biomasse den größeren Anteil am  $C_{org}$ -Gehalt trotz höheren absoluten  $C_{mic}$ -Gehalts bei konventioneller Bewirtschaftung einnahm. Das heißt, das mikrobielle Leben wurde etwas stärker gefördert als die Humusgehalte, besonders in den oberen Zentimetern des Bodens. Dies könnte auch dahin-

gehend gedeutet werden, dass parallel zur erhöhten Zufuhr an organischer Masse auf den regenerativen Flächen auch ein überproportional stärkerer Humusabbau stattfindet, da mehr mikrobielle Biomasse auch einen höheren Bedarf an Substrat zur Aufrechterhaltung der Lebensfunktionen des Bodenmikrobioms bedeutet, sodass sich beide Effekte teilweise ausgleichen.

Die durchschnittlich höhere Aggregatstabilität auf den regenerativ bewirtschafteten Flächen stimmt mit den Ergebnissen der Erhebungen von Daverkosen et al. (2022) überein, und kann der konsequenten Gründüngung zugeschrieben werden, ein Effekt anderer Maßnahmen wie z. B. eine Düngung nach dem Albrecht-System kann ausgeschlossen werden (Kapitel 2.2.4). Gründüngung bzw. Zwischenfruchtanbau fördern eine Stabilisierung der Poren über Winter durch die Wurzeln (Bodner et al., 2008). Außerdem wird eine Erhöhung der Aggregatstabilität bei gleichzeitig geringerer Verschlammungsneigung durch physikalische Abschirmung der Bodenoberfläche und zugleich verbesserte Bodenstruktur bewirkt (Folorunso et al., 1992; Hermawan und Bomke, 1997; Thorup-Kristensen et al., 2003). Allerdings zeigen die starken Jahresschwankungen und der häufige Wechsel der höheren Aggregatstabilität zwischen den jeweiligen Vergleichspaaren, dass die Wirkungen des Zwischenfruchtanbaus rasch wieder vergehen und teilweise durch Fruchtfolge oder andere Faktoren überlagert werden. Es ist z. B. bekannt, dass die Wirkungen der Fruchtfolge und damit auch des Zwischenfruchtanbaus durch Frost-Tau- oder Feucht-Trocken-Zyklen überlagert werden (Logsdon et al., 1993; Bodner et al., 2013). Daher kann geschlossen werden, dass die insgesamt etwas höhere Aggregatstabilität auf den regenerativen Flächen kausal mit dem konsequenten Zwischenfruchtanbau in Zusammenhang steht. Wahrscheinlich kommen aber auch noch weitere indirekte kausale Ursachen hinzu, wie eine stärkere Gewichtung von Bodenschutz bei der Entscheidung über Bewirtschaftungsmaßnahmen, die sich potenziell negativ auf die Aggregatstabilität des Bodens auswirken können. Im Hinblick auf die Aggregatstabilität setzen somit regenerativ wirtschaftende Betriebe wahrscheinlich die üblichen Beratungsempfehlungen für einen besseren Bodenschutz viel konsequenter um als der Durchschnitt der landwirtschaftlichen Betriebe. Dies gilt es auch zu

würdigen. Zugleich ist und bleibt es eine Herausforderung, eine angemessene kausale Zuordnung der festgestellten Effekte zu treffen.

Die Messungen der nutzbaren Feldkapazität zeigen, dass die Effekte der regenerativen Bewirtschaftung auf den Wasserhaushalt viel geringer sind, als von den Befürwortern häufig postuliert. Zwar ist gut belegt, dass Zwischenfruchtanbau eine Verringerung des Oberflächenabflusses um 40–100 % und eine damit einhergehende Erhöhung der Infiltration bewirkt (Dexter et al., 2001; Blanco-Canqui et al., 2015). Insbesondere spät umgebrochene Winterzwischenfrüchte gehen aber zugleich mit einem erheblichen Wasserverbrauch einher (Campbell et al., 1984; Basche et al., 2016), sodass hier teils erhebliche Zielkonflikte zwischen Wasserverbrauch und Bodenschutz zu beachten sind, die einer sorgfältiger Abwägung bei Bewirtschaftungsentscheidungen bedürfen, auch im Kontext der insgesamt zu erwartenden Niederschläge. Auch wird der Einfluss einer gezielten Humuswirtschaft auf den Wasserhaushalt des Bodens häufig überschätzt. Innerhalb des ackerbaulich beeinflussbaren Bereichs sind die Effekte ( $< 1$  mm bei einem täglichen Verbrauch von 5 bis 8 mm) vernachlässigbar (Olness und Archer, 2005; Libohova et al., 2018; Minasny und McBratney, 2018; Möller, 2020). Dieser Befund steht in einem gewissen Widerspruch zu den Ergebnissen der Studie von Daverkosen et al. (2022) wonach Flächen von regenerativ wirtschaftenden Öko-Gemüsegeheimnissen eine höhere Infiltrabilität als konventionell bewirtschaftete Ackerflächen vorweisen. Allerdings sind Vergleiche der Eigenschaften von Ackerflächen mit denen von Gemüsebauflächen stets problematisch, u. a. weil auf Gemüsebauflächen teilweise erhebliche Mengen an  $C_{org}$  in Form von Topfsubstraten gelangen, sodass kausale Zuordnungen sehr schwierig werden. Dies ist auch eine wesentliche Schwäche der Studie von Daverkosen et al. (2022).



Probenahme zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse

Foto: Dr. Holger Flaig/LTZ

## 6 Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen

Zusammengefasst nach dem Untersuchungsbericht von Schulz und Schloter (2020)

### 6.1 Einfluss von Zwischenfruchtanbau und dem Einsatz sogenannter „effektiver Mikroorganismen“ auf das Bodenmikrobiom

#### 6.1.1 GRUNDLAGEN DER DURCHGEFÜHRTEN MOLEKULARGENETISCHEN UNTERSUCHUNGEN DES BODEN-MIKROBIOMS

Die Zusammensetzung des Mikrobioms wurde über zwei Ansätze untersucht. Der erste Ansatz nutzt die Amplifizierung der 16S-rRNA-Gene von Bakterien und Archaeen und ermöglicht die Identifizierung, Klassifizierung und semi-quantitative Mengenbestimmung der im Boden vorhandenen Bakterien und Archaeen durch Amplikonsequenzierung und Auswertung. Die Identifizierung erfolgt durch Vergleich der Sequenzen mit Referenzdatenbanken und ist je nach Taxon auf Art-, Gattungs- oder Familienniveau möglich. Damit lassen sich im Prinzip auch als potenziell nützlich bzw. pathogen bekannte Taxa erfassen. Die Vielfalt der Pilze wird analog über die Vermehrung und Sequenzierung der ITS-Region untersucht, welche eine nicht-kodierende Region zwischen den ribosomalen Genen ist. Mit diesen

beiden Verfahren wurden alle Bodenproben der Parzellen der On-Farm-Versuche analysiert.

Mit dem zweiten, aufwändigeren Ansatz der Metagenomanalyse wird kein taxonomischer Genmarker gezielt amplifiziert, sondern die DNA aller in der Probe vorhandenen Genome sequenziert. Die Methode ist primerunabhängig und damit hinsichtlich der Organismenfülle weniger eingeschränkt. Sie ermöglicht eine detaillierte Beurteilung von Mikroorganismen über die taxonomische Zuordnung hinaus, so z. B. auch die Identifizierung von ausgewählten Prozessen. Aufgrund des Aufwands wurde diese Analyse auf Grundlage der 16s-rRNA- und ITS-Amplikon-Ergebnisse auf besonders interessante Proben beschränkt. In Absprache zwischen LTZ Augustenberg und Helmholtz Zentrum München, COMI, wurde nicht wie ursprünglich geplant die Rhizosphäre von Mais näher untersucht, sondern der Boden selbst („bulk soil“), und zwar in den Proben, bei denen sich die größten Unterschiede in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft bei den Amplikon-Analysen fanden.

#### 6.1.2 MATERIAL UND METHODEN

##### Probenahme

Für die Analyse der Bodenparameter, der mikrobiellen Biomasse des Bodens und der molekulargenetischen Untersuchungen im Flächenrotte-Versuch wurden alle sieben Varianten in Kraichtal-Gochsheim und alle neun Varianten

**TABELLE 45: ZEITPUNKTE DER BODENPROBENAHME FÜR DIE MIKROBIOLOGISCHEN UNTERSUCHUNGEN ZUR FLÄCHENROTTE**

Probenahmezeitpunkt / Standort	Graben-Neudorf	Kraichtal
<b>T1: Beginn Versuch nach Ernte Winterweizen</b>	17.07.2018	31.07.2018
<b>T2: vor Flächenrotte der zweiten ZWF</b>	08.04.2019	08.04.2019
<b>T3: nach Flächenrotte der zweiten ZWF</b>	25.04.2019	24.04.2019
<b>T4: Rhizosphäre im Maiswachstum</b>	19.07.2019	05.09.2019 *
<b>T5: Nach Ernte des Körnermais</b>	05.11.2019	20.11.2019 *

\* Wegen starken Drahtwurmbefalls einiger Parzellen musste in Kraichtal der Mais im Juni 2019 neu ausgesät werden. Durch die unterschiedliche Entwicklung verschoben sich an diesem Standort die Probenahmezeitpunkte entsprechend nach hinten. Außerdem wurde bei der zweiten Aussaat Mais-Saatgut mit Mesurool-Beize (Wirkstoff Methiocarb) verwendet.

in Graben-Neudorf mit jeweils 3 Wiederholungen zu verschiedenen Zeiten beprobt. Die Probenahmeterminale sind in Tabelle 45 aufgelistet.

Pro Parzelle wurden mindestens sechs Einstiche mit dem Pürckhauer-Bohrstock vorgenommen und daraus eine Mischprobe gebildet. Die 3 Wiederholungen einer Variante wurden separat beprobt und der Analyse zugeführt. Da bei regenerativer Landwirtschaft der Boden konservierend und damit nur oberflächlich bearbeitet wird, wurden die Bodenproben nur aus der Bearbeitungstiefe gezogen, in diesem Fall 0–7 cm. Um etwaige Veränderungen der Mikroorganismen wenigstens ansatzweise auch in tieferen Bodenschichten zu erfassen, wurden im Juli 2018 und nach der Ernte 2019 auch Proben aus 7–20 cm und 20–30 cm gezogen. In diesen Tiefen wurden lediglich mikrobielle Biomasse, N-Mineralisierung,  $C_{org}$ /Humus, Nährstoffgehalte und pH-Wert untersucht.

An beiden Standorten wurden Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ 2018 im zweiten Jahr durchgeführt. Zuvor wurde an beiden Standorten im Herbst 2017 vor der Weizenaussaat zum ersten Mal eine Flächenrotte vorgenommen und der Weizen 2018 zweimal mit Komposttee behandelt. In Graben-Neudorf wurde zusätzlich auf Empfehlung des Beraterteams Näser/Wenz ein Präparat („HF Booster“) aus Zeolith/Leonardit ausgebracht, und zwar am 6.7.2018 in den Varianten 8 und 9 direkt auf die Stoppeln vor der Einarbeitung.

Zum Zeitpunkt der ersten Probenahme im Juli 2018 nach der Ernte des Winterweizens konnten die unterschiedlichen Behandlungen der Parzellen V1-V7 noch nicht greifen. Die erste Beprobung erfolgte als Bestandsaufnahme vor der

unterschiedlichen Behandlung der Parzellen, um bodenbedingte Unterschiede zu erfassen und zu dokumentieren, die bereits zu Beginn vorhanden waren. Es handelte sich sozusagen um den Startzustand mit Ausnahme der ersten regenerativen Maßnahmen 2017/18. Zu beachten ist allerdings, dass zwischen Ernte und unmittelbar danach stattfindender Stoppelbearbeitung und der Probenahme nur 14 Tage (Graben-Neudorf) bzw. elf Tage (Kraichtal) lagen. Die eigentlich gewünschte Ruhephase für den Boden war also kurz. Eine gewisse Beeinflussung der Ergebnisse durch Erntereste ist trotz sorgfältiger Siebung nicht auszuschließen.

Nach der Beprobung wurde die erste Zwischenfrucht („Dominanzgemenge“) eingesät. Geplant war ursprünglich, eine Probenahme in der ersten Zwischenfrucht vor der ersten Flächenrotte durchzuführen. Aufgrund des außergewöhnlich trocken-warmen Sommers 2018 entwickelten sich die ersten Zwischenfrüchte schlecht. Auf dem sandigen Boden in Graben-Neudorf war auf allen Parzellen so wenig Biomasse auf dem Feld, dass am 2.10.2018 direkt nach der Einarbeitung der spärlichen Reste der ersten Zwischenfrucht die zweite Zwischenfrucht („Wintergrün“) ohne die Applikation von „effektiven Mikroorganismen“ bzw. Melasse eingesät wurde. In Kraichtal hingegen waren nur die Parzellen ohne Einsaat der ersten Zwischenfrucht (V5, V6) nahezu unbedeckt. Insofern wurde reguläre Flächenrotte mit EM-Einsatz (V2, V9) bzw. Melasse (V3) durchgeführt und Ende September Wintergrün auf den dafür vorgesehenen Parzellen eingesät. Da in Graben-Neudorf auf eine Flächenrotte verzichtet wurde, erübrigte sich auch die Probenahme. Um den Beprobungstakt der Standorte gleich zu halten, wurde auch in Kraichtal-Gochsheim auf eine Beprobung verzichtet.

Zum Zeitpunkt der zweiten Probenahme Anfang April 2019 war in den entsprechenden Parzellen die Winterbegrünung noch vorhanden (die Ermittlung der Zwischenfruchtträge erfolgte wenige Tage zuvor auf anderen Teilflächen der Parzelle):

- Sommer- und Winter-ZWF, Winter-ZWF noch vorhanden: V1, V2, V3, [V8, V9].
- Nur Winter-ZWF, Winter-ZWF noch vorhanden: V5

Theoretisch sollte in den Parzellen V4 (ohne Einsaat Wintergrün), V6 (Selbstbegrünung) und V7 (abfrierend) im April keine oder höchstens wenig Biomasse vorhanden sein.

In Graben-Neudorf waren die Parzellen der Variante V7 jedoch fast vollständig mit Inkarnatklée aus der vorjährigen Untersaat überwachsen und wiesen sogar den höchsten Biomasseaufwuchs auf. Auch die Selbstbegrünung in V6 war noch vorhanden und wies Biomasse auf. Die Parzellen ohne Einsaat im Herbst (nur 1. ZWF; V4) waren fast vollständig mit Ackerfuchsschwanz bedeckt, allerdings mit geringer Biomasse. In Kraichtal hingegen wurden die theoretischen Erwartungen eher erfüllt; es waren nur die im Herbst bestellten Flächen bewachsen. Die Parzellen ohne aktive Herbstesaat (V4, V6) lagen vollständig brach. Auch die Parzellen der Varianten „abfrierend“ (V7) waren unbewachsen. Während in Graben-Neudorf also alle Parzellen Biomassematerial für die Rotte zur Verfügung hatten, war dies in Kraichtal nur bei V1, V2, V3 und V5 der Fall.

### Probenvorbehandlung und Analysen

Die detaillierte Analyse der mikrobiellen Lebensgemeinschaft im Boden wurde durch die Abteilung Comparative Microbiome Analyses (COMI) am Helmholtz Zentrum München durchgeführt. Die Proben für diese genetisch-molekularbiologischen Untersuchungen wurden sofort vor Ort auf  $\leq 2$  mm gesiebt, pro Bodenprobe zwei Teilproben in Kryo-Röhrchen verbracht und sofort auf Trockeneis tiefgekühlt. Die Kryo-Röhrchen waren steril, die Siebe und die Probeneimer wurden zwischen den verschiedenen Proben gereinigt und mit technischem Alkohol ausgerieben und desinfiziert. Das Handling erfolgte mit Einmal-Laborhandschuhen, die vor jeder neuen Variante gewechselt wurden. Die Proben für die genetisch-mole-

kularbiologischen Untersuchungen wurden auf Trockeneis ans COMI gebracht oder per Express versandt und dort bis zur Analyse gelagert.

Der Rest der gesiebten Proben aus 0–7 cm wurde in Plastikbeutel abgefüllt, gekühlt zum LTZ gebracht, für verschiedene Analysen geteilt und die Teilproben für die Bodenbiologie tiefgefroren. Die Proben aus 7–20 cm und 20–30 cm Bodentiefe wurden in Plastikbeutel abgefüllt, gekühlt an LTZ gebracht, dort auf  $\leq 2$  mm gesiebt, für verschiedene Analysen geteilt und die Teilproben für die Bodenbiologie für spätere Analysen tiefgefroren.

Die Proben aus der Rhizosphäre von Mais wurden gewonnen, indem pro Parzelle vier Maispflanzen so ausgegraben wurden, dass möglichst viel des Wurzelsystems mit anhaftendem Boden ausgehoben werden konnte. Rund um die Feinwurzeln wurden mit einer vorher per Abkochen sterilisierten Zahnbürste wurzelnahes Bodenmaterial abgestreift und in einer vorher mit Alkohol sterilisierten Schale aufgefangen. Vor jeder neuen Parzelle/Wiederholung wurden Zahnbürste und Schale gewechselt. Wie bei den anderen Bodenproben wurden pro Schale zwei Teilproben in Kryo-Röhrchen verbracht, auf Trockeneis gelagert und ans COMI verschickt.

Die Analyse der mikrobiellen Biomasse erfolgte mit der in Kapitel 5.2 beschriebenen Methode der Chloroform-Fumigation-Extraktion. Die Beschreibung der prokaryotischen Diversität erfolgte mit Hilfe molekularer, kultivierungsunabhängiger Methoden, sogenannter „Barcoding“ Verfahren. Hierfür wurde DNA aus den Bodenproben extrahiert und eine hypervariable Region des 16S-rRNA-Gens amplifiziert. Die verwendeten Primer basieren auf dem „Earth Microbiome Project“, welches die hypervariable Region V4 der 16S-rRNA als Target verwendet. Die entsprechenden Amplifikate wurden mittels Hochdurchsatzsequenzierung analysiert und die Daten bioinformatisch ausgewertet. Hierfür wurde das Tool „Qiime 2“ (<https://qiime2.org/>) verwendet (Schulz und Schloter, 2020).

Die metagenomischen Analysen sind PCR-unabhängig und erfassen die genetische Gesamtheit einer DNA-Probe. Für die taxonomische Klassifizierung wurde die NCBI-nr (NCBI non-redundant protein)-Datenbank verwendet



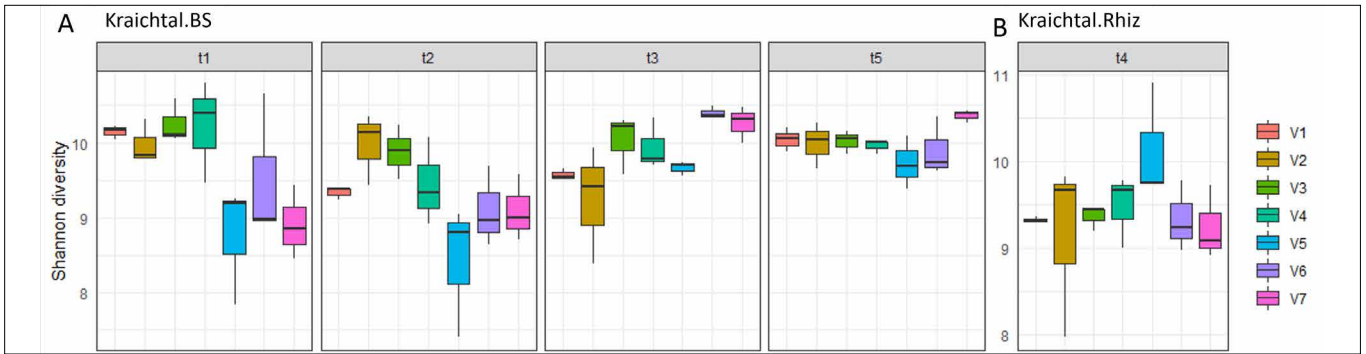


Abbildung 43: Boxplot des prokaryotischen Shannon Diversitätsindex für den Standort Kraichtal zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Ende November 2019 (T5) wo Boden („bulk soil“) untersucht wurde und (B) im September 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial untersucht wurde. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 67.

und für die funktionelle Zuordnung des Potentials für die Stickstoffumsetzung wurden die Sequenzen gegen die NcycDB Datenbank gelistet. Dafür wurden alle Sequenzen verwendet und am Ende die relative Abundanz bezogen auf alle Sequenzen berechnet (Schulz und Schloter, 2020).

### 6.1.3 ALPHA-DIVERSITÄT DES BODENMIKROBIOMS

Dargestellt in Abbildung 43 und Abbildung 44 (Bakterien) sowie Abbildung 45 und Abbildung 46 (Pilze) ist der Shannon-Diversitätsindex als Maß für die  $\alpha$ -Diversität. Dieser in der Ökologie viel benutzte Index berücksichtigt die Artenzahl und die relative Häufigkeit der einzelnen Art. Die später erwähnte Evenness ist der Quotient aus dem ermittelten Shannon-Index und dem maximalen Wert des Shannon-Index.

Die Evenness erreicht ihr Maximum, wenn alle Spezies mit gleicher Häufigkeit besetzt sind. Die Evenness ist

daher ein Maß für die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen in einer Population.

In Kraichtal zeigten die Biodiversitätsindizes der Bakterien für T1, den Anfangstermin noch ohne aktuell unterschiedliche Behandlung, bereits Unterschiede im Arteninventar (Abbildung 43). Die Varianten V5-V7 zeigten niedrigere Diversität und Evenness. Das heißt, in den Parzellen waren von vornherein nicht die gleichen Ausgangsbedingungen zu finden. In Kraichtal war die unterschiedliche Diversität und Verteilung trotz der im Herbst 2018 durchgeführten ersten Flächenrotte auch noch zum Zeitpunkt T2, im Frühjahr vor der zweiten Flächenrotte zu finden. Die Unterschiede wurden erst bei der Beprobung kurz nach der Einarbeitung der Zwischenfrucht geringer. Dies war nicht von der Biomasse des Aufwuchses der zweiten Zwischenfrucht abhängig, da auch die Varianten (fast) ohne Aufwuchs in der Diversität zulegten. Zur Ernte wurde der Shannon-Diversitätsindex zwischen den Varianten nahezu egalisiert. Die Diversität in der Rhizosphäre (T4)

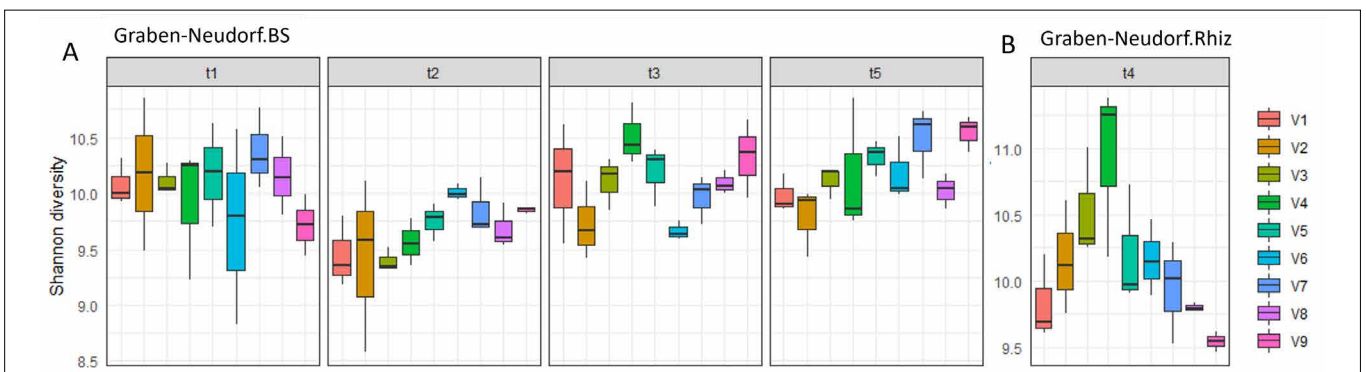


Abbildung 44: Boxplot des prokaryotischen Shannon Diversitätsindex für den Standort Graben-Neudorf zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Anfang November 2019 (T5) wo Boden („bulk soil“) untersucht wurde und (B) im Juli 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial untersucht wurde. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 67.

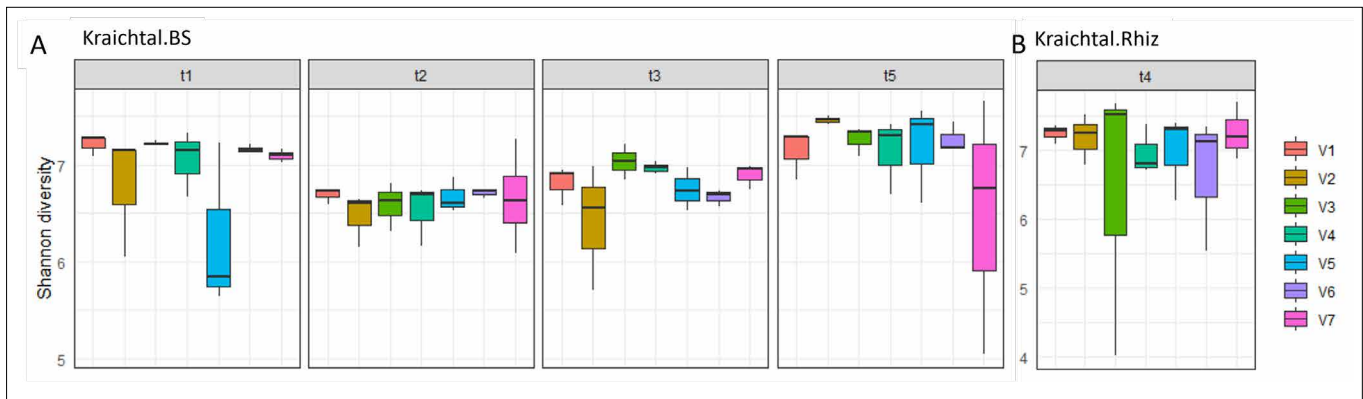


Abbildung 45: Boxplot des Shannon Diversitätsindexes der Pilze für den Standort Kraichtal zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Ende November 2019 (T5), wo Boden („bulk soil“ = BS) untersucht wurde und (B) im September 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial (Rhiz) untersucht wurde. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 67.

war in fast allen Varianten gegenüber den „normalen“ Bodenproben geringer. Die einzige Ausnahme bildete hier Variante 5 (Flächenrotte ohne Dominanzgemenge, aber mit Wintergrün).

Dass die Reduktion der Diversität in der Rhizosphäre nicht die Regel sein muss, zeigt der Standort Graben-Neudorf (Abbildung 44). Der Unterschied zu den anderen Bodenproben war nur marginal, mit Ausnahme von Variante 4, wo in der Rhizosphäre eine deutlich erhöhte Diversität gemessen wurde. Die Ausgangssituation der Diversität war homogener als in Kraichtal und entwickelte sich dann in den Varianten unterschiedlich, ohne eine konsistente Richtung aufzuweisen. Lediglich im Vergleich der Varianten mit Flächenrotte und Ferment (V2 und V9) hat die frühere Anwendung von Leonardit und Zeolith zu einer höheren Diversität Ende April (T3) direkt nach Fermentgabe und Anfang November (T5) nach der Ernte geführt.

Für beide Standorte ist auch festzustellen, dass zwischen den Varianten V1, V2 und V3 keine signifikanten Unterschiede in der Diversität auftraten, d. h. die Zugabe effektiver Mikroorganismen hatte keinen Effekt auf die Verteilung der Häufigkeit der Bakterien im Boden. Tendenziell war der Diversitätsindex zum Zeitpunkt T3 nach der Anwendung von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ (V2) sogar etwas geringer, was u. U. mit der geringen Diversität im verwendeten Ferment korrelieren könnte.

Für die Diversität der Pilze lässt sich zusammenfassen, dass auch hier zum Zeitpunkt T1 die Variante V5 in Kraichtal (Abbildung 45) durch geringere Diversität und Evenness auffiel (V6 und V7 aber nicht). Im weiteren Verlauf der Probenahmekampagne fiel V5 allerdings nicht weiter auf. Am Standort Graben-Neudorf (Abbildung 46) waren die Biodiversitätswerte ähnlich wie bei Bakterien auch für Pilze über die Varianten einheitlicher als in Kraichtal – mit

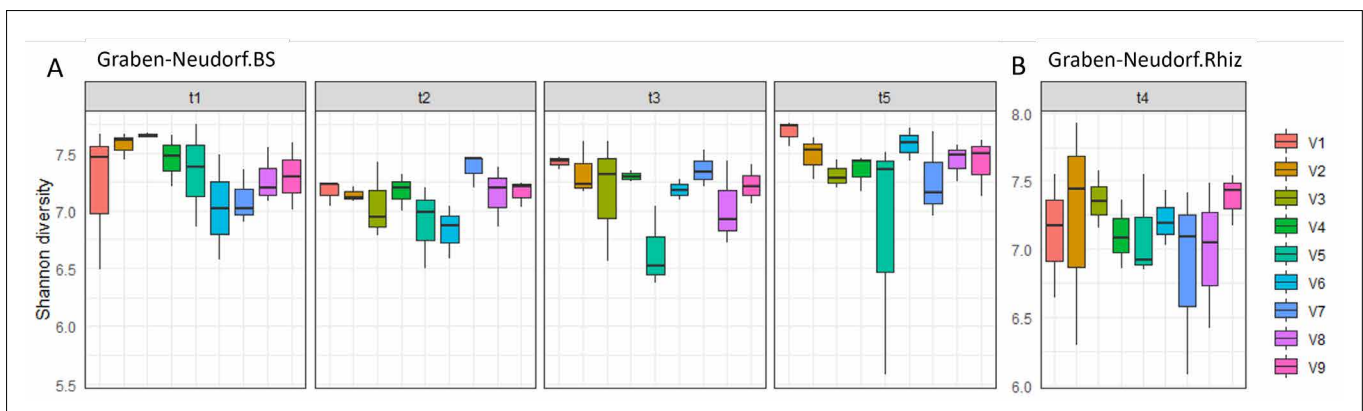


Abbildung 46: Boxplot des Shannon Diversitätsindexes der Pilze für den Standort Graben-Neudorf zu den Zeitpunkten (A) Juli 2018 (T1), Anfang April 2019 (T2), Ende April 2019 (T3), Ende November 2019 (T5), wo Boden („bulk soil“) untersucht wurde und (B) im Juli 2019 (T4), wo Rhizosphärenmaterial untersucht wurde. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 67.

Ausnahme wiederum der Variante V5, aber zum Zeitpunkt T3. Leonardit/Zeolith hatten bei den Pilzen keinen Effekt.

Auf beiden Standorten zeigten die Rhizosphärenproben keine geringere, sondern mindestens dieselbe, wenn nicht sogar etwas höhere pilzliche Diversität wie die Proben aus dem umgebenden, nicht bis kaum durchwurzelt Boden.

Für beide Standorte ist auch für die Pilze festzustellen, dass zwischen den Varianten V1, V2 und V3 keine signifikanten Unterschiede in der Diversität auftraten. Auch hier war der Diversitätsindex zum Zeitpunkt T3 nach der Anwendung von EM (V2) sogar etwas geringer.

#### 6.1.4 BETA-DIVERSITÄT DES BODENMIKROBIOMS

Neben der  $\alpha$ -Diversität, die eine Maßzahl zur Artenzahl in einer Probe und deren Verteilung darstellt, wurde auch die  $\beta$ -Diversität erhoben. Hier geht es um den Vergleich der mikrobiellen Zusammensetzung in verschiedenen Proben, zum Beispiel aus verschiedenen Umweltkompartimenten, zu verschiedenen Zeitpunkten oder Varianten. Gewählt wurde die Methode „weighted UniFrac“. Dazu vergleicht man die phylogenetischen Stammbäume zwischen den Proben und misst, welche Äste des Stammbaums zum jeweiligen Taxon in beiden Proben vorhanden sind.

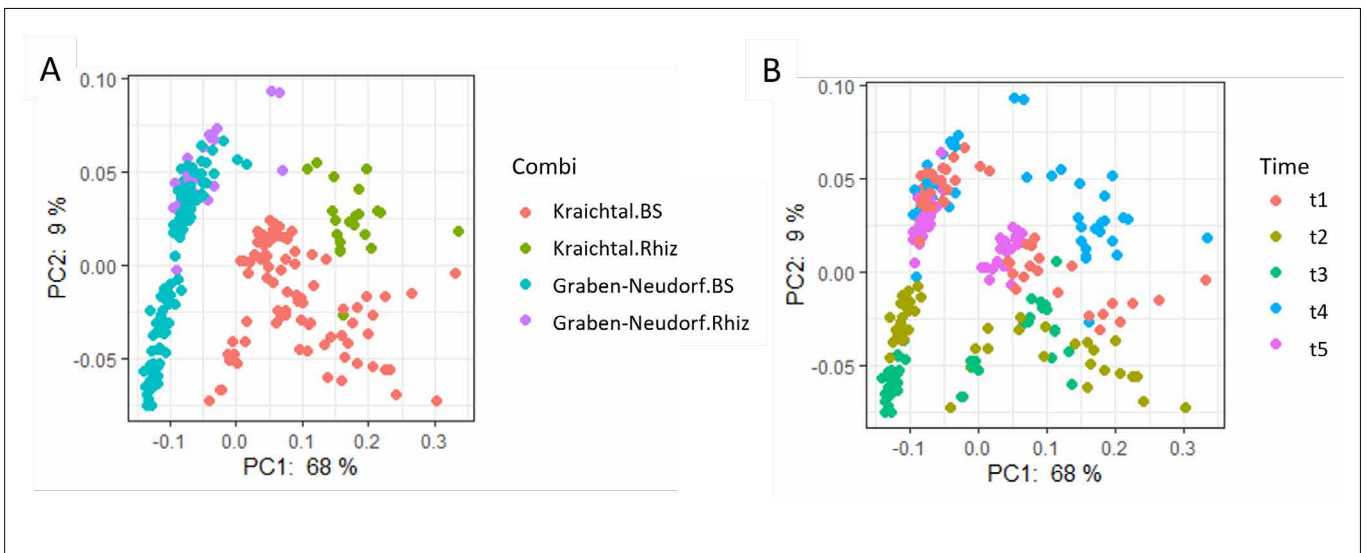


Abbildung 47: Plot einer Hauptkoordinatenanalyse (Principal Coordinate Analysis – PCoA) für die Prokaryoten, die auf einer Distanzmatrix, kalkuliert mittels weighted UniFrac basiert. PC1 und PC2 geben die erklärte Varianz auf den beiden Achsen wieder. Statistische Unterschiede wurden mittels „pairwise PERMANOVA“ detektiert (n=3). In Plot A sind die Proben nach Standort und Bodenprobenart (bulk soil „BS“ und Rhizosphäre „Rhiz“) eingefärbt, während Plot B die Unterschiede der Probenahmezeitpunkte darstellt.

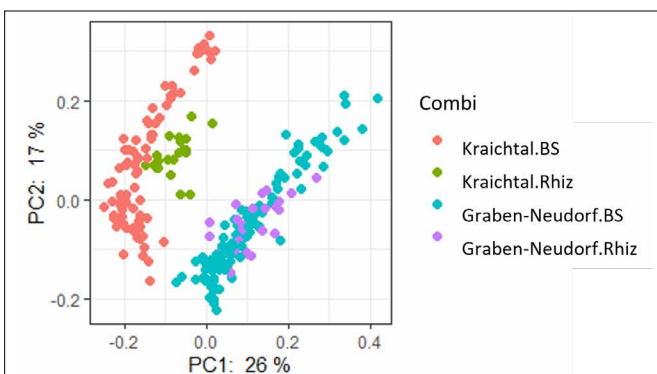


Abbildung 48: Plot einer Hauptkoordinatenanalyse für die Pilze, die auf einer Distanzmatrix, kalkuliert mittels weighted UniFrac, basiert. PC1 und PC2 geben die erklärte Varianz auf den beiden Achsen wieder. Statistische Unterschiede wurden mittels pairwise PERMANOVA detektiert. Die Proben sind nach Standort und Bodenprobenart (bulk soil „BS“ und Rhizosphäre „Rhiz“) eingefärbt.

Die Länge des Astes ist dabei ein Maß für die genetische Distanz. Dann wird das Verhältnis zwischen den Astlängen gebildet, die nicht in beiden Proben vorhanden sind, zu den Astlängen insgesamt. In der gewählten Methode werden die Astlängen zusätzlich mit der relativen Häufigkeit der Organismen gewichtet. Mit den gewonnenen Maßzahlen können weitere statistische Analysen durchgeführt werden.

Für die verschiedenen Varianten wurden mittels einer globalen Analyse keine Unterschiede festgestellt, daher wurden weitere Analysen mittels paarweisen Vergleichen durchgeführt. Die Hauptkoordinatenanalyse (Abbildung 47A und Abbildung 48) zeigt, dass sich die beiden Standorte

signifikant im Bakterien- und Pilzinventar unterscheiden. Allerdings betrug die erklärte Varianz auf PC1 und PC2 bei den Pilzen nur 43 %, was deutlich niedriger ist als für die Bakterien. Die Unterschiede der Standorte liegen dabei weniger an den klimatischen (Tabelle 46) als in den Bodenverhältnissen.

In Graben-Neudorf handelt es sich um eine sandige Parabraunerde aus spätwürmzeitlichem Hochflutsediment (lehmiger Sand). Die pH-Werte der untersuchten Krume lagen zwischen 6,0 und 6,4. Die Humusgehalte betragen etwa 2 %. In Kraichtal-Gochsheim wurde ein tiefes kalkreiches Kolluvium aus Lössmaterial holozäner Abschwemm-massen beprobt (schluffiger Lehm/Ton). Die pH-Werte

der untersuchten Krume lagen zwischen 7,3 und 7,4. Die Humusgehalte bewegten sich um 3 %.

In Graben-Neudorf befindet sich eine Station des DWD, an der nur Niederschläge gemessen werden. Die Temperaturangaben stammen von der ca. 10 km entfernten Station Waghäusel-Kirrlach. Kraichtal hat keine eigene Wetterstation. Die nächstgelegene Wetterstation in Münzesheim zeichnet erst seit 2020 Daten auf. Daher wurden näherungsweise die Daten der knapp 8 km entfernten LTZ-Station Stifterhof verwendet.

**TABELLE 46: JAHRESMITTELTEMPERATUR (T) UND JÄHRLICHE NIEDERSCHLAGSSUMME (ND) FÜR DIE VERSUCHSJAHRE 2018 UND 2019 AN DEN BEIDEN STANDORTEN DER FLÄCHENROTTE.**

Jahr/Parameter	Graben-Neudorf	Kraichtal
T 2018 (°C)	12,7	12,3
T 2019 (°C)	12,1	11,6
Nd 2018 (mm)	588	567
Nd 2019 (mm)	658	704

Aus der Hauptkoordinatenanalyse geht hervor, dass der Zeitpunkt der Probenahme die Zusammensetzung der prokaryotischen Gemeinschaft an den jeweiligen Standorten deutlich prägt (Abbildung 47B). Trotz der größeren Streuung der verschiedenen Proben am Standort Kraichtal haben beide Standorte gemeinsam, dass die bakterielle Gemeinschaft zu den Zeitpunkten T1, T4 und T5 ähnlicher war als zu T2 und T3. Bei den Pilzen war dies lediglich in den Rhizosphärenproben der Fall (nicht dargestellt). Die Zeitpunkte T2 und T3 lagen im Frühjahr, T4 in der Hauptwachstumsphase (außerdem in der Rhizosphäre) und T1 und T5 jeweils nach der Ernte der Hauptfrucht.

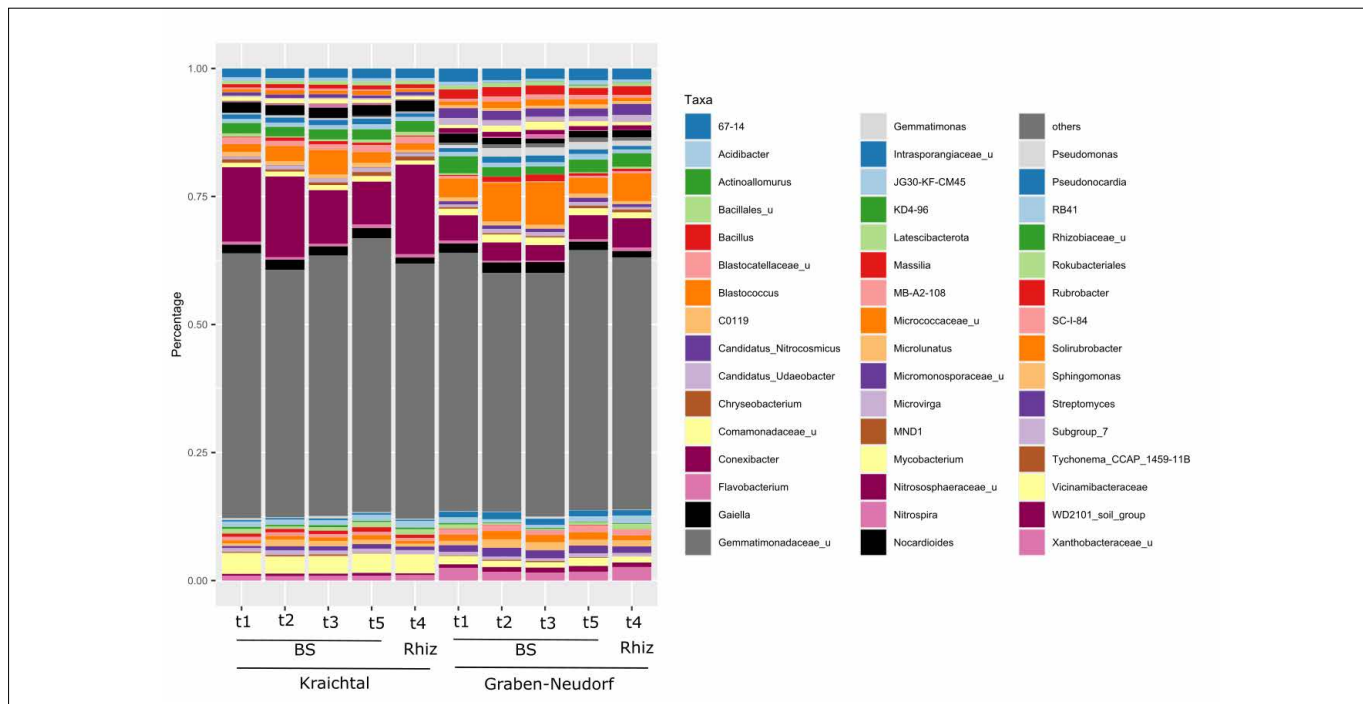


Abbildung 49: Mittlere relative Abundanz von amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der 16S rRNA von Prokaryoten zu den Zeitpunkten T1–T5 am Standort Kraichtal und Graben-Neudorf. Gezeigt sind nur Taxa mit einer relativen Abundanz > 1 %. Abkürzungen: BS = bulk soil; Rhiz = Rhizosphärenboden; t1 bis t5 = Probenahmezeitpunkte (Tabelle 45)

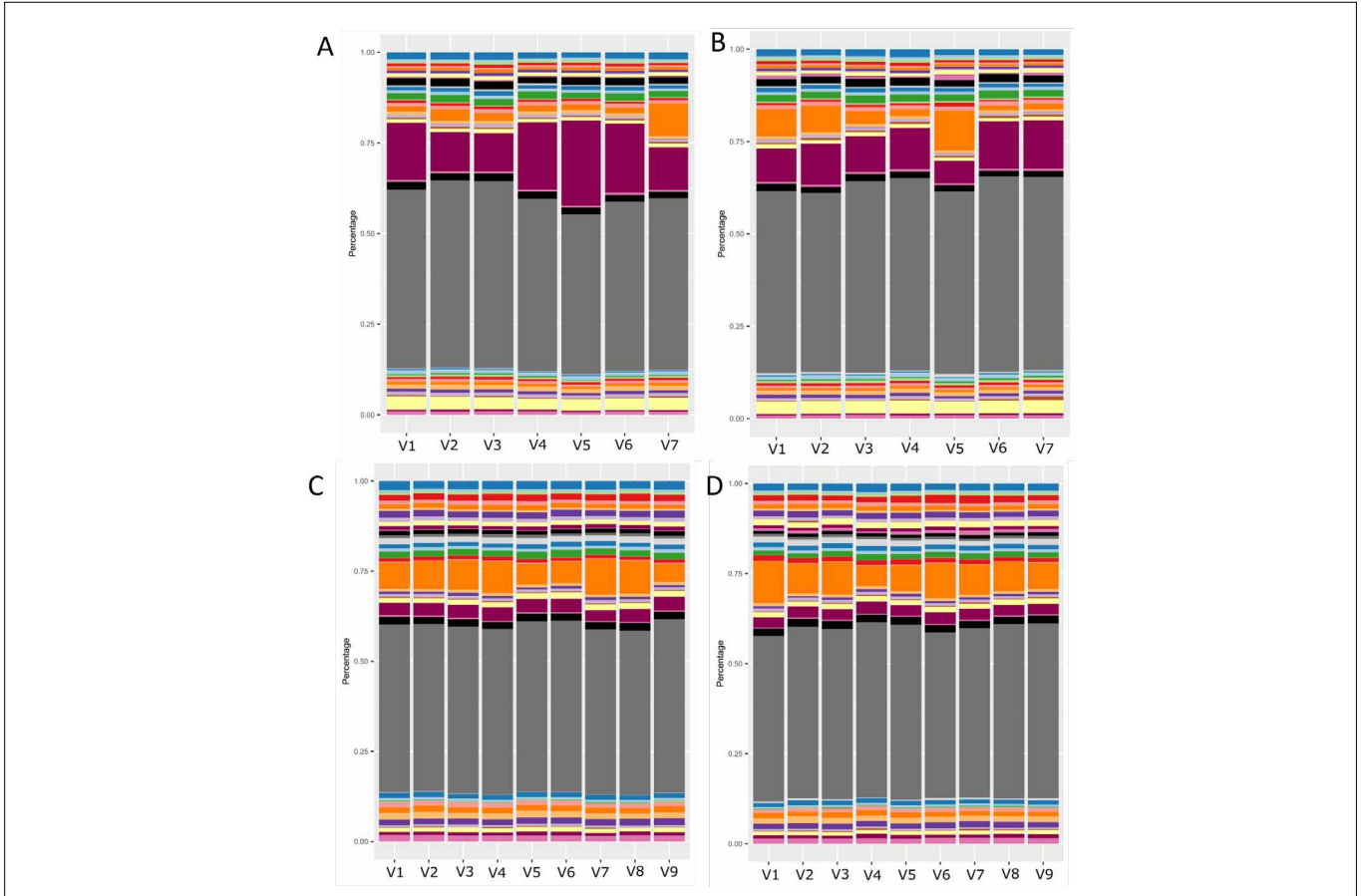


Abbildung 50: Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) von Prokaryoten zu den Zeitpunkten T2 (A) und T3 (B) am Standort Kraichtal sowie T2 (C) und T3 (D) am Standort Graben-Neudorf. Gezeigt sind nur Taxa mit einer relativen Abundanz > 1 %. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 102. Zur farblichen Charakterisierung der Taxa siehe Abbildung 49; t2 und t3 = Probenahmezeitpunkte (Tabelle 45)

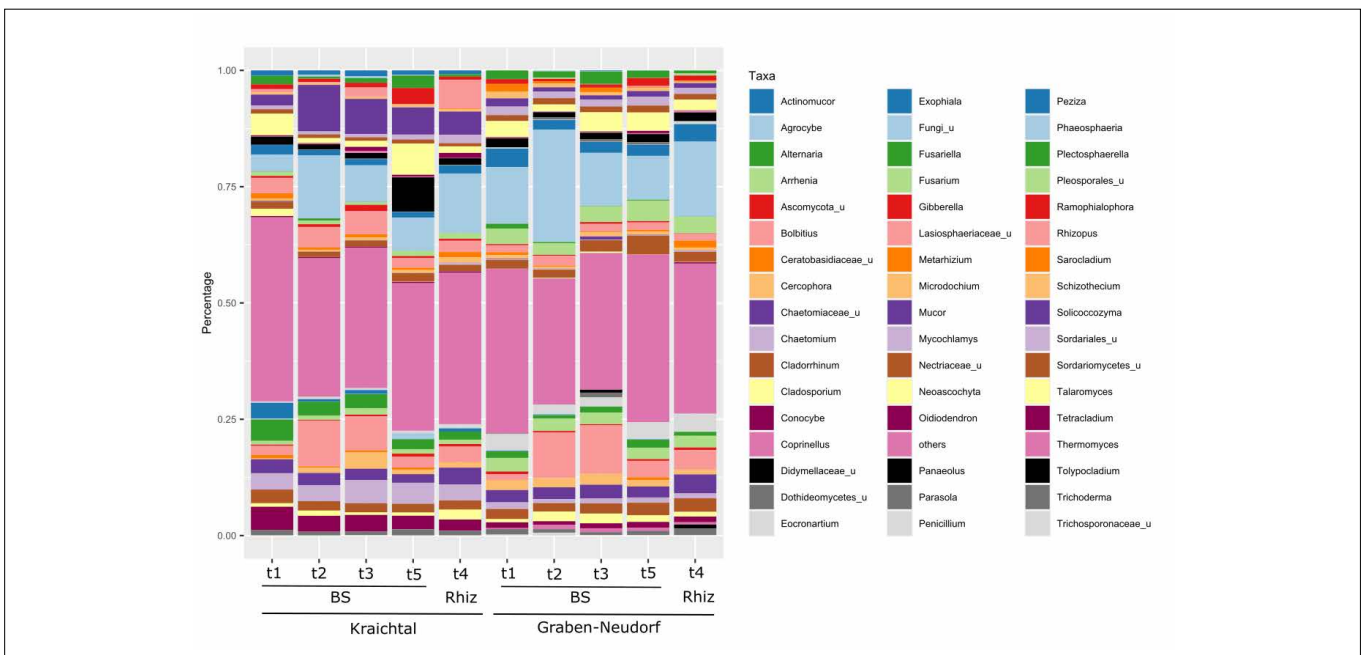


Abbildung 51: Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der ITS Region von Pilzen zu den Zeitpunkten t1-t5 am Standort Kraichtal und Graben-Neudorf. Gezeigt sind nur Taxa mit einer relativen Abundanz > 5 %. Abkürzungen: BS = bulk soil; Rhiz = Rhizosphärenboden. t1 bis t5 = Probenahmezeitpunkte (Tabelle 45).

### 6.1.6 TAXONOMISCHE ANALYSEN

Die gefundenen Taxa (Abbildung 49) umfassen viele klassische Bodenbakterien. Am Standort Graben-Neudorf waren Gram-positive Bakterien häufig zu finden, in Kraichtal fielen vergleichsweise hohe Anteile von ammoniakoxidierenden Archaeen auf (*Nitrososphaeraceae*), die Ammonium in Nitrat umwandeln. Wie bei den Biodiversitätsindices fiel die Variante V5 auch in der Detailanalyse durch nachweisbar andere Häufigkeiten diverser Taxa auf, darunter die *Micrococccaceae* (Abbildung 50).

In Kraichtal fanden sich die meisten signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten entweder in der Rhizosphäre (T4) oder zum Zeitpunkt T3 nach der Flächenrotte. Auch in Graben-Neudorf, wo signifikante Unterschiede geringer ausgeprägt waren, wurden Unterschiede in der bakteriellen Ausstattung zum Zeitpunkt T3 gemessen.

Wenn die Fermentgabe mit „effektiven Mikroorganismen“ einen Effekt haben sollte, dann ist es ein indirekter, denn die abundanten Genera aus dem Ferment (Abbildung

29) fanden sich nicht in größerer Abundanz im Boden wieder, auch nicht zum Zeitpunkt T3. Ihre Wirkung auf den Boden ist also zumindest in dem etwa zweiwöchigen Abstand zwischen Ausbringung und folgender Probenahme zeitlich begrenzt oder nur indirekt erfassbar, sofern andere Organismen davon beeinflusst werden. Zwischen den „EM-Sensitiven“ Varianten V1, V2 und V3 traten jedenfalls keine signifikanten erfassbaren Unterschiede in der Diversität auf. Im Hinblick auf die Nutzung von Zeolith und Leonardit wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten mit und ohne die Zusatzstoffe festgestellt.

Bei den Pilzen wurden an beiden Standorten potentiell phytopathogene Arten gefunden (Abbildung 51), im Boden von Graben-Neudorf war ihre relative Abundanz im Vergleich zu Kraichtal deutlich höher – allerdings bei geringerer mikrobieller Biomasse insgesamt (Kapitel 6.1.6). Interessant ist, dass beim Vergleich der Varianten untereinander in der immer wieder auffälligen Variante V5 in Kraichtal die Gattung *Peziza* in erhöhter Abundanz vorkam (Abbildung 52). *Peziza* ist ein Pilz, der zum Beispiel am Abbau von Holz und Festmist beteiligt ist. Vielleicht ist

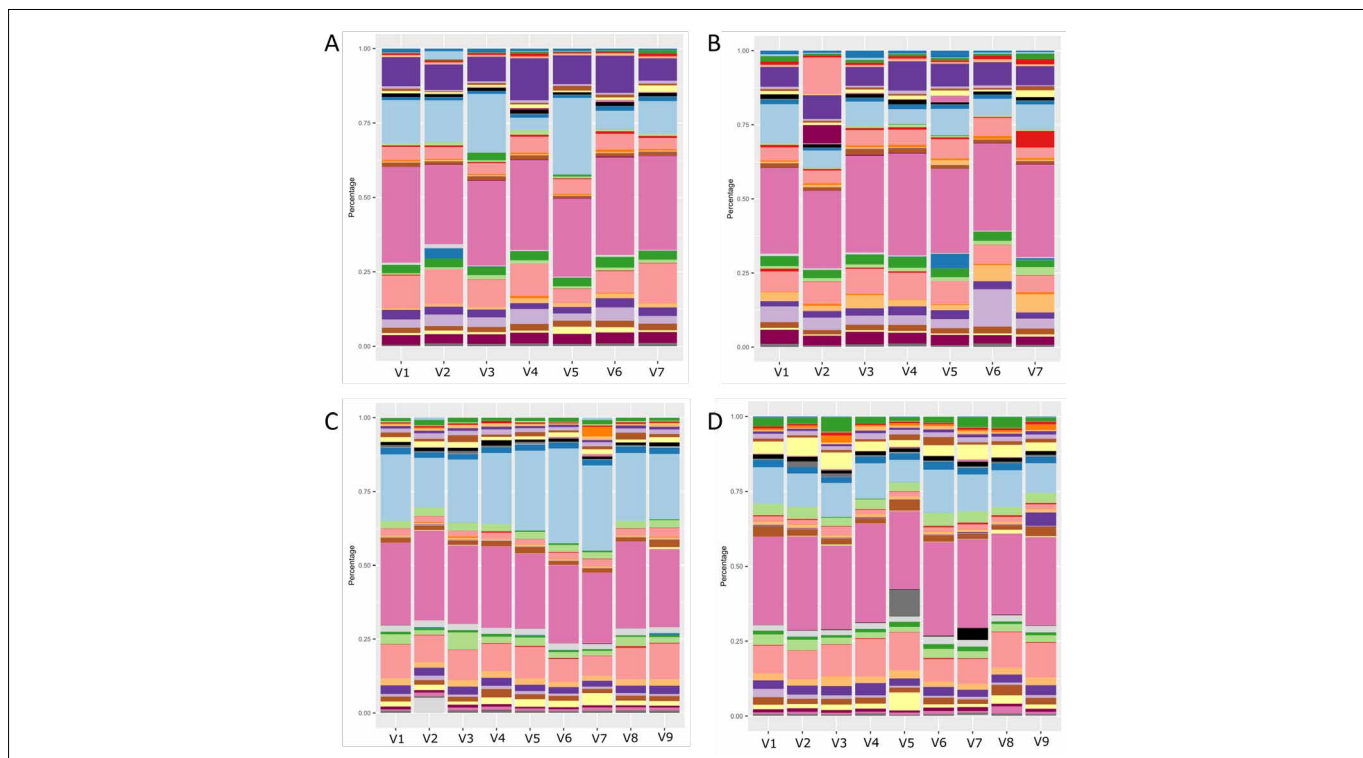


Abbildung 52: Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der ITS Region von Pilzen zu den Zeitpunkten T2 (A) und T3 (B) am Standort Kraichtal sowie T2 (C) und T3 (D) am Standort Graben-Neudorf. Gezeigt sind nur Taxa mit einer relativen Abundanz > 5%. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite . Zur farblichen Charakterisierung der Taxa siehe Abbildung 51. T2 und T3 = Probenahmezeitpunkte (siehe Tabelle 45).

das ein Hinweis auf Ursachen, die dem „Sonderstatus“ der Variante V5, der schon zu Versuchsbeginn T1 erkennbar war, zu Grunde liegen könnten. Allerdings war *Peziza* auch in V4 erhöht, wie andere Pilzgattungen auch. Insgesamt wurden im Hinblick auf den Einfluss der Behandlungen nur sehr wenige signifikante Unterschiede festgestellt.

### 6.1.5 FUNKTIONELLE ANALYSE DER PROKARYOTISCHEN GEMEINSCHAFT MITTELS METAGENOM-ANALYSEN

Die Metagenomanalyse ist PCR-unabhängig und erfasst die genetische Gesamtheit einer DNA Probe. Für diese ergänzende Untersuchung wurden Proben herangezogen, bei denen sich die größten Unterschiede in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft bei den Amplikon-Analysen gezeigt hatten. Die Wahl fiel auf Boden aus Graben-Neudorf und auf den Vergleich zwischen den Probenahmezeitpunkten vor (T2) und nach (T3) der Flächenrotte. Außerdem war eine Beschränkung der Analyse der riesigen Fülle an DNA-Sequenzdaten auf bestimmte Gene bzw. Genfamilien notwendig. Da Stickstoffumsetzungen in der Landwirtschaft immer besonders interessant sind, wurde die funktionelle Analyse der prokaryotischen Gemeinschaft auf Gensequenzen fokussiert, die verschiedene Stoffwechselprozesse rund um die Stickstoffverwertung steuern (N-Fixierung, Nitrifikation, Denitrifikation, assimilatorische und dissimilatorische Nitratreduktion, Umsetzungen organischen Stickstoffs wie Aminosäuresynthesen usw.). Insgesamt zeigten sich wie in den vorherigen Analysen nur sehr wenige Unterschiede zwischen den Varianten und Zeitpunkten.

Die Bakterien mit der höchsten relativen Abundanz gehören zum organischen N-Kreislauf, allen voran Bakterien, die das *glnA* Gen tragen (über 0,9 %). Darüber hinaus zeigten Bakterien die höchsten relativen Abundanzen, die die Gene für assimilatorische Nitratreduktase (*nasA*), die dissimilatorische Nitratreduktase (*nirB*) und die Nitritreduktase (*nirK*) tragen. Die relative Abundanz der Nitrifizierer war generell sehr gering und die Ergebnisse zeigten große Schwankungen. Von den häufigeren Gruppen haben besonders *nirK* und *nirB* tragende Bakterien Änderungen zwischen den beiden Probenahmezeitpunkten

gezeigt. Während die relative Abundanz von *nirK* tendenziell sank, am stärksten in Variante 1 und 7, stieg die von *nirB* in allen Varianten an, was auf eine Verschiebung zu Nitratrecycling hindeutet (Abbildung 53).

Das interessanteste Ergebnis bei der taxonomischen Zuordnung der Sequenzen bezieht sich auf die Ordnung Micrococcales, deren Vertreter bereits mittels 16S-rRNA-Sequenzierung als signifikant erhöht am Standort Graben-Neudorf und in Variante 5 identifiziert wurden. Die metagenomischen Analysen zeigen, dass diesen Bakterien eine wichtige Rolle im N-Kreislauf zukommt, insbesondere für die Umsetzung organischer N-Quellen und für die Nitratreduktion zu Ammonium.

Eine nähere Analyse funktioneller Gensequenzen der Pilze wurde nicht durchgeführt. Zum einen wäre dies sehr aufwändig gewesen, zum anderen waren die Unterschiede in den ITS-Amplikonanalysen generell geringer, verglichen mit den 16S-rRNA-Analysen bei Bakterien.

### 6.1.6 MIKROBIELLE BIOMASSE IN DEN FLÄCHENROTTE-VERSUCHEN

Die Gehalte an mikrobieller Biomasse waren am Standort Kraichtal deutlich höher als in Graben-Neudorf: Sowohl mikrobieller Kohlenstoff (Abbildung 54) als auch Stickstoff (nicht dargestellt) erreichen in Kraichtal in etwa die doppelten Werte wie in Graben-Neudorf. Die Gründe liegen mit einiger Sicherheit an den Bodenverhältnissen (Kapitel 6.1.4). Humusgehalt, Tongehalt und pH-Wert sind wichtige Determinanten für die mikrobielle Biomasse (Wardle, 1992; Flaig und Elsässer, 2009). Insgesamt liegt die spezifische mikrobielle Biomasse in Kraichtal, über alle Varianten und Zeitpunkte hinweg gemittelt, mit 28 mg  $C_{mic}/g C_{org}$  höher als in Graben-Neudorf mit 20 mg  $C_{mic}/g C_{org}$ . Damit sind bezogen auf eine Einheit  $C_{org}$  in Kraichtal mehr Mikroorganismen vorhanden.

Die Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff  $C_{mic}$  waren an beiden Standorten zwischen den Varianten nicht signifikant verschieden – mit einer Ausnahme: In Kraichtal wiesen am 24.4.2019 (T3) die Varianten V5 und V7 mehr  $C_{mic}$  auf als V4 und V6. Die Unterschiede sind mit Bewuchs-

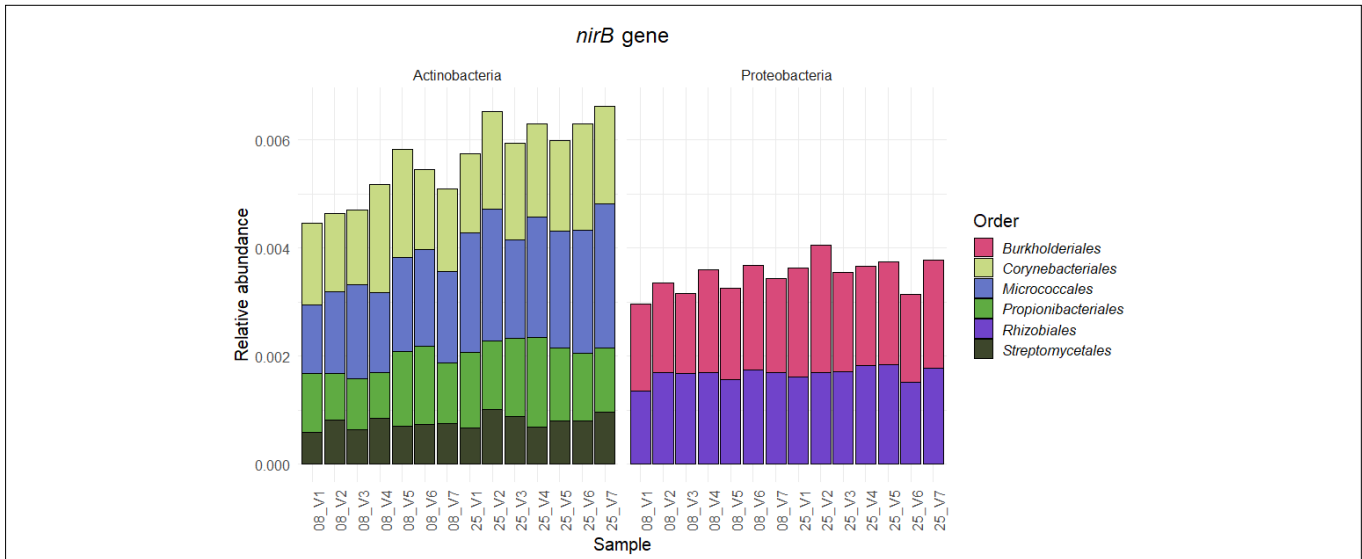


Abbildung 53: Taxonomische Zuordnung und relative Abundanz der Nitrat-reduzierenden Bakterien (dissimilatorisch) am Standort Graben-Neudorf zum Zeitpunkt T2 und T3. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 102. Probenbezeichnung 08\_V1 bedeutet Probe aus V1, Probenahmezeitpunkt 8.4.2019 (T2); 25\_V7 entsprechend am 25.4.2019 (T3) aus V7.

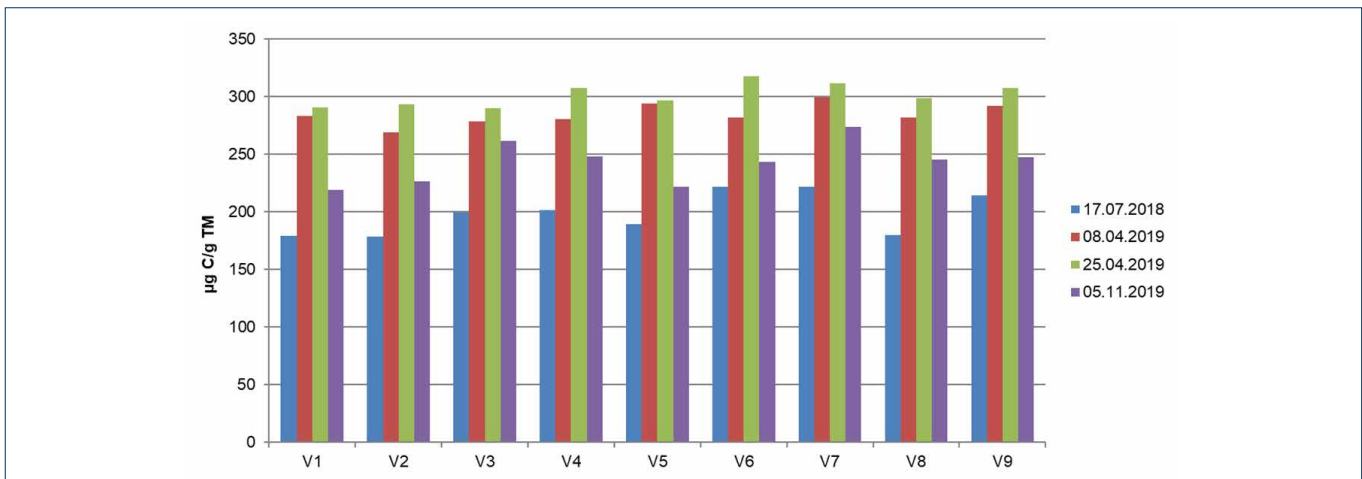


Abbildung 54: Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den Varianten des Flächenrotte-Versuchs am Standort Graben-Neudorf zu den einzelnen Probenahme-Zeitpunkten. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 67.

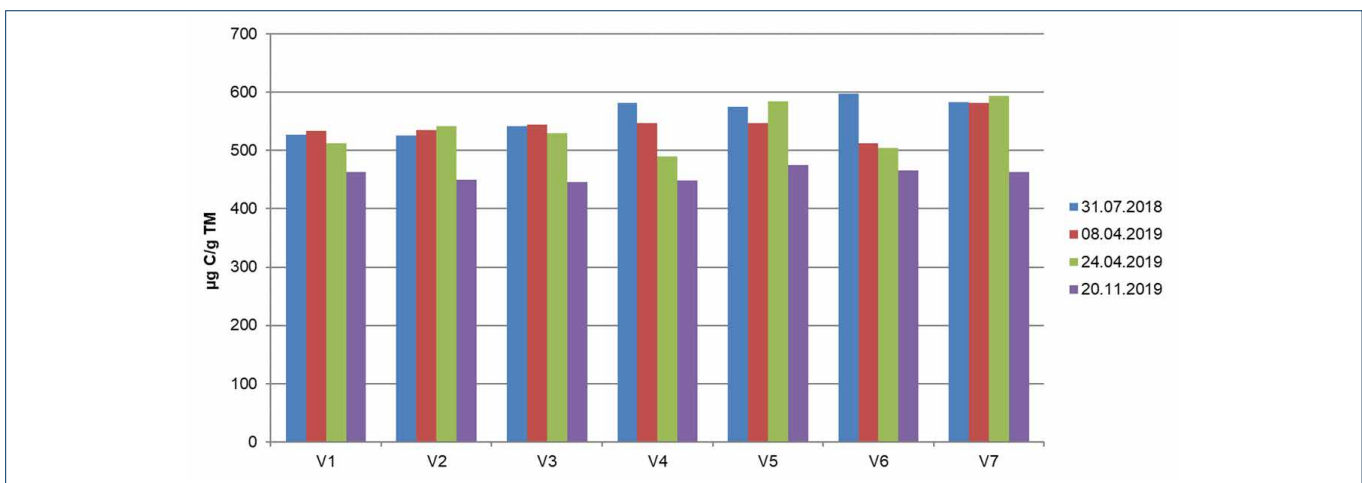


Abbildung 55: Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den Varianten des Flächenrotte-Versuchs am Standort Kraichtal-Gochsheim zu den einzelnen Probenahme-Zeitpunkten. Abkürzungen der Varianten V1 bis V9: siehe Tabelle 25 auf Seite 67.



unterschieden nicht zu erklären: Hier war neben V1–V3 lediglich V5 bewachsen. Auch haben die Varianten V7 und V5 keine höheren Humusgehalte, denn die  $C_{org}$ - und Humusgehalte aller Varianten waren nicht signifikant voneinander verschieden (nicht dargestellt). Wahrscheinlich handelt es sich um Zufallseffekte durch die unvermeidliche Variabilität bei Probenahme und Aufarbeitung.

Angesichts der Ergebnisse zur Mikrobiom-Zusammensetzung und der Bedeutung für den N-Kreislauf war neben der mikrobiellen Biomasse auch die Stickstoffmineralisierungskapazität ein interessanter Parameter. Für die Bestimmung der aktuellen Stickstoffmineralisierungskapazität wird im Bebrütungsversuch die Mineralisationskapazität der Mikroorganismen mit den aktuell im Boden vorhandenen organischen stickstoffhaltigen Substanzen erfasst. Die Höhe der Mineralisation hängt damit nicht nur von der Menge an aktiven und aktivierbaren Mineralisierern, sondern auch von der Menge an abbaubarem organisch gebundenem Stickstoff ab (nicht dargestellt).

Hinsichtlich der Stickstoffmineralisierungskapazität waren signifikante Unterschiede nur in Graben-Neudorf bei allen drei sinnvoll auswertbaren Terminen zu finden, allerdings war keine der Varianten bei allen Terminen besonders auffällig. In Kraichtal ergaben sich an den drei sinnvollen Terminen keine signifikanten Unterschiede.

## 6.2 Einfluss von Komposttee-Applikation auf das Bodenmikrobiom

### 6.2.1 MIKROBIELLE BIOMASSE IN DEN FLÄCHENROTTE-VERSUCHEN

Für die Analyse der mikrobiellen Biomasse des Bodens im Komposttee-Versuch wurden die Varianten V1 (Kontrolle), V3 (40 l ha<sup>-1</sup> KT an drei Terminen) und V8 (40 l ha<sup>-1</sup> KT + 3 kg ha<sup>-1</sup> Zeolith an drei Terminen) ausgewählt (Tabelle 15). Die Bodenproben wurden an beiden Standorten Kraichtal und Graben-Neudorf am 3.6.2019 gewonnen. Die Gewinnung und Vorbereitung der Proben für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse und für die Mikrobiom-Analysen erfolgte wie in den Kapiteln 5.2 und 6.1.2 beschrieben.

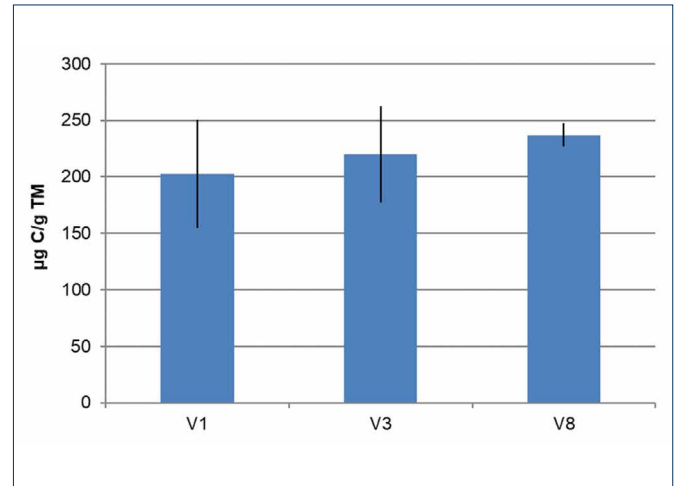


Abbildung 56: Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den untersuchten Varianten des Komposttee-Versuchs am Standort Graben-Neudorf. Varianten: siehe Tabelle 15 auf Seite 56; Kontrolle=V1.

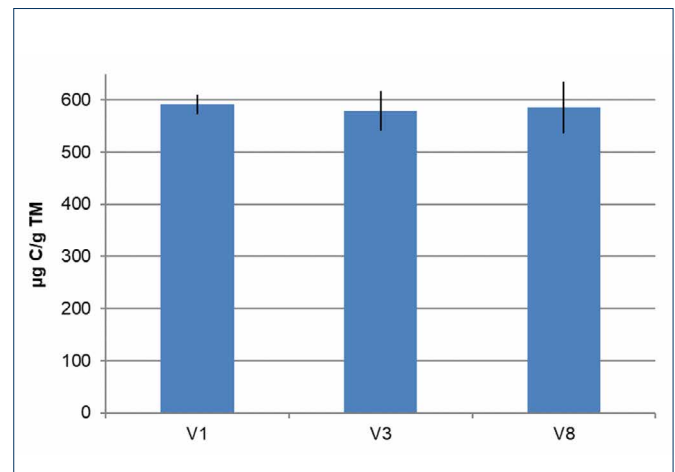


Abbildung 57: Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ( $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{g}^{-1} \text{TM}$ ) in den untersuchten Varianten des Komposttee-Versuchs am Standort Kraichtal-Gochsheim. Varianten: siehe Tabelle 15 auf Seite 56; Kontrolle=V1.

Die Kohlenstoff- (Abbildung 56 und Abbildung 57) und Stickstoffgehalte (nicht dargestellt) der mikrobiellen Biomasse unterschieden sich an beiden Standorten zwischen den Varianten V1, V3 und V8 nicht. Unterschiede bestanden allerdings zwischen beiden Standorten: In Graben-Neudorf mit seinem sandigen Boden, niedrigerem pH-Wert und geringeren Humusgehalt war – wie bei den Flächenrotte-Versuchen (Kapitel 6.1.6) – weniger mikrobielle Biomasse zu finden als in Kraichtal-Gochsheim. Auch die Gehalte an  $C_{org}$  in den ersten 7 cm (0,85–0,94 % Graben-Neudorf; 1,56–1,60 % Kraichtal) waren zwar zwischen den Standorten verschieden, nicht aber zwischen den Varianten.

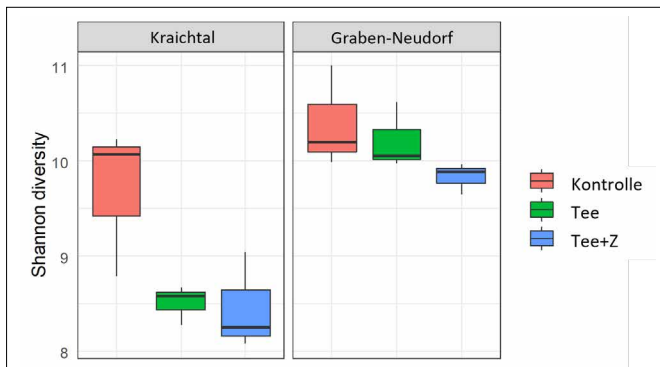


Abbildung 58: Boxplot des Shannon Diversitätsindex im Boden unter mit Komposttee behandeltem Weizen für die Standorte Graben-Neudorf und Kraichtal. Abkürzungen: Tee = Komposttee; Tee+Z = Komposttee + Zeolith.

### 6.2.2 α-DIVERSITÄT DER PROKARYOTISCHEN BODENMIKROORGANISMEN

Komposttee soll die Pflanzen insbesondere gegen Pilzkrankheiten stärken und wird als Blattspritzung verabreicht. Landwirte und Berater berichteten aber auch über Wirkungen auf den Boden. Daher wurden neben drei Komposttee-Zubereitungen (Kapitel 3.1.3) Bodenproben aus drei Varianten (V1, V3, V8) des Komposttee-Versuchs an beiden Standorten auf ihre mikrobielle Zusammensetzung untersucht. Durchgeführt wurden Amplikon-Analysen auf Basis der 16S-rRNA-Unterschiede. Da sich bei den Flächenrotte-Versuchen gezeigt hatte, dass die Prokaryoten stärker auf die verschiedenen Behandlungen reagierten, wurde in diesem Versuch nur die bakterielle, nicht die pilzliche Diversität untersucht.

In den Bodenproben konnte durch die starke Streuung der Ergebnisse zwar kein signifikanter Unterschied in der α-Diversität festgestellt, aber immerhin ein Trend herauskristallisiert werden: Mit Komposttee-Applikation sank tendenziell der Shannon-Index (Abbildung 58). Insbesondere am Standort Kraichtal sank die Anzahl an verschiedenen Sequenzvarianten von 1900 auf unter 1000 pro Probe. Komposttee ist zwar durch die vielfältigen Mikroben, die bereits im Kompost vorhanden sind, vergleichsweise divers (Kapitel 3.1.3), der Boden ist allerdings noch weitaus diverser, insofern scheint die

Gabe des Komposttees die bodeneigene α-Diversität ein Stück weit zu vermindern. Die Zugabe von Zeolith zum Komposttee hatte hingegen keinen Einfluss auf die α-Diversität im Boden. Die Diversität einer Teezubereitung mit Zeolith wurde nicht untersucht.

Für die β-Diversität wurden durch die Hauptkomponentenanalyse die in den Flächenrotte-Versuchen festgestellten signifikanten Unterschiede zwischen den Standorten bestätigt. Zwischen den Varianten waren am Standort Graben-Neudorf keine und am Standort Kraichtal lediglich bei 5 Taxa signifikante Abundanzunterschiede festzustellen. So war beispielsweise in Kraichtal in der Kontrolle ohne Komposttee (V1) die relative Abundanz der *Gaiellales* mehr als doppelt so hoch wie in Variante 3, und 10-mal so hoch wie in Variante 8. Umgekehrt fanden sich in Komposttee-behandelten Böden höhere Abundanzen von *Pseudomonas* und von Genera der *Micrococcaceae*, und diese Bakteriengruppen waren im Komposttee mit recht hoher Häufigkeit vertreten (Kapitel 3.1.3). Die Änderungen sind in Abbildung 59 aufgrund der im Vergleich zur Gesamtpopulation eher geringen Häufigkeit der betroffenen Artengruppen optisch nicht auffällig.

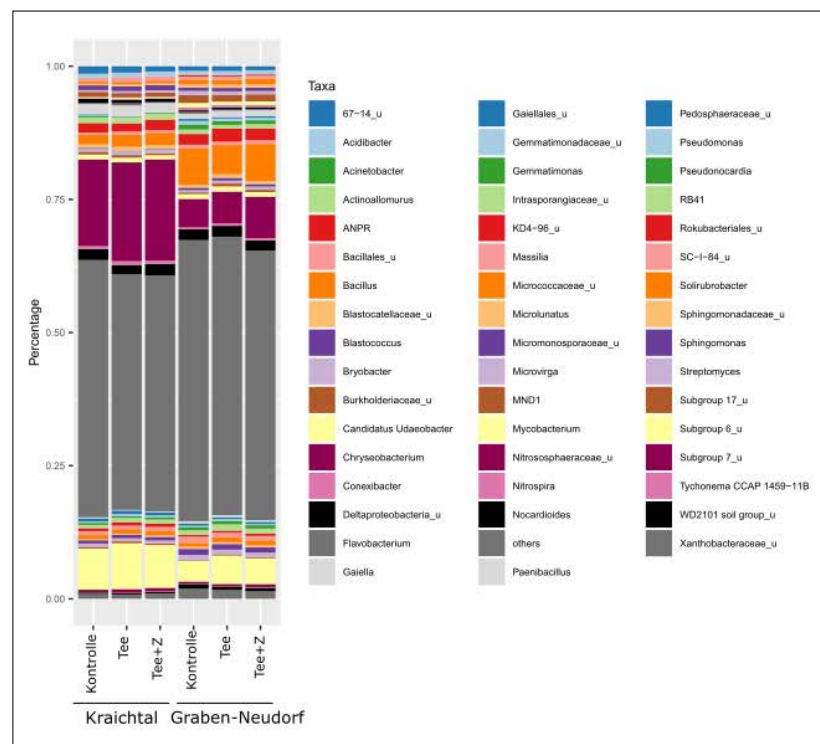


Abbildung 59: Mittlere relative Abundanz von Amplifizierten Sequenzvarianten (ASVs) der prokaryotischen 16S rRNA an den Standorten Kraichtal und Graben-Neudorf. Abkürzungen: Tee = Komposttee; Tee+Z = Komposttee + Zeolith.

### 6.3 Diskussion

Die verwendeten Präparate an „effektiven Mikroorganismen“ wiesen, vermutlich durch das Animpfen mit ausgewählten Bakteriengruppen, nur eine geringe Diversität auf. Die Zusammensetzung des Ferments spiegelte sich nicht in den Häufigkeitsverteilungen von Bakterien der behandelten Böden wider. Auch eine Auswirkung von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ auf die Häufigkeit der Bodenmikroorganismen im Vergleich zur Anwendung nur von Melasse als Trägerstoff bzw. Nährstoff oder der Nicht-Anwendung von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ bzw. Melasse konnte nicht festgestellt werden.

Die Ergebnisse, wonach der überwiegende Teil der Sequenzen im Präparat der sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ von *Lactobacillus* (also Milchsäurebakterien) dominiert wurde, kann als Hinweis darauf dienen, dass diese Präparate durch milchsäure Vergärung bzw. unter anoxischen Bedingungen hergestellt werden. Zugleich handelt es sich um eine Bakteriengruppe, die ubiquitär und in großer Anzahl in der Umwelt vorkommt, u. a. auf den Oberflächen von Pflanzen und in Aerosolen. So gesehen ist es – angesichts der hohen Einträge aus der Umwelt – allein schon aus diesem Grund nicht überraschend, dass kein direkter Effekt durch den Eintrag von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ bei der Zusammensetzung des Bodenmikrobioms sichtbar ist. Von ihrem Stoffwechsel her zersetzen Milchsäurebakterien leicht abbaubare organische Substanz, und sie sind physiologisch gar nicht in der Lage, viele der den „effektiven Mikroorganismen“ zugeschriebenen Effekte zu erbringen (z. B. Verringerung bzw. Verlangsamung der Zersetzung der zugeführten organischen Masse).

Sowohl Milch- als auch Essigsäurebakterien zersetzen leicht abbaubare Substrate und bilden darüber hinaus noch leichter abbaubare Produkte (organische Säuren), die in einem durchlüfteten Boden durch Mikroorganismen oxidativ rasch abgebaut werden können, es sei denn, sie sind im Aggregatinneren oder durch eine Okkludierung an Tonminerale physikalisch vor Abbau abgeschirmt und damit geschützt. Somit ist es fraglich, ob sie die von Näser (2020) zugeschriebenen Wirkungen einer Hemmung des

abbauenden Bodenstoffwechsels nach einer Lockerung des Bodens durch die postulierte antioxidative Wirkung relevant beeinflussen können. Und sie widersprechen der These von Näser (2020) wonach sie zu einem schnellen Gare-Effekt führen sollen. Die Herstellung des Ferments der „effektiven Mikroorganismen“ unter sauerstoffarmen bis -freien Bedingungen birgt auch das Risiko, dass Clostridien angereichert werden (Kapitel 4.2 und Kapitel 4.4). Durch die regelmäßige Ausbringungen clostridienhaltigen Ferments könnte es dazu kommen, dass Sporen potentiell tier- und humanpathogener Bakterien im Boden angereichert werden.

Die Untersuchung der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Diversität von Bakterien und Pilzen zeigte deutliche Unterschiede im Arteninventar der beiden Standorte auf. Vermutlich spielen hier die unterschiedlichen Bodenverhältnisse (Bodenart, pH-Wert, Humusgehalt) eine prägende Rolle. Sie waren auch der bestimmende Faktor für die Gehalte an mikrobieller Biomasse. Die Bedeutung des Standorts zeigte sich auch bei molekulargenetischen Untersuchungen, vor allem an Bodenpilzen, im Projekt DeNAe (Gorfer, 2022). Der Standort war bei der Differenzierung der taxonomischen Zuordnung der bestimmende Faktor. Ein signifikanter Einfluss regenerativer Bewirtschaftung konnte nicht festgestellt werden.

Gut unterscheidbar war auch, ob die Probenahme im Frühjahr vor und nach der Flächenrotte der Zwischenfrüchte (T2, T3) erfolgte oder nach der Ernte der Hauptfrüchte im Sommer und Herbst (T1, T5) bzw. als Rhizosphärenprobe (T4) während der Hauptwachstumsphase vom Mais. Trotz der größeren Streuung der verschiedenen Proben am Standort Kraichtal haben beide Standorte gemeinsam, dass die bakterielle Gemeinschaft zu den Zeitpunkten T1, T4 und T5 ähnlicher war im Vergleich zu T2 und T3. Bei den Pilzen war dies lediglich in den Rhizosphärenproben der Fall. Inwieweit sich in diesem Ergebnis der Einfluss der Zwischenfrüchte widerspiegelt oder doch eher Faktoren wie Temperatur und Bodenfeuchte eine Rolle spielen, die mit dem Zeitpunkt der Probenahme verbunden sind, kann nur vermutet werden.

Weniger deutlich waren Unterschiede in den Varianten des Versuchs zur Auswirkung der Anwendung von Ferment

mit „effektiven Mikroorganismen“ und verschiedener Zwischenfruchtkombinationen auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft im Boden. Nach der Einarbeitung der Zwischenfrucht Ende April waren die meisten Häufigkeitsunterschiede festzustellen. Insgesamt waren die Effekte der Varianten in Kraichtal ausgeprägter als in Graben-Neudorf (Kapitel 4), allerdings waren die Varianten bereits zur Ausgangssituation im Juli 2018 differenzierter. Die meisten signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Häufigkeit einiger Bakterientaxa waren in Variante 5 in Kraichtal zu finden, in der auf eine Sommerzwischenfrucht verzichtet, und nur eine Winterzwischenfrucht ausgesät wurde. Die Gründe dafür sind unklar. Zum ersten waren Unterschiede bereits zu Versuchsbeginn vorhanden, zum zweiten war die Variante 5 nicht die einzige mit Bewuchs zum Probenahmezeitpunkt und zum dritten war V5 in Graben-Neudorf nicht auffällig. In der Wirkung auf das Bodenmikrobiom überlagern Standortfaktoren und die Bereitstellung von organischer Masse als Nahrungsgrundlage offenbar alle anderen hier untersuchten Managementfaktoren (Zwischenfruchtart, Zusätze). Dies wird auch durch die Ergebnisse zur Diversität in der Rhizosphäre bestätigt, wonach diese in fast allen Varianten gegenüber den Bodenproben geringer war, die nicht in unmittelbarer Wurzelumgebung gezogen worden waren (Abbildung 43). Dies ist nicht überraschend, da bekannt ist, dass die hohe Kohlenstoffverfügbarkeit in der Rhizosphäre vorwiegend schnell wachsende Bakterien begünstigt. Dies führt in der Regel zu einer generellen Reduktion prokaryotischer Diversität (Schulz und Schloter, 2020). Die einzige Ausnahme bildete hier wiederum Variante 5. Dass die Reduktion der Diversität in der Rhizosphäre nicht die Regel sein muss, zeigt der Standort Graben-Neudorf (Abbildung 44). Der Unterschied zu den anderen Bodenproben war nur marginal.

Der Einsatz von Methiocarb aufgrund des Drahtwurm-Befalls in Kraichtal könnte Auswirkungen auf die Bodenmikroorganismen gehabt haben. Möglich wäre eine Beeinflussung der gefundenen Standortunterschiede oder besonderer Unterschiede zwischen den Terminen T3 und T4/T5 in Kraichtal. So war die prokaryotische  $\alpha$ -Diversität in der Rhizosphäre zum Zeitpunkt T4 im Vergleich zu den Proben zu anderen Zeitpunkten aus dem umgebenden Boden reduziert, und zwar in fast allen Varianten (und

damit unabhängig von Fermentgabe oder Aufwuchs von Zwischenfrucht; Ausnahme V5). In Graben-Neudorf war das nicht der Fall. Das Risiko für Bodenorganismen, inklusive Mikroorganismen, durch Methiocarb wird sowohl von der European Food Safety Authority (EFSA; Arena et al., 2018) als auch der Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority (APVMA 2018) als gering eingeschätzt. Nicht alle Veränderungen der Bodenmikroflora werden jedoch in den ökotoxikologischen Tests erfasst.

Die Analyse des funktionellen Potentials über die Metagenomanalyse zeigte auch nur geringe Unterschiede zwischen den Varianten, aber es gibt Hinweise darauf, dass am (einzig untersuchten) Standort Graben-Neudorf die Zusammensetzung eigentlich eine Verbesserung des N-Recyclings ermöglichen sollte. Vertreter der Ordnung der Micrococcales wurden bereits mittels 16s-rRNA-Sequenzierung als signifikant erhöht in der „auffälligen“ Variante 5 identifiziert. Mittels der metagenomischen Analysen konnte nun gezeigt werden, dass diesen Bakterien eine wichtige Rolle im N-Kreislauf zukommt. Eine solche Wirkung auf das N-Recycling wurde im Freiland jedoch nicht festgestellt (Tabelle 26). So unterschieden sich die Rohproteingehalte zwischen den Varianten in keinem der Untersuchungsjahre. Für die Aussage von Näser (2020), wonach die sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ die Entwicklung von Bodenpilzen fördern, gibt es in den vorliegenden Untersuchungen keine Hinweise.

Komposttee hatte, obwohl eigentlich als Blattspritzung eingesetzt, einen Einfluss auf den Boden. Die bodeneigene  $\alpha$ -Diversität wurde zumindest tendenziell vermindert, vor allem in Kraichtal. Darüber hinaus veränderte sich auch die Häufigkeit anderer Taxa, allerdings nur am Standort Kraichtal. Anders als die sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ war das Mikrobiom des Komposttees sehr divers und die dominanten Arten wurden auch im Boden wiedergefunden. Die im Versuch eingesetzten Komposttees hatten einen hohen Anteil von Bakterien der Gattung *Pseudomonas*, die ohnehin ubiquitär vorkommen (Kapitel 3.1.3). Einige Arten davon können sich um die Wurzeln von Pflanzen ansammeln und dort mit Hilfe von Mykorrhizen das Wachstum der Pflanzen fördern (Buddrus-Schiemann, 2008). Diese Bakterien sind in sauerstoff- und humusrei-

chen Böden „von Natur“ aus zu finden und gehören daher zum Bestandteil eines guten Ackerbodens. Ein Vergleich mit der Produktion von Silage zeigt, dass in biologischen Prozessen die Entwicklung von Bakterien stets von den Umweltbedingungen geprägt ist. In einem Topfversuch mit Gerste wirkte sich die Applikation von *Pseudomonas* bei einer niedrigen Nährstoffversorgung des Bodens signifikant positiv auf den Ertrag aus, während in nährstoffreichen Böden im Vergleich zur unbehandelten Variante keine signifikanten Unterschiede festgestellt wurden (Buddrus-Schiemann, 2008).

Eine dauerhafte Wirkung auf die Bodenmikrobiologie ist allerdings deshalb wenig wahrscheinlich, weil die Anzahl an zugeführten Mikroorganismen im Verhältnis zur Anzahl an Mikroorganismen im Boden sehr gering ist. Berücksichtigt man außerdem die komplexen Konkurrenz- und Symbiosebeziehungen zwischen den Mikroorganismen im Boden und die Stabilität dieser Beziehungen, so wird sich nach einer Störung durch die Zugabe von Komposttee das ursprüngliche Gleichgewicht schnell wieder einstellen. Die Ökologie des Bodens ist nicht leicht zu verändern, weil sie im Wesentlichen standort- und substratgetrieben ist. Ganz unabhängig hiervon gelangen Mikroorganismen durch die direkte Kompostzugabe in den Boden, ohne dass der Zusatzaufwand der Kompostteebereitung und -anwendung notwendig ist. Auf dem direkten Weg gelangt sogar eine weitaus höhere Anzahl an Mikroorganismen in den Boden. Und selbst diese vermögen es nicht, unter Freilandbedingungen bei den allermeisten Krankheiten einen Effekt zu erzielen, der aus der Sicht der Landwirte im Bereich des Akzeptablen ist (Litterick et al., 2004).



Tiefgrabender anezischer Regenwurm

Foto: Dr. Erich Unterseher/LTZ

## 7 Vergleichsuntersuchungen zu den Auswirkungen der „regenerativen Landwirtschaft“ auf die Regenwurmpopulation

Zusammengefasst nach dem Untersuchungsbericht von Ehrmann (2021)

### 7.1 Einleitung und Beschreibung der drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer

Regenwürmer sind in vielen Böden Mitteleuropas die Tiergruppe mit der höchsten Biomasse (Dunger, 1983). Aufgrund ihrer Lebensweise können Regenwürmer den Boden wesentlich beeinflussen. Sie bringen organisches Material in den Boden ein und vermischen es mit dem Boden. Dies hat zur Folge, dass stabile Ton-Humus-Komplexe entstehen, die dem Boden zu einer stabileren Krümelstruktur verhelfen (Pulleman et al., 2005). Die tiefreichenden Röhren der anezischen Arten sorgen für einen schnellen Abfluss der Niederschläge in den Unterboden und verringern so die Erosionsgefahr (Edwards et al., 1992; Ehlers, 1975). Auch verbessern diese Röhren die Durchwurzelung und Durchlüftung des Unterbodens. Ein hoher Regenwurm-besatz wird in der Landwirtschaft daher positiv beurteilt. Das Vorkommen der Regenwürmer wird zum einen von Boden und Klima (Lee, 1985; Ehrmann et al., 2002), aber bei Ackerflächen in hohem Maße auch von der Nutzung

bestimmt (Edwards, 1980). Einen großen Einfluss hat dabei die Bodenbearbeitung, da sie die Regenwürmer direkt schädigen kann (Krüger, 1952) und ihren Lebensraum verändert (Low, 1972).

Die Regenwürmer können vereinfacht in drei ökologische Gruppen eingeteilt werden:

a) die meist kleinen **epigäischen** Arten leben nahe der Bodenoberfläche und in Streuauflagen von Wäldern. Dort haben sie auch ihren Verbreitungsschwerpunkt, in Äckern sind sie eher selten. Sie sind ± durchgehend dunkel pigmentiert.

b) die tiefgrabenden **anezischen** Arten sind die größten einheimischen Regenwürmer. Sie sind immer am Vorderende dunkel pigmentiert, das Hinterende – mit dem sie in der Regel in ihrer Röhre bleiben – ist meist deutlich geringer pigmentiert. Sie haben tiefreichende Röhren mit einer Öffnung an der Bodenoberfläche. Sie können daher zur Nahrungsaufnahme an die Bodenoberfläche kommen, sich aber bei Gefahr oder Trockenheit in den Unterboden zurückziehen. Manche anezischen Regenwürmer (z. B. *Lumbricus terrestris*) sammeln Streu an der Bodenoberfläche und ziehen sie im Lauf der Zeit in den Boden. Sie tragen damit wesentlich zur Streueinbearbeitung bei, dies ist besonders bei reduzierter Bodenbearbeitung wichtig. Ihre tiefreichenden Röhren sind wichtige Wege für Wasser, Luft und Wurzeln.

c) die kleinen bis mittelgroßen **endogäischen** Arten leben normalerweise im Oberboden. Diese Regenwürmer haben in der Regel kein Röhrensystem mit einer Öffnung an der Bodenoberfläche und keine tiefreichenden Röhren. Die Nahrung wird im Boden aufgenommen und besteht vorwiegend aus humosem Mineralbodenmaterial. Sie haben die höchste Grabeleistung aller drei ökologischen Gruppen und haben daher große Bedeutung für die Oberbodenstruktur. Da sie den Boden nur selten verlassen, sind sie nicht oder nur wenig pigmentiert.

## 7.2 Material und Methoden

### 7.2.1 LAGE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

Die Versuchsflächen liegen im zentralen Kraichgau in der Gemeinde Kraichtal auf ca. 160 m ü. NN. Untersucht wurden vier Standorte, zwei davon wurden seit dem Frühjahr 2017 mit ausgewählten Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ bewirtschaftet (sog. „R-Flächen“), die beiden anderen wurden konventionell bewirtschaftet (K-Flächen). Jeweils eine R- und eine K-Untersuchungsfläche waren dabei benachbart. Sie lagen zwar auf etwas unterschiedlich bewirtschafteten Schlägen, sie wiesen aber sehr ähnliche Bodeneigenschaften auf (Kapitel 5.3 und Tabelle 47). Die genaue Lage der Regenwurmprobestellen ist am LTZ dokumentiert. Die Regenwurmuntersuchungen wurden auf denselben Kraichtaler Schlägen wie die Bodenuntersuchungen in Kapitel 5 durchgeführt und befanden sich in räumlicher Nähe zu den Bodenprobenahmestellen, ohne damit zu interferieren. In Kraichtal-Oberacker wurden Regenwürmer nur am unteren Hang untersucht (die Böden am Ober- und Unterhang).

### 7.2.2 BODEN DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

Ziel der Untersuchungen war es vor allem, Basisdaten für einen Vergleich von „regenerativ“ und „konventionell“ bewirtschafteten Flächen zu erheben. Die Probestellen auf den „regenerativ“ bewirtschafteten Schlägen und auf den konventionellen Vergleichsflächen sollten daher relativ ähnliche Bodeneigenschaften aufweisen. Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind im Gebiet aufgrund der Nähe zum Rheingraben vor allem holozäne Lössablagerungen.

Aufgrund der Bodenerosion durch die Jahrtausende andauernde landwirtschaftliche Nutzung kommen die hier eigentlich zu erwartenden Parabraunerden aber im Gebiet nur noch an wenigen Stellen vor. Im Gebiet dominieren auf den Kuppen oder in Oberhanglage entweder reine Pararendzinen oder Böden, die nur noch Reste des für Parabraunerden typischen Bt-Horizontes aufweisen (Parabraunerde-Pararendzina). In den Senken sind in der Regel tiefe kalkreiche Kolluvien zu finden. Bei beiden Standorten fand bei der Flächenauswahl eine Sondierung mit dem Bohrstock statt. Diese bestätigten die Bodenkarte des LGRB:

- Am Standort Oberacker wurde jeweils ein tiefgründiges Kolluvium beprobt. Die Humusgehalte in den Unterböden sind in beiden Flächen einheitlich und in 60–90 cm Tiefe mit 0,8 % doppelt so hoch wie am Standort Wasenberg (nur 0,4 %).
- Am Standort Wasenberg wurden bei der Bohrstocksondierung noch Reste eines Bt-Horizontes gefunden. Die Kuppe am Standort Wasenberg ist relativ breit, daher waren die Parabraunerden noch nicht restlos erodiert. Der Cv-Horizont war aber in beiden Flächen schon in 65 cm Tiefe anzutreffen.

Im Gewann Oberacker sind die beiden Schläge zwar landestypisch aus zahlreichen kleinen Flurstücken zusammengesetzt, die Bearbeitungsrichtung verlief aber im Wesentlichen in Falllinie – dies begünstigt Bodenerosion. Im Gewann Wasenberg liegen die Untersuchungsflächen und Teile eines angrenzenden Schlages auf einem einzigen großen Flurstück. Die Fläche ist wegen der Kuppenlage deutlich ebener als die beiden Schläge im Gewann Oberacker.

Für das Vorkommen von Regenwürmern sind neben der Bewirtschaftung vor allem die Parameter Bodenfeuchte, Bodenart, pH-Wert und Humusgehalt relevant (Ehrmann et al., 2002). Insgesamt zeigten sich relativ geringe Unterschiede bei diesen Parametern zwischen den verschiedenen Standorten und Probestellen (Tabelle 31 und Tabelle 47)

- Die Bodenart war mindestens im Oberboden überall ziemlich ähnlich (schluffiger Lehm; Kurzzeichen uL). Bei dieser Bodenart können prinzipiell tiefgrabende Regenwurmartentypen vorkommen. In reinen Schluff- oder

**TABELLE 47: BODENEIGENSCHAFTEN DER UNTERSUCHTEN SCHLÄGE – pH-WERTE UND HUMUSGEHALTE (%) IM PROFIL.**

	Oberacker				Wasenberg			
	konventionell		regenerativ		konventionell		regenerativ	
Tiefe	pH	Humus	pH	Humus	pH	Humus	pH	Humus
0–10	7,4	2,6	7,3	2,8	7,4	2,7	7,4	2,9
10–20	7,4	2,4	7,4	2	7,4	2,4	7,4	2,4
20–30	7,5	1,7	7,5	1,5	7,4	2,1	7,4	1,6
30–60	7,6	1,1	7,5	1,1	7,6	0,9	7,5	0,8
60–90	7,6	0,8	7,6	0,8	7,7	0,4	7,7	0,4

Alle Daten: LTZ 2019

Sandböden kommen nur selten tiefgrabende Regenwürmer vor. Die Unterböden am Wasenberg waren aber nach Fingerprobe etwas toniger als die Unterböden am Standort Oberacker.

- Die pH-Werte lagen auf allen Flächen über pH 7. Die Unterschiede zwischen den Flächen waren sehr gering. Innerhalb eines Bodenprofils nahm der pH-Wert mit der Tiefe etwas zu, im Unterboden wurden Werte von max. 7,7 erreicht. Dies sind mit die höchsten pH-Werte, die man in natürlichen Böden Baden-Württembergs findet. Während niedrigere pH-Werte prinzipiell ungünstig für viele Regenwurmarten sind (in Waldböden <pH 4,0 kommen meist nur noch epigäische Arten vor) kommen am oberen Ende der pH-Skala von natürlichen Böden in Baden-Württemberg durchaus viele verschiedene Regenwurmarten vor. Allerdings sind Böden mit hohen pH-Werten oft aus anderen Gründen (z. B. flachgründig, humusarm) nachteilig für Regenwürmer.
- Die Wasserversorgung war bei allen vier Probestellen günstig. Nimmt man an, dass die Böden bis mind. 150 cm durchwurzelbar sind, so errechnet sich bei der gegebenen Bodenart eine nutzbare Feldkapazität von weit über

200 mm. Dies sind prinzipiell sehr hohe Werte. Die Unterschiede zwischen den Standorten dürften auch relativ gering sein, da kein Standort im Einflussbereich von Grundwasser liegt.

- Der Humusgehalt lag in der obersten Bodenschicht bei knapp 3 % und nahm mit der Tiefe deutlich ab. Die Abnahme war am Standort Wasenberg deutlicher als am Standort Oberacker (Kolluvium). Die Unterschiede zwischen den beiden Bewirtschaftungsvarianten innerhalb der Standorte waren jeweils gering.

### 7.2.3 BEWIRTSCHAFTUNG UND BODENBEARBEITUNG

Die Vergleichspaare wiesen nur zu Projektbeginn (2018) die gleiche Kultur auf. Davor und vor allem auch danach wurden unterschiedliche Kulturen angebaut (Tabelle 48). Während die Abweichungen 2019 (Sommergerste vs. Sonnenblumen) noch tolerierbar gering waren, wurde 2020 auf der konventionellen Vergleichsfläche Winterweizen angebaut und auf der regenerativ bewirtschafteten Fläche erfolgte die Aussaat von Zuckerrüben. Es ist davon auszu-

**TABELLE 48: KULTUREN IM ZEITRAUM 2015–2021.**

	Oberacker		Wasenberg	
	konventionell	regenerativ	konventionell	regenerativ
2021	Mais	WWeizen	Mais	WWeizen
2020	WWeizen*	Zuckerrüben	WWeizen*	Erbsen*
2019	So-Blumen	S-Gerste*	So-Blumen	S-Gerste*
2018	W-Weizen	W-Weizen*	W-Weizen*	W-Weizen*
2017	Mais	Erbsen*	WRaps**	Z-Rüben
2016	WWeizen*	SGerste*	WWeizen	SGerste*
2015	WRaps**	WWeizen*	Mais	WWeizen*

\* nach der Ernte Begrünung; \*\* Ausfallraps als Begrünung.



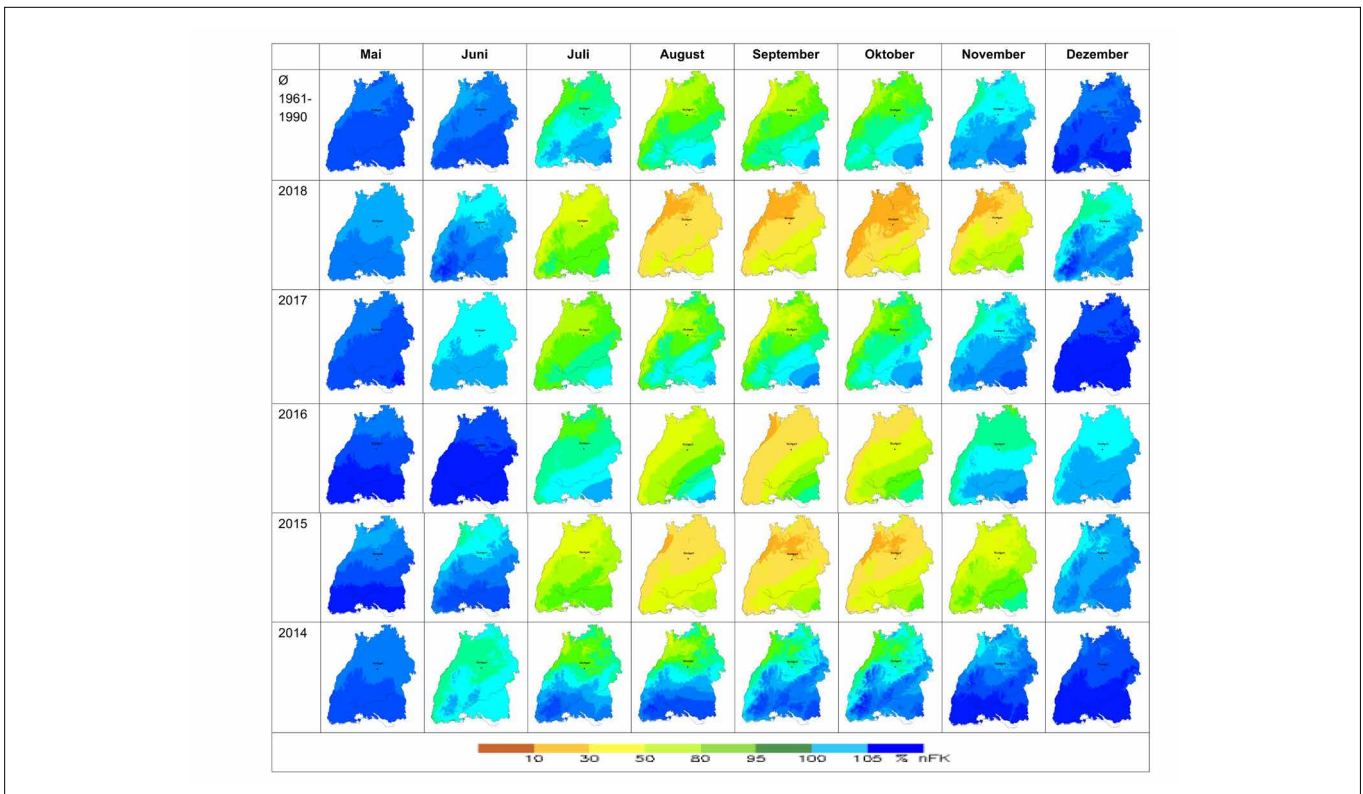


Abbildung 60: DWD-Modellierung der Bodenfeuchte von schweren Böden beim Anbau von Zuckerrüben für Standorte in Baden-Württemberg für den Zeitraum 2014–2018.

gehen, dass solch verschiedene Kulturen einen deutlich unterschiedlichen Einfluss auf die Regenwurmpopulation hatten. Die Festlegung der Fruchtfolge unterlag nicht dem Einfluss des Projektes. Die Bodenbearbeitung erfolgte bei beiden Betrieben pfluglos, meist wurden zur Grundbodenbearbeitung ein Schwergrubber (konventioneller Betrieb) und Fräsen mit Tiefenlockerungswerkzeugen (regenerativer Betrieb) eingesetzt. Zur Saatbettbereitung dominierten auf dem konventionellen Betrieb meistens die Kreiselegge, während der regenerativer Betrieb fräste.

Es zeigten sich deutliche Unterschiede bei der Bodenfeuchte zwischen dem Nordwesten und dem Südosten von Baden-Württemberg. Insbesondere 2015 und 2018 war die Bodenfeuchte im NW von Baden-Württemberg sehr gering.

#### 7.2.4 WITTERUNG

Eine lokale Wetterstation war nicht vorhanden. Daher wurden die Daten von der LTZ-Wetterstation Bruchsal verwendet. Diese liegt ca. 10 km westlich in gleicher Hö-

henlage. In den letzten 15 Jahren (2007–2021) lag dort die Durchschnittstemperatur bei 11,5 °C und es fielen im Mittel der Jahre 690 mm Niederschlag. Der Standort Gochsheim zählt daher zu den wärmsten in Baden-Württemberg und die mittleren Niederschläge sind nicht besonders reichlich. Im Gegensatz zu kleineren Bodentieren haben Regenwürmer im Freiland in Mitteleuropa eine relativ lange Generationszeit von ca. einem Jahr. Daher kann die aktuelle Population wesentlich von der Witterung der Vorjahre beeinflusst werden.

Nach dem ungewöhnlich trockenen und warmen Sommer des Jahres 2015 waren die beiden Folgejahre relativ normal, z. B. war auch die Sommertrockenheit im Jahr 2016 nicht ausgeprägt. Das Jahr 2018 war mit 566 mm Niederschlag ungewöhnlich trocken (vgl. Tabelle 46; Daten der LTZ-Wetterstation am Stifterhof/Odenheim), zudem fiel ein größerer Teil der Niederschläge außerhalb der Vegetationszeit, so dass es nicht nur eine ausgeprägte Frühjahrs- und Sommertrockenheit gab, sondern auch einen sehr trockenen Herbst (Abbildung 60). Einzig im Mai fielen mehr Niederschläge, diese reichten aber kaum für eine

Durchfeuchtung der Böden, da die meisten Kulturen das Wasser sofort verbrauchten. Entsprechend war auch die Bodenfeuchte im Jahr 2018 über einen langen Zeitraum ziemlich niedrig (Abbildung 60), dies ist sehr ungünstig für Regenwürmer. Daher war die erste Probenahme im Frühjahr 2019 sicherlich von der Trockenheit des Vorjahres beeinflusst.

Im Jahr 2019 war es kühler und feuchter (775 mm) und damit insgesamt relativ günstig für Regenwürmer. Das Folgejahr (2020) wies wiederum sehr geringe Niederschläge auf (557 mm), allerdings fielen nach der Getreideernte ergiebige Niederschläge, so dass es zu keiner so ausgeprägten Trockenperiode wie 2018 kam.

### 7.2.5 WAHL DES PROBENAHMEZEITPUNKTES

Ursprünglich sollten die Regenwurmuntersuchungen im Frühjahr 2018 durchgeführt werden. Das Projekt wurde im April 2018 genehmigt. Zu diesem Zeitpunkt waren die Äcker im Kraichgau aber schon zu trocken für Regenwurmuntersuchungen. Als Ersatztermin war eine Untersuchung im Herbst 2018 vorgesehen. Leider setzten größere Niederschläge erst im Dezember ein. Erst Mitte Dezember war es dann hinreichend feucht, aber schon viel zu kalt für Regenwurmuntersuchungen. Daher konnten die Untersuchungen erst im Frühjahr 2019 durchgeführt werden. Die erste Beprobung erfolgte am 30.4.2019 (Oberacker) und am 1.5.2019 (Wasenberg).

An den beiden Probetagen war es warm und sonnig. Alle Oberböden waren feucht. Am ersten Probetag war auch die Bodenoberfläche noch feucht. Die Temperaturen in 10 cm Tiefe waren für die Jahreszeit ungewöhnlich hoch, aber noch nicht limitierend für den Regenwurmfang (Tabelle 49). Die zweite Beprobung erfolgte mit einem Abstand von zwei Jahren im Frühjahr 2021. Der Standort Wasenberg wurde am 26.03.21 beprobt, der Standort Oberacker am 28.03.21.

### 7.2.6 METHODEN ZUR ERFASSUNG DER REGENWÜRMER

Alle Regenwurmfänge wurden mit einer Kombination von drei Methoden durchgeführt. Nach einem Elektrofang (je 1/8 m<sup>2</sup>; Thielemann, 1986) wurde von einer Teilfläche (1/30 m<sup>2</sup>) eine Handauslese durchgeführt. Die Handauslese erfolgte in den Ackervarianten bis zur Untergrenze des Ap-Horizontes. Nach der Handauslese wurde das Loch der Handauslese auf 1/8 m<sup>2</sup> erweitert und eine Austreibung mit AITC (Allylisothiocyanat, 100 mg AITC je Liter Wasser, 25 l Lösung je m<sup>2</sup>, Zaborski, 2003) durchgeführt. Jede Variante wurde mit 6 Wiederholungen beprobt. Alle Werte wurden auf 1 m<sup>2</sup> umgerechnet.

An beiden Standorten erfolgte außerdem noch eine Erfassung des Vorkommens der wichtigen tiefgrabenden Art *L. terrestris* anhand von Spuren an der Bodenoberfläche. Die Methodik ist in Kapitel 7.3.4 beschrieben.

**TABELLE 49: TEMPERATUR UND BODENFEUCHTE BEI PROBENAHME IM KRAICHTAL.**

		Termin Probetag	Bodenfeuchte		Luft- und Bodentemperatur		
			Bodenoberfläche	Oberboden (0–25 cm* pF)	Uhrzeit	T Boden in 10 cm Tiefe (°C)	T Luft in +100 cm (°C)
<b>2019</b>							
<b>Oberacker</b>	konventionell	30.04.	2,5	2,5	15:30	14,7	17,9
	regenerativ	30.04.	2,5	2,7	15:30	14,6	17,9
<b>Wasenberg</b>	konventionell	01.05.	4	2,5	17:00	18,2	20,8
	regenerativ	01.05.	2,5	2,7	17:00	17,4	20,8
<b>2021</b>							
<b>Oberacker</b>	konventionell	28.03.	4	2,4	12:00	8,9	14,2
	regenerativ	28.03.	2,5–4	2,5	12:00	9,5	14,2
<b>Wasenberg</b>	konventionell	26.03.	4	2,5	12:30	10,3	15,6
	regenerativ	26.03.	2,5–4	2,4	12:30	9,3	15,6

\* Ermittelt mittels Fingerprobe. Die Probestellen wurden 2019 genau eingemessen. Die Beprobung 2021 fand ca. 1,5 m neben den Probestellen von 2019 statt.

## 7.2.7 BESTIMMUNG DER REGENWÜRMER

Ermittelt wurden Abundanzen und Biomassen (Frischmasse, ausgekotet). Die Bestimmung der Regenwürmer erfolgte am lebenden Tier, adulte und juvenile Tiere wurden bis zur Art bestimmt. Nur bei einigen sehr kleinen juvenilen Regenwürmern und wenigen verletzten Tieren sowie bei juvenilen *Octolasion*-Arten war dies nicht möglich. Für die Bestimmung wurden die Schlüssel von Graff (1953) und Zicsi (1994) verwendet.

## 7.3 Ergebnisse

### 7.3.1 ARTENINVENTAR

Insgesamt wurden in den vier Äckern um Gochsheim acht Regenwurmarten aus drei verschiedenen ökologischen Gruppen gefunden (Abbildung 61 und Tabelle 50 – hier sind auch die vollständigen Namen der Arten aufgeführt):

- Typische **epigäische Arten** haben im sommertrockenen Klima des Kraichgaus in Äckern nur eine sehr geringe Bedeutung. Der Anteil an der Gesamtbiomasse lag bei 3 (2019) bzw. 4 % (2021). Gefunden wurde nur die Art *L. rubellus*, die sich auch bei Bedarf einige Dezimeter tief in den Mineralboden graben kann. Epigäische Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Wald und Grünland, in Äckern fehlt ihnen die Streuauflage.
- Im Untersuchungsgebiet kommen fünf **endogäische Arten** vor. Normalerweise ist die Art *A. caliginosa* die eindeutig dominierende endogäische Art in den Äckern Baden-Württembergs, sie hat im Mittel eine größere Biomasse als alle anderen endogäischen Arten zusammen. Im Untersuchungsgebiet war es 2019 anders, hier hatte sie nur einen Anteil von 8 % an der gesamten Biomasse. Die relativ kleine Art *A. chlorotica* wies 2019 einen Anteil von 25 % auf. Daneben waren noch die sehr kleine Art *A. rosea* (9 % Anteil an der Biomasse) und die beiden ziemlich großen *Octolasion*-Arten *O. lacteum* (6 %) und *O. cyaneum* (12 %) vertreten. Die Anteile veränderten sich 2021 überraschend deutlich. *A. caliginosa* wies im Frühjahr 2021 einen Anteil von 28 % auf. Der Anteil von *A. rosea* blieb gleich (10%).

Immerhin noch 17 % wies *A. chlorotica* auf. Deutliche Veränderungen gab es bei den beiden großen *Octolasion*-Arten: *O. cyaneum* fehlte und der Anteil von *O. lacteum* ging auf 2 % zurück.

- Es kam eine einzige **anezische** (tiefgrabende) Regenwurmart vor: *L. terrestris*. Sie ist die häufigste anezische Art in Baden-Württemberg, im Landesmittel hat sie ähnlich hohe Biomassen wie *A. caliginosa* (Ehrmann, 2015). Diese Art kam im Gewann Oberacker nur sporadisch vor, im Gewann Wasenberg wies sie im Mittel eine größere Biomasse auf als alle anderen Arten zusammen.

Bei genauerer Betrachtung des Arteninventars ist auf folgende Auffälligkeiten hinzuweisen (Tabelle 50):

- Im Mittel kamen an einem Standort 4,9 Arten vor, dies ist deutlich über dem Landesmittel für Ackersandorte (3,9).
- Das Durchschnittsgewicht adulter Tiere lag bei allen Arten deutlich über dem Mittel für Baden-Württemberg.
- Die wichtige tiefgrabende anezische Art *L. terrestris* kam nicht wie zu erwarten vor allem in der Senke vor. Dort wurde nur ein einziges Tier gefunden, sondern man fand sie vor allem auf der Kuppe. Hypothesen zur Erklärung des Befundes siehe Kapitel 7.6.
- Am Standort Oberacker wurde ein Exemplar der für Baden-Württemberg relativ neuen Art *Aporrectodea nocturna* gefunden. Diese Art kann aufgrund einer zeitweise exzessiven Losungsablage Probleme auf intensiv genutztem Grünland verursachen (Hohla, 2021).

### 7.3.2 ANZAHL UND BIOMASSE DER REGENWÜRMER

Im Frühjahr 2019 wurden im Mittel der vier Äcker 64 Regenwürmer je m<sup>2</sup> mit einer Biomasse von 24 g m<sup>-2</sup> gefunden. Damit lag die Anzahl sehr deutlich (dreimal) und die Biomasse deutlich (ca. 2x) unter den langjährigen Durchschnittswerten von Äckern in Baden-Württemberg (Abbildung 62). Im Frühjahr 2021 wurden im Mittel der vier Äcker 96 Regenwürmer je m<sup>2</sup> mit einer Biomasse von 61 g m<sup>-2</sup> gefunden. Dies sind mittlere Werte für Baden-Württemberg, aber keine Spitzenwerte.

**TABELLE 50: VERGLEICH DER WIRKUNG REGENERATIVER UND KONVENTIONELLER BEWIRTSCHAFTUNG AUF DIE LISTE DER GEFUNDENEN REGENWURM-ARTEN IN BÖDEN DER STANDORTE KRAICHTAL-OBERACKER UND GOCHSHEIM (WASENBERG) IN DEN JAHREN 2019 UND 2021 SOWIE DURCHSCHNITTMASSEN DER ADULTEN INDIVIDUEN.**

	adulte: Ø Masse (g)		Oberacker				Wasenberg			
	Ø Baden-Württemberg	Oberacker + Wasenberg (Ø 2019+21)	Konventionell		Regenerativ		Konventionell		Regenerativ	
			2019	2021	2019	2021	2019	2021	2019	2021
<b>epigäische</b>										
<i>Lumbricus rubellus</i>	1,07	1,16	j	•		j	•		j	
<b>endogäische</b>										
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,23	0,30	•	•		j	•	•	j	•
<i>Allolobophora chlorotica</i>	0,28	0,38	•	•	•	•	j		•	•
<i>Octolasion cyaneum</i>	2,01	3,41	•		•					
<i>Octolasion lacteum</i>	1,06	1,61	•	•			•		•	•
<b>anezische</b>										
<i>Lumbricus terrestris</i>	4,01	5,90			•		j	•	j	•
<b>endogäisch-anezisch</b>										
<i>Aporrectodea nocturna</i>	(1,28)**	1,75*				•				
<b>Summe Arten</b>			<b>5</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>5</b>

\* nur 1 Exemplar; \*\* wenig Daten; \* = nachgewiesenes Vorkommen;

j = Vorkommen unsicher (nur juvenile, nicht immer sicher bestimmbare Tiere). MW BaWü: Daten nach Untersuchungen von Ehrmann (unveröffentlicht).

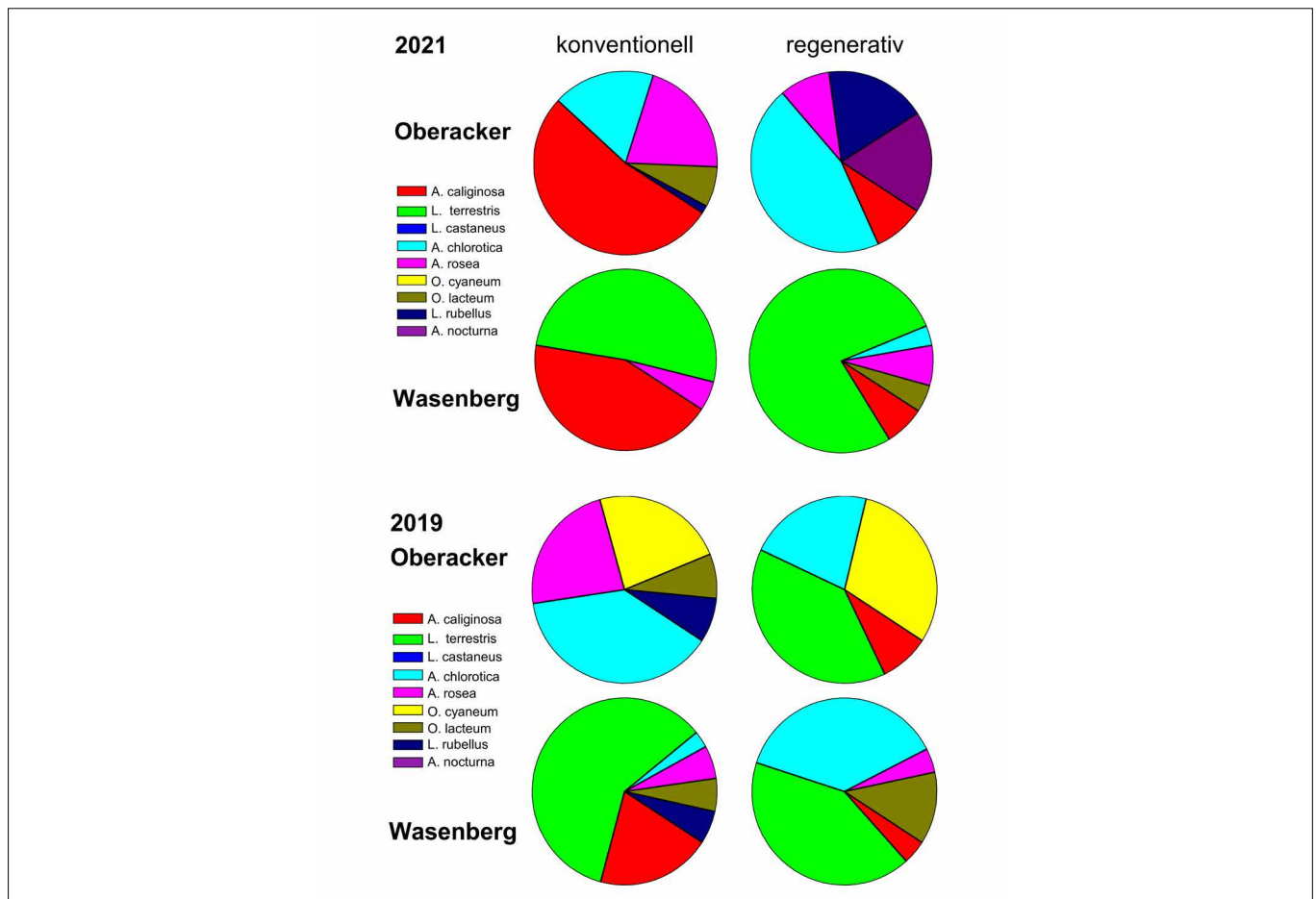


Abbildung 61: Anteile der verschiedenen Regenwurmarten an der Biomasse. Sehr geringe Anteile einzelner Arten an der Biomasse setzen sich farblich u. U. nicht ab.

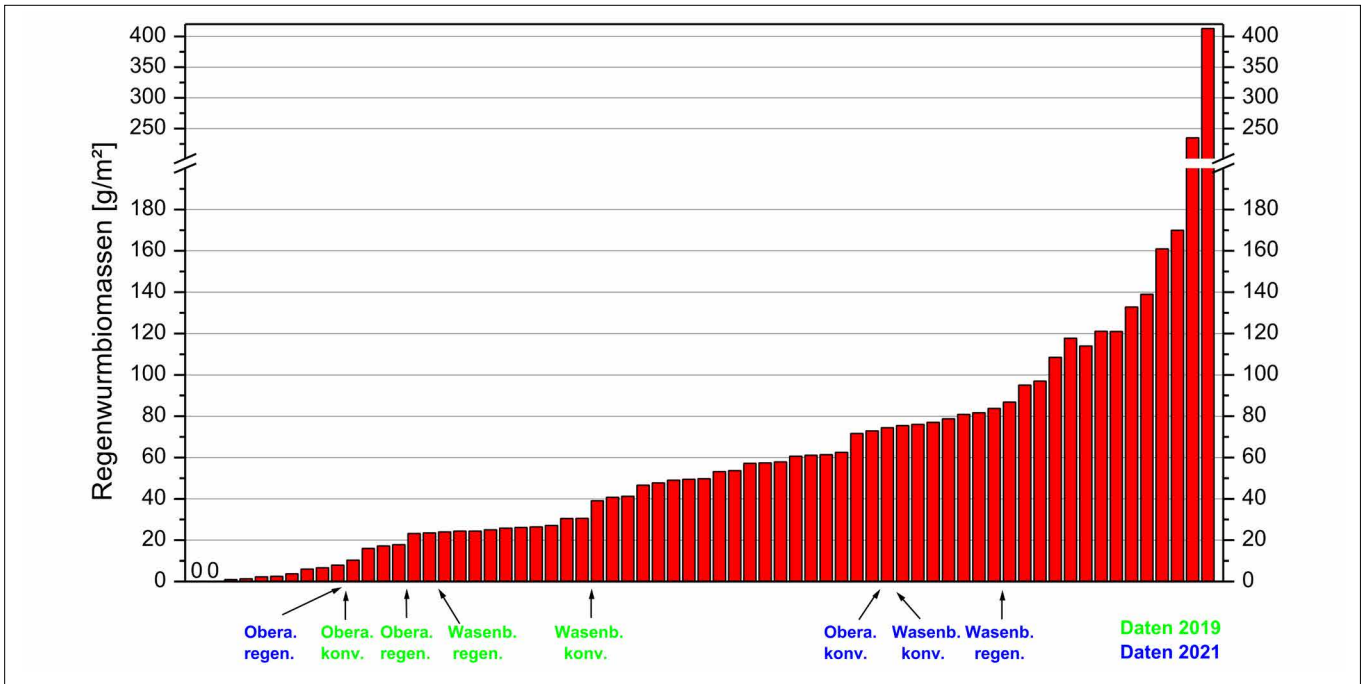


Abbildung 62: Vergleich der Regenwurmbiomasse der untersuchten Standorte in den Jahren 2019 (grün) und 2021 (blau) mit anderen Ackerstandorten in Baden-Württemberg (67 verschiedene Standorte, davon sieben Direktsaatflächen; Zeitraum 1989–2011. Daten: Ehrmann (unveröffentlicht).

**7.3.3 UNTERSCHIEDE ZWISCHEN REGENERATIV UND KONVENTIONELL BEWIRTSCHAFTETEN FLÄCHEN**

Die „regenerative Bewirtschaftung“ auf dem Betrieb Kraichtal wurde im Frühjahr 2017 eingeführt. Die angestrebte dauerhafte Begrünung des Ackers ist an sich positiv für Regenwürmer, weil sich das Nahrungsangebot erhöht und die Bodenoberfläche möglicherweise länger feucht ist. Allerdings konnte bis zum Zeitpunkt der Untersuchung auf Grund der Fruchtfolge auf beiden Betrieben nur mit abfrierenden Zwischenfrüchten gearbeitet werden, so dass keine großen Unterschiede zu erwarten waren. Bei den Untersuchungen im Frühjahr 2019 wurden im Mittel der

zwei „regenerativ“ bewirtschafteten Flächen 72 Regenwürmer pro m<sup>2</sup> mit einer Biomasse von 24 g/m<sup>2</sup> gefunden. Die Werte für die „konventionellen“ Vergleichsflächen sind 56 und 24 g/m<sup>2</sup>. Statistisch absicherbare Unterschiede zwischen „regenerativ“ und „konventionell“ gab es jedoch nicht (Tabelle 51).

Bei den Untersuchungen im Frühjahr 2021 wurden im Mittel der zwei „regenerativ“ bewirtschafteten Flächen wiederum 72 Regenwürmer pro m<sup>2</sup> mit einer Biomasse von 48 g m<sup>-2</sup> gefunden. Die Werte für die „konventionellen“ Vergleichsflächen: 120 Individuen m<sup>-2</sup> und 75 g m<sup>-2</sup> Biomasse. Die Gewanne unterschieden sich aber deutlich (Tabelle 51, Abbildung 62).

**TABELLE 51: MITTELWERTE DER BIOMASSEN UND ABUNDANZEN DER REGENWÜRMER 2019 UND 2021 AN DEN STANDORTEN IN KRAICHTAL.**

Biomasse als Frischmasse in (g m<sup>-2</sup>), Mittelwerte; Abundanz als Anzahl in (n m<sup>-2</sup>). Summe der jeweils gefundenen Arten.

Standort	Oberacker		Gochsheim (Wasenberg)	
	konventionell	regenerativ	konventionell	regenerativ
<b>Biomasse 2019</b>	12,3	23,4	35,1	23,9
<b>Biomasse 2021</b>	74,5	11,2	75,6	84,6
<b>Abundanz 2019</b>	56,3	48,2	55,7	95,8
<b>Abundanz 2021</b>	174,8	46,8	64,7	97,7



Im Gewinn Oberacker waren bei „konventionell“ die Abundanzen um den Faktor 3,7 und die Biomassen um den Faktor 6,7 höher als bei „regenerativ“. Diese großen Unterschiede sind statistisch abgesichert ( $\alpha=0,01$ ). Dass die niedrige Regenwurmpopulation am Standort Oberacker-„regenerativ“ so niedrig war, ist sehr ungewöhnlich. Trotz günstigerer Witterung in den Vorjahren lag sie unter dem Niveau von 2019. Sehr auffällig ist dabei auch das fast völlige Fehlen von adulten Tieren. Die Population hat vermutlich im Jahre 2020 eine heftige Beeinträchtigung erfahren. Beim Gewinn Wasenberg waren bei „regenerativ“ die Abundanzen um den Faktor 1,5 und die Biomassen um den Faktor 1,7 höher als bei „konventionell“. Diese Unterschiede sind aber statistisch nicht abgesichert.

### 7.3.4 SPUREN TIEFGRABENDER REGENWÜRMER AN DER BODENOBERFLÄCHE

Tiefgrabende Regenwürmer sind insbesondere bei geringeren Dichten sehr unregelmäßig auf einem Schlag verteilt. Die übliche Gesamt-Probefläche bei Regenwurmfängen von ca. 1 m<sup>2</sup> ist dann nicht hinreichend, um das Vorkommen sicher zu beschreiben. Tiefgrabende Regenwürmer hinterlassen Spuren an der Bodenoberfläche (Losungen und/oder zusammengezogene Streu). Diese Spuren korrelieren mit der Anzahl der tiefgrabenden Regenwürmer, aber nicht unbedingt im Verhältnis 1:1, da häufig mehrere Regenwürmer unter einem Streuhäufchen vorkommen. Diese Spuren kann man zählen, der Zeitaufwand ist ca. um den Faktor 20–40 geringer als bei normalen Regenwurmfängen. Mit dieser Methode ist es möglich, das Vorkommen von tiefgrabenden Arten auf größeren Flächen mit vertretbarem Aufwand zu charakterisieren. Die Methode erfasst nur tiefgrabende Arten, ist „nur“ semiquantitativ und nur unter bestimmten Rahmenbedingungen (z. B. eine länger zurückliegende Bodenbearbeitung) anwendbar.

Die Zählungen der Spuren an der Bodenoberfläche erfolgten entlang von vier Transekten. Im kürzeren Transekt in Oberacker erfolgte eine Aufnahme alle 5 Schritte (ca. 4,5 m), im längeren Transekt in Gochsheim (Wasenberg) wurde alle 6 Schritte (ca. 5,5 m) gezählt. Die Probefläche betrug bei Winterweizen 0,5 m<sup>2</sup> und beim Mais aufgrund

der übersichtlicheren Probefläche 1,2 m<sup>2</sup>. Die Werte wurden für die Darstellung auf 1 m<sup>2</sup> umgerechnet.

Die Spuren an der Bodenoberfläche konnten auf den vier Schlägen aufgrund der sehr unterschiedlichen Fruchtfolge nicht zur gleichen Zeit gezählt werden, da eine längere Bodenruhe Voraussetzung für die Bildung der Spuren ist. Die Zählungen erfolgten jeweils mit mindestens zwei Monaten Abstand zur letzten Bodenbearbeitung. Bei regenerativ (Kultur jeweils Winterweizen) erfolgten die Untersuchungen am 24.02.2021. Zu diesem Zeitpunkt waren aber aufgrund einer Bodenbearbeitung im Januar keine Spuren in den potentiellen Körnermaisflächen in der konventionellen Variante erkennbar. Die Zählungen im Körnermais konnten erst am 27.06.2021 durchgeführt werden.

Die sehr unterschiedlichen Termine lassen einen direkten Vergleich der Zählungen zwischen den unterschiedlich bewirtschafteten Schlägen nicht zu, es sind aber folgende Vergleiche möglich:

- Vorkommen anezischer Regenwürmer innerhalb eines Schlages
- Vergleich der Gewanne Oberacker und Wasenberg anhand gleich bewirtschafteter Schläge.

Die Zählungen der Spuren anezischer Regenwürmer ergaben folgende Ergebnisse:

- Beim Gewinn Oberacker gab es bei beiden Schlägen nur sehr vereinzelt Spuren tiefgrabenden Regenwürmer. Auf dem „regenerativ“ bewirtschafteten Schlag wurden die Spuren nur in der Nähe der Feldränder gefunden. Dies weist auf eine Einwanderung von günstigeren Stellen in der Landschaft hin, im Acker konnten sich diese Regenwürmer anscheinend nicht etablieren.
- Beim Gewinn Wasenberg wurden in beiden Schlägen praktisch flächendeckend zahlreiche Spuren tiefgrabender Regenwürmer gefunden. Beiden Schlägen gemeinsam ist, dass am oberen Feldrand jeweils weniger Spuren von tiefgrabenden Regenwürmern gefunden wurden. Dort ist der Boden stärker erodiert – es steht der fahle tonarme Unterboden an. In der „regenerativ“ bewirtschafteten Parzelle kamen auch am Ackeranfang weniger tiefgrabende Regenwürmer vor, dort ist der Acker etwas mehr als in der Ackermittle erodiert.

Die Zählungen der Spuren anezischer Regenwürmer bestätigten die Ergebnisse der normalen Regenwurmfänge. Trotz ähnlicher („regenerativ“) oder gleicher Bewirtschaftung („konventionell“) wiesen Wasenberg und Oberacker eine sehr unterschiedliche Population an tiefgrabenden Regenwürmern auf. Am Wasenberg wurden trotz Kuppenlage bei beiden Kulturen wesentlich mehr tiefgrabende Regenwürmer gefunden.

#### 7.4 Gesamtdiskussion und Fazit

Die Regenwurmvorkommen in den Böden der untersuchten Ackerschläge in Kraichtal sind ein Produkt aus Witterung, Bewirtschaftung und Bodenverhältnissen. Von den hier untersuchten Standorten könnte man eigentlich aufgrund der tiefgründigen Lössböden größere Regenwurmpopulationen erwarten. Auch ist die Bewirtschaftung vermutlich eher etwas günstiger als im Landesmittel, da die Betriebe nur sehr selten (konventioneller Betrieb) oder überhaupt nicht pflügen. Dass trotzdem keine sehr großen Regenwurmpopulationen vorkommen, kann mehrere Gründe haben.

##### **Einfluss von Witterung und Klima**

Das Klima ist im Kraichgau nicht besonders günstig für Regenwürmer. Aufgrund der hohen Temperaturen und der mäßigen Niederschläge tritt dort regelmäßig eine Sommer-trockenheit auf. Das Jahr 2018 vor der ersten Probenahme war besonders niederschlagsarm, die Böden waren daher lange und tiefreichend ausgetrocknet. Die Unterschiede zwischen 2019 und 2021 sind sicherlich nicht nur eine Folge der Bewirtschaftung, sondern auch eine Folge des extrem trockenen Jahres 2018. Auch ein nur wenige Kilometer entfernter vergleichbarer Standort, an dem der beauftragte Experte regelmäßig Regenwürmer untersucht, zeigte im Frühjahr 2019 eine deutlich geringere Biomasse als in den Vorjahren. Untersuchungen von Ehrmann im Auftrag der LUBW in Wäldern Baden-Württembergs (LUBW 2020) zeigten einen deutlich negativen Einfluss der Trockenjahre 2015 und 2018 auf Regenwurmpopulationen.

Die relativ hohe Artenzahl weist darauf hin, dass die Standorte trotz der regelmäßig auftretenden Sommertrockenheit

prinzipiell nicht ungünstig für Regenwürmer sind. Die Parameter Abundanz und Biomasse reagierten deutlicher negativer auf das Trockenjahr 2018 als die Artenzahl. Die verbliebenen Exemplare hatten ein reichhaltiges Nahrungsangebot; dies ist vermutlich ein Grund für das hohe Durchschnittsgewicht. Oft sind jedoch an trockenen Standorten Regenwürmer einer Art prinzipiell etwas schwerer als an feuchteren Standorten.

Die hohe nutzbare Feldkapazität (nFK) der untersuchten Böden ist in diesem vergleichsweisen niederschlagsarmen Gebiet „Fluch und Segen“ für die Regenwürmer zugleich. Sie verhindert zwar das schnelle Austrocknen der Böden – die Regenwürmer können im Frühjahr länger aktiv sein. Aber die Wiederbefeuchtung dauert im Herbst in der Regel deutlich länger als bei flachgründigen Böden. Eine Muschelkalk-Rendzina kann nach einem Starkregen von 50 mm im August nach der Ernte schon wieder feucht sein, die Pararendzina im Kraichgau mit ihrer hohen nFK wurde 2018 vermutlich erst im Dezember hinreichend feucht für Regenwurmmaktivität.

Dafür waren die relativ milden Winter der letzten Jahre von Vorteil, weil sie den Aktivitätszeitraum der Regenwürmer ausweiten. Man kann z. B. mittlerweile öfters auch im Januar *L. terrestris* bei der Nahrungssuche auf der Bodenoberfläche beobachten. Frost war aber auch schon in früheren Jahren kein großes Problem für Regenwürmer im Kraichgau. Zwar vertragen mitteleuropäische Regenwürmer keinen Frost (nur die Eier in den Kokons überleben Temperaturen bis ca. -10 °C), aber alle hier vorkommenden Ackerarten können sich bei Bedarf in etwas wärmere Schichten des Bodens zurückziehen. Auch schützt eine Schneedecke bei stärkerem Frost.

##### **Einfluss der Bodenerosion**

Die großen tiefgrabenden Regenwürmer haben meist einen wesentlichen Anteil an der Regenwurmbiomasse. Sie sind die einzigen Regenwurmart, die stabile tiefreichende Röhren bis in über 1 m Tiefe anlegen, sie haben daher großen Einfluss auf Wasserinfiltration, Durchlüftung und Durchwurzelung der Böden – besonders wichtige Anpassungsfaktoren bei der Zunahme von Starkregen

und Trockenheit im Zuge des Klimawandels. Am Standort Oberacker sind sie kaum mehr vorhanden (es wurde 2019 und 2021 insgesamt nur ein einziges Tier gefunden), obwohl sich alle Probeflächen dort in der an sich für Regenwürmer günstigen Unterhanglage befanden. Die Ursache ist vermutlich die viel zu hohe Bodenerosion der letzten Jahrzehnte, die sich nicht nur auf die erodierten Oberhänge, sondern auch auf die Unterhänge ungünstig auswirkt. Auf dem weniger stark erosionsanfälligen Standort Wasenberg mit geringer Hangneigung waren tiefgrabende Regenwürmer reichlich vertreten.

Im Kraichgau ist aufgrund der Hängigkeit des Geländes sowie der leichten Erodierbarkeit des tonarmen Lösses die Bodenerosion oft so hoch, dass die Böden in der Senke manchmal meterhoch mit tonarmem Material von weiter oben überdeckt wurden. Dadurch verschlechterte sich der Standort für tiefgrabende Regenwürmer sowohl auf der Kuppe als auch in der Senke. Diese Entwicklung ist äußerst bedenklich, weil sie leider für viele Standorte im Kraichgau typisch ist. Die Entwicklung ist selbstverstärkend, da Böden ohne tiefgrabende Regenwürmer deutlich anfälliger gegenüber Starkregen sind als humusreiche Böden mit einer reichhaltigen Regenwurmpopulation.

### **Bewirtschaftung**

Am deutlichsten wurde der Einfluss der Bewirtschaftung im Unterschied zwischen den regenerativ und konventionell bewirtschafteten Schlägen in Oberacker. Im Jahr 2020 wurden auf dem regenerativen Schlag Zuckerrüben angebaut (auf dem Wasenberg Erbsen), bei der konventionellen Vergleichsfläche war es Winterweizen. Die Zuckerrüben-ernte bei „regenerativ“ in Oberacker erfolgte erst im November 2020, bei schon zu feuchtem Boden. Anschließend erfolgte eine Grund-Bodenbearbeitung (Schwergrubber) und zur Saat eine Bearbeitung mit der Kreiselegge. Die Kombination von Verdichtung und anschließender intensiver Bodenbearbeitung bei zu hoher Bodenfeuchte ist für Regenwürmer extrem ungünstig und mit großer Wahrscheinlichkeit die Ursache für den gegenüber 2019 drastischen Einbruch der Regenwurmpopulation, der im Frühjahr 2021 festgestellt wurde.

Außerdem war die Bewirtschaftung (Sommergerste vs. Sonnenblumen) 2018/2019 nicht ganz identisch. Allerdings sind hier keine großen Einflüsse zu erwarten, da es sich bei beiden Kulturen um eine Sommerung mit ähnlicher Bodenbearbeitung handelt. Die Bewirtschaftung in den Folgejahren (2020 und 2021) war jedoch deutlich unterschiedlich. Im Jahr 2020 standen Zuckerrüben bzw. Erbsen gegen Winterweizen. 2021 wurde bei „regenerativ“ jeweils Winterweizen und bei „Konventionell“ Körnermais angebaut. Der Vergleich zwischen „regenerativ“ und „Konventionell“ wurde in dieser Untersuchung durch die dominanten Einflüsse der außergewöhnlichen Witterung und der unterschiedlichen Fruchtfolge sowie die sehr ungünstige Bodenbearbeitung in Oberacker erschwert.

Die Populationen waren mindestens im Frühjahr 2019 noch in der „Regenerationsphase“. Aufgrund der langen Generationszeit der Regenwürmer von einem Jahr hat eine solche Vorgeschichte einen wesentlich größeren Einfluss auf die Regenwurmpopulation als die Unterschiede in der Bewirtschaftung zwischen „regenerativ“ und „Konventionell“. Die Witterung betraf „regenerativ“ und „konventionell“ allerdings gleichermaßen. Die Bodenbearbeitung hatte nur in Oberacker dramatische Folgen. Am Standort Gochsheim (Wassenberg) zeigten die Abundanzen und Biomassen bei den beiden Bewirtschaftungsformen statistisch absicherbar keine Unterschiede.





Gerste und Inkarnatklée auf dem Versuchsgut Bettenreute

Foto: Dr. Gerd Joachim Sauter/LTZ

## 8 Systemvergleich „regenerative Landwirtschaft“ auf dem Versuchsgut Bettenreute

### 8.1 Einleitung

Zum 01.11.2017 nahm das LAZBW in Aulendorf die Bewirtschaftung von ca. 70 ha Ackerfläche und etwa 23 ha Grünland der Domäne Bettenreute in Fronreute (Landkreis Ravensburg) auf. Die Bewirtschaftung der Flächen im Rahmen der Biodiversitätsstrategie des Landes sollte als Versuchs- und Modellbetrieb wesentliche Maßnahmen einer regenerativen Landwirtschaft aufgreifen und mit einer herkömmlichen konventionellen Wirtschaftsweise vergleichen. In diesem Projekt wurden Auswirkungen bzw. Effekte der „regenerativen Landwirtschaft“ dieser Flächen mit denen der konventionell wirtschaftenden Landwirtschaft verglichen. Die Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ waren:

- Zwischenfruchtanbau, möglichst mit winterharten Arten aus allen Pflanzenfamilien
- Untersaaten in Hauptkulturen, möglichst mit Arten aus allen Pflanzenfamilien
- Gemengeanbau
- möglichst reduzierte oder flach wendende Bodenbearbeitung
- teilweiser Einsatz von Fermenten (Basis waren sogenannte „effektive Mikroorganismen“) zur sogenannten

„Rottelenkung“ nach flachem Einarbeiten (möglichst mit Fräse) von Zwischenfruchtbeständen (Flächenrotte)

- Umsetzung von Düngeempfehlungen nach der Albrecht-Methode.

Ziele des Konzeptes sind u. a. die Erhöhung der Kulturartenvielfalt (Agrobiodiversität) auf den Schlägen durch Gemengeanbau, Untersaaten und Zwischenfruchtmischungen, die Förderung des Bodenlebens und des Humusaufbaus sowie das Herantasten in der Praxis an die Wirtschaftsweise der „regenerativen Landwirtschaft“. Im Projektverlauf wurde auch die Beratung von Näser und Wenz in Anspruch genommen. Die Erfahrungen des LAZBW runden die on-farm-Versuche unter der Verantwortung vom LTZ ab. Folgende Fragestellungen wurden in den Untersuchungen behandelt:

1. Wie wirkt sich die „regenerative Landwirtschaft“ auf den Betriebsmitteleinsatz aus?
2. Wie wirkt sich die „regenerative Landwirtschaft“ auf Erträge und Qualität aus?
3. Wie wirkt sich die „regenerative Landwirtschaft“ auf die Nährstoffgehalte im Boden aus (z. B. Nitrat, Sulfat)?
4. Wie wirkt sich die „regenerative Landwirtschaft“ auf die Bodenfruchtbarkeit (z. B. Aggregatstabilität, mikrobielle Biomasse, Regenwurmbesatz) aus?

Es sollte auch untersucht werden, welche Herausforderungen sich ergeben, wenn eine Bewirtschaftung nach den Grundsätzen der „regenerativen Landwirtschaft“ durchge-

**TABELLE 52: NAME, ART DER BEWIRTSCHAFTUNG UND ZUORDNUNG ZU BODENKLASSEN DER UNTERSUCHTEN VERSUCHSFELDER EINGETEILT IN FRUCHTFOLGEFELDER.**

	Fruchtfolgefeld							
	1		2		3		4	
<b>Name Versuchsfeld</b>	Meret. Esch	Geldr. links	Geldr. rechts	Brühlacker	Kreuzacker	Lange Furth	Schwende	Maieresch
<b>Bewirtschaftung*</b>	R	K	R	K	R	K	R	K
<b>Bodenklasse nach Reichsbodenschätzung</b>	LIIb2	LIIb2	sL3D	sL3D	sL3D/ L4D	sL3D	L4D	L4D

\* R = „regenerative“ Bewirtschaftung; K = „konventionelle“ (betriebsübliche) Bewirtschaftung

führt wird. Es wurden in Bettenreute keine Feldversuche angelegt und somit auch keine Wiederholungen der untersuchten Varianten, vielmehr handelt sich um Erhebungen auf Großflächen. Eine statistische Auswertung war daher nicht möglich.

## 8.2 Bewirtschaftung Betrieb Bettenreute

### 8.2.1 STANDORT

Die Flächen des Betriebes Bettenreute liegen zwischen 570 u. 600 m ü NN. Eine lokale Wetterstation ist erst seit Frühjahr 2020 vorhanden. Die nächstgelegene LTZ-Wetterstation (Kleintobel bei Berg, 508 m ü NN, ca. 6,9 km südöstlich) weist eine Jahresdurchschnittstemperatur von 9,4 °C auf. Die durchschnittlichen jährlichen Niederschläge liegen dort bei 884 mm (alle Daten: Ø 1998–2017). Alle Flächen liegen in der Jungmoränenlandschaft Oberschwabens. Die Grenze Jung/Altmoräne liegt ca. 12 km weiter nördlich. Das Gebiet weist eine komplexe Geologie auf, weil der Endmoränenwall des jüngsten Eisvorstoßes innerhalb der Würmeiszeit ziemlich genau die nördliche Grenze des Gebiets darstellt. Ausgangsmaterial der Böden sind Sedimente des Rheingletschers. Seit dem Ende der Eiszeit haben im Gebiet sehr deutliche Umlagerungen von Sedimenten und Böden stattgefunden.

Nach der Bodenschätzung wurden die Böden der Versuchsflächen meist als sL3D und L4D eingestuft, was auf die Bodenarten „sandiger Lehm“ (sL) und „Lehm“ (L) und Ackerzahlen zwischen 50 und 75 hinweist. Auf Grund der geologischen Entstehung gibt es häufig innerhalb der Schläge Veränderungen in der Bodenart. Für zwei der insgesamt acht Versuchsflächen (Meretsreuter Ösch und Geldrichsacker Links) wurden bei der Bodenschätzung

Werte für Grünland angegeben. Wann der Grünlandumbruch erfolgte, ist aber nicht bekannt. Vermutlich erfolgte der Umbruch aber schon vor längerer Zeit (> 25 Jahre).

### 8.2.2 VERSUCHSAUFBAU

Am oben beschriebenen Standort wurden gemäß den im Antrag formulierten Planungen auf ca. 70 ha Ackerfläche 2018 erstmals unter LAZBW-Regie die vier Fruchtfolgefelder

- Winterweizen
- Silomais
- Sommergerste
- Erbse/Ackerbohnen-Gemenge angebaut.

Die Gesamtfläche des Betriebes wurde in vier Gewanne aufgeteilt. Auf jedem Gewinn wurden alle Fruchtfolgefelder in dieser Fruchtfolge versetzt angebaut, so dass auf jedem Gewinn jährlich ein anderes Fruchtfolgefeld gleichzeitig untersucht werden konnte. Die Fläche der Einheiten der vier Fruchtfolgefelder betrug jeweils ca. 15 bis 17 Hektar. Je Fruchtfolgefeld wurden je zwei Bewirtschaftungseinheiten gebildet. Eine Bewirtschaftungseinheit mit rund 10 ha (etwa zwei Drittel des Blockes) wurde betriebsüblich (K für konventionell, betriebsüblich), die zweite Einheit mit rund 5 bis 6 ha mit Maßnahmen in Anlehnung an die „regenerativ Landwirtschaft“ (R) bewirtschaftet. Innerhalb der Betriebsfläche wurden also vier Vergleichspaare gebildet, die räumlich eng beieinander (benachbart) waren. Damit sollte gewährleistet werden, dass sich der Einfluss der Bodenarten nicht zu stark auf das Resultat auswirken. Nur beim Flächenpaar Kreuzacker/Lange Furth wurden leichte Unterschiede festgestellt (Tabelle 52).

Die Auswahl der Fruchtfolge erfolgte auf Grundlage mehrerer Aspekte. Der hohe Anteil an Sommerungen bietet viele

Möglichkeiten, während den Anbaupausen der Hauptkultur die Flächen mit Zwischenfrüchten zu begrünen. Die Begrünungen können aus Untersaaten in Hauptkulturen oder aus teilweise winterharten Zwischenfrüchten bestehen. Beide Maßnahmen sind wesentliche Bestandteile der „regenerativen Landwirtschaft“. Bei der Gestaltung der Fruchtfolge wurden darüber hinaus arbeitswirtschaftliche Aspekte (Entfernung zur Hofstelle nach Aulendorf 20 km) und die Verwertung von Feldfrüchten (teilweise Verkauf ab Feld) berücksichtigt.

Der Regenwurmbesatz wurde mittels einer zweitägigen Anfangsuntersuchung aufgenommen, um im Hinblick auf eine längerfristige Untersuchung die Wirkungen von „Grüne Brücke-Maßnahmen“ bzw. „regenerativer Landwirtschaft“ auf die Ausstattung und Zusammensetzung des Besatzes mit Regenwürmern vor Beginn der unterschiedlichen Bewirtschaftungsstrategien zu dokumentieren.

Auch die mikrobielle Biomasse wurde in einer Beprobung im Mai 2018 und anschließender Analyse erfasst, um den Anfangszustand vor Beginn der regenerativen Bewirtschaftung festzuhalten und standörtliche Unterschiede in den verschiedenen Schlägen zu dokumentieren.

Die Regenwurmbefunde und die Werte zur mikrobiellen Biomasse dienen in diesem Stadium zunächst der Dokumentation der bodenbiologischen Standortverhältnisse. Für beide Untersuchungen liegt ein Bericht vor (Ehrmann, 2019; Flaig, 2022). Um die Wirkungen der „regenerativen Landwirtschaft“ gegenüber der konventionellen Wirtschaftsweise erfassen zu können, sind Wiederholungsuntersuchungen notwendig.

Für alle Untersuchungen war es notwendig, dass sich die Böden der acht Vergleichsschläge möglichst ähnlich sind, vor allem bezüglich Bodenart und pH-Wert. Die Einteilung der Bewirtschaftungseinheiten wurde vor diesem Hintergrund zielgerichtet vorgenommen.

### 8.2.3 ANBAUMASSNAHMEN

Mehrere Anbaumaßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ (auch als „Grüne Brücke“ bezeichnet) sind,

unter der Anleitung der Berater Herr Näser und Herr Wenz (die mehrmals vor Ort waren und über die ganze Versuchsdauer gegen Honorar beratend zur Seite standen), auf den Versuchsflächen umgesetzt worden. Da ab dem Projektstart (März 2018) für die Erntesaison 2018 die wichtigsten Bearbeitungsschritte (Bodenbearbeitung, Saat) für die Kulturenanbau bereits erledigt waren, diente 2018 in erster Linie zur Planung und Etablierung der Maßnahmen, welche dann gezielt nach der Ernte 2018 eingeleitet wurden. Dies bedeutet, dass die „K“- und „R“-Schläge bis zur Ernte 2018 überwiegend einheitlich bewirtschaftet worden sind. Die vier Fruchtfolgefelder wurden hinsichtlich N-Düngung und Aussaat (Sorte, Stärke und Termin) weitgehend einheitlich geführt.

Wie bereits aus der Namensgebung („Grüne Brücke“) hervorgehend, ist ein ständiger Bewuchs ein zentrales Element aller Maßnahmen. Dies soll mittels Untersaaten und/oder dem gezielten Anbau von Zwischenfrüchten erfolgen. Im Idealfall würde aus einer Untersaat, bestehend aus einer Mischung Weißklee mit Weidelgras, nach der Ernte eine Begrünung erwachsen, die zur Flächenrotte vor der nächsten Kultur oder vor der nächsten Zwischenfrucht eingearbeitet wird. In Zusammenarbeit mit dem Beratungsteam (Näser/Wenz) wurden entsprechende Saatgutmischungen mit z. B. Kreuzblütler, Leguminosen und Süßgräser verwendet. Auf den R-Schlägen wurden die Zwischenfrüchte mittels sogenannter Flächenrotten in den Boden eingearbeitet. Die Applikation der 100 und 150 l ha<sup>-1</sup> sogenannter „effektiver Mikroorganismen“ erfolgten mit der Feldspritze flächig und unmittelbar vor dem Umbruch der Bestände.

Bei Winterweizen und Mais wurden die Untersaaten in die bereits etablierten Bestände gesät. Bis zum Jahr 2020 erhielten „regenerative“ Ackerbohnen und Sommergerste bereits zur Saatbettbereitung eine Untersaat mit einem auf der Scheibenegge aufgebauten Pneumatikstreuer (Typ APV PS 500 2M). Ab dem Jahr 2021 war vorgesehen die Untersaat in der Sommergerste wie beim Weizen mit der Drillmaschine (Solitär 25, Doppelscheibenschare, 6 m gezogen) auszubringen, um damit Arbeitsspitzen zu brechen und die Aussaat der Sommergerste in einem Arbeitsgang (nach Pflugfurche im März) zu erledigen. Bei der Herbizidwahl wurden zum Schutz der Untersaaten nur mit der

**TABELLE 53: BEHANDLUNGSINDEX (BI) DES PFLANZENSCHUTZES IN BETTENREUTE 2018–2021 IN ABHÄNGIGKEIT VON KULTURART, JAHR UND BEWIRTSCHAFTUNGSFORM.**

Kulturart	2018		2019		2020		2021	
	R	K	R	K	R	K	R	K
<b>Winterweizen</b>	3,48	3,48	4,94	6,94	6,86	5,99	6,33	6,45
<b>Sommergerste</b>	3,60	3,60	2,60	3,60	5,06	5,66	4,49	4,49
<b>Silomais</b>	1,14	2,64	0,84	2,17	2,83	3,00	1,91	2,53
<b>Ackerbohne</b>	2,98	2,98	0,36	0,98	0,40	3,30	0	0,90
<b>Mittelwert</b>	<b>2,80</b>	<b>2,98</b>	<b>2,19</b>	<b>3,42</b>	<b>3,79</b>	<b>4,49</b>	<b>3,18</b>	<b>3,59</b>

Abkürzungen: R = regenerativ; K = konventionell

Untersaat „verträgliche“ Herbizide ausgewählt. Daher wurde auf der „GB-Fläche“ der Silomais nicht mit „Stomp Aqua“ im Voraufbau behandelt, sondern im Nachaufbau eine Applikation mit „Kelvin“ und eine Behandlung mit „Maran“ durchgeführt. In den regenerativen Ackerbohnen war es nicht möglich, eine Pflanzenschutz- oder Insektizidanwendung durchzuführen.

Für die Grundbodenbearbeitung wurde bisher für alle Kulturen fast immer der Pflug eingesetzt. Unterschiede gab es im Zeitpunkt des Pflügens. Bei den regenerativen Flächen erfolgte die Grundbodenbearbeitung nach Ernte der Hauptfrucht (vor der Zwischenfrucht) oder im Frühjahr vor der Aussaat der folgenden Hauptfrucht, um das Zeitfenster für eine Flächenbegrünung möglichst auszuschöpfen. Die betriebsüblichen Flächen wurden hingegen vorwiegend im Winter gepflügt, nach dem Abfrieren der Zwischenfrüchte. Im Jahr 2021 wurde zum ersten Mal der Tiefenlockerer der Fa. Kollitsch auf den sogenannten „regenerativen Flächen“ in Kombination mit einer Fermenteinspritzung („Bodenverjünger“ 80–90 l ha<sup>-1</sup>) eingesetzt. Nach der Ernte der Hauptfrucht wurde diese Lockerung (Bearbeitungstiefe 30 cm) durchgeführt.

### 8.3 Pflanzenbaulicher Vergleich Bettenreute

#### 8.3.1 BETRIEBSMITTELEINSATZ

##### Pflanzenschutzmitteleinsatz

Die „regenerative Landwirtschaft“ ist bestrebt, durch die generelle Erhöhung der Pflanzengesundheit den Pflanzenschutzmitteleinsatz zu reduzieren (Hypothese 2, Kapitel 1.1). Eine Reduzierung des Einsatzes soll auch durch die

Flächenrotte unter Fermenteinsatz (Hypothese 3, Kapitel 1.1) und die Anwendung von Komposttee (Hypothese 5, Kapitel 1.1) bewirkt werden. In Tabelle 53 ist der Behandlungsindex (BI) der Pflanzenschutzmittel-Anwendung abgebildet. Als BI wird die Anzahl der angewandten Pflanzenschutzmittel bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und die Anbaufläche bezeichnet. Der BI dient als quantitatives Maß zur Beschreibung der Intensität des chemischen Pflanzenschutzmitteleinsatzes (Freier et al., 2015).

Im Durchschnitt aller Flächen und Jahre wurde auf den R-Flächen grundsätzlich eine geringere Intensität der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Vergleich zu den K-Flächen umgesetzt (Tabelle 53).

##### Düngemiteinsatz

Zur Bestandsaufnahme der Bettenreuter Ackerschläge wurden im Frühjahr 2018 Grundnährstoffe und Humusgehalte für die acht Vergleichsschläge gemessen (Tabelle 54) und zusätzlich Bodenanalysen mit einer alternativen Bodenuntersuchungsmethode Levende Jord (nach Albrecht) veranlasst. Nach dem System des VDLUFA waren die Böden ausreichend mit den Grundnährstoffen versorgt, sodass überwiegend eine Düngung nach der erwarteten Abfuhr erfolgen sollte. Die Bodenuntersuchungsergebnisse nach Levende Jord deuteten auf ein „ungünstiges Kalzium/Magnesium-Verhältnis“, sodass eine Düngung von Magnesium angebracht wäre. Entsprechend wurde im Herbst 2018 eine Kieseritdüngung auf allen „R-Flächen“ vorgenommen. Die Flächen mit höheren extrahierbaren K-Gehalten nach dem VDLUFA-System wiesen nach der alternativen Methode sogar einen unerwünschten relativen K-Überschuss auf. Aus diesen Empfehlungen heraus

**TABELLE 54: ERGEBNIS DER BODENANALYSE NACH VDLUFA ZUM PROJEKTSTART IM FRÜHJAHR 2018**Nährstoffgehalte in mg 100 g<sup>-1</sup> Boden)

Block Nr.:	Variante	Kalk		Phosphat		Kalium		Magnesium		Humus-Gehalt (%)
		pH-Wert	Gehalts-klassen	P	Gehalts-klasse	K	Gehalts-klasse	Mg	Gehalts-klasse	
1	"K"-Fläche	7,1	D	6,0	C	23,0	D	7,7	C	3,2
	"R"-Fläche	6,8	C	4,4	C	12,5	C	7,0	B	3,4
2	"K"-Fläche	6,7	C	6,1	C	22,0	D	9,0	C	3,2
	"R"-Fläche	6,9	C	4,8	C	7,1	B	6,5	B	3,1
3	"K"-Fläche	6,4	C	5,2	C	15,4	C	9,5	C	2,7
	"R"-Fläche	6,0	B	3,5	B	17,8	C	11,5	C	2,8
4	"K"-Fläche	6,8	C	5,4	C	13,5	C	6,0	B	2,5
	"R"-Fläche	6,6	C	5,2	C	16,2	C	8,5	C	2,5

wurde beschlossen die „R-Flächen“ einmalig mit 300 kg Kieserit ha<sup>-1</sup> aufzudüngen und bezüglich Kalium nach den Abfuhrwerten zu düngen.

Die Bodenuntersuchungen des Bodenlabors Levende Jord ermittelten nach dem System Albrecht einen Düngebedarf an Magnesium von 133 bis zu 375 kg ha<sup>-1</sup> (220–622 kg ha<sup>-1</sup> MgO) (Ergebnisse nicht dargestellt), obwohl in Paralleluntersuchungen nach dem System VDLUFA die Gehaltsklassen B und C ermittelt wurden (Tabelle 54). Die Ursache dieser hohen Empfehlung geht auf die hohen Kalziumanteile an der Basensättigung der Böden zurück. Dies führt nach den Aussagen der Berater Näser und Wenz (2018a,b,c) zu natürlicher Bodenverdichtung und geringerem Wasserspeichervermögen der Böden, sowie zur typischen Schadverunkrautung mit Quecken und Disteln. Aus diesem Grund wurde am 22.10.2018 auf allen R-Schlägen einheitlich 300 kg ha<sup>-1</sup> ESTA Kieserit ausgebracht. Diese Düngergabe mit einem rechnerischen Anteil an 15 % Mg

entsprach einer Düngung von 45 kg ha<sup>-1</sup> Mg. Mit dieser Gabe wurden gleichzeitig 60 kg ha<sup>-1</sup> Schwefel ausgebracht. So wurde nach der Kieseritdüngung im Herbst 2018 ein durchschnittlicher Unterschied des Smin-Gehaltes innerhalb und ausserhalb der extra angelegten Düngefenster von 21,8 mg Schwefel pro kg Boden festgestellt (mit Düngung 55,3 mg S kg<sup>-1</sup> bzw. ohne Düngung 33,5 mg S kg<sup>-1</sup>). Im Frühling 2019 wurden die Böden des Düngefensters und in unmittelbarer Umgebung im Bodenhorizont 0 bis 20 cm Tiefe erneut im Labor Levende Jord analysiert. Die Düngung spiegelt sich in den höheren Magnesiumgehalten ausserhalb des Düngerfenster wieder, jedoch war nach den Wintermonaten ein großer Anteil des gedüngten Schwefels in dieser Schicht nicht mehr vorhanden (Tabelle 55).

Humusgehalte zwischen 2,5 % und 3,4 % (Tabelle 54) sind für die jeweilige Bodenart nach Reichsbodenschätzung für ackerbaulich genutzte Standorte verhältnismäßig hoch (Drexler et al., 2020).

**TABELLE 55: EINFLUSS DER KIESERITDÜNGUNG IM HERBST 2018 (Mg-ZUFUHR VON 45,2 kg ha<sup>-1</sup> UND S-ZUFUHR VON 60 kg ha<sup>-1</sup>) AUF DIE Mg- UND S-GEHALTE DER DÜNGEFENSTER UND DER UNMITTELBAREN UMGEBUNG IM FRÜHJAHR 2019.**

Schlagname	Düngung	Mg-Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> )	S-Gehalt (kg S ha <sup>-1</sup> )
Meratsreuter Ösch	ohne	292	70
	mit	331	74,4
Geldrichsacker rechts	ohne	278	65
	mit	305	61,6
Kreuzacker	ohne	307	96,2
	mit	367	123,2
Schwende	ohne	258	63,4
	mit	304	67,4

**TABELLE 56: N-DÜNGUNG ZU DEN EINZELKULTUREN IN DEN EINZELNEN JAHREN IN BETTENREUTE (kg N ha<sup>-1</sup>).**

Kulturart	2018		2019		2020		2021	
	R	K	R	K	R	K	R	K
<b>Winterweizen</b>	168	192	192	192	208	208	122	194
<b>Sommergerste</b>	81	81	76	76	68	68	68	140
<b>Silomais</b>	176	182	246	242	224	224	264	264
<b>Ackerbohne</b>	0	0	0	0	0	0	0	0

Abkürzungen: R = regenerativ; K = Konventionell.

Grundsätzlich kalkulierte die Betriebsleitung die Stickstoffgaben auf Grundlage der Empfehlung des Nitrat-Informations-Dienstes Baden-Württemberg. Die R- und K-Flächen wurden daher weitgehend in gleicher Höhe mit Stickstoff versorgt. Als N-Düngemittel wurde Kalkammonsalpeter, Diammonphosphat und bei Mais auch Gärreste aus der Biogasanlage verwendet. In den Jahren 2019 und 2020 wurden gleiche N-Mengen appliziert (Tabelle 56). Im Jahr 2021 wurde dagegen der konventionell bewirtschaftete Winterweizen und die konventionell bewirtschaftete Sommergerste im Vergleich zu den R-Flächen mit deutlich höheren N-Mengen gedüngt. Bei beiden Kulturarten wurde im konventionellen Anbau 72 kg \* ha<sup>-1</sup> mehr N durch die Applikation von 300 kg des Düngemittels „Innofert Star“ gedüngt. Das Düngemittel enthält neben Stickstoff auch Magnesium und Schwefel, so dass den K-Flächen auch deutlich höhere Mengen an Mg und S zur Verfügung gestellt wurden (bei Winterweizen etwa die doppelte Menge, bei Sommergerste etwa die vierfache Menge im Vergleich zu den regenerativ bewirtschafteten Flächen). Diese Maßnahme wurde durch den Betriebsleiter im Rahmen seiner Abwägungen getroffen und kann im Hinblick auf die untersuchten Thesen dieses Projekts nicht nachvollzogen werden. Vergleicht man die N-Düngemengen der vorangegangenen Jahre 2018, 2019 und 2020 (Tabelle 56)

mit den entsprechenden Erträgen (Tabelle 57) so scheint der regenerativ bewirtschaftete Winterweizen unterdüngt und die konventionelle Sommergerste überdüngt worden zu sein.

Bei der Bodenuntersuchung nach Albrecht werden üblicherweise auch Empfehlungen zu Düngung von Spurennährstoffen ausgesprochen. Im Jahr 2020 wurde einmalig auf allen R-Flächen der Spurennährstoffdünger „Nutribor“ gedüngt. Dieser enthält überwiegend Bor (8 %) aber auch Mangan (0,1 %), Molybdän (0,04 %) und Zink (0,1 %).

### 8.3.2 ERTRÄGE UND UMWELTAUSWIRKUNGEN

Die Erträge fielen bei allen untersuchten Kulturarten und Jahren auf konventionell bewirtschafteten Flächen im Vergleich zu regenerativ bewirtschafteten Flächen entweder höher (z. B. Winterweizen im Jahr 2018) oder vergleichbar hoch (z. B. Winterweizen im Jahr 2020) aus (Tabelle 57). Exemplarisch für kausale Zusammenhänge waren die um ca. 30 % geringeren Erträge der R-Flächen des Silomais im Jahr 2019 (Tabelle 57), dort wurde aus Rücksicht gegenüber den Untersaaten der Behandlungsindex des Herbizids Spectrum halbiert, und auf den Einsatz der Herbizide „Maran“ und „Kelvin“ gegenüber der K-Fläche

**TABELLE 57: JÄHRLICHE ERNTEERTRÄGE DER HAUPTFRÜCHTE (2018–2021) (dt TM ha<sup>-1</sup>).**

	2019		2020		2021		Mittelwert	
	R	K	R	K	R	K	R	K
<b>W-Weizen</b>	99,2	104,0	105,0	100,0	81,2	90,1	95,1	98,0
<b>S-Gerste</b>	64,0	76,0	73,7	73,1	61,3	64,9	66,3	71,3
<b>Silomais</b>	144	205	185	187	141	167	157	186
<b>Ackerbohnen + Erbsen *</b>	34,0	34,0	21,3	26,3			27,7	30,2
<b>Mittelwert</b>	85,3	104,8	96,3	96,6	94,5	107,3	86,4	96,5

Abkürzungen: R = regenerativ; K = konventionell.

\* Im Jahr 2021 wurden Ackerbohnen ohne Gemengepartner angebaut, im Jahr 2022 Hagelschaden, daher nicht gewertet.

**TABELLE 58: RELATIVE SCHLAGBEZOGENE ERNTEERTRÄGE (%) DER REGENERATIV BEWIRTSCHAFTEN FLÄCHEN GEGENÜBER DEN KONVENTIONELLEN FLÄCHEN IM MITTEL ALLER UNTERSUCHTEN KULTURARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VOM ERNTEJAHR.**

Schlagbezeichnung	2018	2019	2020	2021	Mittelwert
Meretsreuter Esch	101	95,9	98,9	88,6	96,1
Geldrichsacker rechts	90,1	84,2	81,0	87,6	85,7
Kreuzacker	82,3	70,2	101	*	84,5
Schwende	101	100	105	84,6	97,7
Mittelwert	93,6	87,5	96,4	86,9	91,1

\* weitgehender Ertragsausfall aufgrund von Hagelbefall, nicht berücksichtigt.

vollkommen verzichtet worden. In den R-Flächen wurde eine deutlich stärkere Verunkrautung mit Quecke und Knötericharten festgestellt (Daten nicht gezeigt). Auch die gewünschte Untersaat hat sich gegenüber der Verunkrautung nicht durchgesetzt. Ähnliche Probleme mit Unkräutern traten bei Sommergerste im Jahr 2019 und Ackerbohnen im Jahr 2020 auf.

Der einzige Fall, bei dem auf der regenerativen gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung höhere Erträge erzielt wurden, ist bei Ackerbohnen im Anbaujahr 2021 (Tabelle 57). Die Ackerbohnen der K-Variante im Jahr 2021 wurden zehn Tage früher gedrillt und hatten einen wüchsigen Bestand entwickelt, bis im Juli die Niederschläge und ein Sturm zu massivem Lager des Bestandes führte bzw. die Schokoladenfleckenkrankheit den Bestand befiel. Die Bohnen auf der R-Fläche brachten zwar den doppelten Ertrag, dieser war jedoch gegenüber den Erwartungen unterdurchschnittlich ausgefallen. Daher lassen sich diese Ergebnisse nicht vergleichen. Hinzuweisen ist darauf, dass auf den R-Flächen auf eine Unkrautregulierung aufgrund der Untersaat verzichtet wurde und ein relativ starker Unkrautbesatz mit teilweise Überwucherung der Bestände festgestellt wurde.

In der Auflistung von Tabelle 58 sind die Ernteerträge der R-Flächen prozentual zu den Erträgen der K-Flächen

im Mittel aller angebauten Kulturarten für die Einzeljahre aufgeführt. Es zeigt sich, dass kontinuierlich auf dem Schlag „Geldrichsacker rechts“ über drei unterschiedliche Kulturen hinweg in Relation zu Konventionell geringere Erträge erzielt wurden, als auf seinen Vergleichsflächen („Brühlacker“, „Weiherhalde“ und „Paradiesacker“). Tabelle 58 verdeutlicht auch, dass im Mittel aller untersuchten Flächen und Kulturarten, unabhängig vom Anbaujahr, die regenerativ Bewirtschaftung zu geringeren Erträgen geführt hat, der Unterschied betrug ca. 9 %.

In den Anbaujahren 2019 und 2020 wurden bei allen angebauten Kulturarten zum Vegetationsende die Nitratgehalte des Bodens in 0–90 cm Bodentiefe gemessen (Tabelle 59). Im Jahr 2021 wurde der Nitratgehalt nur zum Vegetationsende der Ackerbohenschläge ermittelt. Regenerativ bewirtschaftete Flächen wiesen im Mittel aller Anbaujahre und Kulturarten mit 22,2 kg N ha<sup>-1</sup> einen geringeren Nitratgehalt als konventionell bewirtschaftete Flächen mit 27,3 kg N ha<sup>-1</sup> auf.

Im Jahr 2019 wurden, mit Ausnahme des Silomais, keine größeren Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen im Nitratgehalt festgestellt (Tabelle 59). Die K-Fläche des Mais wurde frühzeitig gepflügt, während auf den R-Flächen zugunsten der aufwachsenden Zwischenfrucht eine

**TABELLE 59: EINFLUSS DES BEWIRTSCHAFTUNGSSYSTEMS AUF DIE NITRATGEHALTE ZU VEGETATIONSENDE kg ha<sup>-1</sup> (0–90 cm) IN ABHÄNGIGKEIT DER JEWEILIGEN VORFRUCHT.**

Anbaujahr	Weizen		Ackerbohne			Mais		S-Gerste		Mittelwert
	2019	2020	2019	2020	2021	2019	2020	2019	2020	
Regenerativ	12,0	25,9	22,4	51,8	20,3	9,7	38,5	13,7	5,9	22,2
Konventionell	14,1	8,7	21,6	83,1	23,7	26,0	39,7	19,0	9,8	27,3

Bodenbearbeitung erst zeitnah zur Maissaat (24.04.2019) erfolgte. In Folge entwickelten sich die Maispflanzen auf der R-Fläche langsamer, möglicherweise durch fehlende Bodenlockerung des Unterbodens sowie eine langsamere Erwärmung des Oberbodens. Aus Rücksicht auf die anstehenden Untersaaten, wurde die Aufwandmenge des Herbizids „Spectrum“ auf die halbe Aufwandmenge reduziert ( $0,15 \text{ l ha}^{-1}$ ). Wie die K-Fläche erhielt auch die R-Fläche eine Behandlung von  $0,4 \text{ l/ha}^{-1}$  an „Bo 235“. Auf den Einsatz von „Maran“ und „Kelvin“ wurde gegenüber der K-Fläche verzichtet, was auch zu dem deutlich geringeren BI von 0,84 gegenüber 2,17 auf der K-Fläche führte (Tabelle 53). Als Folge dieser Reduktion resultierten erhebliche Probleme mit Verunkrautung an Quecke und Knöterich-Arten, was wahrscheinlich zu einer Ertragsdepression führte (Tabelle 57). Der geringere Nitratgehalt auf der R-Fläche wurde wahrscheinlich durch einen höheren N-Entzug der Beikräuter zusammen mit dem ertragsschwächeren Maisbestand hervorgerufen (nicht dargestellt).

Im Jahr 2020 wurde bei Winterweizen auf der R-Fläche ein deutlich höherer Nitratgehalt gemessen als auf der K-Fläche, die Differenz betrug ca.  $17 \text{ kg Nitrat-N ha}^{-1}$ . Auf den R-Flächen wurde vor dem Winterweizen Zwischenfruchtanbau zur Gründüngung betrieben. Umgekehrt waren beim Ackerbohnen-Erbsen-Gemenge die Nitratgehalte auf der K-Fläche mit  $83,1 \text{ kg ha}^{-1}$  deutlich höher als auf der R-Fläche mit  $51,8 \text{ kg ha}^{-1}$  auf den K-Flächen. Auf der R-Fläche wurde erfolgreich eine Untersaat etabliert, die zu einem dichten Bestand nach der Ernte führte, während auf der K-Fläche lediglich der Ausfall der Leguminosen wuchs.

## 8.5 Diskussion

Die Bestandsaufnahme der mikrobiellen Biomasse in Bettenreute hat gezeigt, dass die Bewirtschaftungspaare (Vergleichsflächen auf denen die gleiche Kulturart regenerativ oder konventionell bewirtschaftet wurde) gut gewählt waren. Neben der mikrobiellen Biomasse waren auch Werte wie der pH-Wert oder der Humusgehalt vergleichbar hoch (Daten nicht dargestellt). Die Vergleichsflächen wurden überwiegend gleich gut mit Stickstoff versorgt, regenerativ bewirtschaftete Flächen haben zusätzlich Schwefel-, Magnesium- (Kieserit-Düngung) sowie Mikronährstoffgaben erhalten.

Die um ca. 9 % niedrigeren Erträge in Bettenreute widersprechen den Annahmen von Kurth et al. (2023), die von Kurth et al. (2023) empfohlenen und in Bettenreute implementierten Maßnahmen, wie eine konsequente Begrünung in Kombination mit der Anwendung von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ und einer reduzierten Bodenbearbeitungsintensität, haben nicht zu Mehrerträgen, sondern zu gewissen Mindererträgen geführt. Ursächlich für die niedrigeren Erträge der sogenannten R-Flächen dürften die negativen Wirkungen einer spät umgebrochenen Winterzwischenfrucht (indirekte Konkurrenz um Wasser und Stickstoff) sowie systemimmanente Einschränkungen beim Einsatz von Herbiziden zur Kontrolle von Unkräutern zur Schonung der Untersaaten sein. Überwinternde Zwischenfrüchte können bei spätem Umbruch im Frühjahr mit einem erheblichen Wasserverbrauch einhergehen (Basche et al., 2016). Der Anbau von Untersaaten erfordert zudem eine darauf angepasste Strategie der Unkrautregulierung, und führte zu einer teilweise höheren Verunkrautung der R-Flächen. Aus den Ergebnissen des Systemvergleichs in Bettenreute lässt sich auch keine erhöhte Resilienz der Erträge in Trockenjahren ableiten (Tabelle 58); auch dies widerspricht den Annahmen von Kurth et al. (2023). Anders als häufig unterstellt ist die Wasserhaltekapazität eines Bodens eine weitgehend von der Bodenkörnung her bestimmte Standorteigenschaft, die kaum von den Humusgehalten innerhalb des ackerbaulich beeinflussbaren Bereiches beeinflusst wird (Blanco-Canqui et al., 2013; Libohova et al., 2018, Minasny und McBratney, 2018)

Im Zusammenhang mit der im Durchschnitt aller Flächen und Jahre geringeren Intensität der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln der R-Flächen im Vergleich zu den K-Flächen (Tabelle 53) liegt zuvorderst am geringeren Einsatz von Herbiziden zur Schonung der Untersaaten. Darüber hinaus stellt sich die Frage, ob dies an der Bewirtschaftung an sich liegt, oder an der Philosophie des Pflanzenschutzmitteleinsatzes. Im Rahmen des „Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz“ (NAP) werden vom Julius Kühn-Institut (JKI) jährlich über ein Netz von Vergleichsbetrieben bundesweit Daten zum Behandlungsindex (BI) für ausgewählte Pflanzenarten erhoben. Der erhobene BI zwischen 2018 und 2020 schwankte bundesweit zwischen 4,6 und 5,3 für Winterweizen und zwischen 1,8 und 2,0 für Mais. Somit



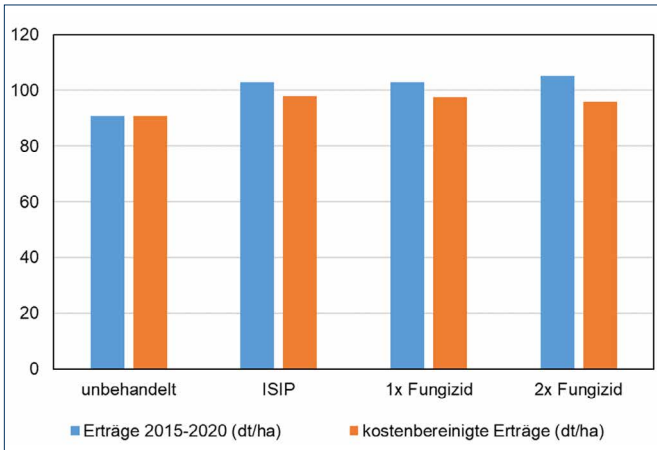


Abbildung 63: Einfluss der Fungizidstrategie auf den Kornерtrag und die kostenbereinigten Erträge von Winterweizen – Mittelwerte von LTZ-Versuchen an zwölf Standorten in Baden-Württemberg von 2015 bis 2020.

war der BI auf konventionell bewirtschafteten Flächen in Bettenreute deutlich überdurchschnittlich hoch, dies gilt besonders für das Anbaujahr 2020 mit einem BI von 5,99 bis 6,86 bei Winterweizen und 2,83 bis 3,00 bei Mais. Dies verdeutlicht, dass auf den untersuchten Flächen grundsätzlich eine hohe Intensität an Pflanzenschutzmittelanwendung durchgeführt wurde. Langjährige Versuche am LTZ zum Einsatz von Fungiziden im Getreidebau zeigen z. B., dass mit einer Grundabsicherung mittels einer einzigen, späten Fungizidapplikation die höchste Wirtschaftlichkeit erreicht wird (Abbildung 63). Es ist davon auszugehen, dass die Intensität des Pflanzenschutzmitteleinsatzes wahrscheinlich in beiden Bewirtschaftungsformen deutlich reduziert werden könnte, ohne die Wirtschaftlichkeit negativ zu beeinflussen. Daher sollte bei der Weiterführung der Untersuchungen eine gezielte moderate Reduktionsstrategie beim Pflanzenschutzmitteleinsatz entwickelt werden, die gleichermaßen für beide Anbausysteme angewendet wird. Von einem solch reduzierten Niveau könnten auch besser die Hypothesen beantwortet werden, wonach bestimmte Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ zu einer Verbesserung der Pflanzengesundheit führen. Vergleichbares gilt auch für den Einsatz von mineralischen N-Düngemitteln.

Insgesamt lassen sich die Unterschiede in den Nitratgehalten im Boden zu Vegetationsende zwischen beiden Bewirtschaftungssystemen im Wesentlichen durch Unterschiede im Zwischenfruchtanbau und die dadurch bedingte N-Aufnahme erklären. Im Einzelnen kann auch die höhere

Verunkrautung in den regenerativen Flächen einen gewissen Beitrag zur Reduzierung der Nitratgehalte geleistet haben. Der konsequente Anbau von Zwischenfrüchten hat nachweislich viele Vorteile und wird bereits gefördert und gefordert. Es stellt eine übliche Beratungsempfehlung dar, es gibt auch mehrere FAKT-Maßnahmen, die für den Zwischenfruchtanbau finanzielle Anreize setzen. Im Durchschnitt werden  $N_{\min}$ -Gehalte im Boden durch Zwischenfruchtanbau bis zum Ende der Vegetationsperiode um  $20 \text{ kg N ha}^{-1}$  verringert, je nach Standort und Witterung kann die Reduzierung auch deutlich höher ausfallen (Beisecker und Seith, 2021). Die Daten aus Bettenreute zeigen auch, dass der kontinuierliche Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten im regenerativen Anbau nicht immer zu geringeren Nitratwerten im Boden führt. Entscheidend sind die Aufwuchsleistungen der Zwischenfrüchte, der Hauptfrüchte, der Untersaaten und der Beikräuter, die durch ihre N-Aufnahme den Nitratgehalt maßgeblich mitbestimmen. Allerdings zeigen die Ergebnisse auch, dass bestimmte Düngungsmaßnahmen im Zusammenhang mit der Albrecht-Philosophie der Bodenuntersuchung zu einer erheblichen Erhöhung des S-Auswaschungsrisikos führen. Eine Auswaschung von Sulfat ist mit zahlreichen negativen Wirkungen verbunden (Kapitel 2.3.4).

Zwischenfruchtanbau führt auch zu einer Erhöhung des Humusgehaltes im Boden. Nach Poeplau und Don (2015) führt der Anbau von Zwischenfrüchten zu einer mittleren Vorratsveränderung von organischem Kohlenstoff im Oberboden von  $0,32 \text{ Mg C}_{\text{org}}$  pro ha und Jahr. Dies entspricht etwa  $550 \text{ kg Humus pro ha und Jahr}$  (Faktor 1,72) oder (bei der Annahme einer Trockenrohddichte des Oberbodens von  $1,4 \text{ g pro cm}^3$ ) einer Erhöhung des Humusgehalts im Oberboden von etwa  $0,013 \%$ . Da der Boden bei der „regenerativen Landwirtschaft“ möglichst dauerhaft bedeckt sein sollte, ist eine (wendende) Bodenbearbeitung grundsätzlich erst kurz vor der Aussaat der Sommerung möglich. Dadurch kann es in Abhängigkeit vom Standort (z. B. Bodenart) zu ungünstigen Auflaufbedingungen der Saat kommen (Kapitel 8.3.2), da die Vorteile einer früh wendenden Bodenbearbeitung wie die Frostgare nicht zum Tragen kommen können. Auch Untersaaten reduzieren den Nitratgehalt im Boden (Jakubik und Finck, 2018; Knigge-Sievers et al., 2013). Allerdings zeigte sich während der

Versuchsanstellung, dass der Anbau von Untersaaten mit starken Einschränkungen im Pflanzenschutz verbunden war. So konnten einige Mittel nicht mehr oder nur in reduzierter Aufwandmenge verwendet werden, da sonst das Wachstum der Untersaaten negativ beeinträchtigt worden wäre. Die Folgen waren z. B. eine höhere Anzahl von Klettenlabkraut (bei Ackerbohne), Vogelmiere und Ehrenpreis (bei Ackerbohne und Sommergerste), Quecken und Knötericharten (bei Mais) sowie Ackerkratzdistel (bei Weizen) (Ergebnisse nicht dargestellt). Es bestand also eine unmittelbare Konkurrenzsituation zwischen Untersaaten bzw. Beikräutern. Dies wird deutlich, wenn man den BI beim Weizen 2019 und 2020 betrachtet (Tabelle 53). Im trockenen Jahr 2019 war der durchschnittliche BI beim regenerativen Winterweizen im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung zunächst deutlich niedriger ( $R = 4,94$  gegenüber  $K = 6,94$ ) und dann 2020 wieder auf einem vergleichbaren Niveau. Dies zeigt, dass bestimmte Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“, hier insbesondere bestimmte Untersaatenpartner, durchaus kontraproduktive Wirkungen hinsichtlich ihrer langfristigen Folgen für den Pflanzenschutz aufweisen können.

Die in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnisse zeigen auf, dass es in Abhängigkeit der Standortverhältnisse zu Schwierigkeiten bei der Etablierung der Untersaatbestände kommen kann. Je nach standortspezifischem Unkrautdruck ist besonders die quantitative und qualitative Auswahl und Anwendung von Herbiziden entscheidend für die Etablierung der Untersaat. Eine reduzierte Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im regenerativen Anbau konnte daher nicht kontinuierlich bei allen Pflanzenarten und Anbaujahren durchgeführt werden. Bei Silomais (ab 2018) und Ackerbohne (ab 2019) war die Intensität der Pflanzenschutzmittelanwendung durchgängig bei regenerativer Bewirtschaftung geringer als im konventionellen Anbau. Die im Mittel etwas geringere Pflanzenschutzintensität im regenerativen Anbau hatte keine Auswirkungen auf den Ertrag, es wurde aber auch im Vergleich zum bundesweiten Durchschnitt (Mais und Weizen) ein eher sehr hohes Pflanzenschutzniveau angewendet, so dass davon ausgegangen werden kann, dass auch der geringer ausgefallene BI auf den R-Flächen für die K-Flächen ausgereicht hätte, um hohe Erträge zu erzeugen. Eine Ausnahme stellt das Ackerbohne-

Erbsen-Gemisch dar, das in drei Versuchsjahren völlig ohne den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln vergleichbare oder sogar höhere Erträge als im konventionellen Anbau erzielte. Die Gründe hierfür sind aber eher witterungsbedingt und nicht auf die Maßnahmen der regenerativen Bewirtschaftung zurückzuführen (Kapitel 8.3.2).

Bezugnehmend auf die eingangs gestellten wichtigsten vier Fragen zu diesem Teil des Projektes kann gefolgert werden, dass bei Frage 1 sich die Maßnahmen der regenerativen Landwirtschaft nicht oder kaum auf den Betriebsmittelbedarf auswirken. Der Einsatz von Betriebsmitteln hängt weniger von der Art der Bewirtschaftung regenerativ oder nicht ab, sondern vielmehr von den pflanzenbaulichen Erwägungen des jeweiligen Betriebsleiters und seiner Risikoafinität. Im Einzelfällen kommt es zu einer Verringerung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes (insbesondere Herbizide), weil bei der Wirkstoffwahl auf die angesäten Unterarten Rücksicht genommen werden. Frage 2 lässt sich so beantworten, dass eine regenerative Landwirtschaft sich nur gering auf die Erträge auswirkt, die festgestellten Wirkungen sind eher negativ. Im Hinblick auf Frage 3 gilt, dass ein konsequenter Zwischenfruchtanbau zu einer gewissen Verringerung der Nitrat- und Sulfatauswaschungsfahr führt, eine erhöhte S-Düngung bei einer Düngung nach der BCSR-Philosophie kann andererseits die S-Auswaschungsfahr erhöhen. Zur letzten Frage kann geschlossen werden, dass sich die „regenerative Landwirtschaft“ auf einzelne Parameter der Bodenfruchtbarkeit wie z. B. Aggregatstabilität und mikrobielle Biomasse positiv auswirkt, Wirkungen auf die Humusgehalte und den Regenwurmbesatz sind dagegen wenig eindeutig.



Einarbeitung der Zwischenfrucht zur Förderung des Bodenlebens

Foto: Dr. Gerd Joachim Sauter/LTZ

## 9 Gesamtdiskussion

### 9.1 Wirkungen der Methoden der „regenerativen Landwirtschaft“

Die Ergebnisse der verschiedenen Erhebungen, insbesondere sowohl die mikrobielle Aktivität, als auch die Aggregatstabilität des Bodens zeigen, dass die untersuchten regenerativ wirtschaftenden Betriebe nach Näser & Wenz innerhalb der pflanzenbaulichen Möglichkeiten in ackerbaulichen Anbausystemen vieles richtigmachen. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf den Bodenschutz. Eine hohe Aggregatstabilität des Oberbodens führt nicht nur zu günstigen Wachstumsbedingungen für die Ackerkulturen, sondern verzögert die Verschlammung der Bodenoberfläche und erhöht insgesamt die Infiltration von Wasser in den Boden (Unger und Vigil, 1998; Dexter et al., 2001; Blanco-Canqui et al., 2015; Gabriel et al., 2018). Wie relevant dieser Effekt aus pflanzenbaulicher Sicht ist, ließ sich in der vergleichenden Untersuchung regenerativ zu konventionell wirtschaftender Betriebe allerdings nicht quantifizieren. Zum einen waren die Ergebnisse zur Aggregatstabilität regenerativ bewirtschafteter Flächen nur in wenigen Fällen signifikant höher, zum anderen deuten die erhobenen Daten zur nutzbaren Feldkapazität zu Vegetationsbeginn auf einen eher untergeordneten Gesamteffekt hin.

Für die insgesamt bessere Aggregatstabilität dürfte bei den hier vorliegenden Untersuchungen der Zwischenfruchtanbau wesentlich sein, den regenerativ wirtschaftende Betriebe besonders konsequent betreiben. Ein Einfluss des Düngungssystems nach der Albrecht-Philosophie (BCSR-Theorie) auf die Aggregatstabilität oder die mikrobielle Biomasse erscheint im Lichte der Literatur unwahrscheinlich. Auch ein positiver Effekt der Applikation von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ oder von Komposttee auf die Aggregatstabilität ist kaum schlüssig darstellbar. Insgesamt zeigen die stark wechselnden Ergebnisse, sowohl von Jahr zu Jahr, als auch beim Vergleich zwischen regenerativ und konventionell, dass die Aggregatstabilität sehr viel stärker von der Fruchtfolge bzw. der jeweils angebauten Hauptfrucht abhängig ist als vom Zwischenfruchtanbau, zumal beide Betriebsarten Zwischenfrüchte verwenden.

Die mikrobielle Aktivität wird durch die regenerative Wirtschaftsweise zumindest in den oberen Bodenhorizonten gefördert. Der mikrobielle Kohlenstoff macht hier einen höheren Anteil an der organischen Substanz aus als bei konventioneller Bewirtschaftung. Dies könnte auch bedeuten, dass der Humusumsatz und damit neben dem Aufbau auch der Abbau befördert wird, und es so zu einer teilweisen Kompensation kommt.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse aus der Literatur und aus den durchgeführten Versuchen und Untersuchungen,

dass unter den Kernelementen der „regenerativen Landwirtschaft“ nach Näser und Wenz (2018a,b,c) oder auch nach Kurth et al. (2023) eigentlich nur der konsequente Zwischenfruchtanbau in unterschiedlichen Formen (Untersaaten, Sommerzwischenfrüchte, Winterzwischenfrüchte) sowie die Untergrundlockerung eine solide wissenschaftliche Fundierung haben, wenn auch die Wirkungen teilweise anders sind als sie von den Verfechtern propagiert werden. Metastudien zeigen, dass sich nichtlegume Zwischenfrüchte im Durchschnitt im Widerspruch zu Näser und Wenz (2018a,b,c) und Kurth et al. (2023) nicht auf den Ertrag auswirken (Marcillo et al., 2017), aber eine etablierte Methode des Boden- und Grundwasserschutzes sind (Thorup-Kristensen et al., 2003; Blanco-Canqui et al., 2015). Sie können zwar die Infiltrabilität von Böden erhöhen (Basche und DeLonge, 2019), aber deren Wachstum kann auch zu höherem Wasserverbrauch führen, insbesondere von überwinternden Arten im Frühjahr (Basche et al., 2016). Dies kann sich insbesondere in Trockenjahren auf das Wachstum der folgenden Nachfrucht und damit negativ auf die Resilienz auswirken.

Kurth et al. (2023) empfehlen als wesentlichen Bestandteil einer „fortgeschrittenen regenerativen Landwirtschaft“ auch die Direktsaat. Diese soll einen Beitrag zur Verringerung des Bedarfes nach Düngemitteln und zugleich von Pflanzenschutzmitteln leisten, zugleich Ertragsverlusten vorbeugen und so die Deckungsbeiträge um 27 % erhöhen. In Kombination mit konsequentem Anbau von Zwischenfrüchten, Untersaaten zur ständigen Bodenbedeckung (Erhöhung der Deckungsbeiträge um 15 % und 14 %), einem Mulchsystem und der Verwendung von sogenannten Biofertilizern soll insgesamt eine Erhöhung der Deckungsbeiträge um 63 % möglich sein. Dies steht im Widerspruch zum Betriebsvergleich in Bettenreute, bei dem zwar nicht alle, aber zahlreiche der vorgeschlagenen Maßnahmen durchgeführt wurden (Düngung nach der Albrecht-Philosophie, konsequenter Anbau von Untersaaten und Zwischenfrüchten) und sich zeigte, dass die Kombination dieser Maßnahmen mit etwas niedrigeren Erträgen verbunden war, und sich nicht auf die N-Düngung bzw. den N-Düngebedarf auswirkte. Sechsjährige Untersuchungen auf 20 Standorten (meist Praxisschläge, einzelne davon auch regenerativ bewirtschaftet) in Baden-Württemberg zur Direktsaat im

Vergleich zu herkömmlicher Bodenbearbeitung mit dem Pflug, jeweils mit und ohne konsequentem Zwischenfruchtanbau, zeigten ebenfalls im Mittel aller Standorte keine Wirkung des Zwischenfruchtanbaus auf die Erträge der Nachfrüchte. Die Erträge aus der Kombination der Direktsaat mit Zwischenfruchtanbau waren sogar 12 % niedriger als bei einer herkömmlichen Bewirtschaftung mit dem Pflug (Pekrun et al., 2023). Ähnliche Ergebnisse erzielten Seiter et al. (2017) bei einer Untersuchung zu Direktsaatsystemen auf 14 Praxisstandorten in Baden-Württemberg.

Die Ergebnisse beider Untersuchungen zeigten auch keine höhere Resilienz der Erträge durch die Kombination der Maßnahmen, denn in Trockenjahren waren die Erträge gleichermaßen von den ungünstigeren Wachstumsbedingungen betroffen. Dies widerspricht den Annahmen von zahlreichen Verfechtern der „regenerativen Landwirtschaft“ (z. B. Kurth et al., 2023) zu den Wirkungen von Direktsaat bzw. reduzierter Bodenbearbeitung in Kombination mit konsequenten Begrünungsmaßnahmen als wesentliche Bestandteile einer „regenerativen Landwirtschaft“ hinsichtlich Einsparung von Betriebsmitteln, Ökonomie und Resilienz. Zwischenfruchtanbau ist für konventionell wirtschaftende Betriebe kurzfristig wirtschaftlich, wenn Ausgleichsleistungen die mit der Etablierung verbundenen Kosten decken.

Bezüglich der Untergrundlockerung zeigen die vorliegenden Untersuchungen, dass diese nicht nur Verdichtungshorizonte im Boden aufricht, sondern zugleich eine höhere Infiltrabilität des Bodens nach sich zieht, wie auch eine raschere und intensivere Durchwurzelung des Unterbodens (Ehlers et al., 1986; Ehlers, 1996; Sun et al., 2018; Wang und Shangguan, 2015). Wird die Untergrundlockerung im Rahmen eines Verfahrens ohne wendende Bodenbearbeitung durchgeführt, sodass eine Mulchschicht auf der Bodenoberfläche zurückbleibt, trägt sie nicht nur zu einer höheren Infiltrabilität und höheren Erträgen, sondern auch zugleich zu einer erheblichen Reduzierung der Erosionsgefahr bei (Bezdicsek et al., 2003).

Nahezu alle anderen propagierten Maßnahmen erwiesen sich entweder als wirkungslos (z. B. Komposttee, Einsatz

sogenannter „effektiver Mikroorganismen“) oder gar als kontraproduktiv, weil sie entweder die Nitratauswaschungsgefahr (z. B. der Herbstumbruch der Sommerzwischenfrucht im Rahmen der sogenannten „doppelten Flächenrotte“) oder die Sulfatauswaschungsgefahr (z. B. Düngung nach der Albrecht-/BCSR-Theorie) erhöhen.

Erste Ergebnisse aus Versuchen von landwirtschaftlichen Untersuchungsanstalten der Länder (Landesanstalten, Landwirtschaftskammern) haben bislang keine Wirksamkeit von sogenannten Biostimulanzien mikrobieller Art für mitteleuropäische Bedingungen gezeigt (z. B. Becker et al., 2023). Eine Meta-Studie für Biostimulanzien nicht-mikrobieller Art (z. B. Chitosan, Humin- und Fulvosäuren, Algenextrakte) zeigt, dass eine gewisse positive Wirkung nur auf Böden mit ungünstigen Wachstumsbedingungen (ungünstiger pH-Wert, hohe Salzgehalte, sehr niedrige Kationenaustauschkapazität) in eher semiariden und ariden Gebieten zu messen ist (Li et al., 2022). Unter mitteleuropäischen Wachstumsbedingungen erhöhen daher diese Maßnahmen die Kosten für Betriebsmittel (z. B. Einsatz von Komposttee, Verwendung sogenannter „effektiver Mikroorganismen“ oder anderer Biostimulanzien, Düngung nach der Albrecht-Philosophie) und aufgrund der teils erheblich höheren Anzahl von Überfahrten auch den Einsatz von Diesel oder anderen Energieträgern. Viele Überfahrten erhöhen auch das Risiko, dass Böden verdichtet werden und verschlechtern über zusätzliche Emissionen die Klimabilanz des Anbauverfahrens.

Zugleich zeigen die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen aber auch, dass viele der Erwartungen, die mit der „regenerativen Landwirtschaft“ an sich oder mit einzelnen Maßnahmen aus der „regenerativen Landwirtschaft“ in Verbindung gebracht werden, nicht eintraten und realistisch betrachtet auch nicht zu erwarten sind. Ein relevanter Beitrag zum Klimaschutz in Form signifikant erhöhter Humusgehalte oder eines relevant geringeren Betriebsmitteleinsatzes konnte nicht ausgemacht werden. Zudem wurde eine Humussteigerung von 0,1 bis 0,3 % jährlich noch nie in einem Feldexperiment mit einer Landbewirtschaftung erzielt, die ausgeglichene Nährstoffbilanzen aufweist und nicht auf eine externe Zufuhr von

organischer Masse angewiesen ist. Die Aussage ist daher nicht reproduzierbar. Sie würden zugleich mit einem sehr hohen und bedenklichen N-Überschuss einhergehen. Eine Erhöhung des Humusgehalts um 0,2 % in den obersten 20 cm entspräche einer Erhöhung der  $C_{\text{org}}$ -Gehalte im Boden um etwa 3.000 kg  $\text{ha}^{-1}$ . Bei einem C/N-Verhältnis von 10/1 würde dies zugleich bedeuten, dass jährlich 300 kg N  $\text{ha}^{-1}$  angereichert werden würden, die zuvorderst über Düngemittel bereitgestellt werden müssten. Dies lässt das aktuelle Düngerecht nicht zu und wäre aus Gründen des Grundwasserschutzes kaum zu vertreten. Wird mit der zugeführten organischen Masse nicht genügend Stickstoff zugeführt, kommt es zu einer N-Immobilisierung aus der Bodenlösung, bzw. die zugeführte organische Masse mit weitem C/N-Verhältnis wird in einem höheren Maße mineralisiert (Riggs et al., 2015).

Auch für die von Kurth et al. (2023) angenommene langfristige Erhöhung der  $C_{\text{org}}$ -Gehalte im Boden bei einem fortgeschrittenen Grad der Implementierung von Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“ um durchschnittlich 1.492 kg  $\text{ha}^{-1}$  jährlich (jeweils in kg  $C_{\text{org}} \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ : No-till: +220; Zwischenfruchtanbau: +255; Untersaaten: +265, Anbau von Leguminosen: +750) gibt es nicht immer reproduzierbare experimentelle Belege. Die Werte für Zwischenfruchtanbau liegen zwar im Rahmen der Ergebnisse einer deutschlandweiten Inventur von Poeplau und Don (2015) bzw. Jacobs et al. (2018), wonach Zwischenfruchtanbau die Humusgehalte um durchschnittlich 320 kg  $C_{\text{org}} \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  erhöht. Für Direktsaat haben aber langjährige eigene Untersuchungen gezeigt, dass diese im Vergleich zu Mulchsaatverfahren oder Pflugbewirtschaftung keinen Humus anreichert, wenn man auch den Unterboden einbezieht und die Humusvorräte unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Lagerungsdichte auf gleiche Bodenmassen bezieht. Der Humus wird im Boden nur unterschiedlich verteilt (Seiter et al., 2017). In den Annahmen zur Berechnung der Profitabilität bei Kurth et al. (2023) ist die angenommene C-Sequestrierung ein wichtiger Faktor, soll doch der Verkauf von Humuszertifikaten einen wesentlichen Beitrag zum Einkommen der Landwirtschaft leisten.

Die Vorstellung, dass Milchsäurebakterien, Essigsäurebakterien oder Clostridien (analysierte Bestandteile

des Ferments aus sogenannten „effektiven „Mikroorganismen“) oder Komposttee die Vorgänge im Boden so veränderten, dass sogenannte „Humusbildungsprozesse“ verstärkt und die Nitratauswaschung reduziert würden, kann als widerlegt eingestuft werden. Auch Schenck zu Schweinsberg-Mickan und Müller (2009) stellten keine oder nur marginale Effekte der Applikation von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ auf die Umsetzungen im Boden fest. Auch die Vorstellung, dass Milchsäurebakterien, Essigsäurebakterien oder Clostridien bei Applikation in den Boden die Entwicklung von Pilzen fördern und damit zugleich die Unkrautentwicklung zurückdrängen können (Näser 2020), erscheint im Lichte der Ergebnisse als nicht nachvollziehbar. Die Hypothese, dass eine „Übersättigung des Bodens“ mit Ca, Mg, K oder Na den pH-Wert des Bodens ansteigen ließe (Näser, 2020), ist wissenschaftlich nicht zu begründen. Effekte auf den pH-Wert des Bodens gehen stets von den Basen, also von den ggf. negativ geladenen Begleit-Ionen dieser Kationen aus (z. B. Karbonat ( $\text{CO}_3^-$ ), Basen organischer Säuren ( $\text{R-COO}^-$ )).

Vertreter der „regenerativen Landwirtschaft“, wie z. B. Näser und Wenz (2018a), haben auch relativ konkrete Vorstellungen, wie Veränderungen in der mikrobiellen Zusammensetzung des Bodens pflanzenbaulich relevante Wirkungen hervorrufen können. Allerdings entsprechen diese nicht dem Stand der Wissenschaft. Eine optimale Zusammensetzung des Bodenmikrobioms ist heute auch aufgrund der vielen Überschneidungen der Funktionen von Bodenmikroorganismen nicht bekannt („funktionelle Redundanz“; Schloter et al., 2018).

Zahlreiche weitere Vorstellungen und Thesen stimmen mit dem wissenschaftlichen Wissensstand nicht überein: So unterstellen Kurth et al. (2023) in ihren Berechnungen, dass Zwischenfrüchte in der Lage sind, bis zu 35 kg N ha<sup>-1</sup>, bis zu 15 kg Phosphor ha<sup>-1</sup> und bis zu 100 kg Kalium ha<sup>-1</sup> zu binden, und leiten daraus eine Gutschrift ab. Bei Phosphor und Kalium handelt es sich um interne Nährstoffkreisläufe und nicht um externe Nährstoffzufuhren (wie z. B. im Falle von Stickstoff bei der biologischen N<sub>2</sub>-Fixierung durch Leguminosen). Bei P und K kann keine Zufuhr und damit langfristig

kein oder kaum eine Verringerung des Düngebedarfs abgeleitet werden. Diese Wirkung wird – zusammen mit Stickstoff – mit einer Erhöhung der Deckungsbeiträge um 53 bzw. im „fortgeschrittenen Stadium“ um 89 € ha<sup>-1</sup> durch Senkung der variablen Düngemittelkosten in Verbindung gebracht, und zeigt exemplarisch, wie problematisch einige Annahmen und die davon abgeleiteten wirtschaftlichen Berechnungen der oben genannten Studie von Kurth et al. (2023) sind.

Damit sind alle besonderen Maßnahmen der „regenerativen Landwirtschaft“, bis auf den konsequenten Zwischenfruchtanbau sowie die Untergrundlockerung, aus wissenschaftlicher Sicht nicht wirksam und nicht zu begründen. Sie erhöhen die Kosten, den Arbeitsaufwand, die Anzahl der Überfahrten und damit auch den Verbrauch an Energie, ohne sich in relevanter Weise auf den Ertrag auszuwirken. Sie können sogar zu leichten Ertragsminderungen führen, wie die Ergebnisse in Bettenreute oder die Praxisversuche zu Direktsaatsystemen in Kombination mit Zwischenfruchtanbau von Pekrun et al. (2023) zeigen. Daverkosen et al. (2022) führen noch weitere kritische Argumente auf.

Konsequenter Zwischenfruchtanbau wird von der amtlichen Beratung empfohlen. Er dient nicht nur dem Bodenschutz durch Bodenbedeckung, sondern auch dem Wasserschutz durch Reduzierung der Nitrat- und Sulfatauswaschung (McGuire et al., 1998; Eriksen et al., 2004; Blanco-Canqui et al., 2015) und der Unkrautunterdrückung (Reimer et al., 2019). Es ist ein Verdienst regenerativer Betriebe, dieses Element einer guten Gestaltung eines Ackerbausystems ggf. unter gewissen Einbußen der Wirtschaftlichkeit konsequent(er) anzuwenden, als dies in der üblichen landwirtschaftlichen Praxis im Durchschnitt der Betriebe praktiziert wird. Daher kommt es darauf an, im Rahmen einer wissenschaftsbasierten „regenerativen Landwirtschaft“ die anerkannten und reproduzierbaren Maßnahmen des Bodenschutzes mit solchen Maßnahmen zu kombinieren, die auf einen sparsamen Einsatz von Betriebsmitteln (Pflanzenschutz- und Düngemittel) hinwirken, damit eine höhere Effizienz herstellen und eine vergleichbare Wirtschaftlichkeit wie bei konventioneller Bewirtschaftung ermöglichen.

## 9.2 Konzept für eine wissenschaftlich klimaschonende und regenerative Landwirtschaft

### Allgemeine Ziele

Die wissenschaftlich regenerative Landwirtschaft unserer Definition strebt einen außergewöhnlich hohen Bodenschutzstandard und eine kontinuierliche Erneuerung der Bodenfruchtbarkeit und eine umweltgerechte Bewirtschaftung an. Durch einen nachhaltigen Ackerbau sollen u. a. der Bodenhumusgehalt, die Aggregatstabilität, die Infiltrabilität sowie die biologische Aktivität erhöht bzw. erhalten und Bodenerosion vermieden werden, um langfristig die Bodenfunktionen zu bewahren. Die wissenschaftlich regenerative Landwirtschaft ist zugleich darauf bedacht, negative Auswirkungen auf die Natur zu minimieren und die Biodiversität zu fördern. Sie strebt an vielfältige Fruchtfolgen anzulegen, um auch hierdurch eine zeitliche und räumliche Biodiversität zu schaffen. Die räumliche Diversifizierung beinhaltet die Integration von Untersaaten in die Hauptkultur sowie den Gemengeanbau. Zugleich werden Nährstoffüberschüsse möglichst geringgehalten. Im Wirtschaftsdüngermanagement werden weit über die gesetzlich vorgegebenen Standards Maßnahmen ergriffen, die in der gesamten Kette N-Verluste und Klimagasemissionen durch gezielte Maßnahmen minimiert. Der Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln wird nicht nach dem ökonomischen Optimum ausgerichtet, sondern chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel kommen nur dann zum Einsatz, wenn (zu) starke Ertrags- oder Qualitätseinbußen zu befürchten sind oder das Erreichen anderer Ziele wie z. B. Erosionsvermeidung gefährdet ist. Die regenerative Landwirtschaft trägt damit auch zum Klimaschutz, zur Anpassung an den Klimawandel und vorsorglich durch einen teilweisen Verzicht auf Verwendung potenziell schädigender Wirkstoffe zur Förderung der Agrobiodiversität bei. Durch sparsamen Einsatz von Betriebsmitteln und die Vermeidung des Einsatzes von Betriebsmitteln ohne nachgewiesene Wirkung „werden gewisse Ertragseinbußen ggf. hingenommen, aber durch die Einsparungen sind die Systeme nicht nur ökonomisch nachhaltig, sondern auch besonders umweltschonend. Bei der Auswahl der Maßnahmen stützt sich die regenerative

Landwirtschaft auf wissenschaftlich erprobte und reproduzierbare Methoden. In konventionellen Anbausystemen sind wichtige Maßnahmen und Elemente einer wissenschaftlich basierten regenerativen Landwirtschaft:

### Maßnahmen im Bereich Boden:

- Förderung der biologischen Aktivität und der Bodenstruktur durch Anbau von Zwischenfrüchten und regelmäßige Ausbringung von organischen Düngemitteln.
- Möglichst ganzjährige Bodenbedeckung durch Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten oder eine Mulchauflage. Dies schützt den Boden vor Erosion, trägt zu einem günstigen Bodengefüge bei, erhöht die Infiltrabilität des Bodens und fördert das Bodenleben.
- Eine mindestens ausgeglichene Humusbilanz trägt zum Klimaschutz und zur Verbesserung der Bodenfunktionen bei.
- Eine regelmäßige Spatendiagnose ermöglicht ein preiswertes Monitoring des Bodenzustands.
- Die Intensität der Bodenbearbeitung wird auf das Nötigste reduziert, insbesondere bei erosionsanfälligen Böden in hängigem Gelände. Denn eine wendende Bodenbearbeitung ist zwar eine hervorragende Pflanzenschutzmaßnahme, ist aber mit Nachteilen wie hohem Energieverbrauch und höherer Erosionsgefahr verbunden.
- Nach einer Grundbodenbearbeitung wird der Boden möglichst rasch wieder bedeckt, entweder durch eine nachfolgende Hauptfrucht oder eine Zwischenfrucht(mischung). Es wird keine Pflugfurche vor stark erosionsanfälligen Kulturen wie Mais oder Zuckerrüben durchgeführt, stattdessen werden diese Kulturen am besten in Mulchsaat etabliert.
- Eine gelegentliche Tiefenlockerung erhöht die Infiltrabilität des Bodens und bricht Verdichtungshorizonte auf, sollte aber zur Bodenstabilisierung durch eine unmittelbar folgende Aussaat einer stark wurzelnden Kultur ergänzt werden.

### Maßnahmen im Bereich Bodenuntersuchung:

- Regelmäßige Bodenuntersuchungen auf Hauptnährstoffe bei Laboren durchführen, deren Analysen und Beratungsempfehlungen auf mit langjährigen Feldversuchen kalibrierten Methoden basieren (z. B. EUF, VDLUFA).

- Bei der Grunddüngung (P, K, Mg, Kalk) Orientierung an den VDLUFA-Empfehlungen. Diese werden regelmäßig anhand der aktuellen Forschung überprüft und berücksichtigten nicht nur produktionstechnische, sondern auch Umweltbelange. Eine ausgewogene Düngung zielt auf die Gehaltsklasse C bei allen relevanten Parametern.
- Beachtung einer ausreichenden Schwefelversorgung bei besonders schwefelbedürftigen Kulturen (z. B. Raps, Klee gras).
- Bei unbefriedigender Bestandesentwicklung: Anlage eines Düngefensters bzw. die Untersuchung von Spurenelementgehalten vorsehen. Die Untersuchung von Pflanzenproben ist bei Verdacht auf Spurennährstoffmangel in vielen Fällen zielführender als eine Bodenanalyse.

#### Maßnahmen im Bereich der Diversifizierung von Fruchtfolgen:

- Möglichst regelmäßiger Wechsel von Sommerungen und Winterungen.
- Integration von Leguminosen in die Fruchtfolge. Der Anbau von Klee gras ist besonders vorteilhaft (Bodenbedeckung und damit Verbesserung des Bodengefüges, Erosionsschutz, Humusaufbau, Unkrautregulierungsmaßnahme).
- Konsequenter Anbau von Zwischenfrüchten – insbesondere vor Sommerungen – hat zahlreiche positive Wirkungen wie verbesserten Bodenschutz, höhere Aggregatstabilität, höhere Infiltrabilität, niedrigere Nitrat- auswaschungsfahr und Förderung des Bodenlebens.
- Die Verwendung von leguminosenbetonten Zwischenfruchtgemengen (z. B. mit Sommerwicken, Felderbsen bzw. Peluschken) ermöglicht eine starke Bodenbeschattung und kann einen bedeutenden Beitrag zur N-Versorgung der Nachfrucht leisten.
- Untersaaten tragen zum Bodenschutz bei und ermöglichen eine Begrünung auch bei späträumenden Kulturen wie Mais.

#### Maßnahmen im Bereich Düngung und Düngemanagement:

- Eine regelmäßige organische Düngung trägt zum Erhalt der Humusgehalte und der Bodenfunktionen bei.
- Im Wirtschaftsdüngermanagement werden soweit möglich Klimagas- und Stickstoffemissionen vermie-

den, z. B. durch Abdeckung der Wirtschaftsdüngerlagerstätten (ggf. Implementierung von Biogasanlagen), durch sofortige Einarbeitung der Wirtschaftsdünger nach Ausbringung oder durch Verwendung moderner Ausbringungstechnik wie Gülle-Schleppschuh- oder Gülleinjektionsverfahren.

- N-Düngung nach der jeweiligen Landesempfehlung (z. B. DüngungBW): Die Landesempfehlungen werden anhand zahlreicher Feldversuche regelmäßig überprüft. Das daraus abgeleitete N-Düngungsniveau liegt in Baden-Württemberg etwa 20 % unter den Grenzen der DüV und entspricht in etwa der in roten Gebieten zugelassenen N-Düngung.
- Die Düngung ist so auszurichten, dass bei einer Hoftorbilanzierung bzw. bei der Berechnung der Stoffstrombilanzen die N-Überschüsse Werte von ca. 25 kg N ha<sup>-1</sup> (reine Ackerbaubetriebe) bis etwa 80 kg N ha<sup>-1</sup> (Betriebe mit einem hohen Viehbesatz) nicht übersteigen.
- Platzierte Ausbringung von organischen und mineralischen Stickstoff- und Phosphatdüngemitteln als Depot im Boden: Dies verringert die N-Immobilisierung bzw. die P-Alterung im Boden, erhöht die Düngeeffizienz und erhöht die Trockenheitsresilienz im Klimawandel.
- Die Kombination aus reduziertem Einsatz von N-Düngemitteln (10–30 %) und der Verwendung von Nitrifikationsinhibitoren trägt zur Stabilisierung der Erträge und Erhöhung der N-Effizienz bei und verringert Klimagasemissionen.
- Konsequente Anlage von Düngefenstern, auch für Schwefel, im Idealfall kombiniert mit einer einfachen Ertragshebung zur Ernte. Eine bloße optische Bonitur (z. B. der Grünfärbung) kann dazu führen, dass Kompensationsvorgänge in Kulturpflanzenbeständen unterschätzt werden.
- Die Applikation von bestimmten mafischen und ultramafischen Gesteinsmehlen mit hohen Ca- und Mg-Gehalten und vergleichsweise niedrigen Silizium-Gehalten (z. B. Diabas, Basalt, Olivin, Pyroxen, Peridotit, Gabbro, Wollastonit) binden bei ihrer Verwitterung dauerhaft CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre und dienen zugleich als Kalkersatz. Sie sollen die pflanzliche Zellwand durch eine Si-Freisetzung stärken. Zu beachten sind etwaige Schwermetallfrachten.



**Maßnahmen im Bereich Pflanzenschutz:**

- Der regelmäßige Fruchtwechsel kombiniert mit der Anpassung der Aussattermine ist die Basis jeglichen Pflanzenschutzes. Die Strategie des Pflanzenschutzes in der regenerativen Landwirtschaft basiert auf einer aufeinander abgestimmten Nutzung aller verfügbaren vorbeugenden, nicht-chemischen und chemischen Maßnahmen. Der Pflanzenschutz wird in einem noch viel stärkeren Maße als in der integrierten Pflanzenproduktion als integraler Bestandteil eines Gesamtsystems des Ackerbaus aus dem Zusammenspiel von Pflanzenbau, Pflanzenernährung und Pflanzenschutz verstanden.
- Der Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln in der wissenschaftlichen regenerativen Landwirtschaft wird nicht zur Gewinnmaximierung, sondern zur sog. Grundabsicherung der Erträge eingesetzt. Dies dient dazu, beeinträchtigende Auswirkungen der Landnutzung auf die Biodiversität zu verringern, und gleichzeitig aber ein hohes Ertragsniveau im Hinblick auf eine kulturübergreifende ökonomische Optimierung des Betriebserfolges abzusichern. Als grober Richtwert gilt:
  - regenerativ wirtschaftende Landwirte verzichten weitgehend auf Insektizide: Schädlinge werden bevorzugt durch pflanzenbauliche Maßnahmen (z. B. Fruchtwechsel) oder biologische Gegenmaßnahmen (z. B. Maiszünsler, Kartoffelkäfer, Wickler) reguliert. Beim Anbau von Raps wird auf eine betriebsübergreifende Koordination des Einsatzes von chemisch-synthetischen Insektiziden hingearbeitet, um die Anzahl der Behandlungen zu verringern.
  - Grundlage der Unkrautregulierung in der regenerativen Landwirtschaft ist die Anpassung der Saatzeiten (z. B. keine Fröhsaaten von Winterungen) und einfach zu implementierende mechanische Maßnahmen wie ein falsches Saatbett. Durch den Einsatz von Striegeln und anderen mechanischen Verfahren wird der Einsatz von chemisch-synthetischen Herbiziden weiter reduziert. Die Verwendung von Herbiziden wird möglichst auf eine Behandlung mit eher selektiven Mitteln bzw. Wirkstoffen beschränkt, und dabei Arten mit geringem Schadpotenzial (z. B. Taubnessel, Veilchen, Ehrenpreis) verschont.
- regenerativ geföhrte Getreidebestände werden durch Sortenwahl, Terminierung des Aussaatzeitpunktes, Düngung und ggf. dem Einsatz von Striegel und falschem

Saatbett so geföhrte, dass maximal nur eine Herbizidmaßnahme und eine späte Fungizidmaßnahme zum Schutz des Fahnenblattes und der Ähre angewendet wird. Auf einen Einsatz von Insektiziden und Wachstumsreglern wird grundsätzlich verzichtet.

- Auf einen Einsatz von Betriebsmitteln ohne nachgewiesene und reproduzierbare Wirkung wird verzichtet. Informationen stellen häufig die Landesforschungseinrichtungen der Bundesländer zur Verfügung.

Bei einer regenerativen Landwirtschaft im Rahmen von ökologischen Anbausystemen sind wichtige Maßnahmen und Elemente im Bereich Boden, Bodenuntersuchung und Fruchtfolge sehr ähnlich wie im konventionellen Landbau. Im Bereich Fruchtfolge spielen Leguminosen jedoch eine deutlich wichtigere Rolle. Wegen der großen Bedeutung von Fruchtfolgekrankheiten (Fußkrankheiten) beim Anbau von Leguminosen ist eine größere Anbauvielfalt von Körnerleguminosen (nicht nur Erbsen oder Ackerbohnen, sondern auch Sojabohnen oder ggf. in trockeneren Gebieten Kichererbsen) anzustreben. Beim Anbau von Zwischenfrüchten haben Leguminosen zur Sicherung der N-Versorgung der Nachfrucht einen wesentlich höheren Stellenwert als im konventionellen Landbau.

Im Bereich Düngung gilt anders als im konventionellen Landbau bei den Grundnährstoffen Phosphor, Kalium und Magnesium als Zielgröße die Gehaltsklasse B. Allerdings können insbesondere bei Körnerleguminosen teilweise höhere Erträge in Gehaltsklasse C festgestellt werden. Daher bietet sich eine P-Düngung vor allem zu Leguminosen an. Eine Sicherstellung der Schwefelversorgung ist beim Anbau von Klee gras besonders bedeutsam, um eine hohe biologische N<sub>2</sub>-Fixierung zu sichern. Zugleich gilt es speziell im ökologischen Landbau N-Emissionen beim Wirtschaftsdüngerhandlung durch Abdeckung der Düngelagerstätten und durch Anwendung moderner Technik zur Ausbringung (z. B. Güllegrubber, Schleppschuh- oder Schlitzverfahren) zu verringern. Zudem gilt es die Phosphor- und Kalium-Exporte durch entsprechende Inputs auszugleichen. Eine Möglichkeit hierzu besteht in der stärkeren Verwendung von Recyclingdüngemitteln (z. B. Struvit als P-Dünger, Mehrnährstoffdünger aus der Bioabfallbehandlung wie Komposte und Gärreste).

Gesunder Boden (durch regelmäßigen Fruchtwechsel) und gesundes, befallsfreies Saatgut (z. B. durch Verwendung von Z-Saatgut) sind wichtige Säulen des Pflanzenschutzes. Bei der Sortenwahl gilt es nicht nur noch stärker auf Krankheitsresistenzen zu achten, sondern zugleich auch solche Sorten auszuwählen, die unter den gegebenen Wachstumsbedingungen entsprechende Qualitäten (z. B. hohe Backqualität bei niedrigen Rohproteingehalten) erbringen.

## 10 Zusammenfassung

Regenerative Landwirtschaft ist eine Bewirtschaftungsform, die einen möglichst hohen Bodenschutzstandard anstrebt und bemüht ist, den Betriebsmitteleinsatz möglichst stark zu begrenzen. Allerdings liegt keine allgemein gültige Definition oder Beschreibung der „regenerativen Landwirtschaft“ vor, entsprechend können sich die eingesetzten Methoden stark voneinander unterscheiden. Gemein ist den verschiedenen Richtungen der regenerativen Landwirtschaft eine möglichst ganzjährige Bedeckung des Bodens durch konsequenten Anbau von Zwischenfrüchten, kombiniert mit einer verringerten Bodenbearbeitungsintensität und dem Bestreben nach einer etwas vielfältigeren Fruchtfolge. Je nach Ausrichtung kommen dann noch weitere Maßnahmen hinzu wie eine gezielte Untergrundlockerung, die Verwendung von Düngemitteln mit höherer Effizienz (z. B. stabilisierte N-Düngemittel), die Verwendung von Techniken zur Erhöhung der Düngemittelleffizienz (z. B. Bandablage von organischen und mineralischen Düngemitteln) bis hin zu wissenschaftlich nicht anerkannten Maßnahmen wie die Verwendung von Komposttee, von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ oder eine Düngung nach der BCSR-Philosophie (z. B. Albrecht-Bodenanalyse).

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass eine regenerative Landwirtschaft einen hohen Bodenschutzstandard mit tendenziell erhöhter Aggregatstabilität und höherer biologischer Aktivität bewirkt. Damit machen „regenerativ wirtschaftende Landwirte“ einiges richtig, wenngleich diese Art der Bewirtschaftung mit gewissen Ertragseinbußen einhergehen kann. Denn konsequenter

Zwischenfruchtanbau oder die Etablierung von Untersaaten kann das Wachstum der Hauptkulturen unter bestimmten Umständen negativ beeinflussen, z. B. auch dadurch, dass die Etablierung von Untersaaten Einschränkungen bei der Auswahl der Unkrautregulierungsstrategie nach sich zieht, die zu einer höheren Unkrautkonkurrenz führen kann. In Einzelfällen kann es auch zu erhöhtem Drahtwurmbefall kommen. Eine Untergrundlockerung bricht nicht nur Verdichtungshorizonte auf, sondern führt auch zu einer gewissen Erhöhung der Infiltrabilität des Bodens. Eine höhere Resilienz der regenerativ bewirtschafteten Flächen in Trockenjahren konnte nicht festgestellt werden (siehe Ergebnisse des Systemvergleichs in Bettenreute), gleiches gilt auch für den Krankheitsbefall der Bestände. Eine wesentliche Erhöhung der Humusgehalte war nicht zu messen, die Unterschiede bewegten sich noch im Bereich des Messfehlers. Maßnahmen wie der Einsatz von sogenannten „effektiven Mikroorganismen“ oder von Komposttee erwiesen sich als wirkungslos. Deren Anwendung erhöht damit die Kosten, ohne das dem eine höhere Produktivität oder ein höherer Bodenschutzstandard gegenüberstünde. Eine Düngung nach der BCSR-Philosophie (z. B. sogenannte „Albrecht-Analyse“) ist nicht nur mit erheblich höheren Laborkosten verbunden, sondern kann zu deutlich höheren S-Zufuhren und Düngemittelkosten führen. Höhere Erträge werden nur dann erzielt, wenn bei Verwendung anerkannter Methoden der Bodenuntersuchung die S-Versorgung der Bestände nicht gezielt adressiert wird. Auf Böden mit sehr niedriger Kationenaustauschkapazität kann es bei Anwendung der BCSR-Philosophie unter Umständen zu K-Mangel kommen, weil die Bodenvorräte nicht ausreichend für ein optimales Pflanzenwachstum sind.

Die Herausforderung besteht darin, die „regenerativen Landwirtschaft“ auf Basis von wirksamen und anerkannten Methoden so zu gestalten und zu verstehen, dass ein hohes Ertragsniveau mit einem möglichst niedrigen Betriebsmitteleinsatz bei einem hohen Bodenschutzstandard erzielt wird. Im konventionellen Landbau gehören hierzu Maßnahmen wie eine insgesamt reduzierte Bodenbearbeitungsintensität (evtl. in Kombination mit einer Tiefenlockerung), die Einhaltung von grundlegenden Fruchtfolgegrundsätzen (evtl. auch Erweiterung des Anbauspektrums um eine bis zwei Kulturen), eine möglichst ganzjährige Bodenbedeckung u.a.

durch konsequenten Zwischenfruchtanbau, eine Pflanzenschutzintensität die auf eine Grundabsicherung der Erträge unter Verzicht auf Verwendung von Wachstumsreglern und wo immer möglich auf chemisch-synthetische Insektizide (z. B. im Getreidebau) abzielt, und ein reduzierter Einsatz von N-Düngemitteln kombiniert mit Methoden zur Erhöhung der Effizienz des eingesetzten Düngers (Bandablage, Verwendung von Stabilisatoren bei Kulturen mit langem Wachstumszyklus, Vermeidung von gasförmigen N-Verlusten). Im ökologischen Landbau gilt es u. a. einen konsequent v. a. leguminosenreichen Zwischenfruchtanbau mit Maßnahmen der Vermeidung von N-Verlusten im gesamten Wirtschaftsdüngermanagement zu kombinieren, sowie auf eine ausreichende Rückführung der exportierten Nährstoffe zu achten. Beide Anbauformen sollen auf eine ausgeglichene Humusbilanz und ausgeglichene Nährstoffbilanzen hinarbeiten.

## 11 Summary

Regenerative agriculture is a form of farming that strives for the highest possible standard of soil protection and tries to limit the use of resources as much as possible. However, there is no generally valid definition or description of „regenerative agriculture“, so the methods used can vary greatly. The different directions of regenerative agriculture have in common that the soil is covered as much as possible all year round through consequent cultivation of cover crops, combined with reduced tillage intensity and some approaches for a more diverse crop rotation. Depending on the regenerative orientation, further measures are then added, such as targeted subsoiling, the use of fertilizers with higher efficiency (e.g. stabilized N-fertilizers), the use of techniques to increase fertilizer efficiency (e.g. band placement of organic and mineral fertilizers) up to scientifically non-validated measures such as the use of compost tea, so-called „effective microorganisms“ or fertilization according to the BCSR philosophy (e.g. Albrecht soil analysis).

The results of the presented investigations show that regenerative agriculture achieves a high standard of soil protection with an, at least in tendency, increased aggregate stability and higher biological activity. This way, „regenerative farmers“ do the right thing, although this type of farming can be associated with certain yield losses. Cover crop cultivation or the establishment of undersown crops can, under certain circumstances, have a negative impact on the growth of the following main crop, e.g. because the establishment of undersown crops entails restrictions in the choice of weed control strategy, which can lead to higher weed competition. In individual cases, increased wireworm infestation may also occur. Subsoiling not only breaks up compaction horizons, but also leads to a certain increase in the infiltrability of the soil. A higher resilience of regeneratively managed areas in dry years could not be found (see results of the system comparison in Bettenreute), the same applies to the disease infestation of the crops. A significant increase in humus content could not be measured, the differences were still within the range of the measurement error. Measures such as the use of so-called „Effective Microorganisms“ or compost tea proved to be

ineffective. Their use thus increases the costs without being offset by higher productivity or a higher standard of soil protection. Fertilization according to the BCSR philosophy (e.g. so-called „Albrecht analysis“) is not only associated with significantly higher laboratory costs, but can also lead to significantly higher S inputs and fertilizer costs. Higher yields are only achieved if the S supply of the stocks is not specifically addressed when using recognized methods of soil analysis. If the BCSR philosophy is applied to soils with very low cation exchange capacity, K deficiency may occur under certain circumstances because the soil reserves are not sufficient for optimal plant growth.

The challenge is to design and understand „regenerative agriculture“ on the basis of effective and recognized methods in such a way that a high level of yield is achieved with the lowest possible use of inputs and a high standard of soil protection. In conventional farming, this includes measures such as an overall reduced tillage intensity (possibly in combination with subsoiling), compliance with basic crop rotation principles (possibly also expanding the cultivation spectrum by one or two crops), soil cover that is as permanent as possible, e.g. through consistent cultivation of cover crops, an intensity of plant protection aimed at securing the yields without using growth regulators and wherever possible without chemical-synthetic insecticides (e.g. in cereal cultivation), and a reduced use of N-fertilizers combined with methods to increase the efficiency of the fertilizer used (band placement, use of stabilized N fertilizers in crops with a long growth cycle, avoidance of gaseous N losses). In organic farming, farmers should consequently implement cover cropping (mainly leguminous cover crop cultivation) with measures to avoid N-losses in the overall manure management, as well as ensure that the exported nutrients are sufficiently returned. Both forms of cultivation should work towards balanced humus and nutrient budgets.

## 12 Literaturverzeichnis

Im Laufe dieses Projekts wurden Untersuchungen durchgeführt, deren Daten entweder nicht in den Endbericht aufgenommen werden konnten, um den Rahmen nicht zu sprengen oder die Bestandsaufnahmen vor Beginn der regenerativen Bewirtschaftung in Bettenreute darstellen. Letztere sind zwar eine wichtige Datenbasis für etwaige spätere Untersuchungen, tragen aber zur vorliegenden Analyse der Wirkungen der regenerativen Landwirtschaft noch nichts bei und fanden daher keinen Eingang in diesen Bericht. Um die Untersuchungen und Berichte dennoch zugänglich zu machen, können sie als Supplemente heruntergeladen werden.

- **Supplement 1:** Originalbericht des Helmholtz Zentrums München (COMI) zu den molekulargenetischen Analysen des Mikrobioms im Boden;
- **Supplement 2:** Weitere Bodenanalysen zur Wirkung von Komposttee, zur Flächenrotte und zum Systemvergleich;
- **Supplement 3:** Bestandsaufnahme der mikrobiellen Biomasse in Bettenreute 2018;
- **Supplement 4:** Bestandsaufnahme der Regenwurmpopulation in Bettenreute 2018.

- Ahern, C.R., Baker, D.E., Aitken, R.L. (1995). Models for relating pH measurements in water and calcium chloride for a wide range of pH, soil types and depths. *Plant Soil* 171, 47–52.
- Albrecht, W.A. (1975). *Albrecht's foundation concepts* (Vol. 1). Acres USA. <https://www.acresusa.com/products/albrechts-foundation-concepts>.
- Alperovitch, N., Shainberg, I., Rhoades, J.D. (1986). Effect of mineral weathering on the response of sodic soils to exchangeable magnesium. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 901–904.
- Amézketa, E., Aragüés, R. (1995). Flocculation-dispersion behaviour of arid-zone soil clays as affected by electrolyte concentration and composition. *Inv. Agr. Prod. Prot. Veg.*, 10, 101–112.
- Amézketa, E. (1999). Soil aggregate stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14, 83–151. [https://doi.org/10.1300/J064v14n02\\_08](https://doi.org/10.1300/J064v14n02_08).
- Angers, D.A., N'dayegamyie, A., Côté, D. (1993). Tillage-induced differences in organic matter of particle-size fractions and microbial biomass. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 512–516.
- Angers, D.A., Voroney, R.P., Côté, D. (1995). Dynamics of soil organic matter and corn residues as affected by tillage practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 1311–1315.
- Apprill, A., McNally, S., Parsons, R., Weber, L. (2015). Minor revision to V4 region SSU rRNA 806R gene primer greatly increases detection of SAR11 bacterioplankton. *Aquatic Microbial Ecology* 75, 129–137. <http://doi.org/10.3354/ame01753>.
- Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority (APVMA, Hrsg.) (2018): *Reconsideration of Methiocarb: Supplementary Environmental Assessment*. Kingston ACT, Australia.
- Bakker, A.C., Emerson, W.W. (1973). The comparative effects of exchangeable calcium, magnesium, and sodium on some physical properties of red-brown earth subsoils. III. The permeability of Shepparton soil and comparison of methods. *Soil Research* 11, 159–165.
- Baldock, J.A. Nelson, P.N. (1999). Soil organic matter. In: Sumner, M.E. (Hrsg.): *Handbook of Soil Science*. B25–B84, CRC Press.
- Bartossek, R., Spang, A., Weidler, G., Lanzen, A., Schleper, C. (2012). Metagenomic analysis of ammonia-oxidizing archaea affiliated with the soil group. *Frontiers in Microbiology* 3: 208.
- Basche, A.D., Kaspar, T.C., Archontoulis, S.V., Jaynes, D.B., Sauer, T.J., Parkin, T.B., Miguez, F.E. (2016). Soil water improvements with the long-term use of a winter rye cover crop. *Agricultural Water Management* 172, 40–50.
- Basche, A.D., DeLonge, M.S. (2019). Comparing infiltration rates in soils managed with conventional and alternative farming methods: A meta-analysis. *PLoS One* 14, e0215702.

- Bear, F.E., Toth, S.J. (1948). Influence of calcium on availability of other soil cations. *Soil Science*, 65, 69–74. <https://doi.org/10.1097/00010694-194801000-00007>.
- Bear, F.E., Prince, A.L., Malcolm, J.L. (1945). Potassium needs of New Jersey soils. Rutgers University. <http://hdl.handle.net/2027/uiug.30112019729356>.
- Becker, H., R. Cloos, Ph. Möbs, C. Schumann, D. Koch (2023). Biostimulanzien – Helfen die Düngungsprodukte aus der Krise?. *Getreidemagazin2/2023*, 32–36.
- Beisecker, R., Seith, T. (2021). Zwischenfruchtanbau zur Verringerung der Herbst-N<sub>min</sub>-Gehalte und Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser. *Korrespondenz Wasserwirtschaft 2021* (14), Nr. 1.
- Beare, M.H., Hendrix, P.F., Coleman, D.C. (1994). Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 777–786.
- Berg, G., Grube, M., Schlöter, M., Smalla, K. (2014). Unraveling the plant microbiome: looking back and future perspectives. *Frontiers in microbiology*, 5, 148, online: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2014.00148/full>.
- Bezdicsek, D.F., Beaver, T., Granatstein, D. (2003). Subsoil ridge tillage and lime effects on soil microbial activity, soil pH, erosion, and wheat and pea yield in the Pacific Northwest, USA. *Soil and Tillage Research* 74, 55–63.
- Black, C.A. (1993). *Soil fertility evaluation and control*. Routledge & CRC Press. <https://www.routledge.com/Soil-Fertility-Evaluation-and-Control/Black/p/book/9780367449964>.
- Blackshaw, R.E., Molnar, L.J. (2009). Phosphorus fertilizer application method affects weed growth and competition with wheat. *Weed Science* 57, 311–318.
- Blackman, J.D. (1992). Seasonal variation in the aggregate stability of downland soils. *Soil use and management* 8, 142–150.
- Blanco-Canqui, H., Shapiro, C.A., Wortmann, C.S., Drijber, R.A., Mamo, M., Shaver, T.M., Ferguson, R.B. (2013). Soil organic carbon: The value to soil properties. *Journal of Soil and Water Conservation* 68, 129A–134A.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W., (2015). Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. *Agron. J.* 107, 2449–2474.
- Bodner, G., Loiskandl, W., Buchan, G., Kaul, H.P. (2008). Natural and management-induced dynamics of hydraulic conductivity along a cover-cropped field slope. *Geoderma* 146, 317–325.
- Bodner, G., Scholl, P., Loiskandl, W., Kaul, H.P. (2013). Environmental and management influences on temporal variability of near saturated soil hydraulic properties. *Geoderma* 204, 120–129.
- Bosatta, E., Agren, G.I. (1991). Dynamics of carbon and nitrogen in the organic matter of the soil – a generic theory. *Am. Nat.* 138, 227–245.
- Brady, N.C., Weil, R.R. (2008). *The Nature and Properties of Soils*. In: ?? ... 14. Ausgabe, Kapitel 12. Prentice Hall. 2008).
- Brinton W. F., Droffner, M. (1995). The control of plant pathogenic fungi by use of compost teas. *Biodynamics*, 197, 12–15.
- Brock, C., Jackson-Smith, D., Kumarappan, S., Culman, S., Doohan, D., Herms, C. (2021). The prevalence and practice of soil balancing among organic corn farmers. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 1–10. <https://doi.org/10.1017/S1742170520000381>.
- Brookes, P.C., Kragt, J.F., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: the effects of fumigation time and temperature. *Soil Biology and Biochemistry* 17, 831–842.
- Brunetti, J. (2014). *The farm as ecosystem: Tapping nature's reservoir – Biology, geology, diversity*. Austin, TX. Acres U.S.A.
- Buckley, M.E., Wolkowski, R.P. (2014). In-season effect of flue gas desulfurization gypsum on soil physical properties. *Journal of Environmental Quality* 43, 322–327. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0354>.
- Buddrus-Schiemann, K.E.M. (2008). Wirkung des biologischen Pflanzenstärkungsmittels Proradix® (*Pseudomonas fluorescens*) auf das Wachstum von Gerste (*Hordeum vulgare* L. cv. Barke) und auf die bakterielle Gemeinschaft in der Rhizosphäre. Dissertation, LMU.
- Bücheler, L. (2020). Der Boden als Fundament stabiler Erträge. *Topagrar* 11/2020, S. 56–58.
- Burdon, J. (2001). Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? *Soil Sci.* 166, 752–769.

- Campbell, R.B., Karlen, D.L., Sojka, R.E. (1984). Conservation tillage for maize production in the US Southeastern Coastal Plain. *Soil and Tillage Research* 4, 511–529.
- Campbell, C.A., Zentner, R.P., Bowren, K.E., Townley-Smith, L., Schnitzer, M. (1991). Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thick Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* 71, 377–387.
- Capriel, P. (2010). Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe LfL 05-2010. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan.
- Caron, J., Espindola, C.R., Angers, D.A. (1996). Soil structural stability during rapid wetting: Influence of land use on some aggregate properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 901–908.
- Chaganti, V., Culman, S. (2017). Historical perspective of soil balancing theory and identifying knowledge gaps: A review. *Crop, Forage and Turfgrass Management* 3, 1–7. <https://doi.org/10.2134/cftm2016.10.0072>.
- Chaganti, V.N., Culman, S.W., Dick, W.A., Kost, D. (2019). Effects of gypsum application rate and frequency on corn response to nitrogen. *Agronomy Journal* 111, 1109–1117. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.10.0683>.
- Chaganti, V.N., Culman, S.W., Herms, C., Sprunger, C.D., Brock, C., Leiva Soto, A., Doohan, D. (2021). Base cation saturation ratios, soil health, and yield in organic field crops. *Agronomy Journal* 113, 4190–4200.
- Chan, K.Y., Heenan, D.P. (1996). The influence of crop rotation on soil structure and soil physical properties under conventional tillage. *Soil and Till. Res.* 37, 113–125.
- Chaney, K., Swift, R.S. (1986). Studies on aggregate stability. I. Reformation of soil aggregates. *J. Soil Sci.* 37, 329–335.
- Chen Q, Hou LW, Duan WJ, Crous PW & Cai L (2017) Didymellaceae revisited. *Studies in mycology* 87: 105–159. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2017.06.002>
- Chenu, C. 1993. Clay-or-sand-polysaccharide associations as models for the interface between microorganisms and soil: water related properties and microstructure. *Geoderma* 56, 143–156.
- Christensen, B.T. (1986). Straw incorporation and soil organic matter in macro-aggregates and particle size separates. *J. Soil Sci.* 37, 125–135.
- Cong, W.F., Hoffland, E., Li, L., Six, J., Sun, J.H., Bao, X.G., Zhang, F.S., Van Der Werf, W. (2015). Intercropping enhances soil carbon and nitrogen. *Global change biology* 21, 1715–1726.
- Cóndor Golec A. F., González Pérez P., Lokare C. (2007). Effective microorganisms: myth or reality? *Revista Peruana de Biología* 14, 315–319.
- Conyers, M.K., Davey, B.G. (1988). Observations on some routine methods for soil pH determination. *Soil Sci.* 145, 29–36.
- Culman, S.W., Brock, C., Doohan, D., Jackson-Smith, D., Herms, C., Chaganti, V. N., ... Spargo, J. (2021). Base cation saturation ratios vs. sufficiency level of nutrients: A false dichotomy in practice. *Agronomy Journal* 113, 5623–5634.
- Curtin, D., Selles, F., Steppuhn, H. (1998). Estimating calcium-magnesium selectivity in smectitic soils from organic matter and texture. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1280–1285.
- Damm, S., Hofmann, B., Gransee, A., Christen, O. (2013). Zur Wirkung von Kalium auf ausgewählte bodenphysikalische Eigenschaften und den Wurzeltiefgang landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59, 1–19.
- Daverkosen, L., Holzkecht, A., Friedel, J. K., Keller, T., Strobel, B. W., Wendeberg, A., & Jordan, S. (2022). The potential of regenerative agriculture to improve soil health on Gotland, Sweden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 185, 901-914.
- Dexter, A.R. (1988). Advances in characterization of soil structure. *Soil and Till. Res.* 11, 199–238.
- Dexter, A.R., Czyż, E.A., Niedzwiecki, J., Maćkowiak, C. (2001). Water retention and hydraulic conductivity of a loamy sand soil as influenced by crop rotation and fertilization. *Archives of Agronomy and Soil Science* 46, 123–133.

- de Chaves MG, Silva GGZ, Rossetto R, Edwards RA, Tsai SM & Navarrete AA (2019) Acidobacteria Subgroups and Their Metabolic Potential for Carbon Degradation in Sugarcane Soil Amended With Vinasse and Nitrogen Fertilizers. 10.
- Deru, J. G., Hoekstra, N., van Agtmaal, M., Bloem, J., de Goede, R., Brussaard, L., van Eekeren, N. (2023). Effects of Ca: Mg ratio and pH on soil chemical, physical and microbiological properties and grass N yield in drained peat soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 66, 61–82.
- Dias, T., Dukes, A., Antunes, P.M. (2015). Accounting for soil biotic effects on soil health and crop productivity in the design of crop rotations. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95, 447–454.
- Diver, S. (2002). Notes on Compost Teas. Fayetteville, Arkansas, USA, S. 19.
- Drexler, S., Broll, G., Don, A., Flessa, H. (2020). Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands. *Thünen Report* 75.
- Dümig, A., Spirkaneder, A., Schmitt, A. (2021). Mit weniger Stickstoff zum Ernteerfolg. *Gemüse* 3/2021, S. 38–39.
- Duffy, B., Sarreal, C., Ravva, S., Stanker, L. (2004). Effect of molasses on regrowth of *E. coli* O157: H7 and *Salmonella* in compost teas. *Compost science & utilization* 12, 93–96.
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. Die Neue Brehm Bücherei 327, Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- EASAC (2022). Regenerative agriculture in Europe. A critical analysis of contributions to European Union farm to fork and biodiversity strategies. European Academies' Science Advisory Council Policy Report 44, 1–58. <https://easac.eu/publications/details/regenerativeagriculture-in-europe/>
- Eckert, D.J. (1987). Soil test interpretations: Basic cation saturation ratios and sufficiency levels. In: Brown, J.R. (Hrsg.). *Soil testing: Sampling, correlation, calibration, and interpretation* 21, 53–64.
- Edwards, A.P., Bremner, J.M. (1967). Microaggregates in soils. *Journal of Soil Science* 18, 64–73.
- Edwards, C.A. (1980): Interactions between agricultural practice and earthworms. – In: Dindal, D.L.(ed.): *Soil biology as related to land use practice*. – Proc. VII. Int. Coll. Soil Zool., Syracuse, 3–12.
- Edwards, W.M.; Shiptalo, M.J.; Traina, S.J.; Edwards, C.A. und L.B. Owens (1992): Role of *Lumbricus terrestris* (L.) burrows on the quality of infiltrating water. In: Kretzschmar, A. (ed.): *4th International Symposium on Earthworm Ecology – Soil Biol. & Biochem.* 24, 1555–1561.
- Ehlers, W. (1975): Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soils. *Soil Sci.* 119, 242–249.
- Ehlers, W. (1996). *Wasser in Boden und Pflanze. Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag.* Ulmer.
- Ehlers, W., Goss, M.J., Boone, F.R. (1986). Einfluss der Bodenbearbeitung auf Bodenwasserhaushalt, Durchwurzelung und Wasserentzug. *Kali-Briefe* 18, 107–125.
- Ehrmann, O., Sommer, M. und T. Vollmer (2002): Regenwürmer in Wäldern Baden-Württembergs: In: Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Vollmer, T. und G. Turian: *Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs.* Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- Ehrmann, O. (2015). Regenwürmer in den Böden Baden-Württembergs – Vorkommen, Gefährdung und Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. *Naturf. Ges, Freiburg*, 125–176.
- Ehrmann, O. (2019). Regenwurmpopulation des Versuchsgutes Bettenreute – Teilbericht zum Projekt „regenerative Landwirtschaft“. LTZ Augustenberg, unveröffentlicht.
- Ehrmann, O. (2021). Regenwurmpopulationen von je zwei regenerativ und konventionell bewirtschafteten Äckern im Kraichgau – Teilbericht zum Projekt „regenerative Landwirtschaft“. LTZ Augustenberg, unveröffentlicht.
- Elevitch, C.R., Mazaroli, D.N., Ragone, D. (2018). Agroforestry standards for regenerative agriculture. *Sustainability*, 10(9), 3337. <https://doi.org/10.3390/su10093337>



- Elliott, E.T. (1986). Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 627–633.
- Elsässer, M., Mokry, M., Wüst, D., Wünsch, R., Ruser, R. (2017). Opti Güll – Umweltfreundliche biologische Ansäuerung der Gülle zur Vermeidung von Ammoniakabgasungen und zur Steigerung der Nährstoffeffizienz. LAZBW, Zwischenbericht, Aulendorf, S. 44.
- Emerson, W.W., Chi, C.L. (1977). Exchangeable calcium, magnesium and sodium and the dispersion of illites in water. II. Dispersion of illites in water. *Soil Research* 15, 255–262.
- Epstein, E. (1956). Mineral nutrition of plants: mechanisms of uptake and transport. *Annual review of plant physiology* 7, 1–24.
- Eriksen, J., Thorup-Kristensen, K., Askegaard, M. (2004). Plant availability of catch crop sulfur following spring incorporation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167, 609–615.
- Essington, M.E. (2004) *Soil and Water Chemistry: An Integrated Approach* (CRC Press,
- European Food Safety Authority (EFSA) (2018). Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance methiocarb. *EFSA Journal* 2018; 16, 5429. doi: 10.2903/j.efsa.2018.5429.
- Fair, J. (2013). Albrecht misunderstood. *Farmer's Weekly*
- Favaretto, N., Norton, L.D., Joern, B.C., Brouder, S.M. (2006). Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium affecting phosphorus and nitrogen in runoff. *Soil Science Society of America Journal* 70, 1788–1796. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0228>.
- Fierer, N., Jackson, R.B. (2006). The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103, 626–631. <https://doi.org/10.1073/pnas.0507535103>.
- Finney, D., Buyer, J., Kaye, J. (2017). Living cover crops have immediate impacts on soil microbial community structure and function. *Journal of Soil and Water Conservation* 72, 361–373.
- Flaig, H., Elsässer, M. (2009). Bodenbiologische Auswirkungen einer mehrjährigen Applikation unterschiedlicher organischer und mineralischer Dünger auf Wiese und Mähweide. *VDLUFA-Schriftenreihe* 65, S. 168–179.
- Flaig, H. (2022). Bestandsaufnahme mikrobieller Biomasse in Bettenreute. *LTZ Augustenberg*, unveröffentlicht.
- Flessa, H., Don, A., Jacobs, A., Dechow, R., Tiemeyer, B., Poeplau, C. (2018). Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands – Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bonn.
- Folorunso, O.A., Rolston, D.E., Prichard, T., Loui, D.T. (1992). Soil surface strength and infiltration as affected by winter cover crops. *Soil Technol.* 5, 189–197.
- Freier, B., Sellmann, J., Strasse Meyer, J., Schwarz, J., Klocke, B., Kehlenbeck, H., Zornbach, W. (2015). Netz vergleichsbetriebe Pflanzenschutz; Jahresbericht 2013; Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2013. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut Nr. 178.
- Fritz, J. I., Franke-Whittle, I.H., Haindl, S., Insam, H., Braun, R. (2012). Microbiological community analysis of vermicompost tea and its influence on the growth of vegetables and cereals. *Canadian journal of microbiology* 58, 836–847.
- Gabriel, J.L., Quemada, M., Martín-Lammerding, D., Vancloster, M. (2019). Assessing the cover crop effect on soil hydraulic properties by inverse modelling in a 10-year field trial. *Agricultural Water Management* 222, 62–71.
- Gavriloaiei, T. (2012). The influence of electrolyte solutions on soil pH measurements. *Rev. Chim* 63, 396–400.
- Giddens, J., Toth, S.J. (1951). Growth and nutrient uptake of ladino clover on red and yellow grey-brown podzolic soils containing varying ratios of cations. *Agron. J.* 43, 209–214.
- Gijsman, A.J., Thomas, R.J. (1995). Aggregate size distribution and stability of an oxisol under legume-based and pure grass pastures in the Eastern Colombian savannas. *Aust. J. Soil Res.* 33, 153–165.
- Giller, K.E., Hijbeek, R., Andersson, J.A., Sumberg, J. (2021). Regenerative agriculture: An agronomic perspective. *Outlook on Agriculture* 50, 13–25.

- Gillespie, A.W., Farrell, R.E., Walley, F.L., Ross, A.R., Leinweber, P., Eckhardt, K.U., ... & Blyth, R.I. (2011). Glomalin-related soil protein contains non-mycorrhizal related heat-stable proteins, lipids and humic materials. *Soil Biol. Biochem.* 43, 766–777.
- Glöcklhofer L., Lutz, M., Rupf, R. (2017). Komposttee gegen Pilzpathogene auf intensiven Rasenflächen. *RASEN · TURF · GAZON*, 2, 34–41.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P. (1994). Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32, 1043–1068.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P. (1995). Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected by <sup>13</sup>C natural abundance, pyrolysis mass spectrometry and solid-state <sup>13</sup>C NMR spectroscopy in density fractions of an oxisol under forest and pasture. *Aust. J. Soil Res.* 33, 59–76.
- Goldberg, S., Forster, H.S. (1990). Flocculation of reference clays and arid-zone soil clays. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 714–718.
- Gorfer, M. (2022). Wirkungen/Effekte regenerativer Bewirtschaftung – mikrobielles Bodenleben. In: Maier, J., Volkmer, K. und Heigl, M.: Untersuchung des mikrobiellen Bodenlebens bei regenerativer Bewirtschaftung zur Reduzierung des Nährstoffbedarfs und -austrags („DeNAe“). Innovationsfonds Klima- und Wasserschutz badenova, Projekt 2019-07, Abschlussbericht. Landwirtschaftsamt Breisgau-Hochschwarzwald, Breisach.
- Graff, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. – *Schr. R. d. Forsch.anst. Braunschweig*, 81 S.
- Graham, E.R. (1959). Explanation of theory and methods of soil testing (Bulletin 734). Missouri Agriculture Experiment Station. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300688081>.
- Gransee, A., Führs, H. (2013). Magnesium mobility in soils as a challenge for soil and plant analysis, magnesium fertilization and root uptake under adverse growth conditions. *Plant and Soil* 368, 5–21.
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., Müller, M., Keller, A. (2019). Twenty-five years of observations of soil organic carbon in Swiss croplands showing stability overall but with some divergent trends. *Environ. Monit. Assess.* 191: 277; <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7435-y>
- Guggenberger, G. (2005). Humification and Mineralization in Soils. In: Buscot, F., Varma, A. (Hrsg.). *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*. Seite 85–106. Springer.
- Guo, Z., Zhang, J., Fan, J., Yang, X., Yi, Y., Han, X.... Peng, X. (2019). Does animal manure application improve soil aggregation? Insights from nine long-term fertilization experiments. *Science of the Total Environment* 660, 1029–1037.
- Gupta, V.V.S.R., Germida, J.J. (1988). Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20, 777–786.
- Gutser, R., Vilsmeier, K. (1985). N-Umsatz von verschiedenem Pflanzenmaterial im Boden in Gefäß- und Feldversuchen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 148, 595–606.
- Haby, V.A., Russelle, M.P., Skogley, E.O. (1990). Testing soils for potassium, calcium, and magnesium. *Soil testing and plant analysis* 3, 181–227.
- Hayes, M. H. B., Swift, R.S. (1990). Genesis, Isolation, Composition and Structures of Soil Humic Substances. In: De Boodt, M.F., Hayes, M.H.B., Herbillon, A. (Hrsg.). *Soil Colloids and their Associations in Aggregates*. Seite 245–305. Plenum.
- Haynes, R.J., Naidu, R. (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 123–137. <https://doi.org/10.1023/A:1009738307837>.
- Haynes, H., O'Neill, R., Mehta, P.K. (1996). Concrete deterioration from physical attack by salts. *Concrete International* 1, 63–69.
- Havlin, J.L., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D. (2014). Nutrient management. In: J.L. Havlin, S. L. Tisdale, W. L. Nelson, J.D. Beaton (Hrsg.), *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management* (S. 365–426). Pearson.

- Hedges, J.I., Oades, J.M. (1997). Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments. *Org. Geochem.* 27, 319–361.
- Hedges, J.I., Eglinton, G., Hatcher, P.G., Kirchman, D.L., Arnosti, C., Derenne, S., ... & Rullkötter, J. (2000). The molecularly-uncharacterized component of non-living organic matter in natural environments. *Org. Geochem.* 31, 945–958.
- Heil, D., Sposito, G. (1993a). Organic matter role in illitic soil colloids flocculation. I. Counter ions and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1241–1246.
- Heil, D., Sposito G. (1993b). Organic matter role in illitic soil colloids flocculation. II. Surface charge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1246–1253.
- Hermawan, B., Bomke, A.A. (1997). Effects of winter cover crops and successive spring tillage on soil aggregation. *Soil and Tillage Research* 44, 109–120.
- Higa, T., Parr, J.F. (1994). Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture and environment. 1, International Nature Farming Research Center Atami.
- Hoagland, D.R. (1948). Lectures on the Inorganic Nutrition of Plants. *Chronica Botanica*, S. 48–71. Waltham, USA.
- Hörner, I. (2013). *Flüssigmist – Komposttee*. Dr. Ingrid Hörner, Brügelfelder Hof, 65468 Trebur, 14.
- Hohla, M. (2021). Der Schwarzkopffregewurm (Aporrectodea nocturna) in Oberösterreich – das „Schwarze Schaf“ unter den Regenwürmern? *ÖKO · L* 43/1: 26–35
- Hoitink, H.A.J., Stone, A.G., Han, D.Y. (1997). Suppression of plant diseases by composts. *HortScience* 32, 184–187.
- Hu, C., Qi, Y. (2013). Long-term effective microorganisms application promote growth and increase yields and nutrition of wheat in China. *European Journal of Agronomy* 46, 63–67.
- Hunter, A.S. (1949). Yield and composition of alfalfa as influenced by variations in the calcium-magnesium ratio. *Soil Sci.* 67, 53–62.
- Hunter, A.S., Toth, S.J., Bear, F.E. (1943). Calcium–potassium ratios for alfalfa. *Soil Sci.* 55, 61–72.
- Ikerd, J. (2021). The Economic Pamphleteer: Realities of regenerative agriculture. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development* 10, 7–10. <https://doi.org/10.5304/jafscd.2021.102.001>.
- Ingham, E. (2005). The compost tea brewing manual. 728, 5, Soil Foodweb Incorporated Corvallis.
- Ingram, D.T., Millner, P.D. (2007). Factors affecting compost tea as a potential source of *Escherichia coli* and *Salmonella* on fresh produce. *Journal of food protection* 70, 828–834.
- Jabbour, R., Gallandt, E.R., Zwickle, S., Wilson, R.S., Doohan, D. (2014). Organic farmer knowledge and perceptions are associated with on-farm weed seedbank densities in northern New England. *Weed Science* 62, 338–349. <https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00098.1>.
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., ... & Tiemeyer, B. (2018). Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Thünen Report No. 64.
- Jakubik, H., Fink, M. (2018). Zwischenfrüchte in Untersaat in Silomais mit nachfolgend Silomais. Versuchsbericht zur Pflanzenproduktion, LTZ.
- Jakubus, M. (2015). Are Effective Microorganisms (EMTM) effective in enhancement of soil fertility?. *Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski* 157, 80–93.
- Jayawardane, N.S., Blackwell, J. (1986). Effects of gypsum-slotting on infiltration rates and moisture storage in a swelling clay soil. *Soil Use and Management* 2, 114–118. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1986.tb00693.x>.
- Johnston, A., Karamanos, R. (2005). Base saturation and basic cation saturation ratios–How do they fit in northern Great Plains soil analysis. *News & views. PPI & PPIC*.
- Kali-Akademie (2021). Bodenanalyse. <https://www.kpluss.com>.
- Kandeler, E. (1993). Bestimmung der N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch / Bestimmung von Ammonium. In Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. und Margesin, R. (Hrsg.). *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag.

- Kandeler, E., Murer, E. (1993). Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma* 56, 503–513.
- Kelleher, B.P., Simpson, A.J. (2006). Humic substances in soils: are they really chemically distinct? *Environ. Sci. Technol.* 40, 4605–4611.
- Kelling, K.A., Schulte, E.E., Peters, J.B. (1996). One hundred years of Ca: Mg ratio research. *New Horiz. in Soil Ser.* 8. Dep. of Soil Sci., Univ. of Wisconsin, Madison.
- Kelley, S., Mason, N. C., Hoffman, L., Storch, S., McGrath, M. (2004). Aerated compost tea and other alternative treatments for disease control in pumpkins. *Organic Farming Research Foundation Final Project Report.* [http://ofrf.org/funded/reports/kelley\\_03f18.pdf](http://ofrf.org/funded/reports/kelley_03f18.pdf).
- Ketterer, N. (1990). Untersuchungen zur Wirkung von Kompost-Extrakten auf den Blattbefall der Kartoffel und Tomate durch *Phytophthora infestans* sowie auf den Befall der Weinrebe durch *Plasmopara viticola*, *Pseudopeziza tracheiphila* und *Uncinula necator*. Dissertation, Univ. Bonn.
- Key, J.L., Kurtz, L.T., Tucker, B.B. (1962). Influence of ratio of exchangeable calcium–magnesium on yield and composition of soybeans and corn. *Soil Sci.* 93, 265–270.
- King, K.W., Williams, M.R., Dick, W.A., Labarge, G.A. (2016). Decreasing phosphorus loss in tile-drained landscapes using flue gas desulfurization gypsum. *Journal of Environmental Quality* 45, 1722–1730. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.04.0132>.
- Kinsey, N., Walters, C. (1993). *Hands-on Agronomy*, Deutsche Ausgabe 2014 übersetzt von Rainer Mache, 390 Seiten.
- Kinsey, N., Walters, C. (2014). *Hands on agronomy*. Acres U.S.A.
- Kleber, M., Lindsley, A. (2022). The matter science stabilization” and semantics of “soil organic. *Multi-Scale Biogeochemical Processes in Soil Ecosystems: Critical Reactions and Resilience to Climate Changes*, 15.
- Knigge-Sievers, A. et al. (2013). *Versuchsbericht 2013 zur grundwasserschutzorientierten Landbewirtschaftung.* Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
- Koc, J., Szymczyk, S. (2003). Effect of agriculture intensity on the calcium and magnesium outflows from soils. *J Elem* 8, 231–238.
- Koné, S.B., Dionne, A., Tweddell, R.J., Antoun, H., Avis, T.J. (2010). Suppressive effect of non-aerated compost teas on foliar fungal pathogens of tomato. *Biological control* 52, 167–173.
- Körschens, M. (2021). Long-Term Field Experiments (LTEs) – Importance, Overview, Soil Organic Matter. In: Mueller, L., Sychev, V. G., Dronin, N. M. und Eulenstein, F.(eds). *Exploring and Optimizing Agricultural Landscapes*; S. 215–231. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-67448-9>.
- Kolbe, H., Schuster, M., Hänsel, M., Grünbeck, A., Schließer, I., Köhler, A., Karalus, W., Krellig, B., Pommer, R., Arp, B. (2004). *Zwischenfrüchte im ökologischen Landbau.* Fachmaterial Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Kolbe, H., Zimmer, J. (2015). *Leitfaden zur Humusversorgung.* Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Kopittke, P.M., Menzies, N.W. (2007). A review of the use of the basic cation saturation ratio and the “ideal” soil. *Soil Science Society of America Journal* 71, 259–265. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0186>.
- Krüger, W. (1952): Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Tierwelt der Felder. *Z. Acker u. Pflanzenbau* 95, 261–302.
- Kuch, A., H. Sontheimer (1986). Instationäre Korrosion – Eine Ursache der Rostwasserbildung in Wasserverteilungsnetzen. *Gas-Wasserfach, Wasser-Abwasser* 127, 621–629.
- Kurth, T., B. Subei, P. Plötner, F. Büniger, M. Havermeier, S. Krämer (2023). *The Case for regenerative Agriculture in Germany– and Beyond.* Boston Consulting Group 2023.
- Lal, R. (2020). Regenerative agriculture for food and climate. *Journal of Soil and Water Conservation* 75, 123A–124A.
- Larkin, R.P. (2015). Soil health paradigms and implications for disease management. *Annual Review of Phytopathology* 53, 199–221.

- Lazar, S., Höke, S., Knappe, F., Vogt, R. (2012). Optimierung der Verwertung organischer Abfälle Materialband „Wirkungsanalyse Boden“. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4311.html>, Zugriff am 26.07.2012.
- Lee, K.E. (1985): Earthworms – their ecology and relationships with soils and land use. – Academic Press, London.
- Lehmann, J. Solomon, D., Kinyangi, J., Dathe, L., Wirrick, S., Jacobsen, C. (2008). Spatial complexity of soil organic matter forms at nanometre scales. *Nature Geosci.* 1, 238–242.
- Lehmann, E. (2014). Ertrags- und Qualitätswirkung der N-Düngung in Abhängigkeit vom Grunddüngungssystem. In: P. Sanftleben, H. Heilmann, K.-U. Katroschan, C. Kühn (Hrsg.). Beiträge zum Raps- und Weizenanbau. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei, Heft 53, Seite 76–87.
- Lehmann, J., Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60–68.
- Leiva Soto, A. (2018). Effects of soil balancing treatments on soils, vegetable crops and weeds in organically managed farms (thesis, Master Thesis, Ohio State University).<http://etd.ohiolink.edu/>.
- Levy, G.J., Torrento, J.R. (1995). Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil Sci.* 160, 352–358.
- Levy, G.J., Van Der Watt, H.V.H. (1990). Effect of exchangeable potassium on the hydraulic conductivity and infiltration rate of some South African soils. *Soil Sci.* 149, 69–77.
- Li, J., Van Gerrewey, T., Geelen, D. (2022). A meta-analysis of biostimulant yield effectiveness in field trials. *Frontiers in Plant Science*. doi: 10.3389/fpls.2022.836702.
- Libohova, Z., Seybold C., Wysocki D., Wills S., Schoeneberger P., Williams C.... & Owens P.R. (2018). Reevaluating the effects of soil organic matter and other properties on available water-holding capacity using the National Cooperative Soil Survey Characterization Database. *Journal of Soil and Water Conservation* 73, 411–421.
- Lichtfuss, R., Grimme, H. (1987). Feldmethoden zur Bewertung der Faktoren die die Kaliumwirkung im Boden beeinflussen. *Kali-Briefe* 18, 759–776.
- Liebhardt, W.C. (1981). The basic cation saturation ratio concept and lime and potassium recommendations on Delaware's Coastal Plain soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 544–549.
- Linder, K.J. (2015). The Effect of Soil Cation Balancing on Soil Properties and Weed Communities in an Organic Rotation. Ohio State University.
- Litterick, A.M., Harrier, L., Wallace, P., Watson, C.A., Wood, M. (2004). The role of uncomposted materials, composts, manures, and compost extracts in reducing pest and disease incidence and severity in sustainable temperate agricultural and horticultural crop production – a review. *Critical reviews in plant sciences* 23, 453–479.
- Little, I.P. (1992). The relationship between soil pH measurements and calcium chloride and water suspensions. *Aust. J. Soil Res.* 30, 587–592.
- Logsdon, S.D., Jordahl, J.L., Karlen, D.L. (1993). Tillage and crop effects on ponded and tension infiltration rates. *Soil and Tillage Research* 28, 179–189.
- Löw, O. (1892). Über die physiologischen Functionen der Calcium- und Magnesiumsalze im Pflanzenorganismus. *Flora* 75, 368–394.
- Lorenz, F. (2016). Die Kationenbelegung am Austauscherelement und das Ca:Mg-Verhältnis im Lichte alter Feldversuchsergebnisse. In: VDLUFA (Hrsg.). Kongressband vom 128. VDLUFA-Kongress, S. 150–157.
- Lorenz, F., Olf H.W., Schweitzer, K., Zorn, W. (2017). Standpunkt-Anforderungen an Bodenuntersuchungsmethoden zur Düngebedarfsermittlung. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten VDLUFA, Speyer.
- Low, A.J. (1972): The effect of cultivation on the structure and other physical characteristics of grassland and arable soils. *J. Soil Science* 23, 263–280

- LUBW 2020: Monitoringbericht 2020 zur Anpassungsstrategie an den Klimawandel in Baden-Württemberg.
- Lurling, M., Tolman, Y., Euwe, M. (2009). Mitigating cyanobacterial blooms: how effective are 'effective microorganisms'?. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 14, 353–363.
- Maguire, M.E., Cowan, J.A. (2002). Magnesium chemistry and biochemistry. *BioMetals* 15, 203–210.
- Marín, F., Santos, M., Diáñez, F., Carretero, F., Gea, F.J., Yau, J. A., Navarro, M.J. (2013). Characters of compost teas from different sources and their suppressive effect on fungal phytopathogens. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 29, 1371–1382.
- Marcillo, G.S., Miguez, F.E. (2017). Corn yield response to winter cover crops: An updated meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 72, 226–239.
- Marschner, H. (1995). Mineral nutrition of higher plants. 889 Seiten. London
- Mayer, J., Scheid, S., Oberholzer, H.-R. (2007). Wirkungen von ,effektiven Mikroorganismen EM<sup>+</sup> auf pflanzliche und bodenmikrobiologische Parameter im Feldversuch. Universität, Hohenheim, 4 S.
- Mayer, J., Widmer, F., Scheid, S., Fliessbach, A. (2010). How effective are 'Effective microorganisms® (EM)'? Results from a field study in temperate climate. *Appl. Soil Ecol.* 46, 230–239.
- Mattila, T.J., Rajala, J. (2022). Estimating cation exchange capacity from agronomic soil tests: Comparing Mehlich 3 and ammonium acetate sum of cations. *Soil Science Society of America Journal* 86, 47–50.
- Mc Daniel, M., Tiemann, L., Grandy, A. (2014). Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications* 24, 560–570.
- McGuire, A.M., Bryant, D.C., Denison, R.F. (1998). Wheat yields nitrogen uptake, and soil moisture following winter legume cover crop vs. fallow. *Agronomy Journal* 90, 404–410.
- McLean, E.O. (1976). Exchangeable K levels for maximum crop yields on soils of different cation exchange capacities. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 17, 823–838.
- McLean, E.O., Hartwig, R.C., Eckert, D. J., Triplett, G.B. (1983). Basic cation saturation ratios as a basis for fertilizing and liming agronomic crops. II. Field studies. *Agronomy Journal* 75, 635–639.
- McLean, E.O., Carbonell, M.D. (1972). Calcium, magnesium, and potassium saturation ratios in two soils and their effects upon yield and nutrient contents of German millet and alfalfa. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 927–930.
- Mc Quilken, M., Whipps, J., Lynch, J. (1994). Effects of water extracts of a composted manure-straw mixture on the plant pathogen *Botrytis cinerea*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 10, 20–26.
- Mengel, K. (1991). Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Miller, R.O., Kissel, D.E. (2010). Comparison of soil pH methods on soils of North America. *Soil Science Society of America Journal* 74, 310–316.
- Minasny, B., McBratney, A.B., Brough, D.M., Jacquier, D. (2011). Models relating soil pH measurements in water and calcium chloride that incorporate electrolyte concentration. *European Journal of Soil Science* 62, 728–732.
- Minasny, B., McBratney, A.B. (2018). Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science* 69, 39–47.
- Möller, K. (2020). Grundlagen der organischen Düngung. In: J. Boxberger, J. Mayer, K. Möller, A. Pollinger (Hrsg). *Praxishandbuch organische Düngung*. Agrimedia.
- Murdock, L. (1992). Agr-151: Evaluating fertilizer recommendations. Cooperative Extension Service, University of Kentucky.
- Mylotte, R., Verheyen, V., Reynolds, A., Dalton, C., Patti, A.F., Chang, R.R., ... & Hayes, M.H. (2015). Isolation and characterisation of recalcitrant organic components from an estuarine sediment core. *J. Soils Sedim.* 15, 211–224.
- Naidu, Y., Meon, S., Siddiqui, Y. (2012). In vitro and in vivo evaluation of microbial-enriched compost tea on the development of powdery mildew on melon. *BioControl* 57, 827–836.
- Näser, D. (2020). Regenerative Landwirtschaft. Bodenleben und Pflanzenstoffwechsel verstehen. Ulmer, Stuttgart.

- Ndonga, R.K., Friedel, J.K., Spornberger, A., Rinnofer, T., Jezik, K. (2011). 'Effective micro-organisms' (EM): an effective plant strengthening agent for tomatoes in protected cultivation. *Biological Agriculture & Horticulture* 27, 189–203.
- Nerger, R., Klüver, K., Cordts, E., Fohrer, N. (2020). Intensive long-term monitoring of soil organic carbon and nutrients in Northern Germany. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 116, 57–69; <https://doi.org/10.1007/s10705-019-10027-y>.
- Newton, P., Civita, N., Frankel-Goldwater, L., Bartel, K., Johns, C. (2020). What is regenerative agriculture? A review of scholar and practitioner definitions based on processes and outcomes. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 577723. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.577723>.
- Oades, J.M., Waters, A.G. (1991). Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29, 815–828.
- Oades, J.M. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56, 377–400.
- O'leary, M.J., Rehm, G.W. (1990). Nitrogen and sulfur effects on the yield and quality of corn grown for grain and silage. *Journal of Production Agriculture* 3, 135–140. <https://doi.org/10.2134/jpa1990>.
- Olle, M., Williams, I. (2013). Effective microorganisms and their influence on vegetable production—a review. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 88, 4, 380–386.
- Olness, A., Archer, D. (2005). Effect of organic carbon on available water in soil. *Soil Science* 170, 90–101.
- Ologunde, O.O., Sorensen, R.C. (1982). Influence of concentrations of K and Mg in nutrient solutions on Sorghum. *Agronomy Journal* 74, 41–46.
- Olson, R.A., Frank, K.D., Grabouski, P.H., Rehm, G.W. (1982). Economic and Agronomic Impacts of Varied Philosophies of Soil Testing 1. *Agronomy Journal* 74, 492–499.
- On, A., Wong, F., Ko, Q., Tweddell, R.J., Antoun, H., Avis, T.J. (2015). Antifungal effects of compost tea microorganisms on tomato pathogens. *Biological Control* 80, 63–69.
- Palmer, A.K., Evans, K.J., Metcalf, D.A. (2010). Characters of aerated compost tea from immature compost that limit colonization of bean leaflets by *Botrytis cinerea*. *Journal of applied microbiology* 109, 1619–1631.
- Pane, C., Celano, G., Vilecco, D., Zaccardelli, M. (2012). Control of *Botrytis cinerea*, *Alternaria alternata* and *Pyrenochaeta lycopersici* on tomato with whey compost-tea applications. *Crop Protection* 38, 80–86.
- Parada, A.E., Needham, D.M., Fuhrman, J.A. (2016). Every base matters: assessing small subunit rRNA primers for marine microbiomes with mock communities, time series and global field samples. *Environmental Microbiology* 18, 1403–1414. <http://doi.org/10.1111/1462-2920.13023>
- Pekrun, C., Messelhäuser, M.H., Finck, M., Hartung, K., Möller, K., Gerhards, R. (2023). Yield, soil Nitrogen content and weed control in six years of conservation agriculture on-farm field trials in Southwest Germany. *Soil and Tillage Research* 227, 105615.
- Perfect, E., Kay, B.D., Van Loon, W.K.P. (1990). Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 173–179.
- Pfiffner, L. (2013). Regenwürmer – Baumeister fruchtbarer Böden. FiBL Frick, Merkblatt Regenwürmer 1610.
- Poeplau, C., Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – a meta-analysis. *Agriculture Ecosystem & Environment* 200(1), 33–41.
- Poeplau, C., Kätterer, T., Bolinder, M.A., Börjesson, G., Berti, A., Lugato, E. (2015). Low stabilization of aboveground crop residue carbon in sandy soils of Swedish long-term experiments. *Geoderma* 237, 246–255.
- Pojasok, T., Kay, B.D. (1990). Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterize the structural stability of moist aggregates. *Can. J. Soil Sci.* 70, 33–42.
- Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J. (1995). Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *Europ. J. Soil Sci.* 46, 449–459.

- Pulleman, M.M., Six, J., van Breemen, N., u. A.G.Jongmans (2005): Soil organic matter distribution and microaggregate characteristics as affected by agricultural management and earthworm activity. *European Journal of Soil Science* 56, 453–467
- Puri, A.N., Asghar, A.G. (1938). Influence of salts and soil–water ratio on pH value of soils. *Soil Sci.* 46, 249–257.
- Quirk, J.P., Schofield, R.K. (1955). The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *J. Soil Sci.* 6, 165–178.
- Räty, M., Keskinen, R., Yli-Halla, M., Hyvönen, J., Soinne, H. (2021). Estimating cation exchange capacity and clay content from agricultural soil testing data. *Agricultural and Food Science* 30, 131–145.
- Razzaghi, F., Arthur, E., Moosavi, A.A. (2021). Evaluating models to estimate cation exchange capacity of calcareous soils. *Geoderma* 400, 115221.
- Regelink, I.C., Stoof, C.R., Rouseva, S., Weng, L., Lair, G.J., Kram, P., ... & Comans, R.N. (2015). Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. *Geoderma*, 247, 24–37.
- Rehm, G.W. (1994). Soil cation ratios for crop production. St. Paul, MN: University of Minnesota.
- Reimer, M., Ringselle, B., Bergkvist, G., Westaway, S., Wittwer, R., Baresel, J.P., ... & Brandsæter, L.O. (2019). Interactive effects of subsidiary crops and weed pressure in the transition period to non-inversion tillage, a case study of six sites across northern and central Europe. *Agronomy* 9, 495.
- Riggers, C., Poeplau, C., Don, A., Frühauf, C., Dechow, R. (2021). How much carbon input is required to preserve or increase projected soil organic carbon stocks in German croplands under climate change? *Plant and Soil* 460, 417–433. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04806-8>.
- Riggs, C. E., Hobbie, S. E., Bach, E. M., Hofmockel, K. S., & Kazanski, C. E. (2015). Nitrogen addition changes grassland soil organic matter decomposition. *Biogeochemistry*, 125, 203–219.
- Rodale Institute (2014). Regenerative organic agriculture and climate change. Updated May 2020, 1–24. <https://rodaleinstitute.org/education/resources/regenerative-organic-agriculture-and-climatechange/>
- Rowley, C.M., Grand, S., Verrecchia, E.P. (2018). Calcium-mediated stabilization of soil organic carbon. *Biochemistry* 137, 27–49.
- Rühlicke, G. (2018). Was kann die Kinsey-Methode? Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt, Heft 38/2021.
- Salmon, R.C. (1964). Cation-activity ratios in equilibrium soil solutions and the availability of magnesium. *Soil Science* 98, 213–221.
- Sanderson, K.R. (2002). Broccoli and cauliflower response to supplemental soil sulphur and calcium. In XXVI International Horticultural Congress: Toward Ecologically Sound Fertilization Strategies for Field Vegetable Production 627, S. 171–179.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2018). Lehrbuch der Bodenkunde. 17. Überarbeitete Auflage. Springer-Verlag GmbH Deutschland.
- Schenck zu Schweinsberg-Mickan, M., Müller, T. (2009). Impact of effective microorganisms and other biofertilizers on soil microbial characteristics, organic-matter decomposition, and plant growth. *Journal of plant nutrition and soil science* 172, 704–712.
- Scherer, H.W. (2001). Sulphur in crop production. *European Journal of Agronomy* 14, 81–111.
- Scheuerell, S.J. (2003). Compost teas and compost amended container media for plant disease control. Oregon State University.
- Scheuerell, S., Mahaffee, W. (2002). Compost tea: principles and prospects for plant disease control. *Compost Science & Utilization* 10, 313–338.
- Schinner, F., Sonnleitner, R. (2013). Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik Band I: Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp. Springer-Verlag.
- Schlöter, M., Nannipieri, P., Sørensen, S.J., van Elsas, J.D. (2018). Microbial indicators for soil quality. *Biology and Fertility of Soils* 54, 1–10.



- Schofield, R.K., Taylor, A.W. (1955). The measurement of soil pH. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 19, 164–167.
- Schreefel, L., Schulte, R.P.O., De Boer, I.J.M., Schrijver, A.P., Van Zanten, H.H.E. (2020). Regenerative agriculture—the soil is the base. *Global Food Security*, 26, 100404.
- Schulz, R., Papantoniou, I., Müller, T. (2009). Einfluss von „effektiven Mikroorganismen“ (EM-1) auf das Umsatzverhalten von Wurmhumus. *VDLUFA-Schriftenreihe* 65, 451–455.
- Schulz, S., Schloter, M. (2020). Bericht „regenerative Landwirtschaft“ – Teil Mikrobiologie. Helmholtz Zentrum München, COMI; Oberschleißheim. Unveröffentlicht.
- Seiter, C., Flaig, H., Hartung, K., Ott, J., Breuer, J., Möller, K. (2017). Pflanzenbauliche und bodenökologische Auswirkungen von Pflug-, Mulch- und Direktsaat – „Systemvergleich Bodenbearbeitung“. Abschlussbericht. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ).
- Seybold, C.A., Grossman, R.B., Reinsch, T.G. (2005). Predicting cation exchange capacity for soil survey using linear models. *Soil Science Society of America Journal* 69, 856–863.
- Shaul, O. (2002). Magnesium transport and function in plants: the tip of the iceberg. *BioMetals* 15, 309–323.
- Simson, C.R., Corey, R.B., Sumner, M.E. (1979). Effect of varying Ca:Mg ratios on yield and composition of corn (*Zea mays*) and alfalfa (*Medicago sativa*). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 10, 153–162.
- Sprunger, C.D., Culman, S.W., Deiss, L., Brock, C., Jackson-Smith, D. (2021). Perenniality is more important for maintaining soil health than crop diversification in organic corn systems. *Agronomy Journal*.
- Stevenson, F.J. (1994). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons.
- Sumner, M.E. (1994). Measurement of soil pH: Problems and solutions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25, 859–879.
- Stavridou, E., H.L. Kristensen, A. Krumbein, M. Schreiner, K. Thorup-Kristensen (2012). The effect of differential N and S competition in inter- and sole cropping of Brassica species and lettuce on glucosinolate concentration. *Journal Agriculture Food Chemistry* 60, 6268–6278.
- Sullivan, L.A. (1990). Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *J. Soil Sci.* 41, 529–534.
- Sun, M., Ren, A.X., Gao, Z.Q., Wang, P.R., Mo, F., Xue, L.Z., Lei, M.M. (2018). Long-term evaluation of tillage methods in fallow season for soil water storage, wheat yield and water use efficiency in semiarid southeast of the Loess Plateau. *Field Crops Research* 218, 24–32.
- Sweeney, A.E., Renner, K.A., Laboski, C., Davis, A. (2008). Effect of fertilizer nitrogen on weed emergence and growth. *Weed Science* 56, 714–721.
- Syed-Omar, S.R., Sumner, M.E. (1991). Effect of gypsum on soil potassium and magnesium status and growth of alfalfa. *Communications in soil science and plant analysis* 22, 2017–2028.
- Tan, K.H. (2014). *Humic Matter in Soil and the Environment: Principles and Controversies*. 2nd edn (CRC Press).
- Tedersoo L, Anslan S, Bahram M, et al. (2015) Shotgun metagenomes and multiple primer pair-barcode combinations of amplicons reveal biases in metabarcoding analyses of fungi. 10.
- Thielemann, U., 1986: Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. – *Pedobiologia* 29: 296–302.
- Thomas, G.W. (1996). Soil pH and soil acidity. In: D.L. Sparks et al. (Hrsg). *Methods of soil analysis: part 3 chemical methods*, 5, 475–490.
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J. (2003). Biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in agronomy* 79, 227–302.
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen L.S., (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances Agronomy* 79, 227–302.
- Tiemann L., Grandy, A., Atkinson, E., Marin-Spiotta, E., McDaniel, M. (2015). Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecology letters* 18, 761–771.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141–163.

- Totsche, K.U., Amelung, W., Gerzabek, M.H., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., ... Kögel-Knabner, I. (2018). Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 181, 104–136.
- Tokeshi H., Aloes M., Sanches A., Harada D. (1998). Effective Microorganisms for controlling the phytopathogenic fungus *Sclerotinia sclerotiorum* in lettuce. *Proceedings of the Conference on Effective Microorganisms for a sustainable agriculture and environment. 4th International Conference on Kyusei Nature Farming, Bellingham-Washington USA*, S. 131–139.
- Tränkner, A., Brinton, W., Germany, A.C. (1997). Compost practices for control of grape powdery mildew (*Uncinula necator*). *BIODYNAMICS*, 7–13.
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Denef, K., Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Glob. Change Biol.* 19, 988–995.
- Trumbore, S.E. (1997). Potential responses of soil organic carbon to global environmental change. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 94, 8284–8291.
- Tucker, B.M. (1985). The partitioning of exchangeable magnesium, calcium and sodium in relation to their effects on the dispersion of Australian clay subsoils. *Soil Research* 23, 405–416.
- Unger, P.W., Vigil, M.F. (1998). Cover crop effects on soil water relationships. *Journal of soil and water conservation* 53, 200–207.
- Unterfrauner, H. (2014). Boden Versauerung Dynamik-Gefährdung. <https://www.bodenoekologie.com>.
- Unterfrauner, H. (2017). Ein ganzheitliches Konzept stellt sich vor. In: ARGE obst.wein (Hrsg.). Tagungsband zur Fachtagung „BODEN“. LEADER-Projekt „Ressourcenschonende Technik im steirischen Obst- und Weinbau“, 6–9.
- Van Fan, Y., Lee, C.T., Klemeš, J.J., Chua, L.S., Sarmidi, M.R., Leow C.W. (2018). Evaluation of Effective Microorganisms on home scale organic waste composting. *Journal of environmental management*, 216, 41–48.
- Van Olphen, H. (1977). *An introduction to clay colloid chemistry*. 2nd ed. Interscience Publ. Nueva York. 318 Seiten.
- Van Vliet, P., Bloem, J., De Goede, R. (2006). Microbial diversity, nitrogen loss and grass production after addition of Effective Micro-organisms®(EM) to slurry manure. *Applied Soil Ecology* 32, 188–198.
- Vestergaard, G., Schulz, S., Schöler, A., Schloter, M. (2017). Making big data smart—how to use metagenomics to understand soil quality. Springer.
- Vikuk, V., Rascher, B. (2021). Langzeitdüngerversuch mit verschiedenen Bodenanalysemethoden. *Versuche im deutschen Gartenbau* 2021.
- von Lützw, M. V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 426–445.
- Waldmann, F., Weinzierl, W. (2014). Organische Kohlenstoffvorräte der Böden Baden-Württembergs in Abhängigkeit von Bodentyp, Bodenart, Klima und Landnutzung. *KLIMOPASS-Berichte*. <https://pd.lubw.de/13155> (Permalink).
- Wang, L.F., Shangguan, Z.P. (2015). Water-use efficiency of dryland wheat in response to mulching and tillage practices on the Loess Plateau. *Scientific Reports* 5, 12225.
- Wang, W.J., Dalal, R.C., Moody, P.W., Smith, C.J. (2003). Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil biology and biochemistry* 35, 273–284.
- Wardle, D.A. (1992). A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soils. *Biol. Rev.* 67, 321–358.
- Wiesmeier, M., Poepflau, C., Sierra, C.A., Maier, H., Frühauf, C., Hübner, R., Kühnel, A., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Schilling, B., von Lützw, M., Kögel-Knabner, I. (2016). Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. *Scientific Reports* | 6:32525 | DOI: 10.1038/srep32525.

- Wiesmeier, M., Mayer, S., Paul, C., Helming, K., Don, A., Franko, U., ... & Kögel-Knabner, I. (2020). CO<sub>2</sub>-Zertifikate für die Festlegung atmosphärischen Kohlenstoffs in Böden: Methoden, Maßnahmen und Grenzen. *BonaRes Series*, 1, 1–24.
- Weidemann, Chr., Mühling, K.H., Bienat, L. (2020). Welche Methode für Bodenanalyse? *Getreidemagazin* 2/2020, Seite 14–17.
- Weiss, M.S., Abele, U., Weckesser, J., Welte, W.U., Schiltz, E., Schulz, G.E. (1991). Molecular architecture and electrostatic properties of a bacterial porin. *Science* 254, 1627–1630.
- Werner, W., H.-J. Groß, T. Merkel, S.H. Eberle (2000). Korrosionsforschung: Einfluss von Wasserinhaltsstoffen auf die Abgabe von Kupfer aus Trinkwasserleitungen. *Schriftenreihe des DVGW-Technologiezentrums Wasser (TZW)* 13, 71–90, Karlsruhe.
- Wenz, F., Näser, D. (2018a). Kursunterlagen Bodenkurs im Grünem 2018, Modul 1. Bodenkurs im Grünem 2018. Friedrich Wenz, 77963 Schwanau, Spiesheim, Kraichtal und Schwäbisch Hall.
- Wenz, F., Näser, D. (2018b). Kursunterlagen Bodenkurs im Grünem 2018, Modul 3. Bodenkurs im Grünem 2018. Friedrich Wenz, 77963 Schwanau, Spiesheim, Kraichtal und Schwäbisch Hall.
- Wenz, F., Näser, D. (2018c). Kursunterlagen Bodenkurs im Grünem 2018, Modul 2. Bodenkurs im Grünem 2018. Friedrich Wenz, 77963 Schwanau, Spiesheim, Kraichtal und Schwäbisch Hall.
- Willms, M. (2005). Landwirtschaftliche Ursachen hoher Sulfatgehalte in gefördertem Trinkwasser. Diss., Univ. Göttingen.
- Yan, F., Schubert, S., Mengel, K. (1996). Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 611–624.
- Yukselen, Y., Kaya, A. (2006). Prediction of cation exchange capacity from soil index properties. *Clay Minerals* 41, 827–837.
- Zaborski, E.R. (2003): Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. *Applied Soil Ecology* 22, 87–95
- Zhen, Z., Liu, H., Wang, N., Guo, L., Meng, J., Ding, N., ... Jiang, G. (2014). Effects of manure compost application on soil microbial community diversity and soil microenvironments in a temperate cropland in China. *PloS one*, 9(10), e108555.
- Zhu, Y., Bennett, J.M., Marchuk, A. (2019). Reduction of hydraulic conductivity and loss of organic carbon in non-dispersive soils of different clay mineralogy is related to magnesium induced disaggregation. *Geoderma* 349, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.019>.
- Zicsi, A. (1994): Die Regenwürmer Österreichs (Oligochaeta: Lumbricidae) mit Bestimmungstabellen der Arten. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 131, 37–74.
- Zimmer, G.F., Zimmer-Durand, L. (2017). *The biological farmer* (2nd ed). Austin, TX.
- Zoca, S.M., Penn, C. (2017). An important tool with no instruction manual: A review of Gypsum Use in Agriculture. *Advances in Agronomy* 144, 1–44.
- Zwickle, S., Wilson, R., Doohan, D. (2014). Identifying the challenges of promoting ecological weed management (EWM) in organic agroecosystems through the lens of behavioral decision making. *Agriculture and Human Values* 31, 355–370. <https://doi.org/10.1007/s10460-014-9485-7>.

