



Optimierung von Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen

Schriftenreihe, Heft 15/2019



Strategien zur Optimierung betrieblicher Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufe von landwirtschaftlichen Anbausystemen in Sachsen

Dr. Dietmar Meyer, Nicole Grandner, Dr. Hartmut Kolbe

1	Einleitung	11
1.1	Problemstellung.....	11
1.2	Zielsetzung	13
2	Analyse des Humus- und Stickstoffhaushalts sächsischer Ackerböden	14
2.1	Material und Methoden.....	14
2.1.1	Dauertestflächen und Dauerbeobachtungsflächen in landwirtschaftlichen Betrieben	14
2.1.2	Humusbilanzierung.....	17
2.1.3	Stickstoffbilanzierung	19
2.1.4	Stickstoffeffizienz.....	21
2.2	Humusbilanzen sächsischer Landwirtschaftsflächen.....	21
2.2.1	Einfluss des Bilanzierungsverfahrens und des Standortes auf die Humusbilanzen	21
2.2.2	Einfluss der Bewirtschaftung auf die Humusbilanzen	26
2.3	Stickstoffbilanzen sächsischer Landwirtschaftsflächen	28
2.3.1	Einfluss der Standortverhältnisse auf die Stickstoffbilanzen.....	28
2.3.2	Einfluss der Bewirtschaftung auf die Stickstoffbilanzen	31
2.4	Stickstoffeffizienz.....	35
2.4.1	Einfluss der Standortverhältnisse.....	35
2.4.2	Einfluss der Bewirtschaftung.....	37
2.5	Wechselwirkungen zwischen Humus- und Stickstoffhaushalt	40
2.6	Schlussfolgerungen.....	45
3	Erprobung des Programms CCB zur Analyse des Humus- und Stickstoffhaushalts.....	48
3.1	Humus- und Stickstoffhaushalt der Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen	48
3.1.1	Material und Methoden.....	48
3.1.2	Kennzeichen des Humushaushalts	53
3.1.3	Kennzeichen des Stickstoffhaushalts.....	57
3.2	Szenarienberechnungen zur Optimierung des Programms CCB	62
3.2.1	Material und Methoden.....	62
3.2.2	Veränderung der C _{org} -Gehalte nach Umstellung der Anbauverfahren	68
3.2.3	Veränderung der N-Mineralisationsleistung nach Umstellung des Anbauverfahrens.....	76
3.3	Schlussfolgerungen	77
4	Szenarienberechnungen zur Optimierung des Humus- und Stickstoffhaushalts.....	80
4.1	Berechnungen zum Einfluss des Anbauverfahrens auf den Humus- und Stickstoffhaushalt	80
4.1.1	Material und Methoden.....	80
4.1.2	Getreide- und Körnerfruchtfolgen.....	82
4.1.3	Energiefruchtfolgen	89
4.2	Berechnungen zum Einfluss der Bewässerung auf den Humus- und Stickstoffhaushalt	92
4.2.1	Material und Methoden.....	93
4.2.2	Einfluss der Bewässerung auf den Humushaushalt	95
4.2.3	Einfluss der Bewässerung auf den Stickstoffhaushalt	98
4.3	Berechnungen zum Einfluss des Klimawandels auf den Humus- und Stickstoffhaushalt	100
4.3.1	Humushaushalt	102
4.3.2	Stickstoffhaushalt	104
4.4	Schlussfolgerungen.....	105

5	N-Düngebedarfsermittlung.....	108
5.1	Material und Methoden.....	108
5.1.1	Bewertung der N-Nachlieferung.....	108
5.1.2	Einsatz von BEFU und CCB in der Düngebedarfsermittlung.....	111
5.2	Vergleichende Ergebnisse zur Düngebedarfsermittlung der Testflächen.....	112
5.3	Schlussfolgerungen.....	120
6	Fazit	122
6.1	Ergebnisse zur Humus- und Stickstoffversorgung sächsischer Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen	122
6.2	Strategien zur Optimierung des Humus- und Stickstoffhaushalts sächsischer Ackerböden	124
6.3	Erprobung des Programms CCB unter den Bedingungen der Praxis	130
6.3.1	C _{org} -Ausgangsgehalt und -Gleichgewichtszustand	130
6.3.2	Umsatzgeschwindigkeit und Bodenbewegung.....	131
6.3.3	Zeitliche Auflösung der Berechnungsschritte	131
6.3.4	Aktualisierung und Erweiterung der Parameterdatensätze.....	132
6.3.5	Berücksichtigung der Frühjahrs-N _{min} -Werte und gasförmiger N-Verluste.....	132
	Literaturverzeichnis.....	133

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Definition der Bodenfruchtbarkeit über die drei Säulen Bodenphysik, Bodenchemie und Bodenbiologie	11
Abbildung 2:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Agrarstrukturgebiete Sachsens	15
Abbildung 3:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Klimazonen Sachsens	17
Abbildung 4:	Bilanzierungsprinzip der VDLUFA-Methode und der standortangepassten Methode	18
Abbildung 5:	Schema zur Berechnung der Stickstoffbrutto- und –nettobilanzen	19
Abbildung 6:	Beitrag der N-Deposition aus der Atmosphäre zur N-Bilanz in Sachsen	20
Abbildung 7:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen bezogen auf die Agrarstrukturgebiete und im Durchschnitt von Sachsen	22
Abbildung 8:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen, gegliedert nach den Hauptbodenarten	24
Abbildung 9:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen, gegliedert nach den Hauptklimagebieten Sachsens	25
Abbildung 10:	Anteile der Hauptfrüchte an der Fruchtfolge in den einzelnen Humusbilanzgruppen	26
Abbildung 11 :	Behandlung der Nebenprodukte in den einzelnen Humusbilanzgruppen	27
Abbildung 12:	Anteil organischer und mineralischer Düngemittel an der gesamten N-Zufuhr der Kulturen in den einzelnen Humusbilanzgruppen	28
Abbildung 13:	Verteilung der N-Bruttosalden der Untersuchungsflächen auf die N-Bilanzgruppen, bezogen auf die Agrarstrukturgebiete und im Durchschnitt von Sachsen insgesamt	29
Abbildung 14:	Verteilung der N-Bruttosalden der Untersuchungsflächen auf die N-Bilanzgruppen, gegliedert nach den Hauptbodenarten.....	30
Abbildung 15:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Bilanzgruppen gegliedert nach den Klimagebieten Sachsens	30
Abbildung 16:	Einfluss der gesamten N-Zufuhr auf die N-Bruttosalden	31
Abbildung 17:	Intensität der N-Düngung mit organischen und mineralischen N-Düngemitteln in den N-Bilanzgruppen zur Ermittlung der N-Bruttosalden.....	32
Abbildung 18:	Anteile organischer und mineralischer N-Düngemittel in den N-Bilanzklassen zur Ermittlung der N-Bruttosalden.....	33
Abbildung 19:	Anteile der Hauptfrüchte an der Fruchtfolge in den N-Bilanzgruppen	34
Abbildung 20:	N-Bilanzen der Hauptfruchtarten	34
Abbildung 21:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Effizienzgruppen bezogen auf die Agrarstrukturgebiete Sachsens.....	36
Abbildung 22:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Effizienzgruppen, gegliedert nach den Hauptbodenarten.....	36
Abbildung 23:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Effizienzgruppen, gegliedert nach den Klimagebieten Sachsens.....	37
Abbildung 24:	Entwicklung der Bilanzkomponenten in Folge steigender Intensität der N-Zufuhr mit organischen und mineralischen Düngemitteln in den ausgewiesenen N-Effizienzgruppen	38
Abbildung 25:	Anteile der Hauptfrüchte an der Fruchtfolge in den N-Effizienzgruppen	39
Abbildung 26:	Zusammenhang zwischen der Humusbilanz und der apparenten Netto-N-Mineralisation	41
Abbildung 27:	Einfluss des C_{org} -Gehalts des Bodens auf die apparente N-Netto-Mineralisation	42
Abbildung 28:	Zusammenhang zwischen der Stickstoffbilanz und der apparenten N-Netto-Mineralisation	43

Abbildung 29: Zusammenhang zwischen den Humus- und den Stickstoffbilanzen der Untersuchungsflächen	44
Abbildung 30: Zusammenhang zwischen den Stickstoffbilanzen und der Stickstoffeffizienz der Untersuchungsflächen	45
Abbildung 31: Schema der Datenumsetzung vom Programm BEFU zum Modell CCB	49
Abbildung 32: Messungen zum C_{org} -Gehalt sächsischer Böden	50
Abbildung 33: Beispiel für die Ergebnisausgabe des CCB zum Humushaushalt	52
Abbildung 34: Beispiel für die Ergebnisausgabe des CCB zum Stickstoffhaushalt	52
Abbildung 35: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzklassen in den Agrarstrukturgebieten berechnet mit dem Programm CCB im Vergleich zu den Ergebnissen der STAND-Methode	54
Abbildung 36: Einfluss des Ausgangsgehalts auf die durch das Programm CCB berechneten Humusbilanzen im Mittel eines 10-jährigen Betrachtungszeitraums	55
Abbildung 37: Einfluss des C_{org} -Ausgangsgehalts auf die Differenz der Humusbilanzen zwischen dem Programm CCB und der STAND-Methode	56
Abbildung 38: Einfluss der Bodenart auf die Beziehung zwischen dem C_{org} -Ausgangsgehalt und der Abweichungen zwischen den Humusbilanzen des Programms CCB und der STAND-Methode	56
Abbildung 39: Beziehung zwischen Humusbilanz und N-Mineralisation	59
Abbildung 40: Einfluss des organischen Kohlenstoffgehalts des Bodens und der Bodenart auf die N-Mineralisationsraten	60
Abbildung 41: Einfluss der organischen N-Düngung auf die N-Mineralisationsraten	61
Abbildung 42: Veränderung der C_{org} -Gehalte der DTF 129 gegenüber dem C_{org} -Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens	69
Abbildung 43: Veränderung der C_{org} -Gehalte der DTF 1018 gegenüber dem C_{org} -Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens	69
Abbildung 44: Veränderung der C_{org} -Gehalte der DTF 44 gegenüber dem C_{org} -Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens	70
Abbildung 45: Veränderung der C_{org} -Gehalte der DTF 1253 gegenüber dem C_{org} -Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens	71
Abbildung 46: Vergleich der mit der STAND-Methode und dem Programm CCB berechneten Veränderungen der C_{org} -Gehalte verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Bewirtschaftung	72
Abbildung 47: Vergleich der mit der STAND-Methode und dem Programm CCB berechneten Veränderungen des C_{org} -Gehalts verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Bewirtschaftung, Bezugsbasis = Szenario 0	72
Abbildung 48: Vergleich der gemessenen C_{org} -Gehalte und der mit dem Programm CCB bestimmten C_{org} -Gehalte im Gleichgewicht am Beispiel von zwei Dauertestflächen	73
Abbildung 49: Vergleich der mit der STAND-Methode und dem Programm CCB berechneten Veränderungen des C_{org} -Gehalts verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Bewirtschaftung	74
Abbildung 50: Vergleich der mit dem Programm CCB und mit der STAND-Methode berechneten Veränderungen der C_{org} -Gehalte für typische Getreide-, Hackfrucht- und Energiepflanzenfruchtfolgen	82
Abbildung 51: Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisation in Abhängigkeit vom Anbauverfahren, Standort 2	85

Abbildung 52: Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisation in Abhängigkeit vom Anbauverfahren, Standort 4	86
Abbildung 53: Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisation in Abhängigkeit vom Anbauverfahren auf dem Standort 5	87
Abbildung 54: Beziehung zwischen der mit dem Modell CCB berechneten Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisationsleistungen in Getreide-, Energie- und Hackfruchtfolgen	89
Abbildung 55: Verteilung der Bewässerungsbetriebe in Sachsen	94
Abbildung 56: Simulierte Veränderung der C_{org} -Gehalte im Boden durch Bewässerung bei zwei Getreidefruchtfolgen	96
Abbildung 57: Simulierte Veränderung des C_{org} -Gehalts im Boden durch Bewässerung bei zwei Fruchtfolgen mit Kartoffelanbau	96
Abbildung 58: Berechnete Veränderung der C_{org} -Gehalte durch den prognostizierten Klimawandel bis zum Jahr 2050 in Abhängigkeit von der Bodenart und der Bewirtschaftung ohne Berücksichtigung von Ertragswirkungen	102
Abbildung 59: Simulierte Veränderung der mittleren jährlichen N-Mineralisationsraten durch den Klimawandel gegenüber der Mineralisationsrate bei heutigem Klima bei zwei Böden in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung	104
Abbildung 60: Unterschiede in der Ausweisung der Nachlieferung bzw. der Mineralisation für Stickstoff mit den Programmen BEFU und CCB am Beispiel eines vorübergehend abgesenkten Gülleeinsatzes	109
Abbildung 61: Vergleich der Nachlieferung bzw. der Mineralisation von Stickstoff zwischen den Programmen BEFU und CCB bei vorübergehend steigendem Gülleeinsatz	110
Abbildung 62: Vergleich zwischen den Empfehlungen der N-Düngebedarfsermittlung gemäß dem Programm BEFU und dem tatsächlichen N-Mineraldüngereinsatz der Dauertestflächen für Winterweizen und Winterraps	114
Abbildung 63: Vergleich zwischen der N-Düngebedarfsermittlung unter Nutzung der mit dem Programm CCB berechneten N-Mineralisation und dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngereinsatz auf den Testflächen für Winterweizen und Winterraps	117
Abbildung 64: Vergleich der Berechnung der N-Düngungsempfehlungen durch das Programm BEFU mit herkömmlicher Berücksichtigung der N-Nachlieferung und mit der durch das Programm CCB ermittelten N-Mineralisation	118
Abbildung 65: Einfluss der durchschnittlichen organischen N-Zufuhr der Dauertestflächen auf die Differenz zwischen der N-Düngungsempfehlung mit Nutzung des Programms CCB und dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngeraufwand am Beispiel von Winterweizen und Winterraps	119

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Natürliche Standortvoraussetzungen der Agrarstrukturgebiete Sachsens	16
Tabelle 2:	Bewertung der Humussalden nach VDLUFA.....	18
Tabelle 3:	Vorschlag zur Bewertung der (Brutto-)Stickstoffsalden	20
Tabelle 4:	Vorschlag zur Bewertung der Stickstoffeffizienz	21
Tabelle 5:	Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode.....	23
Tabelle 6:	Zusammenhang zwischen der Bodenart und der N-Effizienz verschiedener Hauptfruchtarten	40
Tabelle 7:	Übersetzungsschlüssel der Bodenarten nach Bodenschätzung und KA5 sowie Zuordnung der C/N-Verhältnisse zu den Bodenarten.....	51
Tabelle 8:	Korrelationskoeffizienten für den Einfluss verschiedener Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren auf einige durch das Program CCB berechneten Parameter des N-Haushalts	58
Tabelle 9:	Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 129 (Düben-Dahlener Heide).....	63
Tabelle 10:	Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1018 (Riesaer-Torgauer Elbtal).....	64
Tabelle 11:	Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 44 (Leipziger Tieflandsbucht)	65
Tabelle 12:	Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1253 (Lausitzer Heide- und Teichgebiet)	66
Tabelle 13:	Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1012 (Elbtalniederung)	66
Tabelle 14:	Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1369 (mittelsächsisches Lößgebiet).....	67
Tabelle 15:	Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1132 (Oberlausitz)	68
Tabelle 16:	Veränderung der C _{org} -Gehalte verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Anbauverfahren im Vergleich zum Szenario 0	75
Tabelle 17:	Veränderung der N-Mineralisationsleistung verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Anbauverfahren im Vergleich zum Szenario 0	77
Tabelle 18:	Veränderung der C _{org} -Gehalte und der N-Mineralisationsleistung in Abhängigkeit vom Standort bei Fruchtfolgen mit Getreide und anderen Körnerfrüchten nach einem 24-jährigen Bewirtschaftungszeitraum	84
Tabelle 19:	Veränderung der C _{org} -Gehalte und der N-Mineralisationsleistung in Abhängigkeit vom Standort bei Energiefruchtfolgen mit Silomais nach einem 24-jährigen Bewirtschaftungszeitraum	91
Tabelle 20:	Bewässerungsintensität und angenommene Mehrerträge der CCB-Simulationen im Vergleich zu gemessenen Mehrerträgen im Dauerversuch Spröda	95
Tabelle 21:	Simulierter Einfluss der Bewässerung auf den Humushaushalt bei drei Getreidefruchtfolgen	97
Tabelle 22:	Simulierter Einfluss der Bewässerung auf den Humushaushalt bei drei Fruchtfolgen mit Kartoffelanbau	98
Tabelle 23:	Simulierter Einfluss der Bewässerung auf den Stickstoffhaushalt bei drei Getreidefruchtfolgen	99
Tabelle 24:	Berechneter Einfluss der Bewässerung auf den Stickstoffhaushalt bei drei Fruchtfolgen mit Kartoffel	99
Tabelle 25:	Simulierter Vergleich der Humuswirkung verschiedener Bewirtschaftungssysteme unter den heutigen Klimabedingungen und unter den Bedingungen des Klimawandels bis zum Jahr 2050 für zwei typische sächsische Böden mit und ohne Ertragswirkung.....	103
Tabelle 26:	Berechnete Mittelwerte und Standardabweichung von Parametern zur N-Bedarfsermittlung mit dem Programm BEFU im Vergleich mit dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngereinsatz für verschiedene Fruchtarten des Dauertestnetzes.....	113

Tabelle 27: Berechnete Mittelwerte und Standardabweichung von Parametern zur N-Bedarfsermittlung mit Nutzung der mit dem Modell CCB ermittelten N-Mineralisation im Vergleich mit dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngereinsatz von verschiedenen Fruchtarten des Dauertestnetzes	115
Tabelle 28: Berechnete Mittelwerte und Standardabweichung von Parametern zur N-Bedarfsermittlung unter Nutzung der CCB-N-Mineralisation im Vergleich mit dem tatsächlichen N-Mineraldüngereinsatz auf Dauertestflächen mit Winterweizen und Winterraps mit und ohne organische Düngung	120

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
BEFU	Programm des LfULG zur Düngbedarfsermittlung (abgeleitet von: BEstandesFUehrung)
BESyD	Bilanzierungs- und Empfehlungs-System Düngung
C	Kohlenstoff
C/N	Verhältnis von organisch gebundenem Kohlenstoff zu organisch gebundenem Stickstoff
CCB	Programm <u>C</u> andy <u>C</u> arbon <u>B</u> alance, Prozessmodell zur C- und N-Dynamik
CIF	Fehler zur Definition der langzeitstabilen organischen Substanz
CO ₂	Kohlendioxid
C _{org}	Gehalt des Bodens an organisch gebundenem Kohlenstoff
ΔC _{org}	Veränderung des Gehalts an organisch gebundenem Kohlenstoff
BDF	Bodendauerbeobachtungsflächen
DLG	Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft
DTF	Dauertestflächen
Feinanteil	Ton- und Feinschluff-Gehalt des Bodens
GV	Großvieheinheit (60 kg N/ha)
GWK	Grundwasserkörper
häq	Humusäquivalent
K	Kelvin
L	Lehm
IS	lehmiger Sand
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
N	Stickstoff
N _{min}	Gehalt des Bodens an mineralischem Stickstoff (NO ₃ -N + NH ₄ -N)
N-MIN	Stickstoff-Mineralisationsrate, durch das Modell CCB berechnet
N _t	Gesamt-Stickstoffgehalt des Bodens
r	Pearson´scher Korrelationskoeffizient
R ²	Bestimmtheitsmaß
s	Standardabweichung
S	Sand
SI	anlehmiger Sand
SL	stark lehmiger Sand
sL	sandiger Lehm
STAND	STANDortangepasste Methode zur Humusbilanzierung
Sz	Szenario
TS	Trockensubstanz
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die Landwirtschaft in Mitteleuropa steht vor großen Herausforderungen. Sie soll einerseits eine kontinuierlich wachsende Bevölkerung mit qualitativ hochwertigen Nahrungsmitteln versorgen und andererseits in zunehmendem Maße nachwachsende Rohstoffe zur energetischen und industriellen Nutzung bereitstellen. Im Angesicht begrenzter Ressourcen sind diese Anforderungen oft nur mit steigender Flächenintensität und -produktivität zu erfüllen. Gleichzeitig rücken aber die Umweltwirkungen der Landwirtschaft immer stärker in den Fokus der gesellschaftlichen Diskussion. Damit steigen auch die Anforderungen an die Landwirtschaft, die negativen Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Umwelt weiter zu minimieren.

In diesem Zusammenhang wird immer wieder von der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion gesprochen (DLG, 2013). Nachhaltig ist ein Produktionssystem, wenn es die Bedürfnisse der gegenwärtigen Generation erfüllt ohne die Bedürfnisse zukünftiger Generationen zu gefährden. Übertragen auf den Boden als wichtigstem Produktionsfaktor der Landwirtschaft kommt es in besonderem Maße darauf an, die Bodenfruchtbarkeit langfristig zu erhalten, wenn möglich sogar zu verbessern.

Die Bodenfruchtbarkeit ist die Fähigkeit von Böden, Pflanzen als Standort zu dienen. Sie ist somit ein komplexer Ausdruck für alle physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften und Prozesse, die das Pflanzenwachstum und damit den späteren Ertrag beeinflussen (Abbildung 1). Die organische Substanz im Boden wird gemeinhin als Humus bezeichnet. Der Humus ist über drei Säulen mit zahlreichen Bodenfunktionen verknüpft (PRECHTEL et al., 2009).

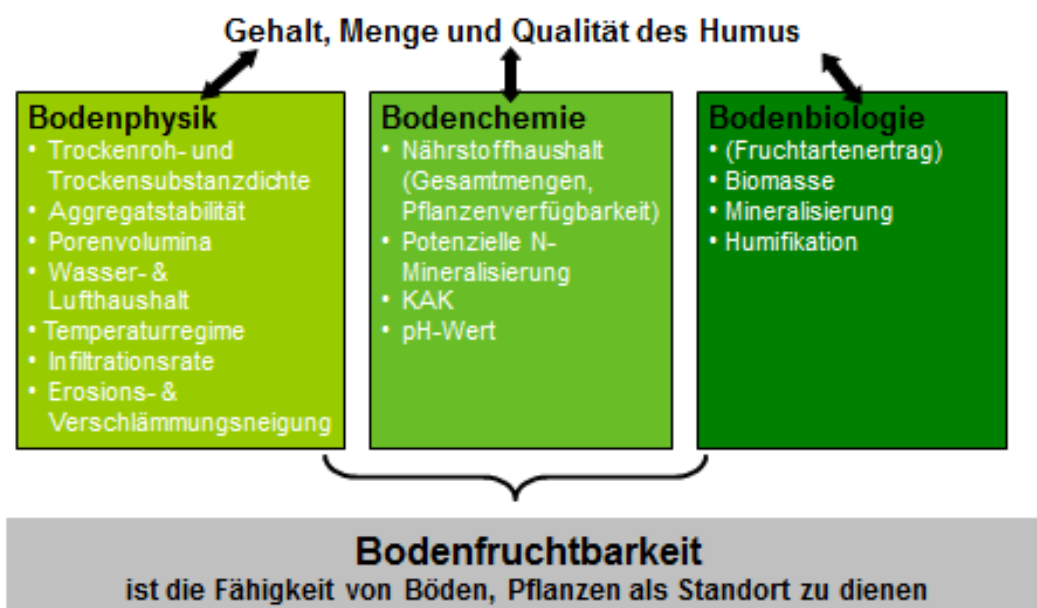


Abbildung 1: Definition der Bodenfruchtbarkeit über die drei Säulen Bodenphysik, Bodenchemie und Bodenbiologie (aus THIEL und KOLBE, 2011)

Der Humus bzw. die organische Substanz beeinflusst nahezu alle wesentlichen Eigenschaften des Bodens. Er fördert die Bodenstruktur, fungiert als Wasser- und Nährstoffspeicher und ist letztlich Nahrungsgrundlage einer Vielzahl von Organismen, die unter dem Begriff „Bodenleben“ zusammengefasst werden. Der Kohlenstoffkreislauf des Bodens, also die Abfolge aus der Zufuhr frischer organischer Substanz, ihrer biologischen und biochemischen Umwandlung in die diversen Fraktionen des Dauer- und Nährhumus und schließlich ihres Abbaus im Zuge der Mineralisierung unterliegt vielfältigen Einflüssen des Klimas bzw. der Witterung (Temperatur, Niederschlag) und des Bodens (z. B. Tongehalt) sowie der Bewirtschaftung, wie z. B. der Fruchtfolgegestaltung, der Art und Menge der organischen Düngung oder der Bodenbearbeitung (KOLBE und ZIMMER, 2015). Die Erhaltung standort- und bewirtschaftungsadäquater Humusgehalte ist ein Grundsatz der guten fachlichen Praxis. In der europäischen Bodenschutzstrategie wird der Rückgang der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) als Gefahr für die Bodenfunktionen eingestuft. Da Humus nur über relativ lange Zeiträume in größerem Umfang in den Ackerböden angereichert werden kann, der Abbau jedoch unter ungünstigen Bedingungen wesentlich rasanter verläuft, ist eine Abschätzung des Humusverbrauches sowie der Humusnachlieferung von größter Wichtigkeit für eine nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit. Die Humusbilanz ist daher z. B. auch ein Kriterium des DLG-Nachhaltigkeitsstandards (HÜLSBERGEN et al., 2009). Humusbilanzen sollten in allen landwirtschaftlichen Betrieben als integraler Indikator für die Gewährleistung der Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit der Agrarproduktion angewendet werden (KÖRSCHENS et al., 2004).

Aber auch von einer übermäßigen Anreicherung an Humus können negative Auswirkungen ausgehen, weil damit unter Umständen hohe Freisetzungsraten an Nährstoffen verbunden sind, die von den Pflanzen nicht verwertet werden und dann zur Belastung der Umwelt beitragen. So sind die Stickstoffvorräte des Bodens zu 90-95 % an die organische Substanz gebunden. Stickstoff ist als Hauptnährstoff für das Pflanzenwachstum unverzichtbar. Der Stickstoffkreislauf ist daher eng mit dem Humuskreislauf verknüpft.

Für die Absicherung hoher und stabiler Erträge muss Stickstoff im Verlauf der Vegetationszeit in ausreichender Menge und in pflanzenverfügbarer Form, d. h. als Ammonium oder Nitrat im Boden vorliegen. Im Laufe der Mineralisierung der organischen Substanz werden diese Verbindungen kontinuierlich freigesetzt und für die Pflanzen verfügbar. Wie die Umsetzung des Humus, unterliegt auch diese, unter dem Begriff „Stickstoffnachlieferung“ bekannte Freisetzung von Bodenstickstoff, Einflüssen des Klimas, des Bodens und der Bewirtschaftung. Die Berücksichtigung dieser Nachlieferung bei der Bemessung der Stickstoffdüngung gehört zur „guten fachlichen Praxis“ nach der Düngeverordnung (DÜV, 2017). Trotz intensiver Forschung in den letzten Jahrzehnten sind die anrechenbaren jährlichen Nachlieferungsraten bisher aber nur schwer abzuschätzen. Als Faustzahl sind 1-3 % des organisch gebundenen Stickstoffs anzunehmen (BAUMGÄRTEL und SCHARPF, 2002).

Überschüssige Nitratgehalte unterliegen der Tiefenverlagerung im Boden und gefährden das Grundwasser. Der Grenzwert für die Nitratkonzentration im Grundwasser liegt bei 50 mg/l (TRINKWV, 2001). Dieser Grenzwert wird im Ergebnis der im Jahr 2015 durchgeführten jüngsten Bewertung des chemischen Zustands der sächsischen Grundwasserkörper (GWK) vielfach überschritten. Von 70 untersuchten sächsischen GWK befanden sich nur 50 % in einem guten chemischen Zustand. Bei mehr als der Hälfte der in einem nicht guten Zustand befindlichen GWK wurden diffuse Nitratreinträge aus ackerbaulich genutzten Flächen als Hauptbelastungsursache identifiziert (LfULG, 2016). Sie können durch ein Ungleichgewicht zwischen der Stickstoffabfuhr mit den Ernteprodukten und der Stickstoffzufuhr über die organische und mineralische Düngung, Einträge aus der Atmosphäre sowie der Stickstoffnachlieferung aus dem Bodenvorrat verursacht werden. Zur wirksamen Verminderung der aus diesem Ungleichgewicht resultierenden Stickstoffüberschüsse sollte dann das Stickstoffmanagement auf den Prüfstand gestellt und nach Möglichkeiten zur Optimierung der betrieblichen Stickstoffflüsse gesucht werden.

1.2 Zielsetzung

Für die langfristige Sicherung der Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit der Böden im Einklang mit den Zielen einer effizienten Umweltsicherung, insbesondere einem nachhaltigen Grundwasserschutz, standen daher in diesem F/E-Projekt sowohl der Humus- als auch der Stickstoffkreislauf der landwirtschaftlichen Betriebe im Mittelpunkt der Betrachtung.

Hierzu wurde zunächst eine Bestandsaufnahme des langjährigen Humus- und Stickstoffhaushalts aus repräsentativ über den Freistaat Sachsen verteilten Ackerflächen erstellt. Die Erfassung und Bewertung des Ist-Zustandes der Humusversorgung und des Stickstoffumsatzes erfolgten mit dem Programm BEFU (FÖRSTER, 2013). Das Programm wurde ursprünglich zur Düngebedarfsermittlung in Sachsen entwickelt, erlaubt aber auch die Berechnung von Humusbilanzen nach der VDLUFA-Methode (KÖRSCHENS et al., 2004) und der STAND-Methode (KOLBE, 2010), einer Weiterentwicklung der VDLUFA-Methode. Für die Hauptnährstoffe, so auch für Stickstoff, bestand die Möglichkeit, Nährstoffbilanzen aus der Gegenüberstellung der Nährstoffzufuhren über die organische und mineralische Düngung und der Nährstoffabfuhr mit den Ernteprodukten zu berechnen. Ziel dieser Untersuchungen war es, die wesentlichen Einflussfaktoren sowohl auf den Humus- und Stickstoffumsatz als auch auf die Düngebedarfsermittlung im landesweiten Vergleich zu identifizieren.

Um Defizite insbesondere bei der Nährstofffreisetzung aus dem Humusumsatz zu beheben, kam zusätzlich ein vereinfachtes Prozessmodell zum Einsatz. Das Programm CCB (Candy Carbon Balance) berechnet unmittelbar die Entwicklung des Kohlenstoffgehalts im Boden unter dem Einfluss verschiedener Standortfaktoren sowie der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Es wurde in der Vergangenheit wiederholt erfolgreich an Ergebnissen von standardisierten Dauerversuchen geprüft (FRANKO et al., 2011; KOLBE, 2012a; KOLBE et al., 2013). Aus dem Kohlenstoffumsatz konnte schließlich direkt die Freisetzungsrates von organisch gebundenem Stickstoff und daher die Stickstoffnachlieferung von landwirtschaftlichen Ackerbausystemen quantitativ ermittelt werden.

Im Projekt war zunächst vorgesehen, das Modell bezüglich seiner Einsatzmöglichkeiten zur Simulation des Humus- und Stickstoffumsatzes von Praxisflächen zu erproben und erforderlichenfalls Vorschläge zur weiteren Optimierung zu unterbreiten. Das Modell CCB wurde schließlich genutzt, um den Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie beispielsweise der Erhöhung oder Reduktion der Zufuhr organischer Substanz, steigender Gaben organischer Wirtschaftsdünger oder einer zusätzlichen Bewässerung auf den Humus- und Stickstoffhaushalt von konkreten Praxisflächen oder konstruierten Szenarien zu simulieren.

Von den Untersuchungsergebnissen wurden Hinweise zur Optimierung des Humus- und Stickstoffhaushalts von landwirtschaftlichen Betrieben abgeleitet. Es wurde erwartet, dass insbesondere die Ergebnisse zur N-Mineralisation zu einer Verbesserung von Methoden zur Düngebedarfsermittlung für Stickstoff beitragen können.

2 Analyse des Humus- und Stickstoffhaushalts sächsischer Ackerböden

2.1 Material und Methoden

2.1.1 Dauertestflächen und Dauerbeobachtungsflächen in landwirtschaftlichen Betrieben

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) betreibt auf landwirtschaftlichen Betrieben ein System von 1.056 annähernd repräsentativ über den Freistaat Sachsen verteilter Dauertestflächen (DTF). Auf den Testflächen werden jährlich die Bewirtschaftungsdaten erfasst. Mit der Dokumentation von eingesetzten Betriebsmitteln und Erträgen sind Auswertungen zum Humus- und Nährstoffhaushalt möglich. Zusätzlich erfolgt jährlich eine Beprobung des Bodens im Frühjahr sowie im Spätherbst. Eine nähere Beschreibung der Testflächen und ihrer Anbauverhältnisse findet sich in den Arbeiten von MÖNICKE et al. (2004), SEIBT (2007) sowie REINICKE und WURBS (2012). Die vorliegende Arbeit greift die von diesen Autoren für die Jahre 1998 bis 2003 durchgeführten Analysen zum Humus- und Stickstoffhaushalt der Dauertestflächen auf und führt sie bis zum Jahr 2010 weiter.

Die Bewirtschaftungsdaten wurden im Datenbankformat des Programms BEFU (FÖRSTER, 2013) zur Verfügung gestellt. Die Daten stammten aus den Jahren 1995 bis 2010. Hiervon wurden für die vorliegende Untersuchung insgesamt 520 Flächen mit einer Laufzeit der vorhandenen Schlagaufzeichnungen von mindestens 10 Jahren ausgesucht. Die relativ lange Laufzeit der Testflächen wurde gewählt, um mindestens einen vollen Fruchtfolgedurchgang bei den weiteren Auswertungen berücksichtigen zu können und den Einfluss kurzfristiger Anpassungen der Anbaustrukturen so weit wie möglich zu minimieren. Die Ergebnisse aus der Beprobung der Böden standen im Format MS-Excel-zur Verfügung (KURZER, 2014, 2015).

Das LfULG betreibt weiterhin 56 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Sachsen. An diesen Flächen werden neben der Bewirtschaftung eine Vielzahl weiterer Parameter zum Wasser und Stoffumsatz erfasst. Für weitere Informationen zu den Standorteigenschaften dieser Flächen und zu den hier durchgeführten Messprogrammen wird auf LFUG (2001) sowie BARTH und FORBERG (2010) verwiesen. Von diesen Flächen wurden für die vorliegende Untersuchung insgesamt 26 Flächen mit einer Laufzeit von mindestens zehn Jahren ausgesucht. Die Bewirtschaftungsdaten wurden ebenfalls im Datenbankformat des Programms BEFU zur Verfügung gestellt.

Insgesamt standen für die Untersuchung somit 546 Flächen bzw. 5.460 Wirtschaftsjahre/Ernten im Zeitraum 2001 bis 2010 zur Verfügung. In diesem Zeitraum wurde auf den Flächen überwiegend Winterweizen, Winterraps, Wintergerste und Silomais angebaut. Im Einzelnen entfielen auf die verschiedenen Fruchtarten folgende Anteile:

Winterweizen	24,9 %	Zuckerrüben	3,1 %
Winterraps	18,3 %	Feldgras	2,1 %
Wintergerste	15,7 %	Kartoffeln	2,0 %
Silomais	10,5 %	Körnermais	1,5 %
Sommergerste	7,8 %	Kleegras	1,4 %
Triticale	4,8 %	Hafer	1,2 %
Winterroggen	3,5 %	Sonstige	3,2 %

Die Verteilung der Testflächen auf die Agrarstrukturgebiete Sachsens gemäß WINKLER et al. (1999) stellt sich wie folgt dar (Abbildung 2):

I	Sächsische Heidegebiete, Riesaer-Torgauer Elbtal	98 Flächen (18 %)
II	Oberlausitz, Sächsische Schweiz	106 Flächen (19 %)
III	Mittelsächsisches Lößgebiet	182 Flächen (33 %)
IV	Erzgebirgsvorland, Vogtland, Elsterbergland	124 Flächen (23 %)
V	Erzgebirgskamm	36 Flächen (7 %)

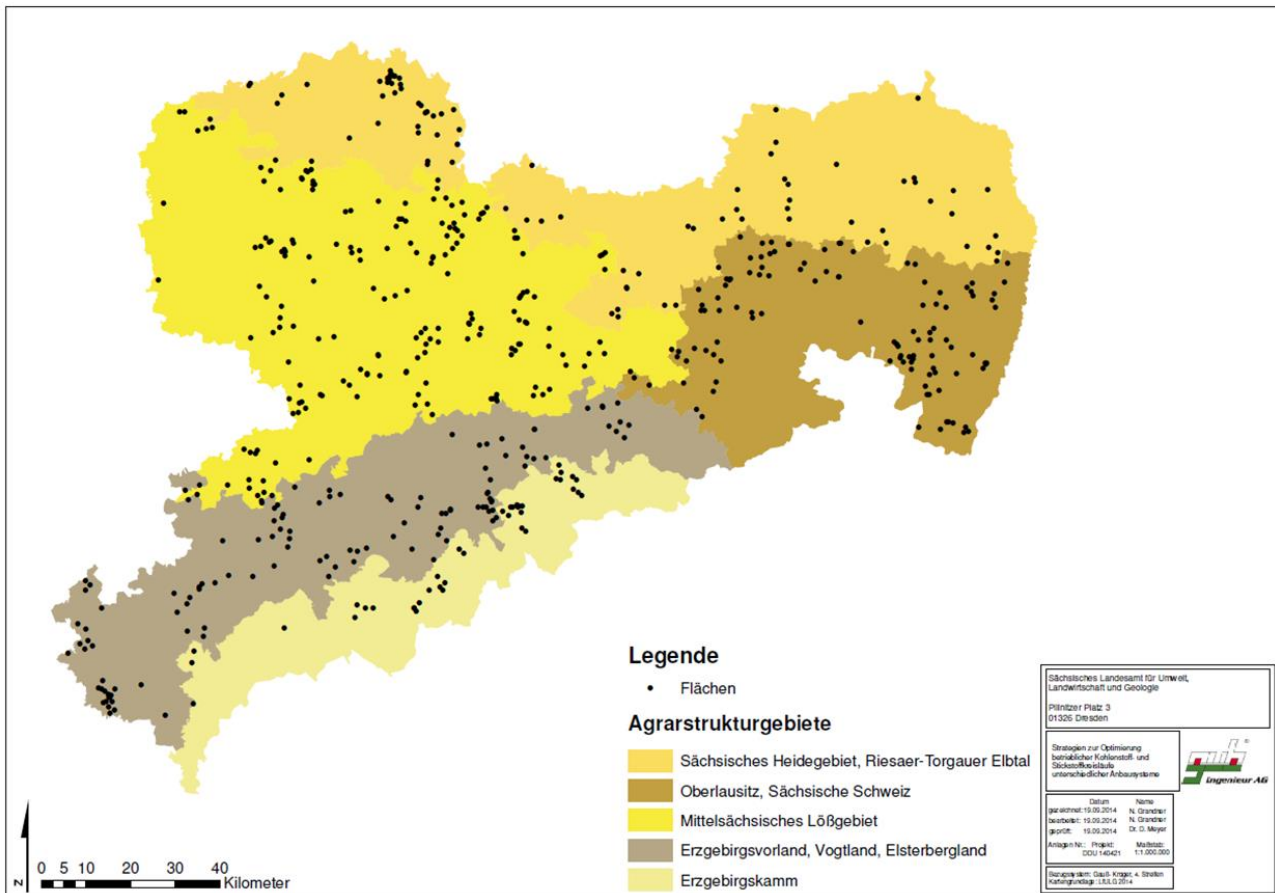


Abbildung 2: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Agrarstrukturgebiete Sachsens

In Tabelle 1 sind die natürlichen Standortvoraussetzungen dieser Gebiete zusammengefasst.

**Tabelle 1: Natürliche Standortvoraussetzungen der Agrarstrukturgebiete Sachsens
(nach WINKLER et al., 1999)**

Agrarstrukturgebiet	Höhe [m]	Feldarbeits- tage	Jahres- niederschlag [mm]	Nieder- schläge Mai bis Juli [mm]	Jahresmittel- temperatur [°C]
I Sächsische Heidegebiete, Riesaer-Torgauer Elbtal	134	209	628	202	8,3
II Oberlausitz, Sächsische Schweiz	264	161	763	237	7,4
III Mittelsächsisches Lößgebiet	199	176	668	209	8,0
IV Erzgebirgsvorland, Vogtland, Elsterbergland	418	147	798	265	6,4
V Erzgebirgskamm	621	131	942	300	5,5

Um den Einfluss der Standortfaktoren auf den Humus- und Stickstoffhaushalt der Untersuchungsflächen differenzierter betrachten zu können, wurde zusätzlich eine Zuordnung zu den Klimazonen Sachsens nach WINKLER et al. (1999) und den wichtigsten Bodenarten vorgenommen.

Danach verteilen sich die Untersuchungsflächen wie folgt auf die Klimazonen (vgl. auch Abbildung 3):

A	Trocken- und Randgebiete	57 Flächen (10 %)
B	feuchtes, mildes Hügelland	234 Flächen (43 %)
C	Übergangsgebiet vom Hügelland zu den Vorgebirgslagen bis zu den mittleren Berglagen der Mittelgebirge	148 Flächen (27 %)
D	hohe Berglagen der Mittelgebirge	107 Flächen (20 %)

Auf die Hauptbodenarten der VDLUFA-Klassifikation entfallen folgende Anzahlen bzw. Anteile der Untersuchungsflächen:

1	Sand	7 Flächen (1 %)
2	anlehmiger Sand	16 Flächen (3 %)
3	lehmiger Sand	107 Flächen (20 %)
4	stark lehmiger Sand	81 Flächen (15 %)
5	sandiger Lehm	281 Flächen (51 %)
6	Lehm	54 Flächen (10 %)

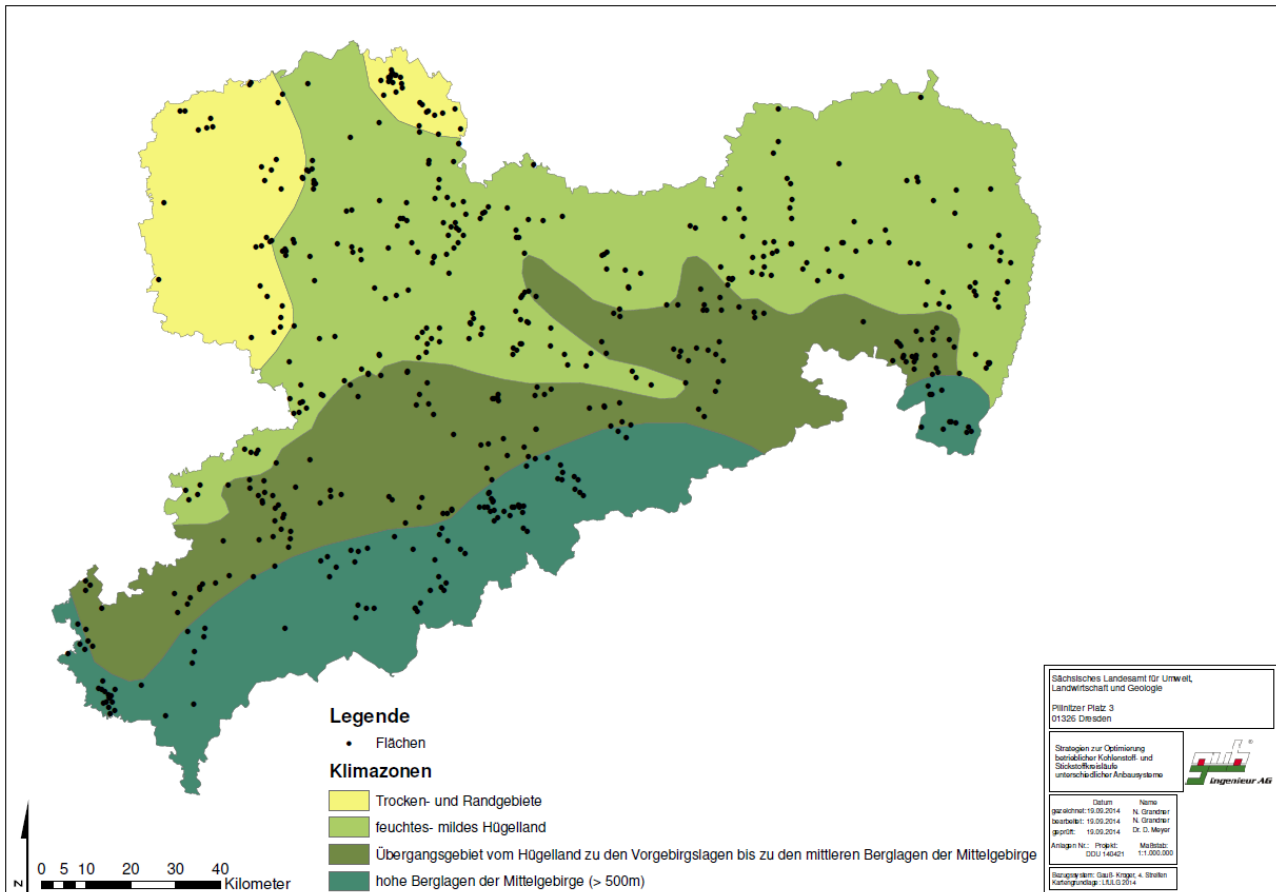


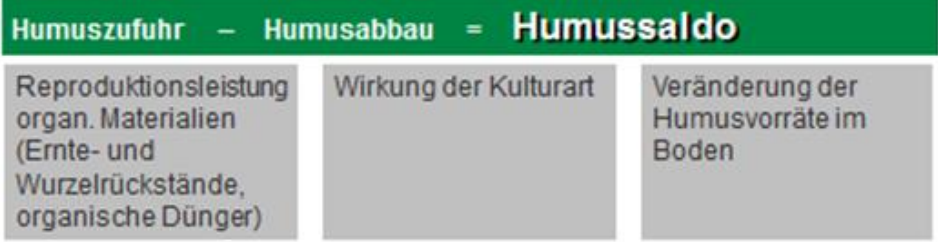
Abbildung 3: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Klimazonen Sachsens

2.1.2 Humusbilanzierung

Zur Bilanzierung des Humushaushalts der 546 Untersuchungsflächen wurden die Methode nach VDLUFA (KÖRSCHENS et al., 2004; EBERTSEDER et al., 2014) mit ihren Varianten untere bzw. obere Werte (KÖRSCHENS et al., 2004) sowie die standortangepasste Methode (STAND) nach KOLBE (2010) angewandt. Die Verfahren sind in zahlreichen Arbeiten detailliert beschrieben und miteinander verglichen worden (siehe u. a. BEUKE, 2006; SEIBT, 2007; BROCK et al., 2012; KOLBE, 2012a). Als Ergänzung wurde zusätzlich das vereinfachte Prozessmodell CCB (FRANKO et al., 2011) eingesetzt, um es auf seine Anwendbarkeit auf die Daten der Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen erproben zu können (siehe Kapitel 3).

Die Bilanzierungsprinzipien der VDLUFA-Methode sowie der STAND-Methode (KOLBE, 2010) sind in Abbildung 4 dargestellt. Bei der Humusbilanzierung wird anhand von Koeffizienten dem anbauspezifischen Bedarf der Kulturarten die Humuszufuhr über organische Materialien gegenübergestellt, und so eine Veränderung der Humusvorräte im Boden über definierte Zeiträume bilanziert. Die STAND-Methode erlaubt darüber hinaus, Eigenschaften des Standortes wie den Feinanteil und das C/N-Verhältnis des Bodens sowie die langjährigen Niederschlagssummen und der Durchschnittstemperaturen zu berücksichtigen. In Kombination mit der Wirkung der Kulturart und der organischen Düngung beeinflussen diese Faktoren auch den Humusabbau bzw. die Humuszehrung (KOLBE, 2005). Das Verfahren erlaubt auch eine quantitative Erfassung der Veränderungen des Humusgehalts im Boden. Hierdurch ist eine Beurteilung des aktuellen Humusversorgungszustandes des Bodens möglich.

Bsp. Bilanzierungsprinzip – VDLUFA-Methode



Bsp. Bilanzierungsprinzip – standortangepasste Methode

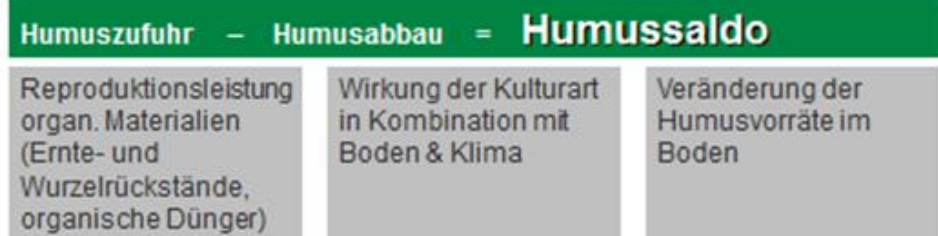


Abbildung 4: Bilanzierungsprinzip der VDLUFA-Methode und der standortangepassten Methode nach THIEL und KOLBE (2011)

Die Humusbilanzen der Untersuchungsflächen wurden mit dem Programm BEFU (FÖRSTER, 2013) berechnet, in das die Methoden zur Humusbilanzierung implementiert sind. Die Bilanzen wurden jeweils für einen Zeitraum von 10 Jahren (Wirtschaftsjahre 2001 bis 2010) berechnet. Zur Bewertung der Humussalden kam die VDLUFA-Klassifikation zur Anwendung (Tabelle 2).

Tabelle 2: Bewertung der Humussalden nach VDLUFA (KÖRSCHENS et al., 2004)

Humussaldo [häq/ha*a]	Gruppe	Bewertung
<-200	A	ungünstige Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistung
-200 bis -76	B	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humusangereicherten Böden
-75 bis 100	C	optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko langfristige Einstellung standortangepasster Humusgehalte
101 bis 300	D	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus verarmten Böden
>300	E	erhöhtes Risiko für Stickstoff-Verluste, niedrige N-Effizienz

2.1.3 Stickstoffbilanzierung

Die Stickstoffbilanzierung wurde ebenfalls mit dem Programm BEFU (FÖRSTER, 2013) durchgeführt. Das Programm berechnet aus der Differenz zwischen den Stickstoff-Zufuhren über die mineralische und organische Düngung sowie der symbiotischen N-Fixierung einerseits und den N-Abfuhrn mit den Haupt- und Nebenprodukten andererseits zunächst Netto-Schlag-Bilanzen. Diese Ergebnisse wurden als Excel-Tabellen ausgelesen. Durch Addition der N-Zufuhren über die Deposition aus der Atmosphäre wurden schließlich Brutto-Bilanzen erhalten. Das Schema in Abbildung 5 verdeutlicht das Verrechnungsprinzip.

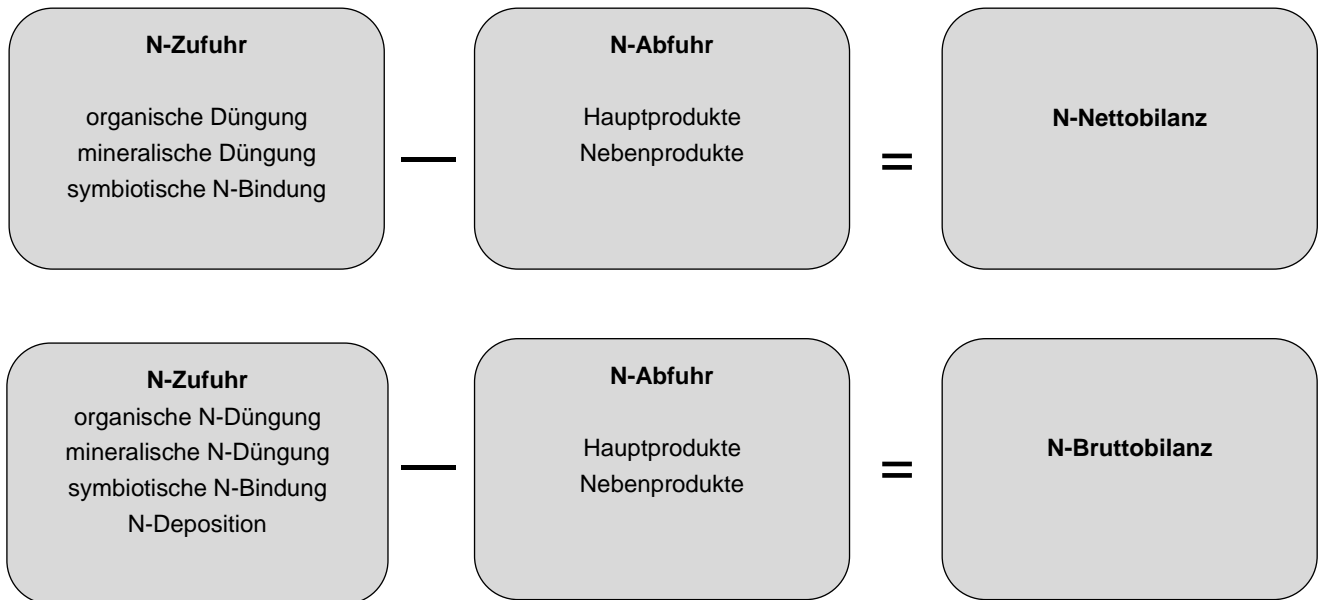


Abbildung 5: Schema zur Berechnung der Stickstoffbrutto- und -nettobilanzen

Die Daten zur N-Deposition wurden vom Umweltbundesamt aus dem Forschungsvorhaben „Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland“ (BUILTJES et al., 2011) zur Verfügung gestellt (Abbildung 6). Danach ist für den Freistaat Sachsen mit jährlichen N-Einträgen aus der Atmosphäre durch die trockene und nasse Deposition von 16-30 kg N/ha zu rechnen. Die höchsten N-Einträge entfallen erwartungsgemäß auf das niederschlagsreiche Erzgebirgsvorland und den Erzgebirgskamm sowie das Oberlausitzer Bergland, die geringsten Einträge sind für die Niederungsgebiete der Oberlausitz prognostiziert.

Die Bilanzierung wurde jeweils für einen Zeitraum von 10 Jahren (Wirtschaftsjahr 2001 bis 2010) durchgeführt. Zur Bewertung der N-Bruttobilanzen wurde eine fünf-stufige Matrix in Anlehnung an das VDLUFA-System zur Klassifizierung des Humushaushalts oder der Grundnährstoffversorgung von Böden entwickelt (Tabelle 3; vgl. KOLBE, 2012a).

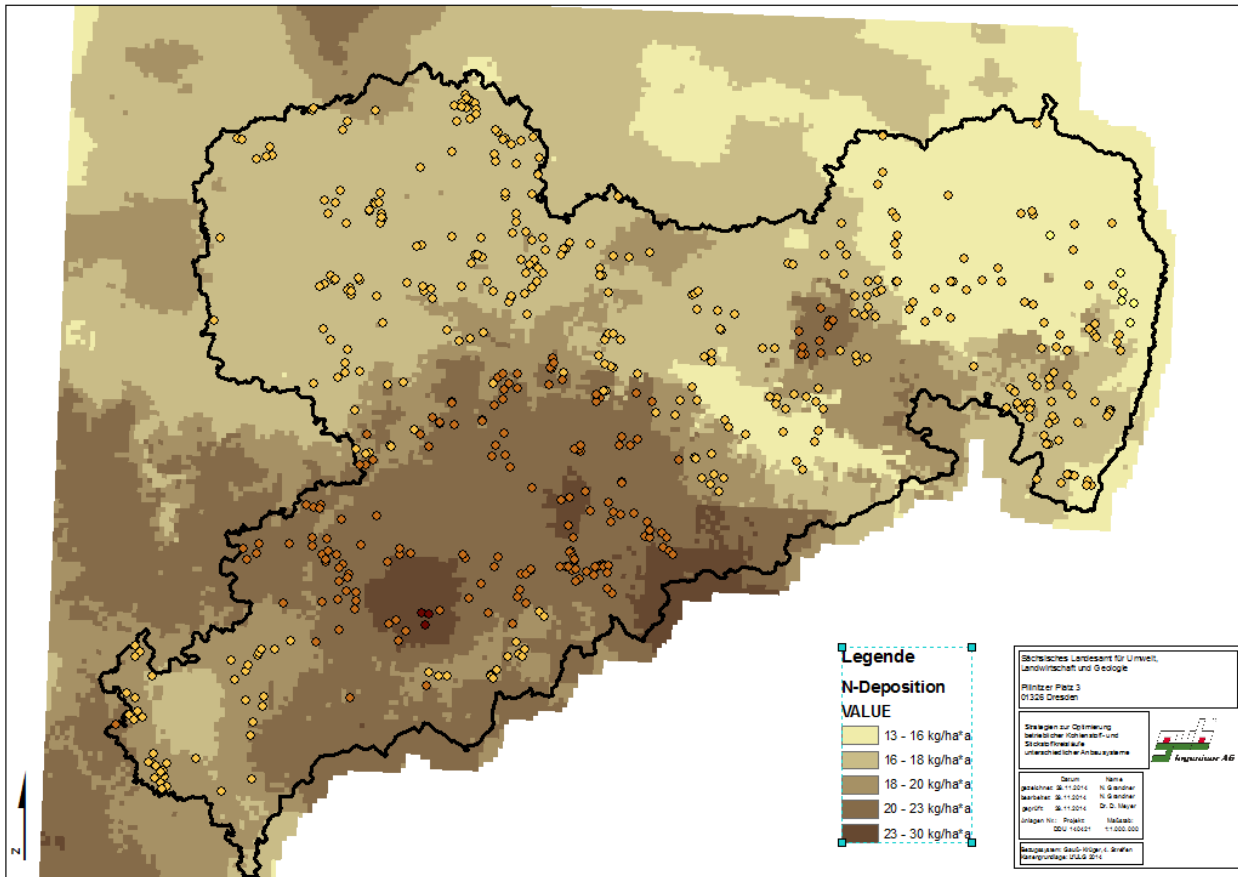


Abbildung 6: Beitrag der N-Deposition aus der Atmosphäre zur N-Bilanz, nach BUILTJES et al. (2011) in Sachsen

Tabelle 3: Vorschlag zur Bewertung der (Brutto-)Stickstoffsalden

Stickstoffsaldo [kg N/ha*a]	Gruppe	Bewertung
<-30	A	Unterversorgung, erhöhtes Ertragsrisiko
-29 bis -1	B	kurzfristig tolerierbar, besonders nach Kulturen mit N-armen Wurzel- und Bestandesrückständen
0 bis 49	C	optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Risiko für N-Verluste
50 bis 80	D	kurzfristig tolerierbar, besonders nach Kulturen mit N-reichen Wurzel- und Bestandesrückständen
>80	E	erhöhtes Risiko von N-Verlusten, niedrige N-Effizienz

2.1.4 Stickstoffeffizienz

Die Stickstoffeffizienz der Untersuchungsflächen ergibt sich aus dem Quotienten der N-Abfuhr und der Summe aller N-Zufuhren zuzüglich der N_{\min} -Werte im Frühjahr. Zur Bewertung wurde auch für diesen Parameter eine fünf-stufige Matrix entwickelt, die sich an Vorschlägen von BENTRUP et al. (2014, in OENEMA, 2014) orientiert (Tabelle 4).

Tabelle 4: Vorschlag zur Bewertung der Stickstoffeffizienz

Stickstoffeffizienz [%]	Gruppe	Bewertung
>125	A	sehr hohe N-Effizienz, Gefahr der Unterversorgung erhöhtes Ertragsrisiko, Bodenausbeutung
101 % bis 125	B	mittelfristig tolerierbar, besonders nach Stickstoff fixierenden Kulturen
76 % bis 100	C	optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Risiko für N-Verluste
50 % bis 75	D	mittelfristig tolerierbar, besonders nach Blattfrüchten mit hohem N-Bedarf aber geringen N-Abfuhr
<-50	E	sehr geringe N-Effizienz, erhöhtes Risiko von N-Verlusten

2.2 Humusbilanzen sächsischer Landwirtschaftsflächen

2.2.1 Einfluss des Bilanzierungsverfahrens und des Standortes auf die Humusbilanzen

In Tabelle 5 sind die Ergebnisse der mit den VDLUFA-Methoden und der STAND-Methode durchgeführten Humusbilanzierung zusammengefasst. Dargestellt ist die Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen der VDLUFA-Klassifikation (vgl. Tabelle 2) in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode.

Bei Anwendung der oberen Koeffizienten der VDLUFA-Methode werden in allen Agrarstrukturgebieten etwas geringere Werte berechnet als mit den anderen Methoden, d. h. der Anteil der Bilanzen in den Humusgruppen A und B ist deutlich höher als bei den anderen Verfahren. Entsprechend finden sich bei dieser Methode weniger Flächen in den Humusgruppen D und E. Die Verteilung der Flächen auf die Humusbilanzgruppen ist daher insgesamt zu den geringen Versorgungsgruppen verschoben.

Zwischen der VDLUFA-Methode bei Anwendung der unteren Werte und der STAND-Methode bestehen im Bereich niedriger Humusversorgung nur geringe Unterschiede. Beide Methoden weisen den Versorgungsgruppen A und B annähernd gleiche Flächenanteile zu. Oberhalb des Optimalbereichs (Gruppe C) berechnet die VDLUFA-Methode z. T. deutlich höhere Bilanzsalden als die STAND-Methode. Im Ergebnis ist das Maximum der Verteilung bei Anwendung der VDLUFA-Methode deutlich zu den höheren Bilanzgruppen D und E verschoben. Bei Anwendung der STAND-Methode hingegen sind die Humusbilanzen bei der Mehrzahl der Schläge der mittleren Humusbilanzgruppe C zuzuordnen. Dies geht gleichfalls aus der Abbildung 7 hervor.

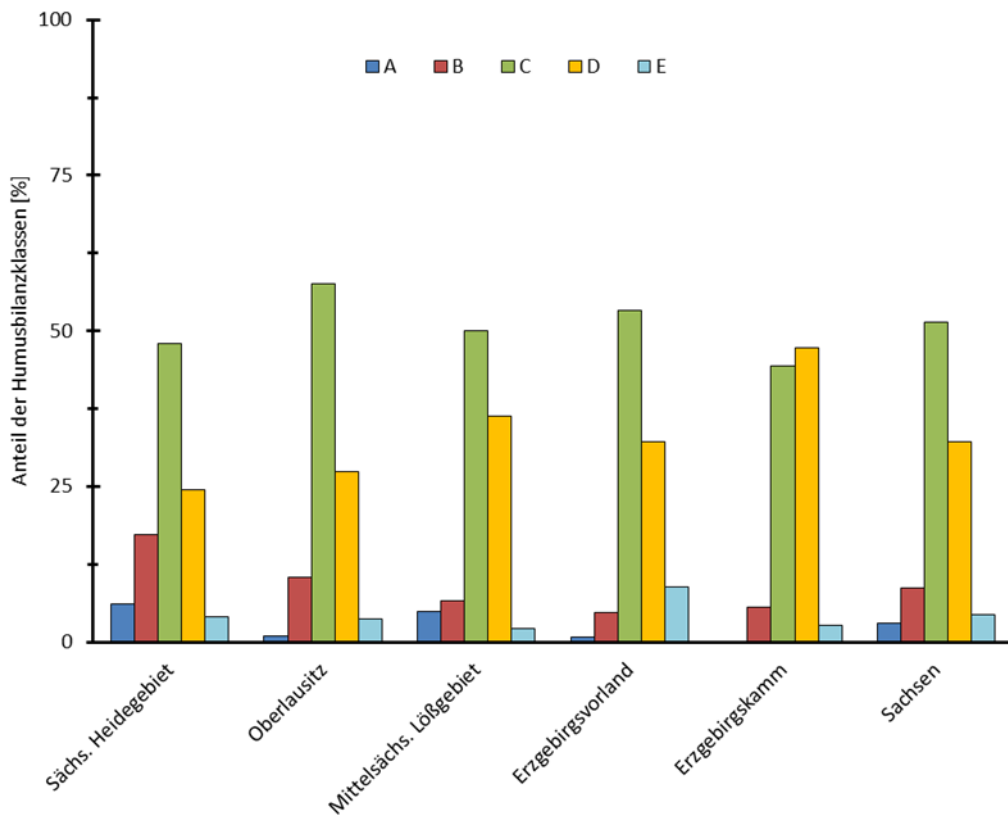


Abbildung 7: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen bezogen auf die Agrarstrukturgebiete und im Durchschnitt von Sachsen, berechnet nach der STAND-Methode

Tabelle 5: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode

Agrarstruktur- gebiet	Humusbilanz- gruppe	VDLUFA obere Werte [%]	VDLUFA untere Werte [%]	STAND [%]
I Sächsische Heidegebiete, Riesaer-Torgauer Elbtal	A	28	8	6
	B	27	14	17
	C	33	39	48
	D	10	34	25
	E	2	4	4
II Oberlausitz, Sächsische Schweiz	A	10	8	1
	B	28	14	10
	C	37	39	58
	D	22	34	27
	E	3	4	4
III Mittelsächsisches Lößgebiet	A	10	0	5
	B	18	4	7
	C	40	38	50
	D	28	50	36
	E	4	8	2
IV Erzgebirgsvorland, Vogtland, Elsterbergland	A	12	2	1
	B	24	5	5
	C	37	28	53
	D	20	47	32
	E	7	18	9
V Erzgebirgskamm	A	17	0	0
	B	20	8	6
	C	40	42	44
	D	23	33	47
	E	0	17	3
Mittelwert Sachsen	A	14	0	3
	B	23	9	9
	C	38	40	52
	D	22	49	32
	E	4	3	4

Die Abbildung 8 zeigt die Verteilung der 546 Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen der VDLUFA-Klassifikation bei Anwendung der STAND-Methode. Im Mittel dieser 10-jährigen Untersuchungen ist die Humusversorgung von mehr als 50 % der Flächen als optimal (Klasse C) zu bewerten. Für nochmals gut 30 % der Flächen ist bereits eine leichte Überversorgung (Klasse D), für 4 % sogar eine starke Überversorgung zu erkennen. Für diese Flächen ist zu vermuten, dass die Humusanreicherung mittel- bis langfristig auch hohe Stickstoffsalden mit Gefahren für den Wasserschutz nach sich ziehen könnte.

Mit Humus unterversorgte Schläge der Gruppe A haben bezogen auf den Freistaat insgesamt einen Anteil von lediglich 3 %. Nur im Sächsischen Heidegebiet und im Mittelsächsischen Lößgebiet ist der Anteil solcher Flächen mit 6 % etwas höher. Gegenüber früheren Auswertungen (SEIBT, 2007; KOLBE, 2012b) ist für diese Gebiete eine geringe Abnahme des Anteils unterversorgter Flächen eingetreten, während der Anteil überversorgter Flächen geringfügig zugenommen hat. Mit Humus überversorgte Flächen der Gruppe E finden sich vor allem im Erzgebirgsvorland, was zum einen auf den etwas höheren Tierbesatz dieser Region und der daraus resultierenden höheren Zufuhr humusbildender organischer Düngemittel, zum anderen aber auch auf die hohen Niederschläge und vergleichsweise geringen Temperaturen zurück zu führen ist, die den Humusabbau begrenzen. Die besonderen Standortverhältnisse und Betriebsstrukturen erklären auch den vergleichsweise hohen Anteil mit geringer Überversorgung (Bilanzgruppe D) auf dem Erzgebirgskamm.

Stark mit Humus überversorgte Flächen sind besonders auf mittleren Sandstandorten (anlehmiger Sand, sandiger Lehm) mit vergleichsweise hoher Durchlässigkeit verbreitet. Mit Ausnahme der Sandböden nimmt nach Abbildung 8 der Anteil hoch bis sehr hoch mit Humus versorgten Flächen mit zunehmendem Feinanteil der Böden deutlich ab, was möglicherweise auch durch die erhöhten Umsetzungsbedingungen auf den besseren Böden verursacht ist, die den Humusabbau beschleunigen. Im Gegenzug steigt der Anteil optimal mit Humus versorgter Flächen mit zunehmender Bodengüte an.

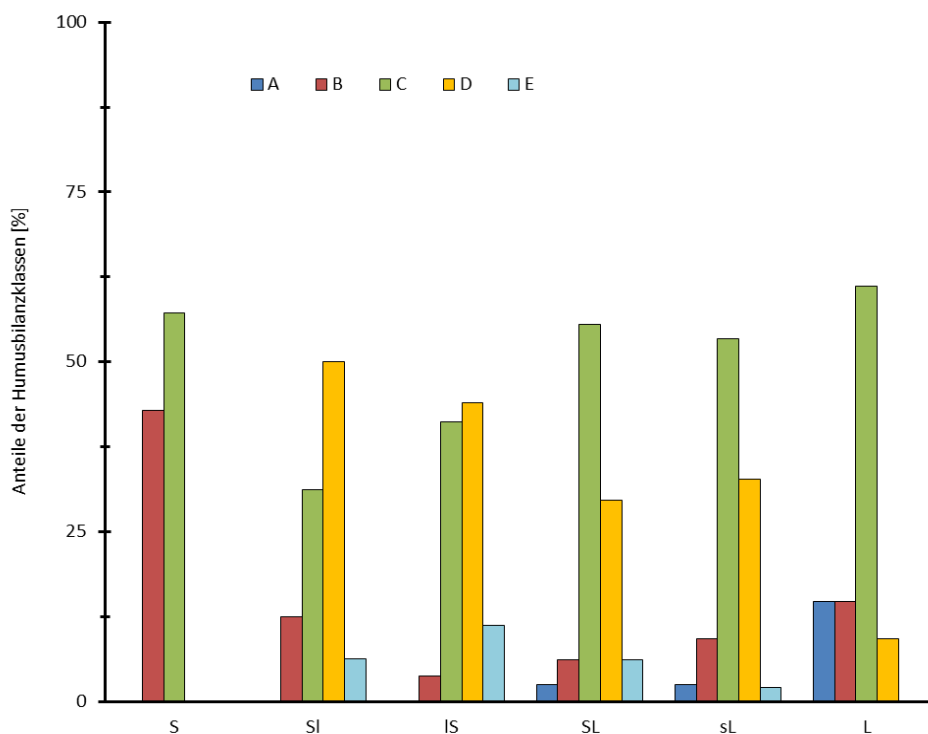


Abbildung 8: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen, gegliedert nach den Hauptbodenarten, berechnet nach der STAND-Methode

Eine Zuordnung von über 65 % Unterversorgung (vgl. KOLBE, 2012b) findet nach diesen Untersuchungen nicht mehr statt, da die Lehmböden jetzt entsprechend den Standortgruppen genauer zugeordnet werden konnten. Eine Sonderstellung nehmen die reinen Sandstandorte ein, für die insgesamt eine leichte Tendenz zur Unterversorgung mit Humus erkennbar wird. Diese Standorte haben aber nur einen Anteil von ca. 1 % an den hier untersuchten Flächen.

Neben dem Feinbodenanteil führen auch klimatische Faktoren wie die Niederschlagshöhe und insbesondere die Temperatur tendenziell zu einem Anstieg der Humussalden bzw. einem höheren Anteil der Untersuchungsflächen in den Bilanzgruppe D und E (Abbildung 9). Bei konstanter Bewirtschaftung verschlechtern sich die Umsetzungsbedingungen mit abnehmender Temperatur und/oder zunehmender Niederschlagshöhe bzw. vermehrter Vernässung und Sauerstoffarmut im Boden. Durch die gebremste biologische Aktivität ist der Humusabbau eingeschränkt. Der Effekt der vermehrten Vernässung kommt am deutlichsten im Klimagebiet des feucht-milden Hügellandes zum Tragen und wird hier noch durch den hohen Feinanteil der vorwiegend lößbürtigen Böden unterstützt, die ebenfalls zu Staunässe und Dichtlagerung und daraus folgender Sauerstoffarmut neigen. Der Effekt der abnehmenden Temperatur kommt in den Humusbilanzen der Übergangsgebiete zu den Berglagen und insbesondere der Berglagen selbst zum Ausdruck.

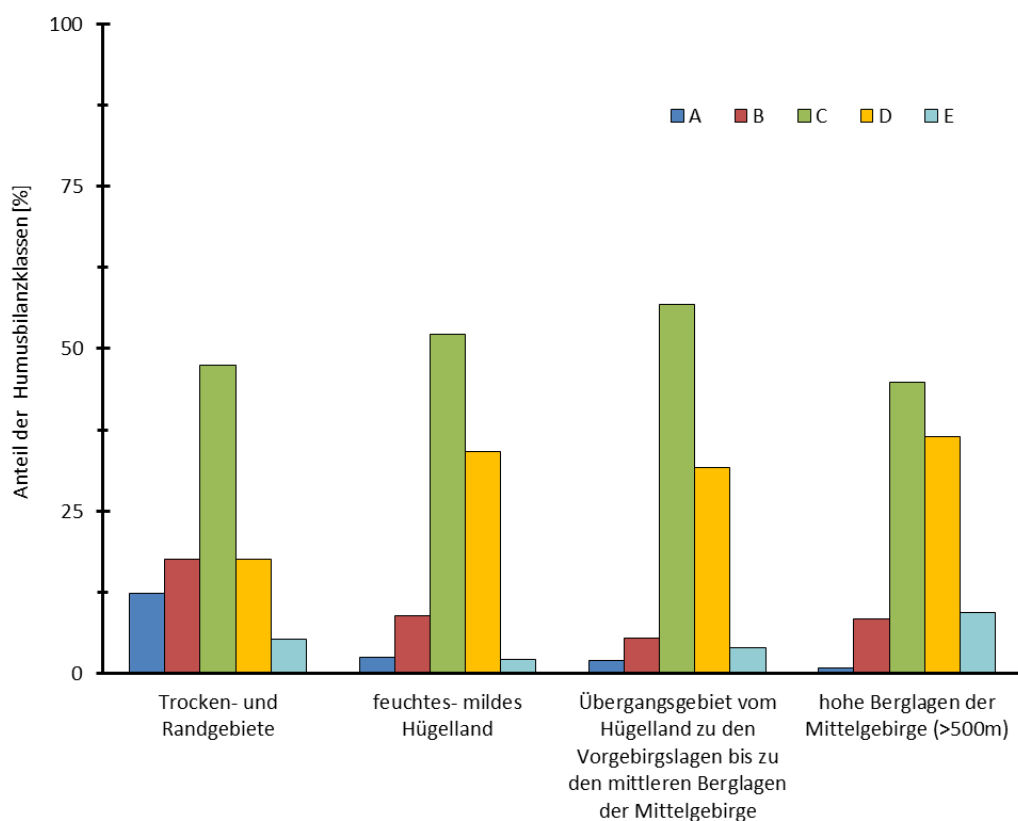


Abbildung 9: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzgruppen, gegliedert nach den Hauptklimagebieten Sachsens, berechnet nach der STAND-Methode

2.2.2 Einfluss der Bewirtschaftung auf die Humusbilanzen

Die Region des oberen Berglandes ist durch einen vergleichsweise hohen Anteil an Feldfutterbau in Form von Leguminosen/Gras-Gemengen oder reinem Feldgras gekennzeichnet. Diese, und andere weniger verbreitete Kulturen sind in Abbildung 10 in der Kategorie „Sonstige“ zusammengefasst. Ihr Anteil an der Fruchtfolge nimmt von der Humusbilanzgruppe B zur Bilanzgruppe E von weniger als 1 % auf knapp 30 % zu, vor allem zu Lasten des Mais- und des Getreideanbaus. Hohe Feldfutteranteile in der Fruchtfolge führen bekanntermaßen zu einem Anstieg der Humussalden.

Ein weiterer wichtiger Faktor für den Humushaushalt ist der betriebliche Umgang mit den Nebenprodukten, allen voran dem Stroh der Körnerfrüchte einschließlich des Raps, aber auch dem Blatt der Zuckerrüben und dem Kraut der Kartoffeln. Aus Abbildung 11 wird eine unmittelbare Beziehung zwischen dem Verbleib der Nebenprodukte und der Einstufung in die Humusbilanzgruppen deutlich. Während die Nebenprodukte in den Bilanzgruppen A und B überwiegend abgefahren werden, verbleiben sie in den Bilanzgruppen C bis E überwiegend auf dem Schlag und tragen hier zur Humusreproduktion bei. Der Umgang mit den Nebenprodukten, insbesondere dem Getreidestroh ist seit langem als effektives Instrument zur Kontrolle und Regulation des Humushaushalts bekannt (siehe KOLBE, 2012b).

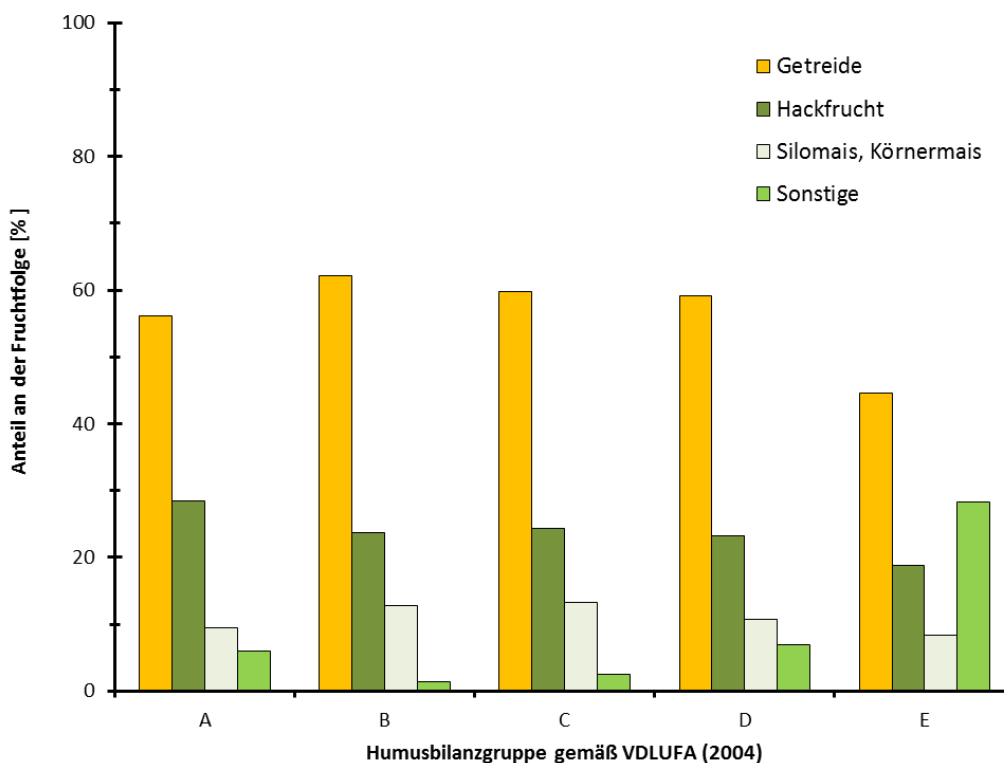


Abbildung 10: Anteile der Hauptfrüchte an der Fruchtfolge in den einzelnen Humusbilanzgruppen, berechnet nach der STAND-Methode

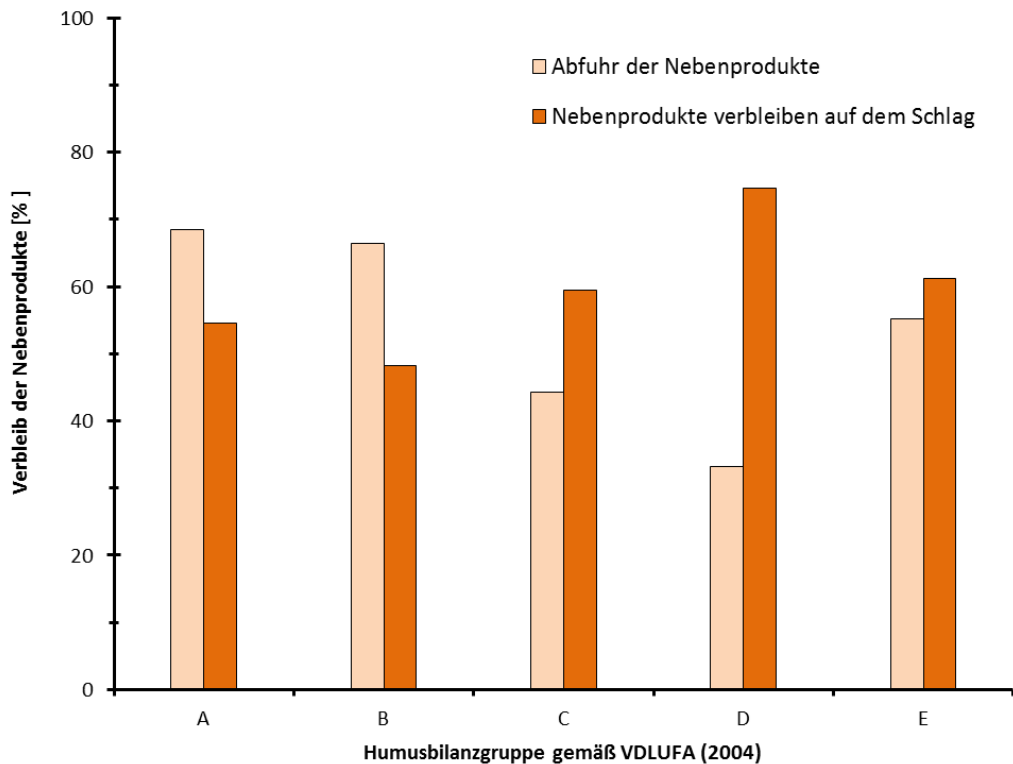


Abbildung 11 : Behandlung der Nebenprodukte in den einzelnen Humusbilanzgruppen, berechnet nach der STAND-Methode

Noch deutlicher wird der Einfluss der Bewirtschaftung auf den Humushaushalt am Umgang mit den wirtschaftseigenen Düngemitteln und ihrem Einsatz zur Stickstoffdüngung der Kulturen. Nach Abbildung 12 haben wirtschaftseigene und andere organische N-Düngemittel in der Humusbilanzgruppe A einen Anteil von höchstens 14 % am Gesamt-N-Dünger Aufwand. In der Klasse C sind es schon nahe 24 % und in der Klasse E schließlich mehr als 38 %, wobei auf die Gülledüngung allein 70 % entfallen. Im Gegenzug nimmt der Anteil mineralischer N-Düngemittel mit steigenden Humussalden kontinuierlich ab. Eine hohe Zufuhr organischer N-Düngemittel führt nach den vorliegenden Ergebnissen nahezu zwangsweise zu hohen bis sehr hohen Humussalden, womit Risiken für N-Verluste und Umweltgefährdungen verbunden sein können. Offenbar gelingt es auf diesen Flächen nicht im genügenden Maße, den hohen Wirtschaftsdüngereinsatz durch gegenläufige Maßnahmen, wie beispielsweise die vermehrte Abfuhr der Nebenprodukte (Stroh) oder den Verzicht auf den Anbau von Kulturen mit hoher Humusproduktionsleistung zu kompensieren und damit den Humushaushalt zu kontrollieren.

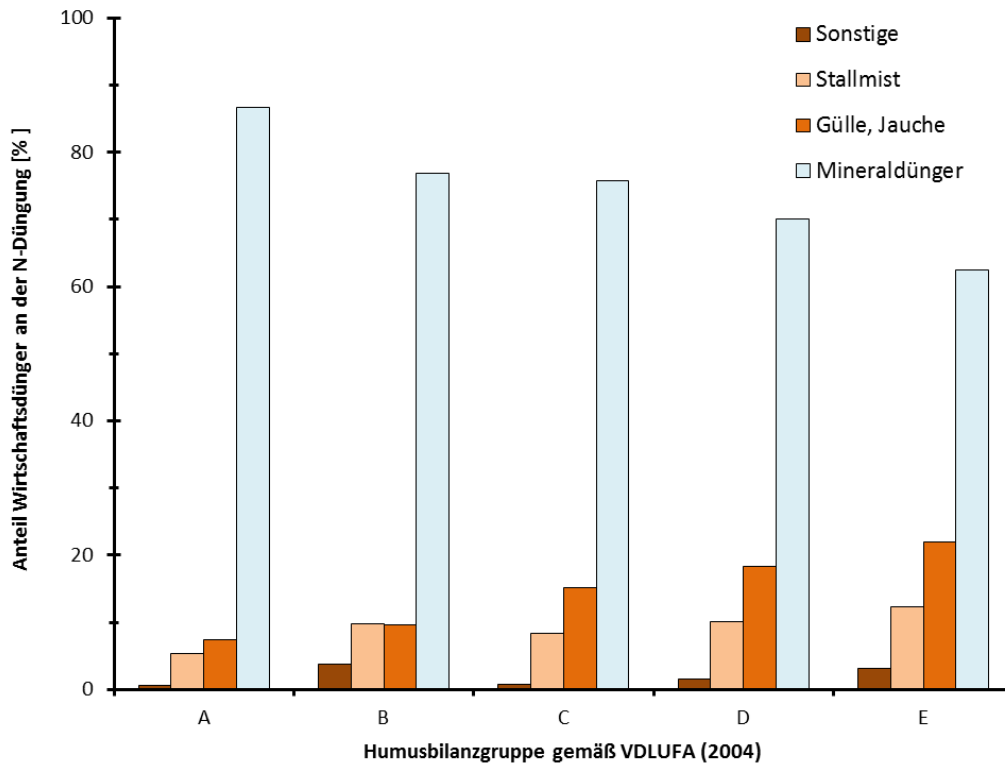


Abbildung 12: Anteil organischer und mineralischer Düngemittel an der gesamten N-Zufuhr der Kulturen in den einzelnen Humusbilanzgruppen, berechnet nach der STAND-Methode

2.3 Stickstoffbilanzen sächsischer Landwirtschaftsflächen

2.3.1 Einfluss der Standortverhältnisse auf die Stickstoffbilanzen

Die Stickstoffbilanzen wurden unter Einbeziehung der N-Depositionsraten und der legumen N-Bindung als Brutto- (Schlag-) Bilanzen über einen einheitlichen Zeitraum von 10 Jahren zwischen 2001 und 2010 erstellt. Der mittlere N-Saldo der 546 Flächen über diesen Zeitraum betrug 41 kg N/ha*a mit einer Standardabweichung von ± 40 kg N/ha*a. Der höchste berechnete 10-jährige Saldo betrug 153 kg N/ha*a, der geringste -160 kg N/ha*a. Abbildung 13 zeigt, dass rund 50 % der untersuchten Flächen optimale N-Bilanzen zwischen 0 kg N/ha*a und 49 kg N/ha*a (Bilanzgruppe C) aufweisen. Zwischen den Agrarstrukturgebieten bestehen hinsichtlich des Anteils dieser Bilanzgruppe kaum Unterschiede.

Für etwa 30 % der Flächen wurden erhöhte Bilanzen bis 80 kg N/ha*a und für nochmals knapp 15 % der Flächen sogar stark erhöhte N-Salden > 80 kg N/ha*a berechnet. Damit sind die jährlichen N-Salden auf 40 % bis 50 % der untersuchten Flächen soweit erhöht, dass N-Verluste in bestimmten Jahren oder nach bestimmten Kulturen nicht auszuschließen, auf 10 % bis 20 % der Flächen sogar wahrscheinlich sind. Die höchsten Salden wurden für die Region Oberlausitz, die geringsten für den Erzgebirgskamm ermittelt. Nur hier haben auch Salden < 0 kg N/ha*a (Gruppen A und B) einen gewissen Anteil.

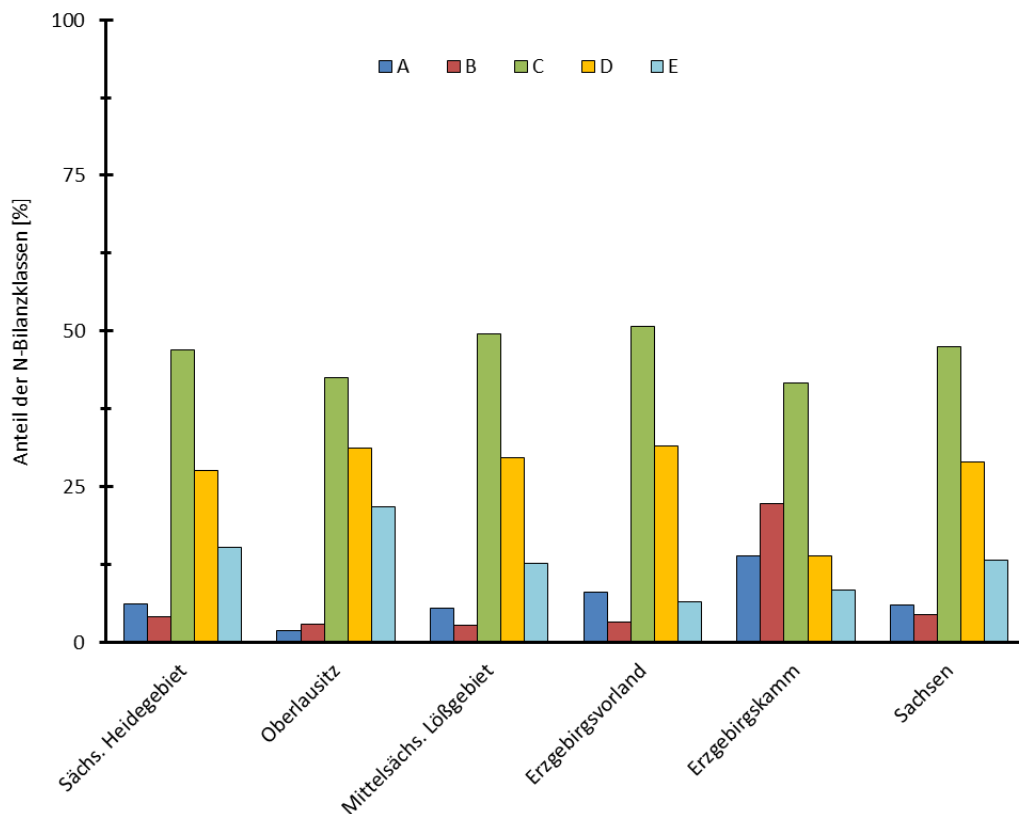


Abbildung 13: Verteilung der N-Bruttosalden der Untersuchungsflächen auf die N-Bilanzgruppen, bezogen auf die Agrarstrukturgebiete und im Durchschnitt von Sachsen insgesamt

Werden die N-Salden den Hauptbodenarten zugeordnet, zeigt sich, dass hohe und sehr hohe N-Salden besonders auf den durchlässigen Sanden bis anlehmigen Sanden verbreitet sind und auf diesen Standorten einen Anteil von rund 60 % der untersuchten Flächen erreichen (Abbildung 14). Auf diesen Böden ist die Gefahr von N-Verlusten durch Versickerung aus dem Wurzelraum, ggf. auch bis ins Grundwasser besonders hoch.

Auf den weit verbreiteten sandigen Lehmen der Löß-Gefilderegionen haben N-Salden der Gruppen D und E einen relativ hohen Anteil von rund 40 %, auf den stark sandigen Lehmen sogar von über 50 % der untersuchten Flächen. Auf diesen Böden und auf den Lehmböden überwiegen jedoch eindeutig Schläge mit optimalen N-Salden. Salden $< 0 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$, die auf N-Mangelsituationen hindeuten, finden sich vor allem auf Lehmböden aber auch auf lehmigem Sand bis sandigem Lehm.

In Abbildung 15 sind die ermittelten N-Salden schließlich den Klimagebieten Sachsens zugeordnet. Sehr hohe Salden mit deutlichen Risiken von N-Verlusten konzentrieren sich auf das feuchte bis mittlere Hügelland sowie auf die oberen Lagen der Mittelgebirge. Hier ist auch der Anteil von Schlägen mit N-Mangel gegenüber den anderen Klimagebieten erhöht. In den Trocken- und Randbereichen sowie im Übergangsbereich überwiegen Flächen mit optimalen bis leicht erhöhten N-Salden.

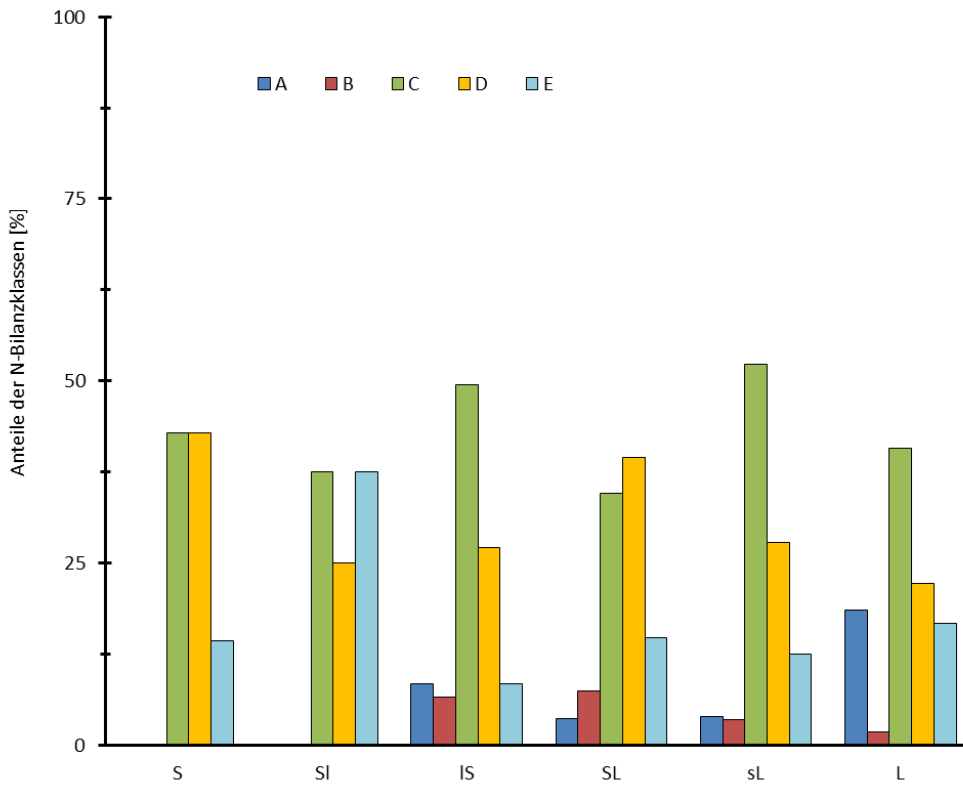


Abbildung 14: Verteilung der N-Bruttosalden der Untersuchungsflächen auf die N-Bilanzgruppen, gegliedert nach den Hauptbodenarten

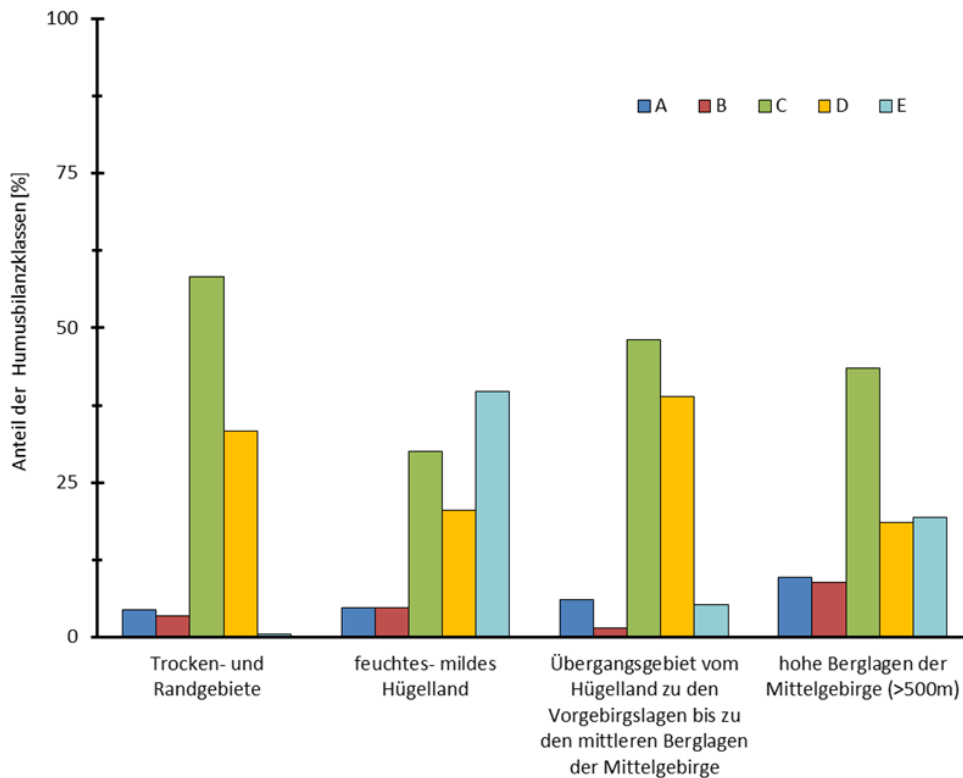


Abbildung 15: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Bilanzgruppen, gegliedert nach den Klimagebieten Sachsens

2.3.2 Einfluss der Bewirtschaftung auf die Stickstoffbilanzen

Die absolute Höhe der N-Salden wird in erster Linie von der Intensität des Düngemiteleinsatzes bestimmt. Je höher die N-Zufuhr, desto höher sind nach Abbildung 16 auch die N-Salden. Ausgeglichene Salden sind im Mittel der hier untersuchten Flächen bei einer N-Düngung von rund 100 kg N/ha*a zu erwarten. Um den Bereich optimaler N-Salden nicht zu überschreiten, sollten im Durchschnitt der Flächen nicht mehr als 150 bis 170 kg N/ha in mineralischer und/oder organischer Form gedüngt werden.

Zuzüglich der mittleren N_{\min} -Mengen im Frühjahr der Flächen im Untersuchungszeitraum von knapp 46 kg N/ha und der mittleren N-Depositionsrates von 20 kg N/ha*a wird dann eine N-Gesamtzufuhr von 236 kg/ha*a erhalten, die gut mit den experimentell ermittelten oberen Sollwerten der BEFU-N-Bedarfsermittlung bzw. den Stickstoffbedarfswerten der neuen Düngeverordnung (DüV, 2017) für die überwiegend angebauten Kulturen (Winterweizen, Winterraps, Wintergerste) übereinstimmt.

Der hier definierte Bereich optimaler N-Salden bzw. die hier vorgenommene Klassifikation der N-Salden ist somit auch durch experimentelle Ergebnisse langjähriger Feldversuche zur N-Bedarfsermittlung bestätigt (siehe KOLBE, 2012a). Es sei darauf hingewiesen, dass organische Düngemittel mit ihrem Gesamt-N-Gehalt in die Berechnung der N-Salden eingehen. Wird nur der sofort verfügbare, anorganische N-Anteil oder nur der innerhalb eines Wirtschaftsjahres aus der Nachlieferung verfügbare Anteil zur Bemessung der N-Düngung angesetzt, sind bei einem Düngungsniveau von 150 bis 170 kg N/ha*a mittelfristig erhebliche N-Überhänge im Bereich der Bilanzgruppen D bis E nicht zu vermeiden.

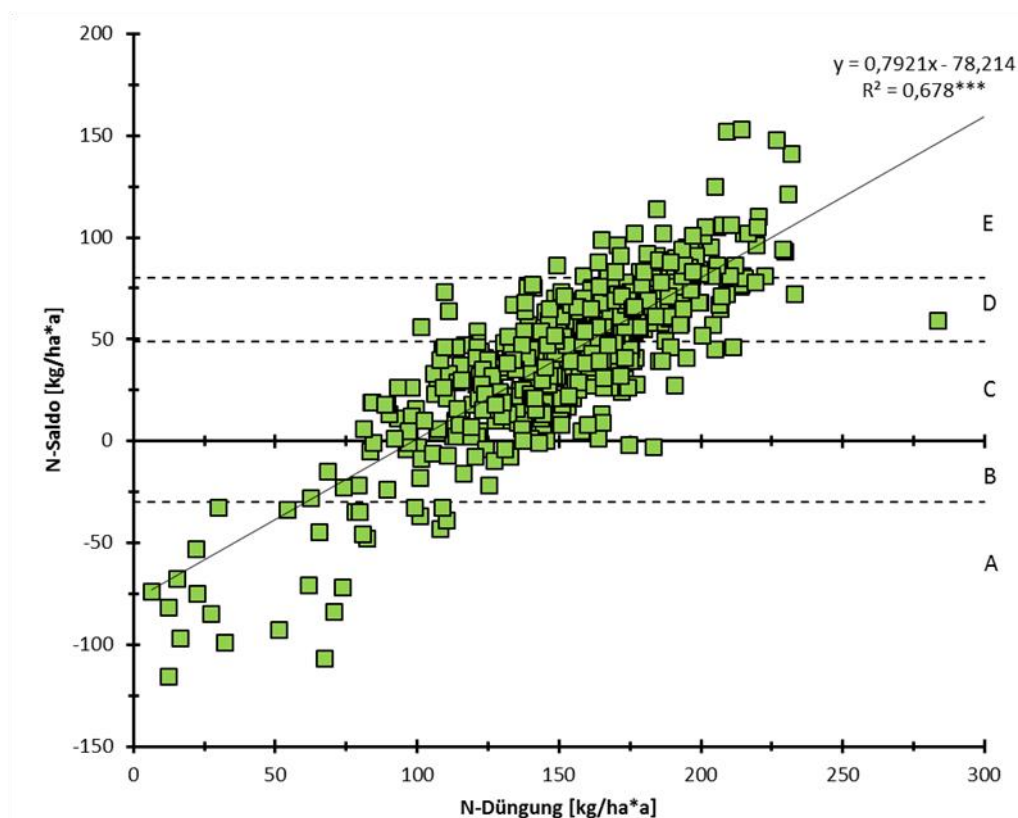


Abbildung 16: Einfluss der gesamten N-Zufuhr auf die N-Bruttosalden

Unter den eingesetzten N-Düngemitteln überwiegen in allen N-Bilanzgruppen die synthetischen Mineraldünger. Der jährliche Mineral-N-Aufwand steigt von der Bilanzgruppe A zur Gruppe E kontinuierlich von gut 25 kg N/ha*a

auf mehr als 136 kg N/ha*a an (Abbildung 17). Zugleich werden von der Bilanzgruppe A zur Gruppe E auch steigende Mengen organischer N-Düngemittel, vor allem Gülle und Stallmist eingesetzt. In der Gruppe A werden mit Wirtschaftsdüngern gut 20 kg N/ha*a (= 1/3 GV) ausgebracht, in den Gruppen B und C gut 30 kg N/ha*a (= 1/2 GV) und in der Gruppe E schon 60 kg N/ha*a (= 1 GV/ha). Deutlich mit Stickstoff überversorgte Flächen der Bilanzgruppen E erhalten somit sowohl die höchste mineralische als auch die höchste organische N-Düngung. Es ist zu erkennen, dass eine Rücknahme der mineralischen N-Düngung aufgrund des erhöhten Einsatzes organischer N-Düngemittel in dieser Bilanzgruppe und teils auch in der Bilanzgruppe D nicht oder nicht im ausreichenden Maß stattfindet.

Als Ursache ist zu vermuten, dass der N-Gehalt der organischen Düngemittel bei der N-Bedarfsermittlung nicht oder mit zu geringen Anteilen berücksichtigt wird. In der unzureichenden Berücksichtigung wirtschaftseigener Düngemittel bei der N-Bedarfsermittlung kann daher eine der Hauptursachen für zu hohe N-Salden mit Risiken für die Umwelt gesehen werden.

In Abbildung 18 sind die prozentualen Anteile der mineralischen N-Düngung und verschiedener organischer N-Düngemittel am Gesamt-N-Einsatz in den einzelnen N-Bilanzgruppen nochmals zusammengefasst worden. Der Anteil der mineralischen N-Düngung steigt von gut 50 % in der Bilanzgruppe A auf rund 70 % in den anderen Bilanzgruppen an. Unter den organischen N-Düngemitteln wird vor allem Gülle eingesetzt, gefolgt von Stallmist. Andere wirtschaftseigene oder zugekaufte organische Düngemittel, wie verschiedene Komposte oder Gärrückstände, haben für die N-Düngung der Kulturen kaum Bedeutung.

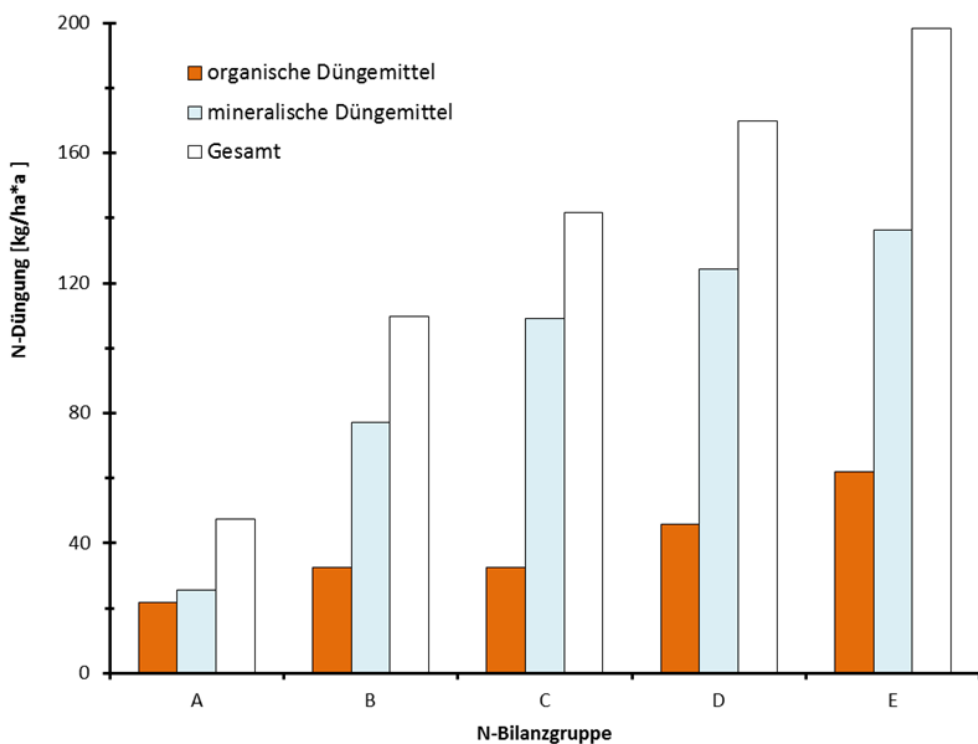


Abbildung 17: Intensität der N-Düngung mit organischen und mineralischen N-Düngemitteln in den N-Bilanzgruppen zur Ermittlung der N-Bruttosalden

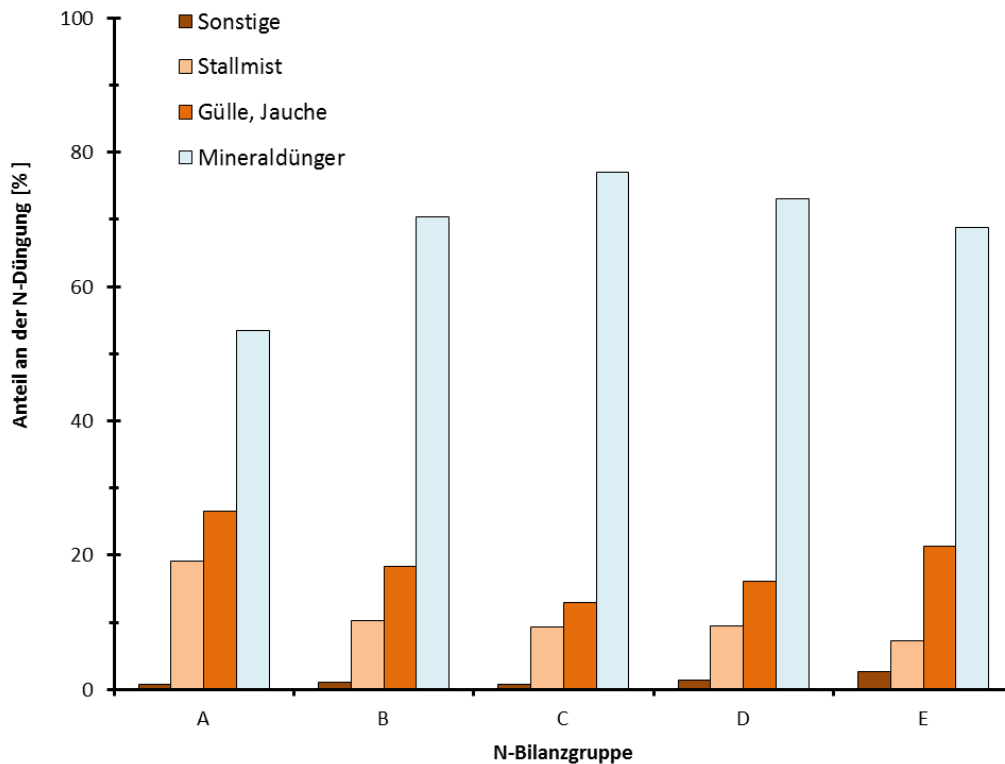


Abbildung 18: Anteile organischer und mineralischer N-Düngemittel in den N-Bilanzklassen zur Ermittlung der N-Bruttosalden

Nach Abbildung 19 überwiegt in allen Bilanzgruppen der Getreideanbau mit Anteilen zwischen 50 % und 60 %. Der Hackfruchtanteil, wozu hier auch der verbreitet angebaute Winterraps gezählt wird, nimmt von rund 16 % in den Bilanzgruppen A und B auf gut 25 % in den Gruppen D und E zu.

Winterraps hinterlässt auf den hier untersuchten Flächen mit weitem Abstand die höchsten N-Salden (vgl. Abbildung 20). Im Mittel von 1000 Anbaujahren betrug der Brutto-N-Saldo dieser Kultur knapp 100 kg N/ha*a mit einer Schwankungsbreite von -145 kg N/ha*a bis >300 kg N/ha*a. Das Problem hoher N-Salden im Rapsanbau ist seit langer Zeit bekannt und Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (LICKFETT und PRZEMECK, 1995; SCHLIEPHAKE und MÜLLER, 2014). Diese deutlich erhöhten Salden werden einerseits durch den hohen N-Bedarf des Rapses in der Hauptwachstumszeit und andererseits durch die vergleichsweise geringen N-Abfuhr mit dem Erntegut verursacht. Mit hohen Mengen an Wurzel- und Bestandesrückständen verbleiben in der Regel auch große N-Mengen auf den Schlägen, die bei günstigen Witterungsbedingungen durch Mineralisation schnell wieder freigesetzt werden. Damit erhöht sich die Gefahr von Stickstoffverlusten deutlich.

Besonders hohe Anteile an Winterraps in der Fruchtfolge können somit als weitere Ursache überdurchschnittlich hoher N-Salden und hoher Stickstoffgehalte in Grund- und Oberflächengewässern angesehen werden. Angesichts der hohen wirtschaftlichen Bedeutung des Rapsanbaus stehen Maßnahmen zur Reduktion solcher N-Überhänge mit Blick auf die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie seit Langem im Focus der landwirtschaftlichen Forschung und Beratung. So kann beispielsweise der Verzicht auf die N-Herbstdüngung zu Winterraps und eine stärker an die Entwicklung der Bestände angepasste N-Frühjahrsdüngung bei gleichem Ertragsniveau deutlich zur Minderung umweltschädlicher N-Salden beitragen (SCHLIEPHAKE und MÜLLER, 2014).

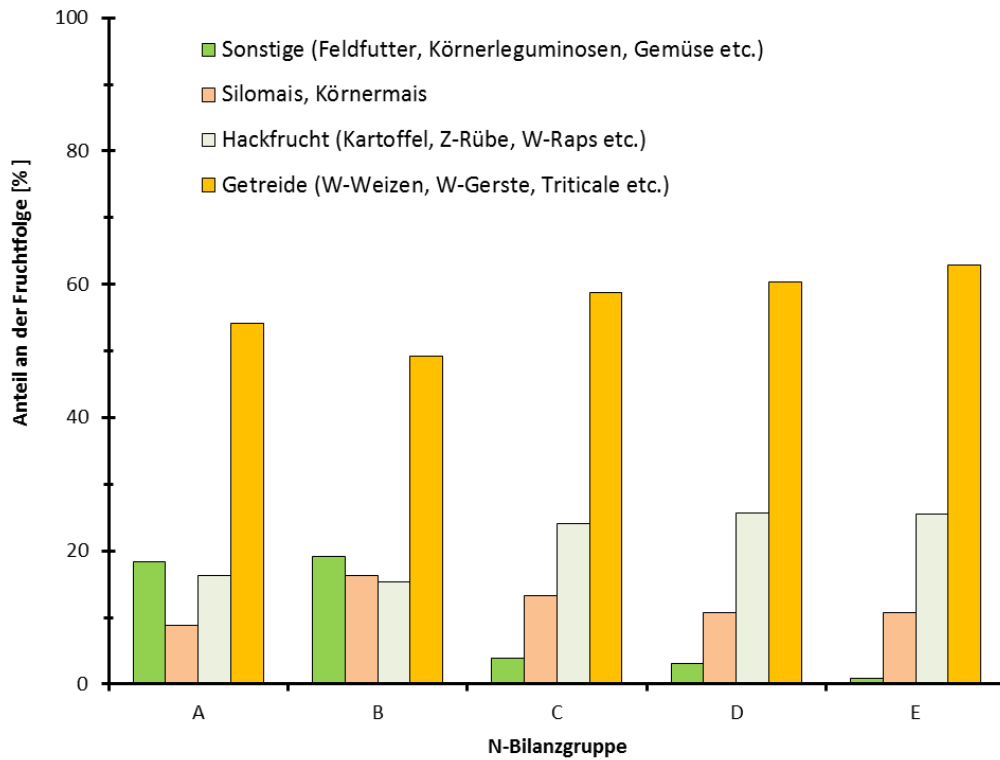


Abbildung 19: Anteile der Hauptfrüchte an der Fruchtfolge in den N-Bilanzgruppen

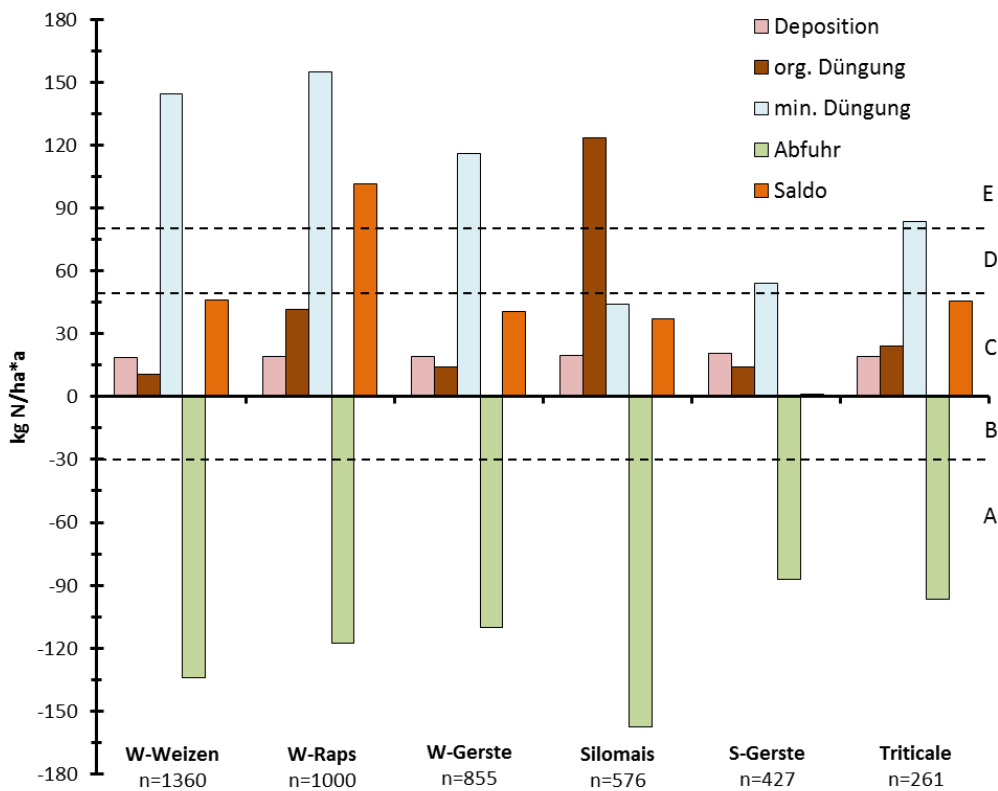


Abbildung 20: N-Bilanzen der Hauptfruchtarten

Nach der Ernte kommt es darauf an, den Stickstoff im Boden zu konservieren, beispielweise durch Zwischenfruchtanbau. Das oft nachfolgende junge Wintergetreide kann dagegen die N-Freisetzung nach Winterraps oftmals nicht ausreichend verwerten. Im Gegensatz zum Winterraps liegen sämtliche N-Salden der anderen Hauptfruchtarten mit ihren Durchschnitten unter 50 kg N/ha*a und damit im Bereich des Optimums (Bilanzklasse C; Abbildung 20).

2.4 Stickstoffeffizienz

2.4.1 Einfluss der Standortverhältnisse

Die Stickstoffeffizienz ist auf den Untersuchungsflächen überwiegend gering. Im Durchschnitt der 10-jährigen Untersuchungsperiode und aller Flächen erreichen nur 22 % der Schläge eine N-Effizienz >75 %, die als unterer Grenzwert der Effizienzklasse C definiert wurde. Mehr als 2/3 der Schläge weisen lediglich eine N-Effizienz zwischen 50 und 75 % auf. 10 % der Schläge erreichen im 10-jährigen Mittel nicht einmal eine N-Effizienz von 50 %.

Vergleicht man die Ergebnisse über die Agrarstrukturgebiete, so fällt auf, dass der Flächenanteil mit sehr geringer N-Effizienz im Heidegebiet besonders groß ist (21 %). In dieser Region ist der Anteil sorptionsschwacher Sande und anlehmiger Sande, auf denen das übliche N-Management zu einer äußerst geringen Effizienz führt, besonders groß (Abbildung 21). Auf diesen Böden wird zudem die Verfügbarkeit des Wassers vielfach zum ertragsbegrenzenden Faktor. Eine optimale N-Ausnutzung bzw. N-Effizienz ist aber nur möglich, wenn alle anderen Wachstumsfaktoren ebenfalls im Optimum sind. Abhilfe könnte auf diesen Standorten möglicherweise eine Zusatzbewässerung schaffen. Der Einfluss der Bewässerung auf den N-Haushalt wird in Abschnitt 4.2.2 näher untersucht. Mit steigenden Erträgen steigen auch die N-Abfuhr und damit, bei gleichem N-Düngungsniveau, auch die N-Effizienz. Ist eine Bewässerung aus technischen Gründen nicht möglich oder nicht wirtschaftlich, bleibt nur, die Ertragserwartung, und mit ihr auch das N-Düngungsniveau, nach unten zu korrigieren, um umweltschädliche N-Überhänge mit Gefahren für das Grund- und Oberflächenwasser zu vermeiden. Die realistische Einschätzung des standortspezifischen Ertragsniveaus ist Grundvoraussetzung für eine bedarfsgerechte Bemessung der N-Zufuhren mit einer hinreichend hohen N-Effizienz.

Auffällig ist weiterhin die vergleichsweise hohe N-Effizienz auf den Schlägen des Erzgebirgskamms, wo immerhin mehr als 50 % der Flächen eine N-Effizienz von > 75 % erreichen (Abbildung 21). Dies ist sicherlich auf die besondere klimatische Situation dieses Gebietes zurückzuführen, die den Anbau von Kulturen mit geringer N-Effizienz, wie dem Winterraps oder der Wintergerste nicht oder nur begrenzt zulassen. Stattdessen hat hier der Feldfutterbau höhere Anteile an der Fruchtfolge. Feldfutterbau ist durch eine vergleichsweise hohe N-Effizienz gekennzeichnet, insbesondere in Kombination mit Leguminosen.

Die Bodenart hat, wie oben bereits für die Heidegebiete angedeutet, einen wesentlichen Einfluss auf die Ausnutzung des zugeführten Stickstoffs (Abbildung 22). Erwartungsgemäß hat die Effizienzgruppe C auf den lehmigen und stark lehmigen Sanden bzw. sandigen Lehmen, auf denen fruchtbare Böden mit hoher Wasser- und Nährstoffspeicherung vorherrschen, den höchsten Flächenanteil. Trotz dieser Standortgunst erreichen aber auch hier nur ca. 20 % der untersuchten Flächen eine N-Effizienz > 75 % (Klassen A bis C). Der überwiegende Teil der Flächen liegt weit darunter. Rund 10 % der Flächen weisen im 10-jährigen Mittel sogar eine N-Effizienz < 50 % auf. Am günstigsten erweisen sich in diesem Vergleich die reinen Lehmböden, was durch einen vergleichsweise hohen Anteil an Körnerleguminosen in der Fruchtfolge verursacht wird. Diese Kulturen weisen im Durchschnitt eine N-Effizienz von deutlich >100 % auf.

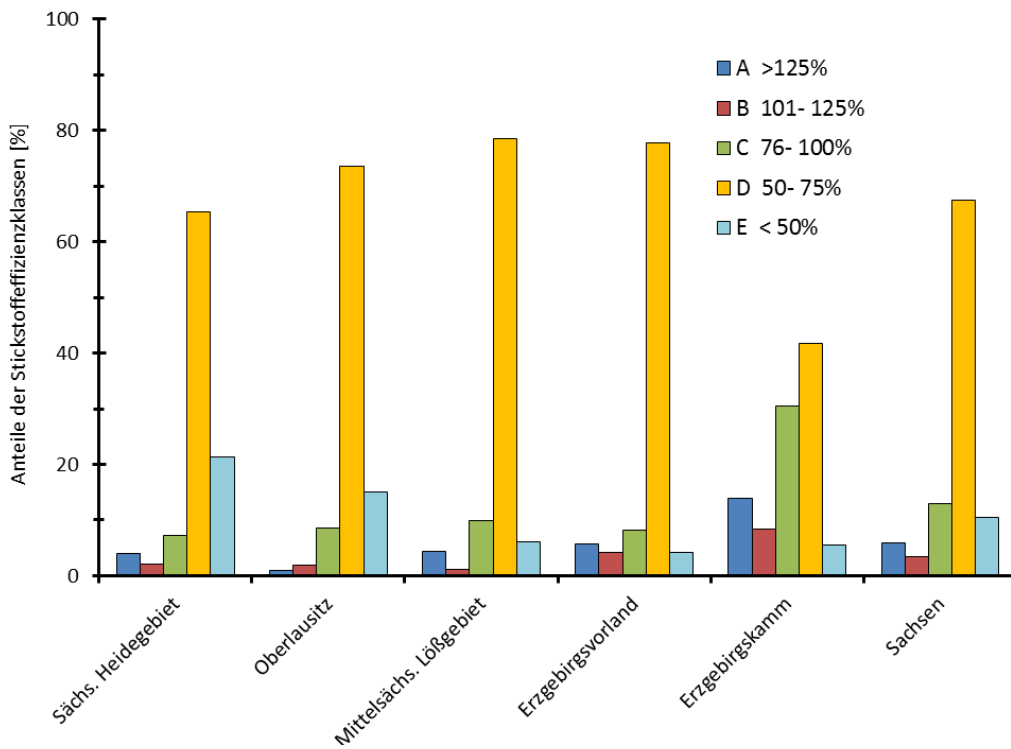


Abbildung 21: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Effizienzgruppen bezogen auf die Agrarstrukturgebiete Sachsens

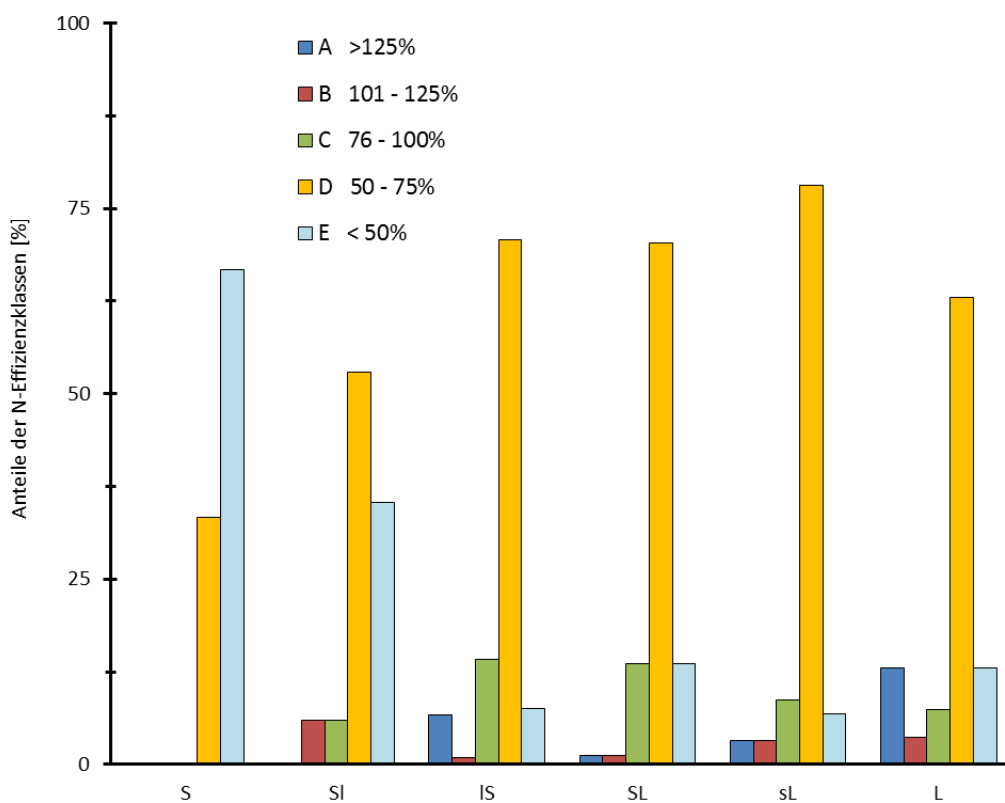


Abbildung 22: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Effizienzgruppen, gegliedert nach den Hauptbodenarten

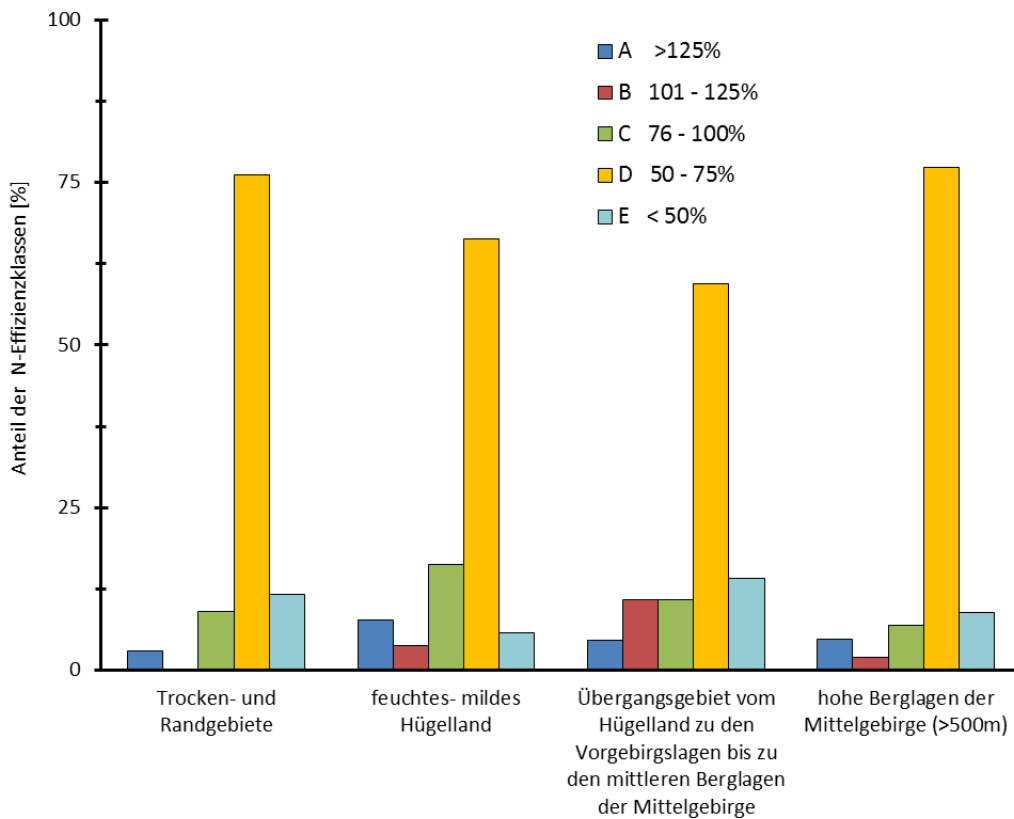


Abbildung 23: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die N-Effizienzgruppen, gegliedert nach den Klimagebieten Sachsens

Gegenüber dem Boden hat die klimatische Situation deutlich weniger Einfluss auf die N-Effizienz der landwirtschaftlichen Flächennutzung (Abbildung 23), was möglicherweise auch auf die vergleichsweise grobe Abgrenzung der Klimagebiete zurückzuführen ist. Es wird aber deutlich, dass der Anteil Ackerschläge mit geringer und sehr geringer N-Effizienz in den klimatisch benachteiligten Trockengebieten und den hohen Berglagen um etwa 10 % höher ist als im klimatisch begünstigten Hügelland oder in den Übergangsbereichen. In diesen Regionen wird die N-Ausnutzung außer von den Eigenschaften des Bodens auch vom Niederschlagsangebot und der Temperatur begrenzt.

2.4.2 Einfluss der Bewirtschaftung

Abbildung 24 zeigt, dass die N-Abfuhr mit dem Erntegut über alle Effizienzklassen nahezu das gleiche Niveau zwischen 120 kg und 130 kg N/ha*a aufweisen, mit einer Tendenz zu den höchsten Abfuhr in Klasse C. Lediglich in der Klasse E sind die N-Abfuhr etwas geringer. Demgegenüber steigt das N-Düngungsniveau von der Klasse A zur Klasse E um mehr als die 3-fache Menge an, verursacht einerseits durch die Verdoppelung des Einsatzes organischer N-Düngemittel, aber vor allem verursacht durch eine Vervielfachung des Mineraldüngereinsatzes. Besonders auf den Schlägen mit geringer N-Effizienz der Klassen D und E werden Wirtschaftsdünger demnach nicht zur Substitution des Mineraldüngeraufwandes eingesetzt, sondern weit über den eigentlichen Bedarf hinaus verabreicht. Interessanterweise steigen auch die N_{\min} -Frühjahrsgehalte kontinuierlich über die N-Effizienzklassen um mehr als 10 kg N/ha an. Offenbar hat die hohe N-Zufuhr auf den geringer N-effizienten Schlägen bereits zu einer gewissen Anreicherung des N-Bodenvorrats an N_{\min} bzw. zu einem Anstieg der N-Freisetzungsraten aus dem Humusvorrat des Bodens geführt.

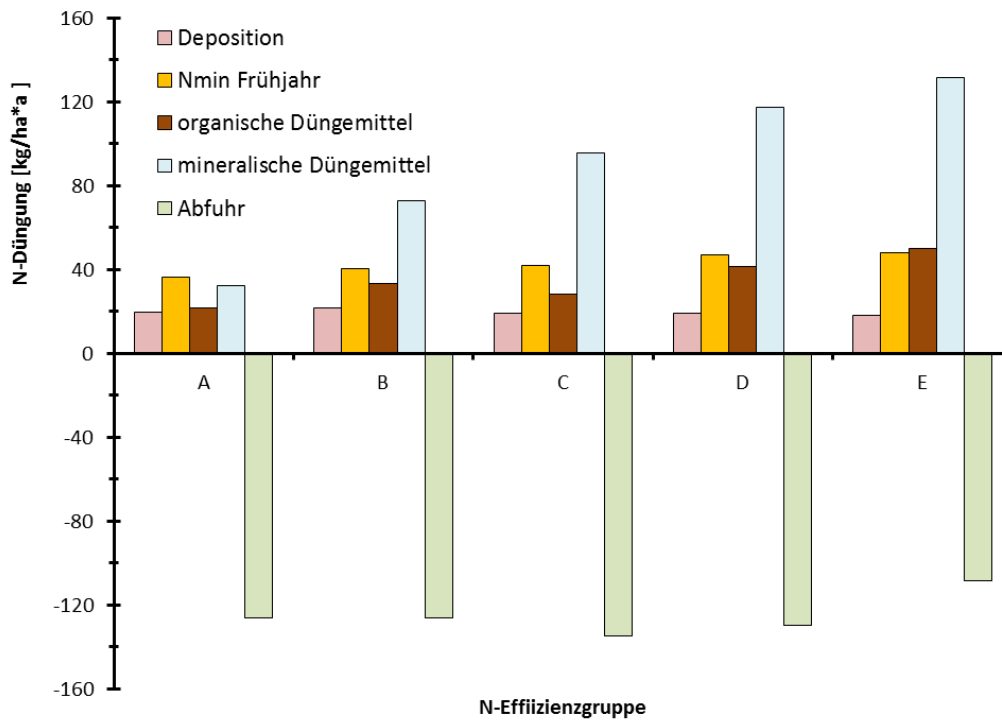


Abbildung 24: Entwicklung der Bilanzkomponenten in Folge steigender Intensität der N-Zufuhr mit organischen und mineralischen Düngemitteln in den ausgewiesenen N-Effizienzgruppen

Betrachtet man den Anteil der Kulturartengruppen in den einzelnen N-Effizienzklassen wird einerseits eine kontinuierliche Abnahme des Anteils sonstiger Arten und andererseits ein Anstieg des Hackfruchtanteils von der Klasse A zur Klasse E deutlich (Abbildung 25). Die Getreide- und Maisanteile bleiben über alle Effizienzklassen nahezu gleich. Zu den „sonstigen“ Fruchtarten zählt insbesondere der Feldfutterbau, vielfach auch in Gemengen mit Leguminosen sowie der Anbau von Körnerleguminosen, wie Ackerbohne, Erbse und Lupine, die aufgrund ihrer N-Bindung naturgemäß eine sehr hohe N-Effizienz aufweisen. Zu den Hackfrüchten zählt hier vor allem der Winterrap, während Kartoffeln oder Zuckerrüben insgesamt nur geringe Anteile an den Fruchtfolgen aufweisen.

Das Problem der hohen N-Salden nach dem Anbau von Winterrops wurde bereits im Kapitel 2.3.2 aufgezeigt. Eine wesentliche Ursache der überhöhten N-Salden kann auf die geringe N-Effizienz des Winterropses von lediglich 49 % im Durchschnitt von über 1000 Anbaujahren zurückgeführt werden. Raps hat, wie oben bereits angemerkt, einen vergleichsweise hohen N-Bedarf bei gleichzeitig verhältnismäßig geringen Abfuhr mit den Körnern. Angesichts der großen Verbreitung des Rapsanbaus und seiner wirtschaftlichen Bedeutung wird es zukünftig vermehrt darauf ankommen, die N-Effizienz des Anbaus auch unter Beachtung der direkten Nachfrucht zu verbessern. Hierfür sind zunächst die flächenspezifischen Ertragserwartungen zu überprüfen und an das Ertragspotenzial des jeweiligen Standorts anzupassen. Das gilt besonders für den Winterrops, trifft aber auch für andere Kulturen zu.

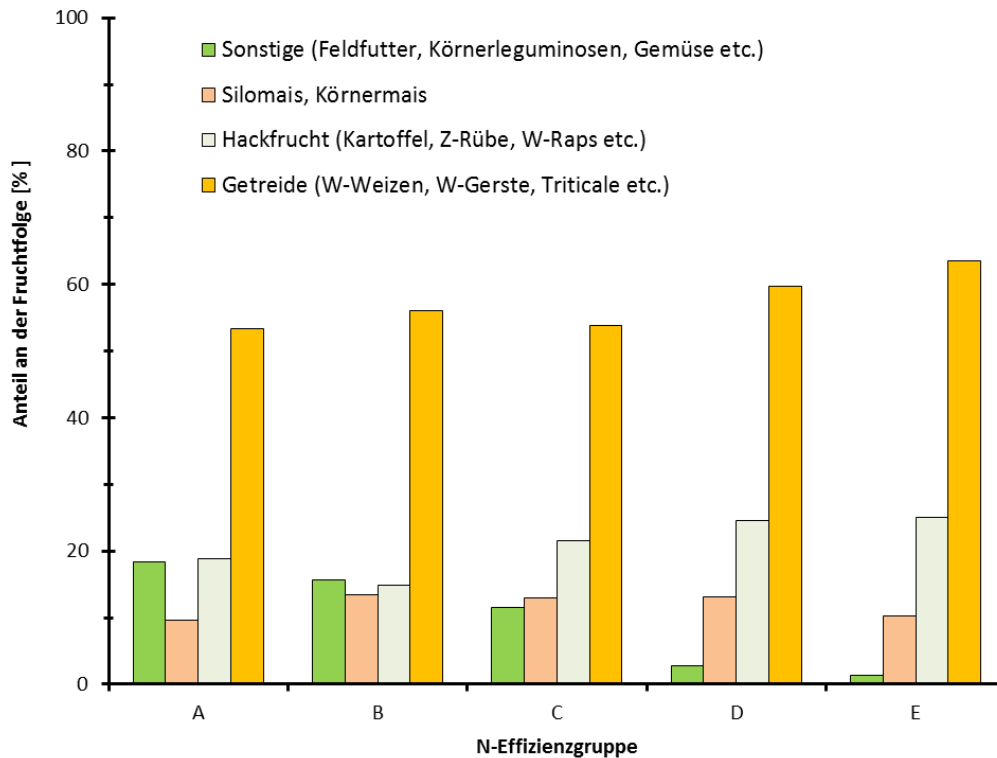


Abbildung 25: Anteile der Hauptfrüchte an der Fruchtfolge in den N-Effizienzgruppen

Die Tabelle 6 zeigt auf, dass die N-Effizienz der am meisten angebaute Kulturen auf Sandböden und anlehmigen Sanden stets um 10 bis 15 Prozentpunkte geringer ist als auf den besseren Böden. Das trifft besonders auf Fruchtarten zu, deren Anbau auf den ganz leichten Böden daher auch als ungeeignet angesehen werden kann: Winterraps, Winterweizen, Triticale. Auf diesen Böden wird das Ertragspotenzial der Kulturen vielfach überschätzt bzw. die Ertragserwartung wird zu hoch angesetzt, was dann zur Überschätzung des N-Düngebedarfs führt. Der zu viel ausgebrachte N-Dünger kann von den Pflanzen nicht verwertet, d. h. nicht in Zuwachs und Ertrag umgesetzt werden. Er verbleibt ungenutzt im Boden oder unterliegt der Verlagerung in tiefere Bodenschichten, weil das Wachstum der Kulturen insbesondere durch Wassermangel und andere Faktoren begrenzt wird.

Für die sehr leichten Böden trifft das quasi für alle vorkommenden Fruchtarten zu. Daher sollten auch die Vorgaben zur Düngebedarfsermittlung für das Programm BEFU nochmals für diese Bodengruppe überprüft werden. Um umweltschädliche N-Überschüsse zu vermeiden, wird es zukünftig gerade auf den ärmeren Standorten darauf ankommen, den entwicklungsabhängigen N-Bedarf der Kulturen exakt zu erfassen und die N-Düngung daran auszurichten (SCHLIEPHAKE und MÜLLER, 2014).

Tabelle 6: Zusammenhang zwischen der Bodenart und der N-Effizienz verschiedener Hauptfruchtarten

Fruchtart	S	SI	IS	SL	sL	L	Mittelwert
	[%]						
Winterweizen	-	56,4	63,5	58,8	62,4	61,7	61,8
Winterraps	39,9	42,3	47,4	50,0	49,7	52,2	49,2
Wintergerste	51,6	66,7	65,7	63,5	61,9	64,9	63,2
Silomais	57,8	74,4	73,3	73,9	72,6	61,3	72,2
Sommergerste	-	29,5	77,7	75,4	71,7	69,3	73,6
Triticale	48,5	57,9	61,8	72,6	62,0	107,2	64,7
Mittelwert	49,5	54,5	64,9	65,7	63,4	69,4	64,1

Bei Winterraps und in gewissem Umfang auch bei Winterweizen ist die N-Effizienz auf allen Bodenarten verhältnismäßig niedrig. Bei dem hohen Anbauumfang dieser Kulturen wird es aber nur dann eine weitere allgemeine Verbesserung der N-Effizienz geben, wenn es gelingt, die Düngebedarfsermittlung nochmals genauer zu justieren. Das trifft auch für die direkte Nachfrucht z. B. von Raps zu, bei der die hohen zurückgebliebenen N-Mengen bei der Düngebedarfsermittlung besser angerechnet werden müssen. Auch über einen Anbauwechsel, hin zu effizienteren Fruchtarten, sollte nachgedacht werden.

2.5 Wechselwirkungen zwischen Humus- und Stickstoffhaushalt

Stickstoff liegt im Boden zu 90-95 % in organischen Bindungsformen, gespeichert im Humuskörper, vor. Zwischen dem Stickstoffhaushalt und dem Humushaushalt bestehen daher enge Wechselwirkungen. Je höher der Humusgehalt des Bodens, desto höher ist auch der Stickstoffvorrat. Bei einem mittleren Humusgehalt von 3 % sind pro Hektar rund 80 t organischen Kohlenstoffs in der Ackerkrume (30 cm) gebunden. Bei einem C/N-Verhältnis von 1/14 resultiert daraus ein N-Gesamtvorrat (N_t) von 5.700 kg N/ha.

Von dem N-Gesamtvorrat ist stets nur ein sehr geringer Teil durch Mineralisierung der organischen Substanz für die Pflanzen verfügbar. Die verlässliche Ermittlung dieser N-Nachlieferung ist von entscheidender Bedeutung für die Bemessung der N-Düngung. Ein einfacher und daher häufig angewandter Ansatz ist die Berechnung der sogenannten „apparenten Nettomineralisation“, die nach folgender Gleichung berechnet wird (kg N/ha*a):

$$\text{Nettomineralisation} = (\text{N-Abfuhr} - \text{N-Zufuhr, brutto}) - (\text{N}_{\text{min-Frühjahr}} - \text{N}_{\text{min-nach Ernte}}).$$

Der Begriff „apparent“ soll verdeutlichen, dass hier die Stickstoff-Nettomineralisation nur kalkulatorisch in Abhängigkeit von der N-Zufuhr (Gesamt-N über organische Dünger + N-Mineraldüngung) und dem pflanzlichen N-Entzug berechnet wird und damit nur den Anteil der Nettomineralisation darstellt, der über den Pflanzenentzug erfassbar ist. Da Messungen der Rest- N_{min} -Mengen nach der Ernte nur für wenige Untersuchungsflächen zur Verfügung

standen, wurden stattdessen die N_{\min} -Werte Herbst zur Berechnung der Mineralisationsraten verwendet. In Abbildung 26 sind die auf diese Weise erhaltenen mittleren jährlichen apparenten N-Nettomineralisationsraten gegen die mittleren Humussalden der Untersuchungsflächen aufgetragen. Die Beziehung ist statistisch gesichert, aber durch eine erhebliche Streuung der Wertepaare um die Regressionsgraden gekennzeichnet, was die Vorhersagen von N-Mineralisationsraten auf der Grundlage bekannter Humussalden fraglich erscheinen lässt.

Wie zu erwarten, geht die N-Nachlieferung mit steigenden Humussalden zurück, da zunehmend Stickstoff in der organischen Substanz des Bodens gebunden wird. Dies umso mehr, wenn die Humusanreicherung überwiegend durch die Zufuhr organischer Substanz mit weitem C/N-Verhältnis, wie Getreidestroh, verursacht wird. Bei Humussalden im Optimalbereich zwischen -75 und 100 $\text{h}\ddot{\text{a}}\text{q}/\text{ha}^*\text{a}$ wäre mit diesem Kalkulationsansatz im Durchschnitt der Flächen mit geringen N-Mineralisationsraten um 10 $\text{kg N}/\text{ha}^*\text{a}$ zu rechnen. Anhand der vorliegenden Daten wären bei gleichen Humussalden aber auch Mineralisationsraten bis 130 $\text{kg N}/\text{ha}$ oder eine Immobilisierung bis 80 $\text{kg N}/\text{ha}^*\text{a}$ möglich.

Wird statt der Bilanzgröße die Vorratsgröße, d. h. der Humusgehalt oder die Menge an organischer Substanz der Untersuchungsflächen als Bezugsgröße zugrunde gelegt, steigt die Nettomineralisation erwartungsgemäß mit zunehmendem Vorrat etwas an (Abbildung 27). Die Streuung der Wertepaare um die Regressionsgerade ist wiederum erheblich, was vor allem durch Unsicherheiten bei der Bestimmung des umsetzbaren Anteils und der Umsatzraten an Humus bedingt ist, die von der Bodenart, den Wetterbedingungen und von der Zufuhrhöhe an organischer Substanz der Standorte abhängig sind.

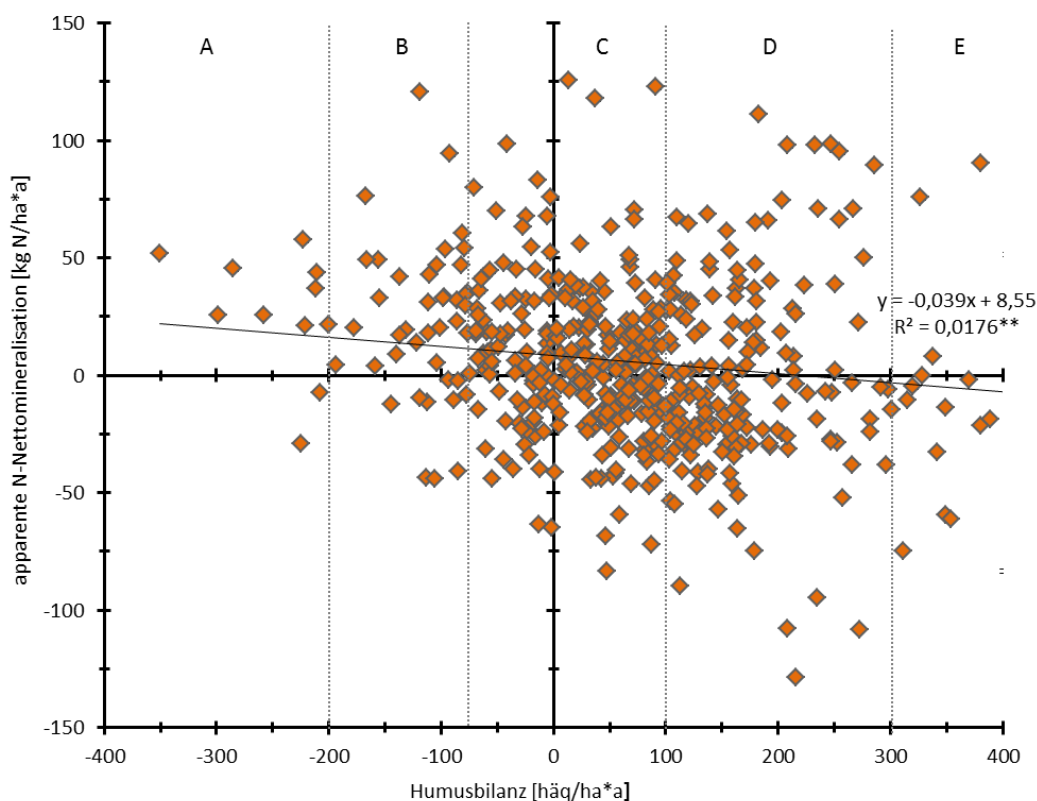


Abbildung 26: Zusammenhang zwischen der Humusbilanz (STAND-Methode) und der apparenten Netto-N-Mineralisation (10-jähriges Mittel, n = 516)

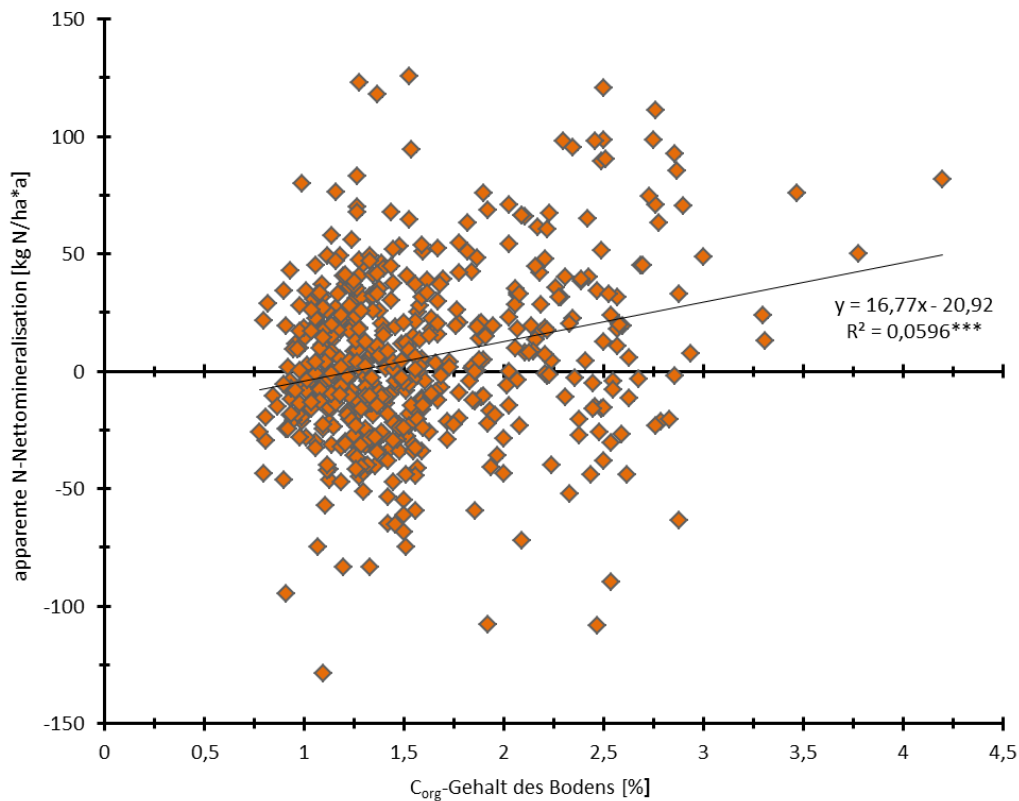


Abbildung 27: Einfluss des C_{org} -Gehalts des Bodens auf die apparente N-Netto-Mineralisation (10-jähriges Mittel, $n = 516$)

Eine sehr enge Beziehung besteht ebenfalls zwischen den mittleren N-Bilanzen und der apparenten N-Netto-Mineralisation (Abbildung 28). Danach sind die jährlichen Mineralisierungsraten umso kleiner, je höher die durchschnittlichen jährlichen Brutto-N-Salden der Schlagbilanzen sind. Dies ergibt sich bereits rechnerisch, wenn sich steigende N-Zufuhren über die Düngung in ebenfalls steigende N-Abfuhren bzw. Vorratsänderungen (Herbst- N_{min}) wiederfinden. Tatsächlich ist aber keinesfalls von einer Hemmung der N-Umsetzungsprozesse mit steigender N-Zufuhr auszugehen. Bei den stark negativen Werten handelt es sich weitgehend um die organischen N-Zufuhrquellen, die zu 100 % angerechnet worden sind, obwohl meistens nur ein kleiner Anteil davon direkt verfügbar ist.

Statt von den N-Salden werden die Mineralisierungsraten wesentlich von der Art, Menge und Qualität der umsetzbaren organischen Substanz im Boden bestimmt, wobei auch das C/N-Verhältnis von entscheidender Bedeutung ist. Diese Zusammenhänge werden von der apparenten N-Netto-Mineralisierungsrate nur unzureichend abgebildet. Die Methode ist zur Beurteilung des N-Nachlieferungspotenzials eines Standortes oder eines Bewirtschaftungsverfahrens somit nur bedingt geeignet.

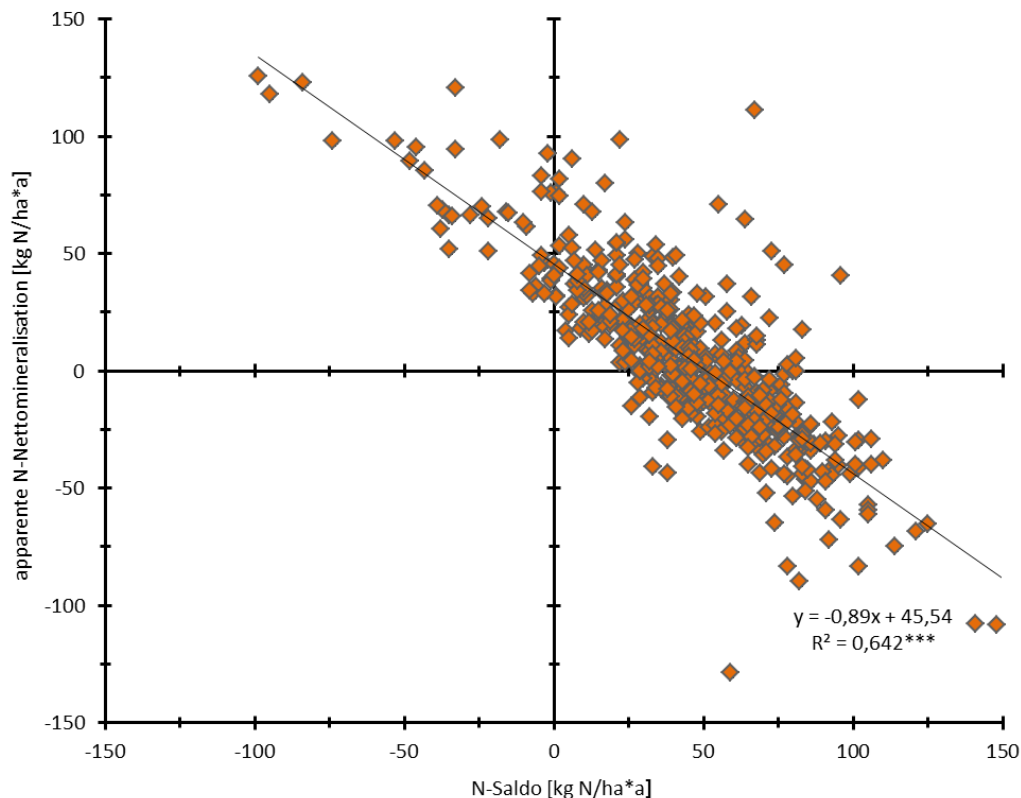


Abbildung 28: Zusammenhang zwischen der Stickstoffbilanz und der apparenten N-Netto-Mineralisation (10-jähriges Mittel, n = 516)

Abbildung 29 zeigt, dass nicht nur die absoluten Humus- und N-Gehalte des Bodens miteinander verknüpft sind, sondern auch zwischen den jährlichen Salden beider Fraktionen ein Zusammenhang besteht. Je höher die Humusbilanz, desto höher ist im Durchschnitt von 546 Flächen und 10 Bewirtschaftungsjahren auch die Bruttobilanz an Stickstoff. Betrachtet man lediglich die relativen Veränderungen der Salden, so ist beispielsweise pro 100 häq/ha*a entsprechend der angegebenen Gleichung mit einer mittleren Veränderung der Stickstoffbilanz um 6,8 kg N/ha*a zu rechnen. Obwohl die Streuung groß ist, wurden auch in anderen Untersuchungen mit Ergebnissen aus Dauerversuchen ähnliche Zusammenhänge mit annähernd gleichen Veränderungsrate der N-Salden gefunden (z. B. KOLBE und PRUTZER, 2004; KOLBE, 2012a).

Im Bereich optimaler Humusbilanzen zwischen -75 bis 100 häq/ha*a (Gruppe C) liegen die N-Salden im Mittel der untersuchten Flächen (Regressionsgerade) zwischen 31 kg und 43 kg N/ha*a, und damit ebenfalls innerhalb des Optimums (siehe Tabelle 3). Die vorgenommene Klassifikation der N-Salden ist für die hier untersuchten Flächen demnach gut auf die Klassifikation der Humussalden gemäß VDLUFA (KÖRSCHENS et al., 2004) abgestimmt. N-Salden > 50 kg /ha*a sind erst ab Humussalden von > 200 häq/ha*a, d. h. im oberen Bereich der Humusbilanzgruppe D zu erwarten. In diesem Bereich nimmt auch die Streuung der Daten um die Regressionsgerade deutlich zu.

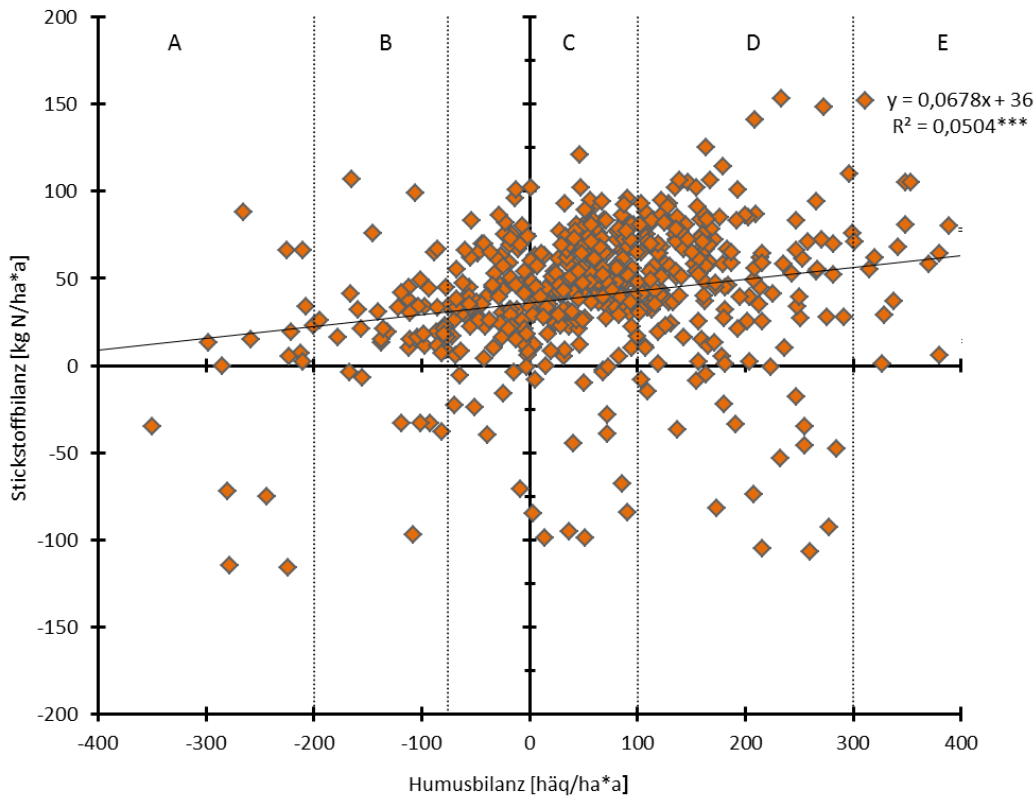


Abbildung 29: Zusammenhang zwischen den Humus- und den Stickstoffbilanzen der Untersuchungsflächen (n = 546)

Zwischen der Humusbilanz und der N-Effizienz besteht eine leicht negative Beziehungen ($r^2 = 0,009^*$). Mit steigender Humusbilanz fällt die N-Effizienz tendenziell etwas ab. Die Ursachen für diese geringe statistische Bindung liegen an folgenden Zusammenhängen. Während die Humusbilanzen vorwiegend vom Verbleib der Nebenprodukte und dem Einsatz organischer Düngemittel bestimmt werden, ist für die N-Effizienz vor allem die N-Zufuhr über die mineralische und organische Düngung entscheidend. Zwischen den Bestimmungsfaktoren besteht somit nur ein geringer Zusammenhang. Bei gleicher Humusbilanz kann daher durch eine auf den tatsächlichen Bedarf der Kulturen angepasste N-Düngung durchaus eine wesentliche Verbesserung der N-Effizienz erreicht werden.

Die Abbildung 30 zeigt den Zusammenhang zwischen der Stickstoffbruttobilanz und der Stickstoffeffizienz der Untersuchungsflächen. Die Beziehung ist vergleichsweise eng, da sich die Stickstoffeffizienz rechnerisch unmittelbar aus den N-Salden ableitet. Der kurvenförmige Verlauf ergibt sich aus der Berücksichtigung des Frühjahrs- und Herbst- N_{\min} . Optimale N-Effizienzen von $> 75\%$ werden von den hier untersuchten Flächen nur erreicht, wenn die (Brutto-) N-Salden unter 20 kg N/ha^*a bleiben. Dies deutet darauf hin, dass die bisher veranschlagten Grenzen der Effizienzgruppen noch besser justiert werden müssen und möglicherweise nach unten korrigiert werden sollten.

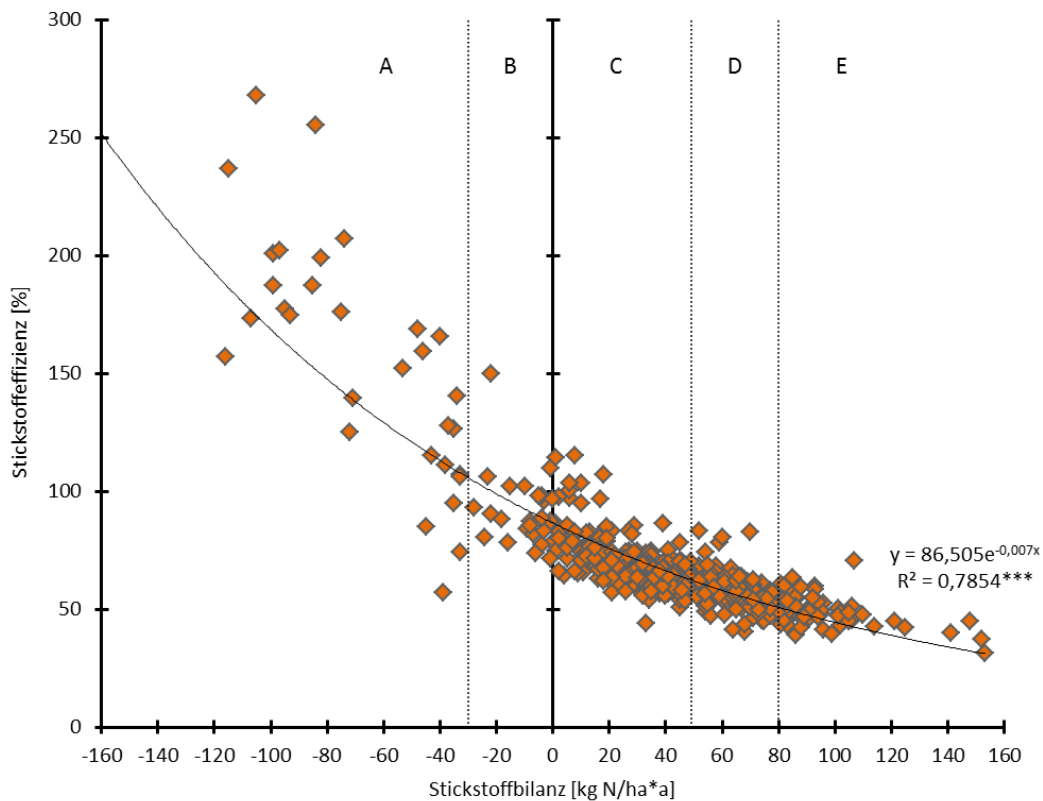


Abbildung 30: Zusammenhang zwischen den Stickstoffbilanzen und der Stickstoffeffizienz der Untersuchungsflächen (Bruttobilanzen, n = 546)

2.6 Schlussfolgerungen

Auf Grund der Anzahl von 546 Untersuchungsflächen und dem vergleichsweise langen Untersuchungszeitraum von 10 Jahren kann von einer hohen Repräsentanz der Ergebnisse für den Freistaat Sachsen insgesamt ausgegangen werden. Die Ergebnisse zeigen, dass auf dem überwiegenden Teil der untersuchten Ackerflächen eine ausreichend hohe und optimale Versorgung mit Humus gegeben ist. Seit der letzten Untersuchung aus den Jahren 1998 bis 2003 (SEIBT, 2007; KOLBE, 2012b) hat sich die Situation nochmals leicht verbessert.

Es gibt aber auch Schläge, die durch eine gewisse Unterversorgung und andere Schläge, die durch eine hohe Überversorgung mit organischer Substanz gekennzeichnet sind. Im Laufe der Zeit ist der Anteil unterversorgter Flächen zugunsten optimaler bis hoher Versorgungszustände leicht zurückgegangen. Geringe Versorgungszustände für Humus finden sich auf reinen bis anlehmigen Sandböden vor allem im Sächsischen Heidegebiet und in der Oberlausitz. Besonders hoch ist die Humusversorgung auf dem Erzgebirgskamm sowie den sandigen Lehmen der mittelsächsischen Lößgebiete. Ausschlaggebend für ausreichende Humussalden ist, dass ein hinreichender Anteil der Nebenprodukte, vor allem des Stroh, nach der Ernte auf den Schlägen verbleibt und organische Dünger wie Gülle und Stallmist regelmäßig zugeführt werden.

Mehr als 1/3 der untersuchten Flächen sind nach der Klassifikation des VDLUFA mit Humus mäßig bis hoch überversorgt. Hohe Humusbilanzen bergen nach der Definition der Bilanzgruppen ein erhöhtes Risiko für Stickstoffverluste, denn je mehr Humus im Boden angereichert wird, desto höher ist auch seine zwischenzeitliche Stickstoffspeicherung und desto größer wird die jährlich aus dem Bodenvorrat durch Mineralisation freiwerdende

N-Nachlieferung. Die verlässliche Vorhersage der aus der Mineralisierung des Humus je Vegetationsperiode verfügbaren N-Menge ist von entscheidender Bedeutung für eine bedarfsgerechte Bemessung der Stickstoffdüngung. Untersuchungen zur Nutzung der apparenten Netto-N-Mineralisation zu diesem Zweck sind jedoch nicht vorteilhaft verlaufen, da die statistischen Beziehungen zum Humushaushalt, sowohl zum mengenmäßigen Humusvorrat als auch zur Humusbilanz nicht sehr ausgeprägt sind.

Nach den berechneten Schlagbilanzen (brutto) sind nur etwa 10 % der Flächen im 10-jährigen Mittel mit Stickstoff unterversorgt (Salden $< 0 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$). Weitere 50 % der Flächen befinden sich in einem optimalen N-Versorgungszustand mit N-Salden zwischen 0 kg und $49 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$, die einerseits eine ausreichende N-Versorgung der Kulturen sichern und andererseits ein geringes Risiko schädlicher N-Verluste in die Umwelt erwarten lassen. Auf weiteren 40 % der Flächen sind jedoch die N-Salden erhöht bis stark erhöht. Von diesen Flächen sind N-Verluste in bestimmten Jahren oder nach bestimmten Fruchtarten wahrscheinlich, von 10-20 % der Flächen sogar sehr wahrscheinlich. Dabei ist eine Konzentration dieser Risikoflächen auf die ärmeren Sandböden festzustellen, für die aufgrund ihrer hohen Durchlässigkeit ohnehin ein erhöhtes Risiko für Nährstoffausträge gegeben ist.

Die Untersuchungen der landwirtschaftlichen Testflächen haben ergeben, dass als eine Hauptursache für hohe Stickstoffsalden ein nicht bedarfsgerechter Einsatz von organischen N-Düngemitteln anzusehen ist. Auf den optimal mit Stickstoff versorgten Flächen stammen durchschnittlich nur gut $30 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ ($= 0,5 \text{ GV}$) bzw. 20 % der jährlichen N-Zufuhr aus Wirtschaftsdüngern wie Gülle und Stallmist. Auf den mit Stickstoff überversorgten Flächen hingegen sind es gut $60 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ ($= 1,0 \text{ GV/ha}$), ohne dass die mineralische N-Düngung entsprechend nach unten angepasst worden wäre. Stattdessen ist der Mineraldüngereinsatz oftmals auf diesen Flächen ebenfalls erhöht worden.

Daraus ist der Schluss zu ziehen, dass der N-Gehalt der Wirtschaftsdüngemittel bei der Düngebedarfsermittlung vielfach nicht ausreichend berücksichtigt wurde, Wirtschaftsdünger demnach immer noch als Abfall und nicht als wertvolle Ressource angesehen werden. Diese Ansicht wird auch durch die enge positive statistische Beziehung zwischen den Humusbilanzen und den N-Salden in Abbildung 29 bestätigt. Mit der organischen Düngung steigen sowohl die Humus- als auch die N-Salden linear an. Wäre die mineralische N-Düngung hingegen entsprechend des N-Gehalts in den organischen Düngern reduziert worden, bestünde zwischen beiden Salden kaum ein Zusammenhang.

Ein weiterer wesentlicher Grund für hohe N-Salden ist der weit verbreitete Anbau von Fruchtarten, die durch eine geringe Stickstoffeffizienz gekennzeichnet sind. Hierzu gehört, neben dem Winterweizen, vor allem der Wintertraps, der immerhin in knapp 20 % der hierzu untersuchten Wirtschaftsjahre angebaut wurde, aber lediglich eine N-Effizienz von knapp 50 % aufweist. Von der gesamten N-Zufuhr über Düngemittel und Depositionen aus der Atmosphäre verbleibt bei dieser Kultur somit mehr als die Hälfte an Stickstoff nach der Ernte auf den Schlägen. Dies sind im Durchschnitt knapp $100 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$. Um umweltschädliche N-Verluste zu vermeiden, kommt es zukünftig vermehrt darauf an, einerseits diese Überschüsse durch eine bedarfsgerechte N-Düngung so gering wie möglich zu halten und andererseits den überschüssigen Stickstoff auf den Schlägen z. B. noch besser zu konservieren und für die Folgekulturen deutlich genauer anzurechnen.

Eine bedarfsgerechte Bemessung der N-Düngung erfordert zunächst eine realistische Beurteilung des standortabhängigen Ertragsniveaus. Die Untersuchungen haben weiterhin gezeigt, dass besonders auf den ärmeren Böden und in den Trockengebieten das Ertragsvermögen der Fruchtarten häufig überschätzt wird. In der Folge wird die N-Düngung für ein Ertragsziel bemessen, dass im Durchschnitt der Anbaujahre auf diesen Standorten nicht er-

reichbar ist. Der zu viel gedüngte Stickstoff verbleibt ungenutzt im Boden mit erhöhten Risiken für das Grund- und Oberflächenwasser. Erst wenn alle Wachstumsfaktoren im Optimum sind, kann auch die N-Düngung optimal verwertet werden. Jede Mangelsituation mindert zwangsläufig die N-Ausnutzung. Nicht umsonst ist die N-Effizienz fast aller auf diesen Untersuchungsflächen angebauten Hauptfruchtarten auf den sandigen Böden mit Abstand am geringsten. Meistens ist es hier die Trockenheit und/oder das geringe Wasserspeichervermögen der Böden, die das Wachstum der Pflanzen begrenzen. Abhilfe könnte möglicherweise eine Zusatzbewässerung schaffen. Die Wirkungen der Bewässerung auf den Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt werden in Abschnitt 4.2 mit Hilfe des Programms CCB näher untersucht. Ist eine Bewässerung nicht möglich oder aufgrund der damit verbundenen Investitionskosten nicht wirtschaftlich, bleibt nur die Ertragserwartung und damit auch die N-Düngung an die Gegebenheiten anzupassen. Hierzu sollten eventuell die Vorgaben zur Düngebedarfsermittlung mit dem Programm BEFU nochmals experimentell überprüft werden.

3 Erprobung des Programms CCB zur Analyse des Humus- und Stickstoffhaushalts

Das Modell CCB wurde in der Vergangenheit wiederholt erfolgreich an Ergebnissen von standardisierten Dauerversuchen geprüft (FRANKO et. al., 2011; KOLBE, 2012a; KOLBE et al., 2013). Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde das Modell vergleichend zur Analyse des Humus- und Stickstoffhaushalts von Praxisschlägen getestet. Als Datengrundlage dienten die mindestens 10-jährigen Aufzeichnungen der sächsischen Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen (siehe Kap. 2).

3.1 Humus- und Stickstoffhaushalt der Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen

3.1.1 Material und Methoden

Die Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen einschließlich der Ertragsermittlung werden regelmäßig erfasst und in der Datenbank des Programms BEFU abgelegt. Zur Testung des Modells CCB lag es daher nahe, diese Daten in die entsprechende Datenbank des CCB zu überführen. Da hierfür bisher kein Anwendungsprogramm zur Verfügung stand, mussten entsprechende Datenbankprogrammierungen innerhalb des Projekts vorgenommen und getestet werden.

Zur Anwendung kam die im Internet frei verfügbare Version 2011.2.2.49 der CCB-Software (FRANKO, 2011). Die Methodik der Datenumsetzung zwischen dem Programm BEFU und dem Modell CCB ist in einem gesonderten Bericht detailliert beschrieben. Die BEFU-Daten werden zunächst in eine Zwischendatenbank exportiert und dann in die erforderlichen Datenbankstrukturen des CCB konvertiert (Abbildung 31). Hierbei besteht auch das Erfordernis weitere Daten, die vom BEFU nicht bereitgestellt werden, für einen reibungslosen CCB-Rechendurchgang aber erforderlich sind, über entsprechende Masken manuell oder automatisiert einzugeben. Hierzu zählen beispielsweise der Gehalt der Bodens an organischem Kohlenstoff oder der Tongehalt. Über eine weitere Zwischendatenbank werden die Daten dann in die CCB-Datenbank überführt.

Das Programm CCB benötigt für die Berechnungen einen C_{org} -Startwert. Weitere C_{org} -Messwerte im Bilanzierungszeitraum sind für die Einschätzung der Simulationsqualität hilfreich. In der BEFU-Datenbank werden keine Informationen zum C_{org} -Gehalt des Bodens gehalten, wohl aber zum Humusgehalt. Für den Export dieser Information in das CCB wird der C_{org} -Gehalt automatisiert über einen C_{org} -Faktor aus dem Humusgehalt abgeleitet. Dieser Faktor kann in Abhängigkeit von der Bodenart manuell variiert werden. Voreingestellt in der Umsetzungsroutine ist der Faktor 0,5814, entsprechend der Gleichung:

$$C_{org} (\%) = \text{Humusgehalt} [\%] / 1,72$$

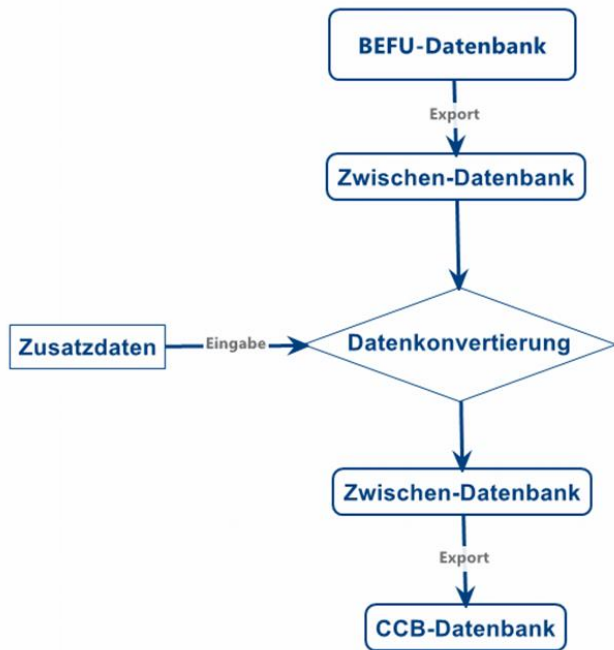


Abbildung 31: Schema der Datenumsetzung vom Programm BEFU zum Modell CCB

Für die hier durchgeführten Berechnungen konnte der C_{org} -Startwert für die Mehrzahl der verwandten Dauerbeobachtungs- und -testflächen aus vorhandenen Messungen übernommen werden. Vom LfULG wurde hierzu ein Datensatz mit Messungen von 3.092 Flächen, davon 1.983 Messungen von Ackerflächen zur Verfügung gestellt. Bei den Messpunkten handelt es sich sowohl um Bodendauerbeobachtungsflächen und Dauertestflächen als auch um Untersuchungsflächen des Fachinformationssystems Boden. Die Verteilung dieser Messpunkte über den Freistaat Sachsen und die an ihnen ermittelten C_{org} -Gehalte nach Gehaltsklassen ist der Abbildung 32 zu entnehmen. Waren Messungen für die ausgewählten 546 Dauerbeobachtungs- und -testflächen unmittelbar vorhanden, wurden sie manuell als C_{org} -Startwerte in das CCB übernommen. Waren solche Messungen für die einzelne Fläche nicht vorhanden, wurde der C_{org} -Startwert über geostatistische Verfahren von Messungen nächstbenachbarter Messpunkte abgeleitet.

Für die Berechnung der zeitlichen Entwicklung des Gesamtstickstoffgehalts im Boden ist die Eingabe eines N_t -Startwertes erforderlich. Die Eingabe ist fakultativ, d. h. der Betrag des N_t -Wertes beeinflusst die Qualität der Berechnungen unmittelbar nicht. Das BEFU-Programm enthält keine Angaben zum N_t -Gehalt, ebenso standen Messungen des N_t nicht zur Verfügung. Der Parameter wurde daher über die Eingabe eines bodenartspezifischen C/N-Verhältnisses aus dem C_{org} -Anfangsgehalt abgeleitet (Tabelle 7).

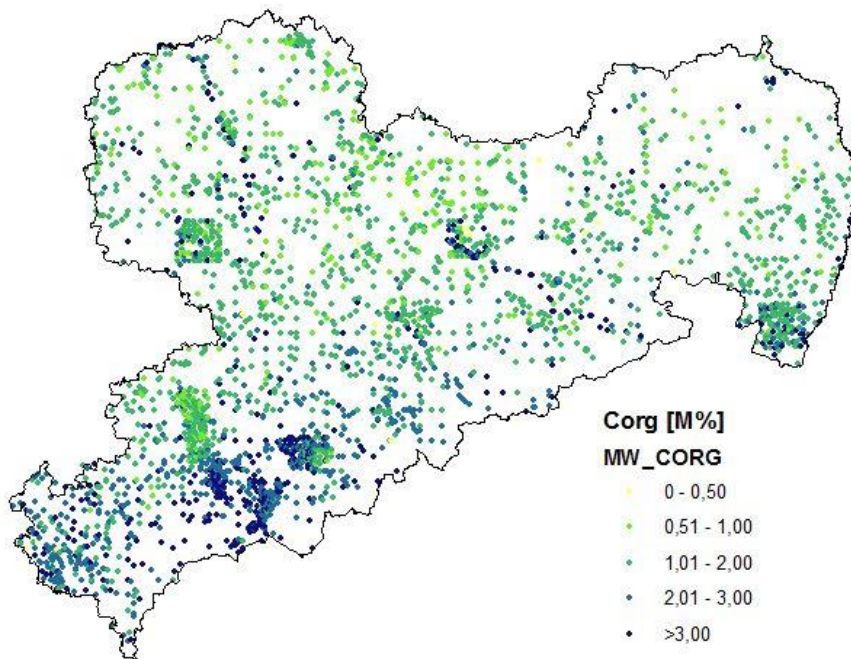


Abbildung 32: Messungen zum C_{org} -Gehalt sächsischer Böden

Das Modell CCB benötigt darüber hinaus Informationen zur Jahresmitteltemperatur und zum Jahresniederschlag von den Untersuchungsflächen. Solche Daten werden ebenfalls nicht im BEFU gehalten und müssen daher manuell bei der Datenkonvertierung eingegeben werden. Für die hier durchgeführten Berechnungen wurden die langjährigen Klimaaufzeichnungen des agrarmeteorologischen Messnetzes als Datengrundlage herangezogen. Das LfULG betreibt 34 gleichmäßig über die wichtigsten landwirtschaftlichen Anbaugelände verteilte Messstationen, deren Daten zur Luft- und Bodentemperatur, zur Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit sowie zum Niederschlag und zur Globalstrahlung als Tages-, Monats- und langjährige Mittelwerte im Internet verfügbar sind. Für die Berechnungen mit dem CCB wurden die langjährigen Jahresmittel der Temperatur und der Niederschlagssummen herangezogen und mittels geostatistischer Verfahren den ausgewählten Dauerbeobachtungs- und -testflächen zugewiesen.

Schließlich benötigt das CCB für seine Berechnungen Angaben zum Tongehalt der Böden und, soweit vorhanden, zum Schluff- und Steingehalt. Der Steingehalt ist in der Datenbank des BEFU hinterlegt und kann von dort unmittelbar in das CCB übernommen werden. Weiterhin enthält das BEFU Angaben zur Bodenart, wobei hier die Bodenarten nach der Bodenschätzung klassifiziert sind. Um von diesen Angaben auf den Ton- und Schluffgehalt zu schließen, wurden die Bodenarten der Bodenschätzung zunächst in die Bodenarten der bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) übersetzt. Anschließend wurden für diese Bodenarten mittlere Tongehalte zugewiesen (Tabelle 7).

Tabelle 7: Übersetzungsschlüssel der Bodenarten nach Bodenschätzung und KA5 sowie Zuordnung der C/N-Verhältnisse zu den Bodenarten (nach LNUG, 2005, verändert)

Bodenart laut Bodenschätzung	Kurzform	Bodenartenuntergruppe nach KA5	Tongehalt Spanne von - bis [%]	zugewiesen [%]	C/N
Sand	S	reiner und schwach schluffiger Sand	0 - 5	2	16
anlehmiger Sand	SI	schwach lehmiger Sand	5 - 8	7	14
lehmiger Sand	IS	mittel lehmiger Sand	8 - 12	10	12
stark lehmiger Sand	SL	stark lehmiger Sand	12 - 17	15	10
sandiger Lehm	sL	mittel sandiger Lehm	17 - 25	21	12
Lehm	L	sandig toniger Lehm	25 - 45	35	14

Für die Datenumsetzung war es auch notwendig, die umfangreichen Tabellenwerke des BEFU in die entsprechenden Tabellen des CCB zu übersetzen. Die hierzu entwickelten Übersetzungsschlüssel sind einem gesonderten Bericht zur Methodik der Datenumsetzung CCB/BEFU zu entnehmen. Aufgrund des unterschiedlichen Umfangs und Detaillierungsgrades der Tabellenwerke im BEFU und im CCB sind Ungenauigkeiten bei der Übersetzung unvermeidbar. BEFU unterscheidet beispielsweise 61 organische Düngemittel, darunter drei Arten von Jauche und neun Arten von Gülle unterschiedlichen Trockensubstanz- und N-Gehalts. Das CCB hingegen kennt bisher nur 18 organische Düngemittel, davon nur eine Art Jauche und nur drei Arten von Gülle mit unterschiedlichem C/N-Verhältnis.

Noch deutlicher werden die Unterschiede bei der Tabelle für die Pflanzenarten oder Kulturen. Das Programm BEFU kennt 230 verschiedene Pflanzenarten bzw. Anbaukulturen mit ihren wesentlichen Inhaltsstoffen, Nebenprodukten, Humusreproduktions- und Humusbedarfsparametern. Das CCB hingegen kennt nur 31 Kulturen, darunter allerdings die hauptsächlich angebaute Feldfrüchte, so dass für die konventionelle Landwirtschaft ca. 90 % des Anbaus abgedeckt werden. Für die ökologische Landwirtschaft mit ihren differenzierteren Fruchtfolgen, vielfach mit Gemüsebau, ist die Abdeckung bisher wesentlich geringer.

Nach Überführung der vorhandenen BEFU-Daten in das Programm CCB konnten der Humus- und Stickstoffhaushalts von 540 der insgesamt 546 Untersuchungsflächen mit CCB modelliert werden. Bei sechs Flächen kam es zu einem Programmabbruch, ohne dass die Ursachen im Einzelnen zu erkennen waren. Bei allen Flächen war eine manuelle Kontrolle der Übersetzungsergebnisse unabdingbar, um Fehlinterpretationen zu vermeiden.

Abbildung 33 zeigt ein Beispiel für die Ergebnisausgabe des CCB zum Humushaushalt. Die modellierten C_{org} -Gehalte des Bodens wurden in Excel-Dateien exportiert und anschließend für jeweils 10-, 20- und 30-jährige Zeitabschnitte die Veränderung gegenüber dem Ausgangsgehalt (ΔC_{org}) in % ermittelt.

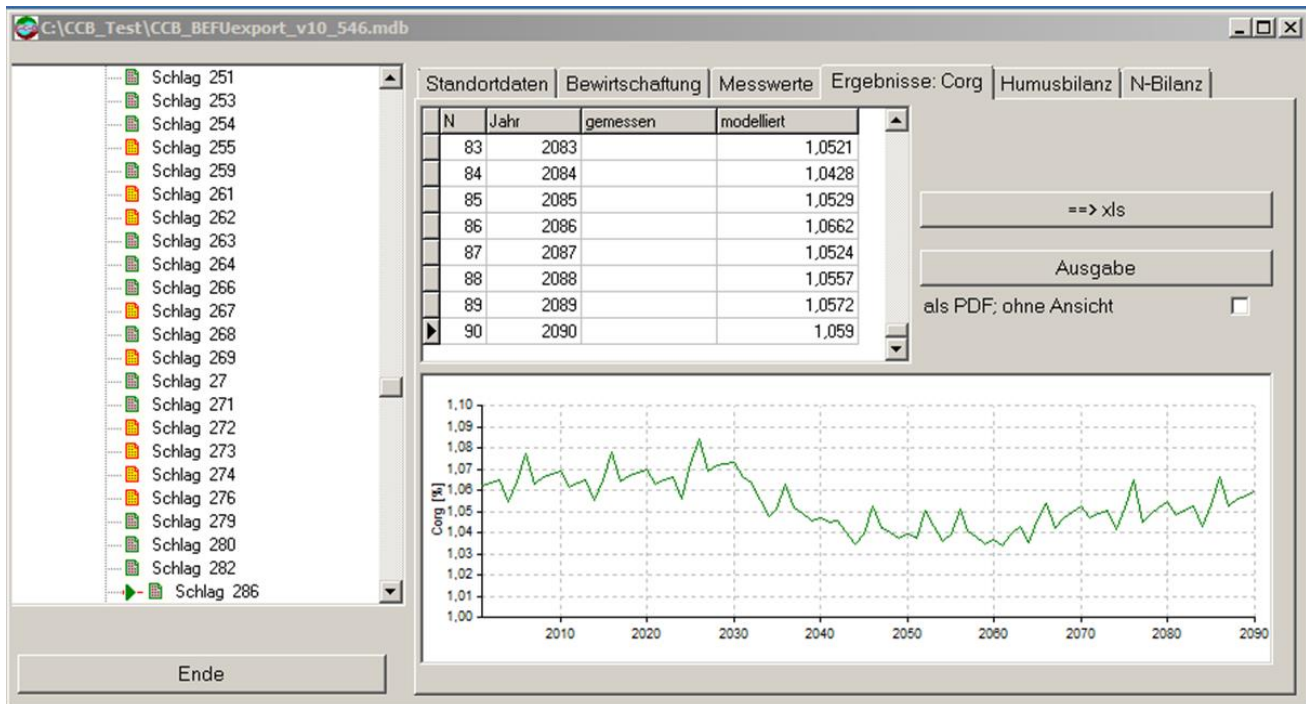


Abbildung 33: Beispiel für die Ergebnisausgabe des CCB zum Humushaushalt

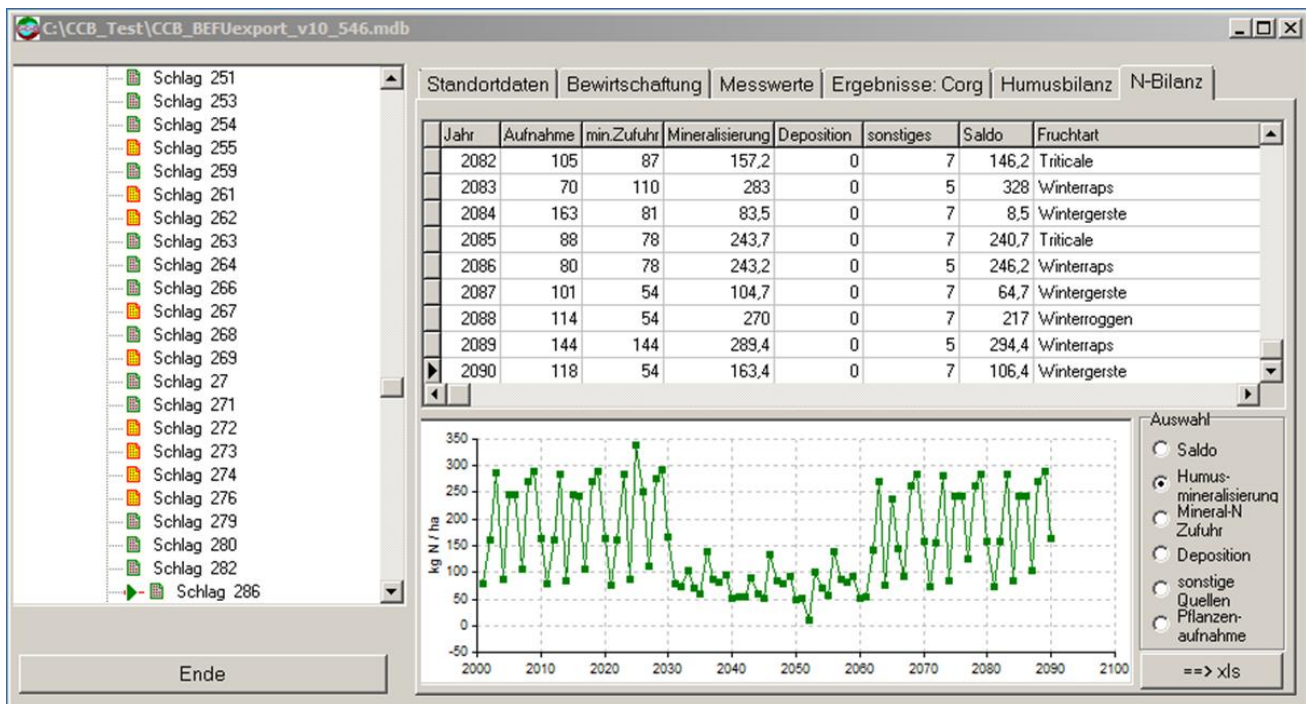


Abbildung 34: Beispiel für die Ergebnisausgabe des CCB zum Stickstoffhaushalt

Um die Ergebnisse des CCB mit denen anderer Bilanzierungsverfahren zum Humushaushalt, beispielsweise der STAND-Methode, vergleichen zu können wurden die ΔC_{org} -Werte des CCB nach folgender Gleichung in Humusbilanzen umgerechnet (KOLBE, 2012a):

$$\text{Humusbilanz (h\ddot{a}q kg/ha)} = \Delta C_{org} (\% \text{ TM}) / 0,0005672$$

Die CCB-Ergebnisse zur N-Bilanz (Abbildung 34) wurden ebenfalls in Excel-Dateien exportiert. Da die Ergebnisse vielfach erheblichen Schwankungen von Jahr zu Jahr unterliegen, die eine Interpretation erschweren, wurden in der Regel Mittelwerte über definierte Zeiträume oder Fruchtfolgen gebildet.

3.1.2 Kennzeichen des Humushaushalts

Das Programm CCB berechnet die Veränderung der Gehalte an organischem Kohlenstoff (ΔC_{org}) des Bodens in Zeitabschnitten. Zwischen berechneten und gemessenen Veränderungen des C_{org} -Gehalts zwischen Probenahmen zu Beginn und am Ende des 10-jährigen Berechnungszeitraums werden gewöhnlich kaum Übereinstimmungen gefunden (ohne Darstellung). Die Ursachen hierfür liegen vor allem in der hohen räumlichen Heterogenität und zeitlichen Variabilität der Humusgehalte des Bodens von Flächen der landwirtschaftlichen Praxis, die den sicheren analytischen Nachweis von Gehaltsänderungen erschweren (siehe HÜTTL et al., 2007; CAPRIEL, 2010). Demgegenüber können Gehaltsänderungen aus Dauerversuchen mit deutlich höherer Genauigkeit ermittelt werden, so dass deren C_{org} - und N_t -Ergebnisse z. B. zur Validierung von Methoden zur Humusbilanzierung geeignet sind (KOLBE, 2012a).

Um dieses Problem zu umgehen und die CCB-Berechnungen aus den Testflächen dennoch vergleichend beurteilen zu können, wurden die ΔC_{org} -Ergebnisse des CCB nach dem oben beschriebenen Ansatz in Humusbilanzen umgerechnet. Diese Ergebnisse können dann näherungsweise mit Humusbilanzen anderer Bilanzierungsverfahren verglichen werden. Ein solcher direkter Vergleich ist jedoch ebenfalls grundsätzlich problematisch, da die herkömmlichen Verfahren, ohne Bezug zum tatsächlichen Humusvorrat, lediglich die humusmehrenden und humuszehrenden Eigenschaften der jeweiligen Bewirtschaftung gegeneinander aufrechnen, während sich die Ergebnisse des CCB unmittelbar auf die Entwicklung der Humusgehalte im Boden beziehen. Gleichwohl haben sich die herkömmlichen Verfahren in der Praxis langjährig bewährt (KOLBE und PRUTZER 2004; KOLBE, 2005; BROCK, 2009). Zwischen ihren Ergebnissen und dem Ertragszuwachs der Kulturen wurden hoch signifikante Beziehungen nachgewiesen (KOLBE, 2012a), so dass die Berechnungen des CCB durchaus daran gemessen werden können.

Abbildung 35 zeigt, wie sich die mit dem Programm CCB direkt verrechneten Datensätze auf die mittleren Veränderungen der C_{org} -Gehalte der 546 Untersuchungsflächen nach Umrechnung in die Humusbilanzklassen der VDLUFA-Klassifikation (KÖRSCHENS et al., 2004) einordnen. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Bilanzklassen in den Agrarstrukturgebieten Sachsens und für Sachsen insgesamt. Zum Vergleich werden die Bilanzierungsergebnisse der STAND-Methode (vgl. Kap. 2.2) mit aufgeführt.

Aus dem Vergleich ist zu erkennen, dass die Übereinstimmung zwischen den Methoden stark vom Standort beeinflusst wird. So sind z. B. Humusbilanzen des CCB für die Gebiete Oberlausitz und mittelsächsisches Lößgebiet gegenüber den Bilanzen der STAND-Methode zum Teil deutlich nach rechts, d. h. zu höheren Bilanzklassen verschoben. Für diese Gebiete berechnet das CCB demnach im Mittel höhere Humussalden als die STAND-Methode. Für die Gebiete Erzgebirgsvorland und den Erzgebirgskamm hingegen werden die Humussalden gegenüber der STAND-Methode eher unterschätzt. Eine gute bis sehr gute Übereinstimmung besteht zwischen den STAND- und den CCB-Bilanzen für das Sächsische Heidegebiet und im Durchschnitt über alle Flächen des Freistaates Sachsen, wobei sich die positiven und negativen Abweichungen aufheben (Abbildung 35).

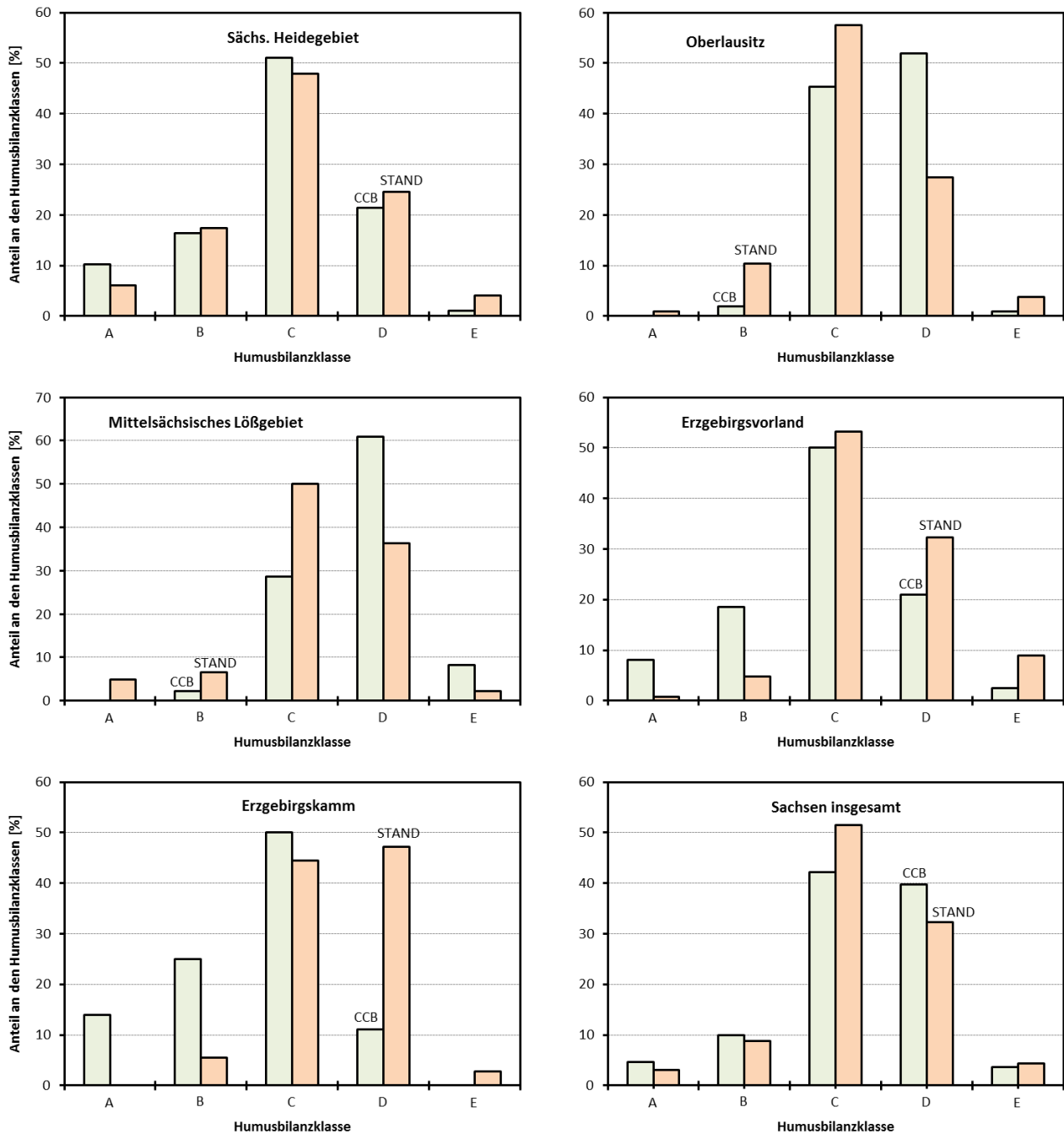


Abbildung 35: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die Humusbilanzklassen in den Agrarstrukturgebietern berechnet mit dem Programm CCB im Vergleich zu den Ergebnissen der STAND-Methode

Als mögliche Ursache für die festgestellten Abweichungen zwischen den Humusbilanzen einzelner Standorte sind zunächst deutliche Fehler bei der Festlegung der C_{org} -Ausgangsgehalte zu vermuten. Aus Abbildung 36 geht hervor, dass zwischen dem C_{org} -Ausgangsgehalt und den berechneten Veränderungen des Kohlenstoffgehalts bzw. der Humusbilanz tatsächlich eine ausgeprägte negative Beziehung besteht. In die Abbildung sind auch Ergebnisse einer Magisterarbeit von DREYSSE (2015) aufgenommen, der das Programm CCB an Ackerstandorten Niedersachsens und Mecklenburg-Vorpommers vergleichend testete und grundsätzlich den gleichen Trend feststellte. Für Flächen bzw. Standorte mit C_{org} -Gehalten $< 2\%$ werden zu mehr als 80 % ausgeglichene bis positive Humusbilanzen berechnet, während für Flächen mit C_{org} -Gehalten $> 2\%$ zu rund 60 % negative Salden erhalten werden.

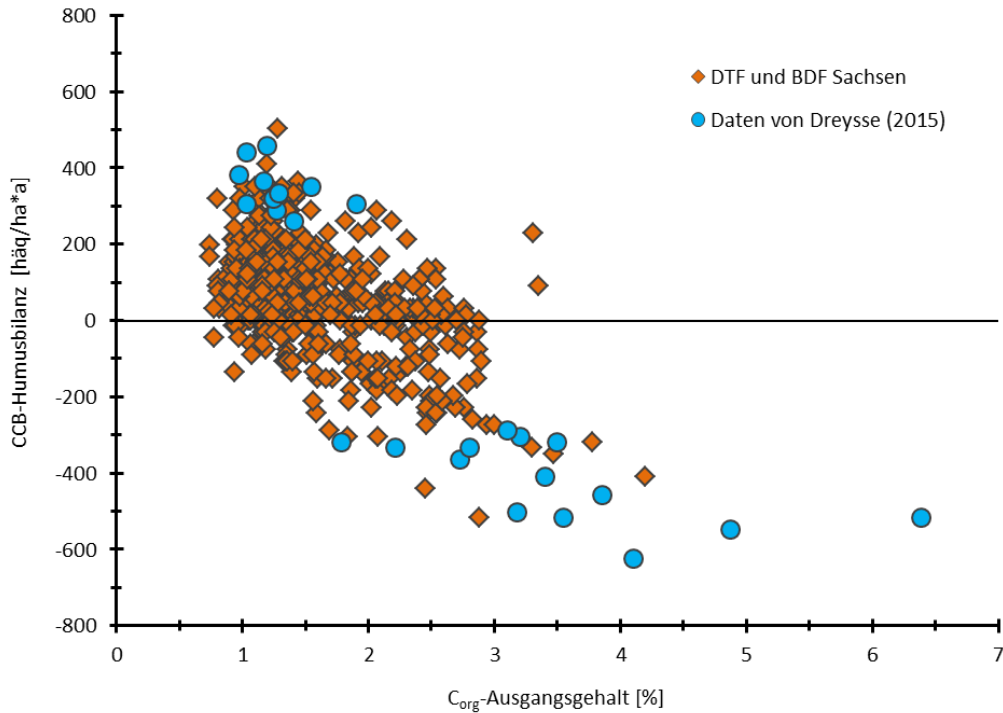


Abbildung 36: Einfluss des Ausgangsgehalts auf die durch das Programm CCB berechneten Humusbilanzen im Mittel eines 10-jährigen Betrachtungszeitraums

Bereits in früheren Vergleichen zwischen CCB-Berechnungen und Ergebnissen aus Dauerversuchen wurden diese vom C_{org} -Gehalt der Standorte abhängigen deutlichen Differenzen als eine der Hauptfehlerquellen beschrieben (KOLBE und PRUTZER, 2004; KOLBE et al., 2013). Da für diesen Parameter in der Praxis vielfach keine oder nur sehr wenige eigene Messergebnisse vorhanden sind, war nochmals zu prüfen, inwieweit sie das Ergebnis der Berechnungen auch von Praxisflächen beeinflussen können.

In Abbildung 37 wurde hierzu die Differenz zwischen den Humusbilanzen des CCB und der STAND-Methode gebildet und gegen die C_{org} -Ausgangsgehalte der Standorte aufgetragen. Aus der Abbildung geht wieder eine klare Abhängigkeit der Methodendifferenzen von den C_{org} -Ausgangsgehalten hervor. Für Flächen mit C_{org} -Ausgangsgehalten $< 1,5\%$ berechnet das CCB im Durchschnitt höhere Humussalden als die STAND-Methode während die Salden der Flächen mit C_{org} -Ausgangsgehalten von $> 1,5\%$ meistens unterschätzt werden. Unabhängig vom Verhältnis humusmehrender und humuszehrender Bewirtschaftungsfaktoren wird bei geringen C_{org} -Ausgangsgehalten programmintern eine Humusanreicherung über die Zeit unterstellt während bei höheren Ausgangsgehalten zumeist ein latenter Humusabbau angenommen wird. Auch bei dieser Darstellung ordnen sich die Ergebnisse von DREYSSE (2015) für humusreiche Sandböden Norddeutschlands gut in die allgemeine Tendenz ein.

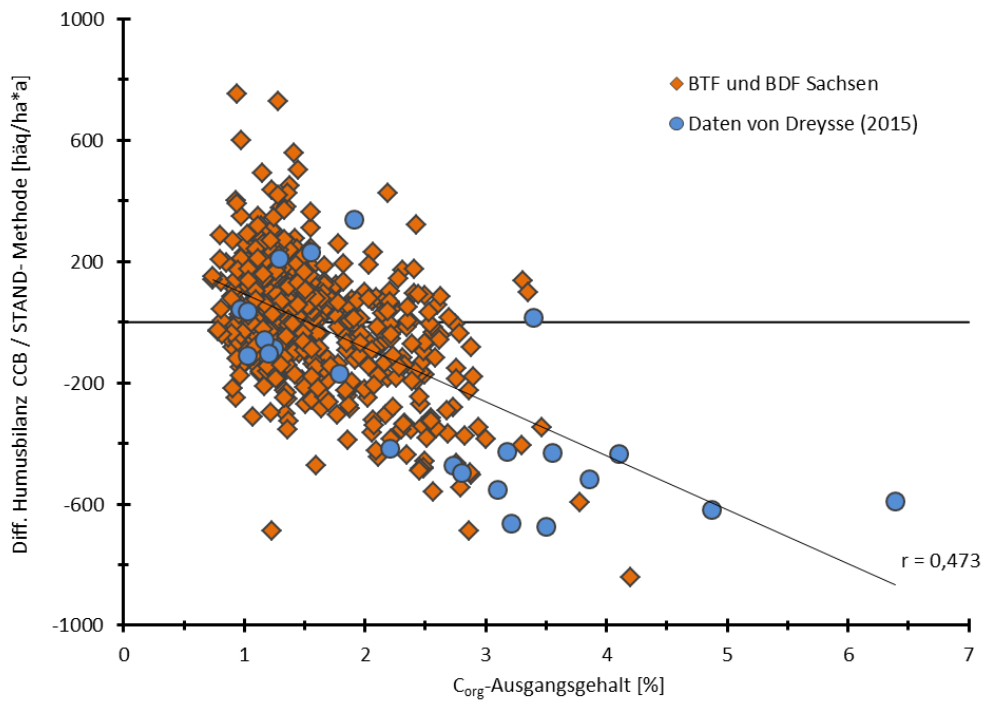


Abbildung 37: Einfluss des C_{org} -Ausgangsgehalts auf die Differenz der Humusbilanzen zwischen dem Programm CCB und der STAND-Methode

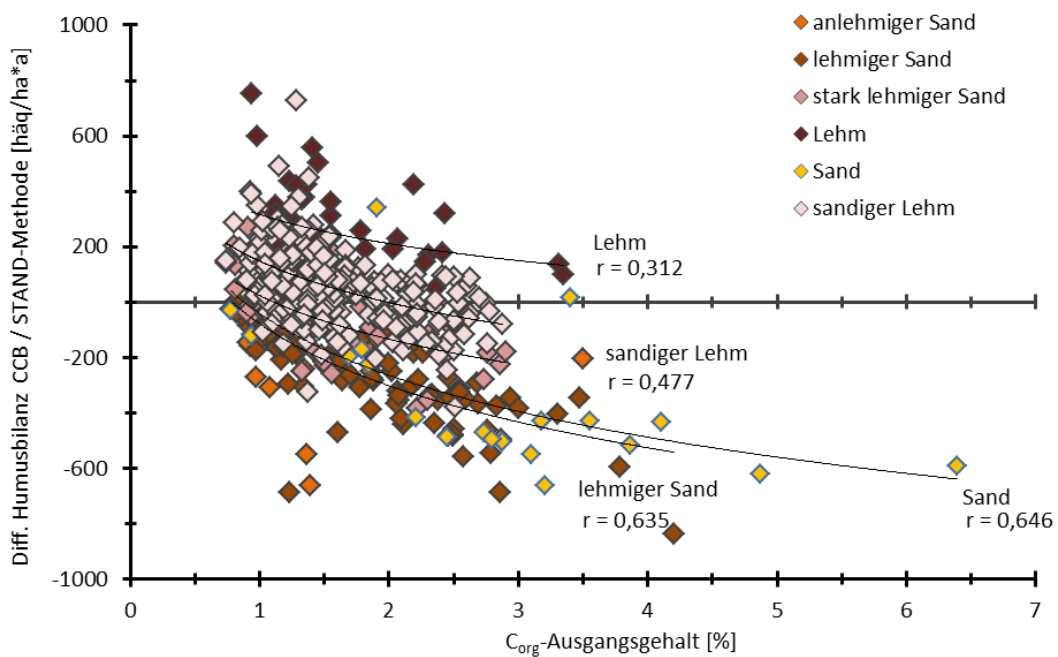


Abbildung 38: Einfluss der Bodenart auf die Beziehung zwischen dem C_{org} -Ausgangsgehalt und der Abweichungen zwischen den Humusbilanzen des Programms CCB und der STAND-Methode

Werden die Ergebnisse weiter differenziert, zeigt sich, dass zwischen dem Einfluss des C_{org} -Ausgangsgehalts und der Bodenart Wechselwirkungen bestehen (Abbildung 38). Für leichtere Böden (Sand, anlehmiger und lehmiger Sand) ergeben sich aus den Berechnungen des CCB in aller Regel geringere Humussalden als mit der STAND-Methode. Die Abweichungen sind auf diesen Böden umso größer, je höher ihr C_{org} -Ausgangsgehalt ist. Für die fruchtbareren Lehmböden hingegen führen die Ergebnisse des CCB meistens zu einer Überschätzung der Humussalden gegenüber der STAND-Methode. Hier sind die Abweichungen tendenziell umso höher, je geringer der C_{org} -Ausgangsgehalt ist.

Diese Aspekte zusammenfassend geht das Programm davon aus, dass die Humus- oder C_{org} -Gehalte der Flächen stets einem bodenspezifischen Gleichgewichtszustand zustreben. Diese prinzipielle Annahme ist durch Feldversuche hinreichend belegt (z. B. KÖRSCHENS und SCHULZ, 1999; ROGASIK, 2005). Aus Dauerversuchen geht aber auch hervor, dass nach Erreichen eines Gleichgewichtes keine weiteren deutlichen Veränderungen in den C_{org} -Gehalten mehr eintreten. Diese Ansicht kann auch auf Flächen der landwirtschaftlichen Praxis übertragen werden, wenn sie lange genug unter einer relativ gleichbleibenden Bewirtschaftung geführt worden sind, was für die allermeisten Ackerflächen angenommen werden kann und auch auf die untersuchten Testflächen zutrifft. Nur vor kurzem umgewidmete Forsten, Grünlandflächen oder entwässerte Niedermoorstandorte sowie deutliche Bewirtschaftungsänderungen z. B. durch Bodenbearbeitung und Düngung würden nicht unter diese Kategorie fallen.

Weiterhin bestehen noch gewisse Fehler z. B. in der Differenz zwischen beiden Bilanzierungsverfahren bei hohen Hackfruchtanteilen in der Fruchtfolge sowie bei der Zufuhr organischer Düngemittel. Diese Unterschiede sind im Vergleich zum Einfluss der Bodenart und des C_{org} -Ausgangsgehalts aber nicht so bedeutend und werden daher nicht weiter dargestellt.

3.1.3 Kennzeichen des Stickstoffhaushalts

Zum Stickstoffhaushalt kann das Programm CCB, je nach Anforderung und Konfiguration, die N-Aufnahme der Kulturen, die N-Abfuhr mit den Ernten, die N-Freisetzung aus der organischen Substanz des Bodens und der organischen Düngung durch Mineralisation sowie die Beträge der legumen und nichtlegumen N-Bindung, jeweils in Jahresschritten berechnen. Als weitere Haushaltsgößen werden die N-Zufuhren über die mineralische Düngung sowie die Deposition über die Atmosphäre nach Eingabe berücksichtigt. Der Saldo in der vorletzten Spalte der ausgewiesenen Tabelle in Abbildung 34 z. B. ergibt sich aus der Summe aller Zufuhren abzüglich der N-Aufnahme. Es kann aber auch die gewöhnliche Schlagbilanz (brutto) berechnet werden.

Je nach Anwendungsmodus lassen sich die Ergebnisse des CCB auch zum Stickstoff anhand der vorhandenen Daten verifizieren. So kann die N-Aufnahme durch den Pflanzenbestand aber auch der in der Praxis gebräuchliche N-Entzug oder die N-Abfuhr berechnet werden. Der N-Aufnahme-Parameter steht für den gesamten N-Bedarf der Kulturen, der neben dem N-Gehalt im Erntegut auch die N-Mengen in Bestandesabfällen, Wurzelrückständen etc. berücksichtigt und daher stets um einiges höher ist als die N-Abfuhr oder der N-Entzug. Dieser Parameter ist dem N-Sollwert der N_{min} -Methode gleichzusetzen. Zur Beurteilung der Ergebnisse kann daher auch die Simulationen des CCB zum N-Haushalt auf Plausibilität geprüft werden.

Hierzu wurden zunächst die mit CCB nach Übernahme der Daten der Testflächen ohne weitere Korrekturmaßnahmen direkt verrechneten N-Haushaltsgößen mit einigen Standort- und Bewirtschaftungseigenschaften korreliert (Tabelle 8). Wie zu erwarten, nimmt die berechnete N-Aufnahme mit steigender N-Mineraldüngung zu. Diese statistische Beziehung ist jedoch locker. Weiterhin wird die N-Aufnahme vom Tongehalt durch die damit eng verknüpfte Bodenfruchtbarkeit sowie durch die Jahresmitteltemperaturen begünstigt. Auch die Fruchtfolge hat einen Einfluss: Bei Getreideanbau ist die N-Aufnahme durchschnittlich geringer als bei Hackfrüchten und im Feldfutter-

bau. Die organische N-Düngung, d. h. die Zufuhr wirtschaftseigener Düngemitteln wie Stallmist und Gülle hat für die berechnete N-Aufnahme im Gegensatz zur Gesamt-N-Zufuhr keine signifikante Bedeutung. Ein zunächst überraschendes Ergebnis ist, dass die N-Aufnahme mit steigendem C_{org} -Gehalt sinkt, obwohl die N-Freisetzung aus der organischen Substanz ansteigt (Tabelle 8).

Tabelle 8: Korrelationskoeffizienten für den Einfluss verschiedener Standort- und Bewirtschaftungs-faktoren auf einige durch das Program CCB berechneten Parameter des N-Haushalts (Signifikanzniveau: $p = 5\%^*$, $1\%^{}$, $0,1\%^{***}$)**

Parameter	N-Aufnahme	N-Mineralisation	N-Sonstige Zufuhr	N-Saldo
C_{org} -Gehalt	-0,253***	0,538***	0,307***	0,451***
Tongehalt	0,396***	-0,624***	-0,017	-0,596***
Temperatur	0,210***	-0,177***	-0,236***	-0,182***
mineralische N-Düngung	0,274***	-0,384***	-0,400***	-0,036
organische N-Düngung	0,069	0,568***	-0,033	0,248***
N-Düngung gesamt	0,248***	0,181***	-0,289***	0,204***
Anteil Feldfutter	0,174***	0,216***	0,636***	0,167***
Anteil Getreide	-0,337***	-0,234***	-0,280***	-0,001
Anteil Hackfrucht	0,226***	-0,218***	-0,295***	-0,193***
Anteil Mais	-0,053	0,256***	-0,088*	0,048
Humus-Bilanz STAND	0,000	0,324***	0,268***	0,380***
Humus-Bilanz CCB	0,606***	-0,653***	-0,212***	-0,690***

Bei den derzeit üblichen Verfahren zur N-Düngebedarfsermittlung, wie z. B. auf Basis der N_{min} -Methode (WEHRMANN und SCHARPF, 1979) wird die N-Nachlieferung aus der organischen Substanz des Bodens an Hand von vereinfachten Tabellenwerten geschätzt, die mit statistischen Verfahren auf der Grundlage von Feldversuchen erstellt worden sind. Das Prozessmodell CCB hingegen berechnet die N-Freisetzung (N-Mineralisation) unmittelbar aus dem simulierten Umsatz der organischen Substanz im Boden. Je höher der Kohlenstoffumsatz, desto höher ist auch die N-Freisetzung durch Mineralisierung. Folglich besteht zwischen den Humusbilanzen und den Mineralisierungsraten eine enge negative Beziehung, die auch anhand der Daten der sächsischen Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen deutlich wird (Abbildung 39).

Sind die Salden negativ, d. h. wird mehr Humus abgebaut als durch Zufuhr organischer Düngemittel und Bestandsrückständen zugeführt (Klassen A und B), wäre nach diesen Berechnungen des CCB durchaus mit jährlichen N-Freisetzungsraten zwischen 100 kg N und 150 kg N/ha zu rechnen. Im Kapitel 2.5 wurden für gleiche Humussalden lediglich apparente Netto-N-Mineralisierungsraten um 15 kg N/ha*a ermittelt. Für einzelne Flächen werden mit dem Modell CCB auch Freisetzungsraten von deutlich > 150 kg N/ha*a prognostiziert. Dabei handelt es sich wieder-

rum um die Standorte mit einem hohen C_{org} -Ausgangsgehalt und/oder Flächen mit hoher organischer Düngung. Hohe C_{org} -Gehalte von $>2\%$ führen hiernach vielfach zu negativen Humusbilanzen (siehe Abbildung 36).

Das Programm unterstellt für diese Flächen wiederum einen Abbau der organischen Substanz bis zu einem programminternen neuen Gleichgewichtszustand, was dann vorübergehend zur Freisetzung erheblicher N-Mengen führen kann. Je höher der C_{org} -Gehalt des Bodens ist, desto höher sind nach diesen Berechnungen dann auch die N-Freisetzungsraten (Abbildung 40). Gerade aus Norddeutschland sind aber auch viele Böden bekannt, die natürlicherweise über C_{org} -Gehalte von weit über 2% verfügen (vgl. DREYSSE, 2015), ohne dass es zu einem merklichen Humusabbau und entsprechender N-Freisetzung käme. Eine unmittelbare Abhängigkeit der N-Nachlieferung aus der organischen Substanz des Bodens von der Höhe der C_{org} -Gehalte ist daher vielfach nicht gegeben.

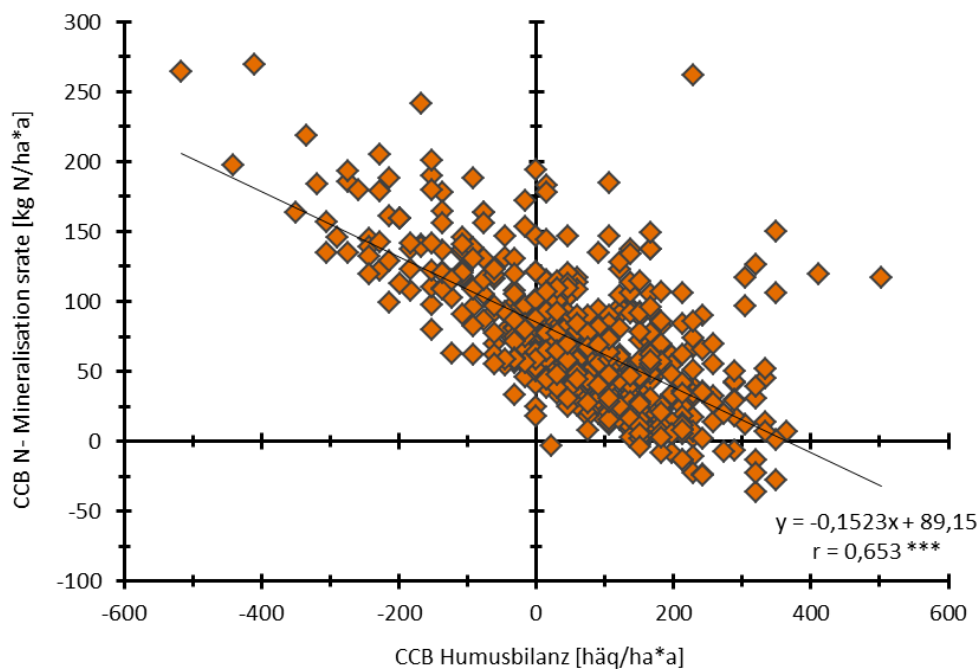


Abbildung 39: Beziehung zwischen Humusbilanz und N-Mineralisation, berechnet mit dem Programm CCB

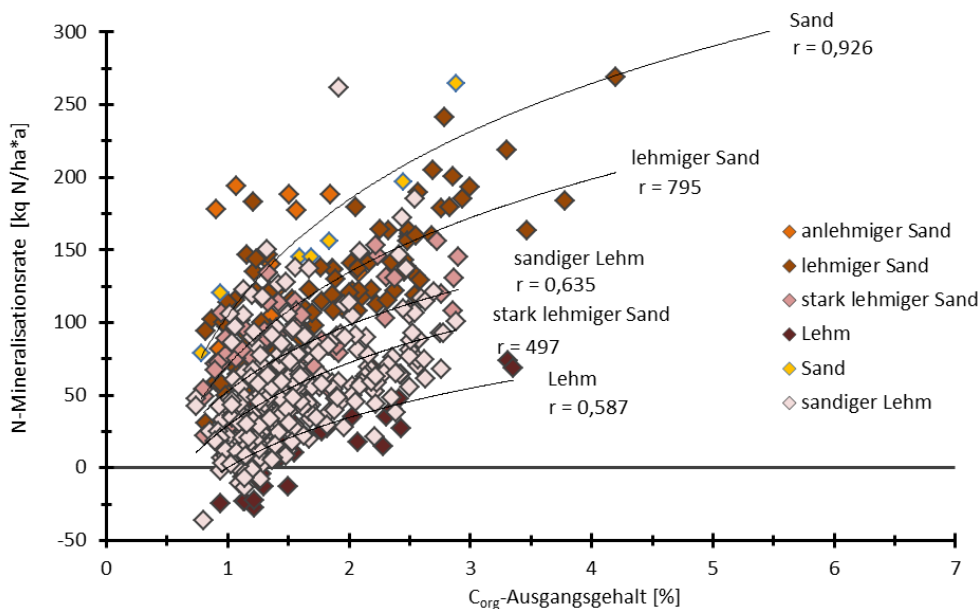


Abbildung 40: Einfluss des organischen Kohlenstoffgehalts des Bodens und der Bodenart auf die N-Mineralisationsraten, berechnet mit dem Programm CCB

Sind die CCB-Humusbilanzen hingegen positiv, d. h. wird langfristig Humus angereichert (Klassen D und E), bleiben die jährlichen N-Freisetzungsraten meistens deutlich unter 50 kg N/ha. Hohe Humusbilanzen sind demnach nicht zwangsläufig mit hohen N-Freisetzungen verbunden. Für einzelne Flächen wird im 10-jährigen Durchschnitt sogar eine N-Festlegung berechnet. Dabei handelt es sich überwiegend um Flächen mit geringen C_{org} -Gehalten des Bodens von $< 1,5\%$ und geringer oder ohne organischer Düngung. Die Fruchtfolge wird von Getreide dominiert. Das Stroh bleibt zumeist auf dem Schlag.

Unter diesen Bedingungen wird zunächst Stickstoff für den Aufbau des Humuskörpers festgelegt. Erst wenn ein neuer Gleichgewichtszustand erreicht ist, die C_{org} -Gehalte nicht weiter ansteigen, wird der über Jahre und Jahrzehnte angereicherte Stickstoff wieder freigesetzt, dann aber in entsprechend höheren Raten. Eine Differenz im C_{org} -Gehalt von 1 % hätte nach Abbildung 40 im Durchschnitt der hier untersuchten Flächen eine Verdoppelung der N-Nachlieferung von ca. 45 kg N/ha*a auf gut 90 kg N/ha*a zur Folge. Die Abbildung zeigt aber auch, dass der Zusammenhang zwischen C_{org} -Gehalt des Bodens und N-Mineralisation einer hohen Streuung unterliegt, die einerseits durch verschiedene Standortfaktoren (Bodenart, Klima) und andererseits durch die Bewirtschaftung verursacht wird.

Von den Standortfaktoren hat der Tongehalt des Bodens den größten Einfluss (siehe Tabelle 8). Je höher der Tongehalt, desto geringer ist offenbar die vom CCB berechnete N-Mineralisation. Für einen Sandboden mit 1,5 % organischer Substanz wird nach Abbildung 40 im Mittel eine jährliche N-Nachlieferung von ca. 150 kg N/ha berechnet. Für einen stark lehmigen Sand hingegen sind es bei gleichem C_{org} -Gehalt lediglich ca. 50 kg N/ha*a. Die Annahme, dass hohe Tongehalte den Umsatz der organischen Substanz behindern ist sicherlich zutreffend, wenn es darum geht, einen sorptionsarmen, gut durchlüfteten Sand- mit einem bindigen, langsam erwärmbaren Lehmboden zu vergleichen. Die fruchtbaren und umsatzstarken Böden der mitteldeutschen Gefilderegionen mit ihren lehmigen Sanden bis sandigen Lehmen übersteigen die Sandböden in ihrem N-Nachlieferungsvermögen doch meistens deutlich. Jüngere Untersuchungen von BEISECKER et al. (2015) können bei Anwendung des numerischen Simulati-

onsmodells HERMES (KERSEBAUM, 1989) diese Ansicht bestätigen. Nach ihren Berechnungen steigt die N-Mineralisation generell mit zunehmendem Tongehalt deutlich an.

Von den Bewirtschaftungsfaktoren überwiegt der Einfluss der organischen Düngung (siehe Tabelle 8). Der Zusammenhang ist nochmals in Abbildung 41 dargestellt. Die Regressionsgerade folgt annähernd der 1 : 1-Linie, verläuft aber nicht durch den Nullpunkt sondern schneidet die Ordinate bei 28 kg N/ha*a. Auch ohne organische Düngung ist nach den Ergebnissen des CCB demnach von einer mittleren jährlichen N-Freisetzung aus dem Humusvorrat des Bodens von knapp 30 kg N/ha auszugehen. Werden organische Düngemittel wie Gülle oder Stallmist eingesetzt, steigen die berechneten N-Mineralisierungsraten rasch an, wobei das Programm ähnlich den meisten herkömmlichen Verfahren zur N-Bedarfsermittlung (z. B. BEFU, FÖRSTER, 2013) unterstellt, dass der Ammonium-N und ein Teil des leicht verfügbaren organisch gebundenen Stickstoffgehalts sofort, d. h. im Ausbringungsjahr, für die Kulturen verfügbar und somit auf die Bemessung der N-Düngung anrechenbar ist.

Bei einem ausgeglichenen Humushaushalt mit Salden zwischen -76 und 100 häq/ha*a (Klasse C) werden nach **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zwischen 70 und 80 kg N/ha*a als N-Freisetzungsraten berechnet, wobei die enorme Schwankungsbreite der Ergebnisse zu beachten ist. Selbst bei Betrachtung der 10-jährigen Mittelwerte sind bei gleichem, ebenfalls 10-jährigem Humussaldo noch Variationen der N Mineralisierungsraten zwischen 0 kg und >200 kg N/ha*a möglich. Ähnlich hohe Schwankungen sind am gleichen Standort in Abhängigkeit von der Fruchtfolge und der organischen Düngung auch von Jahr zu Jahr festzustellen.

Als weitere Methode zur Abschätzung der N-Nachlieferung aus der organischen Substanz des Bodens wurde in Kapitel 2.5 die Berechnung der apparenten Nettomineralisation (aNMR) vorgestellt. Ein Vergleich der dort ermittelten N-Freisetzungsraten mit den Ergebnissen der CCB-Simulation ergab keine signifikante Übereinstimmung ($R^2 = 0,0025$). Auf eine Darstellung der Beziehung wird daher verzichtet.

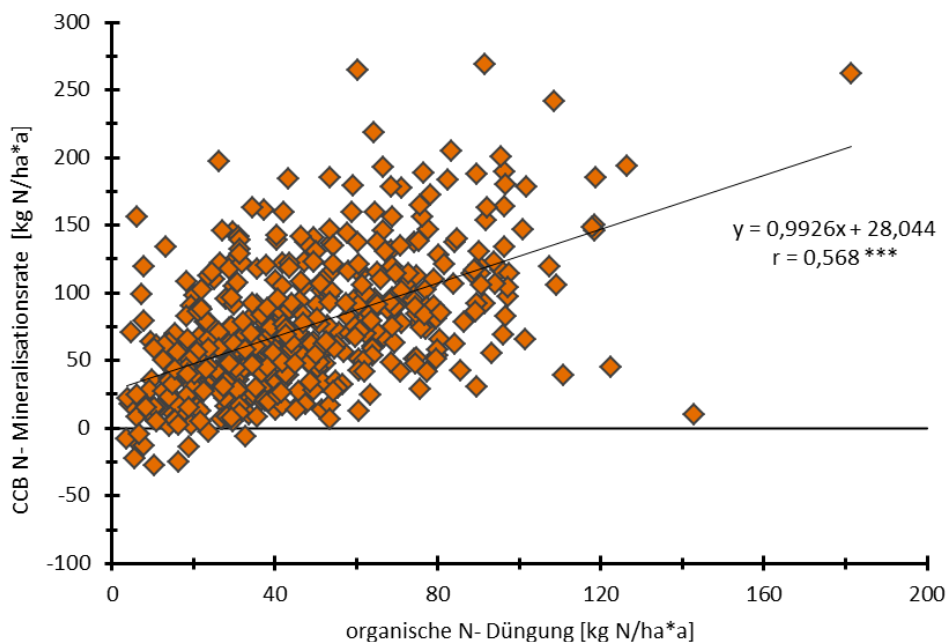


Abbildung 41: Einfluss der organischen N-Düngung auf die N-Mineralisationsraten, berechnet mit dem Programm CCB

Auch die Auswertungen der landwirtschaftlichen Testflächen zum N-Haushalt haben Ergebnisse aus Dauerversuchen von KOLBE et al. (2013) bestätigt, dass im Modell CCB Kohlenstoff- und N-Umsatz eng miteinander verknüpft sind und dass deshalb in Abhängigkeit von der Bodenart bei mittleren C_{org} -Ausgangsgehalten die besten Übereinstimmungen sowohl in der C_{org} - als auch in der N_t -Differenz des Bodens beobachtet werden können. Umso deutlicher die Anfangsgehalte von diesen mittleren „idealen“ Werten nach oben oder unten abweichen, was besonders unter den vielfältigen Faktoreinflüssen in der Praxis vorkommt, umso ungenauer fallen die Berechnungswerte für Kohlenstoff und Stickstoff aus. Da die mathematischen Grundlagen dieser Vielfalt nicht vollständig in den Modellen abgebildet werden können, kommt es zu diesen deutlich abweichenden Ergebnissen. In der Zwischenzeit sind aber Mittel und Wege gefunden worden, um derartige Schwierigkeiten, die immer wieder aus bestimmten Gründen gerade mit den Prozessmodellen auftreten können, zu umgehen, damit die Modelle oft ohne größeren Umbau mit Erfolg eingesetzt werden können.

3.2 Szenarienberechnungen zur Optimierung des Programms CCB

Die Ergebnisse zu den 540 Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen haben gezeigt, dass Berechnungen zum Humus- und Stickstoffumsatz mit dem Programm CCB auch bei direkter Nutzung der Datengrundlagen aus der landwirtschaftlichen Praxis zu fehlerhaften Ergebnissen führen können. Sie bestätigen damit Vergleichsergebnisse anderer Methoden oder aus Dauerversuchen. Als Ursachen kommen insbesondere Fehler bei der Bestimmung des C_{org} -Ausgangsgehalts und des Tongehalts des Bodens in Frage. Aber auch die große Vielfalt an praktizierten Anbauverfahren kann eine Rolle spielen, die vom CCB bisher nicht wiedergegeben werden kann. Im nächsten Schritt wird das CCB deshalb an konstruierten Szenarien getestet, die sich nur in wenigen Parametern unterscheiden. Zusätzlich wurde damit nach weiteren Möglichkeiten gesucht, den Einfluss der vorkommenden Vielfalt an C_{org} -Ausgangsgehalten auf das Ergebnis der CCB-Berechnungen zu minimieren bzw. zu korrigieren.

3.2.1 Material und Methoden

Grundlage der Szenarien sind die tatsächlichen Anbauverhältnisse ausgewählter Dauertestflächen im Zeitraum 2001-2010 (Sz 0). In den darauf aufbauenden Szenarien wurde der Einsatz wirtschaftseigener Düngemittel (Gülle oder Stallmist), der Umfang der Strohdüngung sowie des Zwischenfruchtanbaus variiert, um gezielt eine unterschiedliche Zufuhr organischer Substanz zu generieren. Nachfolgend werden die untersuchten Flächen und Anbauverfahren näher beschrieben.

Dauertestfläche 129

Die Fläche DTF 129 befindet sich in der Düben-Dahlener Heide im nördlichen Sachsen, nahe der Grenze zu Sachsen-Anhalt. Vorherrschend sind lehmige Sandböden und Sandböden. Die Bodenart ist ein stark lehmiger Sand (SL).

Die Fläche wird im Ausgangszustand mit der verbreiteten Wintergetreide-Winterraps-Fruchtfolge bewirtschaftet (Tabelle 9). Alle 5 Jahre wird zusätzlich Silomais für die Verwertung in der Rinderhaltung angebaut. Das Getreidestroh wird komplett abgefahren. Die Fläche erhält regelmäßig Wirtschaftsdünger in geringen bis mittleren Gaben in Form von Jauche und Rindergülle. Für die Berechnungen mit dem CCB und der STAND-Methode wurde der Umfang der Strohdüngung und des Zwischenfruchtanbaus variiert. Die verrechneten Szenarien sind der Tabelle 9 zu entnehmen.

Tabelle 9: Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 129 (Düben-Dahlener Heide)

Anbaujahr	Szenario 0	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
1	Wintergerste Jauche 10 m ³ /ha		+ Stroh	Zwischenfrucht	+ Stroh Zwischenfrucht
2	Winterraps Jauche 1m ³ t/ha				
3	Winterweizen				
4	Triticale Jauche 12 m ³ /ha	+ Stroh	+ Stroh		
5	Silomais Rindergülle 15 m ³ /ha				
6	Winterroggen Rindergülle 10 m ³ /ha				
7	Winterraps				
8	Wintergerste Rindergülle 15 m ³	+ Stroh	+ Stroh	Zwischenfrucht	+ Stroh Zwischenfrucht
9	Winterweizen		+ Stroh		
10	Silomais Jauche 32 m ³ /ha				

Dauertestfläche 1018

Die DTF 1018 befindet sich im Riesaer-Torgauer Elbtal, nahe der Grenze zu Brandenburg. Vorherrschend sind Lehm Böden bis lehmige Sandböden der Elbaue. Die Region zählt zum mitteldeutschen Trockengebiet. Die Bodenart ist ein stark lehmiger Sand (SL).

Bisher wurde die Fläche mit einer typischen Wintergetreide-Winterraps-Fruchtfolge bewirtschaftet. In den ersten Jahren des 10-jährigen Betrachtungszeitraums wurde auch Silomais zweimal angebaut. Das Stroh wird durchweg abgefahren. Mit Ausnahme einer Stallmistdüngung im dritten Jahr wurden keine Wirtschaftsdünger eingesetzt. Mit den Szenarien wurde der Einfluss steigender Strohdüngung und zusätzlicher Güllegaben untersucht (Tabelle 10).

Tabelle 10: Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1018 (Riesaer-Torgauer Elbtal)

Anbaujahr	Szenario 0	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
1	Silomais				
2	Winterweizen	+ ½ Stroh	+ Stroh	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha
3	Silomais, Festmist 25 t/ha				
4	Wintergerste	+ ½ Stroh	+ Stroh	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha
5	Winterraps				
6	Winterweizen	+ ½ Stroh	+ Stroh	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha
7	Wintergerste	+ ½ Stroh	+ Stroh	+ Stroh	Sommergerste + Stroh Zwischenfrucht
8	Wintergerste	+ ½ Stroh	+ Stroh	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha
9	Winterraps				
10	Winterweizen	+ ½ Stroh	+ Stroh	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha	+ Stroh Schweinegülle dünn 30 m³/ha

Dauertestfläche 44

Die DTF 44 befindet sich im mittelsächsischen Lößgebiet, in der Leipziger Tieflandsbucht, südwestlich von Bad Lausick. Die Fläche liegt im mitteldeutschen Trockengebiet. Bodenkundlich handelt es sich um einen braunen Lößboden. Die Bodenart ist ein sandiger Lehm (sL).

Auf der Fläche wird im Ist-Zustand (Sz 0) überwiegend Wintergetreide und Winterraps angebaut. Dazwischen liegen eine 3-jährige Feldgrasphase sowie der einmalige Anbau von Kartoffeln. Sämtliches Getreidestroh wird abgefahren. In 7 von 10 Jahren erfolgt eine organische Düngung mit Gülle aus der Rinderhaltung. Die durchschnittliche Aufwandmenge liegt bei knapp 20 m³/ha entsprechend 1 GV/ha. Die verrechneten Szenarien betrachten die Wirkung einer stufenweisen Rückführung der Gülledüngung und des teilweisen Ersatzes des Feldgrasanbaus durch Silomais (Tabelle 11)

Tabelle 11: Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 44 (Leipziger Tieflandsbucht)

Anbaujahr	Szenario 0	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5
1	Winterraps Rindergülle 25 m ³ /ha	19 m ³ /ha	13 m ³ /ha	0 m ³ /ha		13 m ³ /ha
2	Winterweizen					
3	Feldgras Rindergülle 20 m ³ /ha	15 m ³ /ha	10 m ³ /ha	0 m ³ /ha	Silomais	Silomais 10 m ³ /ha
4	Feldgras Rindergülle 50 m ³ /ha	38 m ³ /ha	25 m ³	0 m ³ /ha		25 m ³ /ha
5	Feldgras Rindergülle 20 m ³ /ha	15 m ³ /ha	10 m ³ /ha	0 m ³ /ha	Silomais	Silomais 10 m ³ /ha
6	Kartoffeln Rindergülle 15 m ³ /ha					
7	Winterweizen					
8	Wintergerste R.-Gülle 20 m ³ /ha	15 m ³ /ha	10 m ³ /ha	0 m ³ /ha		10 m ³ /ha
9	Winterraps					
10	Winterweizen Gärrest 20 m ³ /ha	15 m ³ /ha	10 m ³ /ha	0 m ³ /ha		10 m ³ /ha

Dauertestfläche 1253

Die DTF 1253 befindet sich im westlichen Lausitzer Heide- und Teichgebiet, unweit von Radeburg. Es handelt sich um lehmige Sandböden und Sandböden. Die Bodenart ist ein lehmiger Sand (IS).

Die Bewirtschaftung im Ist-Zustand (Sz 0) wird durch den Anbau von Winterweizen (5-mal in 10 Jahren) bestimmt. Zusätzlich werden Winterraps und Wintertriticale sowie als Sommerung Körnermais regelmäßig angebaut. Das Getreidestroh bleibt etwa zur Hälfte auf dem Schlag. Eine zusätzliche Zufuhr organischer Substanz erfolgt über regelmäßige Stallmistgaben aus der Geflügelhaltung (17 kg N/t). In den verrechneten Szenarien wurde die Strohdüngung schrittweise reduziert und auf die Stallmistzufuhr verzichtet (Tabelle 12).

Dauertestfläche 1012

Die DTF 1012 befindet sich in der Elbtalniederung nördlich von Torgau. Klimatisch zählt die Region zum mitteldeutschen Trockengebiet. Es überwiegen Lehmböden und lehmige Sandböden. Die Bodenart der Testflächen ist ein Lehm (L).

Die Fläche wird im Ist-Zustand (Sz 0) mit einer Fruchtfolge mit Wintergetreide und Silomais, Zuckerrübe oder Winterraps bewirtschaftet. Sämtliches Getreidestroh wird abgefahren. Zu Silomais wird Festmist gegeben. Mit den verrechneten Szenarien wird versucht, den Humusgehalt durch den Verbleib des Strohs zu stabilisieren (Tabelle 13).

Tabelle 12: Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1253 (Lausitzer Heide- und Teichgebiet)

Anbaujahr	Szenario 0	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5	Szenario 6
1	Winterweizen + Stroh	½ Stroh	0 Stroh	0 Stroh Zwischen- frucht	¼ Stroh Zwischen- frucht	0 Stroh Zwischen- frucht	0 Stroh
2	Körnermais + Stroh						
3	Winterweizen						
4	Triticale + Stroh	½ Stroh	0 Stroh	0 Stroh	¼ Stroh	0 Stroh	0 Stroh
5	Winterraps Festmist 1,5 t/ha					0 t/ha	0 t/ha
6	Winterweizen Festmist 2,5 t/ha	½ Stroh	0 Stroh	0 Stroh Zwischen- frucht	¼ Stroh Zwischen- frucht	0 Stroh 0 t/ha Zwischen- frucht	0 Stroh 0 t/ha
7	Körnermais + Stroh Festmist 2,5 t/ha						0 t/ha
8	Winterweizen						
9	Winterraps Festmist 2,5 t/ha						0 t/ha
10	Winterweizen						

Tabelle 13: Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1012 (Elbtalniederung)

Anbaujahr	Szenario 0	Szenario 1	Szenario 2
1	Winterweizen	+ Stroh	+ Stroh
2	Wintergerste		+ Stroh
3	Silomais Festmist 25 t/ha		
4	Winterweizen	+ Stroh	+ Stroh
5	Zuckerrübe		
6	Winterweizen		+ Stroh
7	Wintergerste		+ Stroh
8	Winterraps		
9	Wintergerste	+ Stroh	+ Stroh
10	Winterweizen		

Dauertestfläche 1369

Die DTF 1369 liegt im mittelsächsischen Lößgebiet, nördlich von Freiberg. Klimatisch liegt sie im Übergangsbereich vom Hügelland zu den Vorgebirgs- und mittleren Berglagen der Mittelgebirge. Es handelt sich um braune Lößlehmböden mit Anteilen von Verwitterungsböden. Die Bodenart der Testfläche ist ein sandiger Lehm (sL).

Die bisherige Bewirtschaftung (Sz 0) mit Wintergetreide und Winterraps, zumeist mit Verbleib des Strohs, sowie Feldfutterbau (Silomais, Feldgras) und regelmäßigen Güllegaben (ca. 0,75 GV/ha) führt zu deutlich ansteigenden Humusgehalten. Nach der VDLUFA-Klassifikation ist die 10-jährige Humusbilanz der Klasse E (sehr hoch) zuzuordnen. In den verrechneten Szenarien wird die Güllendüngung schrittweise zurückgenommen und schließlich der Feldgrasanbau zugunsten des Silomais reduziert (Tabelle 14).

Tabelle 14: Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1369 (mittelsächsisches Lößgebiet)

Anbaujahr	Szenario 0	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5
1	Wintergerste + Stroh					
2	Winterraps Rindergülle 28 m³/ha	21 m³/ha	14 m³/ha	0 m³/ha	14 m³/ha	0 m³/ha
3	Winterweizen Rindergülle 20 m³/ha	15 m³/ha	10 m³/ha	0 m³/ha	10 m³/ha	0 m³/ha
4	Silomais Rindergülle 30 m³/ha	23 m³/ha	15 m³/ha	0 m³/ha	15 m³/ha	0 m³/ha
5	Winterweizen + Stroh					
6	Wintergerste + Stroh					
7	Feldgras Rindergülle 25 m³/ha	19 m³/ha	13 m³/ha	0 m³/ha	Silomais 13 m³/ha	Silomais 0 m³/ha
8	Feldgras					
9	Feldgras Rindergülle 20 m³/ha	15 m³/ha	10 m³/ha	0 m³/ha	Silomais 10 m³/ha	Silomais 0 m³/ha
10	Winterraps					

Dauertestfläche 1132

Die DTF 1369 befindet sich in der Oberlausitz, am Rande des Zittauer Beckens. Klimatisch ist sie dem Übergangsbereich vom Hügelland zu den Vorgebirgs- und mittleren Berglagen der Mittelgebirge zuzuordnen. Es überwiegen Verwitterungsböden aus basenarmen Gesteinen. Die Bodenart der Testfläche ist ein sandiger Lehm (sL).

Die Fläche wird im Ausgangszustand (Sz 0) mit Winterweizen und Wintergerste sowie Silomais bestellt. Zu Silomais wird regelmäßig Festmist und Gülle aus dem Rinderstall als Wirtschaftsdünger gegeben. Das Stroh wird meistens abgefahren. Die Humusbilanz ist in die Klasse D des VDLUFA-Systems einzuordnen.

In den Szenarien werden zunächst der Wirtschaftsdüngereinsatz und danach auch die Strohdüngung zurückgenommen. Dabei wird unterstellt, dass Anteile davon zur Biogasproduktion verkauft werden können. Schließlich wird der Einfluss des Zwischenfruchtbaus auf den Humushaushalt untersucht (Tabelle 15).

Tabelle 15: Szenarien der Bewirtschaftung der Dauertestfläche 1132 (Oberlausitz)

Anbaujahr	Szenario 0	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5
1	Winterweizen Festmist 20 t/ha Rindergülle 40 m ³ /ha	15 t/ha 30 m ³ /ha	15 t/ha 30 m ³ /ha	15 t/ha 30 m ³ /ha	15 t/ha 30 m ³ /ha	
2	Sommergerste + Stroh		½ Stroh	0 Stroh	0 Stroh Zwischenfrucht	Zwischenfrucht
3	Silomais Festmist 20 t/ha Rindergülle 30 m ³ /ha	15 t/ha 23 m ³ /ha	15 t/ha 23 m ³ /ha	15 t/ha 23 m ³ /ha	15 t/ha 23 m ³ /ha	
4	Winterweizen					
5	Wintergerste				Zwischenfrucht	Zwischenfrucht
6	Silomais Festmist 25 t/ha Rindergülle 20 m ³ /ha	19 t/ha 15 m ³ /ha	19 t/ha 15 m ³ /ha	19 t/ha 15 m ³ /ha	19 t/ha 15 m ³ /ha	
7	Winterweizen				Zwischenfrucht	Zwischenfrucht
8	Silomais Festmist 30 t/ha	23 m ³ /ha	23 m ³ /ha	23 m ³ /ha	23 m ³ /ha	
9	Winterraps					
10	Winterweizen					

3.2.2 Veränderung der C_{org}-Gehalte nach Umstellung der Anbauverfahren

Die Abbildung 42 zeigt beispielhaft die Veränderung der C_{org}-Gehalte des Bodens der DTF 129 wenn die bisherige Bewirtschaftung zunächst für 30 Jahre weitergeführt wird und danach eine Umstellung des Anbauverfahrens erfolgt.

Bei der bisherigen Bewirtschaftung sinkt der C_{org}-Gehalt des Bodens nach den Berechnungen des CCB innerhalb der nächsten 30 Jahre um ca. 0,07 % gegenüber dem Ausgangsgehalt bzw. innerhalb der nächsten 60 Jahre um ca. 0,13 % C_{org} ab (Abbildung 42). Die alleinige regelmäßige organische Düngung mit Gülle und Jauche ist demnach auf diesem leichten Boden nicht ausreichend, um den C_{org}-Gehalt des Bodens langfristig zu stabilisieren. Erst wenn das Stroh mindestens zweimal innerhalb der 10-jährigen Fruchtfolge auf dem Schlag verbleibt und zusätzlich Zwischenfruchtanbau betrieben wird, kann der Humusabbau gestoppt werden (Sz 4). Durch dieses Anbauverfahren steigt der C_{org}-Gehalt innerhalb von 10 Jahren (t = 40 Jahre) um 0,04 % gegenüber dem bisherigen Verfahren an. Nach 30 Jahren (t = 60 Jahre) sind es sogar 0,06 % C_{org}. Zwischenfruchtanbau allein hingegen hat nur geringe Wirkung auf den Humushaushalt (Sz 3). Wird das Stroh viermal auf dem Schlag belassen, kehrt sich der bisherige Trend sogar um und der C_{org}-Gehalt steigt wieder an (Sz 2).

Auch auf der DTF 1018 führt die bisherige, strohlose Bewirtschaftung zu einem langsamen, aber stetigen Abbau der Humusvorräte (Abbildung 43). Schon eine Strohdüngung mit 50 % des Getreidestrohertrages ist hier ausreichend, um den Humusgehalt annähernd zu stabilisieren. Kann noch mehr Stroh auf der Fläche verbleiben, steigen die C_{org}-Gehalte sogar wieder an. Wird in jedem 2. Jahr zusätzlich noch Schweinegülle in hoher Aufwandmenge von 30 m³/ha (= 3 GV/ha) gegeben, erreichen die C_{org}-Gehalte schon nach 10 Jahren wieder den Ausgangsgehalt

und übersteigen ihn schließlich sogar deutlich. Zwischenfurchtanbau hingegen hat nach den Berechnungen des CCB nur geringen Einfluss auf den Humushaushalt.

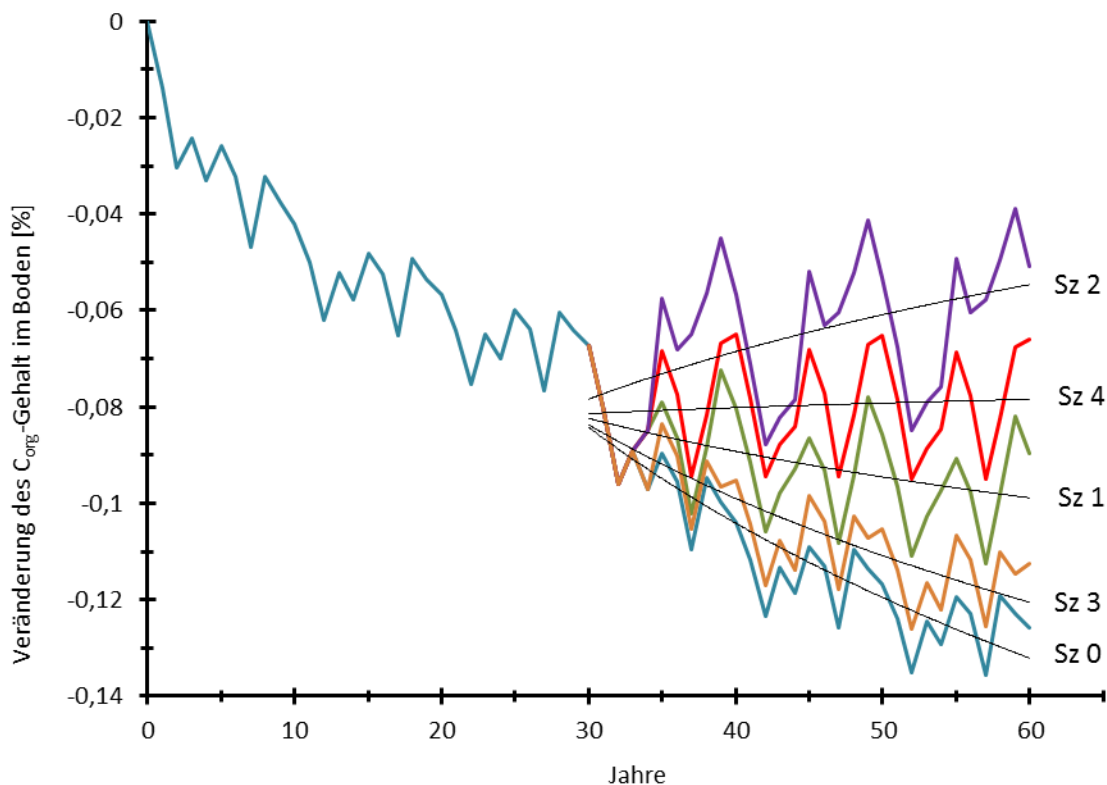


Abbildung 42: Veränderung der C_{org}-Gehalte der DTF 129 gegenüber dem C_{org}-Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens, berechnet mit dem Programm CCB

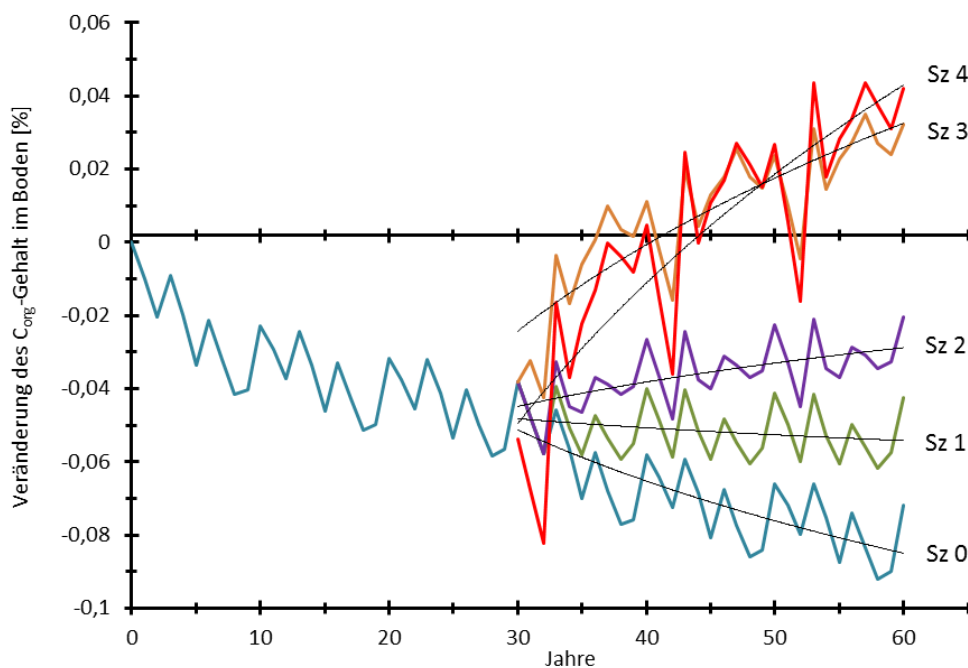


Abbildung 43: Veränderung der C_{org}-Gehalte der DTF 1018 gegenüber dem C_{org}-Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens, berechnet mit dem Programm CCB

Abbildung 44 zeigt ein Beispiel für rasch steigende Humusgehalte infolge intensiver Gülledüngung und zusätzlichem Feldgrasanbau. Infolge dieser Bewirtschaftung steigt der C_{org} -Gehalt des Bodens der Testfläche 44 in den ersten 30 Jahren um rund 0,19 % an. Wird dieses Anbauverfahren beibehalten, ist nach den Ergebnissen des CCB nach 60 Jahren mit einem weiteren Anstieg um nochmals 0,17 % zu rechnen. Die schrittweise Reduktion des Gülleeinsatzes auf zuletzt 0 m³/ha (= 0 GV/ha, Sz 3) führt innerhalb des 30-jährigen Betrachtungszeitraums lediglich zu einer Halbierung dieses Anstieges. Trotz Abfuhr des Stroh und Verzicht auf Gülledüngung berechnet das CCB demnach immer noch steigende Humusgehalte. Erst der teilweise Ersatz des Feldgrases durch den bekanntermaßen humuszehrenden Silomaisanbau (Sz 5) führt zu einer langsamen Stabilisierung der Humusgehalte.

Ähnlich der DTF 44, führt die bisherige Bewirtschaftung auch auf der DTF 1253 zu einem langsamen, aber stetigen Anstieg der C_{org} -Gehalte des Bodens (Abbildung 45). Nach den Berechnungen des CCB ist nach 30 Jahren ein Anstieg um 0,07 % und in 60 Jahren um 0,12 % zu erwarten. Um diesen Trend zu stoppen, müsste das gesamte Getreidestroh abgefahren und zusätzlich auf Stallmistgaben verzichtet werden (Sz 6). Allerdings ist der C_{org} -Ausgangsgehalt der Fläche mit 0,98 % vergleichsweise niedrig, so dass es unter Umständen sinnvoll sein kann, den Humusgehalt über die Jahre maßvoll anzuheben, um das Sorptionsvermögen des Sandbodens und sein Wasserspeichervermögen langfristig zu verbessern.

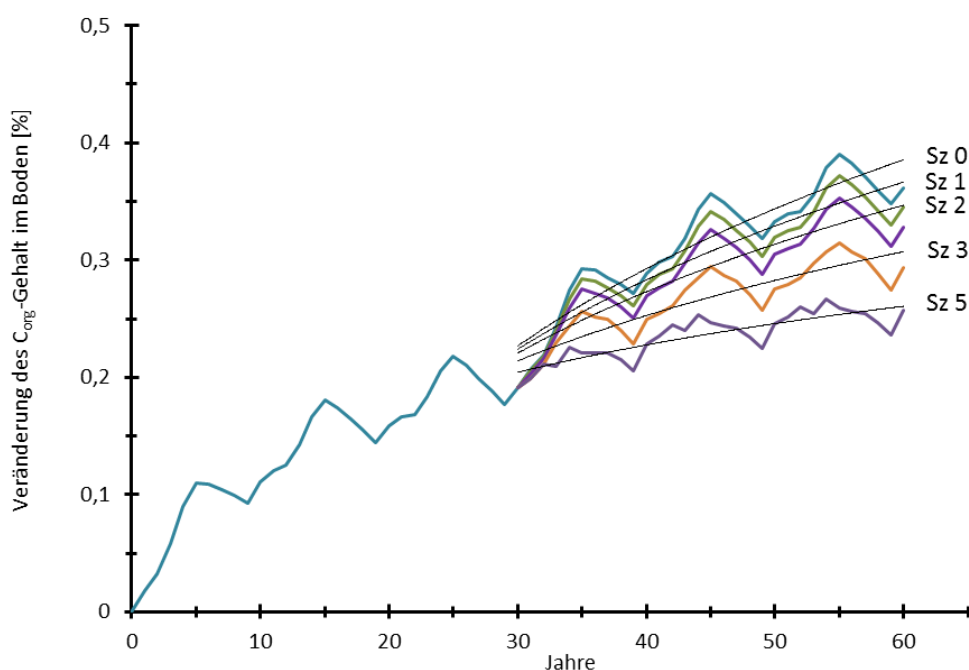


Abbildung 44: Veränderung der C_{org} -Gehalte der DTF 44 gegenüber dem C_{org} -Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens, berechnet mit dem Programm CCB

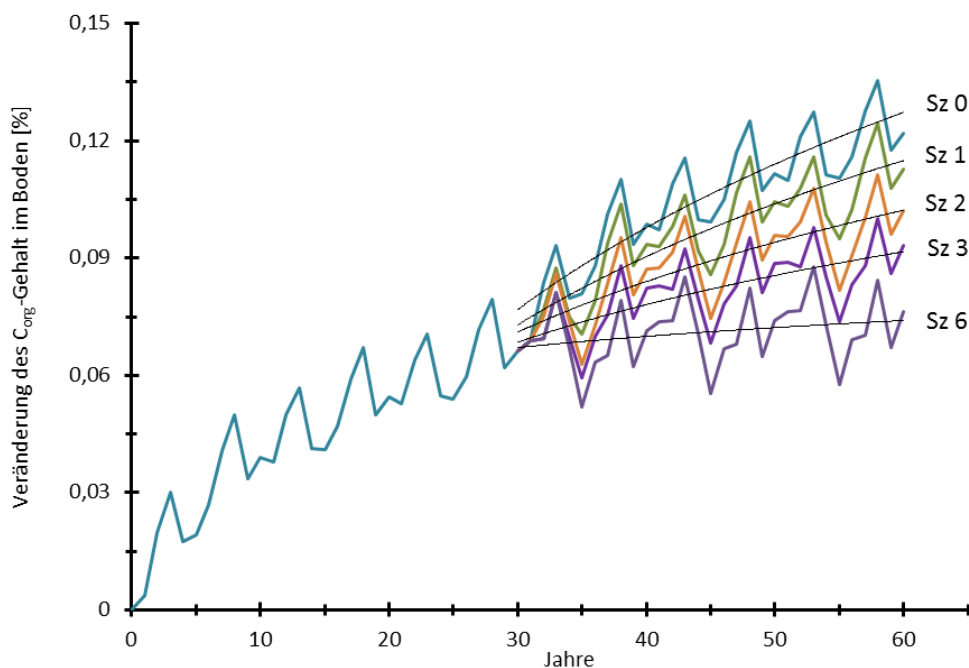


Abbildung 45: Veränderung der C_{org} -Gehalte der DTF 1253 gegenüber dem C_{org} -Ausgangsgehalt nach Umstellung des Anbauverfahrens, berechnet mit dem Programm CCB

Für die gezeigten Szenarien wurden zusätzlich die Humusbilanzen mit der STAND-Methode ermittelt und mittels der Gleichung ($\Delta C_{org} [\%] = \text{häq/ha} * 0,0005672$) in prozentuale Veränderungen des C_{org} -Gehalts innerhalb des 10-jährigen Betrachtungszeitraums umgerechnet. Die Gegenüberstellung der Ergebnisse in Abbildung 46 zeigt, dass zwischen den mit CCB berechneten absoluten Veränderungen der C_{org} -Gehalte gegenüber den Ausgangsgehalten und den Bilanzen der STAND-Methode keine engen Beziehungen bestehen.

Wird die Veränderung der C_{org} -Gehalte aber in Relation zu den Referenzanbauverfahren in Form der langjährigen bisherigen Bewirtschaftung (Sz 0) betrachtet, so bestehen zwischen den Bilanzen des CCB und der STAND-Methode bereits hoch signifikante lineare Beziehungen, die aber noch nicht genau durch die 1 : 1-Linie verlaufen (Abbildung 47). Es ist zu erkennen, dass negativen STAND-Humusbilanzen durch das CCB jeweils etwas höhere Humussalden bzw. geringere Abnahmen der C_{org} -Gehalte zugeordnet werden, während hohe STAND-Humusbilanzen vom CCB unterschätzt werden. Die Abweichungen betragen in beide Richtungen im Durchschnitt ca. 50 %. Insgesamt weisen die Salden des CCB, bzw. die durch das CCB berechneten Veränderungen des C_{org} -Gehalts eine erheblich geringere Spannweite auf als die der STAND-Methode.

Es ist zu vermuten, dass diese Abweichungen durch den Einfluss der C_{org} -Ausgangsgehalte auf das Ergebnis der Bilanzierung verursacht werden (siehe Kapitel 3). Ist der C_{org} -Ausgangsgehalt gering, berechnet das CCB vielfach eine höhere Veränderung der C_{org} -Gehalte, als im Vergleich zu den Humussalden der STAND-Methode. Ist der C_{org} -Ausgangsgehalt hingegen vergleichsweise hoch, berechnet das CCD meistens geringere Veränderungen der C_{org} -Gehalte, als es den Bilanzen der STAND-Methode entspricht (vgl. Abbildung 37).

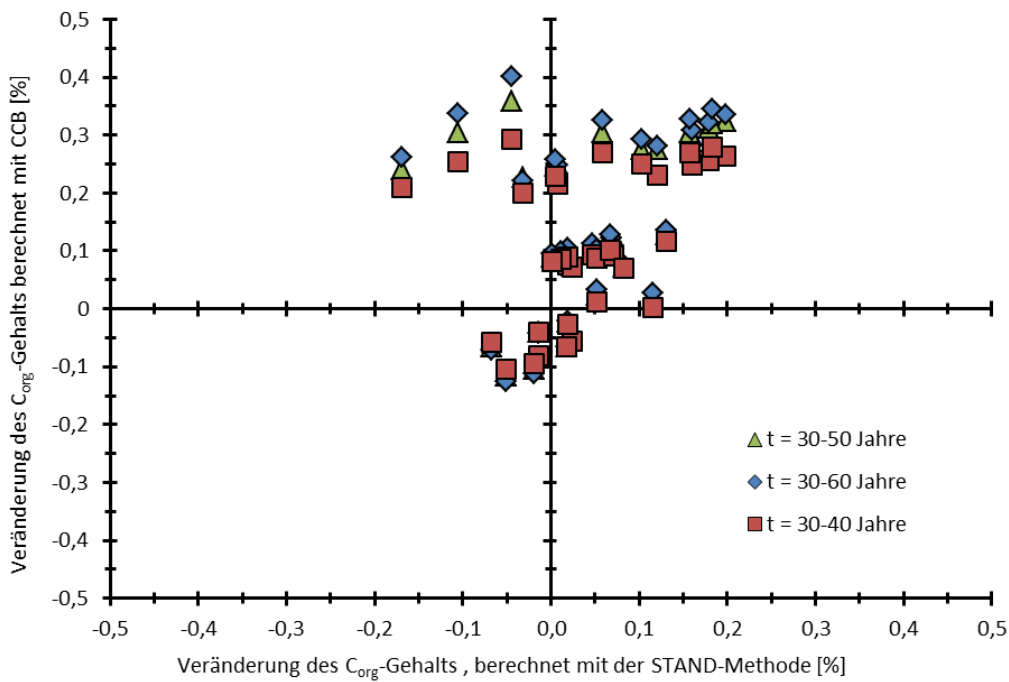


Abbildung 46: Vergleich der mit der STAND-Methode und dem Programm CCB berechneten Veränderungen der C_{org}-Gehalte verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Bewirtschaftung, Bezugsbasis = C_{org}-Ausgangsgehalt

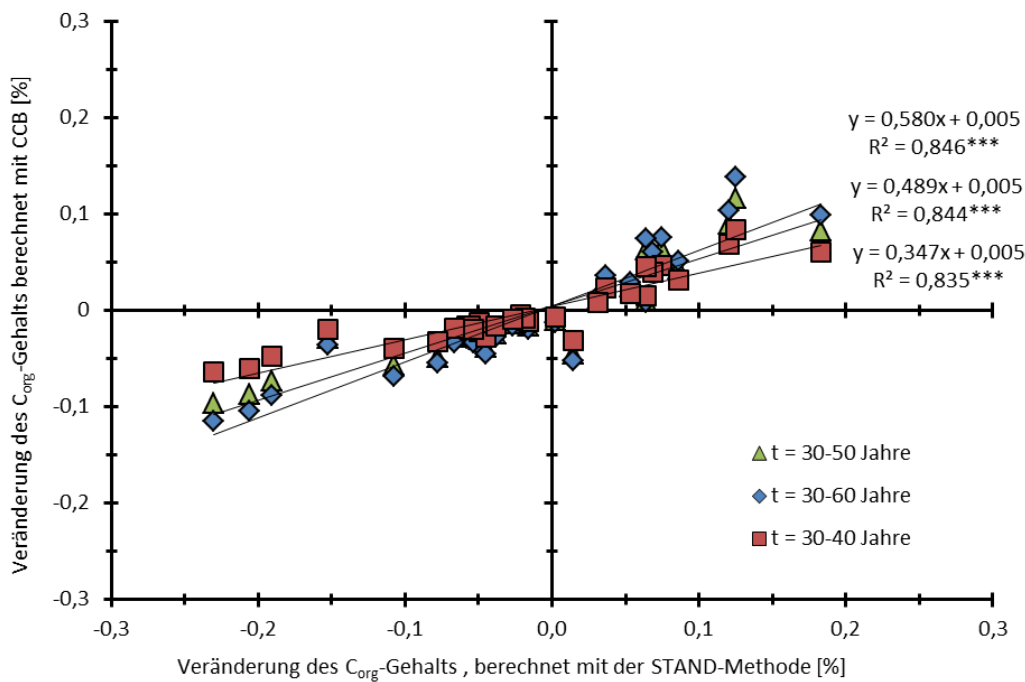


Abbildung 47: Vergleich der mit der STAND-Methode und dem Programm CCB berechneten Veränderungen des C_{org}-Gehalts verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Bewirtschaftung, Bezugsbasis = Szenario 0

Um diese Effekte zu minimieren, wurde der C_{org} -Ausgangsgehalt im nächsten Auswertungsschritt von Hand soweit nach oben oder unten angepasst, bis bei gegebener Bewirtschaftung langfristig keine Veränderungen der C_{org} -Gehalte mehr auftreten ($\Delta C_{org} = 0$). Dieser C_{org} -Gehalt ist als im Gleichgewicht mit dem jeweiligen Bewirtschaftungsverfahren zu betrachten. Er weicht unter Umständen erheblich von dem C_{org} -Gehalt ab, der für die Untersuchungsflächen durch Laboranalysen oder Interpolationen (vgl. Kap. 3.1.1) ermittelt wurde, wie Abbildung 48 verdeutlicht.

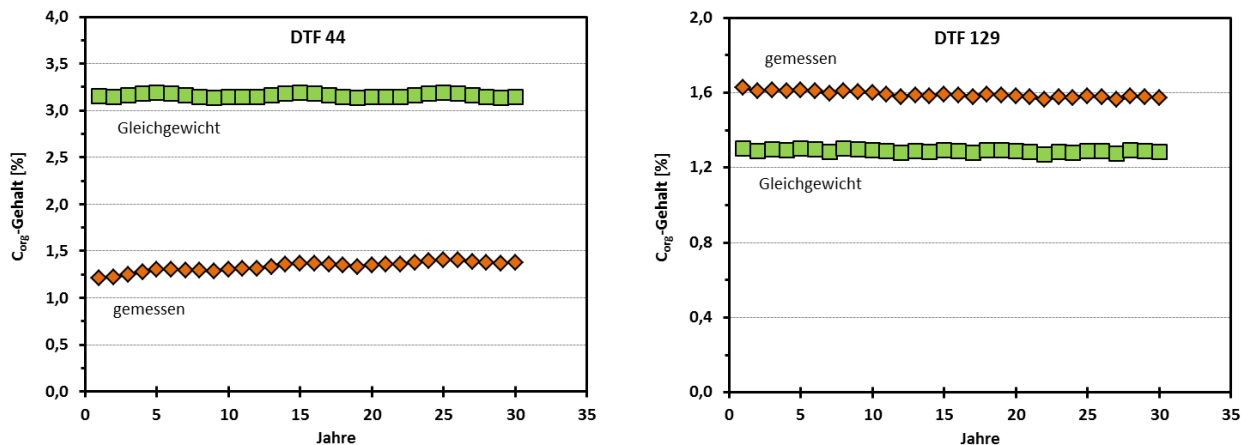


Abbildung 48: Vergleich der gemessenen C_{org} -Gehalte und der mit dem Programm CCB bestimmten C_{org} -Gehalte im Gleichgewicht am Beispiel von zwei Dauertestflächen

Die Verrechnung der Szenarien unter Berücksichtigung der C_{org} -Gehalte, die im Gleichgewicht stehen, ergibt schließlich insgesamt eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Resultaten des CCB und denen der STAND-Methode. Das beste Ergebnis wird bei einer 20-jährigen Laufzeit der Simulation erzielt ($t = 30 - 50$ Jahre, $R^2 = 0,926^{***}$, Abbildung 49). Bei einem weiteren Methodenvergleich von KOLBE (2012a) wurden ebenfalls bei 20-jährigen CCB-Berechnungen die größten Übereinstimmungen mit anderen Humusbilanzmethoden gefunden.

Bei kürzeren Laufzeiten berechnet das CCB im negativen und im positiven Quadranten jeweils etwas geringere Veränderungen des C_{org} -Gehalts als die STAND-Methode. Bei längeren Laufzeiten dreht sich das Verhältnis um. Aber auch für die mittlere Laufzeit werden in einzelnen Fällen Abweichungen um mehr als 100 % zwischen den Ergebnissen der STAND-Methode und dem CCB deutlich. Dennoch erscheint diese Vorgehensweise geeignet, den teilweise deutlichen Einfluss der C_{org} -Ausgangsgehalte der Testflächen auf das Rechenergebnis des CCB auszuschalten.

In Tabelle 16 sind die nach der Gleichgewichtsermittlung der C_{org} -Anfangsgehalte berechneten Veränderungen der C_{org} -Gehalte zusammengestellt worden. Bezugsbasis für die Szenarien sind die unter Beibehaltung der bisherigen Bewirtschaftung (Sz 0) sich langfristig einstellenden C_{org} -Gehalte ($\Delta C_{org} = 0$).

Für die DTF 129 berechnet das CCB mit Einführung der Strohdüngung, je nach Laufzeit der Simulation, einen Anstieg der C_{org} -Gehalte um 0,05-0,07 % gegenüber dem Ist-Zustand des Anbauverfahrens (Sz 0). Ein zweimaliger Zwischenfruchtanbau hat demgegenüber nur geringe Effekte auf den Humusgehalt. Bei der STAND-Methode wird dem Zwischenfruchtanbau eine ähnliche Wirkung auf den C_{org} - bzw. den Humusgehalt beigemessen wie eine zweimalige Strohdüngung (Tabelle 16).

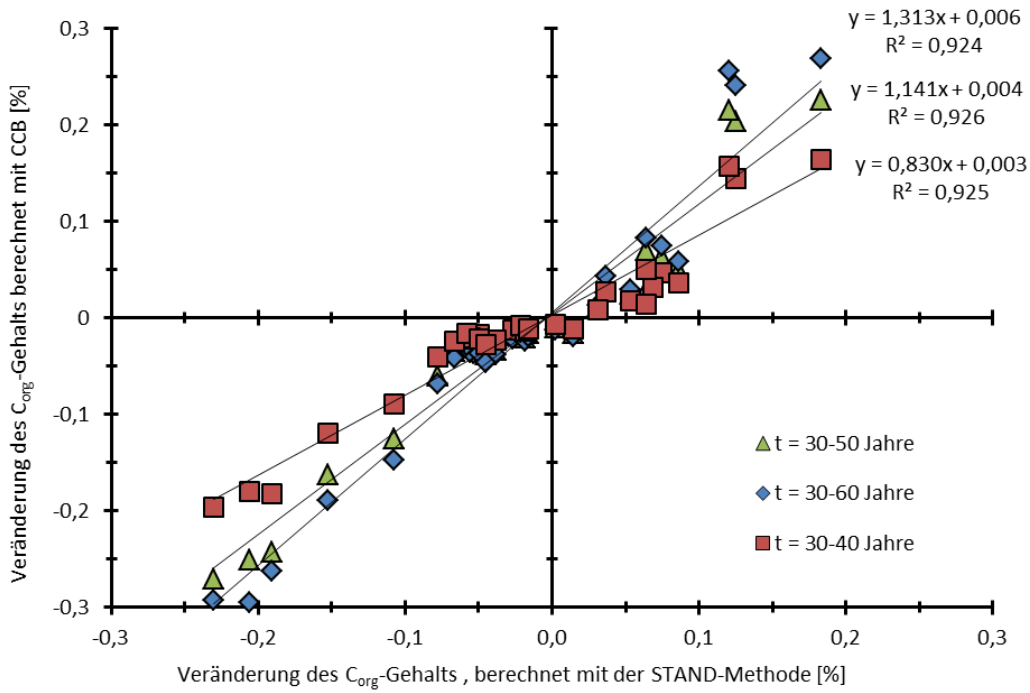


Abbildung 49: Vergleich der mit der STAND-Methode und dem Programm CCB berechneten Veränderungen des C_{org} -Gehalts verschiedener Dauertestflächen nach Umstellung der Bewirtschaftung, Ausgangs- C_{org} -Gehalt im Gleichgewicht, Bezugsbasis = Szenario 0

Tabelle 16: Veränderung der C_{org}-Gehalte verschiedener Dauertestflächen (DTF) nach Umstellung der Anbauverfahren (Sz 1-Sz 6) im Vergleich zum Szenario 0 (= C_{org}-Gleichgewichtszustand)

DTF	Bilanzierungsmethode	Zeit t in Jahre	Veränderung der C _{org} -Gehalte (ΔC_{org} %) gegenüber dem Ist-Zustand (= Sz 0)					
			Sz 1	Sz 2	Sz 3	Sz 4	Sz 5	Sz 6
129	CCB	t=10	+0,03	+0,05	+0,01	+0,03	-	-
		t=20	+0,04	+0,06	+0,01	+0,04	-	-
		t=30	+0,04	+0,07	+0,01	+0,05	-	-
	STAND	+0,04	+0,07	+0,03	+0,07	-	-	
1018	CCB	t=10	+0,02	+0,04	+0,16	+0,16	-	-
		t=20	+0,02	+0,05	+0,22	+0,23	-	-
		t=30	+0,03	+0,06	+0,26	+0,27	-	-
	STAND	+0,05	+0,09	+0,12	+0,18	-	-	
44	CCB	t=10	-0,01	-0,02	-0,09	-0,18	-0,12	-
		t=20	-0,03	-0,03	-0,13	-0,25	-0,16	-
		t=30	-0,02	-0,04	-0,15	-0,30	-0,19	-
	STAND	-0,03	-0,05	-0,11	-0,21	-0,15	-	
1253	CCB	t=10	-0,01	-0,02	-0,01	-0,01	-0,02	-0,03
		t=20	-0,01	-0,02	-0,02	-0,01	-0,03	-0,04
		t=30	-0,01	-0,03	-0,03	-0,01	-0,04	-0,05
	STAND	-0,02	-0,06	-0,02	±0,00	-0,05	-0,04	
1012	CCB	t=10	+0,05	+0,09	-	-	-	-
		t=20	+0,07	+0,12	-	-	-	-
		t=30	+0,08	+0,14	-	-	-	-
	STAND	+0,06	+0,12	-	-	-	-	
1369	CCB	t=10	-0,01	-0,02	-0,04	-0,18	-0,20	-
		t=20	-0,02	-0,03	-0,06	-0,24	-0,27	-
		t=30	-0,02	-0,04	-0,07	-0,26	-0,29	-
	STAND	-0,02	-0,04	-0,08	-0,19	-0,23	-	
1132	CCB	t=10	-0,02	-0,02	-0,02	-0,01	+0,01	-
		t=20	-0,03	-0,03	-0,03	-0,02	+0,02	-
		t=30	-0,03	-0,04	-0,04	-0,02	+0,02	-
	STAND	-0,05	-0,06	-0,07	+0,01	+0,13	-	

Auf der DTF 1018 führen sowohl die Strohdüngung als auch die regelmäßig hohen Güllegaben zu einem deutlichen Anstieg der C_{org}-Gehalte um bis zu 0,18 % (STAND) bzw. 0,16-0,27 % (CCB). Das CCB berechnete eine geringere Stroh Wirkung gegenüber der STAND-Methode und eine etwas höhere Wirkung der Güllegaben auf die C_{org}-Differenzen, was möglicherweise auch auf Unterschiede im angenommenen Trockensubstanzgehalt bzw. C/N-Gehalt der Gülle zurückgeführt werden kann.

Auf der DTF 44 kommt es nach Verzicht auf die Gülledüngung und Ersatz des Feldgrasanbaus durch Silomais zu einem raschen Absinken der C_{org} -Gehalte um bis zu 0,25 % (CCB, $t = 20$ Jahre) bzw. 0,21 % (STAND). Beide Verfahren kommen demnach zu annähernd gleichen Ergebnissen, wobei die Bedeutung der Gülledüngung im CCB auch hier etwas höher angenommen wird als bei der STAND-Methode (Tabelle 16).

Auf der DTF 1253 führt der schrittweise Verzicht auf die Strohdüngung zu einem langsamen Absinken der berechneten C_{org} -Gehalte gegenüber der derzeitigen Bewirtschaftung, was beide Verfahren zur Humusbilanzierung mit annähernd gleichen Beträgen wiedergeben. Zwischenfruchtbau kann diesen Prozess nach den CCB-Berechnungen kaum, bei der STAND-Methode hingegen merklich bremsen (vgl. Sz 2 und Sz 3, Tabelle 16). Der Verzicht auf Stallmist hat entsprechend den CCB-Ergebnissen ebenfalls geringere Wirkungen auf den Humusgehalt als bei der STAND-Methode.

Auf der DTF 1012 wurde lediglich der Umfang der Strohdüngung in zwei Stufen erhöht. Gegenüber dem Ist-Zustand kommt die Wirkung des Stroh in deutlich ansteigenden C_{org} -Gehalten zum Ausdruck, die von beiden Bilanzierungsverfahren mit annähernd gleich hohen Werten wiedergegeben werden. Auf der DTF1369 wurde zunächst die Gülledüngung gegenüber dem Ist-Zustand schrittweise reduziert, was in beiden Bilanzierungsverfahren zu langsam fallenden C_{org} -Gehalten führt. Der Ersatz des Feldgrasbaus durch Silomais wirkt sich zusätzlich negativ auf die C_{org} -Gehalte aus, wobei der Effekt im CCB stärker zum Ausdruck kommt als bei der STAND-Methode (Tabelle 16).

Für die DTF 1132 berechnen beide Bilanzierungsverfahren gegenüber der derzeitigen Bewirtschaftung (Sz 0) zunächst ein Absinken der C_{org} -Gehalte durch die Reduzierung des Wirtschaftsdüngereinsatzes und der Strohdüngung. Die Effekte werden von der STAND-Methode jeweils etwas deutlicher abgebildet als mit dem CCB-Modell. Zwischenfruchtanbau ist nach den Berechnungen der STAND-Methode teilweise geeignet, die humusbildende Wirkung der Wirtschaftsdünger und des Stroh zu ersetzen. Nach den Ergebnissen des CCB gilt diese Feststellung nur andeutungsweise (Tabelle 16).

3.2.3 Veränderung der N-Mineralisationsleistung nach Umstellung des Anbauverfahrens

Je nach Anwendungsmodus sind Simulationen zum N-Haushalt mit dem Programm CCB jeweils nur für einen Rechendurchgang beliebiger zeitlicher Länge, beispielweise einer Fruchtfolge oder in Jahresscheiben entsprechend der Anbauabfolge möglich (siehe Abbildung 34). Eine automatische Wiederholung des gleichen Rechendurchgangs, um die Entwicklung über mehrere Fruchtfolgedurchgänge verfolgen zu können, ist im Gegensatz zu den Kalkulationen zum Humushaushalt bisher nicht vorgesehen. Daher müssen die Daten jeweils von Hand aufbereitet und entsprechend den Jahresscheiben eingegeben werden. Für die oben angegebenen Szenarien wurden die Veränderungen der N-Mineralisationsleistung im Mittel der ersten zehn Jahre nach Umstellung des Anbauverfahrens berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 17 als Differenz zur Mineralisationsleistung der bisherigen Bewirtschaftung zusammengestellt worden.

Die zusätzliche Zufuhr von Stroh auf der DTF 129 oder der Verzicht auf eine Strohdüngung auf Fläche 1253 beeinflussen die N-Mineralisationsraten nur unwesentlich. Ebenso haben der Einbau einer Zwischenfrucht in die Fruchtfolge oder der Ersatz des Feldgrases durch Silomais kaum einen Effekt auf die jährlichen N-Mineralisationsleistungen.

Tabelle 17: Veränderung der N-Mineralisationsleistung verschiedener Dauertestflächen (DTF) nach Umstellung der Anbauverfahren (Sz 1-Sz 6) im Vergleich zum Szenario 0 (= C_{org}-Gleichgewichtszustand)

DTF	Veränderung der Mineralisierungsrate (kg N/ha*a) gegenüber dem Ist-Zustand (Sz 0)					
	Sz 1	Sz 2	Sz 3	Sz 4	Sz 5	Sz 6
129	-4	-7	+5	+2	-	-
1018	-4	-4	+63	+66	-	-
44	-9	-19	-40	+1	-41	-
1253	0	0	+3	0	-15	-16
1012	-6	-13	-	-	-	-
1369	-7	-15	-29	-11	-25	-
1132	-12	-12	-12	-12	-8	-

Eine N-Düngung über Wirtschaftsdünger, wie beispielsweise eine Güllegabe von 30 m³/ha jedes zweite Jahr auf Testfläche 1018, entsprechend rund 70 kg N/ha*a, findet sich in den Mineralisierungsraten in nahezu gleichem Umfang wieder. Das Programm unterstellt demnach, dass die gesamte über Wirtschaftsdünger zugeführte N-Menge innerhalb eines längeren Betrachtungszeitraums verfügbar ist. Umgekehrt führt die deutliche Reduzierung der Güllegaben auf Fläche 44 von anfangs durchschnittlich 60 kg N/ha*a auf 0 kg N/ha*a bei Szenario 3 zu einer ebenfalls deutlichen Reduzierung der N-Mineralisationsraten um rund 40 kg N/ha*a. Es werden demnach weiterhin rund 20 kg N/ha*a aus zuvor angereicherten N-Vorräten verfügbar. Ähnliches zeigt sich auf den Flächen 1369 und 1253, auf denen Festmist anstelle von Gülle als Wirtschaftsdünger eingesetzt wurde (Tabelle 17).

3.3 Schlussfolgerungen

In diesem Abschnitt wurde das Programm CCB (FRANKO et al., 2011) zur Simulation des Kohlenstoff- und Stickstoffumsatzes ausgewählter Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen Sachsens genutzt mit dem Ziel, die Einsatzmöglichkeiten eines vereinfachten prozessbasierten Modells zur Beurteilung des Humus- und Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Praxisflächen zu testen. Dabei trat zunächst das Problem auf, dass ein allgemein geeigneter Maßstab zur Bewertung der CCB-Ergebnisse nicht zur Verfügung stand.

Das CCB berechnet die Entwicklung des Kohlenstoffgehalts des Bodens in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung und verschiedenen Standortfaktoren. Eine Bewertung der Simulationsergebnisse kann somit per se nur durch den Vergleich mit Messungen des tatsächlichen Kohlenstoffgehalts des Bodens zu verschiedenen Zeitpunkten erfolgen. Solche Messungen unterliegen aber einer hohen räumlichen Heterogenität und einer hohen zeitlichen Variabilität, die den sicheren analytischen Nachweis von Gehaltsänderungen insbesondere auf Testflächen der landwirtschaftlichen Praxis erschwert. Um dieses Problem zu umgehen, wurden die Humusbilanzen des CCB mit den Ergebnissen bewährter herkömmlicher Bilanzierungsverfahren, wie der STAND-Methode oder dem VDLUFA-Verfahren verglichen. Diese einfachen Methoden rechnen lediglich die humusmehrenden und humuszehrenden Eigenschaften der jeweiligen Bewirtschaftung gegeneinander auf, ohne einen unmittelbaren Bezug zum Kohlenstoffgehalt des Bodens herzustellen. Ihre Bilanzen sind daher zunächst nur bedingt als Maßstab zur Bewertung der CCB-Ergebnisse geeignet. Um sie mit den Ergebnissen des CCB vergleichen zu können, müssen sie mit Hilfe eines bei Validierungsarbeiten aus den Ergebnissen vieler Dauerversuche ermittelten statistischen Faktors in Diffe-

renzen an C_{org} -Gehalten des Bodens umgerechnet werden (oder anders herum: die Umrechnung der C_{org} -Gehalte der CCB-Simulationsergebnisse in Humusäquivalente).

Der anschließende Vergleich zwischen den Methoden ergab, dass die mit herkömmlichen Bilanzierungsmethoden berechneten Differenzen an C_{org} -Gehalten für die gleiche Fläche und bei gleicher Bewirtschaftung vielfach erheblich von den CCB-Ergebnissen abweichen. Dabei wurde festgestellt, dass das Ausmaß dieser Abweichungen vom C_{org} -Gehalt des Bodens und seinem Tongehalt bzw. der Bodenart abhängig ist. Diese Fehlergröße ist am geringsten für sandige Lehme bei einem C_{org} -Gehalt von ca. 1,5 %, entsprechend einem Humusgehalt von ca. 3 %, wie sie für die Lößregionen Mitteldeutschlands typisch sind. Die Abweichungen sind am höchsten für tonreiche Lehm Böden mit geringem Kohlenstoffgehalt und tonarme Sande mit hohem Kohlenstoffgehalt. Es sind die gleichen Abweichungen, wie sie auch schon an Untersuchungen auf Grundlage von Dauerversuchen gefunden worden sind (u. a. KOLBE und PRUTZER, 2004).

Vergleichsrechnungen mit der STAND-Methode haben die Ansicht weiter gestärkt, dass das Modell CCB bestrebt ist, die Humus- oder C_{org} -Gehalte der Flächen stets einem bodenartenspezifischen „idealen“ Gleichgewichtszustand zustreben zu lassen. Liegen die tatsächlichen C_{org} -Gehalte darunter, wird relativ unabhängig von der Bewirtschaftung angenommen, dass das System höheren Humusgehalten zustrebt, d. h. die CCB-Bilanzen werden im Allgemeinen höher sein als im Vergleich zu anderen Bilanzierungsmethoden. Liegen die Werte hingegen darüber, wird das CCB geringere Bilanzen und eine stete Humus-Abreicherung bis zum Gleichgewichtszustand annehmen.

Die Haushaltsgößen der Stickstoffbilanz werden im CCB unmittelbar aus dem Umsatz der organischen Substanz berechnet. Die Ergebnisse werden daher ebenfalls in erheblichem Maße vom C_{org} -Ausgangsgehalt und dem Tongehalt und anderen Faktoren des Bodens in der beschriebenen Weise beeinflusst. Entgegen den meisten Erfahrungen wurden daher für sandige Böden bei gleichem Humusgehalt und gleichem Netto-N-Saldo wesentlich höhere N-Mineralisationsraten berechnet als für tonreichere Böden, da die gemessenen C_{org} -Ausgangsgehalte dieser Böden den programminternen „idealen“ Gleichgewichtszustand weit überschreiten und daher ein zusätzlicher Humusabbau mit entsprechenden N-Freisetzungsraten berechnet wird. Um das Programm CCB zur Beurteilung des Stickstoffumsatzes unterschiedlicher Anbauverfahren nutzen zu können, sind also ebenfalls zunächst Anpassungen des C_{org} -Ausgangsgehalts vorzunehmen.

Da die Wirkungen des Anbauverfahrens auf den Stoffumsatz im Boden nicht von diesen systemimmanenten Wirkungen des Standortes, und hier vor allem des C_{org} -Gehalts im Ausgangszustand zu trennen sind, ist es bei direktem Einsatz des Prozessmodells CCB im Gegensatz zu den statischen Verfahren zur Humusbilanzierung nicht ohne weiteres möglich, Humusbilanzen eines Anbauverfahrens mit einer hohen Genauigkeitsstruktur zu erstellen, noch ist es möglich, Ergebnisse zwischen verschiedenen Standorten zu vergleichen. Das Programm erlaubt bisher lediglich einen schnellen und genauen Vergleich verschiedener Anbauverfahren auf dem gleichen Standort, d. h. bei gleichen Ton- und C_{org} -Gehalten.

Die tieferliegende Ursache für diese beschriebenen Ungenauigkeiten des Modells CCB liegen darin, dass es nicht einfach ist, die für einen bestimmten Standort richtige Relation zwischen der umsetzbaren und im Modell quasi nicht umsetzbaren organischen Substanz des Humus festzulegen (Faktor CIF, siehe KOLBE et al., 2013). Um ein hohes Niveau an Genauigkeit zu erreichen, müssen daher zwei Analysen durchgeführt werden, was streng genommen auch für die einfachen statischen Methoden gilt (siehe KOLBE und ZIMMER, 2015).

Für die erste Analyse ist auf Grundlage der Standortangaben die Festlegung oder die genaue Beschreibung des bisherigen Anbausystems mit der möglichst langjährigen durchschnittlichen Bewirtschaftung durch Fruchtfolge,

Ertragsniveau, Nebenproduktbehandlung, mineralischer und organischer Düngung als Ist-Zustand festzulegen (was in diesen Untersuchungen den Szenarien 0 entspricht). Anschließend ist der Effekt des C_{org} -Ausgangsgehalts zu minimieren. Hierzu wurde in der vorliegenden Arbeit durch fortgesetzte Simulation über einen Zeitraum von 10 bis 30 Jahren zunächst ein C_{org} -Gehalt manuell bestimmt, bei dem unter dem vorgegebenen Klima und dem Tongehalt des Bodens und den durchschnittlichen Bewirtschaftungsbedingungen langfristig keine wesentliche Veränderung des Humusgehalts mehr auftritt. Dieser Gleichgewichtsgehalt unterscheidet sich unter Umständen deutlich von dem gemessenen C_{org} -Gehalt.

In einem zeitlich parallel verlaufenen F/E-Projekt zur Kopplung der Modelle CCB und STOFFBILANZ wurde hierzu ein anderer Weg beschrieben. Hierbei wurde unmittelbar der Pool an umsetzbarer organischer Substanz bzw. die Relation zwischen umsetzbarer und nicht umsetzbarer organischer Substanz des Bodens (Faktor CIF) so weit verschoben, bis das Gleichgewicht erreicht wird (WITING et al., 2016).

Durch diese Vorgehensweisen können schließlich für verschiedene Standorte und Anbausysteme jeweils im Gleichgewicht befindliche Ist-Zustände des C_{org} - und N_t -Umsatzes berechnet werden. Sie bilden die Grundlage für anschließende weitere Analysegänge, wie beispielsweise Untersuchungen zur Wirkung alternativer Bewirtschaftungssysteme auf den C_{org} - und N_t -Umsatz. Hierzu wurden in dieser Arbeit verschiedene Szenarien erstellt und ebenfalls durchgerechnet. Die Wirkung der alternativen Szenarien wurde schließlich erhalten, indem die Differenzen zu den jeweiligen Szenarien der Ist-Zustände gebildet worden sind.

Durch diesen zweiphasigen Berechnungsweg, mit Bildung eines Ist-Zustandes im Gleichgewicht und Bewertung von Szenarien-Differenzen wurde schließlich ein sehr hohes Genauigkeitsniveau erreicht, so dass auch eine gute Übereinstimmung mit anderen statischen Humusbilanzmethoden erzielt worden ist. Die beispielhaft verrechneten Szenarien machten deutlich, dass z. B. Veränderungen der Fruchtfolge oder der Strohzufuhr als wichtige Einflussfaktoren auf den Humushaushalt anzusehen sind, aber nur geringe Einflüsse auf die berechneten N-Freisetzungs-raten ausüben. Anpassungen der organischen N-Düngung über Gülle- oder Festmistgaben hingegen spiegelten sich deutlich in den N-Mineralisationsraten wieder. Das Programm CCB unterstellt, dass mit der Zeit die gesamte N-Zufuhr über Wirtschaftsdünger verfügbar wird, was unter den Bedingungen der Praxis bisher oft nicht beachtet wird (siehe Kap. 5: Düngbedarfsermittlung).

Mit den beschriebenen Anpassungen ist es mit dem Programm CCB jetzt auf einfache Art möglich geworden, die Effekte unterschiedlicher Anbauverfahren (siehe Kap. 4.1) oder weiterer Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie beispielsweise eine Zusatzbewässerung (Kap. 4.2), auf den Humus- und Stickstoffhaushalt über beliebige Zeitabschnitte zu simulieren.

4 Szenarienberechnungen zur Optimierung des Humus- und Stickstoffhaushalts

Von KOLBE (2013a, b) wurden Humusbilanzen mit der STAND-Methode für einzelne Fruchtarten und schließlich für ganze Fruchtfolgen und Bewirtschaftungssysteme des konventionellen und ökologischen Landbaus von jeweils neun verschiedenen Standorten mit deutlich unterschiedlicher Bodenfruchtbarkeit erstellt. Dabei wurden verschiedene Schwerpunkte der Betriebsgestaltung in ihren Wirkungen auf den Humushaushalt untersucht. Gegenüber der STAND-Methode erlaubt das Programm CCB neben der Berechnung der Humusbilanz auch die Darstellung der daraus folgenden zeitlichen Veränderungen der Humusgehalte sowie Kalkulationen zum Einfluss der Bewirtschaftung und Fruchtfolgegestaltung auf den Stickstoffhaushalt und die N-Freisetzung durch die Mineralisation. Deshalb wurden einige wichtige Szenarien aus KOLBE (2013a) für die in Sachsen am meisten verbreiteten Standorte mit dem Programm CCB einer genaueren Untersuchung unterzogen.

Die Frühjahrs- und Sommertrockenheit gilt in den nördlichen Landesteilen Sachsens vielfach als ertragsbegrenzender Faktor. Bewässerung kann in diesen Regionen dazu beitragen die Erträge zu sichern und damit die Ausnutzung des Stickstoffs zu verbessern. So wurden als weiteres aktuelles Themenfeld an Hand von Beispielen mit dem Programm CCB der Einfluss der Bewässerung auf den Humus- und Stickstoffumsatz im Boden untersucht.

Mit dem Modell ist es möglich, sowohl den Einfluss steigender Temperaturen auf das Pflanzenwachstum und den damit verbundenen Stoffeintrag in den Boden als auch die gegenläufigen Prozesse des vermehrten Humusabbaus infolge höherer Temperaturen zu simulieren. Daher wurde zusätzlich geprüft, welchen Veränderungen diese Prozesse unter dem Einfluss des Klimawandels unterliegen.

4.1 Berechnungen zum Einfluss des Anbauverfahrens auf den Humus- und Stickstoffhaushalt

Mit dem Modell CCB wurden am Beispiel von drei Standorttypen Berechnungen zum langjährigen Einfluss verschiedener Anbauverfahren auf die Humusbilanzen und die N-Mineralisierungsraten untersucht. Die geprüften Anbauverfahren sind folgenden Schwerpunkten der Betriebsgestaltung zuzuordnen:

- Anbau von Körnerfrüchten (Getreide, Raps, Körnermais) als Marktfruchtbetrieb ohne Viehhaltung bzw. mit unterschiedlich intensiver Schweinehaltung
- Marktfruchtbetriebe mit steigender Anbaukonzentration verschiedener Hackfrüchte, Schwerpunkt Kartoffeln
- Anbau von Silomais in Energiefruchtfolgen sowie Rinder- und Milchviehhaltung.

4.1.1 Material und Methoden

Die untersuchten Bewirtschaftungs- oder Anbausysteme sind in KOLBE (2013a) detailliert beschrieben. Eine Kurzcharakteristik erfolgt hierzu bei der Darstellung der Ergebnisse zu den verschiedenen Betriebssystemen. Aufgrund der Abhängigkeit der CCB-Ergebnisse vom C_{org} -Ausgangsgehalt der Böden wurde für jeden Boden, entsprechend des im Kapitel 3 geschilderten Verfahrens, zunächst ein C_{org} -Gleichgewichtszustand berechnet. Als Referenzbewirtschaftung oder –anbausystem wurde die Getreide- oder Körnerfruchtfolge „Getreide F5“ gewählt, die einerseits bereits auf vielen Standorten einen mehr oder weniger ausgeglichenen Humusspiegel aufweist (Klasse C) und

andererseits nach Vergleich mit den Daten der in den vorherigen Kapiteln untersuchten Dauertest- und -beobachtungsflächen mit mehr oder minder geringen Abweichungen in Sachsen die größte Verbreitung hat. Wirtschaftsdünger oder andere organische Dünger werden bei diesem System nicht eingesetzt. Die Anbauzusammensetzung ist wie folgt charakterisiert:

- 50 % Getreide mit Strohabfuhr
- 25 % Getreide mit Verbleib des Strohs
- 25 % Winterraps mit Verbleib des Strohs

Die Berechnungen wurden jeweils über einen Zeitraum von 24 Jahren, entsprechend sechs vollen, jeweils 4-jährigen Fruchtfolgedurchläufen, durchgeführt. Für diesen Zeitraum wurden für das Referenzanbausystem „Getreide F5“ folgende C_{org} -Gleichgewichtsgehalte ermittelt:

- Standort 2 (leichte Böden, SI, 7 % Ton) 0,95 % C_{org}
- Standort 4 (mittlere Böden, SL, 15 % Ton) 2,60 % C_{org}
- Standort 5 (schwere Böden, sL, 21 % Ton) 2,80 % C_{org}

Wie in den Anbauverfahren beschrieben, wurde mit steigender Bonität der Böden (Standorte) auch ein ansteigendes Ertragsniveau angenommen. Die mineralische N-Düngung wurde dem steigenden Ertragsniveau angepasst. Ebenso wurde mit der organischen Düngung verfahren, sofern Wirtschaftsdünger in den Bewirtschaftungsverfahren zur Anwendung kommen.

Um die geschilderte Methodik und das Programm CCB auf ihre Anwendbarkeit für solche Analysen zu prüfen, wurden die nach einem 24-jährigen Berechnungszeitraum für die verschiedenen Anbauverfahren gegenüber dem Referenzverfahren erhaltenen Werte für die Veränderung des C_{org} -Gehalts des Bodens mit den Humusbilanzen in KOLBE (2013a, Tabelle 3, Tabelle 5 und Tabelle 7) verglichen. Hierzu wurden die dort in kg Humusäquivalente je Hektar angegebenen Bilanzen der STAND-Methode mit der Gleichung ($\Delta C_{org} = \text{häq/ha} \cdot 0,0005672$) zunächst in prozentuale Veränderungen der C_{org} -Gehalte im Boden umgerechnet und anschließend ebenfalls zu den Bilanzen des Anbauverfahrens F5 ins Verhältnis gesetzt.

In Abbildung 50 sind die mit dem Modell CCB erhaltenen Ergebnisse zur Veränderung der C_{org} -Gehalte durch verschiedene Anbauverfahren gegen die umgerechneten Bilanzierungsergebnisse der STAND-Methode aufgetragen worden. Für alle untersuchten Schwerpunkte der Betriebsgestaltung ist zunächst ein enger und statistisch hoch gesicherter Zusammenhang zwischen den Berechnungen mit der STAND-Methode und den Ergebnissen des CCB zu erkennen. Für die Fruchtfolgen mit hohem Silomaisanteil (Energiefruchtfolgen) und noch stärker für die Fruchtfolgen mit hohem Hackfruchtanteil (Hackfruchtfruchtfolgen) weichen die Geraden jedoch z. T. erheblich von der 1 : 1 Linie ab. Für diese Betriebssysteme berechnet das CCB bei humuszehrender Bewirtschaftung meistens etwas geringere Verluste im C_{org} -Gehalt als die STAND-Methode, umgekehrt wird für humusmehrende Anbauverfahren ein etwas geringerer Anstieg des C_{org} -Gehalts berechnet. Insgesamt ist die Variation der ΔC_{org} -Werte zwischen den verschiedenen Anbauverfahren für diese Bewirtschaftungssysteme bei den CCB-Ergebnissen geringer ausgeprägt als bei der STAND-Methode. Für weit verbreiteten Getreide- und Körnerfruchtfolgen hingegen besteht zwischen den Berechnungen der STAND-Methode und den Ergebnissen des CCB eine sehr gute Übereinstimmung.

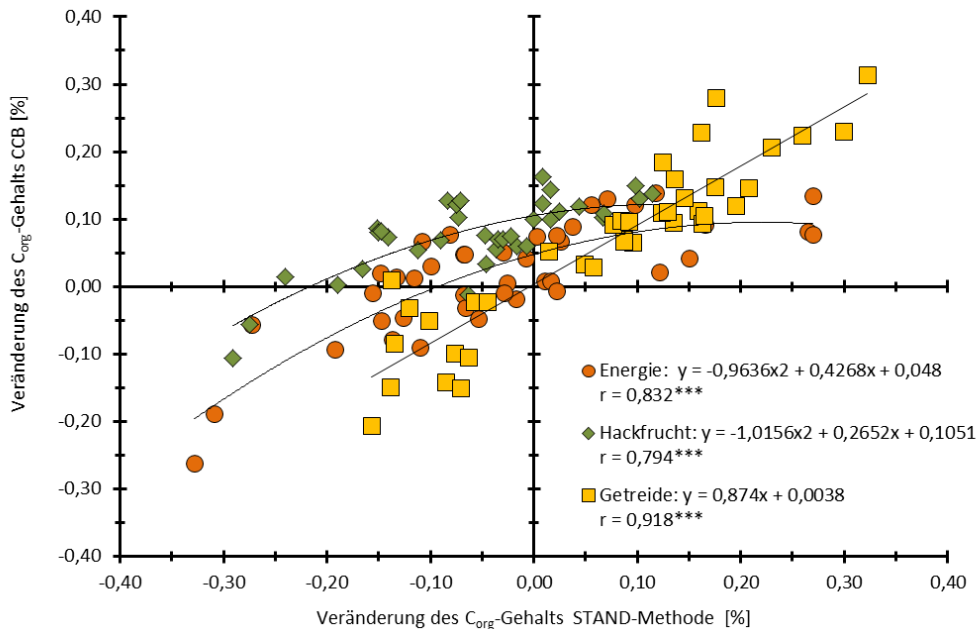


Abbildung 50: Vergleich der mit dem Programm CCB und mit der STAND-Methode berechneten Veränderungen der C_{org} -Gehalte für typische Getreide-, Hackfrucht- und Energiepflanzenfruchtfolgen

Eine Komplettierung des Programms im Hinblick auf eine noch bessere Darstellung der Fruchtartengruppen mit ihren spezifischen Einflüssen auf den Humusumsatz sollte daher in Zukunft noch vorgenommen werden (Länge der Vegetationsperiode, Art und Menge des Bestandsabfalls, Unterschiede in der Bodenlockerung durch Bodenbearbeitung, Pflege- und Ernteverfahren). Bei der Interpretation der in den folgenden Abschnitten vorgestellten Ergebnisse sind diese Schwächen zu berücksichtigen. Auf die Darstellung der Ergebnisse zum Hackfruchtanbau, der in Sachsen nicht weit verbreitet ist, wird daher verzichtet.

4.1.2 Getreide- und Körnerfruchtfolgen

Die verrechneten Getreide- oder Körnerfruchtfolgen sind Tabelle 18: Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisationsleistung (N-MIN) in Abhängigkeit vom Standort bei Fruchtfolgen mit Getreide und anderen Körnerfrüchten nach einem 24-jährigen Bewirtschaftungszeitraum (N-MIN = Mittel der letzten 8 Jahre) zu entnehmen. In den Fruchtfolgen F1 bis F9 wurden viehlose Betriebe mit Anbau von Körnerfrüchten betrachtet. Bei den Fruchtfolgen F10 bis F14 wurde eine organische Düngung aus der Schweinehaltung mit steigender Intensität in den Getreideanbau integriert. Die Fruchtfolge F5 kennzeichnet das Referenzanbauverfahren, bei dem unter Zugrundelegung der oben angenommenen C_{org} -Gleichgewichtsgelhalte keine Veränderung der Humusgelhalte eintritt ($\Delta C_{org} = 0$).

In den Abbildung 51, Abbildung 52 und Abbildung 53 ist zudem der zeitliche Verlauf der Veränderungen der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisierung der untersuchten Böden für ausgesuchte Anbauverfahren dargestellt. Für die 14 aufgeführten Fruchtfolgen werden die Veränderung des C_{org} -Gehalts nach 24 Jahren sowie die mittlere jährliche N-Mineralisationsrate (N-MIN) der letzten 8 Jahre (Jahr 17 bis 24) angegeben.

Humushaushalt

Aus Tabelle 18 geht im Einzelnen hervor, dass gegenüber dem Referenzverfahren (F5) ein 100%iger Getreideanbau mit Abfuhr des gesamten Stroh (Fruchtfolge F1) auf allen Standorten zu einer Abnahme der C_{org} -Gehalte führt. Dieses Anbauverfahren hat eine deutliche Unterversorgung mit organischer Substanz zur Folge, die umso stärker zum Tragen kommt, je fruchtbarer die Böden sind bzw. je höher ihre biologische Aktivität ist. Während auf

dem leichten Boden lediglich eine geringe Minderung des C_{org} -Gehalts um 0,05 % innerhalb von 24 Jahre eintritt, kommt es auf den besseren Standorten bereits zu einem merklichen Humusschwund um 0,15 % bzw. 0,21 % gegenüber dem Gleichgewichtsniveau (F5). Diese Böden brauchen demnach eine höhere Zufuhr an organischer Substanz für einen ausgeglichenen Humushaushalt. Umgerechnet in das VDLUFA-Bewertungssystem ist ein Abbau des organischen Kohlenstoffs um 0,05 % gleichbedeutend mit einer Humusbilanz von ca. -95 häq/ha^*a , was dem oberen Bereich der Klasse B (niedrig) entspricht. Auf den Standorten 4 und 5 wäre das gleiche Anbauverfahren mit Humusbilanzen von -278 und -387 häq/ha^*a bereits der Bilanzklasse A (sehr niedrig) zuzuordnen (Tabelle 18, F1). Die ermittelten Humusbilanzen mit der STAND-Methode können aus KOLBE (2013a) zum Vergleich herangezogen werden.

Die nächsten Fruchtfolgen (Tabelle 18, F2 bis F4) sind durch einen 25 %igen Verbleib des Strohs auf der Fläche gekennzeichnet. Hierdurch kann die Humusversorgung auf dem leichten Boden bereits soweit stabilisiert werden, dass ein Abbau an organischer Substanz kaum noch erfolgt. Bei diesem Anbauverfahren ist der Humushaushalt daher bereits ausgeglichen (Bilanzklasse C). Einer weiteren Zufuhr an organischer Substanz bedarf es auf diesen umsatzschwachen Böden deshalb in der Regel nicht mehr.

Auf den besseren, umsatzstärkeren Standorten 4 und 5 hingegen reicht der 25 %ige Verbleib des Strohs bei weitem noch nicht aus, um Humusverluste zwischen 0,10 % und 0,15 % C_{org} innerhalb des Berechnungszeitraums von 24 Jahren gegenüber der Referenzvariante zu vermeiden. Diesem Abbau organischer Substanz sind Humusbilanzen zwischen -180 häq/ha und -280 häq/ha gleichzusetzen, was den Bilanzklassen B und A entspräche. Lediglich die Fruchtfolge F2 mit einem 25 %igen Körnermaisbau anstelle von Getreide weist auch auf diesen Standorten bereits annähernd ausgeglichene Humusbilanzen auf, was wahrscheinlich auf den höheren Stroherträgen des Maisbaus und damit auf dem höheren Eintrag leicht abbaubarer organischer Substanz beruht.

Erst wenn mindestens 50 % oder besser 75 % des Strohs auf den Schlägen zurück bleibt, ist die Humusbilanz aller Standorte ausgeglichen bzw. die Gehalte an organischer Substanz steigen gegenüber dem Referenzsystem über die Zeit sogar bereits leicht an. Zwischenfruchtbau und der Verbleib des Aufwuchses als Gründünger führen zu einem geringen weiteren Anstieg der organischen Substanz der Böden zwischen 0,02 % (Standort 2) und 0,04 % C_{org} (Standort 5), wie ein Vergleich der ΔC_{org} -Gehalte zwischen den Anbauverfahren F6 und F7 zeigt (Tabelle 18).

Die Humuswirkung einer geringen Güllegabe um 0,3 GV/ha (ca. 20 kg N/ha), was etwa dem mittleren Gülleeinsatz in Sachsen entspricht (SMUL, 2015), ist mit der Wirkung des Verbleibs des gesamten Strohs einer 100 %igen Getreidefruchtfolge vergleichbar. Gegenüber dem Referenzanbauverfahren (F5) steigen die C_{org} -Gehalte aller Böden durch Güllegaben in dieser Höhe um ca. 0,1 % C_{org} (0,09-0,13 % C_{org}) in 24 Jahre an. Dies entspricht Humusbilanzen um +200 häq/ha^*a , die bereits der Mitte der Bilanzklasse D (hoch) zuzuordnen sind (F10, Tabelle 18). Im Getreide- oder Körnerfruchtanbau ist somit schon eine geringe organische Düngung ausreichend, um auf allen Standorten langfristig noch etwas ansteigende Humussalden zu erzielen. Höhere Gaben organischer Düngung (Gülle aus intensiver Schweinehaltung bis über 3 GV/ha) insbesondere in Kombination mit Zwischenfruchtanbau oder Gründüngung lassen die Humusgehalte rasch weiter ansteigen, beim sandigen Boden um bis zu 0,19 % C_{org} gegenüber der Referenz (F5), beim lehmigen Boden sogar um bis zu 0,31 % C_{org} in 24 Jahren (siehe F11 bis F14, Tabelle 18).

Tabelle 18: Veränderung der C_{org}-Gehalte und der N-Mineralisationsleistung (N-MIN) in Abhängigkeit vom Standort bei Fruchtfolgen mit Getreide und anderen Körnerfrüchten nach einem 24-jährigen Bewirtschaftungszeitraum (N-MIN = Mittel der letzten 8 Jahre)

Fruchtfolge	Anbauverfahren	Standort 2		Standort 4		Standort 5	
		ΔC_{org} [%]	N-MIN [kg N/ha*a]	ΔC_{org} [%]	N-MIN [kg N/ha*a]	ΔC_{org} [%]	N-MIN [kg N/ha*a]
F1	100 % Getreide – Stroh	-0,05	19	-0,15	34	-0,21	41
F2	75 % Getreide – Stroh 25 % Körnermais + Stroh	0,01	22	-0,03	41	-0,08	47
F3	75 % Getreide – Stroh 25 % Getreide + Stroh	-0,02	20	-0,10	35	-0,14	41
F4	75 % Getreide – Stroh 25 % Winterraps + Stroh	0,02	27	-0,10	45	-0,15	61
F5 (Referenz)	50 % Getreide – Stroh 25 % Getreide + Stroh 25 % Winterraps + Stroh	0,00	28	0,00	45	0,00	51
F6	25 % Getreide – Stroh 75 % Getreide + Stroh	0,05	21	0,03	33	0,03	38
F7	25 % Getreide – Stroh + W.-Zwischenfrucht + Gründüngung 75 % Getreide + Stroh	0,07	44	0,07	55	0,07	59
F8	100 % Getreide + Stroh	0,09	22	0,10	34	0,11	37
F9	75 % Getreide + Stroh 25 % Winterraps + Stroh + Stoppelfrüchte + Gründüngung ohne Schweinegülle	0,10	47	0,09	60	0,11	64
F10 0,3 GV/ha	25 % Getreide + Stroh + 1/2 Schweinegülle 75 % Getreide + Stroh	0,10	35	0,11	54	0,13	66
F11 0,7 GV/ha	25 % Getreide + Stroh + Schweinegülle 25 % Getreide + Stroh + W.-Zwischenfrüchte + Gründüngung 25 % Getreide + Stroh 25 % Winterraps + Stroh	0,11	77	0,12	106	0,15	127
F12 1,5 GV/ha	50 % Getreide + Stroh + Schweinegülle 25 % Körnermais + Stroh 25 % Getreide + Stroh + W.-Zwischenfrucht	0,19	102	0,23	144	0,28	179
F13 2,5 GV/ha	75 % Getreide + Stroh + Schweinegülle 25 % Getreide + Stroh + Winter-Zwischenfrucht + Gründün- gung	0,15	119	0,21	157	0,22	199
F14 3,6 GV/ha	100 % Getreide + Stroh + Schweinegülle + 2mal Winter.-Zwischenfrucht	0,16	143	0,23	217	0,31	283

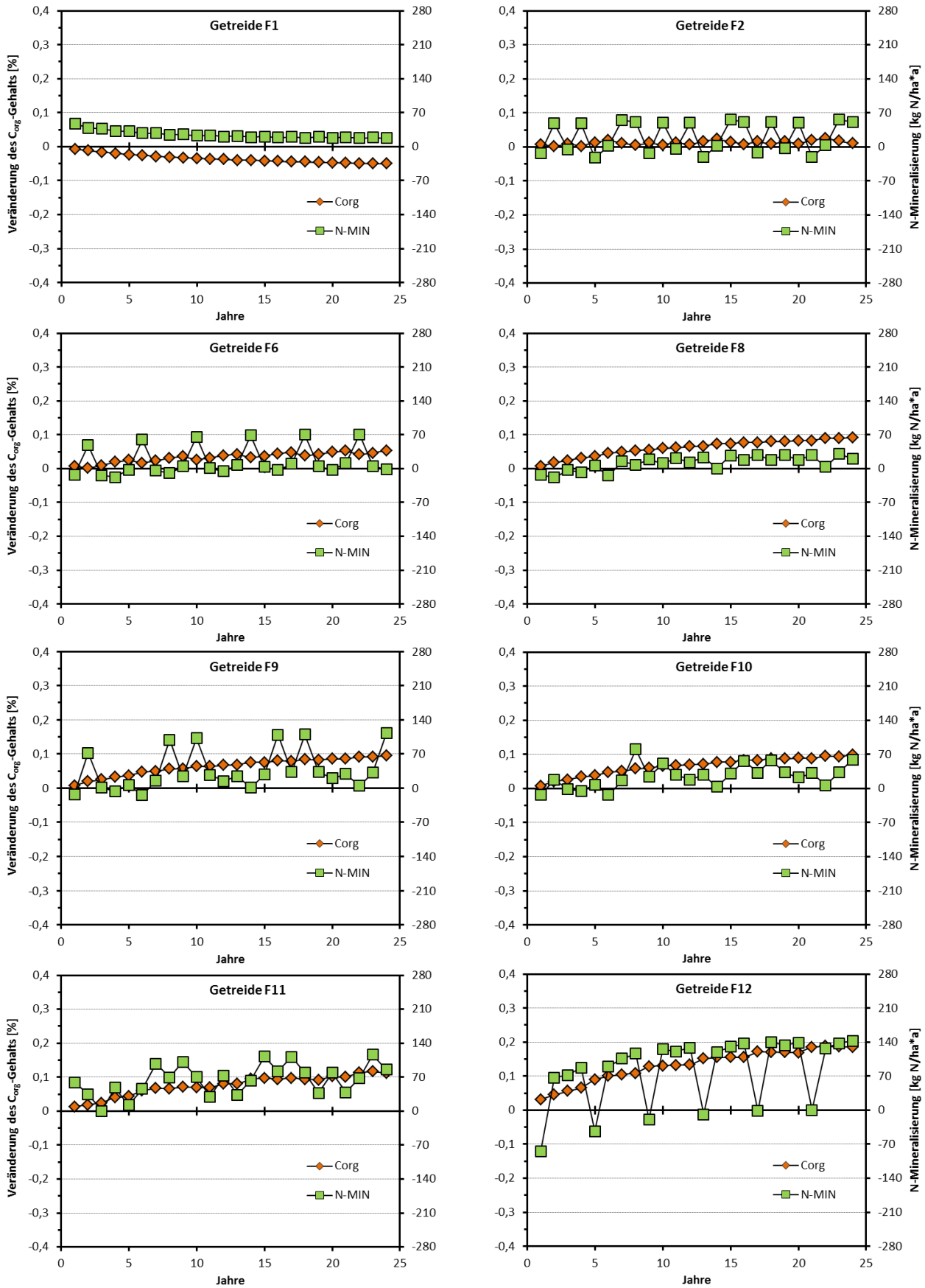


Abbildung 51: Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisation in Abhängigkeit vom Anbauverfahren, Standort 2 (Erläuterungen siehe Tabelle 18)

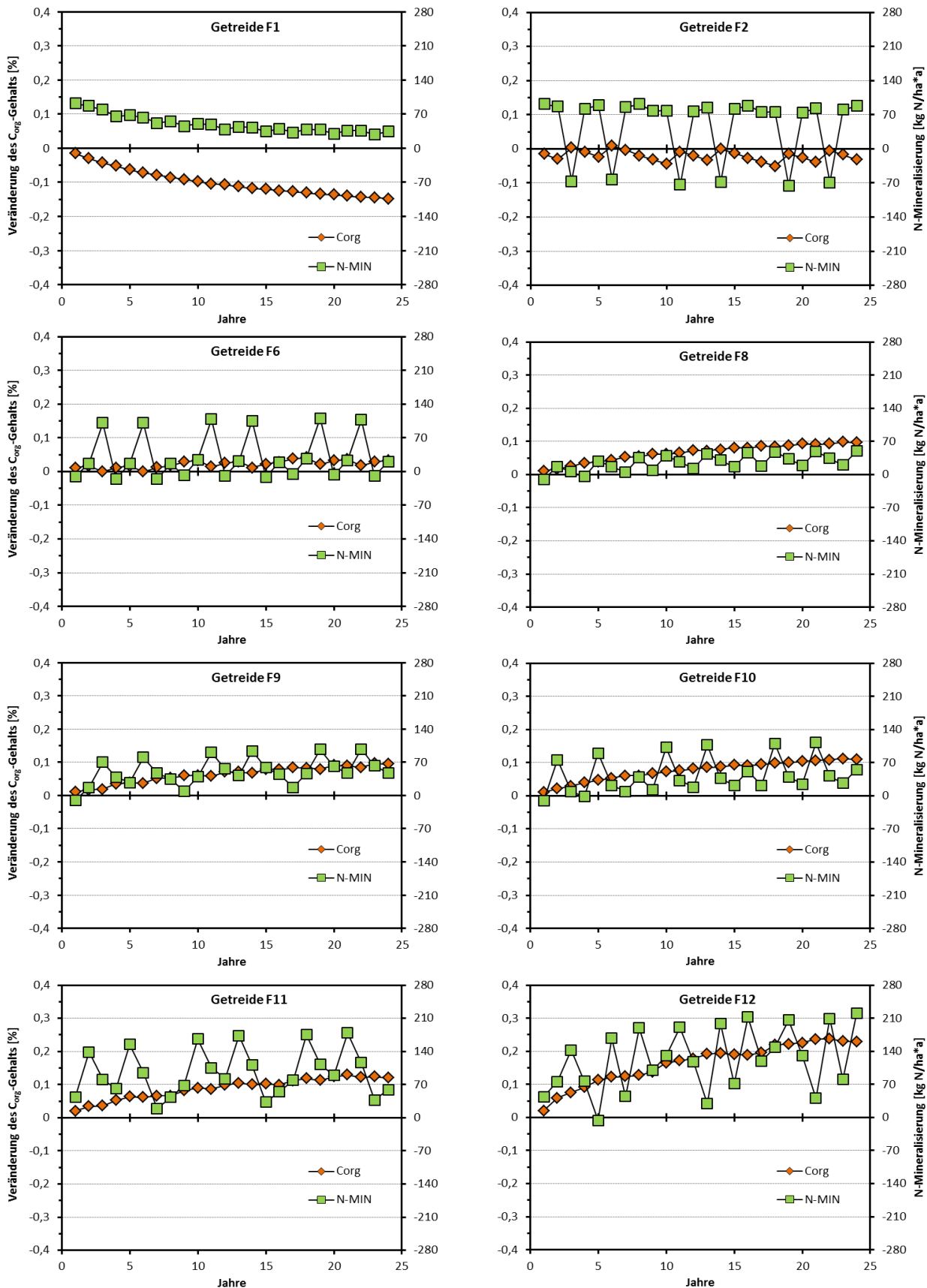


Abbildung 52: Veränderung der C_{org}-Gehalte und der N-Mineralisation in Abhängigkeit vom Anbauverfahren, Standort 4 (Erläuterungen siehe Tabelle 18)

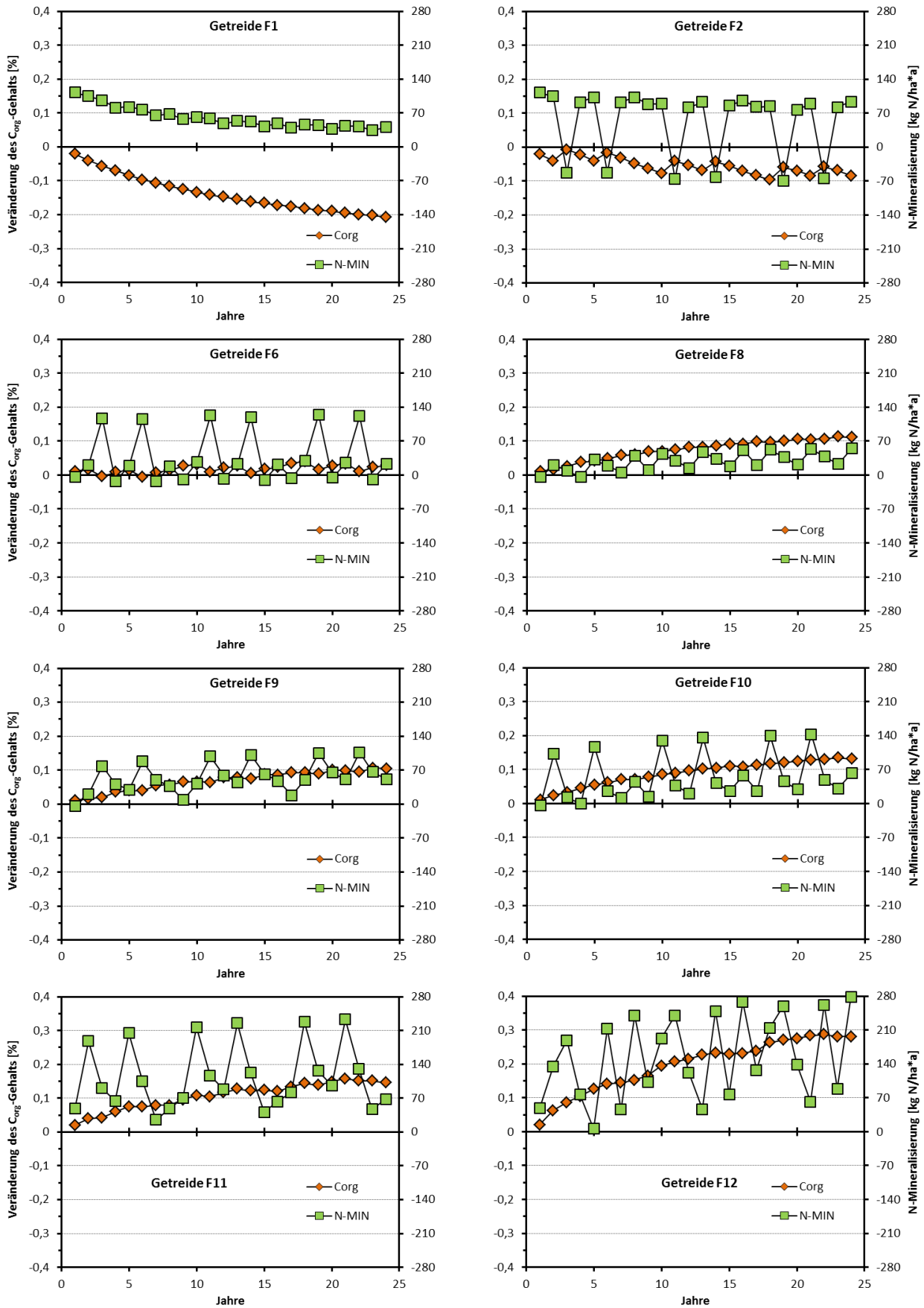


Abbildung 53: Veränderung der C_{org}-Gehalte und der N-Mineralisation in Abhängigkeit vom Anbauverfahren auf dem Standort 5 (Erläuterungen in Tabelle 18)

Stickstoffhaushalt

Von den Parametern des Stickstoffhaushalts sind die N-Mineralisationsraten von besonderem Interesse. Die Abbildung 51 bis Abbildung 53 zeigen zunächst im Überblick, dass die Mineralisationsraten in Abhängigkeit vom Anbauverfahren teilweise durch erhebliche Schwankungen von Jahr zu Jahr charakterisiert sind. Die Amplitude der jährlichen Schwankungen steigt mit dem Ertragspotenzial der Böden an. Bei einem ausgeglichenen Humushaushalt ($\Delta C_{\text{org}} = 0$) ist nach ca. 20 Jahren Laufzeit mit jährlichen N-Mineralisationsraten von 28 kg N/ha auf leichten Böden (Standort 2) und bis ca. 51 kg N/ha auf dem lehmigen Standort 5 zu rechnen (vgl. Tabelle 18, Referenzanbauverfahren F5).

Sind die Humusbilanzen negativ ($\Delta C_{\text{org}} < 0$), wie bei 100 %iger Strohabfuhr auf allen Böden (Verfahren F1, siehe Tabelle 18), so sinken auch die N-Mineralisationsraten über die Zeit langsam, aber stetig ab. Die weit verbreitete Ansicht, dass ein deutlicher Humusabbau mit erhöhter N-Freisetzung einhergeht, trifft also nur bedingt zu oder kann allenfalls kurzzeitig auftreten. Bei langfristig humuszehrender Bewirtschaftung wird dieser Effekt vom fortschreitenden Abbau des Gesamt-N-Pools überlagert. Je geringer der Humusvorrat und damit die N-Speicherung, desto geringer fallen auch bei gleicher Bewirtschaftung die N-Freisetzungsraten aus. Trotz sinkender Mineralisationsraten werden aber auch nach rund 20 Jahren immer noch jährlich zwischen 19 kg N/ha auf dem sandigen Boden (Standort 2) und 41 kg N/ha auf den besseren Böden (Standort 5) freigesetzt; Beträge die für die N-Düngebedarfsermittlung durchaus von Bedeutung sind.

Verbessern sich die Humusbilanzen, d. h. steigen die Humusgehalte in Folge einer entsprechenden Veränderung der Bewirtschaftung langsam an ($\Delta C_{\text{org}} > 0$), so kommt es mit der Zeit auch zu ansteigenden N-Mineralisationsraten. Zu einer N-Festlegung infolge der Humusanreicherung kommt es zunächst kaum oder allenfalls bei Anbauverfahren, die im Wesentlichen auf Strohdüngung zur Stabilisierung des Humushaushalts basieren. In den Fruchtfolgebeispielen, bei denen 25 % (F3), 75 % (F6) oder sogar 100 % (F8) des Getreidestrohs auf dem Schlag verbleiben, verbessert sich zwar die Humusbilanz deutlich, nicht aber die N-Mineralisationsrate. Lediglich auf den schwereren Böden deutet sich eine geringe N-Festlegung in Folge der Strohdüngung an. Ein Effekt, der auf das hohe C/N-Verhältnis des Strohs beruht und in der Praxis weithin bekannt ist.

Die verbreitete N-Ausgleichsdüngung zur Förderung des Strohabbaus erscheint bei der heute üblichen relativ hohen N-Mineraldüngung auch nach den hier vorliegenden Berechnungsergebnissen nicht erforderlich zu sein. Denn selbst wenn das gesamte Stroh auf dem Schlag verbleibt, geht die gemittelte jährliche N-Mineralisationsrate gegenüber einer 100 %-igen Strohabfuhr um jährlich höchstens 4 kg N/ha zurück. Eine Ausgleichsdüngung scheint allenfalls bei Anbau von Körnermais angeraten, der nach der Ernte relativ hohe Mengen schwer abbaubaren Strohs auf dem Schlag hinterlässt. In den Abbildung 51 bis Abbildung 53 kommt dies in dem regelmäßigen Rückgang der N-MIN-Kurven bei dem Anbauverfahren F2 zum Ausdruck. Hierdurch können negative Werte entstehen, wodurch Stickstoff vorübergehend auch festgelegt werden kann.

Jede Zufuhr leicht abbaubarer organischer Substanz hingegen fördert die N-Freisetzung durch Mineralisation. Dies zeigt sich bereits beim Anbau von Winterraps (F4) und noch stärker, wenn zusätzlich eine Gründung als Stoppelfrucht zum Anbau kommt (F9, Tabelle 18). Für Winterraps berechnet das CCB selbst für Sandböden jährliche N-Freisetzungsraten von gut 100 kg N/ha, wobei aus den Ergebnissen bisher nicht hervorgeht, wann dieser Stickstoff im Jahresverlauf verfügbar wird, da vom Programm die Kalkulationen lediglich in Jahresscheiben ausgegeben werden. Aus vielen Untersuchungen ist hinreichend belegt, dass die Mineralisationsraten nach einem Rapsanbau alleine in den auf die Ernte folgenden Herbstmonaten schon 100 kg N/ha und mehr erreichen können.

Durch die Zufuhr von Wirtschaftsdüngern (Schweinegülle) steigen sowohl die Humusgehalte der Böden als auch die N-Mineralisationsraten mit der Zeit deutlich an. Schon bei Güllegaben von durchschnittlich 0,7 GV/ha*a (entsprechend 40 kg N/ha*a) ist mit einer Verdoppelung der N-Freisetzung durch Mineralisation gegenüber Anbauverfahren mit einer gleichen Fruchtfolge aber ohne organische Düngung zu rechnen (Vergleich F11/F9, Tabelle 18). Die Jahre mit Güllegaben sind bei allen Böden an den nach oben gerichteten Peaks der N-MIN-Kurven deutlich zu erkennen. Mit jeder Erhöhung der Zufuhr leicht abbaubarer organischer Substanz, sei es durch Gülle oder durch Pflanzenrückstände wie Rapsstroh, Gründüngung etc., steigt auch die N-Mineralisation an. Steigende N-Mineralisationsraten haben zugleich eine höhere Variabilität der N-Freisetzung zwischen den einzelnen Jahren zur Folge.

Bei der aus extrem hoher Viehhaltung verabreichten Güllendüngung kann schließlich die Mineralisation derart ansteigen, dass sie die für die Pflanzenproduktion und Ernteabfuhr notwendigen N-Mengen um ein Vielfaches übersteigen können (F13, F14, Tabelle 18). Erhöhte Nährstoffverluste und Gefährdung anderer Umweltkompartimente sind die bekannten unausweichlichen Folgen. Praktische Hinweise bei der Vorlage von extremen Versorgungslagen mit organischer Substanz aus der Bewirtschaftung können einem Leitfaden von KOLBE und ZIMMER (2015) entnommen werden. Diese Aspekte, deren Prognosesicherheit zwar erschwert ist, müssen bei zukünftigen Verfahren zur Düngebedarfsermittlung besser berücksichtigt werden können.

4.1.3 Energiefruchtfolgen

Im Gegensatz zu den Getreidefruchtfolgen, für die eine enge Abhängigkeit der N-Mineralisationsleistung von der Veränderung der C_{org} -Gehalte im Boden feststellbar ist, besteht eine solche Beziehung für Hackfrucht- und für die Energiefruchtfolgen nicht (Abbildung 54). In Fruchtfolgen mit Silomais und mit hohem Hackfruchtanteil ist im Vergleich zu einer etwas geringeren Veränderung der C_{org} -Gehalte eine höhere N-Mineralisation zu erkennen.

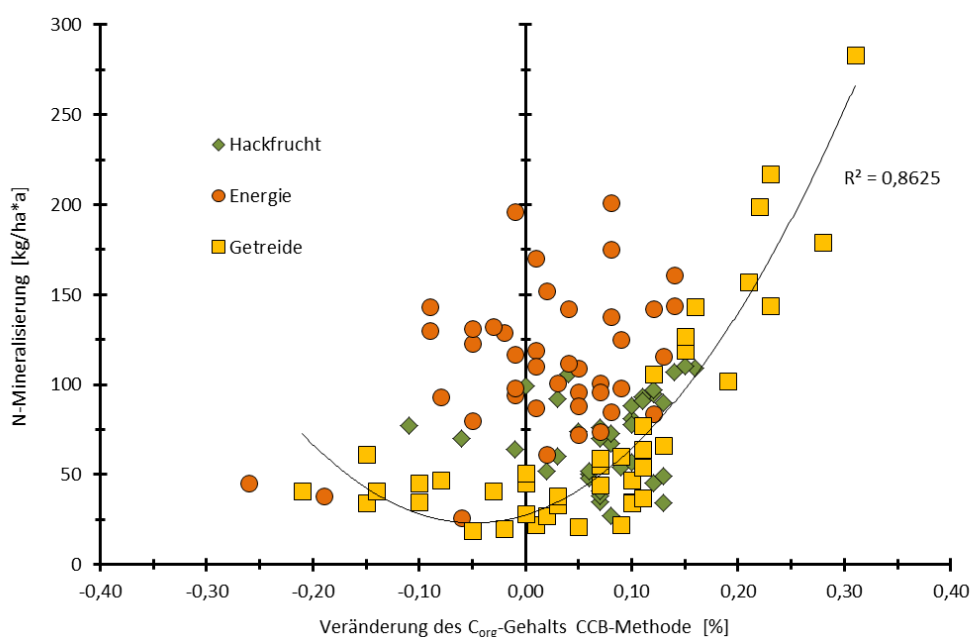


Abbildung 54: Beziehung zwischen der mit dem Modell CCB berechneten Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisationsleistungen in Getreide-, Energie- und Hackfruchtfolgen

Weiterhin zeigt sich bei den Energiefruchtfolgen eine deutlich geringere Übereinstimmung mit den Ergebnissen bei KOLBE (2013a, Abbildung 44). Die Abweichungen zwischen beiden Bilanzierungsverfahren sind beim leichten Sandboden am größten und nehmen mit steigendem Tonanteil ab. Die Ergebnisse sind daher mit einer höheren Streuung gekennzeichnet, was bei der Interpretation zu berücksichtigen ist (Tabelle 19). Als Referenzanbauverfahren dient wiederum die Getreidefruchtfolge F5.

In den Fruchtfolgen zur Energiegewinnung wird in der Regel in großem Umfang organische Substanz vom Feld abgeerntet um sie zur Energieerzeugung einzusetzen. Bei der Anbaukombination F1 mit 50 % Silomais, 25 % Zuckerrüben und 25 % Getreide-Ganzpflanzensilage (GPS) werden alle Koppelprodukte vom Feld abgeerntet und es erfolgt keine Rückführung in Form von Gärsubstraten oder ähnlichen Düngemitteln (Tabelle 19). In dieser Fruchtfolge wird für alle Standorte eine Abnahme der C_{org} -Gehalte ermittelt. Auf dem leichten Standort 2 beträgt sie nur 0,06 % innerhalb von 24 Jahren, auf dem mittleren Standort sind es schon 0,19 % und auf dem schweren Boden sogar 0,26 % C_{org} , was einer mittleren Humusbilanz von -460 häq/ha*a entspricht. Gleichzeitig sind deutlich geringere Mengen an N-Mineralisation festzustellen.

Durch zusätzliche Gründungsmaßnahmen, wie den Anbau von Zwischenfrüchten und Verbleib des Zuckerrübenblatts auf dem Acker, werden auf dem leichten Standort bereits ausgeglichene Bilanzen bzw. sogar eine leichte Humusanreicherung erreicht (Fruchtfolge F2). Im Vergleich zur Referenzfruchtfolge F5 ist bereits ein Anstieg der Werte an N-Mineralisation zu erkennen, besonders auf den schwereren Böden der Standorte 4 und 5.

Auf den besseren Böden hingegen sorgt langfristig erst der Verzicht auf den stark humuszehrenden Zuckerrübenanbau für annähernd ausgeglichene Humussalden (Fruchtfolge F4). Auf diesen Böden ist es auch vorteilhaft, einen Teil des Stroh aus dem Getreideanbau auf den Schlägen zu belassen, um den Humushaushalt zu stabilisieren. Günstiger Weise sollten auch die Gärrückstände auf die Felder zurückgeführt werden, wobei zu beachten ist, dass deren Humuswirkung stark von der Art und Beschaffenheit der Gärsubstrate abhängt. Rückstände aus der Güllevergärung sind in ihrer Humuswirkung meistens höher zu bewerten als beispielsweise Maissubstrate (KOLBE, 2013a). Daher ist die Rückführung der Gärsubstrate aus dem Maisanbau auf umsatzstarken Böden vielfach nicht ausreichend, um einen Ausgleich der Humussalden zu bewirken. Dem Anbau von Körnermais mit Verbleib des Stroh wird vom CCB eine ähnliche Humuswirkung zugesprochen, wie eine Strohdüngung nach Getreide.

Die Fruchtfolgen F7 bis F14 sind typisch für Betriebe mit Rinderhaltung, in denen der Silomais und teilweise auch das Zuckerrübenblatt in der Veredelung verwertet werden. Bei einem Silomaisanteil von 25 % können schon durch Zuführung geringer Güllemengen bis 0,3 GV/ha auf allen Standorten ausgeglichene Humussalden erreicht werden, selbst bei Zuckerrübenanbau. Dies gilt jedoch nur, solange der Getreideanbau in der Fruchtfolge weiterhin dominiert und zumindest ein Teil des Getreidestroh auf den Schlägen verbleibt (Fruchtfolge F8). In diesen Anbaufolgen werden im Vergleich zur Referenzfruchtfolge F5 ähnlich hohe N-Mineralisationsraten berechnet.

Muss aber der Getreideanteil zu Gunsten des Silomais zur Futterbereitstellung reduziert werden, reichen auch höhere Güllegaben nicht mehr aus, um ein Absinken der Humusgehalt auf den umsatzstarken Standorten zu verhindern (Fruchtfolgen F10 u. F11). Erst durch Herausnahme der Zuckerrübe, verstärktem Anbau von Getreide oder Ausdehnung des Silomaisanbaus auf 75 % der Fläche und weiter steigendem Gülleeinsatz kann auch auf den fruchtbaren Lehmstandorten ein zufriedenstellender Versorgungsgrad mit organischer Bodensubstanz langfristig gewährleistet werden. Hierbei ist aber zu bedenken, dass in diesen intensiven Fruchtfolgen dann die Mineralisation an Stickstoff deutlich ansteigen kann (Fruchtfolgen F12 und F13, Tabelle 19).

Tabelle 19: Veränderung der C_{org}-Gehalte und der N-Mineralisationsleistung in Abhängigkeit vom Standort bei Energiefruchtfolgen mit Silomais nach einem 24-jährigen Bewirtschaftungszeitraum (N-MIN = Mittel der letzten 8 Jahre)

Fruchtfolge	Anbauverfahren	Standort 2		Standort 4		Standort 5	
		ΔC _{org} [%]	N-MIN [kg N/ha]	ΔC _{org} [%]	N-MIN [kg N/ha]	ΔC _{org} [%]	N-MIN [kg N/ha]
F1	50 % Silomais (ohne Gärsubstrat) 25 % Zuckerrübe – Blatt 25 % Getreide-GPS – Stroh	-0,06	26	-0,19	38	-0,26	45
F2	50 % Silomais (ohne Gärsubstrat) + Untersaat + Gründüngung 25 % Zuckerrübe + Blatt 25 % Getreide.-GPS – Stroh + Winter.-Zwischenfrucht + Gründüngung	0,05	109	-0,05	123	-0,09	130
F3	50 % Silomais + Gärsubstrat + Untersaat + Gründüngung 25 % Zuckerrübe + Blatt 25 % Getreide-GPS – Stroh	0,04	112	-0,05	131	-0,09	143
F4	50 % Silomais + Gärsubstrat + Untersaat + Gründüngung 25 % Silomais + Gärsubstrat 25 % Getreide + Stroh	0,07	101	0,01	119	-0,02	129
F5	25 % Silomais + Gärsubstrat + Untersaat + Gründüngung 25 % Körnermais + Stroh 25 % Getreide – Stroh + Winter- Zwischenfrucht + Gründüngung 25 % Getreide + Stroh	0,12	84	0,09	98	0,07	96
F6	50 % Silomais + Gärsubstrat + Untersaat + Gründüngung 25 % Silomais + Kompost 25 % Getreide + Stroh + Gärsubstrat	0,09	125	0,04	142	0,02	152
F7	25 % Silomais 25 % Zuckerrübe + Blatt 25 % Getreide – Stroh + Winter-Zwischenfrucht + Gründüngung 25 % Getreide + Stroh	0,07	74	0,01	87	-0,01	94
F8 0,3 GV/ha	25 % Silomais + 1/2 Rindergülle 25 % Zuckerrübe + Blatt 25 % Getreide – Stroh + Winter-Zwischenfrucht + Gründüngung 25 % Getreide + Stroh	0,08	85	0,03	101	0,01	110
F9 0,7 GV/ha	25 % Silomais + Rindergülle 25 % Zuckerrübe – Blatt 25 % Getreide + Stroh 25 % Getreide + Stroh + Winter-Zwischenfrucht + Gründüngung	0,05	72	0,05	88	-0,01	98

Fortsetzung Tabelle 19: Veränderung der C_{org} -Gehalte und der N-Mineralisationsleistung in Abhängigkeit vom Standort bei Energiefruchtfolgen mit Silomais nach einem 24-jährigen Bewirtschaftungszeitraum (N-MIN = Mittel der letzten 8 Jahre)

Fruchtfolge	Anbauverfahren	Standort 2		Standort 4		Standort 5	
		ΔC_{org} [%]	N-MIN [kg N/ha]	ΔC_{org} [%]	N-MIN [kg N/ha]	ΔC_{org} [%]	N-MIN [kg N/ha]
F10 1,0 GV/ha	25 % Silomais + Rindergülle 25 % Silomais + 1/2 Rindergülle 25 % Zuckerrübe – Blatt 25 % Getreide + Stroh	0,02	61	-0,05	80	-0,08	93
F11 1,5 GV/ha	50 % Silomais + Rindergülle 25 % Zuckerrübe – Blatt 25 % Getreide + Stroh + Winter-Zwischenfrüchte + Gründüngung	0,05	96	-0,01	117	-0,03	132
F12 2,3 GV/ha	50 % Silomais + Rindergülle 25 % Getreide + Stroh 25 % Getreide + Stroh + Gülle + Winter-Zwischenfrucht	0,13	116	0,12	142	0,14	161
F13 3,0 GV/ha	75 % Silomais + Rindergülle 25 % Getreide-GPS + Winter-Zwischenfrucht + Gründüngung + Gülle	0,08	138	0,01	170	-0,01	196
F14 3,7 GV/ha	25 % Silomais + Untersaat + Gülle 50 % Silomais + Rindergülle 25 % Ackerfutter + Gülle	0,14	144	0,08	175	0,08	201

4.2 Berechnungen zum Einfluss der Bewässerung auf den Humus- und Stickstoffhaushalt

Die Wasserverfügbarkeit sichert die Entwicklung der Pflanzenbestände, Erträge und Erntegutqualitäten. Mit Hilfe von modernen Berechnungsverfahren kann sichergestellt werden, dass Pflanzenbestände unter den sich vollziehenden Klimaänderungen sicher zur Ernte geführt werden. Vor allem bei ausbleibenden oder zu geringen monatlichen Niederschlagsmengen dient die Bewässerung der Gewährleistung des Saataufgangs und der Absicherung der Pflanzenentwicklung. Sie ist eine geeignete Maßnahme, die Erträge zu stabilisieren und die Qualität der Ernteprodukte zu sichern oder zu verbessern.

Daneben hat Berechnung auch Einfluss auf das Nährstoffverhalten im Boden, was oft unterschätzt wird. Besonders bei Böden mit hohem Sandanteil und Standorten mit geringem Niederschlag in der Vegetationsperiode kann die Nährstoffaufnahme der Kulturpflanzen auf Grund des Wassermangels bisweilen eingeschränkt oder behindert werden. Wasser erweist sich hier häufig als begrenzender Einflussfaktor, sowohl für das pflanzliche Wachstum als auch für die Nährstoffeffizienz und für den Wasserschutz. Mit Hilfe des Programms CCB kann der Einfluss der Bewässerung auf den Humus- und Stickstoffhaushalt simuliert werden. Hierzu besteht innerhalb des Programms unter der Registerkarte „Bewirtschaftung“ die Möglichkeit, den angebauten Fruchtarten eine spezifische Bewässerungsmenge zuzuordnen.

4.2.1 Material und Methoden

In Sachsen konzentrieren sich die bewässerungsbedürftigen Flächen auf die von zunehmender Trockenheit am meisten betroffenen Regionen des Sächsischen Heidelandes und des Riesa-Torgauer Elbtals mit den Landkreisen Nordsachsen, Meißen und Mittelsachsen. Diese Gebiete sind gekennzeichnet durch überwiegend leichte Böden diluvialer Herkunft, geringe Jahresniederschläge von < 600 mm und Vorsommertrockenheit (deutliches Niederschlagsdefizit in der Periode Mai bis Juli). Nach einer aktuellen Erhebung von GRAMM (2014) befinden sich in dieser Region auch die meisten Betriebe mit Bewässerungsmöglichkeiten und bewässerten Flächen (Abbildung 55).

Es sind vielfach die gleichen Regionen, in denen Probleme beim Wasserschutz sowohl durch hohe N-Salden (siehe Kap. 2) und durch hohe Nitratwerte im Grundwasser bestehen (HEINITZ et al., 2010; LFULG, 2015). Die Simulation der Bewässerung wurde daher bevorzugt für die leichten Böden der Standortgruppe 2 durchgeführt. Fallweise wurde zusätzlich der Einfluss der Bodenart durch Variation des Feinbodenanteils und der Klimabedingungen durch Variation des Jahresniederschlags geprüft.

Bewässert werden in Sachsen bisher insbesondere Gemüse und Erdbeerkulturen (1.443 ha, Stand 2009 nach GRAMM, 2014) gefolgt von Kartoffeln (888 ha) und Körnermais (226 ha). Getreide erhielt nur auf rund 50 ha eine Zusatzbewässerung. Im Durchschnitt von Deutschland kommen demgegenüber Bewässerungsmaßnahmen hauptsächlich beim Getreide- (32 %) und Kartoffelanbau (23 %) zur Anwendung. Zur Energiepflanzenerzeugung wird die Bewässerung bisher kaum eingesetzt. Daher wurden für die Simulation von Bewässerungseffekten typische Getreide- und Hackfruchtfruchtfolgen ausgewählt (siehe Kap. 4.1, KOLBE, 2013a):

■ Fruchtfolgen mit Getreide, Raps und Körnermais:

- F1 100 % Getreide (-Stroh)
- F5 50 % Getreide (-Stroh), 25 % Getreide (+Stroh), 25 % Winterraps (+Stroh)
- F11 25 % Getreide (+Stroh +Schweinegülle), 25 % Getreide (+Stroh +Winter-Zwischenfrucht + Gründüngung), 25 % Getreide (+Stroh), 25 % Winterraps (+Stroh)

■ Fruchtfolgen mit Kartoffeln und anderen Hackfrüchten:

- F1 25 % Kartoffeln, 25 % Zuckerrübe (+Blatt), 50 % Getreide (-Stroh)
- F4 25 % Kartoffeln, 25 % Körnermais (+Stroh), 25 % Getreide (-Stroh +Winter-Zwischenfrucht + Gründüngung), 25 % Getreide (+Stroh)
- F11 25 % Kartoffeln (+Gülle), 75 % Getreide (+Stroh)

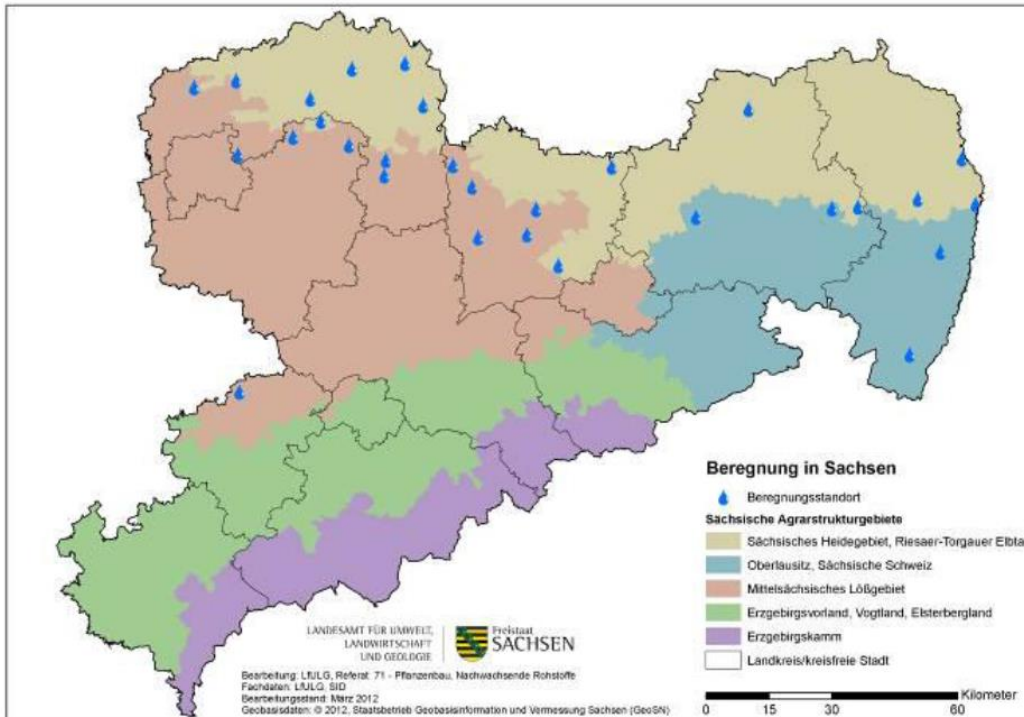


Abbildung 55: Verteilung der Bewässerungsbetriebe in Sachsen (GRAMM, 2014)

Die Ermittlung der benötigten Zusatzwassermengen ist nicht einfach, weil unter anderem die natürliche Niederschlagsverteilung von Jahr zu Jahr und an verschiedenen Standorten sowie zwischen den verschiedenen Kulturen extrem schwanken kann. Hinweise auf die üblicherweise zum Einsatz kommenden Wassermengen liefern die Untersuchungen von FRICKE und RIEDEL (2013) für das östliche Niedersachsen sowie Literatursauswertungen von GRAMM (2014). Danach erhält Wintergetreide in der Hauptwachstumsperiode (Mai bis Juni) im Durchschnitt zwischen 60 mm (reduzierte Bewässerung) und 120 mm (optimale Bewässerung) zusätzliches Wasser, wobei eine Aufteilung in mehrere Gaben zu ca. 30 mm üblich ist. Sommergetreide und Winterraps erhalten meistens etwas geringere, Zuckerrüben dagegen etwas höheren Wassermengen (Tabelle 20).

Hauptziel der Bewässerung ist es, die Entwicklung der Kulturen auch in Trockenperioden abzusichern und dadurch einen Mehrertrag zu erzielen. Die Höhe dieses Mehrertrages unterliegt, wie die jeweils benötigte Zusatzwassermenge auch, erheblichen Schwankungen zwischen den Jahren, Standorten und Fruchtarten und ist daher schwer abzuschätzen. Um für die hier durchgeführten Simulationen realistische Annahmen für die zu erwartenden Ertragszuwächse durch Bewässerung zu erlangen, wurden Versuchsberichte von Fricke und Riedel (2013) für das östliche Niedersachsen sowie eine Zusammenstellung von Versuchsergebnissen für Brandenburg und Ostsachsen von Gramm (2014) ausgewertet. Im Ergebnis sind für Wintergetreide (Triticale), Kartoffeln und Körnermais mittlere Mehrerträge von 40 % durch eine optimale Bewässerung anzunehmen. Für Winterraps hingegen sind deutlich geringere Effekte einer Bewässerung zu erwarten (Tabelle 20). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen BECKMANN und KOLBE (2003) bei der Auswertung eines fast 20-jährigen Dauerversuches auf dem ehemaligen Prüffeld Spröda der LfULG in Nordwest-Sachsen (Agrarstrukturgebiet Sächsisches Heidegebiet). Mit einer jährlichen Bewässerung von 122 mm wurde hier ein durchschnittlicher Mehrertrag von 18 % erreicht (Tabelle 20).

Tabelle 20: Bewässerungsintensität und angenommene Mehrerträge der CCB-Simulationen im Vergleich zu gemessenen Mehrerträgen im Dauerversuch Spröda

Fruchtart	reduzierte Bewässerung		optimale Bewässerung		Dauerversuch Spröda (122 mm Wasser/a)	
	Wassermenge [mm/a]	Mehrertrag (CCB) [%]	Wassermenge [mm/a]	Mehrertrag (CCB) [%]	Mehrertrag [%]	(Versuch)
Sommergerste	50	15	100	30	33	
Triticale	60	20	120	40	21 (W.-Weizen)	
Hafer	50	15	100	30	-	
Körnermais	60	20	120	40	-	
Winterraps	50	8	80	15	-	
Kartoffel	60	20	120	40	13	
Zuckerrübe	80	10	140	20	15	
Feldgras	-	-	-	-	22	

4.2.2 Einfluss der Bewässerung auf den Humushaushalt

In Abbildung 56 ist die Veränderung der C_{org} -Gehalte im Boden gegenüber der nicht bewässerten Vergleichsvariante (= 0) für zwei Getreidefruchtfolgen dargestellt. Bei 100 %igem Getreideanbau entsprechend der Fruchtfolge F1 (siehe Kap. 4.1) und kompletter Abfuhr des Stroh führt die jährliche Bewässerung über einem Zeitraum von 24 Jahren lediglich zu einem Anstieg des C_{org} -Gehaltes um gut 0,02 %. Umgerechnet in Humusäquivalente entspricht dies einer Verbesserung der jährlichen Humusbilanz um 30 häq/ha*a. Unter diesen Bedingungen hat die Bewässerung somit nur einen geringen Einfluss auf den Humushaushalt. Zur Verbesserung angespannter Humusbilanzen ist sie nicht geeignet.

Anders ist es bei der Fruchtfolge F11, bei der sämtliches Stroh auf dem Feld verbleibt, zusätzlich Gülle ausgebracht und Zwischenfrüchte angebaut werden. In dieser Variante führt die reduzierte Bewässerung zu einem Anstieg der C_{org} -Gehalte um knapp 0,04 %, bei optimaler Zusatzwasserversorgung sind es sogar 0,07 % C_{org} . Dies entspricht einer Verbesserung der jährlichen Humusbilanz um immerhin 103 häq/ha. Die humusfördernde Wirkung der reichhaltigen Bewirtschaftung dieser Fruchtfolge wird durch die Bewässerung also noch verstärkt. Dies zeigt sich in ähnlicher Weise auch bei den typischen Kartoffel-Fruchtfolgen: Je „humusbetonter“ die Fruchtfolge und je bedarfsgerechter bzw. optimaler die Zusatzbewässerung, desto ausgeprägter ist die Humus anreichernde Wirkung der Bewässerung (Abbildung 57).

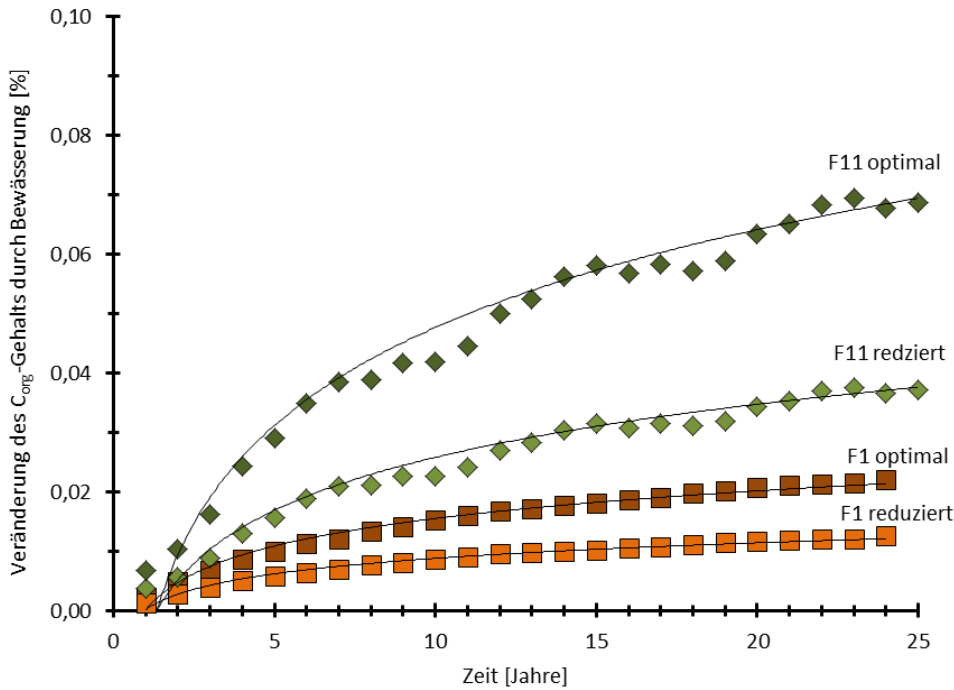


Abbildung 56: Simulierte Veränderung der C_{org} -Gehalte im Boden durch Bewässerung bei zwei Getreidefruchtfolgen (Erläuterungen in Tabelle 18)

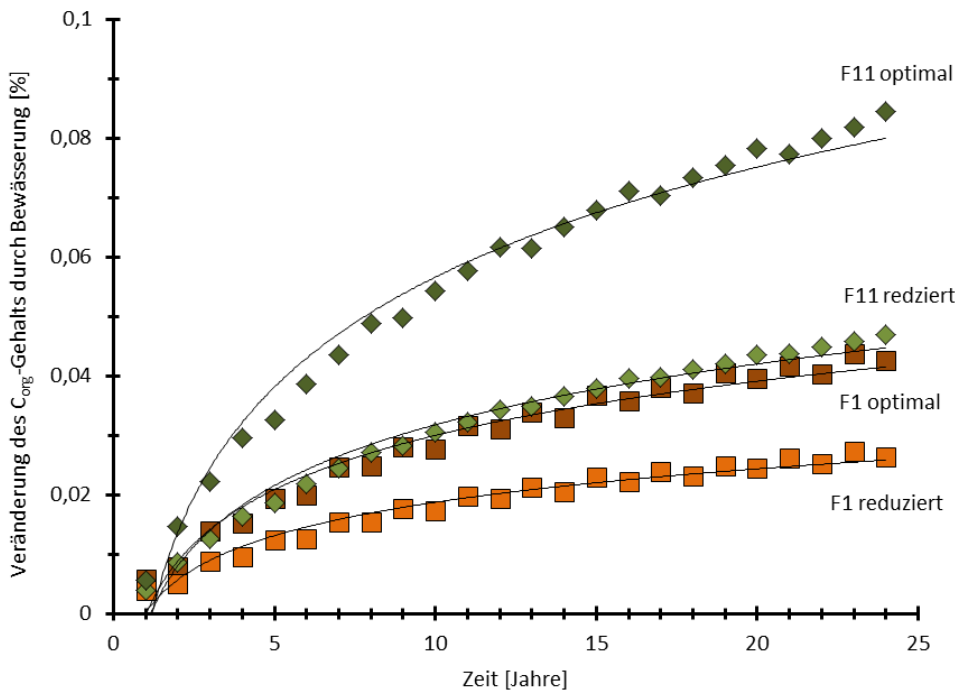


Abbildung 57: Simulierte Veränderung des C_{org} -Gehalts im Boden durch Bewässerung bei zwei Fruchtfolgen mit Kartoffelanbau (Erläuterungen in KOLBE, 2013a: Tabelle 5)

Als Ursache für diese Wirkung ist in erster Linie der wachstumsfördernde Einfluss der Bewässerung anzusehen. Durch das verbesserte Pflanzenwachstum, das sich schließlich auch in einem Mehrertrag äußert, verbleiben höhere Anteile an Ernte- und Wurzelrückständen, Getreidestroh und Rübenblatt auf dem Feld, die letztlich zu einer gesteigerten Humusbildung führen. Wird die wachstumsfördernde Wirkung der Bewässerung in der Simulation nicht

berücksichtigt, d. h. ohne Ertragszuwachs kalkuliert, so bleiben die C_{org} -Gehalte unabhängig von der Intensität der Bewässerung auf relativ niedrigem Niveau (Tabelle 21 und Tabelle 22). Eine Hemmung des Bodenlebens bei hoher Zusatzbewässerung infolge Sauerstoffmangels, die langfristig auch zu einer Humusanreicherung führen würde weil die Aktivität des Humusumsatzes reduziert wird, tritt somit kaum in Erscheinung.

In dem Dauerversuch in Spröda wurde ebenfalls bei z. T. sehr hoher organischer Düngung und Feldgras in der Fruchtfolge nach 18 Jahren eine mittlere Differenz im Humusgehalt im Boden von +0,09 % C_{org} in den Bewässerungsvarianten erhalten. In Anbetracht der niedrigen Zufuhr an organischer Substanz durch Nebenprodukte und organische Düngung in den Simulationsergebnissen passen diese Ergebnisse ganz gut zu den CCB-Berechnungen für die Fruchtfolgevariante F11 mit optimaler Wasserzufuhr.

Tabelle 21: Simulierter Einfluss der Bewässerung auf den Humushaushalt bei drei Getreidefruchtfolgen (Veränderung gegenüber der Variante ohne Bewässerung, Laufzeit 24 Jahre)

Fruchtfolgen mit Getreide		reduzierte Bewässerung		optimale Bewässerung	
		ΔC_{org} [%]	Humusbilanz [häq/ha*a]	ΔC_{org} [%]	Humusbilanz [häq/ha*a]
F1	ohne Ertragswirkung	+ 0,01	+8	+0,01	+13
	mit Ertragswirkung	+ 0,02	+19	+0,03	+34
F5	ohne Ertragswirkung	+ 0,01	+11	+0,01	+17
	mit Ertragswirkung	+ 0,01	+30	+0,02	+43
F11	ohne Ertragswirkung	+ 0,01	+17	+0,02	+27
	mit Ertragswirkung	+ 0,04	+56	+0,07	+103

Tabelle 22: Simulierter Einfluss der Bewässerung auf den Humushaushalt bei drei Fruchtfolgen mit Kartoffelanbau (Veränderung gegenüber ohne Bewässerung, Laufzeit 24 Jahre)

Fruchtfolgen mit Kartoffeln (KOLBE, 2013a: Tabelle 5)		reduzierte Bewässerung		optimale Bewässerung	
		ΔC_{org} [%]	Humusbilanz [häq/ha*a]	ΔC_{org} [%]	Humusbilanz [häq/ha*a]
F1	ohne Ertragswirkung	+0,01	+15	+0,01	+18
	mit Ertragswirkung	+0,03	+40	+0,04	+65
F4	ohne Ertragswirkung	+0,01	+19	+0,02	+26
	mit Ertragswirkung	+0,04	+66	+0,08	+117
F11	ohne Ertragswirkung	+0,01	+19	+0,02	+26
	mit Ertragswirkung	+0,05	+72	+0,08	+129

4.2.3 Einfluss der Bewässerung auf den Stickstoffhaushalt

Auf den leichten Böden des Sächsischen Heidegebietes ist der pflanzenverfügbare Wasservorrat häufig der ertragsbegrenzende Faktor. Trockenheit, gerade in der Hauptwachstumsphase, kann vielfach auch die Effizienz anderer Wachstumsfaktoren, wie etwa das Stickstoffangebot einschränken. Der nicht verwertbare Stickstoff unterliegt dann häufig der Verlagerung im Boden und wird schließlich in den Grundwasserkörper ausgewaschen.

Es lag daher nahe, in weiteren Simulationen mit dem Programm CCB zu prüfen, ob und in welchem Umfang eine Zusatzbewässerung zur Optimierung des Stickstoffhaushalts beitragen kann. Die Berechnungen wurden für je drei typische Getreide- und Hackfruchtfruchtfolgen sowie je zwei Bewässerungsniveaus (reduziert und optimal, vgl. Kapitel 4.2.1) durchgeführt. Die angenommenen Zusatzwassermengen und dadurch erzielten Mehrerträge sind aus Tabelle 20 zu ersehen.

Tabelle 23 und Tabelle 24 zeigen den Einfluss steigender Bewässerungsintensitäten auf die berechnete Gesamt-N-Aufnahme (= N-Bedarf) der Fruchtfolgen, die durchschnittlichen Mineralisierungsraten und den Netto-N-Saldo als Resultat aus der Summe der N-Zufuhren über die N-Düngung, Deposition und andere Quellen, abzüglich der N-Abfuhr (Entzüge). Danach führt Bewässerung in allen Fruchtfolgen zu einem Anstieg der N-Aufnahme, dessen Betrag unmittelbar von der Ertragswirkung des Zusatzwassers abhängig ist. Der Effekt ist in reinen Getreidefruchtfolgen (F1) deutlich höher als in Fruchtfolgen mit 25 % Rapsanteil, da Raps durch Beregnung weniger gefördert wird als die Getreidearten (FRICKE und RIEDEL, 2013). Hackfrüchte, und hier besonders die Kartoffel, gelten gemeinhin als besonders dankbar für eine Zusatzbewässerung, was sich sowohl in entsprechenden Mehrerträgen als auch in einem deutlichen Anstieg der N-Aufnahme gegenüber den nicht bewässerten Kontrollen um bis zu annähernd 56 kg N/ha äußern kann (Tabelle 24).

Tabelle 23: Simulierter Einfluss der Bewässerung auf den Stickstoffhaushalt bei drei Getreidefruchtfolgen (Veränderung gegenüber den Varianten ohne Bewässerung, Laufzeit 24 Jahre)

Fruchtfolgen mit Getreide		reduzierte Bewässerung			optimale Bewässerung		
		CCB N-Aufname [kg/ha*a]	CCB N-MIN [kg/ha*a]	N-Saldo [kg/ha*a]	CCB N-Aufname [kg/ha*a]	CCB N-MIN [kg/ha*a]	N-Saldo [kg/ha*a]
F1	ohne Ertragswirkung	0,0	-0,5	-	0,0	-0,8	-
	mit Ertragswirkung	+21,8	+0,0	-18,1	+41,3	+0,2	-35,0
F5	ohne Ertragswirkung	0,0	-0,7	-	0,0	-1,2	-
	mit Ertragswirkung	+18,5	+0,4	-7,7	+23,8	+0,5	-25,6
F11	ohne Ertragswirkung	0,0	-1,1	-	0,0	-1,8	-
	mit Ertragswirkung	+18,5	0,2	-11,8	+35,0	+0,5	-22,7

Tabelle 24: Berechneter Einfluss der Bewässerung auf den Stickstoffhaushalt bei drei Fruchtfolgen mit Kartoffel (Veränderung gegenüber den Fruchtfolgen ohne Bewässerung, Laufzeit 24 Jahre)

Fruchtfolgen mit Kartoffeln (KOLBE, 2013a: Tabelle 5)		reduzierte Bewässerung			optimale Bewässerung		
		CCB N-Aufnahme [kg/ha*a]	CCB N-MIN [kg/ha*a]	N-Saldo [kg/ha*a]	CCB N-Aufnahme [kg/ha*a]	CCB N-MIN [kg/ha*a]	N-Saldo [kg/ha*a]
F1	ohne Ertragswirkung	0,0	-1,0	-	0,0	-1,3	-
	mit Ertragswirkung	+27,5	+3,2	-20,7	+49,0	+6,2	-37,2
F4	ohne Ertragswirkung	0,0	-1,3	-	0,0	-1,9	-
	mit Ertragswirkung	+30,5	+1,7	-22,9	+55,8	+3,4	-41,9
F11	ohne Ertragswirkung	0,0	-1,3	-	0,0	-1,8	-
	mit Ertragswirkung	+26,3	+0,8	-20,4	+47,0	+1,7	-36,8

Wie aus den Tabelle 23 und Tabelle 24 weiterhin zu entnehmen ist, werden die N-Salden durch Bewässerung bei der reinen Getreidefruchtfolge F1 auf diese Weise um immerhin 35 kg N/ha reduziert, bei Fruchtfolgen mit Kartoffeln sind es sogar knapp 42 kg N/ha. Die aufgrund des optimierten Wasserangebots erzielbaren Mehrerträge münden schließlich in höhere N-Abfuhr, die sich dann auch in sinkenden N-Salden widerspiegeln. Bewässerung kann auf diesen leichten Standorten also ein wirksames Mittel sein, um die Verwertung des Stickstoffangebots zu verbessern.

Es ist allerdings zu bedenken, dass diese Simulationen ohne Korrektur der N-Düngungshöhe durchgeführt worden sind. Werden diese zusätzlich entzogenen N-Mengen allerdings nicht im Boden verfügbar bzw. aus der Mineralisierung nachgeliefert, kann die Gefahr eines latenten N-Mangels entstehen, der die positive Ertragswirkung der Bewässerung dann auch wieder in Frage stellen kann. Um die Bewässerung sinnvoll zur Optimierung des N-Umsatzes zu nutzen, ist unter Umständen eine Anpassung der bedarfs- und standortgerechten Bemessung der N-Düngung erforderlich. Dies schließt auch eine verlässliche Abschätzung der N-Freisetzung aus der Mineralisation mit ein. Auf die Mineralisierungsraten selbst hat die Bewässerung nach den hier vorliegenden Berechnungen insgesamt nur einen sehr geringen Einfluss (Tabelle 24).

In dem umfangreichen Düngungs- und Bewässerungsversuch in Spröda wurden im Vergleich zu keiner Bewässerung folgende Differenzen durch die Zusatzbewässerung und den Mehrertrag erzielt:

- N-Entzug: +12 %, P-Entzug: +22 %
- N-Saldo: -20 kg (-11 kg bis -33 kg N/ha)
- P-Saldo: -9 kg P/ha
- N_{\min} im Herbst (0 – 90 cm Tiefe): -31 %
- N-Verlagerung in den Untergrund: -25 % (0-1 m Tiefe), ca. -45 % (0-3 m Tiefe)
- N-Effizienz: ca. +10 bis + 14 %

4.3 Berechnungen zum Einfluss des Klimawandels auf den Humus- und Stickstoffhaushalt

Die Landwirtschaft wird durch den Klimawandel in starkem Maße beeinflusst. Steigende Temperaturen, Veränderungen in der Niederschlagshöhe und Niederschlagsverteilung sowie zunehmende Kohlenstoffdioxid-Gehalte in der Atmosphäre nehmen Einfluss auf das Wachstum der Kulturpflanzen. Nach regional differenzierten Klimaprojektionen ist für Sachsen im Jahresmittel mit einem Temperaturanstieg von 2,1 K bis zum Jahr 2050 zu rechnen (gemäß WEREX-Daten, LfULG, 2009). Höhere Temperaturen in Kombination mit höheren CO_2 -Gehalten in der Atmosphäre begünstigen das Pflanzenwachstum, was sich in den Prognosen bis zum Jahr 2050 in steigenden Erträgen zwischen 7 % und mehr als 20 %, widerspiegeln kann. Lediglich für Silomais werden geringfügig sinkende Erträge erwartet (LfULG, 2009).

Gesteigertes Pflanzenwachstum und höhere Erträge führen, wie oben bereits dargestellt, zu höheren Einträgen an organischer Substanz und im Zeitverlauf zu ansteigenden Humusgehalten in den Böden. Steigende Temperaturen fördern aber auch den Stoffumsatz im Boden, d. h. den Abbau des Humus durch Mineralisation. Prognosen von KOLBE (2009) sagen für Sachsen eine mittlere Abnahme des C_{org} -Gehalts des Bodens um 0,12 % (0,06-0,17 % je nach Berechnungsverfahren) für die sandigen Böden des Heidelandes und um 0,04 % (+0,06 bis -0,09 %) für Lößstandorte voraus. Die höchsten Humusverluste sind nach den vorliegenden Prognosen für die kühl-feuchten Erzgebirgslagen zu erwarten.

Die Jahressumme der Niederschläge wird nach den bisherigen Vorhersagen in Sachsen voraussichtlich nur geringfügig beeinflusst. Die saisonale Verteilung der Niederschläge könnte sich allerdings verändern: Zunahme der Winterniederschläge während in den Sommermonaten mit vermehrter Trockenheit zu rechnen ist, die besonders

die schon heute unter Frühjahrs- und Sommertrockenheit leidenden Heidegebiete betrifft. Im Durchschnitt wird für die Heidegebiete und große Teile des sächsischen Lößhügellandes von einer Abnahme des Niederschlags im Sommerhalbjahr um 10-14 % ausgegangen.

Mit dem Programm CCB kann sowohl die Beeinflussung des Pflanzenwachstums und des daraus resultierenden Stoffeintrags in den Boden als auch die Beeinflussung der Prozesse des Humusumsatzes durch steigende Temperaturen und eine veränderte Niederschlagsverteilung simuliert werden. Um die Bedeutung der Einzelfaktoren zu quantifizieren, wurden vergleichende Programmdurchläufe für den Ist-Zustand und die Prognose bis zum Jahr 2050 durchgeführt. Die Simulationen gelten für typische Getreidefruchtfolgen auf Standorten des sächsischen Heidegebietes (Bodenart SI) und des mittelsächsischen Lößhügellandes (Bodenart sL). Dabei wurde von folgenden Annahmen ausgegangen (LFULG, 2009):

Absolute Veränderung zwischen den Jahren 2011 bis 2050

- Temperatur:	+2,1°K		
- Niederschlag:	-12 %		
- Ertrag:		Heidegebiet	Lößgebiet
	Winterweizen	+18,5 %	+16,0 %
	Winterroggen	+7,3 %	+7,1 %
	Wintergerste	+15,0 %	+12,3 %
	Sommergerste	+10,0 %	+10,0 %
	Hafer	+10,0 %	+10,0 %
	Winterraps	+16,2 %	+15,7 %
	Silomais	-3,8 %	-3,9 %

Es wird ein kontinuierlicher Temperaturanstieg mit jährlichen Raten von ca. 0,05 °C angenommen. Der Ertragsanstieg vollzieht sich in den ersten Jahren rascher als am Ende des Prognosezeitraums. Nach 24 Jahren ist bereits 3/4 des Gesamtertragsanstieges erreicht. Zwischen 2035 und 2050 werden nur noch geringe Ertragszuwächse angenommen. Damit wird berücksichtigt, dass auch der Einfluss des CO₂-Gehalts in der Atmosphäre auf das Pflanzenwachstum dem Gesetz des abnehmenden Ertragszuwachses folgt. Ab einem gewissen Schwellenwert hat ein weiterer Anstieg des CO₂-Gehalts nur noch geringe Effekte auf das Wachstum, da dann andere Faktoren ertragsbegrenzend wirken können. Der weitere Ertragsanstieg resultiert dann nur noch aus dem technischen Fortschritt.

Um den Einfluss abnehmender Frühjahrs- und Sommerniederschläge im Programm CCB berücksichtigen zu können, wurde eine Abnahme der Jahresniederschlagssumme um den oben genannten Betrag angenommen. Dies erscheint berechtigt, da für das Pflanzenwachstum weniger die Jahressumme des Niederschlages als die Summe des Niederschlages in der Vegetationsphase von Bedeutung ist.

Die Simulation wurde für folgende Fruchtfolgen und Bewirtschaftungssysteme zum Getreideanbau durchgeführt (siehe Kap. 4.1):

- F1 100 % Getreide (-Stroh)
- F5 50 % Getreide (-Stroh), 25 % Getreide (+Stroh), 25 % Winterraps (+Stroh)
- F11 25 % Getreide (+Stroh +Schweinegülle), 25 % Getreide (+Stroh +Winter-Zwischenfrucht + Gründüngung), 25 % Getreide (+Stroh), 25 % Winterraps (+Stroh)

4.3.1 Humushaushalt

Abbildung 52 zeigt die Veränderung des C_{org} -Gehalts im Boden durch den Klimawandel bis zum Jahr 2050 für zwei Böden und zwei Bewirtschaftungssysteme. Steigt die Temperatur und nehmen die Sommerniederschläge ab, so sinken auch die C_{org} -Gehalte im Boden, beim sandigen Boden mit der Fruchtfolge F1 bis zum Jahr 2050 um rund 0,02 % und mit der Fruchtfolge F11 um knapp 0,04 % C_{org} , jeweils im Vergleich zum Verlauf bei unveränderten Klimaverhältnissen (= 0). Beim lehmigen Boden ist der Einfluss des Klimawandels deutlich größer. Gegenüber konstanten Klimabedingungen betragen die Abnahmen auf diesem Standort ca. 0,05 % C_{org} bei der Fruchtfolge F1 und sogar gut 0,1 % C_{org} bei der Fruchtfolge F11 (Abbildung 52). Diese Beträge der Humusabnahme bzw. des Abbaus an organischer Substanz infolge des zu erwartenden Klimawandels stimmen in ihrer Größenordnung gut mit Ergebnissen ähnlicher Berechnungen mit den Modellen CANDY, REGRESS oder STAND überein (KOLBE, 2009).

Die CCB-Berechnungen zeigen darüber hinaus übereinstimmend, dass der durch den Klimawandel bedingte Humusschwund umso größer ist, je höher der Versorgungsgrad mit organischer Substanz bzw. je höher die Humusalden des jeweiligen Bewirtschaftungssystems sind. Stark humuszehrende Bewirtschaftungsformen, wie es die Fruchtfolge F1 darstellt, sind auf beiden Standorten weniger betroffen, als humusmehrnde Systeme, wie bei der Fruchtfolge F11, bei der sämtliche Ernterückstände auf dem Schlag verbleiben und zusätzlich Zwischenfruchtanbau und intensive Gülledüngung betrieben wird (Abbildung 58).

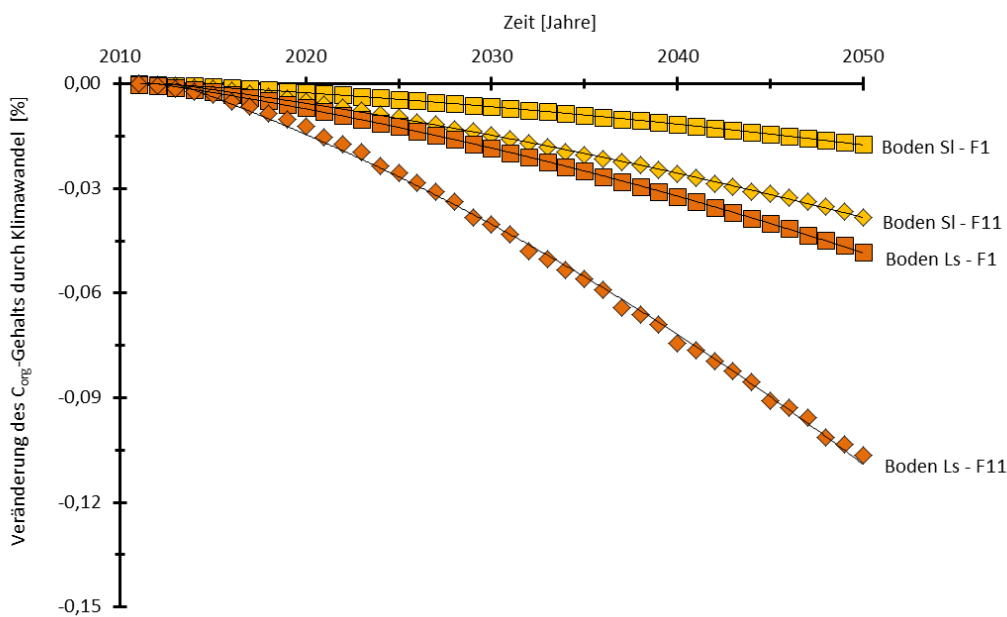


Abbildung 58: Berechnete Veränderung der C_{org} -Gehalte durch den prognostizierten Klimawandel bis zum Jahr 2050 in Abhängigkeit von der Bodenart und der Bewirtschaftung ohne Berücksichtigung von Ertragswirkungen (Klima in 2010 = 0)

Wie die Berechnungen weiterhin zeigen, kann das durch die Klimaveränderungen veränderte Pflanzenwachstum sowie die erhöhte Ertragsbildung durch den technischen Fortschritt die zu erwartenden negativen Folgen durch die gestiegenen Temperaturen auf den Humushaushalt nur zum Teil ausgleichen (Tabelle 25). Unabhängig von der Bodenart schwächt sich in der Variante Ertragsanstieg der defizitären Fruchtfolge F1 der klimabedingte Humusabbau durch die höheren Einträge leicht abbaubarer organischer Substanz aus Ernte- und Wurzelrückstände über einen Zeitraum von 40 Jahren lediglich um eine Differenz von 6-17 $h\ddot{a}q/ha*a$ ab. In der besser mit organischer

Substanz versorgten Fruchtfolge F11, bei der das Stroh überwiegend auf dem Feld verbleibt und zusätzlich Zwischenfruchtanbau mit Gülledüngung betrieben wird, ist durch den Ertragsanstieg mit einer Abschwächung des Humusabbaus auf den leichten Böden um 32 häq/ha*a und auf dem schwereren Boden um 81 häq/ha*a innerhalb von 40 Jahren zu rechnen.

Ohne Klimawandel errechnet sich für die humuszehrende Bewirtschaftung F1 ein negatives Humussaldo von -89 häq/ha*a auf dem leichten Boden bzw. von -232 häq/ha*a auf dem lehmigen Boden. Mit Klimawandel und veränderten Erträgen verstärkt sich der negative Einfluss dieser Bewirtschaftung auf den Humushaushalt auf -125 häq/ha*a (Differenz = 36 häq/ha) auf leichten Böden bzw. auf -331 häq/ha*a (Differenz = 99 häq/ha) auf den besseren Standorten. Bei Bewirtschaftungsformen mit höherer Zufuhr an organischer Substanz (F11) betragen diese Differenzen zwischen Ist-Klima und Klimawandel auf dem leichten Boden 28 häq/ha und sogar bis zu 195 häq/ha*a bei lehmigem Boden, was immerhin dann bereits einer Differenz im Gehalt von ca. 0,11 % C_{org} entspricht (Tabelle 25).

Tabelle 25: Simulierter Vergleich der Humuswirkung verschiedener Bewirtschaftungssysteme unter den heutigen Klimabedingungen (um 2010) und unter den Bedingungen des Klimawandels bis zum Jahr 2050 für zwei typische sächsische Böden mit und ohne Ertragswirkung (Referenz = Fruchtfolge F5 in Tabelle 18, Ist-Klima vergl. Tabelle 18)

Fruchtfolgen mit Getreide		Heidegebiet (anlehmiger Sand)		Lössgebiet (sandiger Lehm)	
		ΔC_{org} [%]	Humusbilanz [häq/ha*a]	ΔC_{org} [%]	Humusbilanz [häq/ha*a]
F1	Ist-Klima	-0,05	-89	-0,13	-232
	Klimawandel, Ertrag unverändert	-0,07	-125	-0,19	-331
	Klimawandel, Ertragsanstieg	-0,07	-119	-0,18	-314
F5	Ist-Klima	0,00	9	0,00	-8
	Klimawandel, Ertrag unverändert	-0,02	-39	-0,08	-140
	Klimawandel, Ertragsanstieg	-0,01	-19	-0,05	-91
F11	Ist-Klima	0,11	198	0,21	367
	Klimawandel, Ertrag unverändert	0,07	126	0,10	172
	Klimawandel, Ertragsanstieg	0,09	158	0,14	253

Angesichts der zu erwartenden Veränderungen würde es zukünftig verstärkter Anstrengungen bedürfen, die Humusgehalte des Bodens durch regelmäßige Zufuhren an organischer Substanz auf ein und demselben Niveau zu halten. Hierfür wären mit steigenden Temperaturen immer größere Aufwendungen nötig. Bei der Fruchtfolge F5 auf sandigem Lehm beispielsweise, die im Ist-Zustand heute einen ausgeglichenen Humushaushalt aufweist (siehe

Tabelle 25), müsste im Jahr 2050 an Stelle von 50 % des Strohs mindestens 75 % des gesamten Strohaufkommens auf den Schlägen verbleiben, um den Humusgehalt des Bodens auf gleichem Niveau zu erhalten.

Alternativ wäre die Zufuhr an organischen Düngern (Stallmist, Gülle) möglich. Zusätzliche Güllegaben von ca. 30 m³/ha in jedem 4. Jahr beispielsweise würden ebenfalls ausreichen, um den Einfluss des Klimawandels auf den Humushaushalt bei dieser Fruchtfolge zu kompensieren. Unter den Bedingungen der landwirtschaftlichen Praxis würden jedoch diese zusätzlichen Maßnahmen vielfach nicht (in vollem Umfang) zur Verfügung stehen, so dass als realistische Alternative die prognostizierten Veränderungen mit Fortschreiten des Klimawandels eintreten werden.

4.3.2 Stickstoffhaushalt

Die Abnahme des C_{org}-Gehalts infolge der Klimaänderungen geht mit einer gesteigerten Freisetzung von Nährstoffen durch den rascheren Abbau der organischen Substanz einher. Abbildung 59 zeigt die Freisetzung an Stickstoff am Beispiel eines sandigen und eines lehmigen Bodens für verschiedene Bewirtschaftungsweisen. Aufgrund der starken jährlichen Amplituden der N-Mineralisation wurden die Mineralisationsraten jeweils über einen 8-jährigen Fruchtfolgezyklus gemittelt.

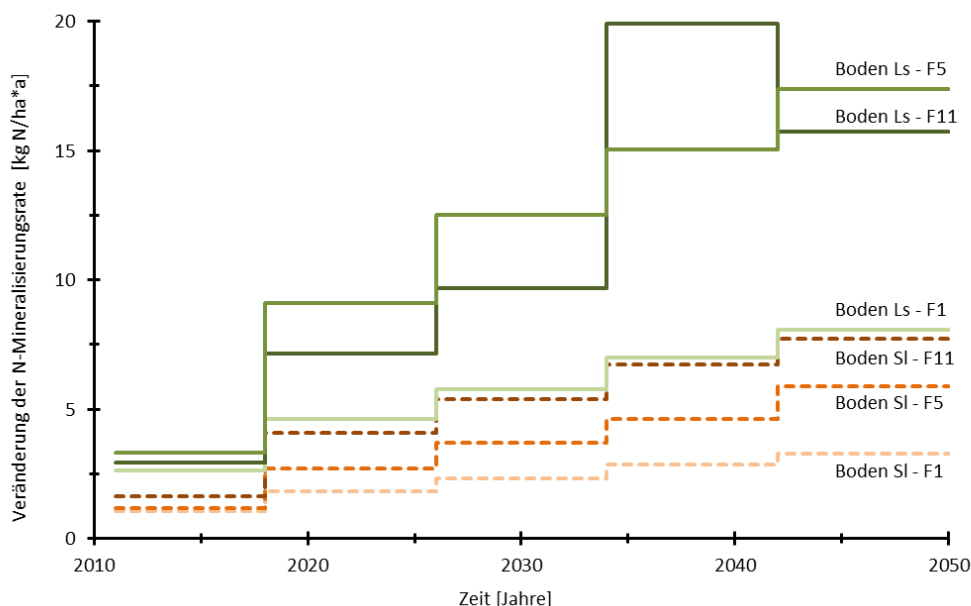


Abbildung 59: Simulierte Veränderung der mittleren jährlichen N-Mineralisationsraten durch den Klimawandel gegenüber der Mineralisationsrate bei heutigem Klima bei zwei Böden in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung

Gegenüber dem Ausgangsklima um das Jahr 2010 ist die klimabedingte N-Freisetzung auf dem sandigen Standort am geringsten. Auf diesem Boden werden selbst in der stark humusmehrenden Fruchtfolge F11 mit hohem Gülleinsatz im 8-jährigen Durchschnitt höchstens 7-8 kg N/ha*a zusätzlich durch die Mineralisation verfügbar. Dies ist eine Freisetzungsrate, die auf dem besseren Boden schon mit der Fruchtfolge F1, d. h. mit kompletter Abfuhr des Strohs und ohne Wirtschaftsdüngereinsatz veranschlagt wird (Abbildung 59).

Bei mittlerer, humuserhaltender bis humusmehrender Bewirtschaftung wird dann auf dem Lössboden mit einer zusätzlichen jährlichen N-Freisetzung von 15-20 kg N/ha zu rechnen sein. Über den gesamten 40-jährige Berechnungszeitraum aufsummiert werden auf dem Sandstandort bereits zwischen 90 kg und 200 kg N/ha zusätzlich

freigesetzt und auf dem Lößstandort sogar zwischen 225 kg und 460 kg N/ha (vgl. KOLBE, 2009). Diese Beträge sind durchaus nicht unerheblich und sollten soweit wie möglich auch bei der zukünftigen N-Düngebedarfsermittlung Berücksichtigung finden.

4.4 Schlussfolgerungen

Nach Einstellung eines an die spezifischen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen angepassten C_{org} -Gehalts war das Model CCB zu Analysen des Humus- und Stickstoffhaushalts verschiedener Anbauverfahren gut geeignet. Das Problem bestand darin, eine programminterne Relation zwischen umsetzbarer und nicht umsetzbarer organischer Substanz des Bodens zu finden, der für jeden gemessenen C_{org} -Gehalt auf den verschiedenen Standorten mit deren typischer langfristiger Bewirtschaftung im Gleichgewicht steht. In dieser Arbeit wurde hierzu ein manueller Weg vorgestellt, die C_{org} -Gehalte soweit nach oben oder unten zu korrigieren, bis die Gleichgewichtseinstellung erreicht ist. Gleichfalls ist es möglich, die Relation zwischen umsetzbarer und nicht umsetzbarer organischer Substanz des Bodens so zu verschieben, bis das Gleichgewicht erreicht wird (WITING et al., 2016).

Allerdings ist die Genauigkeit der Berechnungen eingeschränkt, wenn die absoluten Wirkungen einzelner Verfahren durch direkte Verrechnung quantifiziert werden sollen. Eine besonders hohe Genauigkeit wurde jedoch immer dann erreicht, wenn für eine Fragestellung jeweils zwei Analysen durchgeführt worden sind. Das Modell erlaubt dann vergleichende Betrachtungen zwischen Szenario-Berechnungen und einem als Referenzsystem festzulegendes durchschnittliches Anbauverfahren im Gleichgewicht. Hierzu bringen simulierte zeitliche Anbauphasen von 20 bis 30 Jahren optimale Vergleichsergebnisse.

Das Modell ist bisher besonders gut zur Verrechnung von Getreidefruchtfolgen einsetzbar. Bei Fruchtfolgen mit hohem Silomaisanteil (Energiefruchtfolgen) sind Ergebnisse mit befriedigender Genauigkeit möglich. Für Fruchtfolgen mit hohem Kartoffel- und/oder Zuckerrübenanteil (Hackfruchtfruchtfolgen) weichen die CCB-Berechnungen zum Humushaushalt von den Ergebnissen anderer Methoden, wie z. B. der STAND-Methode sowie von langjährigen Erfahrungen aus Dauerversuchen ab, sodass eine eindeutige Interpretation der Ergebnisse oft eingeschränkt ist.

Zum Humushaushalt typischer Getreidefruchtfolgen bestätigen die CCB-Berechnungen Ergebnisse früherer Untersuchungen von KOLBE (2013a) mit der STAND-Methode. Sie belegen, dass der Humusgehalt ackerbaulich genutzter Böden nicht nur von der Reproduktionsleistung des zugeführten organischen Materials und dem Humusbedarf der Kulturart abhängig ist sondern in erheblichem Maße auch von Standorteigenschaften beeinflusst wird. So bedarf ein umsatzschwacher Sandboden zum Erhalt eines ausgeglichenen Humussaldos beispielsweise einer erheblich geringeren Zufuhr an organischer Substanz als ein mittlerer oder schwerer Lehmboden.

Einerseits können auf den leichten und mittleren Böden des gemäßigten Klimabereichs von ortsüblichen Fruchtfolgen durchaus 75 % des anfallenden Strohs abgefahren werden, ohne ein Absinken des Humusgehalts befürchten zu müssen. Andererseits kann auf klimatisch begünstigten, umsatzstarken Lehmböden bei gleicher Strohabfuhr innerhalb einer Zeitperiode von z. B. 24 Jahren bereits ein deutlicher Verlust an organischer Substanz eintreten. Mit dem Absinken der Humusgehalte ist dann auch eine Verringerung der Stickstoffnachlieferung aus dem Bodenvorrat verbunden.

Die Ergebnisse lassen die Schlussfolgerung zu, dass zur energetischen Verwertung in Verbrennungs- oder Biogasanlagen daher bevorzugt auf Stroh von den leichteren Standorten zurückgegriffen werden kann. Auf mittleren

Standorten sollten mindestens 50 % des Getreidestrohs auf den Schlägen verbleiben, auf umsatzstarken Lehmböden besser 75% des Strohanfalls.

In den Fällen, bei denen das Getreidestroh von den schwereren Böden dennoch abgefahren werden soll, kann durch Zwischenfruchtanbau und Gründüngung ein gewisser Ausgleich erreicht werden. Unabhängig vom Standort entspricht die Humuswirkung solcher Maßnahmen etwa der Hälfte einer Strohdüngung. Zu beachten ist allerdings, dass mit dem Zwischenfruchtanbau auch die Stickstoffnachlieferung ansteigen kann. Günstig erweist sich z. B. die Integration von Körnermais in die Getreidefruchtfolgen. Körnermais hinterlässt große Mengen an Stroh, das in seiner Humuswirkung gegenüber dem Getreidestrohanfall überlegen ist. Rapsstroh ist in seiner Humuswirkung in etwa mit Getreidestroh vergleichbar.

Verbleiben auf leichten bis mittleren Böden mehr als 50 % bzw. auf besseren Böden mehr als 75 % des anfallenden Strohs auf den Schlägen, so kann es bereits zu einer beginnenden Überversorgung mit organischer Substanz und langfristig zu einer Humusanreicherung kommen. Gülledüngung kann diese Tendenz weiter verstärken und führt zusätzlich zu einem raschen Anstieg der jährlichen Stickstoffnachlieferung. Veredelungsbetriebe mit Gülleanfall, die in ihren Ställen keine Verwertungsmöglichkeiten für das auf ihren Schlägen anfallende Strohs haben, sollten daher einen Teil des Strohs anderen Verwertungen, beispielsweise der Energieerzeugung, zuführen, um umweltschädliche Überschusssituationen zu vermeiden.

Auch die Abgabe an viehlos wirtschaftende Nachbarn ist denkbar. Bei hohem Viehbesatz ($\geq 2,5$ GV/ha) kann eine umweltfreundliche Bewirtschaftung meistens nur noch gelingen, wenn auch außerbetriebliche alternative Verwertungsmöglichkeiten für die anfallende Gülle gefunden werden. Muss das Stroh infolge fehlender Verwertungsmöglichkeiten auf dem Acker verbleiben, kann Gülle nur in geringen Gaben zur Stickstoffdüngung beitragen ohne eine langfristig umweltgefährdende Anreicherung an organischer Substanz zu bewirken.

In zahlreichen Gebieten Deutschlands ist die Bewässerung ein unverzichtbarer Produktionsfaktor geworden. Besonders auf leichten Böden sind hohe Produktionsmengen und bestmögliche Qualitäten nur möglich, wenn bewässert wird. Mehr als 50 % der bewässerten Fläche Deutschlands befinden sich in Niedersachsen, und hier vor allem in den nordöstlichen Landesteilen. In Sachsen ist die Bewässerung ackerbaulich genutzter Flächen bisher hingegen nur auf einer verhältnismäßig geringen Fläche verbreitet.

Insbesondere beim Anbau von beregnungsbedürftigen Kulturen stehen die positiven Wirkungen auf die Erträge und die Nährstoffverwertung außer Zweifel. Die mögliche Ertragswirkung einer Bewässerung unterliegt von Jahr zu Jahr und von Kultur zu Kultur aber erheblichen Schwankungen. Nach Angaben in der Literatur sind die größten Effekte bei Arten wie Triticale, Körnermais und Kartoffeln zu verzeichnen. Deutlich weniger positiv reagiert der Winterraps.

Jeder Faktor, der den Ertrag und damit auch die Nährstoffabfuhr begrenzt, kann sich auch negativ auf die Umweltwirkung, z. B. in Form des Wasserschutzes auswirken. Da insbesondere auf den leichten Böden Nordsachsens eine mangelnde Wasserversorgung oft in Form der Frühsommertrockenheit das Ertragspotenzial begrenzt, lag es nahe, den Aspekt der Bewässerung auf den Humus- und Nährstoffhaushalt dieser Standorte näher zu untersuchen. Hierzu wurden mit dem Modell CCB Simulationen an drei unterschiedlich intensiven Fruchtfolgen und für zwei Bodenarten durchgeführt. Außerdem standen Ergebnisse eines Dauerversuches auf einem leichten Boden des Heidegebietes im Nordwesten von Sachsen zur Verfügung.

Wie die Simulationsergebnisse gezeigt haben, verbessern sich durch optimale Bewässerung in typischen Getreidefruchtfolgen mit Winterraps infolge des Ertragsanstieges auch die Humusbilanzen. Gleichzeitig steigt die

N-Aufnahme der Kulturen um bis zu 41 kg N/ha*a, von typischen Hackfruchtfruchtfolgen sogar um bis zu 56 kg N/ha*a an. Durch die gezielte Bewässerung vermindern sich auch die mittleren N-Salden der Fruchtfolgen um bis zu 35 kg N/ha*a bei Getreide- und bis zu 42 kg N/ha*a bei Hackfruchtfruchtfolgen. Durch die höhere N-Aufnahme verbessert sich letztlich auch die N-Effizienz, bei berechnungswürdigen Kulturen, wie Triticale, um 15-20 %-Punkte, bei weniger bedürftigen Kulturen, wie Winterraps, hingegen lediglich um ca. 5 % gegenüber keiner Bewässerung. Ähnliche Ergebnisse wurden aus dem Dauerversuch in Spröda erhalten. Hervorzuheben sind die verbessernde Wirkung auf die N- und P-Bilanzen, die N_{\min} -Werte im Herbst sowie die Reduktion des N-Verlagerungspotenzials durch eine optimale Zufuhr an Zusatzwasser.

Zu bedenken ist aber auch, dass Bewässerung bei hohem Anteil nicht bedürftiger Kulturen in den Anbausequenzen kein geeignetes Mittel zur Steigerung der N-Effizienz darstellt. Auch im Verhältnis zu den hohen Investitions- und Arbeitskosten einer Bewässerungsanlage sind die positiven Effekte im Hinblick auf die N-Ausnutzung und Verminderung umweltschädlicher N-Salden abzuwägen. Die positive Wirkung beruht im Wesentlichen auf dem gesteigerten Pflanzenwachstum infolge Bewässerung, auf den Humus- und Stickstoffumsatz selbst hat die Bewässerung nur einen geringen Einfluss.

Da Veränderungen durch den heraufziehenden Klimawandel nicht direkt aus speziellen Langzeitversuchen abgelesen werden können, ist man auf verschiedene prognostische Berechnungen angewiesen. So wurden hierzu mit ganz unterschiedlichen Modellen Simulationsrechnungen für verschiedene Gebiete in Sachsen durchgeführt. Da diese Modellrechnungen in einer Zeitspanne bis zum Jahr 2050 zu sehr ähnlichen Ergebnissen geführt haben, besteht eine berechtigte Annahme und Wahrscheinlichkeit, dass auch in der landwirtschaftlichen Produktion sowie beim Humus- und Stickstoffhaushalt des Bodens bestimmte Veränderungen eintreten werden.

Wie mit Hilfe der Bewässerung bereits ermittelt wurde, wird auch der Klimawandel zu einem veränderten Pflanzenwachstum führen. Steigende CO_2 -Gehalte in der Atmosphäre und steigende Temperaturen lassen zumindest mittelfristig noch ein Ansteigen der Erträge einiger Fruchtarten erwarten, geringere Niederschlagssummen, vor allem in der Hauptwachstumszeit, wirken dem jedoch entgegen. Nach den vorliegenden Prognosen wird für Sachsen im Durchschnitt mit 10 bis 20 % höheren Erträgen gerechnet. Infolge der höheren Erträge kommt es auch zu einem Anstieg an organischer Substanz aus Ernte- und Wurzelresten im Boden. Dieser positive Effekt wird allerdings von der humuszehrenden Wirkung ansteigender Temperaturen überlagert, so dass infolge des Klimawandels auf allen Standorten insgesamt mit langsam sinkenden C_{org} -Gehalten des Bodens zu rechnen ist.

Zukünftig sind dem Boden also immer größere Mengen an organischer Substanz zuzufügen, wenn es darum geht, den Humushaushalt im Gleichgewicht zu erhalten. Die verfügbaren Reserven (z. B. an Stroh) sind aber begrenzt, außerdem stehen alternative Nutzungsformen z. B. zur Energieerzeugung in Konkurrenz. In der Regel werden daher für den Humusersatz nur geringe Potenziale zur Verfügung stehen, so dass unter den Bedingungen der Praxis mittel- bis langfristig mit abfallenden Humusgehalte gerechnet werden muss.

Je nach Intensität der Abnahme der C_{org} -Gehalte ist gleichzeitig mit der Freisetzung von Stickstoff durch den rascheren Abbau der organischen Substanz des Bodens zu rechnen, dessen Nährstoffwirkung bei der Düngebedarfsermittlung und dessen Umweltwirkung ggf. zu berücksichtigen sein wird.

5 N-Düngebedarfsermittlung

5.1 Material und Methoden

5.1.1 Bewertung der N-Nachlieferung

Grundlage einer langfristig und nachhaltig optimierten Stickstoffeffizienz ist eine auf die speziellen Standortbedingungen und die konkreten Bewirtschaftungsverhältnisse angepasste Düngung. Standortangepasste Planungsmodelle, wie das Programm BEFU (FÖRSTER, 2013), in denen die wesentlichen, den N-Bedarf beeinflussenden, Faktoren berücksichtigt werden, ermöglichen eine fruchtarten- und schlagspezifische Stickstoffdüngbedarfsermittlung.

Ausgangsgröße der Kalkulation mit dem Programm BEFU ist ein standortabhängiger N-Basiswert als Maß für den fruchtartenspezifischen und von der jeweiligen Ertragserwartung abhängigen N-Bedarf. Er wird aus einer Vielzahl von N-Steigerungsversuchen abgeleitet und regelmäßig aktualisiert. In Anlehnung entspricht er der N-Aufnahme durch den aufgewachsenen Pflanzenbestand der Fruchtarten (Haupt- und Nebenprodukt, N-Sollwert). Der N-Basiswert wird um die nachfolgend genannten wichtigsten N-Quellen korrigiert (ALBERT et al., 2007; FÖRSTER, 2013):

- N_{\min} -Vorrat zu Vegetationsbeginn
- N-Nachlieferung während der Vegetation in Abhängigkeit von der Vorfrucht, der organischen Düngung zur Vorfrucht und der Bodenart sowie
- N-Bereitstellung aus der organischen Düngung zur angebauten Fruchtart in Abhängigkeit von der Menge, der Art und dem Ausbringungstermin
- Plus/minus Bestandssituation, Bewässerung, Witterung, etc.

Der N-Düngungsbedarf ergibt sich schließlich aus der Differenz zwischen N-Basiswert und der Summe aus N_{\min} , N-Nachlieferung und N-Bereitstellung aus organischer Düngung. Mit der Größe „N-Nachlieferung“ wird versucht, mit Hilfe tabellarischer Zusammenstellungen die N-Freisetzung aus dem Abbau der organischen Substanz durch Mineralisation zu bewerten. Berücksichtigt werden nur einfach erfassbare Parameter, die für den Umsatz der leicht abbaubaren organischen Substanz des Bodens, dem sog. „Nährhumus“ (KOLBE und ZIMMER, 2015), wichtig sind. In diesen Tabellenwerken soll die Substrat- und Standortabhängigkeit des Umsatzes dieser Humusfraktion zum Ausdruck kommen, wobei aber lediglich das eigentliche Anbaujahr und das Vorjahr berücksichtigt werden. Der Humusgehalt insgesamt oder frühere Bewirtschaftungsmaßnahmen, die unter Umständen bis in das Betrachtungsjahr nachwirken und die Umsatzraten der organischen Substanz stark beeinflussen können, werden in der Regel nicht berücksichtigt.

Beispiele hierfür sind ein deutlicher Anbauwechsel, wie ein früherer Grünlandumbruch oder ein bereits seit langem bestehender hoher Viehbestand mit entsprechendem Gülle- oder Stallmistanfall. Der mit diesen und anderen organischen Düngern auf die Schläge gelangte Stickstoff wird bisher im Wesentlichen nur im Anbaujahr bei der N-Bedarfsermittlung berücksichtigt, jedoch nicht mit seiner Gesamtmenge sondern lediglich mit dem pauschal im Anwendungsjahr verfügbaren Anteil, der je nach Fruchtart, Ausbringungstermin und Art des Düngers variieren kann. Die Nachwirkung solcher Düngungsmaßnahmen kann bisher lediglich über die wenig differenzierte Vorfruchtwirkung erfasst werden.

Im Programm CCB hingegen wird die organische Düngung als Teil des Gesamtvorrates an organischer Substanz behandelt. Die mit organischen Düngern zugeführten N-Mengen gelangen in den Gesamt-N-Pool des Bodens. Die

N-Freisetzung wird unmittelbar aus der Umsetzung der organischen Substanz in Abhängigkeit von der Bodenart (Tongehalt), der Temperatur und weiteren, im Kapitel 3.1 eingehend beschriebenen Faktoren berechnet und z. B. in der Ergebnistabelle „N-Bilanz“ als „Mineralisation“ ausgewiesen.

Die Unterschiede zwischen beiden Modellansätzen werden aus nachfolgend aufgeführten Berechnungsbeispielen deutlich. In Abbildung 60 sind jeweils für zehn Jahre gemittelte Beträge der mit den Modellen BEFU und CCB berechneten N-Nachlieferung bzw. N-Mineralisation dargestellt. In beiden Programmen wird auch die N-Bereitstellung aus der organischen Düngung im Jahr der Anwendung berücksichtigt.

Der für diese Analysen ausgesuchte Ackerschlag erhielt über einen Zeitraum von 30 Jahren zunächst eine jährliche hohe N-Zufuhr über Schweinegülle von rund 120 kg N/ha (= 2 GV/ha). Nach dem Verfahren zur Düngebedarfsermittlung des BEFU resultiert daraus eine jährliche N-Nachlieferung von ca. 35 kg N/ha. Durch das Modell CCB wird für den gleichen Wirtschaftsdüngereinsatz dagegen eine sehr hohe mittlere jährliche N-Mineralisation von ca. 200 kg N/ha berechnet.

Aus diesem Vergleich geht hervor, dass für die N-Düngebedarfsermittlung von dem jährlich zugeführten Wirtschaftsdünger-N im BEFU somit nur ca. 30 % insgesamt angerechnet werden. Durch die Art der Berechnung wird im Programm BEFU daher der überwiegende Anteil der zugeführten Düngermengen von der Bewertung ausgeschlossen und daher bei der Bedarfsermittlung nicht angerechnet. Das CCB hingegen berücksichtigt nach diesem Beispiel einer langjährigen Zufuhr neben dem gesamten Wirtschaftsdünger-N von 120 kg N/ha auch eine beträchtliche N-Freisetzung aus Bodenvorräten in Höhe von jährlich ca. 80 kg N/ha.

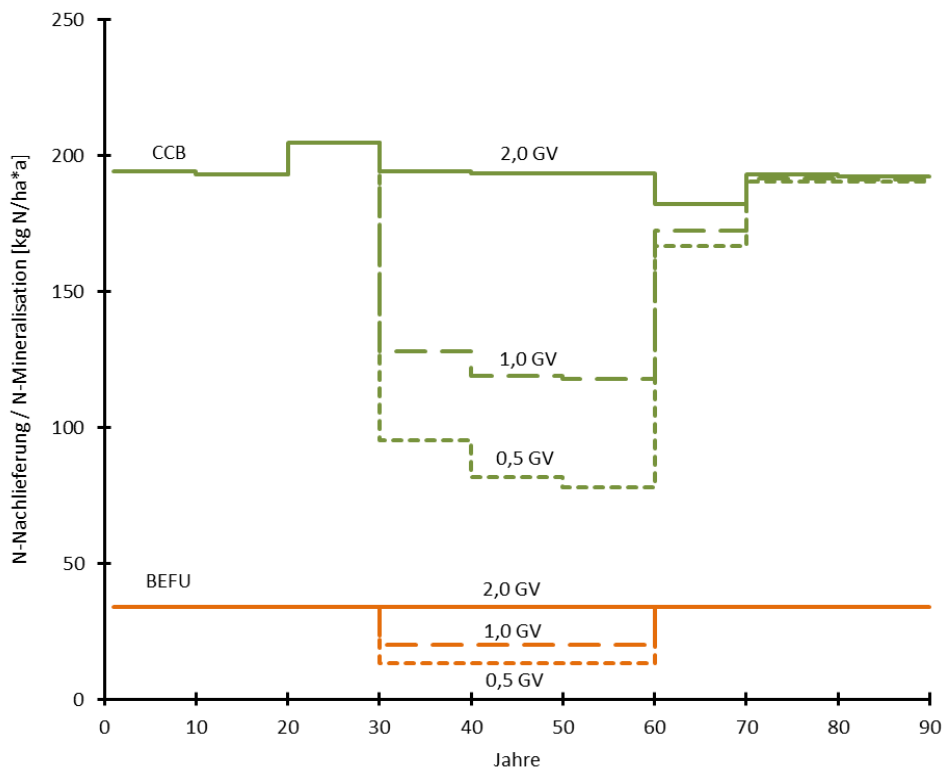


Abbildung 60: Unterschiede in der Ausweisung der Nachlieferung bzw. der Mineralisation für Stickstoff mit den Programmen BEFU und CCB am Beispiel eines vorübergehend abgesenkten Gülleinsatzes (von 2,0 auf 0,5 GV/ha), berechnet im Durchschnitt 10-jähriger Zeitphasen für eine Getreidefruchtfolge mit 30 % Winterraps, Nebenprodukt Stroh verbleibt auf dem Schlag

Wie weiter aus den Beispielsrechnungen hervorgeht, wird nach 30 Jahren die jährliche organische Düngung um 60 kg N/ha auf 1 GV/ha bzw. um 90 kg N/ha auf 0,5 GV/ha reduziert. In der Düngedarfsermittlung des BEFU würde diese Rücknahme zu einer Reduzierung der anrechenbaren N-Nachlieferung um lediglich 10 kg N/ha bzw. um 20 kg N/ha führen. Das CCB berechnet für die gleiche Situation eine Minderung der N-Mineralisierung um jährlich 70 kg N/ha bzw. um ca. 115 kg/ha. Die berechnete Minderung der Mineralisation erfolgt im gewissen Sinne überproportional, da mit der Reduzierung des Wirtschaftsdüngereinsatzes auch die N-Freisetzung aus sonstigen Bodenvorräten mit der Zeit langsam zurückgeht. Die reduzierten N-Mineralisationsraten wirken auch nach einer erneuten Erhöhung des Wirtschaftsdüngereinsatzes auf 2 GV/ha nach. Erst 10 Jahre später werden die ursprünglichen N-Freisetzungsraten wieder erreicht (Abbildung 60).

Diese Nachwirkung einer früheren Bewirtschaftung kommt noch deutlicher in dem nachfolgend beschriebenen Szenario zum Ausdruck (Abbildung 61). Hierbei erhielt ein Ackerschlag zunächst eine zurückhaltende Gülle-Zufuhr in Höhe von jährlich ca. 30 kg N/ha (0,5 GV/ha). Nach den Kalkulationen des BEFU sind hiervon ca. 15 kg N/ha als N-Nachlieferung verfügbar. Im CCB sind es mit der Zeit gut 60 kg N/ha, da auch der gebildete Humusvorrat des Bodens Stickstoff nachliefert.

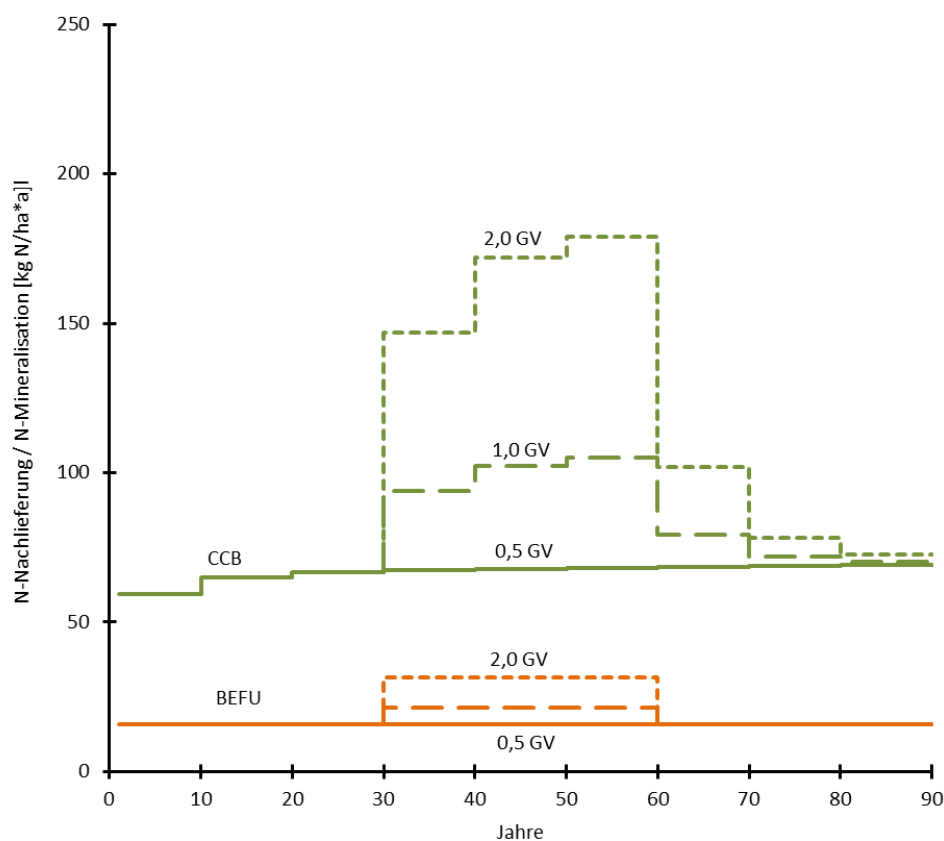


Abbildung 61: Vergleich der Nachlieferung bzw. der Mineralisation von Stickstoff zwischen den Programmen BEFU und CCB bei vorübergehend steigendem Gülleinsatz, berechnet in 10-jährigen Perioden für eine Getreidefruchtfolge mit 30 % Winterraps, Nebenprodukt Stroh verbleibt auf dem Schlag

Eine Erhöhung der jährlichen Güllegaben nach 30 Jahren auf 1 GV/ha (60 kg N/ha) bzw. 2 GV/ha (120 kg N/ha) resultiert im Programm BEFU lediglich in einem geringen Anstieg der N-Nachlieferung um jährlich 5 kg N/ha bzw. um 15 kg N/ha. Nach einer Vervielfachung der Güllegabe würde hiernach also lediglich eine Verdoppelung der

kalkulierten N-Nachlieferung erfolgen. In den Berechnungen des CCB hingegen führt die Vervielfachung der N-Gabe über die Gülle mit der Zeit zu einem drastischen Anstieg der Mineralisationsraten um mehr als den 3-fachen Betrag. Für die Düngebedarfsermittlung wären nach dieser Kalkulation in der 1. Dekade gut 150 kg N/ha und in der 3. Dekade sogar knapp 180 kg N/ha als Nachlieferung anzurechnen.

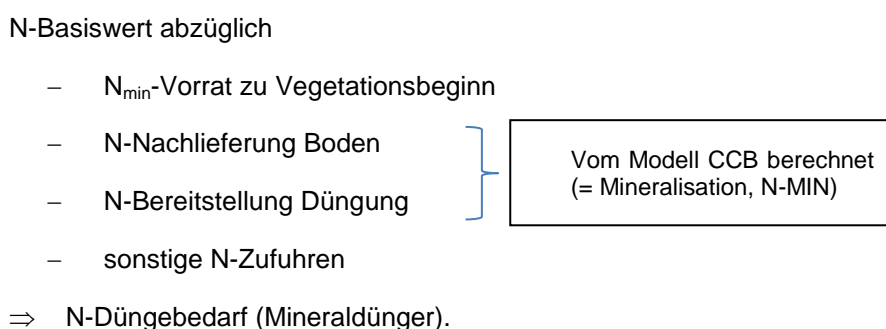
Nach einer erneuten Reduzierung der Gülledüngung nach 60 Jahren fallen die jährlichen Mineralisationsraten dann nicht sofort wieder auf das Ausgangsniveau zurück, sondern bleiben im Durchschnitt der ersten 10 Jahre noch um gut 30 kg N/ha über diesem Wert. Selbst 20 Jahr nach der Rückführung der Güllegaben ist noch mit einer deutlichen Nachwirkung der Gülle von jährlich gut 10 kg N/ha zu rechnen (Abbildung 61).

5.1.2 Einsatz von BEFU und CCB in der Düngebedarfsermittlung

Die realistische Abschätzung der standortspezifischen Stickstoffnachlieferung gilt gemeinhin als Schlüssel zur Optimierung der Stickstoffdüngung. Bei der derzeit üblichen Stickstoff-Düngebedarfsermittlung nach der N_{min} -Methode oder dem erweiterten N-Bilanzansatz wird versucht, die N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat aus Tabellenwerken durch Zu- und Abschläge überschlagsmäßig zu berücksichtigen. Diesen einfachen Abschätzungen liegen Ergebnisse aus N-Steigerungsversuchen und Erfahrungswerten zugrunde, die das N-Nachlieferungsvermögen der Erntereste und der organischen Dünger abbilden sollen.

Jüngere Arbeiten versuchen hingegen die Nachlieferung anhand einer Kombination aus Feldmessungen, Mineralisationsgleichungen und statistischen Bilanzierungsverfahren zu ermitteln (z. B. BEISECKER et al., 2015). Nach den Erfahrungen mit einfachen Prozessmodellen zum Humus- und Stickstoffumsatz schlagen KOLBE et al. (2013) vor, die mit diesen Modellen ermittelte N-Mineralisation in die übliche N-Bedarfsermittlung nach der N_{min} -Methode zu integrieren.

Zu dieser Vorgehensweise wird, wie bisher üblich, zunächst ebenfalls ein standortabhängiger N-Basiswert (Sollwert) definiert, der die Gesamt-Menge an verfügbarem Stickstoff angibt, die zu einem optimalen Ertrag führt. Von diesem Basiswert wird neben dem N_{min} -Gehalt im Frühjahr und sonstigen N-Zufuhren (Deposition, legume und nichtlegume N-Bindung, Saat- und Pflanzgut) nunmehr auch der von einem Prozessmodell berechnete Betrag an N-Mineralisation inklusive der Bereitstellung aus organischen Düngemitteln im Jahr der Anwendung abgezogen:



Um die Einsatzmöglichkeiten des CCB für die Düngebedarfsermittlung zu testen, wurde der N-Mineraldüngerbedarf für die am meisten angebauten Fruchtarten von 546 Testflächen auf Basis der 10-jährigen Bewirtschaftungsdaten von Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen (siehe Kap. 2.1) nach dieser grundsätzlichen Herangehensweise berechnet und mit dem von den Landwirten im Untersuchungszeitraum tatsächlich betriebenen Mineraldüngerbedarf verglichen.

Für die Düngebedarfsermittlung wurden jeweils die gleichen N-Basiswerte der Fruchtarten zugrunde gelegt, wie sie gewöhnlich mit dem Programm BEFU auf Grundlage der N_{\min} -Methode verwendet werden (FÖRSTER, 2013, 2016, mündliche Mitteilung). Auch die gleichen Frühjahrs- N_{\min} -Werte wurden jeweils für jede Kalkulation übernommen. Auf diese Weise konnten die Ergebnisse von drei Methoden zur N-Düngebedarfsermittlung vergleichend gegenübergestellt werden:

- Bedarfsermittlung der Landwirte (= Ist-Zustand der Testflächen)
- Bedarfsermittlung nach BEFU auf Grund der Schlagkarteiaufzeichnungen der Testflächen
- Bedarfsermittlung mit BEFU unter Nutzung der N-Mineralisation der Testflächen nach CCB

Hierbei wurde davon ausgegangen, dass die Landwirte neben dem Programm BEFU auch andere Verfahren zur Abschätzung des N-Düngebedarfs eingesetzt haben können. Es sollte weiterhin angenommen werden, dass die Landwirte das N-Nachlieferungsvermögen ihrer Flächen aufgrund ihrer Standortkenntnisse und langjährigen Erfahrungen besser abschätzen können als durch die nachträgliche Berechnung auf Grund der Schlagdaten. Ist diese Annahme zutreffend, müsste der tatsächlich verabreichte N-Düngeraufwand auf den Test- und Beobachtungsflächen in bestimmter Weise von den Empfehlungen der N-Düngebedarfsermittlung abweichen.

5.2 Vergleichende Ergebnisse zur Düngebedarfsermittlung der Testflächen

Zunächst wurden die für einen Vergleich verwandten Parameter jeweils als Mittelwerte aller für die jeweilige Fruchtart zur Verfügung stehenden Erntejahre ($n = 2.424$) der Testflächen zusammengestellt und ausgewertet. Die Tabelle 26 zeigt die mit dem Programm BEFU ermittelte Düngebedarfsermittlung im Vergleich zum tatsächlich auf den Flächen verabreichten Düngeraufwand der Testflächen. Der für die einzelnen Kulturen berechnete Düngerbedarf (Spalte 5) weicht im Mittel der betrachteten Standorte und Erntejahre nur geringfügig vom Durchschnitt des tatsächlich von den Landwirten betriebenen N-Mineraldüngeraufwandes ab (Spalte 6). Lediglich bei Triticale besteht zwischen dem mittleren Düngemiteleinsatz und der Empfehlung eine erhebliche Differenz. Im gewogenen Durchschnitt der Testflächen bestand mit einem N-Düngebedarf nach BEFU mit 137 kg N/ha und dem verabreichten N-Niveau mit 132 kg N/ha eine hohe Übereinstimmung.

Betrachtet man aber die Einzelwerte der Standorte und Anbaujahre, besteht zwischen der Düngeempfehlung und dem tatsächlichen Düngeraufwand kaum noch eine gerichtete Beziehung, wie aus den in der letzten Spalte 7 der Tabelle 26 angegebenen Korrelationskoeffizienten zu ersehen ist. Lediglich beim Körnermais und mit Einschränkungen auch bei Zuckerrüben stimmen Empfehlung und tatsächlicher N-Mineraldüngereinsatz befriedigend überein. Beide Kulturen wurden aber nur in vergleichsweise geringem Umfang angebaut.

Tabelle 26: Berechnete Mittelwerte und Standardabweichung (s) von Parametern zur N-Bedarfsermittlung mit dem Programm BEFU im Vergleich mit dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngereinsatz für verschiedene Fruchtarten des Dauertestnetzes

Spalte:	1	2	3	4	5	6	7
	N-Basiswert	N _{min} (Frühjahr)	N-Freisetzung organische Düngung (BEFU)	N-Nachlieferung Boden (BEFU)	N-Düngebedarf (berechnet BEFU)	N-Düngereinsatz (tatsächlich)	Korrelation Bedarf/Einsatz
Fruchtart							
[n=Anbaujahre]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[r]
Winterweizen (n=841)	210	52 (s=28)	3 (s=25)	6 (s=5)	150 (s=28)	147 (s=44)	0,174***
Wintergerste (n=565)	180	40 (s=19)	3 (s=6)	1 (s=3)	137 (s=20)	116 (s=38)	0,093*
Triticale (n=212)	190	39 (s=21)	7 (s=14)	7 (s=14)	144 (s=26)	88 (s=40)	0,140*
Winterraps (n=668)	200	38 (s=26)	9 (s=9)	19 (s=3)	135 (s=29)	153 (s=39)	0,034
Zuckerrübe (n=88)	170	64 (s=29)	24 (s=24)	36 (s=3)	57 (s=32)	67 (s=30)	0,376**
Körnermais (n=50)	200	60 (s=45)	44 (s=52)	26 (s=5)	71 (s=74)	74 (s=50)	0,646***
Durchschnitt (n=2424)	-	45	17		137	132	-

An zwei Beispielen wurde in Abbildung 62 der tatsächliche N-Mineraldüngerbedarf zu Winterweizen und Winterraps gegen die Empfehlung der BEFU-Bedarfsermittlung aufgetragen. Für den im großen Umfang angebauten Winterweizen stimmen zwar auch die berechneten Mittelwerte für den Düngebedarf und die verabreichte Düngermenge gut überein. Für Winterweizen waren jedoch Einzelgaben zwischen jährlich 100 kg N/ha und 200 kg N/ha praxisüblich, auch wenn nach der Bedarfsermittlung möglicherweise nur der halbe N-Einsatz, oder im umgekehrten Fall, erheblich höhere Gaben erforderlich gewesen wären. Beim Winterraps schwankt die Empfehlung zwischen 50 kg N/ha und 250 kg N/ha. Tatsächlich wurden nur selten mehr als 175 kg N/ha verabreicht. Zu dieser Fruchtart wurde mit 135 kg N/ha ein um annähernd 20 kg N/ha niedrigerer N-Bedarf berechnet als durch Düngung tatsächlich verabreicht worden ist.

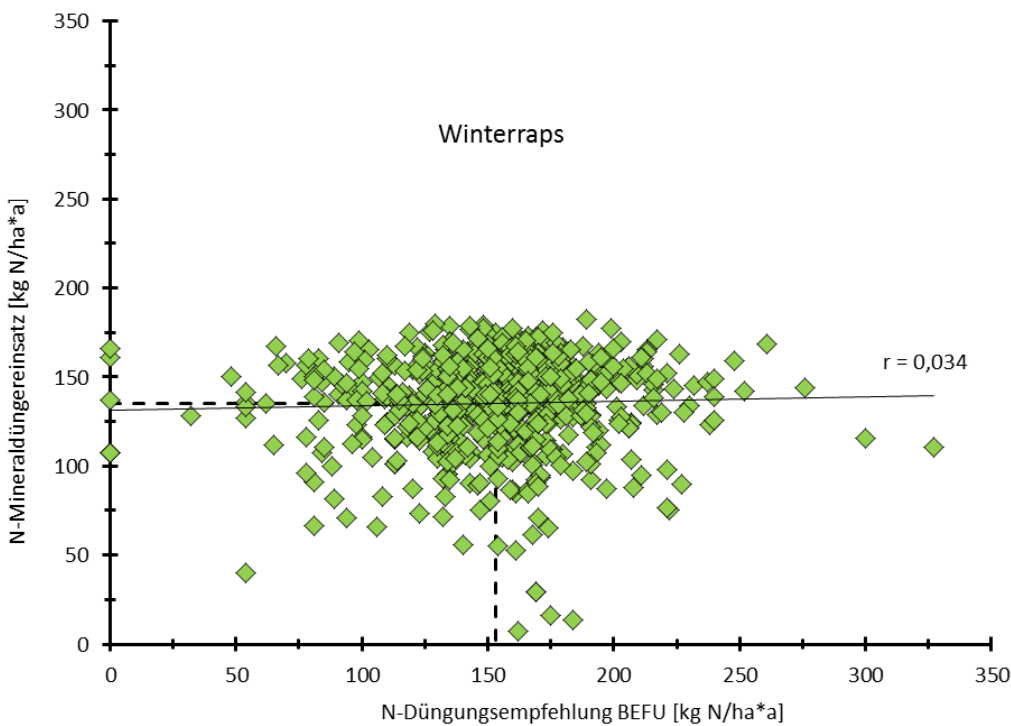
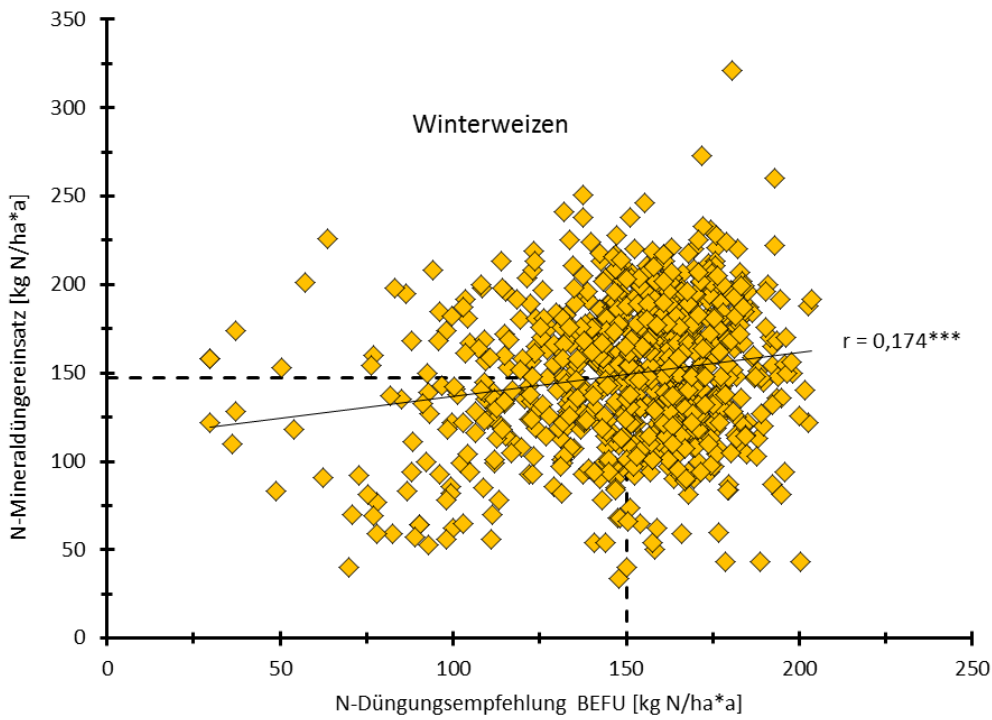


Abbildung 62: Vergleich zwischen den Empfehlungen der N-Düngebedarfsermittlung gemäß dem Programm BEFU und dem tatsächlichen N-Mineraldüngereinsatz der Dauertestflächen für Winterweizen (n = 841 Flächen) und Winterraps (n = 668 Flächen)

Tabelle 27 und Abbildung 63 zeigen den Vergleich der Berechnungen mit dem Modell CCB und den Ergebnissen der Testflächen für die hauptsächlich angebauten Fruchtarten. Gemäß den CCB-Berechnungen wird anstelle der N-Freisetzung aus der organischen Düngung und der N-Nachlieferung des Bodens die N-Mineralisierungsleistung im Anbaujahr eingesetzt (N-MIN). Sie weist sowohl zwischen den Früchten, als auch innerhalb der gleichen

Fruchtart erhebliche Unterschiede auf, erkennbar auch an den angegebenen Standardabweichungen. In dieser Variabilität spiegeln sich die unterschiedlichen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen der Einzelflächen mit stark wechselnden Aufwandsmengen an organischer Dünung wider. Diese Berücksichtigung eines längeren Zeitabschnitts der Vorbewirtschaftung und der Düngung im Anwendungsjahr führt letztlich zwischen den einzelnen Anbaujahren und Standorten zu sehr stark variierenden N-Düngeempfehlungen.

An den aufgeführten Standardabweichungen ist zu erkennen, dass durch die Nutzung der CCB-Berechnungen zur N-Mineralisation sowohl die Standortheterogenität als auch Unterschiede in der Bewirtschaftung bei allen angebauten Fruchtarten in deutlich höherem Umfang berücksichtigt werden als in der Variation der verabreichten Düngermengen zum Ausdruck kommt. Vom Programm BEFU wird nach diesen Untersuchungen offenbar bei allen Fruchtarten die geringste Variabilität der Anbauverhältnisse berücksichtigt. Es wird sichtbar, dass unter Berücksichtigung der jeweiligen eigenen Schlaggeschichte die vielfältige Realität offenbar besser abgedeckt werden kann als durch statistisch ermittelte Tabellenwerte, die aus Anbauversuchen entsprechender Standorte stammen.

Tabelle 27: Berechnete Mittelwerte und Standardabweichung (s) von Parametern zur N-Bedarfsermittlung mit Nutzung der mit dem Modell CCB ermittelten N-Mineralisation im Vergleich mit dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngereinsatz von verschiedenen Fruchtarten des Dauertestnetzes

Spalte:	1	2	3	4	5	6
Fruchtart	N-Basiswert	N _{min} (Frühjahr)	N-Mineralisation (N-MIN, CCB)	N-Düngebedarf (berechnet, CCB, BEFU)	N-Düngereinsatz (tatsächlich)	Korrelation Bedarf/Einsatz
[n=Anbaujahre]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[r]
Winterweizen (n=841)	210	52 (s=28)	30 (s=56)	128 (s=64)	147 (s=44)	0,302***
Wintergerste (n=565)	180	40 (s=19)	55 (s=61)	58 (s=64)	116 (s=38)	0,243***
Triticale (n=212)	190	39 (s=21)	102 (s=82)	49 (s=86)	88 (s=40)	0,188**
Winterraps (n=668)	200	38 (s=26)	108 (s=68)	54 (s=73)	153 (s=39)	0,281***
Zuckerrübe (n=88)	170	64 (s=29)	88 (s=48)	19 (s=61)	67 (s=30)	0,227*
Körnermais (n=50)	200	60 (s=45)	52 (s=103)	87 (s=119)	74 (s=50)	0,593***
Durchschnitt (n=2424)	-	45	66	80	132	-

Unter Berücksichtigung der N-MIN-Werte würde nach diesem Ansatz für Winterweizen ein mittlerer N-Düngebedarf von 128 kg N/ha mit einer hohen Standardabweichung von 64 kg N/ha berechnet (Tabelle 27). Wintergerste, Triticale und Winterraps hätten jeweils im Durchschnitt lediglich eine N-Düngung zwischen 50 kg und 60 kg/ha bedurft. Zu Zuckerrübe wäre aufgrund der erblichen Mineralisierungsleistung des Bodens im Durchschnitt lediglich eine N-Düngung in Höhe von knapp 20 kg/ha erforderlich gewesen, ebenfalls mit erheblicher Varianz zwischen den Anbaujahren. In der Praxis wurden stattdessen vergleichsweise einheitlich 67 kg N/ha verabreicht.

Im Gegensatz zu den BEFU-Berechnungen zur N-Bedarfsermittlung (siehe Tabelle 26) bestehen zwischen der Düngeempfehlung unter Berücksichtigung der N-Mineralisation und dem tatsächlich verabreichten Düngereinsatz auf den Testflächen nunmehr bei allen Kulturen gesicherte statistische Beziehungen, wie aus den in der letzten Spalte 6 der in Tabelle 27 und exemplarisch für Winterweizen und Winterraps aus Abbildung 63 angegebenen Korrelationskoeffizienten zu ersehen ist. Offenbar wird ein gewisser Beitrag der N-Mineralisation von den Landwirten bei der Bemessung der N-Düngung bereits berücksichtigt. Gegenüber den Prognosen des CCB, die aus der gesamten Schlaggeschichte stammen, wird dieser Beitrag aber meistens noch erheblich unterschätzt.

Lediglich bei Winterweizen und Körnermais stimmen die berechneten Düngeempfehlungen unter Berücksichtigung der N-MIN-Werte und die tatsächlich gegebenen N-Mengen gut überein. Unter Einbeziehung aller Dauertestflächen liegt der unter Einbeziehung der CCB-Mineralisation berechnete Düngebedarf bei ca. 52 kg N/ha*a niedriger als die von den Landwirten verabreichte Menge. Insgesamt bleibt darüber hinaus festzuhalten, dass die N-Bedarfsermittlung bei Berücksichtigung der prozessbasierten N-Mineralisation dem tatsächlichen Düngeverhalten der Landwirte näher kommt als der auf einfachen statistischen Ableitungen beruhende Ansatz des BEFU-Verfahrens.

Durch die Nutzung der berechneten Werte zur N-Mineralisation kommt es zu folgender Verschiebung in der Bedeutung der einzelnen Komponenten zur N-Zufuhr (siehe Tabelle 26, Tabelle 27, Durchschnitt in %):

Komponente	BEFU-Berechnung	CCB-Berechnung
N _{min}	23	24
N-Nachlieferung	8	-
N-Mineralisation		35
N-Mineraldüngung	69	42
N-Gesamt-Zufuhr	100	100

Während bei der BEFU-Berechnung die Berücksichtigung der N-Nachlieferung mit 8 % eine deutlich untergeordnete Rolle spielt und der N-Mineraldüngung die höchste Bedeutung zugeschrieben wird, stellt die Mineralisation nach der CCB-Kalkulation eine Zufuhrkomponente dar, deren Bedeutung mit 35 % deutlich angewachsen ist. Die N-Mineraldüngung wird dagegen geringer eingestuft. Das trifft sowohl für die dargestellten gewichteten Mittelwerte als auch für die Streubreite der Werte zu. Durch Berücksichtigung der CCB-Mineralisation erhält diese Komponente sogar eine deutlich höhere Bedeutung als die N_{min}-Untersuchung im Frühjahr.

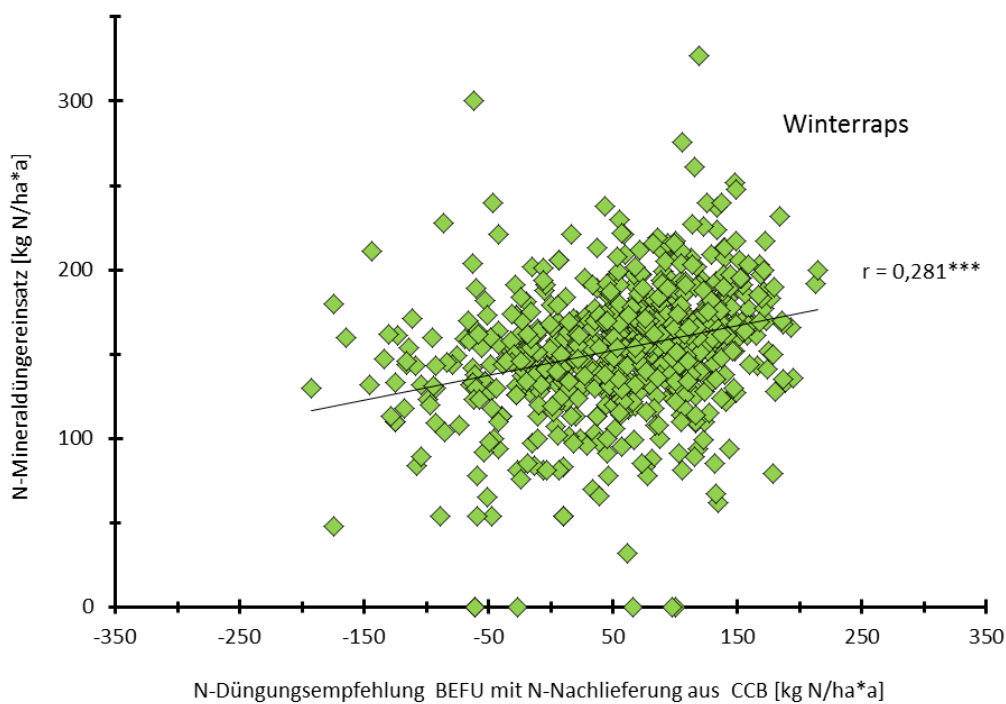
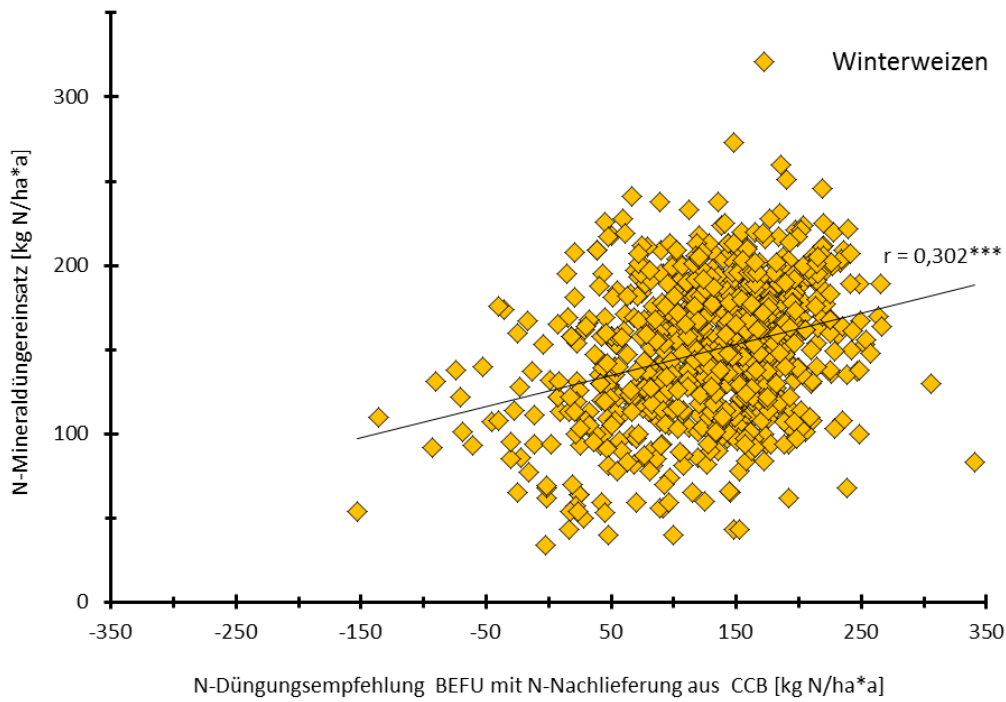


Abbildung 63: Vergleich zwischen der N-Düngebedarfsermittlung unter Nutzung der mit dem Programm CCB berechneten N-Mineralisation und dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngereinsatz auf den Testflächen für Winterweizen (n = 841 Flächen) und Winterraps (n = 668 Flächen)

Der Unterschied zwischen dem herkömmlichen Verfahren zur N-Bedarfsermittlung direkt mit dem Programm BEFU und dem modifizierten Verfahren mit Berücksichtigung der mit dem Programm CCB berechneten N-Mineralisation wird nochmals aus Abbildung 64 deutlich. Zwischen beiden Verfahren besteht ein enger linearer Zusammenhang,

da beiden die gleichen N-Soll- und N_{\min} -Werte zugrunde liegen. Unterschiede zwischen den Verfahren bestehen vor allem im unteren N-Düngungsniveau von $< 100 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$, wo die Empfehlungen mit Berücksichtigung der CCB-Nachlieferung meistens erheblich unter denen des herkömmlichen BEFU-Verfahrens liegen können.

Im Durchschnitt über alle geprüften Kulturen und Anbaujahre ist die Empfehlung zur mineralischen N-Düngung bei Anwendung des modifizierten Verfahrens um knapp $60 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ geringer als nach dem bisher üblichen Verfahren. Empfehlungen oberhalb des kulturartspezifischen Sollwerts sind bei Anwendung des BEFU-Verfahrens rechnerisch nicht möglich. Bei Nutzung der CCB-Berechnungen zur Beurteilung der N-Nachlieferung können die N-Düngeempfehlungen in einzelnen Jahren durchaus den Sollwert überschreiten. Dies ist zum Beispiel dann der Fall, wenn es nach einer hohen Strohdüngung zur vorübergehenden N-Festlegung bzw. zu negativen Freisetzungsraten kommt.

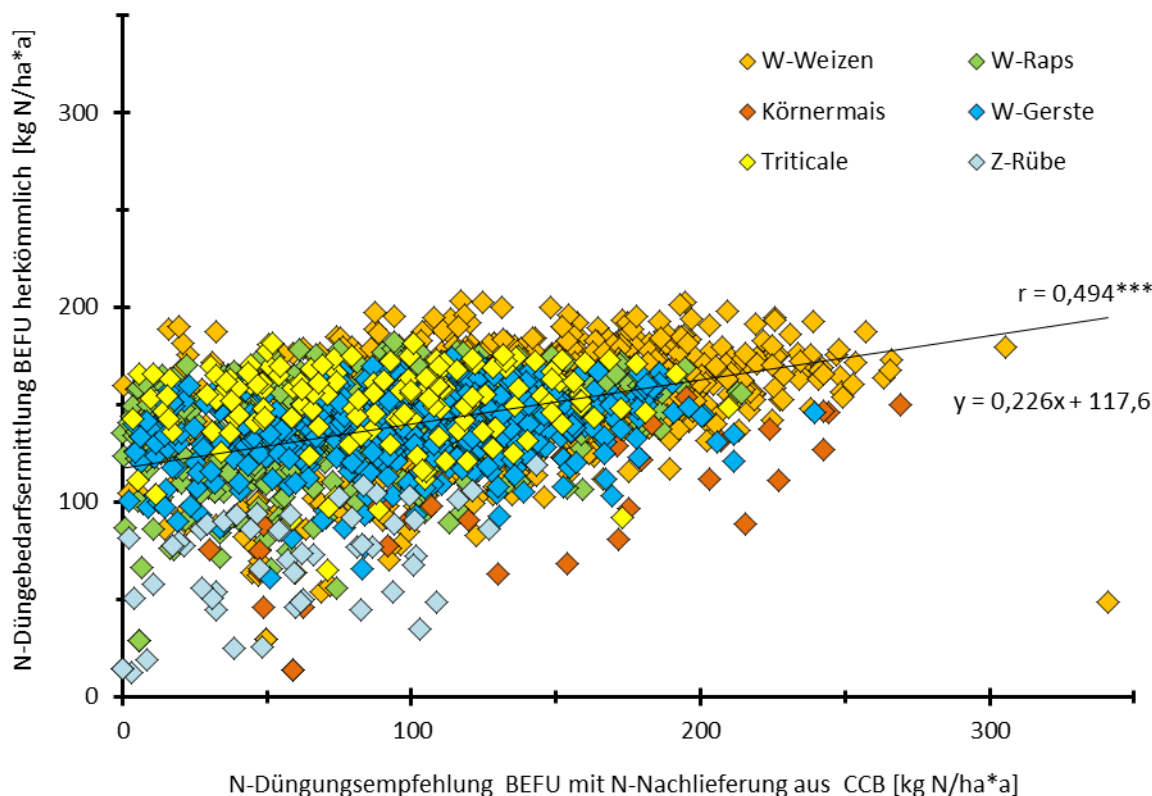


Abbildung 64: Vergleich der Berechnung der N-Düngungsempfehlungen durch das Programm BEFU mit herkömmlicher Berücksichtigung der N-Nachlieferung und mit der durch das Programm CCB ermittelten N-Mineralisation

Bei Berücksichtigung der N-Nachlieferung gemäß CCB verbleibt zwischen der N-Düngungsempfehlung und dem tatsächlichen N-Mineraldüngeraufwand immer noch eine beträchtliche Differenz. Die Suche nach den Ursachen ergab einen signifikanten Einfluss durch die Höhe der organischen Düngung (Abbildung 65). Je höher die N-Zufuhr über organische Düngemittel ist, desto geringer fällt die CCB-Düngungsempfehlung im Vergleich zum tatsächlichen Mineraldüngeraufwand aus. Wie im Kapitel 5.1 aufgezeigt wurde, wird der N-Gehalt der organischen Düngung in voller Höhe bei den CCB-Berechnungen berücksichtigt. Je höher und je länger die organische Düngung verabreicht worden ist, umso höher ist auch die berechnete CCB-N-Mineralisierung. Hohe Mineralisierungsraten führen schließlich zu geringen N-Düngungsempfehlungen. In der Praxis hingegen wird die organische Düngung trotz intensiver Beratung oder wegen bisher fehlender verfahrenstechnischer Möglichkeiten oftmals nicht hinrei-

chend bei der Bedarfsermittlung berücksichtigt (siehe Analysen zum Stickstoffhaushalt sächsischer Ackerböden in Kap. 2.3.2).

Tabelle 28 zeigt Ergebnisse der N-Bedarfsermittlung mit Berücksichtigung der CCB-N-Mineralisation, wenn zwischen viehloser (ohne organische Düngung) und viehhaltender (mit organischer Düngung) Bewirtschaftung unterschieden wird. Ohne Viehhaltung liegt die berechnete N-Mineralisation je nach den Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen auf verhältnismäßig niedrigem Niveau. Winterrops weist erfahrungsgemäß höhere Werte auf als Winterweizen. Mit Viehhaltung hatte Winterweizen in den 139 Anbaujahren im Durchschnitt 77 kg N/ha*a über die organische Düngung erhalten, beim Raps waren es 81 kg N/ha*a. In Folge der akkumulierenden Wirkung auf den Boden steigt mit den Jahren erwartungsgemäß die durch CCB berechnete N-Mineralisation beim Einsatz organischer Düngemittel erheblich an, bis sich schließlich der Wirtschaftsdünger-N nahezu vollständig in den berechneten Mineralisationsraten wiederfindet.

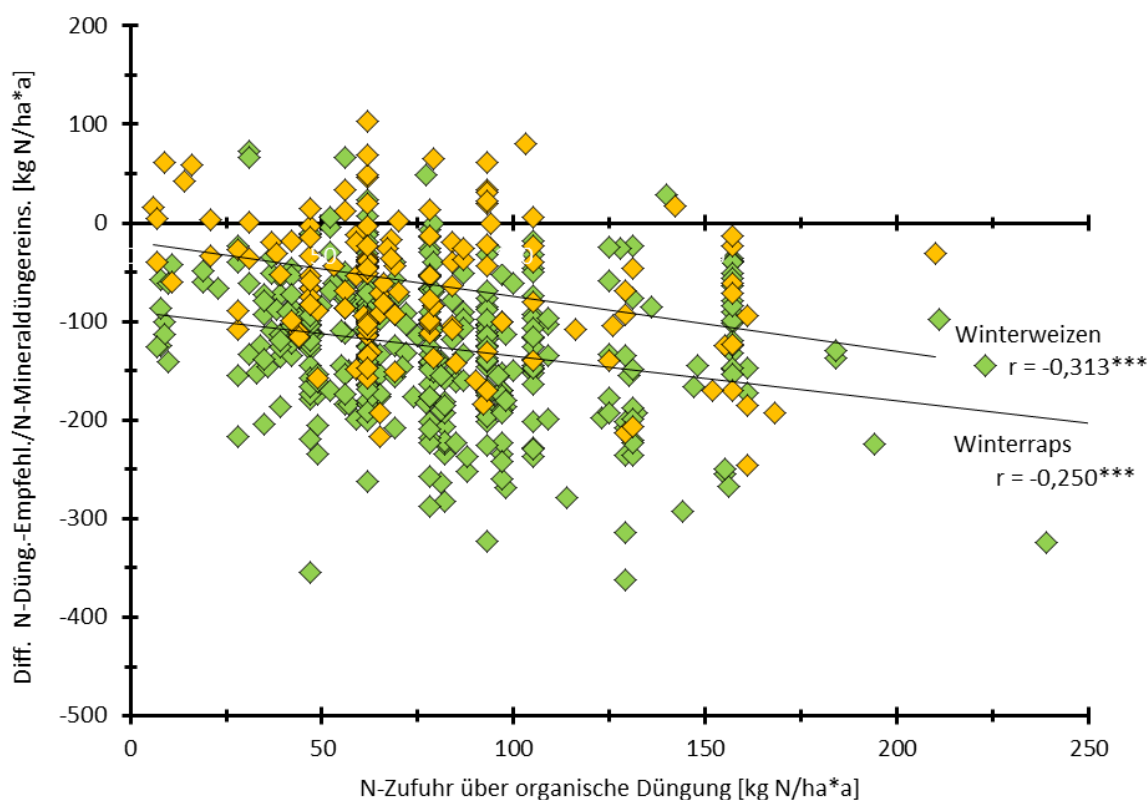


Abbildung 65: Einfluss der durchschnittlichen organischen N-Zufuhr der Dauertestflächen auf die Differenz zwischen der N-Düngungsempfehlung mit Nutzung des Programms CCB und dem tatsächlich verabreichten N-Mineraldüngeraufwand am Beispiel von Winterweizen und Winterrops

Tabelle 28: Berechnete Mittelwerte und Standardabweichung (s) von Parametern zur N-Bedarfsermittlung unter Nutzung der CCB-N-Mineralisation im Vergleich mit dem tatsächlichen N-Mineraldüngereinsatz auf Dauertestflächen mit Winterweizen und Winterraps mit und ohne organische Düngung

Fruchtart	N-Basiswert	N _{min} (Frühjahr)	N-Mineralisation (N-MIN, CCB)	N-Düngebedarf (berechnet)	N-Dünger-einsatz (tatsächlich)	Korrelation Bedarf/Einsatz
[n=Anbaujahre]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[r]
Testflächen ohne organische Düngung (viehlos)						
Winterweizen (n=702)	210	51 (s=28)	20 (s=56)	139 (s=57)	150 (s=43)	0,241***
Winterraps (n=297)	200	35 (s=25)	67 (s=61)	98 (s=55)	131 (s=39)	0,268***
Testflächen mit organischer Düngung (Viehhaltung)						
Winterweizen (n=139)	210	58 (s=28)	81 (s=64)	71 (s=68)	133 (s=46)	0,316***
Winterraps (n=371)	200	41 (s=25)	140 (s=65)	19 (s=67)	146 (s=37)	0,187***

Würde diese Mineralisierungsleistung bei der N-Düngebedarfsermittlung konsequent berücksichtigt, hätte die mineralische N-Düngung beim Raps um mehr als 3/4 auf knapp 20 kg/ha reduziert werden können. Beim Winterweizen wären statt 139 kg N/ha lediglich 98 kg N/ha erforderlich gewesen. Tatsächlich aber wurde der Mineraldünger Aufwand zu beiden Früchten um nicht einmal 20 kg N/ha reduziert. Von der organischen N-Düngung wurden somit im Durchschnitt nur ca. 25 % bei der Bemessung der mineralischen N-Düngung berücksichtigt. Diese Ergebnisse entsprechen der gegenwärtigen Praxis in Beratung und Anwendungsprogrammen (z. B. ALBERT et al., 2007).

5.3 Schlussfolgerungen

Grundlage einer langfristig und nachhaltig optimierten Stickstoffeffizienz ist eine auf die speziellen Standortbedingungen und konkreten Bewirtschaftungsverhältnisse angepasste N-Düngung. Zu ihrer Bemessung ist die Kenntnis der N-Nachlieferung aus dem Humusvorrat des Bodens von erheblicher Bedeutung. Bei den derzeit üblichen Verfahren zur N-Bedarfsermittlung wird die N-Nachlieferung aus Tabellenwerken abgeschätzt, die mit statistischen Verfahren unter Beachtung der Bodenart, der angebauten Kultur und der Vorfrucht sowie der Art, Menge und dem Ausbringungstermin der organischen Düngung ermittelt worden sind. Das Programm CCB berechnet die N-Nachlieferung (N-Mineralisation, N-MIN) demgegenüber unmittelbar aus dem Umsatz des aktiven Anteils der organischen Bodensubstanz (= Nährhumus), wobei die organischen Dünger nach Applikation als Teil des Nährhumus betrachtet wird.

Im Vergleich zwischen beiden Verfahren berechnet das Modell CCB stets erheblich höhere Werte an N-Nachlieferung als die bisher üblichen Verfahren, wie z. B. bei der Düngebedarfsermittlung mit dem Programm BEFU. Die Unterschiede nehmen mit steigender organischer N-Düngung und mit Anzahl der Anwendungsjahre deutlich zu, da das CCB sowohl die aus der gesamten zugeführten organischen Düngung der Schlagvergangenheit über den Humusumsatz freiwerdende N-Menge als auch die aus aktuell innerhalb des Berechnungsjahres zugeführten Düngern freigewordene N-Quellen (z. B. NH₄-N) berücksichtigt. Je länger die Zeitperiode der ange-

rechneten Anbau- und Düngungsdaten aus der Schlaggeschichte zur Verfügung stehen und demzufolge berücksichtigt werden können, umso genauer fallen die Berechnungen zur N-Mineralisation aber auch zur Prüfung des Nährstoffmanagements mit Hilfe von Bilanzierungs- und Effizienzberechnungen aus.

Dagegen werden von den herkömmlichen Methoden jeweils nur Bruchteile dieser N-Gehalte bei der Berechnung der Nachlieferung angerechnet. Diese unzureichende Berücksichtigung des mit Wirtschaftsdüngern zugeführten Stickstoffs bei der N-Bedarfsermittlung ist als eine weitere in diesen Untersuchungen aufgedeckte wesentliche Ursache für hohe N-Salden mit Risiken für N-Austräge in die Umwelt der sächsischen Landwirtschaft anzusehen (siehe Kap. 2.3).

Eine dauerhaft angewendete organische Düngung führt mittel- bis langfristig zu stetig steigenden N-Nachlieferungsraten, da mit jeder zusätzlichen Zufuhr an organischer Substanz auch der Humusgehalt des Bodens und der daran gebundene N-Vorrat ansteigt. Dieser Effekt wirkt sogar nach Einstellung oder Reduktion der organischen Düngung noch einige Jahre bis Jahrzehnte nach, je nach Niveau der zuvor ausgebrachten Düngung und der dadurch erzielten Humus- und Stickstoffanreicherung. In Regionen mit hohem Viehbestand und hohem Wirtschaftsdüngereinsatz in der Vergangenheit würde also auch die sofortige Reduktion der organischen N-Düngung die N-Nachlieferung nach den vorliegenden Berechnungen erst mit erheblicher zeitlicher Verzögerung entlasten.

Nach diesen Ergebnissen würden nach Integration der mit dem Modell CCB prozessorientiert ermittelten N-Nachlieferungsraten in die N-Düngebedarfsermittlung die empfohlenen mineralischen N-Düngungsmengen z. T. erheblich reduziert werden können (vgl. Tabelle 26 und Tabelle 27). Im Durchschnitt der hierzu untersuchten 546 Dauertestflächen mit einer mindestens 10-jährigen Laufzeit könnten die Ersparnisse um 50 kg N/ha*a betragen, was sowohl aus betriebswirtschaftlicher Sicht als auch aus Gründen des Umweltschutzes von erheblicher Bedeutung sein kann.

Auf Grund der insgesamt positiv verlaufenden Untersuchungsergebnisse sollte dazu ermutigt werden, das CCB als eigenständiges Prozessmodell oder/und als integraler Bestandteil des Programms BEFU bzw. des neuen Programms BESyD in einer nächsten Phase an speziellen Feldversuchen auf seine Eignung sowohl zur Optimierung der N-Düngungsbemessung als auch als integrales System zur Verbesserung der Nährstoffeffizienz zu prüfen.

6 Fazit

6.1 Ergebnisse zur Humus- und Stickstoffversorgung sächsischer Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen

Zur Untersuchung des Humus- und Stickstoffhaushalts stand eine Auswertungsgrundlage von 546 repräsentativ über Sachsen verteilten Dauertest- und Dauerbeobachtungs-Flächen in den landwirtschaftlichen Betrieben zur Verfügung. Für die Analysen wurde eine solide Datenbasis von mindestens 10-jährigen Schlagkarteiaufzeichnungen der Jahre 2001 bis 2010 ausgesucht. Zur Anwendung kam das Programm BEFU und das Prozessmodell CCB.

Die sächsischen Ackerböden befinden sich insgesamt in einem guten Humusversorgungszustand. Von den untersuchten Dauertest- und Dauerbeobachtungsflächen des gesamten Landes konnten mehr als 50 % der optimalen Humusbilanzgruppe C nach der VDLUFA-Klassifikation zugeordnet werden, weitere gut 30 % sogar der Gruppe D. Auf letzteren Flächen besteht bereits eine gewisse Tendenz zur Humusübersversorgung. Die Klasse E mit deutlicher Übersversorgung erreichten aktuell lediglich 4 % der Flächen. Es ist bekannt, dass hohe positive Humusbilanzen zu einem erhöhten Risiko für Stickstoffverluste und zur Umweltgefährdung beitragen können (EBERTSEDER et al., 2014).

Ausschlaggebend für den festgestellten Anteil an Testflächen mit hoher Übersversorgung ist die Zufuhr großer Mengen an organischer Substanz in Form der Erntenebenprodukte (Stroh) und/oder der organischen Düngung, in Sachsen insbesondere von Wirtschaftsdüngern wie Gülle und Stallmist. Im Bereich des Erzgebirges kommt noch der verstärkte Anbau humusmehrender Kulturen wie Feldgras hinzu. Gleichzeitig verläuft hier der Humusabbau infolge der besonderen klimatischen Bedingungen in etwas geringerer Intensität. Auf ungefähr 12 % der Flächen wurde demgegenüber eine geringe bis deutliche Unterversorgung mit organischer Substanz ermittelt, vor allem auf den leichten Böden des Sächsischen Heidegebietes und der Oberlausitz (Agrarstrukturgebiet 1).

Die Untersuchungen haben weiterhin ergeben, dass für eine ausgewogene Humusversorgung im Mittel über alle Standorte ca. 50-60 % der Erntenebenprodukte (Stroh) auf dem Acker verbleiben sollten. Die organische Düngung sollte daher maßvoll zur Humusreproduktionsleistung eingesetzt werden, günstiger Weise zur Substitution der mit Ernte- und Nebenprodukten abgefahrenen organischen Substanz. Ein übermäßiger Wirtschaftsdüngereinsatz führt dagegen mittelfristig unweigerlich zu unerwünschten Humusüberschüssen, sofern nicht gleichzeitig vermehrt Stroh abgefahren oder die Humusreproduktionsleistung des Bewirtschaftungssystems in anderer Weise, beispielsweise durch Umstellung der Fruchtfolge, reduziert wird. Dies geht sowohl aus der Bestandsaufnahme der Testflächen als auch aus der Verrechnung verschiedener Szenarien zum Humushaushalt hervor (vgl. Kap. 4).

Zur Bewertung des N-Haushalts wurden ebenfalls von dem gesamten Dauertestnetz 10-jährige Auswertungen zur Schlagbilanzierung sowie Berechnungen zur Nährstoffeffizienz vorgenommen. Für eine sinnvolle Kontrolle des Nährstoffhaushalts und der Nährstoffeffizienz ist bei der Schlagbilanzierung über eine 100 %ige N-Anrechnung der organischen Dünger, Addition der N-Deposition aus der Atmosphäre und weiterer Zufuhrquellen, die N-Gesamtzufuhr für jede einzelne Testfläche ermittelt worden, damit eine Form der Brutto-Bilanzierung durchgeführt werden konnte (siehe Kap. 2.1). Für die erhaltenen Ergebnisse besteht somit auch zum Stickstoff eine gute und sichere Bewertungsbasis für den Freistaat Sachsen.

In dieser Arbeit wurde erstmals auch eine Gruppierung der N-Bilanzsalden und der ermittelten N-Effizienzen vorgenommen, wodurch Vorschläge aus der Literatur zu einem Bewertungsschema mit 5 Bilanzgruppen (A bis E) erweitert worden sind. Damit wird eine direkte Vergleichbarkeit zu der bewährten VDLUFA-Klassifikation zur Beurteilung der Humussalden (EBERTSEDER et al., 2014) oder zur Bestimmung des Kalkbedarfs (VDLUFA, 2000) landwirtschaftlich genutzter Böden hergestellt. Der „Optimalbereich“ (Bilanzgruppe C) wurde bei N-Salden zwischen 0 kg und 49 kg N/ha*a festgelegt. Die gleiche Abgrenzung treffen auch SCHMID und HÜLSBERGEN (2012). In diesem Bereich besteht eine ausreichende Sicherheit zur Erzielung optimaler Erträge, es werden ausgeglichene Humussalden und eine optimale N-Effizienz gewährleistet (vgl. Abbildung 29 und Abbildung 30 sowie KOLBE, 2012a). Bei Einhaltung dieser Bilanzgruppe C kann es daher in der Regel weder zu unerwünschtem Humusabbau durch Stickstoffmangel, noch zu dauerhaften N-Überhängen mit ihren Nachteilen für die Umwelt kommen.

Ein strikt ausgeglichener (Brutto-) N-Saldo sollte als untere Grenze angesehen werden, kann jedoch oft nicht eingehalten werden, da gewisse N-Verluste im Ackerbau unvermeidbar sind. Ein bedarfsgerechtes Nährstoffmanagement muss diese Verluste ausgleichen, da es sonst mit der Zeit zu N-Mangelsituationen kommen kann. Die Höhe dieser unvermeidbaren N-Überschüsse kann in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften, der Witterung, der Fruchtfolge und der Düngerformen in gewissen Grenzen schwanken. Der VDLUFA-Arbeitskreis „Nachhaltige Nährstoffhaushalte“ schlägt deshalb eine Differenzierung der zulässigen Überschüsse nach der Höhe der organischen Düngung vor und begründet dies mit der Feststellung, dass Salden < 50 kg N/ha*a in Veredlungsbetrieben mit Wirtschaftsdüngereinsatz bisher kaum realisierbar sind (VDLUFA, 2012).

Werden die Ergebnisse zur N-Bilanzierung entsprechend dieser fünfstufigen Bewertungsmatrix eingeteilt, so weisen in etwa 10 % der Flächen eine mittlere bis deutliche Unterversorgung mit Stickstoff auf. Rund 50 % der Testflächen sind in einen optimalen Nährstoffzustand einzuordnen, da ihre N-Salden Werte zwischen 0 und 49 kg N/ha*a aufweisen. Ähnlich der Situation bei der Humusversorgung sind demgegenüber im Durchschnitt 45 % der Ackerflächen durch eine hohe bis sehr hohe N-Versorgung gekennzeichnet, da deren N-Salden im langjährigen Mittel durch Werte von über 50 kg/ha bzw. sogar mit z. T. weit über 80 kg N/ha*a berechnet worden sind. Im Gegensatz zum Humusspiegel, der eher auf den leichten Ackerflächen gewisse Mängel aufweist, fällt die Überversorgung mit Stickstoff umso höher aus, je leichter die Böden anzusprechen sind. Die relative Überversorgung wird daher offenbar auf den leichten Böden nicht in erster Linie durch eine zu hohe Zufuhr an organischen Düngemitteln sondern eher durch eine unangemessen hohe N-Mineraldüngung verursacht.

Wie die vorliegende Untersuchung darüber hinaus bestätigt, bestehen nach wie vor erhebliche Defizite in Bezug auf die erzielten langjährigen N-Effizienzen der Testflächen (siehe z. B. Abbildung 21). So erreichen im Mittel der 10-jährigen Untersuchungsperiode nur 22 % der untersuchten Schläge eine N-Effizienz von > 75 %, die hier als unterer Grenzwert der Effizienzklasse C definiert wurde. Mehr als 2/3 der Schläge weisen lediglich N-Effizienzen zwischen 50 % und 75 % auf. 10 % der Schläge erreichen im 10-jährigen Durchschnitt nicht einmal eine N-Effizienz von 50 %, was besonders auf die ganz leichten Standorte (S, SI) Nordsachsens zutrifft. So weisen auf diesen Flächen ca. 30 bis 65 % der Werte eine N-Verwertung von unter 50 %-Anteilen auf, während es auf den mittleren bis schweren Böden unter 10 % der Fälle sind.

Eine derart niedrige Nährstoffverwertung führt dazu, dass auf diesen Schlägen mehr als die Hälfte des eingesetzten Stickstoffs nicht mit den Ernten abgefahren wird, sondern auf der Fläche verbleibt und hier im Wesentlichen der Auswaschung unterliegt. Deutlich zu geringe Werte in der Nährstoffeffizienz wurden nicht nur auf den ärmeren Standorten, sondern auch in Trockenlagen besonders bei ausgeprägter Frühjahrstrockenheit, bei vermehrtem Einsatz organischer Düngemittel und bei höheren Hackfrucht- und Winterrapsanteilen in der Fruchtfolge ermittelt.

Ähnliche Ergebnisse zum Humus- und N-Haushalt wurden durch Auswertung von Testflächen und von einer Reihe von landwirtschaftlichen Betrieben in Sachsen bereits in vielen anderen Untersuchungen gefunden (u. a. HEINITZ et al., 2010; KOLBE, 2012b, REINKE und WURBS, 2012). Im Zeitverlauf sind allerdings kaum deutliche Veränderungen eingetreten. Auf Grund der integrierten Vorgehensweise unter Einbeziehung des Humushaushalts und der jährlich durchzuführenden Düngungsbemessung der Fruchtarten konnten zum N-Haushalt in der vorliegenden Arbeit Ursachen aufgedeckt werden, die deutlich über die bisherigen Erkenntnisse hinausgehen. Das trifft besonders für die Ergebnisse zur Düngbedarfsermittlung zu.

Für die 546 Testflächen wurden aus der jeweils 10-jährigen Schlaggeschichte die N-Mineralisation mit dem Modell CCB berechnet und zunächst den vergleichbaren Werten des Programms BEFU, wie sie zur Düngbedarfsermittlung gewöhnlich erhoben werden, gegenübergestellt. Im Durchschnitt der angebauten Fruchtarten konnte mit BEFU ein Mittelwert von 17 kg N/ha*a und mit dem Modell CCB ein mittlerer Wert von 66 kg N/ha*a in der N-Nachlieferung ermittelt werden (siehe Tabelle 26 und Tabelle 27). An den aufgeführten Standardabweichungen kann erkannt werden, dass bei Nutzung des CCB die große standortgegebene und die bewirtschaftungsbedingte Heterogenität der Flächen deutlich besser abgebildet werden konnte als durch das Programm BEFU. So besteht z. B. eine deutliche Abhängigkeit der N-Mineralisationsrate von der Höhe der langfristig zugeführten organischen Düngung.

Auf Grund dieser Ergebnisse ergaben sich deutliche Unterschiede bei der Düngbedarfsermittlung für die wichtigsten in Sachsen angebauten Fruchtarten, wenn diese ermittelten Werte zur N-Nachlieferung in die Analysen einbezogen werden. Für die Berechnung des Aufwandes an N-Mineraldüngern wurden die Ergebnisse von drei verschiedenen Verfahren miteinander verglichen. Die Bedarfsermittlung der Landwirte (= Ist-Zustand der Testflächen) ergab mit einem Mittelwert von 132 kg N/ha keinen großen Unterschied zu den Werten, die mit 137 kg N/ha durch das Programm BEFU berechnet worden sind.

Unter Nutzung der N-Nachlieferung der Testflächen durch das Modell CCB wurde jedoch mit rund 80 kg N/ha eine deutliche Rücknahme des mittleren N-Düngungsniveaus erzielt. Besonders groß waren die Differenzen bei Testflächen mit organischer Düngung (Tierhaltung), bei einem verhältnismäßig niedrigen N-Düngungsniveau und bei bestimmten Fruchtarten: Wintergerste, Triticale, Winterraps und Zuckerrübe. Unter Beachtung einer hohen Standardabweichung ergab sich im Durchschnitt ein Einsparungspotenzial an N-Mineraldüngern von ungefähr 50-60 kg N/ha*a, wenn die CCB-Werte zur N-Mineralisation bei der Bedarfsermittlung Beachtung finden.

6.2 Strategien zur Optimierung des Humus- und Stickstoffhaushalts sächsischer Ackerböden

Als ergänzende Maßnahme zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurde vom LfULG ein Netzwerk zum Wissens- und Erfahrungstransfer eingerichtet. Den Kern dieses Netzwerks bilden zehn Arbeitskreise, die vornehmlich in prioritären, d. h. nährstoffbelasteten Gebieten tätig werden. Ihre Ergebnisse und Erfahrungen bei der Umsetzung von Maßnahmen im Bereich Gewässer-, Boden- und Klimaschutz werden landesweit z. B. durch Schulungen und Feldtage vermittelt. In Praxisdemonstrationen werden Verfahren zur Reduzierung diffuser Stoffeinträge angelegt, untersucht und ausgewertet. Schwerpunkt der Versuche sind auch Maßnahmen zur Verbesserung der Effizienz des Düngemiteleinsatzes (PREIß, 2014).

Maßnahmen zur Verbesserung der Nährstoffeffizienz der organischen Düngung konzentrieren sich bisher vor allem auf die Anwendung einer verlustarmen Ausbringungstechnik. Weiterhin hat die Bereitstellung ausreichender Lagerkapazitäten für organische Düngemittel eine hohe Bedeutung damit dem Bedarf der Pflanzen angepasste optimale Ausbringungstermine realisiert werden können. Richtig eingesetzt, sind vor allem Wirtschaftsdünger mit hohem Ammonium-N-Anteil von mindestens 40 %, wie Gülle, Jauche und Hühnerkot, in ihrer N-Wirkung durchaus mit mineralischen N-Düngemitteln vergleichbar (BAUMGÄRTEL, 2009).

Diese Dünger müssen schwerpunktmäßig im Frühjahr unmittelbar zu Beginn der Hauptwachstumsperiode ausgebracht werden. In dieser Phase ist die Ausnutzung des enthaltenen Stickstoffs am größten. Gleiches gilt für die meisten Reststoffe von Biogasanlagen. Durch Zugabe von Nitrifikationshemmern kann die Umsetzung des Ammonium-Stickstoffs zum auswaschungsgefährdeten Nitratstickstoff verzögert und dadurch teilweise noch besser an den Bedarf der Pflanze angepasst werden (MÜLLER et al., 2015). Eine Nährstoffanalyse zur Bestimmung der Nährstoffgehalte der Düngemittel an Stelle der Verwendung von Tabellenwerten ist zur Bemessung der optimalen Gabe immer von Vorteil (MEYER et al., 2011).

Die in diesem F/E-Projekt erzielten Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass ein weiterer und wichtiger Schritt zur Anhebung der N-Effizienz darin bestehen müsste, zu einer besseren Einschätzung des standörtlichen Ertragspotentials zu kommen. Dies kann realistischer Weise recht gut aus der eigenen Schlaggeschichte abgeleitet werden, indem Mittelwerte der korrigierten Erträge einzelner Fruchtarten aus möglichst langen Zeitperioden gebildet werden. Solche Auswertungen geben in der Regel auch Aufschluss über die Anbauwürdigkeit einzelner Kulturen bei gegebenen Standortbedingungen. Gerade auf den sandigen Böden mit geringer Wasserspeicherung sowie in den Trockengebieten Sachsens kommt es durch Wassermangel in den Frühjahrsmonaten verhältnismäßig regelmäßig zu einer Ertragsbegrenzung.

Auf solchen Standorten ist beispielsweise der Anbau von Winterraps, auf den ganz leichten Ort auch von Winterweizen, generell zu überdenken (siehe Tabelle 6). Besonders Winterraps ist nach seiner Herkunft eine Pflanze maritimer, luftfeuchter Klimagebiete. Er verlangt tiefgründige Böden mit hoher Feldkapazität und ist wenig trockenheitsresistent. In den Frühjahrsmonaten hat er einen vergleichsweise hohen Wasserbedarf. Trotz dieser Ansprüche hat die Anbaufläche von Raps in Deutschland zwischen 1990 und 2015 um mehr als 44 % auf knapp 1,3 Mio. ha zugenommen. Dabei hat der Rapsanbau auch ärmere Standorte erreicht, auf denen er natürlicherweise mit erhöhten Risiken für eine geringe N-Verwertung und hohen Rest-N_{min}-gehalten nach der Ernte verbunden ist, da witterungsbedingte Stresssituationen vom Wasserspeicher des Bodens auf diesen Standorten kaum gepuffert werden können. Wie oft fälschlicherweise angenommen, lassen sich diese Nachteile nicht durch höhere Stickstoffgaben ausgleichen, sondern verschärfen nur die Situation.

Auf diesen Standorten könnte auch eine gezielte Bewässerung in der Hauptwachstumsphase helfen, die Erträge der angebauten Fruchtarten zu sichern. Anschaffung und Betrieb einer Bewässerungsanlage sind jedoch mit hohen Investitions- und Betriebskosten verbunden (GRAMM, 2014). Ihre Wirkung auf den N-Haushalt beruht nach den hier durchgeführten Berechnungen mit dem Programm CCB in erster Linie auf der Förderung des Pflanzenwachstums und damit auf die Erhöhung der N-Aufnahme durch den z. T. deutlichen Ertragsanstieg (siehe Tabelle 21 bis Tabelle 24). Die höhere Biomasseproduktion kommt auch der Humusbilanz und damit der davon abhängigen N-Mineralisationsrate zugute. Ein direkter Einfluss der besseren Durchfeuchtung des Bodens auf den Humusumsatz ist hingegen kaum erkennbar. Positive Effekte der Bewässerung auf die N-Effizienz sind vor allem in Fruchtfolgen mit Kartoffeln und Zuckerrüben festgestellt worden. Auch bei Wintergetreide verbessert sich die N-Aufnahme deutlich. Zu Winterraps ist hingegen nur eine geringe Wirksamkeit auf Ertrag und N-Verwertung zu erwarten (FRICKE und RIEDEL, 2013).

Aber auch auf den besseren Standorten bleibt die N-Effizienz des Winterrapses im Mittel der untersuchten Testflächen deutlich hinter der N-Effizienz anderer Fruchtarten zurück. Maßnahmen zur Verbesserung der N-Effizienz des Rapsanbaus stehen daher bereits seit vielen Jahren im Fokus der Forschung. Aufgrund des Anbauumfangs dieser Fruchtart und ihrer Bedeutung im Hinblick auf die Vermeidung von N-Verlusten bilden sie auch in den Arbeitskreisen und Praxisdemonstrationen einen besonderen Schwerpunkt. Gute Erfahrungen bestehen hierzu beispielsweise mit der biomasseabhängigen Rapsdüngung. Dabei wird der in der Biomasse im zeitigen Frühjahr zum Beginn der neuen Vegetationsperiode gespeicherte Stickstoff bei der Düngebedarfsermittlung berücksichtigt. So ist es möglich, bei sehr üppiger Vorwinterentwicklung die Frühjahrs-N-Düngung deutlich zu reduzieren, da der Raps einen großen Teil seines N-Bedarfs aus innerpflanzlichen Reserven abdecken kann. Auch auf eine Herbstgabe kann vielfach verzichtet werden. Wichtiger für eine gute Vorwinterentwicklung sind stattdessen günstige Aussaatzeiten und ein optimales Saatbett. Für weitere Informationen wird auf SCHLIEPHAKE und MÜLLER (2014) verwiesen.

Organische Dünger tragen auf den untersuchten Testflächen zwar insgesamt nur zu ca. 27 % zur Stickstoffzufuhr bei, auf den Flächen mit organischen Düngern sind es knapp 30 % der Zufuhr. Im Durchschnitt dieser Flächen stammen jährlich gut 41 kg N/ha (0,7 GV) aus der organischen Düngung. Die sinnvolle Einbindung der organischen Dünger in die Düngeplanung stellt jedoch hohe Anforderungen an das betriebliche Humus- und Nährstoffmanagement. Richtig eingesetzt, können sie helfen, den Humushaushalt zu stabilisieren und mineralische N-Düngemittel einzusparen. In der N-Flächenbilanz führt ihr Einsatz allerdings immer wieder zu unerwünschten Überschüssen. Als wesentliche Ursache konnte hierzu aus der Analyse der Testflächen zunächst ermittelt werden, dass unter den praktischen Gegebenheiten vom N-Gehalt der organischen Düngemittel je nach Düngerart in der Regel nur ein verhältnismäßig geringer Anteil bei der Düngebedarfsermittlung berücksichtigt wird.

Bei den üblichen Methoden zur Düngebedarfsermittlung ist dieser angerechnete Anteil umso kleiner, je geringer das Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) der organischen Düngemittel veranschlagt wird. Darunter ist der Anteil des Stickstoffgehalts der organischen Düngemittel zu verstehen, der im Ausbringungsjahr für die Pflanzen mehr oder weniger direkt verfügbar ist (BAUMGÄRTEL, 2009). Nährstoffverluste bei der Ausbringung und durch Versickerung sowie der in organischer Bindung vorliegende N-Anteil werden nicht angerechnet. Das MDÄ gibt somit an, wie hoch die Wirkung des Stickstoffs in organischen Düngern im Vergleich zu Mineraldüngern anzusetzen ist.

Dass Wirtschaftsdünger im Anwendungsjahr generell nicht die gleiche N-Düngewirkung entfalten wie eine gleich hoch bemessene mineralische N-Düngung, wurde in zahlreichen Versuchen eindeutig nachgewiesen (z. B. ALBERT, 2001; BAUMGÄRTEL, 2009; ZORN und SCHRÖTER 2012). In den aktuellen Empfehlungen zur N-Düngebedarfsermittlung nach der „guten fachlichen Praxis“, beispielsweise im Programm BEFU (ALBERT et al., 2007; FÖRSTER, 2013), wird dies durch entsprechende Abschläge in Abhängigkeit von der Art der organischen Düngung, dem Ausbringungstermin, der anzubauenden Kultur und ggf. der organischen Düngung zur Vorfrucht berücksichtigt.

Es wird bisher angenommen, dass der aus Wirtschaftsdüngern nicht angerechnete Stickstoff im Humus gebunden wird und/oder als Verlustquelle akzeptiert werden muss. Bei den verschiedenen Güllearten beträgt dieser Anteil zwischen 20 % und 40 %, bei Stallmist 40-80 % und bei Komposten können es sogar ca. 90 % des in diesen Düngemitteln enthaltenen Stickstoffs sein, der dann bei keiner weiteren Bedarfsdeckung mehr berücksichtigt wird. Bleibt dieser nicht oder nicht sofort pflanzenverfügbare N-Anteil ohne Anrechnung, oder wird durch die Mineraldüngung ausgeglichen oder gar ersetzt, wie es die geltenden Regeln bisher vorsehen, so führt die Verwendung organischer Düngemittel stets zu höheren N-Salden als der alleinige Einsatz der Mineraldüngung. Dieses Ergebnis konnte auch durch die hier durchgeführte Bestandsaufnahme zum Stickstoffhaushalt der sächsischen Beobach-

tungsflächen bestätigt werden. Sobald mit der organischen Düngung N-Mengen von $> 40 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$ ausgebracht worden sind, waren die Flächen mehrheitlich den N-Bilanzgruppen D und E zuzuordnen (siehe Abbildung 17).

Nährstoffbilanzen sind in erster Linie ein Instrument zur Identifikation von Fehlern im Nährstoffmanagement der Betriebe, wobei zunächst auf die Düngungspraxis hinzuweisen wäre. Hohe N-Überhänge von $> 80 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ bzw. starke Defizite von $< -30 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ als Ergebnisse der Saldierung sollten für jeden Betriebsleiter Anlass sein, die Düngegewohnheiten kritisch zu überdenken. Um einen realistischen Überblick über mögliche Verluste zu gewinnen, ist es jedoch erforderlich, möglichst alle wesentlichen Nährstoffeinträge und -abfuhr zu erfassen und gegeneinander aufzurechnen.

Das gilt auch für die organische Düngung, die in der Schlag-Bilanz mit ihrem Gesamt-Nährstoffgehalt zum Ansatz zu bringen ist, auch wenn möglicherweise zunächst nur ein geringer Teil davon unmittelbar für die Pflanzen verfügbar und ertragswirksam anzurechnen ist. Hier muss von Schlag zu Schlag genau geprüft werden, inwieweit Stallmist, Gülle oder andere organische Düngemittel zur Substituierung der mineralischen Düngung und damit zur Kostensenkung eingesetzt werden können, ohne einerseits die gesetzten Ertragsziele zu gefährden und andererseits zu große Humusmengen im Boden anzureichern, die später zu einer unkontrollierbaren N-Freisetzung führen könnten.

Trotz intensiver Beratung werden Wirtschaftsdünger in vielen Betrieben augenscheinlich immer noch als Abfall und nicht als wertvolle Ressource betrachtet. Wie sonst ist zu erklären, dass die Flächen der N-Bilanzgruppe D und E, und dies sind immerhin 45 % der untersuchten Testflächen, sowohl die höchste organische als auch die höchste mineralische N-Düngung erhalten haben (vgl. Abbildung 17). Dass der Einsatz der organischen Düngung zu entsprechenden Einsparungen bei der mineralischen N-Düngung geführt hat, ist dagegen kaum zu erkennen.

Nach wie vor bestehen in der Praxis offenkundig große Unsicherheiten, in welchem Umfang Stickstoff aus der organischen Düngung bei der Düngebedarfsermittlung angerechnet werden kann. Die vorliegenden Auswertungen haben gezeigt, dass bei der üblicherweise von den Landwirten vorgenommenen und/oder mit Hilfe des Programms BEFU berechneten Düngebedarfsermittlung real nur eine durchschnittliche Anrechnung der über die organischen Düngemittel verabreichten Stickstoffmenge von ca. 25-30 % erfolgt ist.

Der Rest, der in den nachfolgenden Jahren verfügbar wird, kann bei der Bedarfsermittlung bisher nicht berücksichtigt werden, weil den Landwirten hierfür kein geeignetes Instrumentarium zur Verfügung steht. Es ist zu vermuten, dass auch aus diesen Gründen immer noch gewisse Sicherheitszuschläge bei der mineralischen N-Düngung üblich sind, um möglichen Mangelsituationen und befürchteten Ertragseinbußen vorbeugen zu können (BEISECKER et al., 2015). Ziel sollte es jedoch sein, mit der Mineraldüngung lediglich die Lücke zwischen dem N-Bedarf der Früchte und der N-Zufuhr über Deposition, organische N-Dünger, den N_{\min} -Vorrat und der N-Nachlieferung des Bodens zu schließen.

Ein wichtiger Schlüssel zur Optimierung der N-Düngung besteht daher in der Voraussage der N-Nachlieferung aus dem Boden. Auf Grund mangelnder Ansatzpunkte für eine technische Umsetzung in der landwirtschaftlichen Praxis und der Vielzahl der Einflussfaktoren war es bisher aber nicht möglich, die Raten der N-Freisetzung aus der organischen Bodensubstanz verlässlich abschätzen zu können.

Daher beruhen Schätzungen der N-Nachlieferung in Praxis und Beratung derzeit lediglich auf Erfahrungswerten. Überschlägig ist als Faustzahl davon auszugehen, dass ca. 1-3 % des organisch gebundenen Stickstoffs pro Jahr einer Mineralisierung unterliegt (BAUMGÄRTEL und SCHARPF, 2002). Bei mittleren Humusgehalten von 2-4 % in

landwirtschaftlich genutzten Böden entspricht dies einer N-Nachlieferung zwischen 50 kg und bis zu über 300 kg N/ha*a. Die weite Spanne möglicher Raten reflektiert den Einfluss der Bodenfeuchte, der Temperatur und letztlich auch der Bewirtschaftung. Auch durch intensive Forschung war es bis heute nicht möglich, diese Spanne soweit einzugrenzen, um eine Prognose der N-Nachlieferung anhand einfach ermittelbarer chemischer oder anderer Bodeneigenschaften mit genügender Sicherheit zu ermöglichen (STAHR et al., 1992; EBERTSEDER et al., 2015).

Die meisten der zur Quantifizierung der N-Nachlieferung zurzeit in der wissenschaftlichen Entwicklung stehenden Methoden sind unter Feldbedingungen bisher kaum erprobt. Für den Einsatz in der landwirtschaftlichen Praxis sind sie oft zu komplex (z. B. HEUMANN et al., 2011) oder es fehlt an den erforderlichen Datengrundlagen (z. B. KERSEBAUM, 2007). Das in dieser Arbeit eingesetzte Programm CCB hingegen benötigt zur Abschätzung der N-Mineralisationsraten nur wenige in den Schlagkarteien der meisten Betriebe bereits vorhandene Daten.

In Abhängigkeit von der Bodenart und den klimatischen Verhältnissen berechnet das prozessbasierte Programm die N-Nachlieferung unmittelbar aus der Umsetzung der organischen Substanz des Bodens. Überschlagsmäßig führen hohe Gehalte an organischer Substanz zu hohen N-Nachlieferungsraten, geringe C_{org} -Gehalte mindern die N-Nachlieferung. In gleicher Weise wirkt die organische Düngung. Hohe Gaben erhöhen den Humusgehalt und fördern die N-Nachlieferung während es bei geringen Gaben zu abnehmenden Humusgehalten und verminderten N-Nachlieferungsraten kommt. Je höher die Anzahl und je vollständiger die Bewirtschaftungsangaben zu den Vegetationsperioden vorliegen, umso genauer können die Ergebnisse berechnet werden.

Es ist hinlänglich bekannt, dass in Folge von Maßnahmen der organischen Düngung der überwiegende Anteil des N-Gehalts zunächst in organisch gebundener Form in den N-Vorrat des Bodens eingeht. Aus diesem Vorrat wird er erst über längere Zeiträume von bis zu mehreren Jahrzehnten durch die Mineralisierung der organischen Substanz wieder freigesetzt und in pflanzenverfügbarer, mineralischer Form nachgeliefert. Da die gesamte über die Jahre stetig hinzugefügte organische Substanz im Rahmen des Humusumsatzes einem Abbau unterliegt, betrifft das auch alle enthaltenen Nährstoffe. Abgesehen von den zu berücksichtigenden gasförmigen Verlusten ist daher auch der Stickstoff annähernd quantitativ anzurechnen (KOLBE, 2015).

Je nach den vorherrschenden Umgebungsbedingungen (Boden, Klima) kommt es dann durch eine stetige Zufuhr an organischen Düngemitteln mit den Jahren zu ansteigenden N-Nachlieferungsraten bis ein Gleichgewicht zwischen Zufuhr und Abbau der Humusstoffe bzw. der Mineralisation der Nährstoffe erreicht wird. Dieser Verlauf ist mit Blick auf die Ergebnisse zahlreicher Feldversuche zur N-Wirkung organischer Düngemittel gut belegt und wird auch in den hier präsentierten Untersuchungen abgebildet (siehe z. B. Abbildung 51 bis Abbildung 53). So besteht zwischen der zeitlichen Veränderung der C_{org} - und N_t -Gehalte (die um 95 % des N-Gehalts des Bodens enthalten) von vielen Dauerversuchen und den berechneten Veränderungen des Modells CCB in den meisten Fällen eine sehr hohe statistische Genauigkeit (KOLBE et al., 2013), so dass davon ausgegangen werden kann, dass der Mineralisationsumfang mit ausreichender Sicherheit berechnet werden kann.

Auch Ergebnisse solcher Berechnungen aus der vorliegenden Arbeit haben aufgezeigt, dass durch die Substitution eines Teils der mineralischen N-Düngung durch Wirtschaftsdünger, wie z. B. Schweinegülle, mit der Zeit sowohl die Humusgehalte der Böden als auch die N-Mineralisationsraten ansteigen. Der mit den organischen Düngemitteln zugeführte und nicht sofort umsetzbare Stickstoff reichert sich zunächst im N_t -Gehalt des Bodens an. Betriebe mit regelmäßigem Einsatz derartiger Dünger bauen auf diese Weise einen entsprechenden N-Pool auf, der sich im Verlaufe der Jahre schließlich in einer regelmäßig höheren N-Nachlieferung bemerkbar macht (siehe Kap. 4).

Schon bei Güllegaben von durchschnittlich 0,7 GV/ha*a (entsprechend 40 kg N/ha*a) ist nach den hier durchgeführten Kalkulationen mit einer Verdoppelung der N-Freisetzung durch Mineralisation gegenüber Anbauverfahren mit gleicher Fruchtfolge aber ohne organische Düngung zu rechnen. In absoluten Zahlen ist der Effekt auf schweren Böden weitaus größer als auf leichten Standorten. Langfristig könnten so für einen sandigen Lehm bei mittleren Güllegaben jährliche N-Freisetzungsraten von 110 kg N/ha*a erwartet werden.

Die Ergebnisse haben weiterhin gezeigt, dass eine höhere N-Nachlieferung auch unter Umständen noch einige Jahre bis Jahrzehnte nachwirken kann, obwohl die organische Düngung längst reduziert oder ganz eingestellt wurde (siehe Abbildung 60 und Abbildung 61). Zwar steigen die N_{\min} -Werte im zeitigen Frühjahr in Systemen mit hoher organischer Düngung in Abhängigkeit von den eingesetzten Düngemitteln etwas an, was üblicherweise bereits bei der Düngebedarfsermittlung angerechnet werden kann. Hierdurch wird aber nur ein sehr geringer Anteil der N-Nachlieferung berücksichtigt, weil gewöhnlich der überwiegende Anteil an auftretender Mineralisation erst nach dem N_{\min} -Probetermin parallel zu steigenden Temperaturen im Laufe der Vegetationsperiode stattfindet. Ein Vergleich zwischen viehlosen und viehreichen Testflächen hat hierzu gezeigt, dass die N_{\min} -Werte im Frühjahr nur um 6-7 kg N/ha zunehmen, während die berechneten N-Mengen durch die Mineralisation um 61-73 kg N/ha angestiegen sind (siehe Tabelle 28).

Zwar gelingt es auch durch Anwendung von bestimmten Verfahren, wie eine späte N_{\min} -Bestimmung oder den Einsatz von Schnelltests (Nitrattest, N-Tester) im Verlauf der Vegetation diese erhöhte Nachlieferung qualitativ zu erfassen. Eine quantitative Berücksichtigung bei der Düngeplanung ist mit solchen Verfahren hingegen schon aus der zeitlichen Perspektive herausgesehen kaum möglich. Steigende N-Mineralisationsraten haben zugleich eine höhere jährliche Variabilität der N-Mineralisation zur Folge, besonders dann, wenn die klimatischen Unterschiede bei den Berechnungen berücksichtigt werden. Dies ist ein weiterer Aspekt, der möglicherweise bei der N-Düngebedarfsermittlung zu berücksichtigen ist, dessen Prognosesicherheit aber erschwert ist und zudem bisher kaum beachtet wurde.

Werden die CCB-Werte zur N-Mineralisation oder anderer wirksamer Methoden zur Prognose der N-Nachlieferung des Bodens bei der N-Düngebedarfsermittlung des Programms BEFU zum Ansatz gebracht, so könnte die mineralische N-Düngung in der landwirtschaftlichen Praxis z. T. deutlich reduziert werden. Hierbei bestand eine Abhängigkeit der Einsparungsmenge sowohl von der verabreichten Höhe der organischen Düngung als auch von den standörtlichen Bedingungen.

Wie kaum ein anderer Einflussfaktor, so kann aus den Untersuchungsergebnissen geschlussfolgert werden, würde die Berücksichtigung der N-Mineralisation zu einer Verbesserung der N-Bilanzen und der N-Effizienzen der Anbauverfahren beitragen. Daher besteht Handlungsbedarf zur Überarbeitung der Verfahren zur Düngebedarfsermittlung zur allgemeinen Berücksichtigung der N-Nachlieferung aus dem Humusumsatz und eventuell auch zur Nachjustierung des Düngebedarfs einzelner Fruchtarten besonders auf den leichten Böden.

6.3 Erprobung des Programms CCB unter den Bedingungen der Praxis

Ein Schwerpunkt des Projektes bestand darin, das Programm CCB (CANDY Carbon Balance entsprechend der Ausführung von FRANKO et al., 2011) auf seine Einsatzmöglichkeiten zur Beurteilung des Humus- und Stickstoffhaushalts ackerbaulich genutzter Flächen zu untersuchen. Das Prozessmodell berechnet Humus- und Stickstoffbilanzen unmittelbar aus dem Kohlenstoffumsatz des Bodens. Im Gegensatz zu anderen, vorwiegend in der wissenschaftlichen Forschung eingesetzten Prozessmodellen wie z.B. dem ROTHC (COLEMAN und JENKINSON, 1999) benötigt das CCB hierfür nur wenige, in den meisten Betrieben bereits vorhandene oder leicht beschaffbare Daten zur Bodenart, zu den Wetterbedingungen, zur Bewirtschaftung und Düngung. Als Ergebnis der Simulation kann die Entwicklung des Kohlenstoff- und Stickstoffgehalts im Boden über die Zeit und die davon abhängige N-Mineralisation unmittelbar abgelesen werden. Aus der Veränderung des Kohlenstoffgehalts kann auch auf die Humusbilanz geschlossen werden.

Wie die Untersuchungen gezeigt haben, hat sich insbesondere die Berechnung der aus langfristiger und aktueller Düngung und variierendem Wettereinfluss zu erwartenden N-Mineralisation bewährt. Hierdurch können die Ergebnisse der Düngedbedarfsermittlung z. B. des Programms BEFU deutlich verbessert werden. In der Simulation der mittel- und langfristigen Wirkung der Bewirtschaftung oder veränderlicher Standortbedingungen liegt daher eine Stärke des CCB im Vergleich zu anderen Programmen. Die frei im Internet verfügbare Software ist einfach zu bedienen und erlaubt es mit wenigen Eingaben, beispielsweise die Wirkung fortgesetzter Düngung, der Beregnung oder klimatischer Einflussgrößen und anderer Szenarien auf den Humus- und Stickstoffhaushalt des Bodens zu untersuchen. Durch Veränderung weniger Parameter können Einzelmaßnahmen in ihrer Wirkung z. B. im Sinne langfristig ausgeglichener Humussalden und optimierter N-Salden überprüft werden.

Das Programm wurde bisher mehrfach erfolgreich an Daten langjähriger Feldversuche getestet (FRANKO et al., 2011; KOLBE, 2012b; KOLBE et al., 2013). Zwischen den Berechnungen des Modells und Ergebnissen aus Dauerversuchen bestehen sehr enge statistische Übereinstimmungen. Die Autoren weisen aber noch auf einige Schwächen des Modells hin. Unter dem Gesichtspunkt der praktischen Nutzung wurden hierzu in dieser Arbeit einige Fehler aufgeführt und Verbesserungsvorschläge erarbeitet.

6.3.1 C_{org} -Ausgangsgehalt und -Gleichgewichtszustand

Nimmt man die Humusbilanzen der STAND-Methode zum Vergleichsmaßstab, so wird das Ergebnis der direkten CCB-Berechnungen sehr stark von den C_{org} -Ausgangsgehalten des Bodens in Abhängigkeit von deren Tongehalten bestimmt. Überschreitet der C_{org} -Ausgangsgehalt ein mittleres Niveau zwischen 1,5 und 2,0 % (entsprechend 3-4 % Humus), berechnet das CCB unabhängig von der Bewirtschaftung in aller Regel geringere Humusbilanzen als die STAND-Methode, bzw. es werden mittelfristig sinkende C_{org} -Gehalte veranschlagt. Liegt der C_{org} -Ausgangsgehalt hingegen unter diesem mittleren Niveau, werden tendenziell höhere Humusbilanzen als mit der Stand-Methode und z. T. deutlich steigende C_{org} -Gehalte berechnet. Diese Herangehensweise wurde im Kapitel 3 ausführlich beschrieben.

Um genaue Berechnungen gewährleisten zu können, müssen daher entsprechend den vorliegenden Ergebnissen zwei Analysen getätigt werden, wie das im Grunde bei allen vergleichbaren Bilanzierungsverfahren gewöhnlich der Fall ist. Bei den einfachen statischen Verfahren z. B. nach VDLUFA werden aktuelle Bilanzierungsergebnisse in Relation zu einer einzigen Standardbewirtschaftung, bei der STAND-Methode immerhin in Relation zu sechs Standortgruppen mit jeweils ausgeglichenen Salden bewertet (= 0 $h\ddot{a}q/ha \cdot a$). Diese Gleichgewichtssysteme wur-

den beim Aufbau der Methoden aus Ergebnissen von Dauerversuchen abgeleitet. Werden die Ergebnisse des CCB ebenfalls in Relation zu einem Referenzverfahren betrachtet, ist das Programm geeignet, Vergleiche zwischen allen möglichen Szenarien unterschiedlicher Bewirtschaftung, klimatischer Einflüsse etc. mit hoher Genauigkeit zu berechnen. Wird beispielsweise die derzeit übliche Bewirtschaftung z. B. der Testflächen als Referenz verwendet, so sind mit dem CCB dann schnell Aussagen zur Wirkung geplanter Betriebsumstellungen möglich. Eine ganze Reihe derartiger Szenarien sind in dieser Arbeit vorgestellt und berechnet worden (siehe Kap. 4).

Um diese vielfältigeren Standortbedingungen möglichst genau abbilden zu können, müssen bei der CCB-Methode zunächst für jeden Standort und jedes Anbausystem eine typische, durchschnittliche Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, etc.) festgelegt und entweder durch manuelle Eingabe und zeitlich fortgesetzten Berechnungen so lange variiert werden, bis das System sich im langfristigen (20-30 Jahre) Gleichgewicht befindet. Alternativ können unter Eingabe eines standorttypischen C_{org} -Gehalts die modellinterne Relation zwischen umsetzbarer und nicht umsetzbarer organischer Substanz (CIF, KOLBE et al., 2013) so lange variiert werden, bis das Bewirtschaftungssystem zwischen Humusaufbau und -abbau sich im Gleichgewicht befindet, was daran erkannt wird, dass sich dann die C_{org} -Gehalte über die Zeit nicht mehr verändern. Diese programminterne Konditionierung kann auch vereinfacht werden. In der Arbeit von WITING et al. (2016) zur Kopplung der Modelle STOFFBILANZ und CCB wurde hierzu ein Algorithmus vorgestellt, bei dem eine automatische Anpassung vorgenommen wird.

6.3.2 Umsatzgeschwindigkeit und Bodenbewegung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass für die weit verbreiteten Systeme mit Getreideanbau durch das Modell CCB eine sehr sichere Analyse möglich ist. In weiteren Analysen konnte jedoch auch in dieser Arbeit bestätigt werden, dass der Humusbedarf von Anbauverfahren mit Hackfrüchten und von (mehrjährigem) Feldfutterbau im Vergleich zu herkömmlichen Bilanzierungsverfahren offensichtlich noch gewisse Ungenauigkeiten aufweist. Dies ist sicher darauf zurück zu führen, dass besondere kulturartspezifische Faktoren, wie die vermehrte Bodenbearbeitung zu Kartoffeln, die zu einer besseren Durchlüftung des Bodens und damit zu schnellerem Humusabbau führen könnte, oder die erhöhte Bodenruhe im Futterbau in dem Programm bisher nicht ausreichend berücksichtigt wird. Andererseits scheint die humusmehrende Wirkung, beispielsweise einer Zwischenfrucht etwas unterschätzt zu werden.

Zum Einfluss einer unterschiedlichen Umsatzgeschwindigkeit des Humus durch Bodenruhe oder durch Erntearbeiten bei den betreffenden Fruchtarten müssen daher noch geringfügige Anpassungen des Parameters „Biologisch Aktive Zeit, BAT“ vorgenommen werden, dessen prinzipielle Vorgehensweise bereits zur Simulation von Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung beschrieben worden ist (FRANKO und SPIEGEL, 2016).

6.3.3 Zeitliche Auflösung der Berechnungsschritte

Weiterer Anpassungs- und Fortschreibungsbedarf besteht bezüglich der zeitlichen Gliederung der Berechnungen. Das CCB kalkuliert den Humus- und Stickstoffumsatz bisher in Jahresschritten, und zwar für das Kalenderjahr und nicht für das landwirtschaftliche Wirtschaftsjahr. Dabei kann es zwangsläufig zu kuriosen Situationen kommen, beispielsweise dass die im Herbst auf die Stoppeln ausgebrachte Düngung in der Bilanz nicht der Folgefrucht, sondern der bereits abgeernteten Kultur zugerechnet wird. Über mehrere Jahre oder Fruchtfolgen betrachtet ist dieser Fehler sicher unerheblich. Sollen aber die Leistungen einzelner Kulturen miteinander verglichen werden, oder beispielsweise die Nährstoffverfügbarkeit von Düngungsmaßnahmen im Jahr der Anwendung im zeitlichen Verlauf noch genauer beschrieben werden, muss eine andere zeitliche Auflösung ermöglicht werden. Hierbei kann es Vorteile bringen, die mineralische oder organische Düngung nicht mit dem Kalenderjahr, sondern mit dem Lebenszyklus der angebauten Kultur zu verknüpfen. Wünschenswert wären darüber hinaus eine Berechnung und Ergebnisausgabe in Monatsschritten.

6.3.4 Aktualisierung und Erweiterung der Parameterdatensätze

Im Rahmen einer geplanten Programmfortschreibung oder einer Kopplung der Programme CCB und BEFU (bzw. des BESyD) sind weitere Anpassungen unter Berücksichtigung des aktuellen Kenntnisstandes zu den ertragsabhängigen Ernte- und Wurzelresten der verschiedenen Kulturen und zum zeitlichen Verlauf der Abbaubarkeit der eingebrachten organischen Substanz vorzunehmen. Durch Nutzung von Ergebnissen aus vielen Netzbeutelversuchen wurden hierzu Erkenntnisse zusammengetragen, wodurch z. B. beim Stroh und anderen organischen Materialien ein typisches verzögertes Umsatzverhalten im Boden nachgewiesen werden konnte. Hierdurch kommt es zu etwas gleichförmigeren Mineralisationsabläufen, die die Realität noch genauer abbilden können. In diesem Zusammenhang wurden auch die Datenbanken des CCB und des BEFU um Informationen zum gesamten Spektrum an in der Praxis vorkommenden Fruchtarten und organischen Düngemitteln verschiedener Anbausysteme Mitteleuropas erweitert. Die Ergebnisse dazu werden in einem Heft der Schriftenreihe des LfULG 2020 veröffentlicht.

6.3.5 Berücksichtigung der Frühjahrs- N_{\min} -Werte und gasförmiger N-Verluste

Es gibt jedoch auch einige Anzeichen, dass die über das Modell CCB in der augenblicklichen Konfiguration berechneten mittleren Werte in der Mineralisation vielleicht noch um gewisse Beträge korrigiert werden müssen. So sollte in weiterer Versuchsarbeit z. B. geklärt werden, welche Anteile der in der Düngbedarfsermittlung bereits berücksichtigten Frühjahrs- N_{\min} -Werte im Vergleich zu der in der gesamten Vegetationsphase auftretenden Mineralisation (= 100 %) dargestellt werden. Damit keine doppelte Anrechnung erfolgt, muss dieser N_{\min} -Anteil von der berechneten Summe an N-Mineralisation abgezogen werden.

Ein weiterer Punkt betrifft die Düngbedarfsermittlung und die Schlagbilanzierung in unterschiedlicher Weise. Um einerseits bei der Schlagbilanzierung und Effizienzberechnung realitätsnahe Ergebnisse zu erlangen, dürfen von den verabreichten organischen Düngemitteln u. a. keine Ausbringungsverluste abgezogen werden. Diese meistens gasförmigen Verluste (Ammoniak) gelangen nicht in den Boden und dürfen daher andererseits weder bei der Düngbedarfsermittlung noch bei der Kalkulation des C- und N-Umsatzes des Bodens berücksichtigt werden. Hierzu wäre ebenfalls noch ein gewisser Korrekturumfang bei der Feinjustierung der Verfahren zu beachten.

Literaturverzeichnis

- ALBERT, E. (2001): Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertragsleistung, Humusgehalt, Netto-N-Mineralisierung und N-Bilanz. Arch. Agron. Soil Sci. 46, 187-213
- ALBERT, E.; FÖRSTER, F.; ERNST, H. (2007): Wirksamkeit der organischen Düngung – Berechnung der pflanzenbaulichen Wirksamkeit organischer Düngung. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden
- BARTH, N.; FORBERG, H. (2010): Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des LfULG Sachsen – Standortcharakteristika. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Freiberg
- BAUMGÄRTEL, G. (2009): Stickstoffsalden minimieren. Mitteilung der Landwirtschaftskammer, Hannover. <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/pflanze/nav/341/article/11644.html>
- BAUMGÄRTEL, G.; SCHARPF, H.-C. (2002): Gute fachliche Praxis der Stickstoffdüngung. AID Infodienst, Bonn
- BEISECKER, R.; PIEGHOLDT, CH.; SEITH, T.; HELBING, F. (2015): Abschätzung der standortspezifischen Stickstoffnachlieferung zur Optimierung der gewässerschonenden Stickstoffdüngung. Band I: Kurzfassung. IfÖL, Bonn
- BECKMANN, U.; KOLBE, H. (2003): Einfluss extrem unterschiedlich hoher mineralischer und organischer Düngung und Beregnung auf Ertragsleistung der Kulturarten, Bodenfruchtbarkeit und Umweltverträglichkeit eines Sandbodens. Schriftenreihe der Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 6, 1-41
- BEUKE, K. (2006): Überprüfung der Humusbilanzierung anhand von Dauerversuchen in verschiedenen Klimaregionen Europas. Diplomarbeit, Universität, Trier
- BROCK, C. (2009): Humusdynamik und Humusreproduktion in Ackerbausystemen und deren Bewertung mit Hilfe von Humusindikatoren und Humusbilanzen. Giessener Schriften zum Ökologischen Landbau 2, Verlag Dr. Köster, Berlin
- BROCK, C.; HOYER, U.; LEITHOLD, G.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2012): The humus balance model (HU-MOD): a simple tool for the assessment of management change impact on soil organic matter levels in arable soils. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 92, 239-254
- BUILTJES, P.; HENDRIKS, E.; KOENEN, M.; SCHAAP, M.; BANZHAF, S.; KERSCHBAUMER, A.; GAUGER, TH.; NAGEL, H.-D.; SCHEUSCHNER, T.; SCHLUTOW, A. (2011): Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 3707 64 200: Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact – MAPESI). Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Rosslau
- CAPRIEL, P. (2010): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 5. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising
- COLEMAN, K.; JENKINSON, D. (1999): ROTHC-26.3 A model for turnover of carbon in soil. IACR-Rothamsted. Harpenden, IACR-Rothamsted
- DLG (2013): Nachhaltiger Ackerbau – Effizienz steigern, Image pflegen, Ressourcen schonen. DLG-Merkblatt 369, Frankfurt a. M
- DREYSSE, T. (2015): Vergleich des Bodenkohlenstoffmodells CANDY-Carbon-Balance (CCB) mit der Humusbilanzmethode nach VDLUFA am Beispiel von ausgewählten Ackerstandorten der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft. Bachelorarbeit für den Studiengang Landwirtschaft/Agrarmanagement, Hochschule Anhalt Fachbereich Landwirtschaft, Ökotropologie und Landschaftsentwicklung. Thünen-Institut für Agrarklimaschutz, Bernburg
- DüV (2017): Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2017 Teil I Nr. 32, ausgegeben zu Bonn am 1. Juni 2017, 1305-1348

- EBERTSEDER, F.; HOMEIER, E.; LOHR, D.; FISCHER-KAISER, K.; HENKELMANN, G.; HAAS, CH.; VON TUCHER, S.; HEUWINKEL, H. (2015): Prüfung alternativer Labormethoden mit dem Ziel der Bewertung der N-Düngewirkung organischer Dünger. VDLUFA-Schriftenreihe 71, 228-237
- EBERTSEDER, T.; ENGELS, C.; HEYN, J.; HÜLSBERGEN, K.-J.; ISERMANN, K.; KOLBE, H.; LEITHOLD, G.; REINHOLD, J.; SCHMID, H.; SCHWEITZER, K.; WILLMS, M.; ZIMMER, J. (2014): Standpunkt Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Bonn
- FÖRSTER, F. (2013): BEFU Düngungsempfehlungs- und Bilanzierungssystem. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Dresden
- FRANKO, U. (2011): Modell CCB - Ein Modell zur Berechnung der Humusdynamik. Version 2011.2.2.49, Stand: 07.11.2011. Anwenderhandbuch, UFZ, Halle
- FRANKO, U.; SPIEGEL, H. (2016): Modeling soil organic carbon dynamics in an Austrian long-term tillage field experiment. *Soil Tillage Res.* 156, 83-90
- FRANKO, U.; KOLBE, H.; THIEL, E.; LIEß, E. (2011): Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. *Geoderma* 166, 119-134
- FRICKE, E.; RIEDEL, A. (2013): Beregnung lohnt sich – Kulturen nicht zu früh mit Zusatzwasser versorgen. *Bauernblatt*, Nr. 5, 28-30
- GRAMM, M. (2014): Untersuchungen zu pflanzenbaulichen Anpassungsstrategien an den klima-bedingten Trockenstress und deren Wirtschaftlichkeit unter Nutzung wassersparender Verfahren der Bewässerung und Beregnung. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 17, Dresden
- HEINITZ, F.; ALBERT, E.; REINICKE, F.; WAGNER, B. (2010): Analysen des Stickstoff-Managements von Praxisbetrieben in Sachsen auf Grundlage von Nährstoffbilanzierungen. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 25, Dresden
- HEUMANN, S.; RINGE, H.; BÖTTCHER, J. (2011): Field-specific simulations of net N mineralization based on digitally available soil and weather data. I. Temperature and soil water dependency of the rate coefficients. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 91, 219-324
- HÜLSBERGEN, K.-J.; HÖVELMANN, L.; CHRISTEN, O. (2009): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel. Verlag Erich Schmidt, Berlin
- HÜTTL, R.F., PRECHTEL, A; BENS, O. (2007): Humusversorgung von Böden in Deutschland. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes. FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 360 13 008
- KERSEBAUM, K. C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Dissertation, Universität, Hannover
- KERSEBAUM, K.-C. (2007) Modelling nitrogen dynamics in soil-crop systems with HERMES. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 77, 39-52
- KOLBE, H. (2005): Prüfung der VDLUFA-Bilanzierungsmethode für Humus durch langjährige Dauerversuche. *Arch. Agron Soil Sci.* 51, 221-239
- KOLBE, H. (2009): Klimawandel und C-Sequestrierung – Auswirkungen differenzierter Land- und Bodenbewirtschaftung auf den C- und N-Haushalt der Böden unter Berücksichtigung konkreter Szenarien der prognostizierten Klimaänderung im Freistaat Sachsen. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 23, Dresden
- KOLBE, H. (2010): Site-adjusted organic matter-balance method for use in arable farming systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, 678-691

- KOLBE, H. (2012a): Zusammenführende Untersuchungen zur Genauigkeit und Anwendung von Methoden der Humusbilanzierung im konventionellen und ökologischen Landbau. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 19, Dresden, 4-82
- KOLBE, H. (2012b): Untersuchungen zum Niveau der Humusversorgung in Sachsen. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 19, 83-103
- KOLBE, H. (2013a): Anwendungsbeispiele zur standortangepassten Humusbilanzierung im konventionellen Ackerbau - Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
- KOLBE, H. (2013b): Anwendungsbeispiele zur standortangepassten Humusbilanzierung im ökologischen Landbau - Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
- KOLBE, H. (2015): Humusumsatz und Nährstoffbilanzen - Ergebnisse und Schlussfolgerungen aus Dauerversuchen Mitteleuropas. Vortrag, 50 Jahre Dauerversuche L 28 in Methau, Spröda und Bad Salzung. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Landwirtschafts- und Umweltzentrum Nossen, Saal im Julius-Kühn-Haus, LfULG, Nossen, am 08.12. 2015
- KOLBE, H.; PRUTZER, I. (2004): Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus an Hand von Langzeitversuchen des Ackerlandes. Fachmaterial Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden
- KOLBE, H.; ZIMMER, J. (2015): Leitfaden zur Humusversorgung – Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) im Verbund der Landesanstalten und Landesämter für Landwirtschaft, Dresden
- KOLBE, H.; FRANKO, U.; THIEL, E.; LIEß, E. (2013): Verfahren zur Abschätzung von Humusreproduktion und N-Umsatz im ökologischen und konventionellen Ackerbau. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 1, Dresden
- KÖRSCHENS, M; SCHULZ, E. (1999): Die organische Bodensubstanz, Dynamik-Reproduktion – ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Bericht 13. UFZ, Halle
- KÖRSCHENS, M.; ROGASIK, J.; SCHULZ, E.; BÖNING, H.; EICH, D.; ELLERBROCK, R.; FRANKO, U.; HÜLSBERGEN, K.-J.; KÖPPEN, D.; KOLBE, H.; LEITHOLD, G.; MERBACH, J.; PESCHKE, H.; PRYSTAV, W.; REINHOLD, J.; ZIMMER, J. (2004): Standpunkt Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Bonn
- KURZER, J. (2014): Datenübergabe der N_{\min} -Messungen an den Dauertestflächen (Excel-Datei). LfULG, Nossen.
- KURZER, J. (2015): Datenübergabe der Messungen zum Humusgehalt der Dauertestflächen (Excel-Datei). LfULG, Nossen
- LFUG (2001): Bodenmonitoring in Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie, Landesanstalt für Landwirtschaft, Landesanstalt für Forsten. Materialien zum Bodenschutz 2001, Dresden
- LFULG (2009): Klimawandel und Landwirtschaft – Fachliche Grundlagen für die Strategie zu Anpassung der sächsischen Landwirtschaft an den Klimawandel. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
- LFULG (2015): Bericht über die sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebiets-einheiten Elbe und Oder nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den Zeitraum von 2016 bis 2021. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Dresden
- LFULG (2016): Daten und Fakten - Zustand Grundwasserkörper 2015 (WRRL). http://www.smul.sachsen.de/lfulg/download/DuF_WRRL_Grundwasserkoeper_Endfassung_300316.pdf

- LICKFETT T.; PRZEMECK, E. (1995): Ausnutzungsgrad von Mineraldünger-Stickstoff in Rapsfruchtfolgen unterschiedlicher Produktionsintensität. VDLUFA Schriftenreihe, Kongressband 1995, 40, 833-836
- LNUG (2005): Böden in Mecklenburg-Vorpommern - Abriss ihrer Entstehung, Verbreitung und Nutzung. Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern, 2. Auflage, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow
- MEYER, D.; DITTRICH, B.; KÖHLER, B.; KOLBE, H. (2011): Nähr- und Schadstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern des ökologischen Landbaus in Sachsen. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 06, 16-32
- MÖNICKE, R.; BEER, V.; KURZER, H.-J. (2004): Ergebnisse der Humusbilanzierung im Freistaat Sachsen – dargestellt an 1.000 repräsentativ verteilten Dauertestflächen. Infodienst der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 11, 62-71
- MÜLLER, P.; SCHLIEPHAKE, W.; GLÄSER, H. (2015): Demonstration von Maßnahmen zur Minderung der Austräge von Phosphat und Nitrat. Informationsschrift des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
- OENEMA, O. (2014) Stickstoffeffizienz der Landwirtschaft in Europa. Nutztiertagung Agroscope am 1. Oktober, Posieux (CH)
- PRECHTEL, A.; VON LÜTZOW, M.; SCHNEIDER, B. U.; BENS, O.; BANNICK, C. G.; KÖGEL-KNABNER, I.; HÜTTL, R. F. (2009): Organic carbon in the soils of Germany: Status quo and the need for new data to evaluate the potentials and trends of soil organic carbon sequestration. J. Plant Nutr. Soil Sci. 172, 601-614
- PREIß, J. (2014): Landwirtschaft und Gewässerschutz. Kooperative Umsetzung in Sachsen. Broschüre, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Dresden
- REINICKE, F.; WURBS, D. (2012): Nitrat austräge landwirtschaftlich genutzter Flächen – Erfassung und Auswertung langjähriger Messreihen von Dauermonitoringflächen. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 40, Dresden
- ROGASIK, J. (2005): Humusbilanz und Maßnahmen für optimale Humusgehalte. In: Humus: Stoff zwischen Leben und Tod. Vortrag. FAL, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Braunschweig
- SCHLIEPHAKE, W.; MÜLLER, P. (2014): Strategien zur Verbesserung der Stickstoffeffizienz im Hinblick auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie, den Klimaschutz und die Anpassung an den Klimawandel. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Heft 24, Dresden
- SCHMID, H.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2012): Analyse betrieblicher Nährstoffströme und das Nitrat-Belastungspotenzial in Wasserschutzgebieten. 17. Grundwasser-Workshop der Niedersächsischen Wasserwirtschaftsverwaltung am 19.07. 2012, Cloppenburg
- SEIBT, P. (2007): Anwendung einer neuen standortabhängigen Methode zur Humusbilanzierung an sächsischen Dauertestflächen und Vergleich mit anderen üblichen Methoden zur Feststellung des Versorgungsgrades mit organischer Substanz im Hinblick auf Sicherung der Nachhaltigkeit der Betriebe im konventionellen und ökologischen Landbau. Diplomarbeit, Technische Universität, Dresden
- SMUL (2015): Agrarbericht in Zahlen – Berichtsjahr 2014. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden
- STAHR, K.; RÜCK, F.; LORENZ, G. (1992): Vorhersage der Stickstoffmineralisierung in Böden Baden-Württembergs. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 30, 103-130
- THIEL, E.; KOLBE, H. (2011): Untersuchungen zur nachhaltigen Sicherung der Humusgehalte und der Bodenfruchtbarkeit unter zunehmender Differenzierung der Landbewirtschaftung und unter dem Einfluss des Klima-

wandels im Freistaat Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Leipzig (unveröffentlicht)

- TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. BGBl. I, 959-980.
- VDLUFA (2000): Standpunkt Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Bonn
- VDLUFA (2012): Vorschlag des AK Nachhaltige Nährstoffhaushalte im VDLUFA zur Novellierung der Düngeverordnung. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Bonn
- WEHRMANN, J.; SCHARPF, H. C. (1979): Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf (N_{min} -Methode). Plant Soil 52, 109-126
- WINKLER, B.; PLEINE, I.; LORENZ, H.; FLEMIG, B.; MATTHES, E.; NUSCHE, H. (1999): Die Landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete im Freistaat Sachsen. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden
- WITING, F.; UWE, F.; GEBEL, M. (2016): Regionale Humus- und Nährstoffdynamik - Dynamische Bilanzierung von Humushaushalt und Nährstoffaustrag im regionalen Maßstab im Kontext von Landnutzungs- und Klimawandel. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe, Heft 20, Dresden
- ZORN, W.; SCHRÖTER, H. (2012): Effizienter Einsatz von Gärresten im Pflanzenbau. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Ackerbau und Düngung, Jena. Beitrag zur Düngungstagung, Groitzsch

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: + 49 351 2612-0

Telefax: + 49 351 2612-1099

E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Das LfULG ist eine nachgeordnete Behörde des
Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft.

Autoren:

Dr. Dietmar Meyer, Nicole Grandner

G.U.B. Ingenieur AG, Niederlassung Dresden

Dr. Hartmut Kolbe

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG),
Abteilung Landwirtschaft/Referat Pflanzenbau

Redaktion:

Dr. Hartmut Kolbe, Dr. Walter Schmidt

LfULG, Abteilung Landwirtschaft/Referat Pflanzenbau

Waldheimer Str. 219, 01683 Nossen

Telefon: +49 35242 631-7200

Telefax: +49 35242 631-7299

E-Mail: walter.schmidt@smul.sachsen.de

Titelfoto:

LfULG, Michael Grunert

Redaktionsschluss:

09.12.2019

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de