

Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau

Development of a method for humus balancing in organic farming for application under practice conditions

FKZ: 03OE084/1 und 03OE084/2

Projektnehmer (03OE084/1):

Technische Universität München
Lehrstuhl für Ökologischen Landbau
Alte Akademie 12, 85350 Freising
Tel.: +49 8161 71-3032
Fax: +49 8161 71-3031
E-Mail: sekretariat.oekolandbau@wzw.tum.de
Internet: <http://www.wzw.tum.de/oekolandbau/>

Projektnehmer (03OE084/2):

Justus-Liebig-Universität Giessen
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung II
Karl-Glöckner-Straße 21 C, 35394 Gießen
Tel.: +49 641 99-37731
Fax: +49 641 99-37739
E-Mail: Organ.Landbau@agrار.uni-giessen.de
Internet: <http://www.uni-giessen.de>

Autoren:

Brock, Christopher; Hoyer, Uta; Leithold, Günter; Hülsbergen, Kurt-Jürgen

Gefördert vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau (BÖL)

Abschlussbericht zum Projekt 03OE084

„Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau“

Christopher Brock, Uta Hoyer, Günter Leithold, Kurt-Jürgen Hülsbergen

August 2008

Zuwendungsempfänger Projekt 03OE084/1:

**Lehrstuhl für Ökologischen Landbau
Technische Universität München
Alte Akademie 12
85354 Freising**

Zuwendungsempfänger Projekt 03OE084/2:

**Professur für Organischen Landbau
Justus-Liebig-Universität Gießen
Karl-Glöckner-Str. 21 C
35394 Gießen**

Berichtsblatt zum Abschlussbericht vom 31. April 2008
Projektkürzel: 03OE084

Vollständiger Projekttitlel:	Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau
Schlagwörter:	
Projektleiter:	Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen Prof. Dr. Günter Leithold
Projektbearbeiter:	Dipl. Ing. agr. Uta Hoyer (Technische Universität München), Dipl. geogr. Christopher Brock (Justus-Liebig-Universität Gießen)
Durchführende Institution/en:	Lehrstuhl für Ökologischen Landbau der Technischen Universität München und Professur für Organischen Landbau der Universität Gießen
Projektlaufzeit:	vom 01.04.2005 bis 30.04.2008
Weitere fördernde Institutionen	Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten

Inhaltsverzeichnis

1 Zweck und Inhalte des Projekts	17
1.1 Planung und Ablauf des Projekts	17
1.1.1 Ziele und Aufgabenstellung	17
1.1.2 Bezug des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen des Bundesprogramms ökologischer Landbau.....	18
1.2 Stand der Forschung.....	18
1.2.1 Funktionen des Humus im ökologischen Landbau.....	18
1.2.2 Beeinflussung der Humusdynamik durch Bewirtschaftungssysteme und natürliche Standortbedingungen	19
1.2.3 Methoden zur Einschätzung der Humusversorgung.....	20
1.2.4 Humusbilanzierung	21
1.2.5 Resultate der Anwendung von Humusbilanzmethoden in Betrieben des ökologischen Landbaus	24
2 Bestimmung des optimalen Humusreproduktionsniveaus unter Bedingungen des ökologischen Landbaus anhand von Untersuchungen in Dauerfeldexperimenten und in Praxisbetrieben auf verschiedenen Standorten.....	27
2.1 Projektdurchführung	28
2.2 Datenerhebung und Auswertung.....	29
2.2.1 Probennahme	30
2.2.2 Laboranalysen	30
2.2.2.1 Korngrößenanalyse.....	30
2.2.2.2 Analyse des Gesamthumusgehaltes	31
2.2.2.3 Bestimmung der Trockenrohddichte.....	31
2.2.2.4 Bestimmung des pH-Wertes	31
2.2.2.5 Messung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs und Stickstoffs	31
2.2.2.6 Messung der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten	32
2.2.3 Datenerhebung.....	33
2.2.4 Erfassung der Entwicklung der Humusgehalte in Praxisflächen und Versuchspartzellen	33

2.2.5 Humus- und Stickstoffbilanzierung.....	33
2.2.6 Auswertung.....	34
3 Analyse der Humusreproduktion in ökologischen und konventionellen Praxisbetrieben (U. Hoyer)	35
3.1 Einleitung	35
3.2 Material und Methoden.....	35
3.2.1 Entnahme von Bodenproben in landwirtschaftlichen Praxisbetrieben	35
3.2.2 Datenerfassung in den Praxisbetrieben und Berechnung der Humusbilanzen	39
3.2.3 Statistische Auswertung.....	39
3.3 Ergebnisse	40
3.3.1 Humusreproduktionsniveau ökologischer und konventioneller Flächen	40
3.3.1.1 Gesamthumusgehalt.....	40
3.3.1.2 Umsetzbare OBS und bodenmikrobiologische Parameter.....	41
3.3.1.3 Wirkungen und Beziehungen der Parameter untereinander.....	42
3.3.1.4 Beziehungen zwischen Bewirtschaftung und OBS	43
3.3.1.5 Erträge auf den ökologischen und konventionellen Flächen.....	45
3.3.1.6 Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen	47
3.3.1.7 Beziehungen zwischen Humusbilanzsalden und Messwerten	50
3.3.2 Analyse der Humusdynamik anhand langjähriger Humusmessreihen.....	51
3.3.2.1 Seeben.....	51
3.3.2.2 Wiesengut.....	54
3.3.3 Vergleich von C _{org} -Messwerten mit Richtwerten.....	56
3.3.3.1 Vergleich gemessener Humusgehalte mit Richtwerten	57
3.3.3.2 Vergleich der langjährigen ökologischen Messreihen mit Richtwerten	57
3.3.4 Einfluss der Bodenbearbeitung auf unterschiedliche Humuspools.....	60
3.4 Diskussion.....	61
4 Analyse der Humusreproduktion in ökologischen und konventionellen Dauerfeldversuchen (C. Brock)	64
4.1 Einleitung	64

4.2 Material und Methoden	64
4.2.1 Untersuchungen in landwirtschaftlichen Dauerfeldversuchen	64
4.2.2 Spezielle Methodik.....	70
4.2.2.1 Probennahme.....	70
4.2.2.2 Laboruntersuchungen	70
4.2.2.3 Datenerhebung	70
4.2.2.4 Auswertung	71
4.3 Ergebnisse	72
4.3.1 Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung im Humusreproduktionsniveau.....	72
4.3.1.1 Niveau und Entwicklung der Humusgehalte	72
4.3.1.2 Sensitive Indikatoren der Humusdynamik	80
4.3.1.3 Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen	84
4.3.1.4 Zusammenhänge von Indikatoren der Humusdynamik sowie Humus- und Stickstoffbilanzsalden.	86
4.3.2 Ackerbauliche Bedeutung des Humus in Abhängigkeit vom Landnutzungssystem	88
4.3.3 Beeinflussung der Humusdynamik durch unterschiedliche Grundbodenbearbeitung (M. Krawutschke, C. Brock).....	90
4.4 Diskussion	92
5 Unterschiede im Humusreproduktionsniveau bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung - Schlussfolgerungen	98
6 Ableitung und Präzisierung einer Humusbilanzmethode für den ökologischen Landbau	100
6.1 Ermittlung des Humusbedarfs von Kulturpflanzen auf Grundlage der N-Dynamik im System Boden-Pflanze (C.Brock)	100
6.1.1 Beschreibung des Algorithmus	101
6.1.2 Kalibrierung	104
6.1.2.1 Anrechnung von Stickstoff aus der symbiontischen Fixierung (N_{dfa}).....	104
6.1.2.2 Stickstoff aus der atmosphärischen Deposition (N_i)	104

6.1.2.3	Anrechnung von kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff aus Düngern (N_{Fer})	105
6.1.2.4	Berücksichtigung der ΔN_{min} -Vorratsänderung (ΔN_{min}) im Boden.....	105
6.1.3	Verwertungsraten für Stickstoff.....	108
6.1.3.1	Anpassung der N-Verwertungsraten an Standortbedingungen	109
6.1.3.2	Input-spezifische Variation der N-Verwertungsraten	110
6.2	Ermittlung der Humusersatzleistung von Kulturpflanzen anhand eines C-Algorithmus (U. Hoyer)	112
6.2.1	Abschätzung des ertragsabhängigen C-Eintrags der Kulturpflanzen durch Wurzeln	112
6.2.2	C-Eintrag der Kulturpflanzen durch Nebenprodukte.....	114
6.2.3	Ermittlung von Humifizierungskoeffizienten	115
6.3	Darstellung des Gesamt-Algorithmus	118
6.4	Beispiele zur Anwendung der neuen Methode	119
6.4.1	Koeffizientenermittlung am Beispiel wichtiger Fruchtarten	119
6.4.1.1	Ergebnisse	119
6.4.1.2	Diskussion.....	127
6.4.2	Szenariorechnungen.....	128
6.4.2.1	Ergebnisse	128
6.4.2.2	Diskussion.....	130
6.5	Validierung	131
6.5.1	Absolute Aussagequalität der Methode.....	132
6.5.1.1	Übereinstimmung von Bilanzergebnissen und realer Entwicklung der Humusgehalte in Praxisbetrieben (U.Hoyer)	133
6.5.1.2	Übereinstimmung von Bilanzergebnissen der realen Entwicklung der Humusgehalte in Parzellen von Dauerfeldversuchen (C.Brock).....	138
6.5.2	Vergleichende Bewertung von Anbausystemen	141
6.5.2.1	Vergleichende Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen in Praxisbetrieben (U.Hoyer).....	142
6.5.2.2	Vergleichende Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen in Dauerfeldversuchen (C.Brock)	144
6.5.3	Beurteilung der Neuen Humusbilanzmethode für den Ökologischen Landbau.....	155

6.6 Präzisierung des Bewertungsansatzes	155
6.7 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse	157
7 Zusammenfassung.....	159
8 Geplante und erreichte Ziele; weiterführende Fragestellungen	164
8.1 Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen	164
8.2 Hinweise auf weiterführende Fragestellungen.....	166
9 Literaturverzeichnis	168
10 Übersicht über alle im Berichtszeitraum realisierten Veröffentlichungen zum Projekt.....	183

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1:	Übersicht zu Humusbilanzierungsmethoden.	23
Tab. 1.2:	Bewertung der Humussalden nach VDLUFA (2004).	24
Tab. 1.3:	Humusbilanz Gladbacherhof (1999) nach verschiedenen Methoden.	25
Tab. 1.4:	Einstufung der Humussalden nach unterschiedlichen Methoden (in %).	26
Tab. 3.1:	Standortdaten der einbezogenen Praxisbetriebe.	35
Tab. 3.2:	Allgemeine Bewirtschaftungsdaten der ökologischen und konventionellen Vergleichsbetriebe und der ökologischen Betriebe für die Zeitreihenanalyse.	36
Tab. 3.3:	Mittelwerte von WMZ, C_{org} , N_t und C/N-Verhältnis der beprobten Betriebspaare.	39
Tab. 3.4:	Mittelwerte von C_{hwl} , C_{mik} , β -Glucosidase und Katalase auf ökologischen und konventionellen Vergleichsflächen.	40
Tab. 3.5:	Beziehungen zwischen den Bodenparametern (Korrelationsmatrix).	41
Tab. 3.6:	Mittelwerte der mittleren langjährigen C- und N-Inputs ($kg\ ha^{-1}a^{-1}$) auf den ökologischen Flächen.	42
Tab. 3.7:	Mittelwerte der mittleren langjährigen C- und N-Inputs ($kg\ ha^{-1}a^{-1}$) auf konventionellen Flächen.	43
Tab. 3.8:	Beziehungen zwischen Inputs organischer Primärsubstanz und Humusparametern auf konventionellen Flächen.	44
Tab. 3.9:	Beziehungen zwischen den Inputs organischer Primärsubstanz und Humusparametern auf ökologischen Flächen.	44
Tab. 3.10:	Getreideerträge, langjährige Durchschnittserträge und Biomasseaufwüchse der ökologischen und konventionellen Flächen.	45
Tab. 3.11:	Korrelation von Bodenparametern und Inputs mit dem durchschnittlichen Marktfruchtertrag ($dt\ TM\ ha^{-1}a^{-1}$) auf ökologischen und konventionellen Flächen.	45
Tab. 3.12:	Mittelwerte der Humus- und Stickstoffbilanzsalden, berechnet nach verschiedenen Methoden, aufgeteilt nach ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung.	46
Tab. 3.13:	Prozentanteile der Bilanzsalden in den VDLUFA-Bewertungsklassen bei den konventionellen Flächen.	48
Tab. 3.14:	Prozentanteile der Bilanzsalden in den VDLUFA-Bewertungsklassen bei den ökologischen Flächen.	48
Tab. 3.15:	Beziehungen zwischen Bilanzsalden und gemessenen Bodeneigenschaften (Korrelationsmatrix).	49

Tab. 3.16:	Beziehungen zwischen langjährigen Humusparametern (Mittelwerte der Jahre 1994 bis 2005) und ausgewählten Standortparametern (Korrelationsmatrix).	51
Tab. 3.17:	Beziehungen zwischen ausgewählten Humusmerkmalen und Standortparametern im Jahr 2005 (Korrelationsmatrix).....	51
Tab. 3.18:	Humus- und N-Bilanzsalden sowie anhand von Regressionsanalysen berechnete C_{org} - und N_t -Differenzen zwischen 2005 und 1994.	52
Tab. 3.19:	Korrelationsmatrix zwischen Steigungskoeffizienten der Regressionsgeraden unterschiedlicher Humusparameter und unterschiedlichen Humusbilanzsalden.	53
Tab. 3.20:	Beziehungen zwischen langjährigen Humusmerkmalen (Mittelwerte der Jahre 1990 bis 2006) und ausgewählten Standortparametern.	54
Tab. 3.21:	Beziehungen zwischen ausgewählten Standortparametern und Kenngrößen der OBS des Jahres 2006.	54
Tab. 3.22:	Humusbilanzsalden nach unterschiedlichen Methoden auf den Testflächen des Wiesenguts sowie anhand von Regressionsanalysen berechnete Differenzen der Zeitreihen.....	55
Tab. 3.23:	Korrelationsmatrix zwischen Humusbilanzsalden und Regressionskoeffizienten sowie berechneten Differenzen der End- und Anfangswerte.....	55
Tab. 3.24:	Lagerungsdichten (TRD), C_{org} -Gehalte (%), C_{org} -Mengen ($kg\ ha^{-1}$) in der Ackerkrume aufgeteilt nach Tiefenstufen (0-8, 8-18, 18-30 cm) sowie C_{org} -Mengen über die gesamte Beprobungstiefe (0-30 cm) bei differenzierter Bodenbearbeitung.....	60
Tab. 4.1:	Einbezogene Dauerfeldversuche und Standortdaten.	64
Tab. 4.2:	Beschreibung der einbezogenen Bewirtschaftungsvarianten in den Dauerfeldversuchen.....	67
Tab. 4.3:	In die Auswertungen zur Bodenbearbeitung einbezogene Dauerfeldversuche.....	68
Tab. 4.4:	Anlagejahre und Auswertungszeiträume der in das Projekt einbezogenen Dauerfeldversuche.....	71
Tab. 4.5:	Korrelationskoeffizienten zum Einfluss von Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren auf die Humusgehalte in Dauerfeldversuchen.....	73
Tab. 4.6:	Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Bewirtschaftung und natürlichem Standort auf Niveau und Entwicklung der Humusgehalte in Dauerfeldversuchen.....	74

Tab. 4.7:	Natürliche Standortbedingungen und Niveau der Humusgehalte in Varianten von Dauerfeldversuchen.	76
Tab. 4.8:	Entwicklung der Humusgehalte in Varianten von Dauerfeldversuchen.	77
Tab. 4.9:	Korrelationsmatrix zum Zusammenhang zwischen Bewirtschaftungs- sowie natürlichen Standortfaktoren und sensitiven Indikatoren der Humusdynamik in Dauerfeldversuchen.....	80
Tab. 4.10:	Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Bewirtschaftung und natürlichem Standort auf sensitive Indikatoren der Humusdynamik in Dauerfeldversuchen.....	81
Tab. 4.11:	Sensitive Indikatoren der Humusdynamik in Varianten von Dauerfeldversuchen. Datenerhebung in 2006.....	82
Tab. 4.12:	Ergebnisse der Humus- und Stickstoffbilanzierung in Dauerfeldversuchen.....	84
Tab. 4.13:	Zusammenhänge zwischen verschiedenen Indikatoren von Humusgehalt und Humusdynamik.	85
Tab. 4.14:	Zusammenhänge zwischen Humusbilanzsalden und Indikatoren von Humusgehalt und Humusdynamik in Dauerfeldversuchen.....	87
Tab. 4.15:	Zusammenhang zwischen durchschnittlichem Marktproduktertrag ($dt\ TM\ ha^{-1}\ a^{-1}$) und Indikatoren der Humusdynamik in Dauerfeldversuchen in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem.	88
Tab. 4.16:	Auswirkung differenzierter Grundbodenbearbeitung auf Menge und Verteilung des Kohlenstoffgehaltes von Ackerböden.	90
Tab. 6.1:	Schätzung der N-Fixierungsleistung von Leguminosen nach HÜLSBERGEN (2003). Angegeben ist der Anteil von N_{dfa} an der gesamt-N-Aufnahme der Pflanze (NPB).....	103
Tab. 6.2:	Anrechnung von mineralischem und im Anwendungsjahr mineralisiertem N aus Düngern im Parameter $N_{Fert.}$	104
Tab. 6.3:	Wirkung von Anbausystemen auf die Entwicklung der Boden- N_{min} -Gehalte.	105
Tab. 6.4:	Mineralisierung von organischem N durch Kartoffelanbau im Vergleich zu Getreideanbau.	106
Tab. 6.5:	Konservierung von residualem mineralischem N im Boden durch Zwischenfruchtbau.	107
Tab. 6.6:	Verwertungsraten von N in Abhängigkeit von Ertrag und Ackerzahl als Indikatoren der jeweiligen variablen und stabilen Standorteinflüsse.	109
Tab. 6.7:	Variation der N-Verwertungsraten nach den Indikatoren Ackerzahl und Ertrag am Beispiel Winterweizen. Angabe der Verwertungsraten in %.	109

Tab. 6.8:	Wurzelmassen und Kohlenstoffeinträge unterschiedlicher Ackerkulturen.	113
Tab. 6.9:	C-Eintrag mit Ernterückständen, Wurzeln und Wurzelexsudaten.....	114
Tab. 6.10:	Humifizierungskoeffizienten oberirdischer Pflanzenteile und Ernterückstände.....	116
Tab. 6.11:	Berechnung der zur N-Versorgung der Pflanzen notwendigerweise mineralisierten Menge an Humus in Anbausystemen ohne Düngung.	119
Tab. 6.12:	Berechnung der zur N-Versorgung der Pflanzen notwendigerweise mineralisierten Menge an Humus in Anbausystemen bei unterschiedlichen Düngungsvarianten.	120
Tab. 6.13:	Berechnung Humusersatzleistung von Pflanzenrückständen in Anbausystemen.	121/122
Tab. 6.14:	Berechnung der Humusersatzleistung verschiedener Düngern.	123
Tab. 6.15:	Berechnung von Humusreproduktionskoeffizienten von Fruchtart- Anbausystemen bei unterschiedlicher Düngung.	124
Tab. 6.16:	Vergleich der Humusreproduktionskoeffizienten für Fruchtart- Anbausysteme mit unterschiedlicher Düngung nach der neuen Humusbilanzmethode und nach aktuell etablierten Methoden.	125
Tab. 6.17:	Fruchtarten und Erträge der Marktfruchtbau-Szenarien.....	127
Tab. 6.18:	Fruchtarten, Erträge und Tierbesatz der Szenarien mit Viehhaltung.....	128
Tab. 6.19:	Regressionskoeffizienten der Vergleiche von Bilanzsalden mit Differenzen von C und N.....	133
Tab. 6.20:	Übereinstimmung von Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und der Entwicklung der Humusgehalte in Dauerfeldversuchen.	138
Tab. 6.21:	Übereinstimmung von Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und der Entwicklung der Humusgehalte in Dauerfeldversuchen.	139
Tab. 6.22:	Zusammenhang zwischen Differenzen von Messwerten unterschiedlicher OBS-Pools und Differenzen der Humusbilanzsalden nach unterschiedlichen Methoden.	142
Tab. 6.23:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch DOK.	146
Tab. 6.24:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch VH.	146
Tab. 6.25:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch DA.	147
Tab. 6.26:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch GH.	147

Tab. 6.27:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch BL.	148
Tab. 6.28:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch BN.	149
Tab. 6.29:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch DDF.	149
Tab. 6.30:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch GF.	150
Tab. 6.31:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch PRU.	150
Tab. 6.32:	Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik in den Versuchen DKFO und DKFL.	151
Tab. 6.33:	Übereinstimmung von Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und der Entwicklung der Humusgehalte in Dauerfeldversuchen.	152

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1:	Prinzip der Humusbilanzierung.....	22
Abb. 3.1:	Schema einer Probenahmeparzelle auf den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben.....	37
Abb. 3.2:	Beziehung zwischen Feinanteil (FAT) und C_{org}	40
Abb. 3.3:	Beziehung zwischen Feinanteil (FAT) und C_{mik}	41
Abb. 3.4:	Beziehung zwischen FAT und C_{org} der beprobten Flächen im Vergleich mit Richtwerten zu Optimalgehalten.....	56
Abb. 3.5:	Vergleich von C_{org} -Messwerten mit C_{org} -Sollwerten nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999), Versuchsbetrieb Seeben.....	57
Abb. 3.6:	Vergleich von Messwerten zur aktiven OBS und Sollwerten, Versuchsbetrieb Seeben.....	57
Abb. 3.7:	Vergleich von C_{org} -Messwerten mit C_{org} -Sollwerten nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999), Versuchsbetrieb Wiesengut.....	58
Abb. 3.8:	Vergleich von Messwerten zur aktiven OBS und Sollwerten nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999), Versuchsbetrieb Wiesengut.....	59
Abb. 4.1:	Humusgehalte der Böden in Dauerfeldversuchen in Abhängigkeit von Standort (links) und Bewirtschaftung (rechts).....	72
Abb. 4.2:	Einfluss von natürlichen Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf die mikrobielle Aktivität der Böden in Dauerfeldversuchen.....	79
Abb. 4.3:	Beziehung zwischen Marktprodukterträgen und Humusgehalten in Dauerfeldversuchen in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem.....	88
Abb. 6.1:	Schema zur Abschätzung der Humusmineralisierung durch Separierung der an der N-Versorgung der Kulturpflanze beteiligten Pools.....	100
Abb. 6.2:	Schema der Aufteilung unterschiedlicher Kohlenstoff-Pools bei einer landwirtschaftlichen Kulturpflanze (BOLINDER et al. 2007, verändert).....	111
Abb. 6.3:	Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen nach den unterschiedlichen Methoden bei den Marktfruchtszenarien sowie Einteilung in VDLUFA-Bewertungsklassen.....	128
Abb. 6.4:	Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen nach den unterschiedlichen Methoden bei den Szenarien mit Viehhaltung sowie Einteilung in VDLUFA-Bewertungsklassen.....	129
Abb. 6.5:	Nach Bilanzsaldo zu erwartende und reale Entwicklung von Humusgehalten bei unterschiedlicher Vorbewirtschaftung.....	131

Abb. 6.6:	Vergleich der berechneten Bilanzsalden mit den Differenzen der berechneten End- und Anfangswerte von C_{org} bei den sächsischen Dauertestflächen.....	133
Abb. 6.7:	Vergleich der Bilanzsalden nach neuer HE-Methode mit den berechneten C_{org} -Differenzen an den vier Standorten.....	134
Abb. 6.8:	Vergleich der Bilanzsalden nach CC mit den berechneten C_{org} -Differenzen an den vier Standorten.....	135
Abb. 6.9:	Vergleich der Bilanzsalden nach HUMOD mit den berechneten N_t -Differenzen an den vier Standorten.	135
Abb. 6.10:	Vergleich der Bilanzsalden nach CC mit den berechneten N_t -Differenzen an den vier Standorten.....	136
Abb. 6.11:	Zusammenhang von Humusbilanzsalden und realer Entwicklung von Humusgehalten in Parzellen von Dauerfeldversuchen.....	139
Abb. 6.12:	Schema zur Entwicklung der Humusgehalte unter Bewirtschaftungssystemen mit hoher und geringer Humusreproduktion bei unterschiedlicher Vorbewirtschaftung.....	141
Abb. 6.13:	Zusammenhang zwischen ΔC_{org} und Humusbilanzsalden nach HUMOD in Dauerfeldversuchen.....	143
Abb. 6.14:	Zusammenhang zwischen ΔC_{org} und Humusbilanzsalden nach LUFA-U in Dauerfeldversuchen.....	145
Abb. 6.15:	Zusammenhang zwischen Niveau der Humusreproduktion und Entwicklung der Humusgehalte an einem Standort.....	156

Abkürzungsverzeichnis

BD	Biologisch-dynamische Bewirtschaftung als Sonderform des ökologischen Landbaus.
C	Kohlenstoff.
CC	Humusbilanzmethode nach Cross Compliance (BStMLF & BStMUGV 2005)
C_{hwl}	heißwasserlöslicher Kohlenstoff im Boden.
C_{KMW}	mittlerer C_{org} -Gehalt im Bezugszeitraum, bezogen auf einen standardisierten Ausgangsgehalt von $C_{org} = 1\%$ TS.
C_{mik}	Mikrobielle Biomasse des Bodens nach ANDERSON & DOMSCH (1978) sowie HEINEMEYER et al. (1989).
C_{org}	Organischer Kohlenstoff im Boden ($C_t - C_{carbonat}$).
C_t	Gesamt-Kohlenstoffgehalt im Boden (trockene Veraschung).
ΔC_{org}	linearer Trend der Entwicklung des C_{org} -Gehaltes im Oberboden im Bezugszeitraum.
ΔN_t	linearer Trend der Entwicklung des N_t -Gehaltes im Oberboden im Bezugszeitraum.
EA G	Aktivität des Bodenzym β -Glukosidase nach SCHULZ (1997).
EA K	Aktivität des Bodenzym Katalase nach BARRETT & BURKE (2000).
FAT	Feinanteil des Bodens (Ton+Feinschluff).
GS	Anbausysteme ohne Anwendung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung, nur Grün- und Strohdüngung.
GSMF	Anbausysteme ohne Anwendung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung, ohne Rotationsbrache (ausschließlich Marktfrüchte in Hauptfruchtstellung).
GSRB	Anbausysteme ohne Anwendung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung, mit Rotationsbrache.
GV	Großvieheinheit (vgl. z.B. KTBL 2005).
Häq	Humusäquivalent ($\text{kg Humus-C ha}^{-1}$) nach VDLUFA (2004).
HUMOD	im Rahmen des vorliegenden Projektes entwickelte Humusbilanzmethode.
HED	Dynamische Humuseinheitenmethode nach HÜLSBERGEN (2003).
HES	Statische Humuseinheitenmethode nach LEITHOLD et al. (1998).
Humus-C	in die humifizierte organische Bodensubstanz eingebauter Stickstoff.
Humus-N	in die humifizierte organische Bodensubstanz eingebauter Kohlenstoff.

KON	konventionelle Bewirtschaftung
KonM	konventionelle Bewirtschaftung, Marktfruchtbetrieb
KonG	konventionelle Bewirtschaftung, Gemischtbetrieb
OrgM	organische Bewirtschaftung, Marktfruchtbetrieb
OrgG	organische Bewirtschaftung, Gemischtbetrieb
Bdyn	Biologisch-dynamische Bewirtschaftung
LUFA-O	Humusbilanzmethode nach VDLUFA (2004), obere Werte.
LUFA-U	Humusbilanzmethode nach VDLUFA (2004), untere Werte.
MIN	Anbausysteme mit rein mineralischer Düngung, ohne Stroh-/Gründüngung.
N	Stickstoff.
N _{hwl}	heißwasserlöslicher Stickstoff im Boden nach SCHULZ (1997).
NIL	Nulldüngungsvarianten in Versuchen.
N _{KMW}	mittlerer N _t -Gehalt im Bezugszeitraum, bezogen auf einen standardisierten Ausgangsgehalt von N _t = 0,1% TS.
N _t	gesamt-Stickstoffgehalt im Boden (trockene Veraschung).
OBS	organische Bodensubstanz.
ÖKO	Bewirtschaftung nach Richtlinien des ökologischen Landbaus.
OPS	organische Primärsubstanz.
TM	Trockenmasse.
TRD	Trockenrohichte des Bodens (g cm ⁻³).
TS	Trockensubstanz.
V	Bewirtschaftungssysteme in Düngungsversuchen, ohne Anspruch der Abbildung realer Bewirtschaftungssysteme mit Blick auf Fruchtfolgegestaltung, Ernteproduktverwendung usw.
WDT	Anbausysteme mit Anwendung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung.
WDTG	Anbausysteme mit Anwendung von Gülle.
WDTM	Anbausysteme mit Anwendung von Festmist.
WMZ	Wirksame Mineralisierungszeit der organischen Bodensubstanz nach FRANKO & OELSCHLÄGEL (1995).

Danksagungen

Die Autoren möchten an dieser Stelle allen Personen und Institutionen danken, die zum Gelingen des Projektes beigetragen haben. Großer Dank gilt so

- der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung für die Finanzierung des Projektes im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau,
- dem Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, namentlich R. Rippel, Dr. P. Capriel, R. Brandhuber und Dr. K. Wiesinger, für die Unterstützung in der Konzeptionsphase des Projektes und bei der Auswahl der Testflächen in den Praxisbetrieben sowie für die Durchführung der Texturanalysen an den entnommenen Bodenproben,
- den beteiligten VersuchsanstellerInnen und wissenschaftlichen Bearbeitern der Versuche, namentlich Dr. L. Adam (LVL Brandenburg), Prof. Dr. O. Christen (MLU Halle-Wittenberg), B. Dittmann, Dr. D. Dubois (Agroscope Reckenholz-Tänikon, CH), Dr. A. Fließbach (FiBL, CH), R. Fuchs (LfL Bayern), K. Gaberle (LLG Sachsen-Anhalt), G. Gerl (TU München), L. Gunst (Agroscope Reckenholz-Tänikon, CH), M. Kainz (TU München), W. Koch (LLG Sachsen-Anhalt), Dr. J. Kubat (VURV, CZ), Dr. P. Mäder (FiBL, CH), Dr. H.-R. Oberholzer (Agroscope Reckenholz-Tänikon, CH), PhD J. Olesen (Aarhus Universität, DK) Dr. B. Pallutt (JKI), Dr. G. Pommer (LfL Bayern), Dr. J. Raupp (IBDF), F. Reinicke (MLU Halle-Wittenberg), G. Salzeder (LfL Bayern), Dr. H. Schmidt (SÖL), F. Schulz (JLU Gießen), U. Zihlmann (Agroscope Reckenholz-Tänikon, CH), J. Zimmer (LVL Brandenburg),
- den beteiligten Landwirten, Herrn Albert (Bad Saarow), J. Braun (Freising), J. Creppmair (Aichach), U. Forsthofer (Siegenburg), G.-M. Geisberger (Schwand, AT), Herrn Golm (Reichenwalde), F. und R. Herb (Sielenbach), T. und S. Kreppold (Aichach), J. Kufer (Pfaffenhofen), H. Pennwieser (Schwand, AT), M. Pscheidl (Pfaffenhofen), J. Saalfrank (Schwarzenbach am Wald), E. Türk (Weltenburg) und H. Vogel (Schwarzenbach am Wald) sowie den Leitern und Verwaltern der einbezogenen Lehr- und Versuchsbetriebe, Prof. Dr. U. Köpke und F. Täufer (Wiesengut, Univ. Bonn), des Schlüterhofes (LfL Bayern), der Ökohof Seeben GmbH, sowie Prof. Dr. Dr. H. Meyer und M. Schmölz (Veitshof, TU München), außerdem Dr. Kurzer und Dr. Mönicke von der Sächsischen Landesanstalt f. Landwirtschaft,
- Dr. S. Tischer (MLU Halle-Wittenberg) und MitarbeiterInnen für die Bestimmung der Enzymaktivitäten an den entnommenen Bodenproben,
- Dr. Kießling (Türinger LL) für Beratung zur Analysemethodik von C_{org} , C_{hwl} und Carbonat,
- dem Laborpersonal am Lehrstuhl für Ökologischen Landbau (TU München), namentlich B. Lemnitzer, H. Schmid, M. Kaindl und A. Zach, sowie an der Professur für Organischen Landbau (JLU Gießen), M. Nägele und D. Hillgärtner,

- E. Sumner (Sekretariat der Professur f. Organ. Landbau an der JLU Gießen) für die Unterstützung bei der Redaktion des vorliegenden Berichtes,
- G. Hensel und F. Reinicke (MLU Halle-Wittenberg) und H. Schmid (TU München) für kompetente Unterstützung bei der Anwendung der Betriebsbilanzierungssoftware „REPRO“,
- allen wissenschaftlichen Hilfskräften für die Unterstützung bei Entnahme, Aufbereitung und Analyse der Bodenproben.

1 Zweck und Inhalte des Projekts

1.1 Planung und Ablauf des Projekts

1.1.1 Ziele und Aufgabenstellung

Die Humusversorgung acker- und gemüsebaulich genutzter Böden nimmt im ökologischen Landbau eine zentrale Stellung ein. Betriebssysteme sollten so gestaltet werden, dass über die Fruchtfolge und den Stoffkreislauf eine optimale Humusreproduktion gewährleistet wird. Eine optimale Humusversorgung muss aufgrund der vielfältigen Funktionen des Humus als maßgebliche Voraussetzung hoher Bodenfruchtbarkeit und damit auch eines hohen Ertragspotentials betrachtet werden (vgl. LEITHOLD et al. 2007).

Die Entwicklung des ökologischen Landbaus war in den letzten Jahren teilweise mit Veränderungen der Struktur der Betriebe (Spezialisierung, viehlose Wirtschaftsweise, getreidebetonte Fruchtfolgen), der Düngung (Güllewirtschaft, Strohdüngung) und der Bewirtschaftungsintensität verbunden (RAHMANN et al. 2006). Daraus entsteht die Frage, wie die Humusversorgung dieser Betriebe einzuschätzen ist, ob Überschuss- oder Mangelsituationen auftreten. Auch die energetische Nutzung von Biomassen, z.B. zur Biogasgewinnung, muss unter dem Aspekt der Humusversorgung bewertet werden (BESTE 2008). Jeder Landwirt sollte in der Lage sein, die Humusversorgung seiner Böden einzuschätzen, um durch ein betriebliches Humusmanagement reagieren zu können. Dazu bedarf es wissenschaftlich abgesicherter, praxistauglicher Methoden (LEITHOLD et al. 2007).

Aufgrund der räumlichen und zeitlichen Variabilität von Humusgehalten, der langen Zeiträume bis zum Erreichen bewirtschaftungsabhängiger Humus-Fließgleichgewichte und fehlender standortspezifischer Richtwerte zu optimalen Humusgehalten ist es jedoch außerordentlich schwierig, den Humusstatus ackerbaulich genutzter Böden einzuschätzen oder gar Schlussfolgerungen zur Optimierung des betrieblichen Humusmanagements zu ziehen. Bisher vorliegende Instrumente zur Analyse der Humusversorgung (Messverfahren, Bilanzmethoden, Simulationsmodelle) wurden fast ausschließlich für die Bedingungen des konventionellen Landbaus entwickelt und nur unzureichend an den ökologischen Landbau adaptiert. Sie sind zum Teil wenig praktikabel und in ihrer Aussage zu unsicher.

Das vorrangige Projektziel bestand darin, ausgehend von vorhandenen Methoden der Humusbilanzierung ein an die Bedingungen des ökologischen Landbaus adaptiertes, praxisanwendbares Verfahren der Humusbilanzierung zu entwickeln.

Wissenschaftliche und technische Arbeitsziele des Vorhabens waren:

- die Bestimmung des optimalen Humusreproduktionsniveaus anhand von Untersuchungen in Dauerfeldexperimenten und in Praxisbetrieben auf verschiedenen Standorten,
- die Präzisierung und Komplettierung von Humusbilanzkoeffizienten (Ableitung bisher fehlender Parameter für Düngemittel und Fruchtarten, die im ökologischen Landbau bedeutsam sind),

- die Erweiterung der Humusbilanzalgorithmen (Berücksichtigung von Standortbedingungen, Ertragsniveaus und Anbauverfahren),
- die Validierung und der Praxistest der neu entwickelten bzw. erweiterten Humusbilanzmethode und -parameter in Feldexperimenten und in Landwirtschaftsbetrieben,
- die Praxiserprobung der Humusbilanzmethode und Integration in eine Software.

1.1.2 Bezug des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen des Bundesprogramms ökologischer Landbau

Übergeordnetes Ziel des Bundesprogramms ist es, die Rahmenbedingungen für eine weitere Ausdehnung des ökologischen Landbaus in Deutschland zu verbessern. Die zwei zentralen Tätigkeitsfelder sind dabei die Forschungsförderung und der Wissenstransfer.

Das Projekt bezog sich auf die Bekanntmachung Nr. 02/03/51 vom 9. April 2003 für die Durchführung von Forschungsprojekten für den Bereich Pflanzenbau im Bundesprogramm Ökologischer Landbau. Als Ziel wurde genannt, geeignete Verbesserungsmöglichkeiten zu anbau- und verfahrenstechnischen Abläufen sowie Problemen in der Nährstoffversorgung im ökologischen Pflanzenbau zu erarbeiten. Als Themenvorschlag wurde in der Bekanntmachung aufgeführt: „*Humusversorgung, -mobilisierung, -dynamik und -bilanzen*“.

Auch in den Richtlinien der Anbauverbände findet sich die Forderung nach einer ausgeglichenen Humusbilanz, z.B. bei Naturland (2007).

Bisher blieb offen, welches Bilanzierungsverfahren hierbei zu nutzen sei, besonders da verschiedene Methoden existieren, die zu unterschiedlichen Aussagen führen und offensichtlich für den Einsatz im ökologischen Landbau nicht ohne Einschränkung geeignet sind (LEITHOLD & HÜLSBERGEN 1998).

1.2 Stand der Forschung

1.2.1 Funktionen des Humus im ökologischen Landbau

Die Begriffe Humus und organische Bodensubstanz (OBS) werden im Folgenden synonym verwendet. Im ökologischen Landbau wird Humus als Grundlage der Bodenfruchtbarkeit und der Ertragsbildung angesehen. So schreibt KOEPF (1991): „Der fortgesetzte Umsatz der organischen Substanz ist die Quelle der Bodenfruchtbarkeit. Es ist das Ziel, den Humusgehalt über einen bestimmten Sollwert anzuheben. Oberhalb desselben kommen unharmonische Pflanzenernährung, Mangelerscheinungen, mangelnde Strukturbildung kaum vor, die Pflanze bleibt gesund.“

Auch in den Richtlinien der Anbauverbände gibt es Regelungen zur Humuswirtschaft:

- „Wirtschaftsdünger müssen so aufbereitet und ausgebracht werden, dass das Bodenleben gefördert und der Humusgehalt erhalten bzw. erhöht wird“ (Bioland 2008),

- „Die Humusbilanz muss im Rahmen einer vielseitigen Fruchtfolge mindestens ausgeglichen gestaltet sein“ (Naturland 2007).

Humus besitzt wichtige ackerbauliche und ökologische Funktionen (vgl. SAUERBECK 1992, DICK & GREGORICH 2004):

- als Speicher und Transformator von Nährstoffen, insbesondere von Stickstoff, Schwefel und Phosphor: Nährstoffnachlieferung und Verbesserung der Nährstoffausnutzung, wichtiger N-Pool im Stickstoffkreislauf mit 95-98 % des gesamten Boden-N,
- als Filter und Puffer: Immobilisierung und Entgiftung toxischer Substanzen,
- als CO₂-Senke: C-Speicherung und Beeinflussung des CO₂-Haushaltes der Atmosphäre,
- durch die Förderung der bodenbiologischen Aktivität: erhöhter mikrobieller Umsatz und Besiedlung durch die Bodenfauna bei guter Humusversorgung, damit verbundene phytosanitäre Wirkungen,
- beim Aufbau eines günstigen Bodengefüges: erhöhte Aggregatstabilität, gute Bodendurchlüftung, verbesserte Wasserspeicherung und Durchwurzelbarkeit; verminderte Bodenerosion durch geringere Verschlammungsneigung, höhere Infiltrationsrate und geringerer Oberflächenabfluss. Die Gefahr der Bodenschadverdichtung kann bei optimaler Humusversorgung vermindert werden.

Zudem werden von der Humusversorgung auch die Ertragsbildung (CHRISTENSEN & JOHNSTON 1997, POWER et al. 1998) und die Qualität der Produkte (ABELE 1987, BACHINGER 1996, beeinflusst. Die Bedeutung des Humus für die Ertragsbildung bzw. Pflanzenernährung ist dabei unter Bedingungen des ökologischen Landbaus aufgrund der Nicht-Anwendung von Mineraldünger-N deutlich höher einzuschätzen als bei konventioneller Bewirtschaftung (STOCKDALE et al. 2002, LEITHOLD et al. 2007). Auch die ökologische sowie agronomische Qualität der Produktion wird durch eine ausreichende Humusversorgung gefördert (SAUERBECK 1992, DALAL et al. 1999). Andererseits wird immer wieder angeführt, dass unnötig hohe Humusgehalte zu hohen Mineralisierungspotentialen und Stickstoffverlusten führen können (PFEFFERKORN 1993, VDLUFA 2004). Die Ermittlung und Bewertung der Beeinflussung von Humusgehalten, Humusqualität und Humusdynamik dient daher als wichtiger Qualitätsindikator in Agrarökosystemen (GREGORICH et al. 1994, ECKERT et al. 2000, ARSHAD et al. 2002, CARTER 2002).

1.2.2 Beeinflussung der Humusdynamik durch Bewirtschaftungssysteme und natürliche Standortbedingungen

Zum Einfluss von Bewirtschaftungsfaktoren und natürlichen Standortfaktoren auf den Humushaushalt landwirtschaftlicher Böden liegt eine Vielzahl von Arbeiten vor. Insgesamt muss klar festgestellt werden, dass die jeweiligen natürlichen Standortbedingungen und die Vorbewirtschaftung einer Fläche von übergeordneter Bedeutung für die Humusdynamik sind

(z.B. CARLGREN & MATTSSON 2001, PULLEMAN et al. 2000). Dennoch ist ein entscheidender spezifischer Einfluss von Bewirtschaftungssystemen festzustellen, insbesondere unter sonst gleichen Standortbedingungen. So wurden von verschiedenen Autoren höhere Humusgehalte, aber auch eine höhere bodenbiologische Aktivität als differenzierendes Merkmal ökologisch bewirtschafteter Ackerflächen gegenüber konventionellen Vergleichsflächen beschrieben (z.B. FLIEBBACH et al. 2007, MUNRO et al. 2002, PIORR & WERNER 1998). Allerdings wurden hier meistens Systeme miteinander verglichen, die sich in Fruchtfolgestruktur und/oder organischer Düngung erheblich voneinander unterscheiden. Aus diesem Grunde konnten entsprechende Beobachtungen in anderen Untersuchungen nicht ohne Einschränkungen bestätigt werden (z.B. SCHMITT & ZOSCHKE 1998, GOSLING & SHEPHERD 2005, BROCK & LEITHOLD 2008a). Offensichtlich ist die positive Beeinflussung des Humushaushaltes von Ackerböden kein inhärentes Merkmal ökologischer Bewirtschaftung, sondern Resultat der spezifischen Struktur der betrachteten Systeme (BROCK & LEITHOLD 2008b). Entsprechend deuten Ergebnisse zur Humusdynamik bei ökologischem Marktfruchtbau ohne Hofdüngeranwendung auch auf die Notwendigkeit eines gezielten Humusmanagements zur Vermeidung einer Auszehrung der Böden bei entsprechender Bewirtschaftung hin (z.B. SCHULZ et al. 2008). Umgekehrt weisen in entsprechenden Düngungsversuchen Varianten mit kombinierter organischer und mineralischer Düngung aufgrund der höheren Erträge eine gesteigerte Versorgung des Bodens mit Ernte- und Wurzelrückständen und so i.d.R. eine bessere Humusreproduktionsleistung als rein organisch gedüngte Vergleichsvarianten auf (z.B. ZIMMER et al. 2005). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch v. LÜTZOW & OTTOW (1994) im Vergleich konventionell und ökologisch bewirtschafteter Flächen unter Praxisbedingungen.

1.2.3 Methoden zur Einschätzung der Humusversorgung

Zur Einschätzung der Humusversorgung wurden verschiedene Methoden entwickelt:

Der analytisch messbare Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden wird als Maß für den Humusgehalt herangezogen. Er kann ohne hohen Arbeitsaufwand und kostengünstig bestimmt werden. Unter praktischen Bedingungen ergeben sich allerdings Schwierigkeiten beim Nachweis von Humusgehaltsänderungen. Es bedarf langer Untersuchungszeiträume von oftmals mehr als 10 Jahren, um signifikante Änderungen des C_{org} -Gehaltes feststellen zu können (SMITH 2004). Auf Praxis schlägen existieren allerdings diese langjährigen Zeitreihen nicht. Außerdem ist es sehr schwierig, geringe Änderungen gegen eine relativ große Hintergrundmasse an OBS mit der heutigen Analysegenauigkeit nachzuweisen (CARTER 2002). Mit Unsicherheiten behaftet ist auch die Umrechnung der Humusgehalte in Humusmengen unter Berücksichtigung der Trockenrohichte (GIFFORD & RODERICK 2003). Eine weitere Schwierigkeit liegt in der zeitlichen (SCHNIEDER 1972, LEITHOLD 1984) und räumlichen Variabilität (HÜLSBERGEN et al. 2000), die es kompliziert macht, Messwerte richtig einzuordnen. Zudem wurden bisher noch keine geeigneten Richtwerte für Optimalgehalte organischer Bodensubstanz abgeleitet (LEITHOLD et al. 2007, LOVELAND & WEBB 2003).

C/N-Simulationsmodelle bieten eine Möglichkeit, die C/N-Dynamik im Boden und die zugrunde liegenden Prozesse abzubilden. In diesen Bodenprozessmodellen wird die OBS in mehrere miteinander in Beziehung stehende Pools gegliedert, z.B. in inerte und umsetzbare OBS (FRANKO & OELSCHLÄGEL 1996, FRANKO 1997). Diese werden durch Differentialgleichungen verknüpft, um die Stoffflüsse von C und N zwischen den einzelnen Pools darzustellen (MUELLER et al. 1998, GABRIELLE et al. 2002, ANDRÉN et al. 2004). Ein Nachteil der Simulationsmodelle bei der Anwendung in landwirtschaftlichen Betrieben ist, dass sie eine Vielzahl von Eingabeparametern benötigen, die mit hohem Aufwand gemessen werden müssen. Außerdem funktionieren sie nur auf den Standorten zufrieden stellend, auf denen sie entwickelt wurden, und müssen für andere Gegebenheiten erst adaptiert werden (GABRIELLE et al. 2002, KOLBE & PRUTZER 2004).

Eine weitere Kategorie von Modellen sind Humusbilanzen. Sie dienen dazu, in vereinfachter Form den Humusbedarf in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung zu schätzen und der Humuszufuhr (Menge und Qualität) gegenüberzustellen. Es wird nur ein OBS-Pool betrachtet. Benötigt werden einfach zu erhebende Bewirtschaftungsdaten, womit der C-Abbau und die C-Anreicherung in Abhängigkeit vom C-Input nach Menge und Qualität von Fruchtarten und organischen Düngern bewertet werden kann. Im Gegensatz zu C/N-Simulationsmodellen werden keine detaillierten Prozesse oder unterschiedliche Pools abgebildet, sondern es wird summarisch ein Nettoeffekt auf die OBS berechnet (KÖRSCHENS et al. 2005, LEITHOLD et al. 2007). Nach KÖRSCHENS et al. (2005) ist das Ziel der Humusbilanzierung, die Zufuhr organischer Substanzen so zu dosieren, dass damit hohe und stabile Erträge in einer effizienten, nachhaltigen und umweltverträglichen Pflanzenproduktion auf Mineralböden erzielt werden. Deutlich wird hierbei die große Praxisrelevanz. Es werden Fruchtfolgen und Düngungssysteme hinsichtlich ihrer Fähigkeit zur Humusreproduktion und damit gleichzeitig Ertragsfähigkeit und Umweltrelevanz bewertet. Ebenfalls kann die Humusbilanzierung als Instrument für Planung und Beratung dienen, beispielsweise bei Bewirtschaftungsänderungen. Aufgrund des Fehlens von standorttypischen Optimalgehalten (KÖGEL-KNABNER & BEYER 1995) bietet sich die Humusbilanzierung als indirekter Indikator zur Abschätzung des Gleichgewichtszustandes zwischen Humusauf- und -abbauprozessen und damit optimierter Bewirtschaftung an.

Die Methoden der Humusbilanzierung wurden für die Bedingungen des konventionellen Landbaus erarbeitet. Ziel war dabei die Ermittlung des Bedarfes an organischer Substanz zum Erhalt der Humusvorräte der Böden in Anbausystemen bei mineralisch-organischer Düngung (VDLUFA 2004). In Bewirtschaftungssystemen des ökologischen Landbaus muss daher nach bisher vorliegenden Untersuchungsergebnissen von einer teilweisen Fehleinschätzung der Humusdynamik aufgrund der Nichtbeachtung der spezifischen Bedingungen bei dieser Landnutzungsform ausgegangen werden (LEITHOLD et al. 2007).

1.2.4 Humusbilanzierung

Bei der Anwendung der Humusbilanzierung geht es primär nicht um die Bestimmung absoluter Humusgehaltsänderungen von Böden, sondern um eine indirekte Einschätzung

des Humusversorgungsgrades. Die Grundthese lautet: Stimmen Humusbedarf und -aufkommen überein, so werden sich langfristig optimale Humusgehalte einstellen, was je nach Ausgangssituation und Bewirtschaftung eine An- oder Abreicherung bedeuten kann. Je mehr die Humuszufuhr vom bewirtschaftungsabhängigen Bedarf positiv oder negativ abweicht, umso ungünstiger wird die Situation bewertet. Der relative Humusversorgungsgrad erlaubt somit ein Ranking unterschiedlicher Fruchtfolgen und Anbausysteme. In die Berechnung der Humusbilanz gehen relativ leicht zu erhebende Bewirtschaftungsdaten ein. Die Stärke der Humusbilanzierung liegt im unmittelbaren Umsetzungsbezug, der leichten und kostengünstigen Anwendbarkeit, der Datenverfügbarkeit und Modelltauglichkeit, der Transparenz der Aussagen. Aus diesen Gründen werden Kennzahlen der Humusbilanz auch in Modellen zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Bewirtschaftungssysteme verwendet (BOCKSTALLER et al. 1997, ECKERT et al. 2000, HÜLSBERGEN 2003).

Das Prinzip der Humusbilanz besteht darin, dass dem durch den Anbau humuszehrender Fruchtarten (Hackfrüchte, Silomais...) verursachten Humusbedarf die Zufuhren durch den Anbau humusmehrender Fruchtarten (Leguminosen, Feldgras...) und organische Dünger (Stroh, Stallmist, Gülle...) gegenübergestellt werden (Abb. 1.1). Die angebauten Pflanzen beeinflussen über ihr Wurzelsystem (Wurzelmasse, Rhizodeposition) und durch ihre spezifischen Anforderungen an die Bodenbearbeitung (Intensität, Bodenruhe) den Nettozuwachs oder -Verlust an Humus im Boden. Aus der Menge und Qualität der zugeführten Ernterückstände und organischen Dünger lässt sich deren unterschiedliche Fähigkeit zur Humusreproduktion ermitteln.

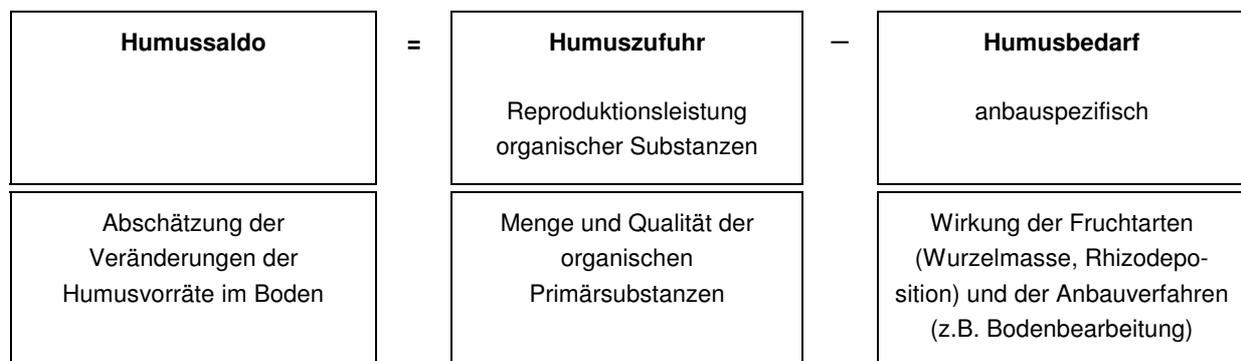


Abb. 1.1: Prinzip der Humusbilanzierung (LEITHOLD et al. 2007).

Eine ausgeglichene Humusbilanz (Humussaldo = ca. ± 0) lässt die Einstellung standort- und bewirtschaftungsspezifischer Optimalgehalte des Bodens an Humus erwarten. Aus den Bilanzsalden (Unter- oder Überversorgung) ist abzuleiten, inwieweit Änderungen in der Bewirtschaftung notwendig sind.

Es existieren verschiedene Methoden der Humusbilanzierung, die in **Tab. 1.1** aufgeführt sind.

Tab. 1.1: Übersicht zu Humusbilanzierungsmethoden.

Methode	Maßeinheit	Literatur
ROS	Reproduktionswirksame organische Substanz (ROS) = organische Trockenmasse (TM) von Stalldung 1 t ROS = 1 t org. TM von Stalldung	ASMUS und HERRMANN (1977)
HE	Humuseinheiten (HE) = 1 t Humus mit 55 kg N und 580 kg C 1 t ROS = 0,35 HE	LEITHOLD & HÜLSBERGEN (1998)
VDLUFA	Humusäquivalent = 1 kg Humus-C 1 t ROS \approx 200 kg Humus-C 1 HE = 580 kg Humus-C	VDLUFA (2004)

Das älteste der aufgeführten Verfahren ist die ROS-Methode (ROS = Reproduktionswirksame organische Substanz) nach ASMUS & HERRMANN (1977). Sie basiert auf Dauerfeldversuchen auf Diluvial- und Lößstandorten Nordostdeutschlands und reflektiert die Bewirtschaftungs- und Ertragssituation der 60er und 70er Jahre. Aus pragmatischen Gründen wurde Stalldung als Bezugsbasis gewählt (1 t ROS = 1 t organische Trockenmasse von Stalldung), weil zu diesem Dünger die meisten Langzeituntersuchungen vorlagen. Stalldung ist jedoch kein einheitliches Substrat; die Inhaltsstoffe variieren je nach den Ausgangsstoffen und der Aufbereitung. Für einige aktuelle Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Flächenstilllegung, Einsatz von Biogasgülle, reduzierte Bodenbearbeitung ...) fehlen ROS-Koeffizienten, da sie zur Zeit der Ableitung der ROS-Methode noch nicht praxisrelevant waren.

Die Humuseinheiten-(HE)-Methode nach LEITHOLD & HÜLSBERGEN (1998) wurde anhand des Stickstoffhaushaltes in Feldexperimenten abgeleitet. Eine Grundlage bilden die anhand experimenteller Daten präzisierten ROS-Parameter. Neben der statischen HE-Methode gibt es eine computergestützte dynamische HE-Methode (HED), bei der die Standortbedingungen, die Höhe der N-Düngung und der Ertrag als Einflussfaktoren berücksichtigt werden (HÜLSBERGEN 2003). Die HE-Methode enthält unterschiedliche Humusbedarfswerte für den konventionellen und ökologischen Landbau.

Die VDLUFA-Methode wurde im Jahr 2004 mit dem Ziel einer Harmonisierung der Humusbilanzmethoden verabschiedet; sie stellt einen Kompromiss der beteiligten Wissenschaftler dar. Die Koeffizienten der unteren Werte der VDLUFA-Methode sind aus den ROS-Koeffizienten abgeleitet worden, die der oberen Werte aus den HE-Koeffizienten. Aufgrund der verwendeten Datenbasis ist die VDLUFA-Methode für konventionelle Betriebe konzipiert, für den ökologischen Landbau ist eine Anpassung der Bilanzparameter und/oder der Zielwerte der Humusbilanzsalden notwendig. Auf diesen Zusammenhang wird von den Autoren des VDLUFA-Standpunktes „Humusbilanzierung“ ausdrücklich hingewiesen (VDLUFA 2004). Die VDLUFA-Methode wurde in vereinfachter Form in die Cross Compliance Regelung übernommen.

Zur Bewertung der Humusversorgung nach VDLUFA (2004) auf Basis der Humussalden werden die Wirkungen auf die Ertragssicherheit und das Verlustpotential für Stickstoff berücksichtigt. Die Bewertung erfolgt anhand von Saldengruppen gemäß **Tab. 1.2**. Zwischen der Gruppe C (optimal) und den ungünstig bewerteten Gruppen A (sehr niedrig) und E (sehr hoch) wurden mit den Gruppen B und D Bereiche für Humussalden definiert, bei denen mittelfristig eine Überprüfung der bestehenden Humuswirtschaft erfolgen sollte. Die Humusbilanz sollte stets eine ganze Fruchtfolge erfassen. Sofern keine Fruchtfolgen ausgewiesen sind, empfiehlt sich eine schlagspezifische Humusbilanz der letzten 5 bis 10 Jahre. Zur vergleichenden Bewertung von Bewirtschaftungssystemen ist auch eine Humusbilanz auf Betriebsebene geeignet.

Tab. 1.2: Bewertung der Humussalden nach VDLUFA (2004).

Humussaldo		Bewertung
kg Humus-C ha ⁻¹ a ⁻¹	Gruppe	
< - 200	A sehr niedrig	Ungünstige Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistungen
- 200 bis - 76	B niedrig	Mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus angereicherten Böden
- 75 bis 100	C optimal	Optimal hinsichtlich der Ertragssicherheit bei geringem Stickstoff-Verlustrisiko, Einstellung standortgerechter Humusgehalte
101 bis 300	D hoch	Mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus verarmten Böden
> 300	E sehr hoch	Erhöhtes Risiko für Stickstoffverluste, niedrige Stickstoffeffizienz

1.2.5 Resultate der Anwendung von Humusbilanzmethoden in Betrieben des ökologischen Landbaus

Im Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof der Universität Gießen kamen in einer vergleichenden Anwendung des KUL-Verfahrens und des Modells REPRO die ROS-Methode und die HE-Methode parallel zur Anwendung (**Tab. 1.3**). Der mit dem ROS-Verfahren berechnete Humussaldo und der Versorgungsgrad des Bodens (= Humuszufuhr / Humusbedarf x 100) weisen eine extreme Überversorgung (> 200 %) aus. Folglich müssten einschneidende Anpassungsmaßnahmen ergriffen werden, z.B. Veränderungen der Fruchtfolge und/oder der organischen Düngung, um eine ausgeglichene Bilanz zu erreichen. Diese Aussage ist wenig plausibel, da der Gladbacherhof ein ausgewogener Gemischtbetrieb mit einem Tierbesatz von 0,7 GV ha⁻¹ und 37 % Leguminosen ist. Ein Anstieg der C_{org}-Gehalte war in den Böden bisher nicht nachweisbar.

Tab. 1.3: Humusbilanz Gladbacherhof (1999) nach verschiedenen Methoden.

Parameter	ROS-Bilanzmethode		HE-Methode
	Berechnung nach KUL-Verfahren (ECKERT & BREITSCHUH 1997)		Berechnung mit REPRO-Modell (HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK 1997)
	t ROS ha ⁻¹	t Humus ha ⁻¹	t Humus ha ⁻¹
Humusverlust durch Humuszehrer	- 1,3	- 0,45	- 0,69
Humuszufuhr durch Humusmehrer	+ 1,3	+ 0,45	+ 0,52
Stroh-/Gründüngung	+ 0,3	+ 0,10	+ 0,03
Organische Dünger der Tierproduktion	+ 1,5	+ 0,52	+ 0,24
Saldo	+ 1,8	+ 0,62	+ 0,10
Versorgungsgrad	233 %		136 %

Unter Verwendung des Modells REPRO wurden HE- und VDLUFA-Methode in einer großen Zahl von Betrieben parallel angewendet. In die Untersuchungen sind über 200 Betriebe unterschiedlicher Struktur und Bewirtschaftungsintensität verschiedener Agrarregionen (z.B. Tertiärhügelland in Bayern, Magdeburger Börde in Sachsen-Anhalt, Sächsisches Hügelland, Spreewaldregion in Brandenburg, Hügelland in Schleswig-Holstein u.a.) einbezogen, um eine möglichst große Schwankungsbreite zu erfassen.

Nach der HE-Methode wird für etwa die gleiche Anzahl von Betrieben ein positiver wie ein negativer Humussaldo ausgewiesen, d.h. eine (theoretische) Humusunterversorgung trat fast genau so häufig auf wie eine Humusübersversorgung. Ganz anders bei der VDLUFA-Methode: Von 227 untersuchten Betrieben wurde nur für einen einzigen Betrieb ein deutlich negativer Saldo von $< -100 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Wenn dies zuträfe, würde in der Landwirtschaft kein Humusmangel-, sondern ein Humusüberschussproblem bestehen. Deutlich wird die unterschiedliche Bewertung der betrieblichen Humusversorgung in Tab. 1.4. Nach der HE-Methode weisen 36 % der Betriebe einen Humussaldo zwischen - 200 und $0 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf, nach der VDLUFA-Methode sind es hingegen nur 7 % der Betriebe.

Tab. 1.4: Einstufung der Humussalden nach unterschiedlichen Methoden (in %).

Methode	Betriebe (n)	Landbauform	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D	Gruppe E
HE	227	Integrierter + Ökologischer Landbau	9	17	44	22	8
VDLUFA	227		1	1	27	42	29
HE	74	Ökologischer Landbau	3	4	49	35	9
VDLUFA	74		0	1	15	43	41

Bei der HE-Methode wurden für die konventionellen Betriebe die Bilanzkoeffizienten für den konventionellen Landbau verwendet, für die ökologischen Betriebe die für den ökologischen Landbau entwickelten Koeffizienten (vgl. LEITHOLD et al. 1997).

Demnach werden nach der VDLUFA-Methode 41 % der untersuchten Betriebe des ökologischen Landbaus in die Gruppe E eingestuft, für die ein erhöhtes Risiko für N-Verluste ausgewiesen wird. Nach der HE-Methode gelten 49 % der Betriebe als optimal versorgt und nur 9 % der Betriebe als extrem überversorgt. Bei der praktischen Anwendung der VDLUFA-Methode wird deutlich, dass die für konventionelle Betriebe auf der Grundlage konventioneller Dauerversuche abgeleitete Humusbilanzmethode nicht auf die Betriebe des ökologischen Landbaus übertragbar ist.

2 Bestimmung des optimalen Humusreproduktionsniveaus unter Bedingungen des ökologischen Landbaus anhand von Untersuchungen in Dauerfeldexperimenten und in Praxisbetrieben auf verschiedenen Standorten

Unter dem „Humusreproduktionsniveau“ soll hier in Anlehnung an BADEWITZ & BEYER (1985) der Umfang des Humusersatzes in landwirtschaftlichen Bewirtschaftungssystemen unter Berücksichtigung des bewirtschaftungsbedingten Humusabbaus, unabhängig von der tatsächlichen Humusdynamik an einem Standort, verstanden werden. Das Humusreproduktionsniveau ist damit eine Kenngröße der Bewirtschaftung und nicht der realen Humusdynamik, da letztere wesentlich von den natürlichen Standortfaktoren sowie dem jeweiligen Zustand der betroffenen Fläche abhängig ist. So kann z.B. ein definiertes Humusreproduktionsniveau je nach Vorbewirtschaftung der Fläche sowohl eine Zunahme, eine Erhaltung, oder eine Abnahme der Humusgehalte bewirken (vgl. Kap. 6.5). Eine Zunahme der Humusgehalte ist zu erwarten, wenn von einer langjährigen Bewirtschaftung mit geringerem Humusreproduktionsniveau auf Bewirtschaftung mit höherem Humusreproduktionsniveau umgestellt wird. Langjährige Bewirtschaftung mit konstant hohem Humusreproduktionsniveau wird hingegen nach Einstellung eines entsprechenden Fließgleichgewichtes nicht mehr zu einem Ansteigen der Humusgehalte führen, sondern das hohe Humusreproduktionsniveau ist jetzt zum Erhalt der erreichten Humusgehalte notwendig. Eine Abnahme von Humusgehalten einer Fläche selbst bei hohem Humusreproduktionsniveau ist z.B. nach ackerbaulicher Inkulturnahme von Grünland zu erwarten.

Ein optimales Humusreproduktionsniveau liegt vor, wenn die Erfüllung der ökologischen und agronomischen Funktionen des Humus durch ein angepasstes Humusmanagement im Bewirtschaftungssystem maximal gewährleistet wird. Das optimale Humusreproduktionsniveau ist dabei nicht für alle Landnutzungssysteme gleich, sondern richtet sich nach den jeweiligen Ansprüchen an die Humusfunktionen. So ist im ökologischen Landbau ganz im Gegensatz zum konventionellen Landbau die zentrale Bedeutung des Humus für die Nährstoffversorgung (v.a. mit N) zu berücksichtigen.

Zur Beurteilung der Humusreproduktion in Anbausystemen ist darüber hinaus eine möglichst genaue Kenntnis des Einflusses von Bewirtschaftungsfaktoren auf die Humusdynamik notwendig. Der jeweilige Einfluss der natürlichen Standortbedingungen sowie Wechselwirkungen zwischen Bewirtschaftung und Standort muss dabei unbedingt berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Projektes wurden daher die folgenden Fragestellungen bearbeitet:

- Wie ist die Bedeutung der Humusreproduktion für die Ertragsbildung bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung zu beurteilen? Bestehen hier Unterschiede zwischen den Landnutzungssystemen?
- Gibt es Unterschiede bei Humusgehalt, Humusqualität und Humusdynamik zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen unter sonst gleichen Standortbedingungen (Klima, Böden, insbesondere Bodentextur)?
- Welchen Einfluss haben einzelne Bewirtschaftungs- und natürliche Standortfaktoren auf Humusgehalte, Humusqualität und Humusdynamik?
- Wie stark ist der Einfluss von natürlichen Standortfaktoren gegenüber Bewirtschaftungsfaktoren?

Weiterhin ist mit Blick auf die Projektziele erneut zu prüfen, inwiefern bestehende Humusbilanzmethoden als Praxisinstrumente zur Analyse und Bewertung der Humusreproduktion landwirtschaftlicher Bewirtschaftungssysteme geeignet sind bzw. welche quantitativen und qualitativen Beeinflussungen der Humusdynamik an einem Standort durch Bilanzergebnisse angezeigt werden. Hierzu ist eine Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Humusbilanz und Indikatoren der Humusdynamik an einem Standort notwendig.

2.1 Projektdurchführung

Die Analyse von Humusreproduktion und Humusdynamik in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem wurde unter Einbeziehung von insgesamt 8 konventionellen und ökologischen Praxisbetriebspaaren und 3 ökologischen Praxisbetrieben mit langjährigen Messungen zur Humusdynamik durchgeführt. Außerdem wurden 16 Dauerfeldversuche in Deutschland, Dänemark, der Schweiz sowie der Tschechischen Republik einbezogen. Mit diesem Ansatz wurde die Berücksichtigung der Situation in realen Ackerbausystemen ebenso wie die gezielte Untersuchung einzelner Faktoren und Wirkungszusammenhänge unter Versuchsbedingungen ermöglicht.

So ist für die Untersuchung landwirtschaftlicher Systeme grundsätzlich die Betrachtung von Praxisbetrieben vorzuziehen, da nur ein kleiner Teil der Vielfalt der realen Systeme tatsächlich in Versuchen abgebildet ist und die Übertragbarkeit von Versuchsergebnissen in die Praxis immer gewissen Einschränkungen unterliegt. Die genaue Analyse der Wirkung bestimmter Faktoren ist hier allerdings schwierig, da beim Vergleich zweier Systeme i.d.R. zu viele variable Faktoren berücksichtigt werden müssen und zudem eine ausreichende Dokumentation nur in Einzelfällen vorliegt.

Optimierte Bedingungen für die Analyse einzelner Faktoren und Wirkungszusammenhänge liegen hingegen bei Dauerfeldversuchen vor. Im Gegensatz zum Vergleich von Praxisbetrieben ist hier die Erfassung der Wirkung z.B. unterschiedlicher Fruchtfolgegestaltung, Düngung oder Bodenbearbeitung unter sonst gleichen Bedingungen möglich. Zudem ist die Dokumentation von natürlichen Standortbedingungen und

Bewirtschaftung hier i.d.R. deutlich umfangreicher als in der landwirtschaftlichen Praxis. Es ist allerdings zu beachten, dass die Rahmenbedingungen für eine gezielte Auswertung von Versuchen Dritter zu einem Thema (z.B. Humusreproduktion und Humusdynamik) aufgrund der jeweiligen Versuchsfragestellung und dem damit verbundenen Spektrum der dokumentierten Daten sehr unterschiedlich sind.

2.2 Datenerhebung und Auswertung

Zur Untersuchung von Humusdynamik und Humusreproduktion in den einbezogenen Bewirtschaftungssystemen bzw. bei den einbezogenen Flächen wurden die folgenden Ansätze verfolgt:

- Erfassung von Indikatoren des Humusgehaltes, der Humusqualität und der Humusdynamik in den Oberböden der einbezogenen Praxisflächen und Versuchspartellen im Rahmen einer einheitlichen Bodenbeprobung,
- Untersuchung der Entwicklung der Humusgehalte in den einbezogenen Flächen anhand entsprechender Mess-Zeitreihen zur Entwicklung von C_t bzw. C_{org} und/oder N_t in den Oberböden,
- Anwendung aktuell in Deutschland etablierter Humusbilanzmethoden,
- Berechnung von flächenbezogenen N-Bilanzen.

Durch die vergleichende Analyse von Indikatoren in der großen Zahl der einbezogenen Flächen wurde eine detaillierte Untersuchung des Einflusses verschiedener Bewirtschaftungs- und natürlicher Standortfaktoren und deren Wechselwirkungen möglich. Allerdings bestanden zu den meisten Parametern keine Referenzwerte aus früheren Messungen zu den Flächen, so dass hier zwar qualitative Aspekte der Humusdynamik, nicht aber die Entwicklung der Humusgehalte betrachtet werden können.

Umgekehrt konnte die Entwicklung der Humusgehalte in den einbezogenen Flächen mit dem zweiten Ansatz nachvollzogen werden, allerdings nur anhand sehr stark aggregierender Indikatoren.

Die Berechnung von Humusbilanzen nach vier aktuell in Deutschland etablierten Bilanzmethoden erfolgte mit dem Ziel, Zusammenhänge zwischen Bilanzergebnissen und Indikatoren der Humusdynamik zu untersuchen und wurde so im Sinne einer Methodenevaluation und nicht als analytisches Instrument durchgeführt. Auch bei der N-Bilanz wurde der Zusammenhang von Bilanzergebnis und Indikatoren der Humusdynamik untersucht. Weiterhin wurde der Zusammenhang zwischen Ergebnissen der N-Bilanz und der verschiedenen Humusbilanzen betrachtet, da zumindest unter Bedingungen des ökologischen Landbaus ein enger Zusammenhang zwischen Humus- und N-Dynamik angenommen wird (vgl. Kap. 6.1).

2.2.1 Probennahme

Die Entnahme von Bodenproben auf Praxis schlägen und Versuchsflächen wurde in den Jahren 2005 und 2006 durchgeführt. Es wurden Proben aus dem Oberboden entnommen (vgl. Kap. 3.2 und 4.2).

2.2.2 Laboranalysen

Die Analysen mussten aus Kapazitätsgründen in verschiedenen Labors durchgeführt werden. Allerdings wurde i.d.R. jeder Parameter an allen Proben vom gleichen Labor gemessen (s.u.). Eine Ausnahme bildeten nur die Bestimmung von C_t , C_{org} , N_t , pH und Trockenrohdichte. Hier wurden die Proben von den Praxisflächen im Labor am Standort Freising, die Proben aus den Versuchspartzen am Standort Gießen untersucht.

2.2.2.1 Korngrößenanalyse

Für jede der beprobten Flächen wurde eine Texturbestimmung in der Abteilung für Bodenphysik und Standortbeurteilung des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) durchgeführt. Flächenpaare mit Unterschieden in der Textur wurden von der weiteren Beprobung und Untersuchungen ausgeschlossen und durch andere, geeignete Flächen ersetzt.

Für die Bodentexturanalysen wurde die organische Substanz mit H_2O_2 zerstört. Nach Zentrifugation und Messung der löslichen Salze wurden die Proben dispergiert (Schütteln mit Natriumpyrophosphat-Lösung) und Ton und Schlufffraktionen mittels der Pipettmethode nach Köhn an einem SEDIMAT 4-12 der Fa. Umwelt-Geräte-Technik GmbH bestimmt. Die Ermittlung der Sandfraktionen erfolgte durch Nasssiebung.

Aus den Werten der Bodentexturbestimmung wurde die wirksame Mineralisierungszeit (WMZ) berechnet. Sie ist eine wichtige Kenngröße zum einheitlichen Vergleich von Humusgehalten bei unterschiedlichen Standortbedingungen.

Die wirksame Mineralisierungszeit (WMZ) gibt die Anzahl von Tagen mit optimalen Mineralisierungsbedingungen an (FRANKO & OELSCHLÄGEL 1995). Sie ist als standortbezogene Größe vom Feinanteil (FAT = Ton + Feinschluff), der mittleren Lufttemperatur und dem Jahresniederschlag abhängig (KARTSCHALL & FRANKO 1987).

Sie wird nach folgender Gleichung berechnet (vgl. HÜLSBERGEN 2003):

Algorithmus 2.1:

$$WMZ(FAT, LTEM, NIED) = P_0(FAT) + P_1(FAT) * LTEM + P_2(FAT) * NIED$$

WMZ = wirksame Mineralisierungszeit ($d a^{-1}$)

FAT = Feinanteil des Bodens (Ton + Feinschluff) (%)

LTEM = mittlere Jahres-Lufttemperatur ($^{\circ}C$)

NIED = mittlere jährliche Niederschlagssumme ($mm a^{-1}$)

P_0, P_1, P_2 = texturbezogene Koeffizienten (Faktor)

2.2.2.2 Analyse des Gesamthumusgehaltes

Die Analyse des Gesamtkohlenstoffes (C_t) und Gesamtstickstoffs (N_t) erfolgte (an den auf 2 mm gesiebten und bei 60°C getrockneten Bodenproben) nach dem Dumas-Verfahren. Hierbei wurden ca. 800 mg in einem CNS-Analysator bei 900°C verbrannt. Die entstehenden Stickoxide wurden zu N_2 reduziert. Nach Trennung der einzelnen Gase wurde der Gehalt an einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor bestimmt. Die durch Verunreinigung mit den Gasen N_2 und CO_2 veränderte Wärmeleitfähigkeit des Trägergases Helium wurde im Vergleich zum reinen Helium gemessen, integriert und der N_t - und der C_t -Gehalt der Probe ermittelt.

Bei carbonathaltigen Böden wurde der Kalkgehalt mittels einer modifizierten Ströhlein-Apparatur ermittelt und anschließend der bereinigte C_{org} -Gehalt berechnet.

2.2.2.3 Bestimmung der Trockenrohddichte

Die ungestörten Bodenproben wurden jeweils in der ersten Teilparzelle bei allen Beprobungsparzellen mit 100 cm³-Stechzylindern als Mischprobe über die gesamte Fläche gezogen. Die Proben wurden anschließend ca. 3 Tage bei 105°C getrocknet, danach zurückgewogen und daraus die Trockenrohddichte berechnet.

2.2.2.4 Bestimmung des pH-Wertes

Zur Messung des pH-Wertes wurden 10 g lufttrockener und auf 2 mm abgeseibter Boden mit 25 ml $CaCl_2$ -Lösung versetzt, ca. 1 Stunde stehengelassen und anschließend elektrometrisch an einem pH-Meter gemessen.

2.2.2.5 Messung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs und Stickstoffs

10 g lufttrockener Feinboden wurden im Verhältnis 1:5 mit destilliertem Wasser versetzt und am Rückflusskühler für eine Stunde bei leichtem Sieden gekocht. Nach Abkühlung wurden die Extrakte 10 min bei 4.000 U/min zentrifugiert und anschließend durch 0,45 µm Filtereinheiten filtriert. Auf 2 ml Extrakt wurden 2 ml schwefelsaures Kaliumdichromat pipettiert, für 20 min bei 125°C oxidieren gelassen und im UV/VIS Spektrophotometer bei 590 nm gemessen. Die Analysen wurden im Labor des Lehrstuhls für Ökologischen Landbau der TU München durchgeführt.

2.2.2.6 Messung der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten

Der Gehalt der mikrobiellen Biomasse wurde mit der Methode der Substrat-Induzierten Respiration (ANDERSON & DOMSCH 1978) bestimmt. Dies erfolgte mit einer Messanlage nach HEINEMEYER et al. (1989). Gemessen wird hierbei die stündliche CO₂-Abgabe einer bei 22°C kontinuierlich belüfteten Bodenprobe. Je nach Aktivität wurden 20 bis 50 g der auf 2 mm gesiebten Bodenproben verwendet. Diese wurden auf eine Feuchte von ca. 40 % der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt und bei 22°C verdunstungsgeschützt, aber nicht luftdicht, 2 bis 10 Tage inkubiert. Anschließend wurden 4.000 ppm Glucose zugegeben und die Proben für 6 bis 10 Stunden an die Anlage angeschlossen. Die Höhe der anfänglichen Atmungsrate ist nach Regressionsberechnungen von ANDERSON & DOMSCH proportional zum Biomassegehalt der Böden. Die Analysen wurden im Labor des Lehrstuhls für Ökologischen Landbau der TU München durchgeführt.

Für die Messung der β -Glucosidase nach Hoffmann & Dedeken (1965), modifiziert durch Tischer (unveröffentlicht) wurden 10 g luftgetrockneter und auf 2 mm gesiebter Boden in Weithals-Erlenmeyerkolben mit 1,5 ml Ethanol versetzt. Nach 15 Minuten werden jeweils 10 ml Salicin-Lösung (=50 mg Saligenin) und 20 ml Essigsäure-Natriumacetat-Puffer (pH 6,2) zugegeben. Die Gefäße werden verschlossen, die Substanzen gut vermischt und drei Stunden bei 37°C bebrütet. Anschließend wird der Kolbeninhalt jeweils filtriert und je 3 ml Filtrat in 50 ml-Messkolben mit 2 ml Borat-NaOH-Puffer (pH 9,6) sowie 0,5 ml 2-6-Dibromchinon-Chlorimid-Lösung als Farbreagens versetzt. Die Gefäße mit den gut vermischten Substanzen (Schütteln) werden nach 1 h mit Aqua dest. aufgefüllt. Die Messung des freigesetzten Saligenin als Indikator der β -Glucosidaseaktivität erfolgt anschließend photometrisch bei 578 nm in 2 cm-Küvetten gegen Wasser.

Die Katalasebestimmung erfolgte nach Beck (1971). Es handelt sich dabei um eine Gasvolumetrische Messung. Hier werden je 5 g luftgetrockneter Boden in vier in weithalsige 200 ml-Erlenmeyerkolben gegeben und mit 20 ml 0,2-molarer Phosphatpufferlösung auf pH 6,8 eingestellt. Zwei der vier Proben erhalten per Pipettierung zusätzlich je 2 ml 1-molare Natriumazidlösung. Der Inhalt der Gefäße wird jeweils gut vermischt und nach ½ h Wartezeit zur Messung verwendet. Für die eigentliche Analyse werden die Erlenmeyerkolben an die Scheibler-Apparatur zur Messung des Carbonatgehaltes von Bodenproben angeschlossen, die eine gasvolumetrische Messung erlaubt. Zu den Proben wird per Kippgefäß der Scheibler-Apparatur direkt zur Messung noch je 10 ml einer dreiprozentigen Wasserstoffsuperoxid-Lösung gegeben und die Proben nach Vermischen der Substanzen mit dem Magnetrührstab auf hoher Stufe bewegt. Nach drei Minuten erfolgt die Bestimmung der freigesetzten Gasmenge.

Beide Enzymaktivitäten wurden am Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ermittelt.

2.2.3 Datenerhebung

Von den Projektpartnern (Landwirten und Versuchsanstellern) wurden die für das Vorhaben relevanten Daten zu natürlichen Standortbedingungen und zur Bewirtschaftung der Praxis schläge und Versuche bereitgestellt. Falls Daten nicht verfügbar waren, wurden diese nach KTBL (2005) bzw. REPRO (HÜLSBERGEN 2003) ergänzt. Dies traf in mehreren Fällen z.B. für Erträge von Rotationsbrachen oder Ernte-Nebenprodukten zu.

2.2.4 Erfassung der Entwicklung der Humusgehalte in Praxisflächen und Versuchspartzellen

Die Erfassung der Entwicklung der Humusgehalte von Flächen wurde grundsätzlich anhand von Mess-Zeitreihen zur Veränderung von C_t bzw. C_{org} und/oder N_t in den Oberböden der einbezogenen Flächen durchgeführt. Entsprechende Daten waren allerdings nicht für alle Flächen verfügbar, die zeitliche Datendichte bei den einzelnen Betrieben/Versuchen zudem sehr unterschiedlich. Für die Auswertungen wurden verschiedene Ansätze gewählt, die jeweils in der speziellen Methodik der Betriebs- und Versuchsauswertungen beschrieben werden (vgl. Kap. 3.2 und 4.2).

2.2.5 Humus- und Stickstoffbilanzierung

Die Berechnung der Humusbilanzen erfolgte mit Hilfe des Programms REPRO flächen- bzw. parzellenweise nach den folgenden Ansätzen (in Klammern ist die jeweils in den Auswertungen verwendete Abkürzung angegeben):

- statische HE-Methode (**HES**) nach LEITHOLD et al. (1997),
- dynamische HE-Methode (**HED**) nach HÜLSBERGEN (2003),
- VDLUFA- Methode nach dem VDLUFA-Standpunkt zur Humusbilanzierung, getrennt berechnet unter Verwendung der unteren (**LUFA-U**) bzw. oberen (**LUFA-O**) Werte (VDLUFA 2004),
- mit den Koeffizienten im Rahmen der Cross Compliance Richtlinien (**CC**) nach (BStMLF & BStMUGV (2005)).

Auch die N-Bilanzen wurden flächen- bzw. parzellenbezogen mit REPRO (Standardmodus) berechnet (vgl. HÜLSBERGEN 2003).

Die in der Bilanz erfassten Zeiträume sind dabei insbesondere in den Dauerfeldversuchen aufgrund der unterschiedlichen Versuchsdauer und Datenverfügbarkeit nicht einheitlich (vgl. Kap. 4.2).

2.2.6 Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten umfasste

- Korrelationsanalysen zum Zusammenhang zwischen Humusdynamik, Standort- und Bewirtschaftungsparametern sowie zum Zusammenhang von Ergebnissen der Humus- und N-Bilanz mit Indikatoren der Humusdynamik,
- Multiple Regressionsanalysen zur Erklärung der Humusdynamik in den untersuchten Böden,
- varianzanalytische Auswertungen zur Absicherung unterschiedlicher Beeinflussung der Humusdynamik durch Standort und Bewirtschaftungssysteme bei den Dauerversuchen,
- nichtparametrische Statistik bei den Praxisflächen.

Hierzu wurde das Programm SPSS 15 verwendet.

3 Analyse der Humusreproduktion in ökologischen und konventionellen Praxisbetrieben (U. Hoyer)

3.1 Einleitung

Gemäß der Zielstellung des Forschungsprojektes wurde in ökologischen und konventionellen Praxisbetrieben bei möglichst vergleichbaren Standortbedingungen (Betriebs- und Flächenpaare) unter Verwendung verschiedener, sich ergänzender Mess- und Bilanzierungsmethoden, das Humusreproduktionsniveau bestimmt, um systembedingte Unterschiede zu erfassen.

Ausgangspunkt war die Hypothese, dass aufgrund der veränderten Bewirtschaftung im ökologischen Landbau gegenüber konventionellen Anbausystemen ein höheres Humusreproduktionsniveau erforderlich ist. Dies ist für das Regulationspotential (phytosanitäre Effekte, Nährstoffmobilisierung) und damit für die Ertragsbildung von essenzieller Bedeutung. Je weniger Mineraldünger angewendet wird, desto enger ist die Beziehung zwischen Humusgehalt und Ertrag (EMMERLING 1998, RUPPEL et al. 2007).

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Entnahme von Bodenproben in landwirtschaftlichen Praxisbetrieben

In den Jahren 2005 und 2006 wurden auf ausgewählten Flächen von 8 ökologischen und dazu angrenzenden konventionell bewirtschafteten Betrieben Testparzellen eingerichtet.

Bei der Auswahl der Betriebe wurde darauf geachtet ein breites Spektrum an Betriebstypen sowie unterschiedliche Klimaräume und Bodenarten zu berücksichtigen. Standortgrunddaten und wichtige Daten zur Bewirtschaftung sind in Tab. 3.1 und Tab. 3.2 zusammengefasst.

Tab. 3.1: Standortdaten der einbezogenen Praxisbetriebe.

Standort	Ort und Bundesland	\bar{x} Temperatur [°C]	\bar{x} Niederschlag [mm a ⁻¹]	Höhe [m ü. NN]	Bodenart	Ackerzahl
Betriebspaare konventionell – ökologisch						
B	Bad Saarow, Brandenburg	9,0	423	68	S, S/IS, SL	15-44
C	Wurzen, Sachsen	8,8	550	108	S/IS, SL, sL, L	38-75
W	Schwarzenbach am Wald, Bayern	5,9	900	636	L	23-24
S	Siegenburg, Bayern	7,1	720	422	S/IS, SL	34-58
P	Pfaffenhofen, Bayern	7,4	800	465	Is, SL	40-45
F	Freising, Bayern	7,8	800	446	sL, L, LT	41-61
A	Aichach, Bayern	7,5	770	478	Is, sL, SL, LT	39-56
Ö	Schwand, Oberösterreich	7,6	850	414	L, LT	61-64
Ökologische Versuchsbetriebe						
Seeben	Halle, Sachsen-Anhalt	9,1	475	134	sL, L	52-86
Wiesengut	Hennef, Nordrhein-Westfalen	9,5	750	65	Ls, sL, SL, L	20-70
Gladbacherhof	Villmar, Hessen	9,0	670	140-300	L	60-66

Tab. 3.2: Allgemeine Bewirtschaftungsdaten der ökologischen und konventionellen Vergleichsbetriebe und der ökologischen Betriebe für die Zeitreihenanalyse

Standort	System	Betriebstyp	Tierbesatz (GV ha ⁻¹)	Umstellung auf ökol. Landbau	Grund- boden- bearbeitung	Anteil Getreide (%)	Anteil Hackfrucht (%)	Anteil Futter- Leguminosen (%)	Anteil Körner- leguminosen (%)	Zwischen- frucht (%)
Betriebspaare konventionell-ökologisch										
B	Öko	Gemischtbetrieb	0,5	1928	Pflug	53,3	15,6	24,4	6,7	51,1
	Kon	Gemischtbetrieb	0,3		Pflug	70,0	12,5	7,5	10,0	2,5
C	Öko	Marktfrucht	0,1	1992	Pflug	60,7	0	28,6	10,7	14,3
	Kon	Gemischtbetrieb	1,1		Pflug	53,6	17,9	3,6	0	17,9
	Kon	Gemischtbetrieb	1,1		pfluglos	60,7	7,1	7,1	0	7,1
W	Öko	Gemischtbetrieb	0,4	1970	Pflug	15,7	0	14,3	1,4	8,6
	Kon	Gemischtbetrieb	0,9		Pflug	66,6	16,7	16,7	0	16,7
S	Öko	Gemischtbetrieb	0,5	1989	Pflug	48,3	20,0	26,7	5	70,0
	Kon	Marktfrucht	0,1		Pflug				0	
P	Öko	Marktfrucht	0	1989	Pflug	71,4	0	7,1	21,4	28,6
	Kon	Marktfrucht	0		Pflug	85,7	35,7	7,1	0	42,9
F	Öko	Gemischtbetrieb	0,5	1988	pfluglos	52,4	0	47,6	0	47,6
	Kon	Gemischtbetrieb	1,4		Pflug	57,1	35,7	7,1	0	39,3
	Kon	Marktfrucht	0		Pflug	71,4	7,1	21,4	0	14,3
A	Öko	Gemischtbetrieb	0,8	1982	Pflug	40,0	5,0	25,0	10,0	35,0
	Kon	Gemischtbetrieb	2,1		Pflug	87,5	12,5	0	0	12,5
	Kon	Gemischtbetrieb	2,6		Pflug	50,0	50,0	0	0	50,0
Ö	Öko	Gemischtbetrieb	1,2	1988	Pflug	66,7	0	16,7	16,7	26,7
	Kon	Gemischtbetrieb	1,6		Pflug	70,0	10,0	10,0	0	6,7
Ökologische Versuchsbetriebe										
Seeben	Öko	Marktfrucht	0,2	1994	Pflug	63	0	7	30	0
Wiesengut	Öko	Gemischtbetrieb	0,8	1990	Pflug	50	16,7	16,7	16,7	50
Gladbacherhof	Öko	Gemischtbetrieb	0,8	1990	Pflug	47,8	15,6	22,2	14,4	28,9

Gegenstand der Untersuchung ist die Analyse ökologischer und konventioneller Betriebe hinsichtlich der Humusgehalte in Beziehung zur langfristigen Bewirtschaftung (Fruchtfolge, organische und mineralische Düngung, Bodenbearbeitung, Erträge). Bei der Humusanalytik standen die Umsetzungsdynamik und die aktive organische Substanz im Mittelpunkt der Untersuchung.

Je Betrieb wurden 5 Beprobungspartellen der Größe 10 x 10 m (Abb. 3.1) angelegt, so dass pro Standort 10 Testflächen entstanden. Nur bei Standort W konnten aufgrund von Schwierigkeiten (Bodenheterogenität, ungeeignete Feldfrüchte) nur 3 Partellen angelegt werden. Die Flächen wurden mit GPS vermessen. Zusätzlich wurden die Eckpunkte mit in 60 cm Tiefe vergrabenen Magneten markiert. Jede Beprobungspartelle bestand aus 4 Partellen (Wiederholungen) mit einer Größe von 5 x 5 m. Die Wiederholungen dienten der statistischen Auswertung der Daten. Insgesamt wurden 127 Flächen untersucht.

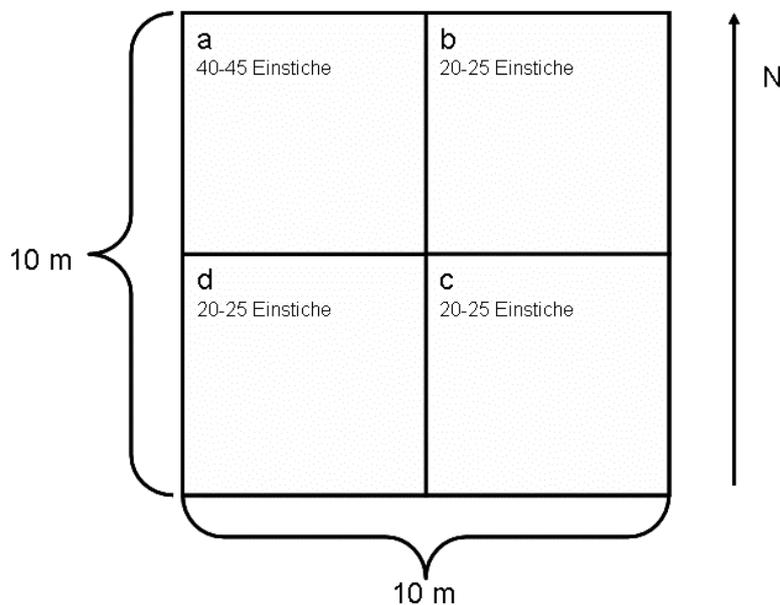


Abb. 3.1: Schema einer Probenahmepartelle auf den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben.

Bei den Flächenpaaren wurde darauf geachtet, dass sich die beiden Vergleichspartner (ökologisch und konventionell) bezüglich Bodenart, Fruchtart, Höhenposition, Hangneigung, etc. möglichst nicht unterscheiden.

Neben dem paarweisen Flächenvergleich ökologisch-konventionell wurden drei weitere Versuchsbetriebe ausgewählt, für die gute Aufzeichnungen über langjährige C_{org} - und N_T -Messwerte existierten. Dort waren schon Dauertestflächen eingerichtet, die im Rahmen des Projektes ebenfalls beprobt wurden (Tab. 3.1).

Die Beprobungen (2005 und 2006) erfolgten aus dem Oberboden bis 30 cm bei Pflugbearbeitung; bei pflugloser Bodenbearbeitung wurde der Oberboden unterteilt (0-10, 10-20, 20-30 cm). Für die Probenahme wurden Göttinger Bohrstöcke verwendet mit jeweils 20-45 Einstichen je Wiederholung als Mischprobe (Abb. 3.1). Das Beprobungsschema zur

Entnahme der Stechzylinder (ungestörte Bodenproben) war analog dem Beprobungsschema der gestörten Bodenproben.

In die Auswertungen konnten nicht alle beprobten Flächen einbezogen werden. Gründe dafür waren: Uneinheitlichkeiten in der Bodentextur bei den Flächenpaaren, fehlende Datenverfügbarkeit, betriebsuntypische Flächen, mangelnde Mitarbeit einiger Betriebsleiter. Damit mussten zwei vorgesehene konventionelle Vergleichsbetriebe sowie vier auf dem Gladbacherhof beprobte Flächen ausgeschlossen werden. Insgesamt wurden somit 111 Flächen in die Auswertung einbezogen. Zusätzlich wurden für die Überprüfung der Humusbilanzierungsmethoden die sächsischen Dauertestflächen des ökologischen Landbaus verwendet, deren Untersuchungsergebnisse freundlicherweise von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur Verfügung gestellt wurden.

3.2.2 Datenerfassung in den Praxisbetrieben und Berechnung der Humusbilanzen

An die beteiligten Landwirtschaftsbetriebe wurden für das Projekt entwickelte Datenerfassungsbögen verschickt, um alle für die Berechnung und Validierung der Humusbilanzen notwendigen Daten zu erfassen. Nach der Versendung von Datenerfassungsbögen wurden die Betriebe persönlich aufgesucht, um die Relevanz der Thematik zu verdeutlichen, das methodische Vorgehen zu erläutern und eventuelle Unklarheiten zu klären. Erfasst und überprüft wurden die angebauten Fruchtarten, Erträge, mineralische und organische Düngung sowie die Grundbodenbearbeitung. Zudem wurden von den Landwirten Daten zur allgemeinen Betriebs- und Standortcharakterisierung bereitgestellt. Ergänzend wurden die zuständigen Landwirtschaftsämter einbezogen. Die Bewirtschaftungsdaten wurden anschließend in das Modell REPRO (HÜLSBERGEN 2003) eingegeben. Die Berechnung der Humusbilanzierung erfolgte in REPRO simultan nach den vier in das Modell integrierten Ansätzen (vgl. Kap. 2.2.5).

3.2.3 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm SPSS 15.0 für Windows. Die in den Betrieben erhobenen Daten wurden auf Normalverteilung der Residuen und Varianzenhomogenität getestet. Da diese Bedingungen nicht erfüllt waren, wurden nichtparametrische Tests für die Auswertung verwendet. Zur Ermittlung der Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung wurde der Wilcoxon-Rangsummentest angewendet. Für die Prüfung einzelner Einflussgrößen auf die unterschiedlichen Humuspools wurden die Korrelationsanalyse und die multiple lineare Regression verwendet. Es wurde ein Signifikanzniveau von 5 % angesetzt.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Humusreproduktionsniveau ökologischer und konventioneller Flächen

3.3.1.1 Gesamthumusgehalt

Zunächst wurde mittels des Wilcoxon-Rangsummentest geprüft, ob bei den beprobten Flächen Unterschiede in der gesamten OBS zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung zu finden waren. Als Messgröße wurden hierfür der C_{org} - und der N_t -Gehalt sowie das C/N-Verhältnis verwendet. Zur besseren Übersicht wurden die Standorte nach der WMZ geordnet (Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Mittelwerte von WMZ, C_{org} , N_t und C/N-Verhältnis der beprobten Betriebspaare. Gleiche Buchstaben kennzeichnen gleiche Gruppenzugehörigkeit.

Standort	WMZ (d a ⁻¹)		C_{org} (%)		N_t (%)		C/N	
	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko
W	5	5	2,49	2,78	0,27	0,29	9,3	9,7
F	20	22	2,20	2,29	0,23	0,27	9,6	10,4
P	27	29	1,20	1,30	0,11	0,12	11,5	11,0
Ö	30	27	1,25	1,41	0,13	0,14	10,0	9,9
A	33	30	1,21	1,39	0,12	0,13	10,4	10,6
S	33	35	0,85	1,20	0,08	0,11	10,8	10,7
C	37	37	1,38	1,27	0,15	0,12	9,5	11,0
B	44	43	0,66	0,63	0,05	0,06	13,2	11,4
Mittel	29a	29a	1,36a	1,47a	0,14a	0,14a	10,6a	10,6a

Die Spannweite der Humusgehalte ist groß. Tendenziell wurden höhere C_{org} - und N_t -Gehalte auf den ökologischen Flächen gemessen. Die Unterschiede sind jedoch statistisch nicht signifikant. Im C/N-Verhältnis waren keine Unterschiede nachweisbar.

Nur auf Standort C liegen die C_{org} - und N_t -Gehalte des ökologischen Betriebes deutlich unter denen des konventionellen Betriebes. Der Ökobetrieb auf Standort C ist ein extensives Marktfruchtssystem (0,1 GV ha⁻¹), der konventionelle Vergleichsbetrieb hingegen hat umfangreiche Tierhaltung (1,1 GV ha⁻¹).

Es besteht ein enger Zusammenhang zwischen dem Feinanteil des Bodens und dem C_{org} -Gehalt (Abb. 3.2). Die Standortbedingungen (Feinanteil) haben einen größeren Einfluss auf die C_{org} -Gehalte als die Bewirtschaftung.

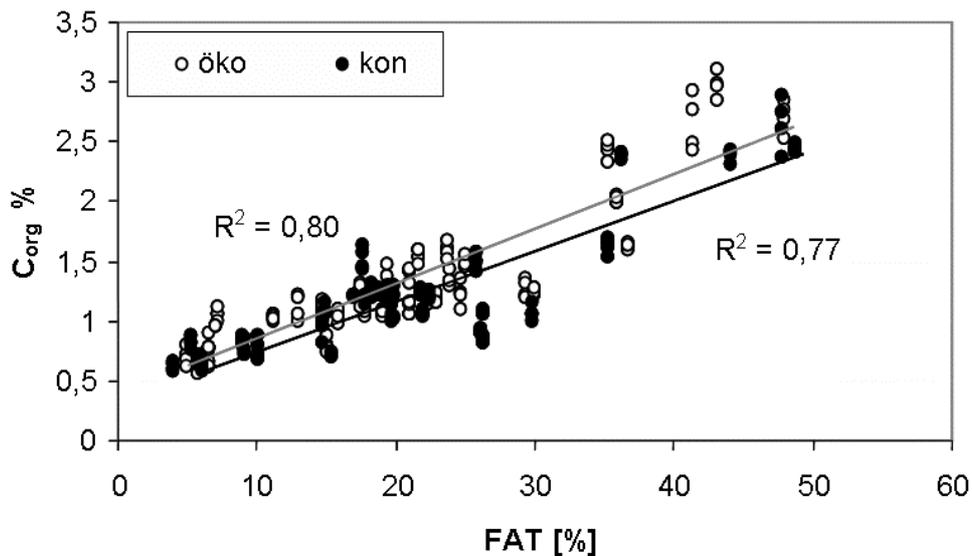


Abb. 3.2: Beziehung zwischen Feinanteil (FAT) und C_{org} . Graue Linie: Regressionsgeraden Öko, schwarze Linie: Regressionsgeraden Kon.

3.3.1.2 Umsetzbare OBS und bodenmikrobiologische Parameter

Auch bei den Messwerten zur umsetzbaren OBS und zu bodenmikrobiologischen Parametern (Tab. 3.4) zeigt sich eine starke Abhängigkeit von den Standortbedingungen.

Tab. 3.4: Mittelwerte von C_{hwl} , C_{mik} , β -Glucosidase und Katalase auf ökologischen und konventionellen Vergleichsflächen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen unterschiedliche Gruppenzugehörigkeit.

Standort	C_{hwl} [$mg\ kg^{-1}$]		C_{mik} [$\mu g\ g^{-1}$]		EA G [%]		EA K	
	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko
W	520	519	677	711	88	50	19,8	16,4
F	572	730	559	1055	77	122	18,2	28,3
P	299	340	335	520	63	83	10,1	10,4
Ö	337	373	437	559	57	67	10,3	11,1
A	315	343	471	661	76	102	10,9	15,4
S	249	370	295	508	49	87	8,4	13,0
C	404	355	362	322	83	75	8,9	9,8
B	241	244	231	329	39	41	6,2	5,4
Mittel	365a	404a	408a	578b	66a	80a	11,2a	13,6a

Die Unterschiede bei C_{hwl} , β -Glucosidase und Katalase zwischen ökologisch und konventionell konnten nicht statistisch abgesichert werden. Bei C_{mik} wurden signifikant höhere Werte auf den ökologischen Flächen ermittelt. Die Messgröße C_{mik} steigt ebenfalls mit zunehmendem Feinanteil (Abb. 3.3), jedoch sind die Beziehungen weniger eng als beim C_{org} . Das Bewirtschaftungssystem hat stärkeren Einfluss auf diese Kenngröße. Je höher der

Feinanteil, desto größer werden die Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung im C_{mik} -Gehalt.

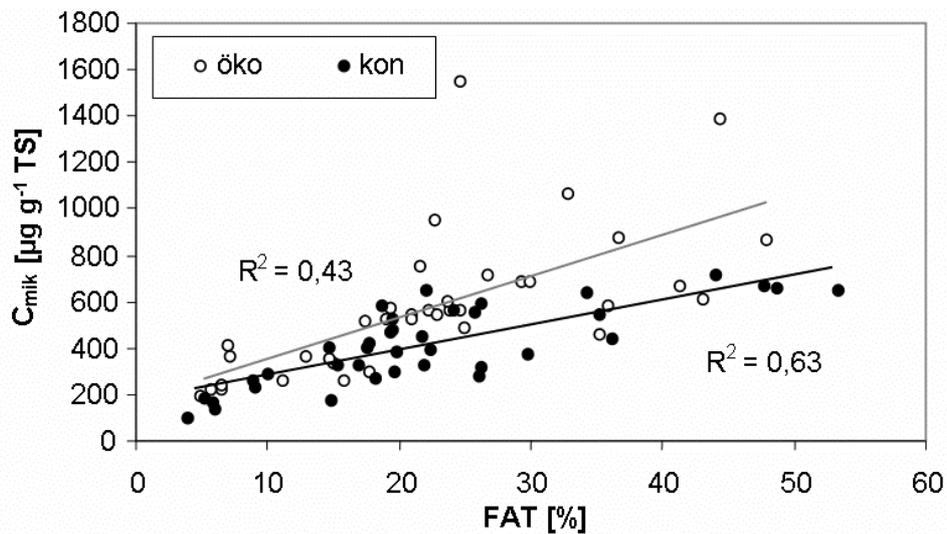


Abb. 3.3: Beziehung zwischen Feinanteil (FAT) und C_{mik} . Graue Linie: Regressionsgeraden Öko, schwarze Linie: Regressionsgeraden Kon.

3.3.1.3 Wirkungen und Beziehungen der Parameter untereinander

Um Beziehungen zwischen den Bodenparametern zu prüfen, wurden die gemessenen Daten einer Korrelationsanalyse unterzogen (Tab. 3.5).

Tab. 3.5: Beziehungen zwischen den Bodenparametern (Korrelationsmatrix).

	WMZ	C_{org}	N_t	C_{hwl}	C_{mik}	EA G	EA K	pH
FAT	-0,96*	0,87*	0,82*	0,62*	0,64*	0,31	0,59*	0,27
WMZ		-0,82*	-0,82*	-0,60*	-0,62*	-0,25	-0,59*	-0,20
C_{org}			0,97*	0,84*	0,74*	0,37*	0,73*	0,34*
N_t				0,92*	0,80*	0,45*	0,81*	0,42*
C_{hwl}					0,87*	0,62*	0,91*	0,56*
C_{mik}						0,71	0,91*	0,60*
EA G							0,78*	0,68*
EA K								0,61*

*signifikante Korrelation

C_{org} und N_t sind stark untereinander und mit den Standortparametern FAT und WMZ korreliert. Auch zu C_{hwl} , C_{mik} und der Katalase bestehen enge Beziehungen. C_{hwl} , C_{mik} und Katalase stehen in Beziehung zum pH-Wert und weisen engere Korrelationen zu WMZ und FAT auf als die β -Glucosidase. Diese korreliert enger mit dem pH-Wert. Daraus ist zu

ersehen, dass der Haupteinfluss auf Humusgehalte und Bodenbiologie durch den Standort – also Bodenart, Temperatur, Feuchte und pH-Wert – bestimmt wird. Dennoch gibt es auch einen bewirtschaftungsbedingten Effekt, der nicht zu vernachlässigen ist.

3.3.1.4 Beziehungen zwischen Bewirtschaftung und OBS

Bewirtschaftungsabhängig kam es zu unterschiedlichen Inputs an organischer Primärschubstanz (OPS) auf die Flächen. Diese wurden in C-, und N-Inputs aufgeteilt und weiter getrennt nach oberirdischen, unterirdischen und Dünger-Inputs (ohne Pflanzenreste).

Auf den ökologischen Flächen gibt es deutliche Unterschiede bei den Inputs auf den unterschiedlichen Standorten (Tab. 3.6). Die höchsten C-Inputs wurden auf Standort F berechnet, die höchsten N-Inputs auf Standort A. Die geringsten C- und N-Inputs wurden für Standort C ermittelt (Betrieb mit geringem Tierbesatz und extensiver Wirtschaftsweise, vgl. Tab. 3.2).

Tab. 3.6: Mittelwerte der mittleren langjährigen C- und N-Inputs (kg ha⁻¹a⁻¹) auf den ökologischen Flächen.

Standort	C-Inputs				N-Inputs				
	C-Input WD	C-Input oberird.	C-Input Wurzel	C-Input gesamt	N-Input WD	N-Input MD	N-Input oberird.	N-Input Wurzel	N-Input gesamt
W	1000	1052	5218	7270	70	0	46	47	163
F	1356	1077	8418	10850	96	0	52	67	215
P	0	2481	4035	6516	0	0	64	30	94
Ö	239	2668	3359	6266	48	0	81	32	160
A	7457	1901	7457	10104	72	0	82	62	216
S	638	1011	6405	8053	44	0	49	56	149
C	92	1521	4402	6014	7	0	12	45	64
B	860	867	5139	6866	58	0	34	41	132
Mittel	595	1616	5549	7760	48	0	53	47	148

C-Input WD: Berechnet aus allen eingebrachten Wirtschaftsdüngern (WD).

C-Input oberird.: Berechnet aus eingearbeitetem Stroh und Gründüngung.

Auf den konventionellen Flächen gibt es ebenfalls deutliche Unterschiede bei den Inputs bezüglich der Menge und der Herkunft, so dass ein sehr unterschiedliches Intensitätsniveau erfasst wurde mit N-Inputs zwischen 113 und 263 kg ha⁻¹a⁻¹ (Tab. 3.7). Die geringsten C- und N-Mengen wurden auf Standort B ausgebracht, entsprechend den relativ geringen Erträgen auf dem sehr trockenen sandigen Standort.

Tab. 3.7: Mittelwerte der mittleren langjährigen C- und N-Inputs (kg ha⁻¹a⁻¹) auf konventionellen Flächen.

Standort	C-Inputs				N-Inputs				
	C-Input WD	C-Input oberird.	C-Input Wurzel	C-Input gesamt	N-Input WD	N-Input MD	N-Input oberird.	N-Input Wurzel	N-Input gesamt
W	557	2102	2748	5406	153	97	32	18	203
F	394	1685	3113	5193	182	135	50	25	257
P	171	2425	2781	5377	116	95	33	18	167
Ö	462	1273	3117	4852	122	79	28	22	172
A	1007	1867	2752	5626	197	73	35	19	252
S	389	1089	3638	5115	181	140	47	35	263
C	502	1766	2830	5098	118	91	34	23	175
B	288	790	2532	3610	83	55	15	16	113
Mittel	459	1640	2892	4991	138	92	33	21	192

C-Input WD: Berechnet aus allen eingebrachten Wirtschaftsdüngern (WD).

C-Input oberird.: Berechnet aus eingearbeitetem Stroh und Gründüngung.

Die berechneten C-Inputs der Ökobetriebe sind zum Teil deutlich höher als die der konventionellen Vergleichsbetriebe. Insbesondere der Wurzel-C- und der Wurzel-N-Input sind auf höherem Niveau, vor allem aufgrund des Anbaus von mehrjährigem legumen Feldfutter. Bezüglich des Humusreproduktionsniveaus ist somit festzustellen, dass nicht nur die OBS-Gehalte der Öko-Flächen tendenziell über denen der konventionellen Flächen liegen, sondern dass auch höhere C-Inputs auftreten.

In Tab. 3.8 und 3.9 wurden Korrelationen zwischen C- und N-Inputs und Humusparametern getrennt für konventionell und ökologisch bewirtschaftete Flächen berechnet. Es zeigen sich hierbei deutliche Unterschiede zwischen den beiden Systemen. Bei den konventionellen Flächen bestehen engere Beziehungen zum oberirdischen C- und N-Input, während bei den ökologischen Flächen engere Beziehungen zur organischen Düngung sowie zum Wurzel-C-Input berechnet wurden.

Tab. 3.8: Beziehungen zwischen Inputs organischer Primärsubstanz und Humusparametern auf konventionellen Flächen.

	C-Input				N-Input			
	C-Input Dünger	C-Input oberird.	C-Input Wurzel	C-Input ges.	N-Input Dünger	N-Input oberird.	N-Input Wurzel	N-Input ges.
C _{org}	-0,04	0,47*	0,08	0,38*	0,30	0,49*	0,14	0,39*
N _t	-0,04	0,44*	0,12	0,39*	0,30	0,50*	0,19	0,40*
C _{hwil}	0,00	0,33	0,15	0,34*	0,42*	0,48*	0,15	0,49*
C _{mik}	0,24	0,37*	0,17	0,47*	0,54*	0,43*	0,05	0,57*
EA G	0,15	0,59*	0,15	0,59*	0,29	0,39*	0,15	0,36*
EA K	0,07	0,39*	0,13	0,40*	0,48*	0,46*	0,06	0,23*

signifikant

Tab. 3.9: Beziehungen zwischen den Inputs organischer Primärsubstanz und Humusparametern auf ökologischen Flächen.

	C-Input				N-Input			
	C-Input Dünger	C-Input oberird.	C-Input Wurzel	C-Input ges.	N-Input Dünger	N-Input oberird.	N-Input Wurzel	N-Input ges.
C _{org}	0,34*	-0,13	0,32	0,33*	0,34*	0,12	0,30	0,34*
N _t	0,38*	-0,16	0,40*	0,42*	0,38*	0,12	0,37*	0,39*
C _{hwil}	0,41*	-0,23	0,50*	0,50*	0,38*	0,04	0,45*	0,38*
C _{mik}	0,50*	-0,06	0,60*	0,66*	0,63*	0,38*	0,50*	0,52*
EA G	0,15	0,06	0,55*	0,58*	0,16	0,25	0,53*	0,35*
EA K	0,47*	-0,18	0,61*	0,63*	0,46*	0,18	0,56*	0,52*

signifikant

3.3.1.5 Erträge auf den ökologischen und konventionellen Flächen

Auf der Grundlage der langjährigen Ernteerträge (Frischmasse) wurden die Trockenmasseerträge im Mittel aller Fruchtarten für das Getreide und für die gesamten Biomasseaufwüchse berechnet (Tab. 3.10). Der Ertrag geernteter Biomasse unter ökologischer Bewirtschaftung war tendenziell niedriger, dies ließ sich statistisch jedoch nicht absichern. Dagegen waren die gesamten Biomasseaufwüchse, die Marktfruchterträge und die Getreideerträge unter ökologischer Bewirtschaftung signifikant niedriger.

Tab. 3.10: Getreideerträge, langjährige Durchschnittserträge und Biomasseaufwüchse der ökologischen und konventionellen Flächen. unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen unterschiedliche Gruppenzugehörigkeit.

Standort	Biomasseaufwuchs (dt TM ha ⁻¹ a ⁻¹)		Mittlerer Ertrag der geernteten Biomasse (dt TM ha ⁻¹ a ⁻¹)		Mittlerer Marktfruchtertrag (dt TM ha ⁻¹ a ⁻¹)		Getreideertrag (dt TM ha ⁻¹ a ⁻¹)	
	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko
W	86	63	53	41	48	29	55	23
F	128	100	101	77	55	29	60	35
P	79	65	40	36	29	16	52	31
Ö	99	94	68	43	56	45	62	55
A	125	124	73	82	50	26	61	43
S	81	91	53	67	59	47	35	35
C	94	40	60	26	54	23	49	29
B	52	47	31	30	40	38	28	14
Mittel	86a	63b	53a	41a	49a	32b	55a	23b

In Tab. 3.11 wurden unterschiedliche Einflussgrößen auf den marktfähigen Ertrag, aufgeteilt nach ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung, in einer Korrelationsmatrix zusammengestellt.

Tab. 3.11: Korrelation von Bodenparametern und Inputs mit dem durchschnittlichen Marktfruchtertrag (dt TM ha⁻¹a⁻¹) auf ökologischen und konventionellen Flächen.

	Bodenparameter						Inputs		
	C _{org}	N _t	C _{hwl}	C _{mik}	EA G	EA K	N-Input OD	N-Input MD	C-Input OD
kon	0,57*	0,60*	0,54*	0,69*	0,62*	0,52*	0,53*	0,33*	0,27
öko	0,15	0,13	0,10	0,19	0,39*	0,21	0,46*	-	0,10
Σ	0,23*	0,24*	0,16	0,04*	0,24*	0,15	0,36*	0,61*	-0,08

* signifikant

Auf den ökologischen Flächen korrelieren organische Düngung und die bodenbiologischen Parameter (C_{mik}, EA G und EA K) positiv mit dem Ertrag. Dagegen wurden zwischen C_{org} bzw. N_t und dem Ertrag keine engen Beziehungen berechnet.

Unter konventioneller Bewirtschaftung ist vor allem der Mineraldünger-Input positiv mit dem Ertrag korreliert. Zudem korrelieren die gemessenen Humusparameter auf den konventionellen Flächen enger mit dem Ertrag als auf den ökologischen Flächen.

3.3.1.6 Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen

Von allen beprobten Flächen wurden die Humusbilanzen nach folgenden Methoden berechnet: HE dynamisch, HE statisch, VDLUFA Untere Werte, VDLUFA Obere Werte, Cross Compliance (CC). Da auch bei den Bilanzsalden die Voraussetzung der Varianzgleichheit nicht erfüllt war, wurden nichtparametrische Tests für die statistische Auswertung angewendet.

Tab. 3.12: Mittelwerte der Humus- und Stickstoffbilanzsalden, berechnet nach verschiedenen Methoden, aufgeteilt nach ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen unterschiedliche Gruppenzugehörigkeit.

	HED		HES		LUFA-N		LUFA-O		CC		N-Bilanz	
	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko
W	-41	342	64	331	265	489	268	465	342	489	95	63
F	-202	875	-123	1029	76	952	-4	1058	115	952	77	60
P	-113	114	2	237	208	403	240	487	308	498	82	54
Ö	116	99	195	277	233	280	172	328	267	340	64	52
A	-170	292	35	560	259	566	189	612	309	575	82	54
S	-12	104	-249	248	-65	355	-186	367	-64	355	142	8
C	-96	-91	-82	-5	104	167	45	171	154	196	45	20
B	-118	245	-121	303	-35	286	-103	286	-18	286	56	38
Mittel	-85a	246b	-26a	378b	135a	436b	85a	475b	183a	463b	67a	40b

Bei der HE-Methode wurden für die konventionellen Betriebe die Bilanzkoeffizienten für den konventionellen Landbau verwendet, für die ökologischen Betriebe die für den ökologischen Landbau entwickelten Koeffizienten (LEITHOLD et al. 1997).

Zwischen den beiden Bewirtschaftungssystemen ergaben sich statistisch signifikante Unterschiede der Bilanzsalden bei allen Bilanzierungsmethoden. Mit der dynamischen HE-Methode wurden insgesamt die niedrigsten Humusbilanzsalden berechnet, die bei den konventionellen Flächen (mit Ausnahme eines Standortes) in den negativen Bereich gehen. Die statische HE-Methode (HES) wies bei vielen konventionellen Flächen ebenfalls negative Werte aus, bei den ökologischen deutlich positive. Die VDLUFA-Methoden und die Methode nach CC ergeben deutlich höhere Salden als die HE-Methoden. Dies ist bei den ökologischen Flächen noch stärker ausgeprägt. Besonders an Standort F werden für den ökologischen Betrieb extrem hohe Salden mit allen Methoden ausgewiesen. Auf diesem Betrieb werden bei einer 7-feldrigen Fruchtfolge 43 % Luzerne-Klee gras mit 57 % Untersaaten und Zwischenfrüchten angebaut sowie ein hoher Anteil an Rinder-Mistkompost ausgebracht. Dies wird mit den entsprechenden Bilanzkoeffizienten sehr hoch bewertet.

Die ökologischen Flächen weisen trotz höherer Humusbilanzsalden im Mittel geringere Stickstoffbilanzsalden als die konventionellen Vergleichsflächen auf. Die flächenbezogenen N-Bilanzsalden sind Indikatoren für das Verlustpotential an reaktiven N-Verbindungen (NO₃,

NH_3 , N_2O ,...). Für den gewählten Bilanzansatz wurde ein Optimalbereich von 0 bis 50 kg N $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ abgeleitet (HÜLSBERGEN et al. 2007).

Die Bilanzsalden wurden, getrennt nach konventionellen und ökologischen Flächen nach dem VDLUFA-Bewertungsschema in Bewertungsklassen eingeteilt.

Die verschiedenen Bilanzmethoden führen zu sehr unterschiedlichen Bewertungen der konventionellen Flächennutzung (Tab. 3.13):

- Methode HED: Fast 50 % der Flächen sind in Klasse B eingestuft; nur 5 % der Flächen weisen eine positive Humusbilanz (Klasse E) auf; 16 % der Flächen sind als extrem unterversorgt bewertet. Nach diesem Bilanzansatz müsste, um das Optimum (Klasse C) zu erreichen, das Humusreproduktionsniveau deutlich erhöht werden (z.B. durch höhere OPS-Zufuhr).
- Methode HES: Die Klasse C ist am stärksten besetzt; gegenüber der Methode HED sind die Bilanzsalden höher und die Bewertung verschiebt sich etwas in Richtung höherer Bewertungsklassen (19 % der Flächen in Klassen D und E = überversorgt); 43 % in Klassen A und B = unterversorgt).
- Methode VDLUFA U: Die Flächen werden überwiegend als überversorgt eingestuft (57 % in Klasse D und E); um das Optimum der Humusversorgung zu erreichen, müsste auf diesen Flächen eine geringere OPS-Zufuhr angestrebt werden (z.B. Ernte von Stroh).
- Methode VDLUFA O: Die Bewertung nach dieser Methode unterscheidet sich nur wenig von der Methode VDLUFA U, allerdings sind auch extrem unterversorgte Flächen (10 % in Klasse A) ausgewiesen.
- Methode CC: Diese Methode weist die höchste Humusüberversorgung auf.

Das bedeutet, dass die geprüften Methoden zu völlig unterschiedlichen Aussagen (und in der Konsequenz zu unterschiedlichen Empfehlungen) kommen: Nach den HE-Methoden besteht höherer Humusbedarf. Einige Flächen sind so stark unterversorgt, dass langfristig eine negative Beeinflussung von Bodenfunktionen und der Ertragsbildung zu erwarten sind.

Nach VDLUFA und CC-Methoden würden erhebliche Flächenanteile als überversorgt (und damit umweltgefährdend aufgrund hoher N-Verlustpotentiale) eingestuft. Von diesen Flächen könnten nach dieser Einschätzung zusätzlich organische Substanzen geerntet werden (z.B. Stroh für eine energetische Verwertung).

Tab. 3.13: Prozentanteile der Bilanzsalden in den VDLUFA-Bewertungsklassen bei den konventionellen Flächen.

	Klasse A	Klasse B	Klasse C	Klasse D	Klasse E
HED	16,2	48,6	29,7	0	5,4
HES	13,5	29,7	37,8	13,5	5,4
VDLUFA U	0	13,5	29,7	45,9	10,8
VDLUFA O	10,8	16,2	24,3	37,8	10,8
CC	0	13,5	24,3	35,1	27,0

Bei den ökologischen Flächen befindet sich bei Anwendung der VDLUFA-Methoden und der CC-Methode der Hauptteil der Salden in Klasse E (Tab. 3.14). Nur 5 % der Fälle fallen in Klasse C und 0 % in Klasse B und A. Mit den HE-Methoden wurde auch ein Großteil der Salden in Klasse D und E eingeteilt, in Klasse A und B finden sich noch 2,7 % der Fälle und in Klasse C ca. ein Drittel der Fälle.

Tab. 3.14: Prozentanteile der Bilanzsalden in den VDLUFA-Bewertungsklassen bei den ökologischen Flächen.

	Klasse A	Klasse B	Klasse C	Klasse D	Klasse E
HED	2,7	2,7	27,0	37,8	29,7
HES	2,7	2,7	16,2	13,5	64,9
VDLUFA U	0	0	5,4	35,1	59,5
VDLUFA O	0	0	5,4	21,6	73,0
CC	0	0	5,4	18,9	75,7

Es ergibt sich somit eine deutliche Abstufung der Salden zwischen den einzelnen Bilanzierungsmethoden. Während bei der ertragsabhängigen dynamischen HE-Methode ein Teil der ökologischen Flächen in Klasse A und B liegen, findet sich bei den VDLUFA- und der CC-Methode keine Fläche in Klasse A oder B und nur ein Bruchteil in Klasse C. Selbst bei den konventionellen Flächen befindet sich der Hauptteil der Salden in Klasse C bis E.

Die mit den Humusbilanzmethoden, insbesondere der VDLUFA- und CC-Methode, ausgewiesene, zum Teil extreme Humusübersversorgung erscheint unter Berücksichtigung der vorliegenden Humus-Messwerte (Tab. 3.3 und 3.4), der betrieblichen Strukturkennziffern (Tab. 3.2) sowie der berechneten C-Inputs (Tab. 3.6 und 3.7) wenig plausibel. So beträgt der Tierbesatz in den ökologischen Betrieben 0 bis 1,2 GV ha⁻¹, der Futterleguminosen-Anteil 7,1 bis 28,6 % (mit Ausnahme des Betriebes F). Dies entspricht einer mittleren Bewirtschaftung in Marktfrucht- und Gemischtbetrieben des ökologischen Landbaus; extreme, nicht tolerierbare Humusanreicherungen sind unter diesen Bedingungen nicht zu erwarten. Einem Großteil der ökologischen Flächen würde jedoch nach der VDLUFA-Gehaltsklasseneinteilung eine Umweltgefährdung aufgrund hohen Stickstoffverlustrisikos attestiert. Dies ist jedoch nicht gegeben, da die N-Bilanzsalden unter ökologischer

Bewirtschaftung überwiegend gering und zudem deutlich niedriger als unter konventioneller Bewirtschaftung sind (Tab. 3.12). Daraus ist zu schlussfolgern, dass eine Anpassungsbedarf der Humusbilanzmethoden für ökologische Bewirtschaftungssysteme besteht. Die von LEITHOLD et al. (2007) auf der Grundlage von Humusbilanzergebnissen (vgl. Tab. 1.4) getroffene Aussage, dass die für konventionelle Betriebe abgeleiteten Humusbilanzmethoden nicht ohne Anpassung auf die Betriebe des ökologischen Landbaus übertragbar sind, wurde anhand der Untersuchungsergebnisse bestätigt.

3.3.1.7 Beziehungen zwischen Humusbilanzsalden und Messwerten

Um Zusammenhänge zwischen den Bilanzsalden und den gemessenen Bodeneigenschaften aufzuklären, wurden Korrelationen gerechnet (Tab. 3.15).

Tab. 3.15: Beziehungen zwischen Bilanzsalden und gemessenen Bodeneigenschaften (Korrelationskoeffizienten).

	C_{org}	N_t	C_{hwl}	C_{mik}	EA G	EA K
HED	0,24*	0,29*	0,38*	0,64*	0,30*	0,48*
HES	0,25*	0,29*	0,38*	0,70*	0,41*	0,51*
VDLUFA U	0,35*	0,38*	0,43*	0,73*	0,47*	0,57*
VDLUFAO	0,33*	0,35*	0,40*	0,71*	0,47*	0,53*
CC	0,37*	0,39*	0,43*	0,72*	0,48*	0,59*

*signifikant

Die höchsten Korrelationskoeffizienten wurden jeweils für die Beziehungen zwischen C_{mik} und den Bilanzsalden ausgewiesen. Auch zur Katalaseaktivität bestehen relativ enge Korrelationen. Hingegen korrelieren C_{org} und N_t nur schwach mit den Salden. Da die Humusbilanzsalden nicht absolute Humusgehalte, sondern Veränderung der Humusgehalte über einen Zeitraum indizieren, sind auch keine engen Korrelationen zu C_{org} oder N_t zu erwarten. Die absoluten C_{org} und N_t -Gehalte sind in erster Linie von den Standortbedingungen, z.B. der Bodentextur (Abb. 3.2) bzw. der wirksamen Mineralisierungszeit (Tab. 3.3), weniger von der Bewirtschaftung geprägt.

Da die Bodenmikrobiologie und die umsetzbare OBS schneller auf Bewirtschaftungsänderungen reagieren, ist die Korrelation der Bilanzsalden mit diesen Messgrößen enger bzw. zu C_{mik} sehr eng. Humusbilanzsalden sind daher eher Indikatoren für bewirtschaftungsbedingte, kurz- und mittelfristige Veränderungen des Humusumsatzes, weniger jedoch für absolute Humusgehalte in Böden bzw. Humusgehaltsänderungen.

Zu den CC-Bilanzsalden werden geringfügig höhere Korrelationskoeffizienten als zu den HE-Bilanzsalden ausgewiesen. Das könnte daran liegen, dass in der HE-Methode einzelne Bilanzparameter über- oder unterschätzt werden. So gibt es Hinweise darauf, dass der Klee-grasanbau, der im ökologischen Landbau bedeutende Anbauflächen einnimmt, mit zu hohen Koeffizienten bewertet wird. Die derzeit in der HE-Methode verwendeten Koeffizienten

(HÜLSBERGEN 2003) wurden in Feldexperimenten auf mitteldeutschen Lößstandorten bei sehr hohem Ertragsniveau (bis $15 \text{ t TM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) abgeleitet. In der CC-Methode und in den VDLUFA-Methoden werden niedrigere Koeffizienten für Kleegras, die auf mehreren unterschiedlichen Standorten ermittelt worden sind, verwendet. Insgesamt sind jedoch die Korrelationskoeffizienten zwischen Messwerten und Bilanzsalden bei den unterschiedlichen Bilanzierungsmethoden sehr ähnlich. Daraus kann geschlossen werden, dass bei allen geprüften Methoden Beziehungen zwischen Humusbilanzsalden und der realen Humusversorgung (Humusgehalte und Humusumsatz) von Böden bestehen.

3.3.2 Analyse der Humusdynamik anhand langjähriger Humusmessreihen

Im Folgenden werden die Auswirkungen nach Umstellung auf ökologischen Landbau auf die langjährige Entwicklung der C_{org} - und N_{t} -Gehalte an den 2 Praxisbetrieben, Seeben und Wiesengut, dargestellt.

3.3.2.1 Seeben

Auf dem nördlich von Halle/Saale im mitteldeutschen Trocken-Lößgebiet gelegenen Betrieb Seeben wurden im Jahr 1994 zum Zeitpunkt der Umstellung auf ökologischen Landbau insgesamt 24 Testflächen (nach dem Schema in Abb. 3.1) eingerichtet, davon 20 auf Ackerflächen und 4 auf Grünland (CHUDY 2000). Vor der Betriebsumstellung war auf den Testflächen 1-6, 9, 12, 16-18 und 21 Intensiv-Obstbau; die Flächen 7, 8, 10, 11, 13-15 und 19-20 wurden ackerbaulich genutzt (HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK 2000). Es wurde somit ein großes Spektrum an Böden und Nutzungssystemen erfasst. Aus Untersuchungen in einem langjährigen Forschungsprojekt (HÜLSBERGEN 2003) standen Messwerte für den Zeitraum 1994 bis 2000 sowie Rücklagen von Bodenproben zur erneuten Analyse zur Verfügung. Ergänzend wurden innerhalb des Projektes im Jahr 2005 von allen Testflächen auf Ackerland Proben gezogen und mit den gleichen Labormethoden untersucht.

Damit stand ein umfangreicher Daten-Pool zur Verfügung, um die Frage zu untersuchen, wie sich Humusgehalte über längere Zeiträume nach Umstellung auf ökologischen Landbau entwickeln. Die Besonderheit bei diesem Betriebssystem ist, dass nach der Umstellung auf ökologischen Landbau die Rinderhaltung abgeschafft (dies war zum Zeitpunkt der Betriebsumstellung aber durchaus praxistypisch in der Untersuchungsregion) und durch ein Marktfruchtensystem mit extensiver Schafhaltung ($0,2 \text{ GV ha}^{-1}$) ersetzt wurde. Damit entfiel die Rückführung von OPS in Form von Rinder-Stallmist.

Ausgewertet wurden C_{org} -, N_{t} - und C_{mik} -Gehalte, ihre Veränderung über die Zeit und Einflüsse unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen. Hinsichtlich der zeitlichen Dynamik wurden C_{org} , N_{t} und C_{mik} getrennt ausgewertet. Bei C_{org} und N_{t} konnte auf den meisten Parzellen ein leichter Rückgang von 1994 bis 2005 festgestellt werden, der auch statistisch signifikant war (Tab. 3.18). Lediglich auf den Flächen 12, 17, 11 und 20 war der Unterschied bei C_{org} über die Zeit nicht signifikant. Nur auf zwei Flächen 2 und 19 wurde ein leichter Anstieg von C_{org} festgestellt. Bei N_{t} war die zeitliche Entwicklung auf den Flächen 12,

17, 18, 8, 11, 13, 14, 19 und 20 nicht signifikant. Es kam zu einer tendenziellen Ausweitung des C/N-Verhältnisses, diese war auf den ehemaligen Obstflächen 1, 3, 5, 17 und 21 signifikant.

Für C_{mik} schien es nicht sinnvoll, eine Auswertung über die Zeit zu rechnen, da dieser Parameter äußerst empfindlich auf viele Einflüsse wie Fruchtart, Temperatur, Feuchte und pH-Wert reagiert. Es wurden nur die Mittelwerte über den gesamten Zeitraum berechnet und ausgewertet.

Um die Einflüsse von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Humusgehalte abschätzen zu können, ist es zunächst wichtig, den Einfluss des Standortes zu klären. Daher wurden Korrelationen zwischen C_{org} , N_t , C_{mik} und unterschiedlichen, den Standort charakterisierenden Parametern gerechnet. In Tab. 3.16 wurde dies mit den Mittelwerten der langjährigen Messungen durchgeführt, in Tab. 3.17 mit den Messwerten aus dem Jahr 2005. Der Feinanteil und die WMZ hatten keinen Einfluss auf C_{org} und N_t , auch die Beziehung zum Tonanteil ist nur gering. Im Gegensatz zum vorherigen Kapitel beziehen sich die Untersuchungen hier nur auf einen Betrieb und nicht auf unterschiedliche Boden- bzw. Klimaräume. Daraus lässt sich schließen, dass die in Abb. 3.2 und 3.3 dargestellte Abhängigkeit der Humusgehalte von den Standortparametern FAT und WMZ nicht immer gegeben ist, zumindest bei betrieblichen Analysen. Eine Ursache kann darin bestehen, dass innerhalb eines Betriebsterritoriums und der betrieblichen Flächen die Variation von FAT und WMZ zu gering ist.

Tab. 3.16: Beziehungen zwischen langjährigen Humusparametern (Mittelwerte der Jahre 1994 bis 2005) und ausgewählten Standortparametern (Korrelationsmatrix).

	N_t	C_{mik}	Ton	Schluff	Sand	FAT	WMZ	pH
C_{org}	0,95*	0,49*	0,30	-0,71*	0,63*	0,15	-0,15	-0,19
N_t	-	0,44*	0,46*	-0,58*	0,45	0,32	-0,32	-0,25
C_{mik}	-	-	0,47*	-0,41	0,36	0,33	-0,33	0,64*

signifikant

Tab. 3.17: Beziehungen zwischen ausgewählten Humusmerkmalen und Standortparametern im Jahr 2005 (Korrelationsmatrix).

	N_t	C_{mik}	C_{hwl}	Ton	Schluff	Sand	FAT	WMZ	pH
C_{org}	0,91*	0,31	0,59*	0,17	-0,68*	0,65*	0,04	-0,04	-0,04
N_t	-	0,33	0,76*	0,40	-0,62*	0,51*	0,28	-0,28	0,21
C_{mik}	-	-	0,12	0,57*	-0,12	0,08	0,47*	-0,47*	0,57*
C_{hwl}	-	-	-	0,31	-0,43*	0,35	0,25	-0,25	-0,54*

* signifikant

Von allen Flächen wurden Humusbilanzen nach den unterschiedlichen Methoden sowie N-Bilanzen berechnet (Tab. 3.18). Mit der dynamischen HE-Methode wurden außer bei den Flächen 19 und 20 negative Bilanzsalden berechnet. Die C_{org} - und N_t -Gehalte sanken von 1994 bis 2005, dargestellt anhand der mittels Regressionsanalyse berechneten Differenzen

(Wert 2005 abzüglich Wert 1994). Die N-Bilanzen sind außer für die Flächen 19 und 20 ebenfalls negativ. Mit den VDLUFA-Methoden und der CC-Methode hingegen wurden durchweg positive Bilanzsalden ermittelt. Der Bedarf der Humuszehrer wird mit den VDLUFA-Methoden und der CC-Methode in diesem Fall als sehr gering eingeschätzt. Nur die HE-Methode war in der Lage die rückläufigen Humusgehalte nachzuvollziehen.

Tab. 3.18: Humus- und N-Bilanzsalden sowie anhand von Regressionsanalysen berechnete C_{org} - und N_t -Differenzen zwischen 2005 und 1994.

Flächen-nr.	HED (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	HES (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	VDLUFA Untere (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	VDLUFA Obere (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	CC (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	N-Bilanz (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	ΔC_{org} (%)	ΔN_t (%)
1	-103	-108	95	66	136	9	-0,1398	-0,0231
2	-106	-4	93	82	117	9	-0,0905	-0,0158
3	-63	17	118	80	142	9	-0,1900	-0,0271
4	-211	-133	30	12	65	-18	-0,2077	-0,0198
5	-219	-88	63	62	107	-19	-0,2731	-0,0311
6	-193	-70	82	88	130	-17	-0,1860	-0,0256
9	0	0	212	242	247	1	-0,1499	-0,0146
12	-58	14	194	215	240	-17	-0,1415	-0,0083
16	-201	-122	102	102	145	-4	-0,3366	-0,0296
17	-102	72	319	304	354	-21	0,0150	-0,0112
18	-122	-67	162	175	220	-4	-0,1138	-0,0121
21	-14	226	397	460	448	-14	0,0811	-0,0601
7	-132	-66	144	146	186	-21	-0,1613	-0,0158
8	-186	-235	27	-16	74	-18	-0,1212	-0,0085
10	-201	-246	40	-11	68	-23	-0,2143	-0,0209
11	62	-23	214	216	246	-28	-0,2957	-0,0138
13	-132	-73	126	127	169	1	-0,1548	-0,0100
14	-96	21	171	178	207	-6	-0,2091	-0,0162
15	-88	-4	172	164	213	-7	-0,3546	-0,0314
19	83	377	345	439	345	37	0,1254	0,0023
20	184,3	312,8	355,8	414,5	372,0	42,37	0,1322	0,0279

Zwischen den berechneten Humusbilanzsalden und den Regressionskoeffizienten der C_{org} - und N_t -Messreihen wurden Korrelationsanalysen durchgeführt (Tab. 3.19). Die C_{org} -Messwerte korrelieren dabei besser mit den Bilanzsalden als die N_t -Messwerte. Die höchsten Korrelationen fanden sich zwischen den Regressionskoeffizienten von C_{mik} und den Bilanzsalden. Zwischen den unterschiedlichen Humusbilanzierungsmethoden waren die Unterschiede in den Korrelationen nur gering.

Tab. 3.19: Korrelationsmatrix zwischen Steigungskoeffizienten der Regressionsgeraden unterschiedlicher Humusparameter und unterschiedlichen Humusbilanzsalden.

	ΔN_t	ΔC_{mik}	HED	HES	LUFA-U	LUFA-O	CC
ΔC_{org}	0,48*	0,67*	0,44*	0,51*	0,41	0,44*	0,46*
ΔN_t	-	0,07	0,41	0,34	0,33	0,35	0,34
ΔC_{mik}		-	0,41	0,46	0,32	0,35	0,36
HED			-	0,83*	0,86*	0,80	0,82*
HES				-	0,86*	0,84*	0,82*
LUFA-U					-	0,98*	0,99*
LUFA-O						-	0,98*

signifikant

3.3.2.2 Wiesengut

Auch auf dem bei Hennef gelegenen Wiesengut wurden mit der Umstellung auf ökologischen Landbau 1990 insgesamt 24 Testflächen angelegt. Da die Bodenverhältnisse sehr heterogen sind, wurden pro Schlag 4 Testflächen eingerichtet, davon jeweils 2 auf tiefgründigen Standorten und 2 auf flachgründigen Standorten. In den Jahren 2005 und 2006 wurden im Rahmen des Projektes jeweils eine flachgründige und eine tiefgründige Testparzelle beprobt und ausgewertet.

Bei Auswertung der linearen Regressionsanalysen konnte bei allen der zwölf Testflächen ein Anstieg des C_{org} -Gehaltes festgestellt werden, bei fünf Flächen war er statistisch signifikant. Bei N_t war der Anstieg bei einer Fläche signifikant. Bei fünf der Testflächen kam es zu einem tendenziellen Rückgang von N_t .

Von den langjährigen C_{org} - und N_t -Messreihen wurden Mittelwerte gebildet und mit ausgewählten Bodenparametern in Beziehung gesetzt (Tab. 3.20). Zum Vergleich wurden nur die C_{org} - und N_t -Werte des Jahres 2006 mit den Bodenparametern korreliert (Tab. 3.21). Die langjährigen Mittelwerte von C_{org} korrelieren sehr gut mit der WMZ und mit dem FAT. Auch hier haben also die Bodencharakteristika einen Haupteinfluss auf die Humusgehalte.

Tab. 3.20: Beziehungen zwischen langjährigen Humusmerkmalen (Mittelwerte der Jahre 1990 bis 2006) und ausgewählten Standortparametern.

	N _t	Ton	Schluff	Sand	FAT	WMZ	pH
C _{org}	0,41	0,75 [*]	0,39	-0,50	0,75 [*]	-0,79 [*]	0,08
N _t	-	0,24	0,07	-0,12	0,29	-0,29	0,10

signifikant

Bei Betrachtung der Werte aus 2006 ist eine gute Korrelation sowohl von C_{org} und N_t, als auch C_{hwl} und C_{mik} zu FAT und WMZ festzustellen. C_{mik} wird ebenfalls vom pH-Wert beeinflusst. Es bestehen Zusammenhänge zwischen C_{org}, N_t, C_{mik} und C_{hwl}.

Das heißt, je höher die Humusgehalte, desto höher ist auch die mikrobielle Aktivität und desto mehr umsetzbare OBS ist vorhanden.

Tab. 3.21: Beziehungen zwischen ausgewählten Standortparametern und Kenngrößen der OBS des Jahres 2006.

	N _t	C _{mik}	C _{hwl}	Ton	Schluff	Sand	FAT	WMZ	pH
C _{org}	0,97 [*]	0,51	0,76 [*]	0,56 [*]	0,43	-0,56	0,87 [*]	-0,89 [*]	0,21
N _t	-	0,47	0,69 [*]	0,91 [*]	0,47	-0,61 [*]	0,91 [*]	-0,93 [*]	0,27
C _{mik}	-	-	0,18	0,55	0,51	-0,55	0,55	-0,53	0,41
C _{hwl}	-	-	-	0,62 [*]	0,20	-0,32	0,60 [*]	-0,63 [*]	-0,14

signifikant

Die Humusbilanzsalden aller Methoden weisen stark positive Werte auf. Zwischen den einzelnen Methoden gibt es dabei kaum Unterschiede, nur die statische HE-Methode (HES) weist bei allen Flächen die geringsten Werte auf (Tab. 3.22).

Tab. 3.22: Humusbilanzsalden nach unterschiedlichen Methoden auf den Testflächen des Wiesenguts sowie anhand von Regressionsanalysen berechnete Differenzen der Zeitreihen.

Flächen- nr.	HED (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	HES (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	LUFA U (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	LUFA O (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	CC (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	N-Bilanz (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	ΔC_{org} (%)	ΔN_t (%)
13	118	134	284	273	284	-19	0,0273	-0,0091
14	113	134	284	273	284	-6	0,0350	-0,0049
23	312	210	444	404	444	40	0,0443	-0,0050
24	321	279	444	404	444	46	0,0853	0,0018
31	140	141	396	363	396	21	0,1196	0,0060
32	267	128	396	363	396	26	0,0544	0,1896
41	411,80	225	378	351	378	-21	0,0442	-0,0046
42	402	220	378	351	378	-14	0,0303	-0,0056
51	85	-25	332	246	332	55	0,1619	0,0139
52	176	-21	332	246	332	61	0,0350	0,0061
61	168	187	287	269	287	16	0,1363	0,0093
62	232	204	287	268	287	9	0,1011	0,0051

Zwischen den Kenngrößen zur Veränderung von C_{org} und N_t über die Zeit und den Humusbilanzsalden wurden Korrelationen berechnet. Die einzelnen Humusbilanzen untereinander weisen dabei sehr gute Korrelationen auf. Weder zu den Regressionskoeffizienten der Zeitreihen noch zu den berechneten C_{org} -Differenzen wurden gute Korrelationen gefunden (Tab. 3.23).

Tab. 3.23: Korrelationsmatrix zwischen Humusbilanzsalden und Regressionskoeffizienten sowie berechneten Differenzen der End- und Anfangswerte.

	ΔN_t	ΔC_{org}	ΔN_t	HED	HES	LUFA-U	LUFA-O	CC
ΔC_{org}	-0,06	0,95*	-0,07	-0,39	-0,09	-0,18	-0,23	-0,18
ΔN_t		-0,00	1*	0,04	-0,15	0,20	0,18	0,20
ΔC_{org}			-0,01	-0,41	-0,19	-0,11	-0,22	-0,11
ΔN_t				0,05	-0,14	0,20	0,18	0,20
HED					0,68*	0,61*	0,69*	0,61*
HES						0,37	0,67*	0,37
LUFA-U							0,91*	1*
LUFA-O								0,91*

signifikant

3.3.3 Vergleich von C_{org} -Messwerten mit Richtwerten

Von KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) wurden Richtwerte zu Optimalgehalten von OBS erarbeitet. Ziel war es, die im Boden gemessenen C_{org} und C_{hwf} -Werte einordnen und

Rückschlüsse auf entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen ableiten zu können. Diese Richtwerte wurden anhand des Feinanteils des Bodens abgeleitet.

3.3.3.1 Vergleich gemessener Humusgehalte mit Richtwerten

Alle gemessenen C_{org} -Werte der beprobten ökologischen und konventionellen Vergleichsflächen werden in Abhängigkeit vom FAT dargestellt (Abb. 3.4). Der C_{org} -Richtwertebereich nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) wurde in das Diagramm eingetragen.

In die Abb. 3.4 sind die von KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) vorgeschlagenen Richtwerte optimaler Humusgehalte für grundwasserferne Löß- und Sandböden als Wertebereiche in Abhängigkeit vom Feinanteil des Bodens gekennzeichnet. Nur ein Teil der Messwerte liegt innerhalb des Optimalbereiches: sehr viele Messwerte, sowohl der ökologischen als auch der konventionellen Flächen, liegen wesentlich niedriger.

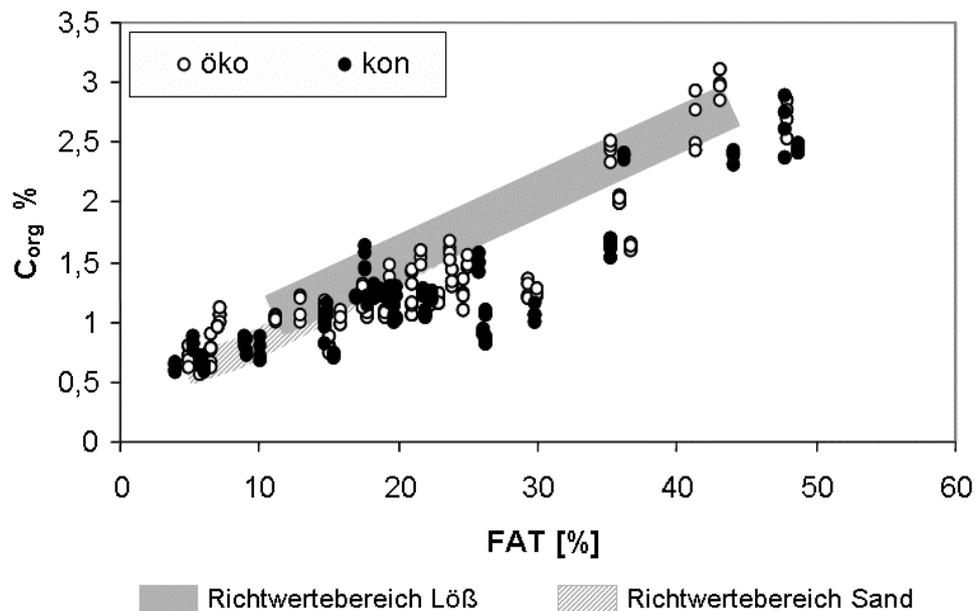


Abb. 3.4: Beziehung zwischen FAT und C_{org} der beprobten Flächen im Vergleich mit Richtwerten zu Optimalgehalten (KÖRSCHENS & SCHULZ 1999).

3.3.3.2 Vergleich der langjährigen ökologischen Messreihen mit Richtwerten

Die gemessenen C_{org} -Werte unterschiedlicher Jahre wurden den von KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) erarbeiteten Richtwerten gegenübergestellt. Diese sind abhängig vom jeweiligen Feinanteil. Wie in Abb. 3.5 zu sehen, liegen einige der Werte weit außerhalb des vorgeschlagenen Bereichs.

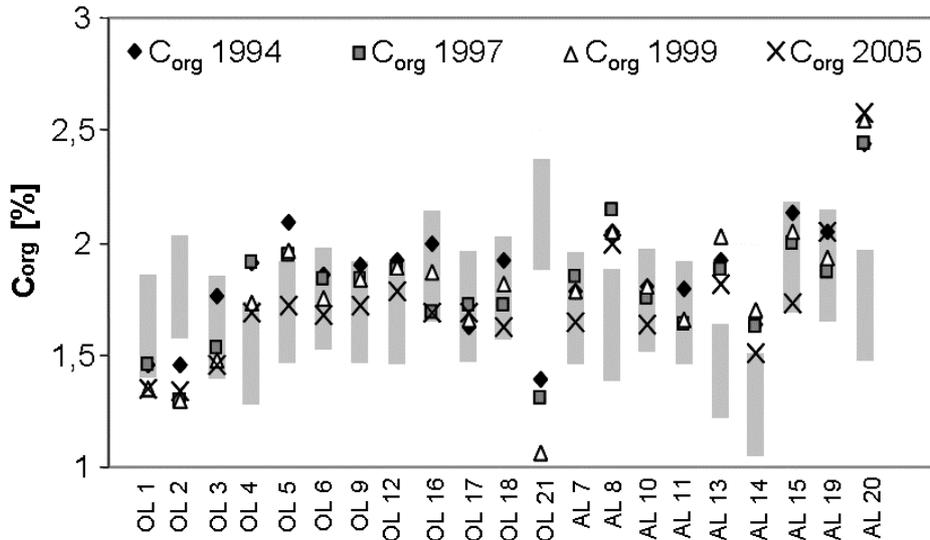


Abb. 3.5: Vergleich von C_{org}-Messwerten mit C_{org}-Sollwerten nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999), Versuchsbetrieb Seeben. Grau hinterlegt: Richtwertebereich (HÜLSBERGEN 2003, verändert).

Die C_{hwl}-Messwerte wurden den von Schulz (KÖRSCHENS & SCHULZ 1999) erarbeiteten Richtwerten gegenübergestellt. Aus Abb. 3.6 ist zu ersehen, dass sich nur insgesamt zwei der Messwerte im vorgeschlagenen Optimalbereich befinden, alle anderen liegen darüber.

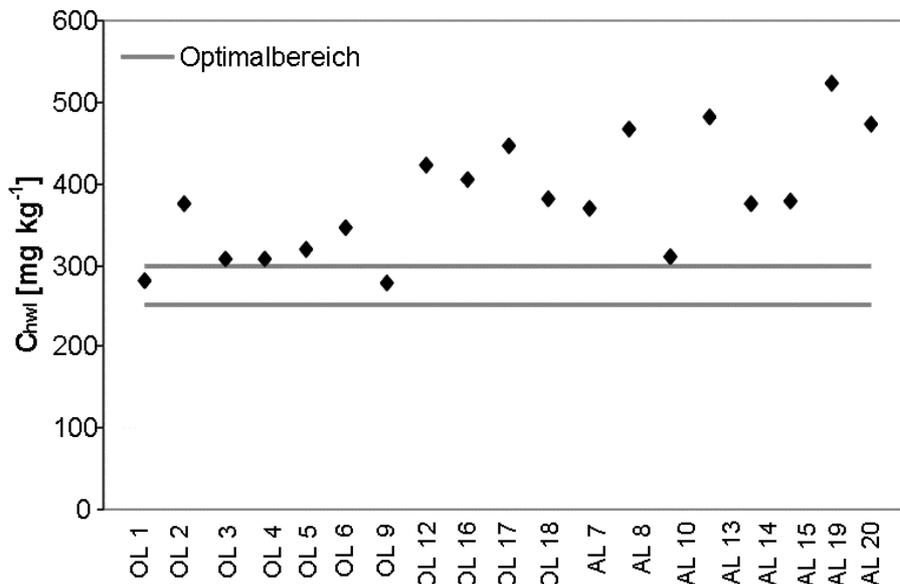


Abb. 3.6: Vergleich von Messwerten zur aktiven OBS und Sollwerten, Versuchsbetrieb Seeben.

Auch die C_{org}-Werte der Flächen vom Wiesengut wurden mit den Richtwerten nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) gegenübergestellt.

Der Vergleich von Meßwerten mit den OBS-Sollwerten (Abb. 3.5 bis 3.8) ergibt in beiden untersuchten Betriebssystemen (Seeben und Wiesengut) deutliche Fehlbewertungen.

In Seeben kam es nach der Umstellung auf ökologischen Landbau zur Humusabreicherung, weil das Betriebssystem extensiviert und die Tierhaltung weitgehend aufgegeben wurde. Die HE-Humusbilanzmethoden zeigen die Abnahme der Humusgehalte an (negative Humussalden); auf den meisten Testflächen gehen die Humusgehalte tatsächlich zurück. Die VDLUFA- und CC-Methode weisen hingegen auf eine Humusanreicherung hin. Der Vergleich der C_{hwl} -Messwerte mit Richtwerten (Abb. 3.6) zeigt im Widerspruch zur realen Humusgehaltentwicklung eine Überversorgung mit organischer Substanz an.

Im Versuchsbetrieb Wiesengut wurde eine humusmehrnde Wirtschaftsweise etabliert. Die Humusgehalte stiegen kontinuierlich an und alle Humusbilanzmethoden weisen übereinstimmend auf eine Humusakkumulation hin. Ganz im Gegensatz dazu zeigen die Vergleiche der C_{org} -Messwerte mit Richtwerten (Abb. 3.7) sowie der C_{hwl} -Messwerte mit Richtwerten (Abb. 3.8) eine deutliche Humus-Unterversorgung an.

Die Ergebnisse belegen, dass der Vergleich von Ist- und Soll-Werten nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999), z.B. im Rahmen einer Betriebsberatung, zu falschen Schlußfolgerungen zur Optimierung des Humusmanagements führen kann. Die Sollwertebereiche müssen weiter geprüft und standortdifferenziert abgeleitet werden.

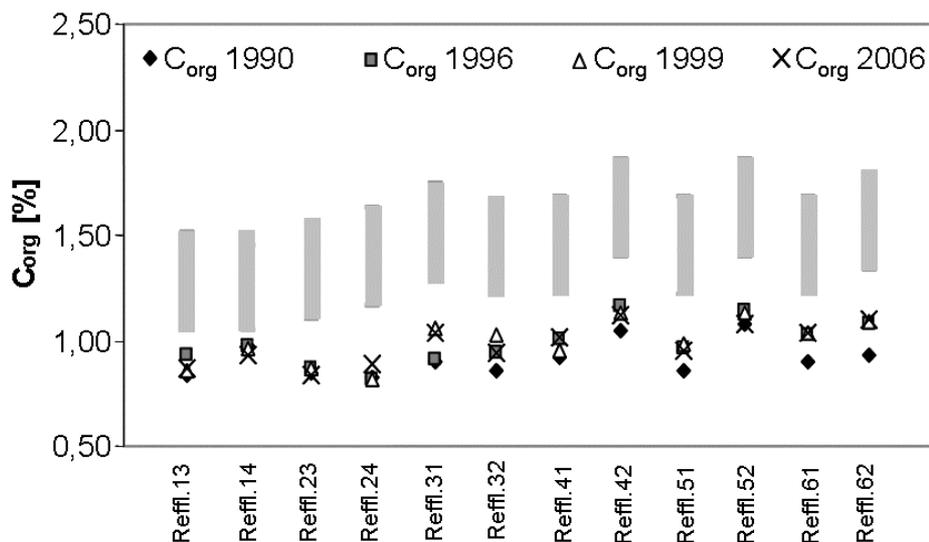


Abb. 3.7: Vergleich von C_{org} -Messwerten mit C_{org} -Sollwerten nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999), Versuchsbetrieb Wiesengut. Grau hinterlegt: Richtwertebereich.

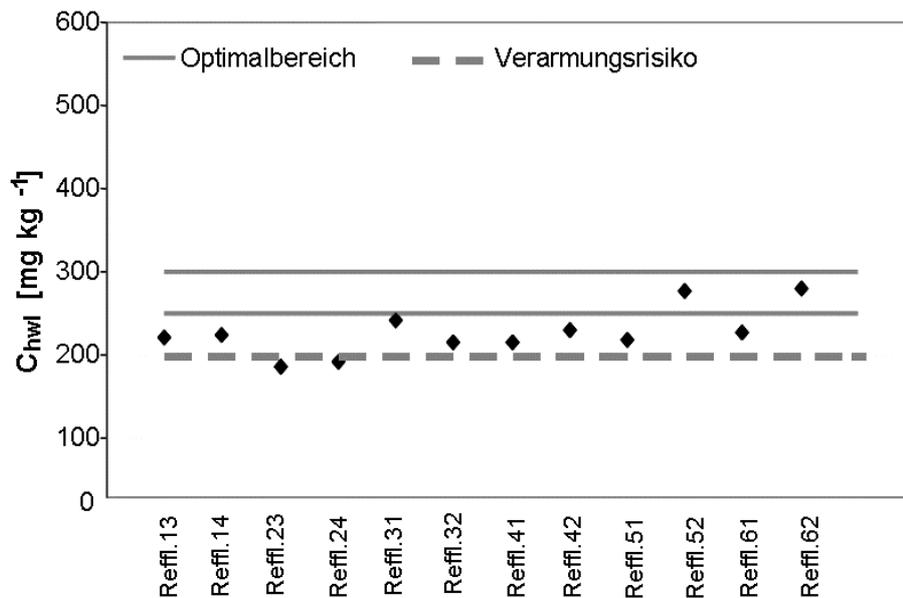


Abb. 3.8: Vergleich von Messwerten zur aktiven OBS und Sollwerten nach Körschens & Schulz (1999), Versuchsbetrieb Wiesengut. Unterhalb der grauen gestrichelten Linie wird schlechter Versorgungszustand angezeigt.

3.3.4 Einfluss der Bodenbearbeitung auf unterschiedliche Humuspools

Anhand eines langjährigen Dauerversuches zur Bodenbearbeitung auf dem Versuchsgut Roggenstein wurde im Rahmen einer Studienarbeit der Einfluss unterschiedlicher Arten und Tiefen der Bodenbearbeitung auf den Gesamtpool an OBS und den umsetzbaren OBS-Pool bestimmt. Verglichen wurden zwei unterschiedlich tiefe Grubbervarianten (12-15 cm und 17-20 cm) und zwei unterschiedlich tiefe Pflugvarianten (17-20 cm und 25-27 cm). In der oberen Bodenschicht fanden sich bei beiden Grubbervarianten höhere Gehalte an C_{org} , N_t , C_{hwl} und C_{mik} als bei den Pflugvarianten, in den unteren Schichten dagegen waren die Gehalte an C_{org} , N_t , C_{hwl} und C_{mik} bei der Grubbervariante zumeist niedriger als bei der Pflugvariante. Wie aus Tab. 3.24 zu ersehen ist, waren die Gesamtmengen an C_{org} und N_t je Hektar umso höher, je mehr Bodenvolumen durch die Bearbeitung erschlossen und mit Pflanzenmaterial vermischt wurde. Auch NIEDER & RICHTER (2000) stellten bei Vertiefung von Ackerkrumen von < 25 auf > 35 cm in Verbindung mit erhöhten Dünger-Applikationen eine gesteigerte C- und N-Akkumulation in Böden fest. Dies steht im Gegensatz zu bisherigen Publikationen, die vorwiegend eine Erhöhung des Humusgehaltes infolge reduzierter Bodenbearbeitung fanden (FRANZLUEBBERS & ARSHAD 1997, POTTER et al. 1998, ALVAREZ 2005). Daher kann ein eindeutiger Einfluss von reduzierter Bodenbearbeitung auf Änderung von Humusgehalten bisher nicht systematisiert werden. Reduzierte Bodenbearbeitung wirkt sich in erster Linie auf die Tiefenverteilung der OBS aus, nicht jedoch auf die Gesamtmengen. Ein geeigneter Koeffizient der Humusbilanzierung konnte infolgedessen nicht abgeleitet werden (vgl. auch Kap. 4.3.3).

Tab. 3.24: Lagerungsdichten (TRD), C_{org}-Gehalte (%), C_{org}-Mengen (kg ha⁻¹) in der Ackerkrume aufgeteilt nach Tiefenstufen (0-8, 8-18, 18-30 cm) sowie C_{org}-Mengen über die gesamte Beprobungstiefe (0-30 cm) bei differenzierter Bodenbearbeitung.

Variante	Bodentiefe [cm]	TRD [g cm ⁻³]	C _{org} [%]	C-Menge [kg C ha ⁻¹]	Σ C-Menge in 0-30 cm [t C ha ⁻¹]
Pflug flach	0-8	1,68	1,13	15174	47,7
Pflug flach	8-18	1,42	1,17	16586	
Pflug flach	18-30	1,47	0,90	15911	
Pflug tief	0-8	1,56	1,15	14315	50,2
Pflug tief	8-18	1,43	1,21	17274	
Pflug tief	18-30	1,43	1,08	18567	
Grubber flach	0-8	1,54	1,33	16373	46,6
Grubber flach	8-18	1,37	1,20	16372	
Grubber flach	18-30	1,53	0,91	16726	
Grubber tief	0-8	1,64	1,31	17240	49,5
Grubber tief	8-18	1,34	1,03	13829	
Grubber tief	18-30	1,56	0,83	15556	

3.4 Diskussion

Bei der Betrachtung der Gesamtheit aller beprobten Flächen konnten zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen keine statistisch signifikanten Unterschiede im C_{org}-, N_t-, C_{hwil}-Gehalt und den Enzymaktivitäten festgestellt werden. C_{mik} war unter ökologischer Bewirtschaftung signifikant höher. Alle beprobten ökologischen Flächen befanden sich seit mindestens 15 Jahren unter ökologischer Bewirtschaftung. Dieser Zeitraum ist bei Betrachtungen des Humushaushaltes mindestens erforderlich, um Veränderungen untersuchen zu können. Es muss allerdings beachtet werden, dass C_{org} nicht unendlich im Boden angereichert werden kann. Die Anreicherung nach Bewirtschaftungsänderung folgt einer charakteristischen Sättigungsfunktion, bis sich schließlich Auf- und Abbau im Gleichgewicht befinden (VERNON COLE et al. 1993, JOHNSON et al. 1995). Auch mit geringen Änderungen im C_{org}-Gehalt können schon relativ hohe Mengen an Kohlenstoff im Boden gespeichert werden. So entsprechen z.B. 0,01 % C_{org}-Anstieg, wenn man diesen mit der Standard-Trockenrohichte von 1,5 g cm⁻³ auf eine Bodentiefe von 30 cm und eine Fläche von 1 ha umrechnet, 450 kg ha⁻¹ Kohlenstoffspeicherung im Boden. Aufgrund von Bodenheterogenitäten, geänderten Probenahmebedingungen oder Analysemethoden ist es jedoch schwierig, solche Änderungen exakt nachzuweisen.

Je höher das Humusniveau ist, desto mehr Inputs sind nötig, um dieses Niveau aufrechtzuerhalten. Dies zeigt sich in der erhöhten mikrobiellen Aktivität unter ökologischer Bewirtschaftung. Die Mikroorganismen bauen zugeführte organische Materialien schneller um und ab, und setzen hierbei Nährstoffe frei, die wesentlich zur Ernährung der Kultur-

pflanzen beitragen. Unter konventioneller Bewirtschaftung erfolgt die Pflanzenernährung vornehmlich durch die mineralische Düngung. Dies zeigte sich in der vorliegenden Untersuchung durch die engeren Korrelationen zwischen Ertrag und Mineraldüngerinput bei den konventionellen Flächen, beziehungsweise Ertrag und dem Input organischer Primärsbstanzten bei den ökologischen Flächen. Im Gegensatz zu den Dauerversuchen wurden bei den ökologisch bewirtschafteten Flächen keine Korrelationen zwischen C_{org} bzw. N_t und dem Ertrag gefunden. Durch die hohe mikrobielle Aktivität könnten die zugeführten OPS direkt in Pflanzenbiomasse umgebaut worden sein.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse sind bei Standort C auf den ökologischen Flächen sowohl C_{org} und N_t als auch die sensitiveren Messgrößen stets niedriger als bei den konventionellen Flächen. Auf diesem Standort wird der ökologische Betrieb im Gegensatz zum konventionellen extensiv bewirtschaftet (Tierbesatz: $0,1 \text{ GV ha}^{-1}$ beim ökologischen Betrieb und $1,1 \text{ GV ha}^{-1}$ beim konventionellen). Grund ist, dass der Öko-Betrieb in einem Wassereinzugsgebiet liegt und zur Vermeidung von N-Auswaschungen der Viehbesatz stark reduziert hat (JÄGER et al. 2001). Die Anbaustruktur des Pflanzenbaus ist gekennzeichnet durch einen hohen Getreide- und geringen Hackfruchtanteil. An den N-Salden ist zu sehen, dass diese deutlich niedriger sind, als auf den konventionellen Vergleichsflächen. Seit der Umstellung auf ökologischen Landbau wurde eine deutliche Verminderung der N-Salden und auch mit Messwerten zu NO_3^- und NH_4^- -Gehalten in Böden nachgewiesen (JÄGER et al. 2001). Organisch gebundener Stickstoff ist jedoch auch wichtig für den Humusaufbau. Ist zuwenig Stickstoff im Boden, können eingebrachte C-Verbindungen von den Mikroorganismen nicht verwertet werden und somit nicht zum Aufbau von Humus beitragen (MANZONI & PORPORATO 2007). Für das Pflanzenwachstum gerade im ökologischen Landbau ist es wichtig, dass ein kontinuierlicher Pool an umsetzbarer OBS aufrechterhalten wird, um eine optimale Pflanzenernährung zu gewährleisten (RÜHLMANN 1999, RÜHLMANN & RUPPEL 2005). Dieser Pool muss immer wieder durch Zufuhr von OPS ersetzt werden. Ist dies nicht der Fall, sinken langfristig die Humusgehalte. Aufgrund des geringen Tierbesatzes beim ökologischen Betrieb an Standort C werden wenig Wirtschaftsdünger zugeführt und weniger Futterleguminosen angebaut. Das Stroh wird häufig verkauft. Dies führt langfristig zu sinkenden Humusgehalten.

In den berechneten Bilanzsalden zeigten sich erhebliche Unterschiede der geprüften Methoden. Die Salden waren bei allen Methoden unter ökologischer Bewirtschaftung signifikant höher als bei konventioneller Wirtschaftsweise. Mit der dynamischen HE-Methode wurden im Vergleich die niedrigsten Salden bei allen Standorten berechnet, mit der CC-Methode die höchsten. Nach der CC-Methode würden damit fast alle der ökologischen Flächen in die VDLUFA-Gehaltsklasse E eingeordnet werden, die ein erhöhtes Risiko für Stickstoff-Verluste und eine niedrige N-Effizienz ausweist. Dies steht im Widerspruch zu den N-Salden, die auf den ökologischen Flächen signifikant niedriger sind als auf den konventionellen. Um zu testen, ob Zusammenhänge zwischen Messwerten und Bilanzsalden existieren, wurden Korrelationsanalysen gerechnet. In der Korrelationsmatrix zeigten sich die höchsten Korrelationen zwischen C_{mik} und den Bilanzsalden. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Humusbilanz eher ein Indikator für die umsetzbare OBS ist und somit

Aussagen zur potenziellen Nachlieferung von Nährstoffen für die Pflanzenernährung sowie zur Umsetzung der zugeführten organischen Primärsubstanzen liefert.

Bei der Auswertung der langjährigen Humusdynamik zeigte sich im Ökohof Seeben bei fast allen Flächen ein Rückgang von C_{org} und N_t . Nur bei 2 Flächen fand ein Anstieg statt. Dort wurde, abweichend von den übrigen Flächen, sehr viel Klee gras angebaut. In den Bilanzen konnte die Grundtendenz der Humusabnahme nur mit den HE-Bilanzen näherungsweise widerspiegelt werden. Beim Vergleich von Messwerten mit den von KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) aufgestellten Richtwerten zum C_{org} konnte ein Teil der Messwerte nicht mit den Richtwerten in Beziehung gebracht werden. Vermutlich spielen hier andere Standortbedingungen außer der Bodentextur eine größere Rolle. Bei den Richtwerten zum C_{hwl} wurde festgestellt, dass ein Großteil der Messwerte über den Richtwerten lag. Im Gegensatz dazu liegen beim Wiesengut sowohl die C_{org} - als auch die C_{hwl} -Werte weit unter dem Richtwertebereich. Beim Wiesengut handelt es sich um einen Gemischtbetrieb mit ausreichender organischer Düngung und ausgeglichener Fruchtfolge, während Seeben ein Marktfruchtbetrieb ist, bei dem auch die Messwerte im Zeitraum von 11 Jahren einen Rückgang der Humusgehalte aufzeigen. Vermutlich sind noch andere Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen wie Bodenausgangsmaterial, Hanglage (Erosionsprozesse), Hydromorphie, historische Bewirtschaftung u.a. entscheidend für die Absolutgehalte an gesamter bzw. umsetzbarer OBS. Dies wird in den Richtwerten nicht berücksichtigt. Bei der Auswertung der langjährigen Messreihen des Wiesengutes wurden bei allen Flächen tendenzielle Erhöhungen der C_{org} -Gehalte und bei den meisten Flächen auch der N_t -Gehalte festgestellt. Gute Beziehungen von C_{org} und N_t zu den Standortparametern Ton, FAT und WMZ konnten ermittelt werden.

Aus diesen Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass im ökologischen Landbau ein höheres Humusreproduktionsniveau anzustreben ist. Zum einen hängt der Ertrag in diesen Bewirtschaftungssystemen viel stärker vom Input organischer Primärsubstanzen ab. Zum anderen zeigen sich zwar keine Unterschiede im Gesamthumusgehalt zwischen den Bewirtschaftungsformen, jedoch war die mikrobielle Aktivität auf den ökologischen Flächen signifikant höher und damit die Umsetzungsbedingungen erhöht. Dies konnte auch mit den berechneten Humusbilanzen nachvollzogen werden.

4 Analyse der Humusreproduktion in ökologischen und konventionellen Dauerfeldversuchen (C. Brock)

4.1 Einleitung

Dauerfeldversuche stellen eine wertvolle Basis für den Vergleich unterschiedlicher Anbausysteme dar. Im Gegensatz zu Praxisuntersuchungen können in faktoriellen Feldversuchen systematisch angelegte Varianten unter einheitlichen natürlichen Standortbedingungen untersucht werden (u.a. HÜLSBERGEN 2003, RASMUSSEN et al. 1998). Darüber hinaus ist die Erfassung von mittel- und langfristigen Wirkungen der jeweiligen Varianten möglich. Dies ist insbesondere in der ökologischen Forschung aufgrund der benötigten Anpassungszeit ökologischer Systeme an neue Situationen (hier: die jeweilige Behandlung) von größter Bedeutung (RICHTER et al. 2007). Beispielsweise dauert die Einstellung neuer Humus-Fließgleichgewichte in Böden nach Bewirtschaftungsumstellung mehrere Jahrzehnte. Die kurzfristige Reaktion von Agrarökosystemen kann durchaus von der langfristigen abweichen (ebd.).

Bei der Interpretation von Ergebnissen aus Dauerfeldversuchen muss allerdings beachtet werden, inwieweit die betrachteten Versuchssysteme die Praxis widerspiegeln bzw. sich davon unterscheiden (vgl. HÜLSBERGEN 2003). So sind auch in den hier ausgewerteten Versuchen zum Teil gleiche Fruchtfolgen bei ökologischen und konventionellen Varianten angelegt, um die Vergleichbarkeit der abgebildeten Systeme zu erhöhen.

4.2 Material und Methoden

4.2.1 Untersuchungen in landwirtschaftlichen Dauerfeldversuchen

In die Arbeiten wurden insgesamt 16 Dauerfeldversuche in Deutschland und in Nachbarländern einbezogen. Bei den Versuchen handelt es sich um Vergleiche ökologischer und konventioneller Anbausysteme sowie Vergleiche ökologischer Anbausysteme ohne konventionelle Varianten. Zusätzlich wurden zwei Düngungsversuche sowie drei konventionelle Bodenbearbeitungsversuche ausgewertet. Insgesamt konnten aufgrund der großen Bereitschaft zur Mitarbeit in dem Projekt nahezu alle relevanten Dauerfeldversuche zum Vergleich unterschiedlicher ökologischer Anbausysteme bzw. ökologischer mit konventionellen Anbausystemen in Deutschland in die Auswertungen einbezogen werden. Mit dem dänischen Crop Rotation Experiment, dem Prager Langzeit-Düngungsversuch und insbesondere dem DOK-Versuch konnten darüber hinaus international besonders bedeutende Versuche für eine Beteiligung am Projekt gewonnen werden. Tabelle 4.1 gibt einen Überblick über die einbezogenen Versuche und die jeweiligen Standortbedingungen.

Tab. 4.1: Einbezogene Dauerfeldversuche und Standortdaten.

Versuch (Kürzel), Versuchsansteller	Ort	\bar{x} Tempe- ratur [°C]	\bar{x} Nieder- schlag [mm a ⁻¹]	Höhe [m ü. NN]	Bodenart	Acker- zahl
DOK-Versuch (DOK), FiBL CH und agroscope Reckenholz	Therwil, Basel- Landschaft (CH)	9,5	792	306	lu-tu	80*
Systemversuch (SCH), TU München	Scheyern, Bayern	8,0	800	479	ll	35-45
Ökol. Fruchtfolgevs. (VH), LFL Bayern	Viehhausen, Bayern	7,5	797	480	tu	55
Langzeitversuch (DA), IBDF	Darmstadt, Hessen	10,2	626	100	ss	22
Ökol. Ackerbauvs. (GH), JLU Gießen	Villmar, Hessen	9,3	670	170	tu-ut	66
Bodenbearbeitungsversuche (Gl, HSN, OSH), JLU Gießen	Gießen Hassenhausen Ossenheim, Hessen	8,0	600	155	ut	k.D.
		7,5	630	280	tu/	k.D.
		9,0	575	125	tu	k.D.
Systemversuch (BL), MLU Halle-Wittenberg	Bad Lauchstädt, Sachsen- Anhalt	8,7	484	113	tu	90
KA-Dauerversuch (BN), LLG Sachsen-Anhalt	Bernburg, Sachsen- Anhalt	9,2	469	85	tu	90
Systemversuch (DDF), JKI	Dahnsdorf, Brandenburg	8,7	510	70	us	46
Ökol. Fruchtfolge (GF), LVL Brandenburg	Güterfelde, Brandenburg	8,9	545	44	ss	27
Long-term field trial (PRU), VURV	Prag (CH)	8,1	450	352	ut	75*
Crop rotation experiment (DKFO), ICROFS	Foulum, Sjælland (DK)	7,8	626	25	ls	67*
Crop rotation experiment (DKFL), ICROFS	Flakkebjerg, Midtjylland (DK)	7,3	704	25	ls-sl	59*

* Ackerzahl anhand von Standortdaten geschätzt.

Durch die Auswahl der Versuche wurden unterschiedliche Boden- und Klimabedingungen in die Untersuchungen einbezogen.

Eine kurze Übersicht wesentlicher Kennziffern der in die Auswertungen einbezogenen Versuchsvarianten gibt Tabelle 4.2.

In der **Spalte „Faktoren“** werden die für die Auswertungen relevanten Versuchsfaktoren angegeben. Dabei sind

- **SYS** = Vergleiche konventioneller und ökologischer Bewirtschaftungssysteme. Die Systeme können sich in der Bewirtschaftungsstruktur (Fruchtfolge, Düngung) unterscheiden.
- **DG, DGN** = Versuche zu Art der Düngung (DG) bzw. Düngermenge (DGM). Entsprechende Versuche stellen dabei mit Blick auf Fruchtfolge und Verwertung von Aufwüchsen nicht unbedingt reale Landnutzungssysteme dar.
- **FF** = Versuche mit variiertem Fruchtfolge (FF) bei sonst gleichen Bewirtschaftungsbedingungen.
- **FFDG** = Komplexer Bewirtschaftungsfaktor Fruchtfolge/Düngung. Insbesondere im ökologischen Landbau stehen Fruchtfolge und Düngung i.d.R. miteinander in Beziehung und können so nicht als separate Faktoren betrachtet werden. Die Fruchtfolgen in viehhaltenden bzw. viehlosen Betrieben sind an die jeweilige Bewirtschaftungsform angepasst und müssen hier die spezifischen Anforderungen an Stickstoffversorgung, Futterbereitstellung und ökonomische Rentabilität erfüllen.

Unter **„Einbezogene Varianten“** werden die entsprechenden Varianten nach der Nomenklatur der jeweiligen Versuchsansteller genannt.

Die **Spalte „System“** stellt die für die Auswertungen verwendete Klassifizierung dar. Hier wurde folgendem Schema gefolgt:

[Landnutzungssystem] – [Düngungsmodus] – [Düngungsstufe] oder [Fruchtfolgevariante]

Als Landnutzungssysteme werden unterschieden:

- **KON** = konventionelle Bewirtschaftung,
- **ÖKO** = ökologische Bewirtschaftung,
- **BD** = biologisch-dynamische Bewirtschaftung als spezielle Form ökologischer Bewirtschaftung,
- **V** = Düngungsversuche ohne den Anspruch der Abbildung realer Landnutzungssysteme mit Blick auf Fruchtfolgegestaltung und Verwertung von Aufwüchsen.

Nachfolgend ist die Art der Düngung angegeben. Hier wird unterschieden zwischen:

- **WDT** = Systeme mit Anwendung von Wirtschaftsdüngern aus der Nutztierhaltung. Stroh und Futterleguminosen werden i.d.R. geerntet, Gründüngung mit Zwischenfruchtaufwüchsen ist möglich. Bei konventioneller Bewirtschaftung zusätzlich Mineraldüngeranwendung. Falls ausschließlich Festmist angewendet wird, ist als Bezeichnung **WDTM** angegeben, bei ausschließlicher Gülleüngung **WDTG**.

- **GSRB, GSMF** = Systeme mit Grün- und/oder Strohdüngung, aber ohne Anwendung von Düngern aus der Tierhaltung. In Systemen ohne Wirtschaftsdüngeranwendung verbleiben i.d.R. die Nebenprodukte der Fruchtarten sowie ggf. Bracheaufwüchse als Stroh- bzw. Gründüngung auf der Fläche, in konventionellen Varianten wird darüber hinaus Mineraldünger angewendet. Bewirtschaftungssysteme mit Rotationsbrache (GSRB) sowie ohne Rotationsbrache, d.h. ausschließlich mit Marktfrüchten in Hauptfruchtstellung (GSMF) werden differenziert.
- **NIL** = Systeme ohne jegliche Düngung.
- **MIN** = Systeme mit rein mineralischer Düngung. In den beiden Düngungsversuchen DA und PRU wird zusätzlich Stroh (DA) bzw. Stallmist (PRU) gegeben. Zur Kennzeichnung wird ein entsprechend kombiniertes Kürzel (MINGS bzw. MINWDT) verwendet.

Eine weitere Differenzierung der Varianten in einem Versuch nach Höhe der Düngung wird mit arabischen Zahlen angezeigt.

Differenzierte Fruchtfolgen *bei gleichem übergeordneten Landnutzungssystem (KON, ÖKO) und gleichem Düngemodus (WDT, GS)* sind mit lateinischen Zahlen gekennzeichnet.

Die genauere Unterscheidung der Form der Düngung in den einbezogenen Versuchsvarianten wird durch die Angaben in der Spalte „Düngung“ ermöglicht. Hier wird zwischen Mineraldüngung (MD), Strohdüngung (SD) bzw. Grün-/Stroh-Düngung (GSD), Gülle- (G) und Jaucheanwendung (J) sowie Stallmist/Rottemist (STM) und Mistkompost (MK) unterschieden.

Zur näheren Beschreibung der jeweiligen Fruchtfolge werden die Anteile von mehrjährigen Leguminosen (ML), Körnerleguminosen (KL), Druschfrüchten (DF) und Hackfrüchten (HF), sowie der Umfang des Zwischenfruchtbaus (einschließlich Untersaaten) ausgewiesen. Bei den Angaben zum Ackerflächenverhältnis wird Silomais als Hackfrucht bewertet.

Tab. 4.2: Beschreibung der einbezogenen Bewirtschaftungsvarianten in den Dauerfeldversuchen. Erläuterungen s. Text.

Versuch (Kürzel)	Faktoren	Ein-bezogene Varianten	System	Düngung	Fruchtfolgen (Ackerflächenverhältnis in %)				
					ML	KL	DF	HF	ZF
DOK-Versuch (DOK)	SYS	D2	BD-WDT	MK	28	14	28	28	42
		O2	ÖKO-WDT	STM, G					
		K2	KON-WDT	STM, G, MD					
Systemvs. Scheyern (SCH)	SYS	BB Pflug, DG ohne	ÖKO-GSRB	GSD	28	0	42	28	28
		BB Pflug, DG b.ü.	KON-GSMF	MD, GSD	0	0	50	50	0
Fruchtfvs. Viehhausen (VH)	FFDG (ökol.)	FF2	ÖKO-WDTG	G	33	0	33	33	33
		FF3	ÖKO-WDTM	STM					
		FF4	ÖKO-GSRB	GSD	0	33	66	0	66
		FF6	ÖKO-GSMF	GSD					
Langzeitvs. Darmstadt (DA)	DG, DGM	MIN1	V-MINGS-1	MD, SD	25	0	50	25	0
		MIN2	V-MINGS-2						
		MIN3	V-MINGS-3						
		RM1	V-WDT-1	STM, J					
		RM2	V-WDT-2						
RM3	V-WDT-3								
Ökol. Ackerbaus. Gladbacherhof (GH)	FFDG (ökol.)	a1b1	ÖKO-WDT	STM	33	0	49	16	32
		a2b1	ÖKO-GSRB	GSD	16	16	49	16	50
		a3b1	ÖKO-GSMF	GSD	0	33	49	16	64
Systemvs. Bad Lauchstädt (BL)	SYS	Org221	ÖKO-WDTM	STM	16	16	49	16	16
		Int221	KON-WDTM	MD, STM					
		Org211	ÖKO-GSRB	GSD	16	16	49	16	16
		Int211	KON-GSRB	MD, GSD					
KA-Dauervs. Bernburg (BN)	SYS, DGM	a1b1, a1b2	KON-GSMF-1 KON-GSMF-2	MD, GSD	0	12	62	25	0
		a2b1	ÖKO-GSMF-1	GSD	0	25	62	12	0
		a3b1, a3b2	ÖKO-WDTM-1 ÖKO-WDTM-2	STM	25	0	62	12	0
Systemvs. Dahnsdorf (DDF)	SYS	BS1	KON-GSRB	MD, GSD	16*	0	80	0	0
		BS2	KON-WDTM	MD, STM	16	0	65	16	16
		BS3	ÖKO-WDTM	STM	33	0	49	16	16
Ökol. Fruchtf. Güterfelde (GF)	DG (ökol.)	a1b2	ÖKO-WDTM	STM	14	14	42	28	56
		a1b1	ÖKO-GSRB	GSD					
Langzeitvs. Prag-Ruzyne (PRU)	DG	0/N0	V-NIL	Ohne	22	0	45	33	0
		Du/N0	V-WDT	STM					
		0/N4	V-MIN	MD					
		Du/N4	V-MINWDT	MD, STM					
Crop Rot. Exp. Foulum (DKFO) und Flakkebjerg (DKFL)	FF, DG (ökol.)	R2+CC+F	ÖKO-WDTG-I	GSD,G	25	0	50	25	50
		R2+CC-F	ÖKO-GSRB	GSD					
		R4+CC+F	ÖKO-WDTG-II	GSD,G	0	25	50	25	75
		R4+CC-F	ÖKO-GSMF	GSD					

*selbstbegrünte Rotationsbrache.

Aufgrund des jeweiligen Spektrums der in den Versuchen abgebildeten Bewirtschaftungsvarianten konnten nicht alle Versuche für alle Auswertungen herangezogen werden. Des Weiteren war aus Kapazitätsgründen eine Einschränkung der einbezogenen

Versuchsvarianten und –parzellen notwendig. So wurde im Versuch DOK nur einer von drei, im Versuch BL nur einer von sechs Schlägen (jeweils mit allen Wiederholungen) in die Analysen einbezogen. In Versuchen mit mehreren Bodenbearbeitungsvarianten (SCH, GH, BL, GF) wurde für den Vergleich konventioneller und ökologischer Anbausysteme jeweils nur die Variante mit Pflugeinsatz als Standardbodenbearbeitung analysiert.

Für die Untersuchungen zur Auswirkung einer unterschiedlichen Intensität der Grundbodenbearbeitung auf die Humusdynamik wurden in einer separaten Analyse entsprechende Varianten in den Versuchen SCH, GH, BL und GF herangezogen, zusätzlich auch noch drei konventionelle Bodenbearbeitungsversuche (Tab. 4.3). Eine ausführliche Beschreibung der Untersuchungen findet sich bei KRAWUTSCHKE (2007).

Tab. 4.3: In die Auswertungen zur Bodenbearbeitung einbezogene Dauerfeldversuche.

Versuch	Anlagejahr	Varianten
Systemversuch Scheyern (SCH)	1992	wendend (Pflug) tief mischend (Rotortiller, Grubber) flach mischend (Rotortiller, Grubber, Kreiselegge)
Ökologischer Ackerbauversuch Gladbacherhof (GH)	1998	tief wendend (Pflug) flach wendend, tief lockernd (Zweischichtenpflug) flach wendend (Pflug) flach mischend (Flügelschargrubber + Zinkenrotor)
Systemversuch Bad Lauchstädt (BL)	1998	wendend (Pflug) nicht wendend (Schwergrubber)
Ökologische Fruchtfolge Güterfelde (GF)	1994	wendend (Pflug) nicht wendend (Scheibenegge/Schwergrubber)
Bodenbearbeitungssysteme, Standort Gießen (GI)	1984	P (Scharpflug) SR (Schwergrubber) FR (Flügelschargrubber) D (Direktsaat)
Bodenbearbeitungssysteme, Standort Hassenhausen (HSN)	1979	P (Scharpflug) SR (Schwergrubber) FR (Flügelschargrubber) D (Direktsaat)
Bodenbearbeitungssysteme, Standort Ossenheim (OSH)	1979	P (Scharpflug) SR (Schwergrubber) FR (Flügelschargrubber) D (Direktsaat)

4.2.2 Spezielle Methodik

4.2.2.1 Probennahme

Die Entnahme der Bodenproben in den Jahren 2005 und 2006 (s. Kap. 2.2) erfolgte parzellenweise als Mischprobe mit 20-30 Einstichen. Die Entnahmetiefe richtete sich dabei nach der größten Tiefe der Grundbodenbearbeitung im jeweiligen Versuch und variiert so zwischen den Versuchen. Innerhalb eines Versuches war die Entnahmetiefe für alle Varianten und Parzellen jeweils gleichmäßig.

In der Mehrzahl der Fälle war eine Probennahme unter Wintergetreide nach Hackfrucht möglich. In einigen Fällen musste jedoch unter anderen Fruchtarten beprobt werden.

Für die Untersuchung des Einflusses einer differenzierten Grundbodenbearbeitung auf die Humusgehalte in Ackerböden wurden Bodenproben auf den Standorten Gießen, Hassenhausen und Ossenheim im Frühjahr 2005, sowie auf den Standorten Bad Lauchstädt, Gladbacherhof, Güterfelde und Scheyern im Frühjahr 2006 entnommen. Es wurden jeweils verschiedene Tiefenstufen im Oberboden beprobt. Diese waren je Versuch einheitlich, variierten jedoch z.T. zwischen den Versuchen.

4.2.2.2 Laboruntersuchungen

Da bei der Probenahme im Jahr 2006 gegenüber dem Jahr 2005 noch weitere Versuche in die Untersuchungen aufgenommen wurden und eine Analyse aller Proben nach dem unter 2.2.2 vorgestellten Katalog aus Kapazitätsgründen nicht möglich war, wurden nur der vollständige Probensatz vom Frühjahr 2006 für die Auswertungen herangezogen. Eine Ausnahme bilden die Proben des Versuches DA, weil hier die vorgesehene Bewirtschaftungssituation (Wintergetreide nach Hackfrucht) zum Zeitpunkt der Probennahme nur im Jahr 2005 vorlag, während im Jahr 2006 Klee gras auf den Parzellen angebaut wurde. Hier wurde der Einfluss des Klee grasses gegenüber dem Jahreseinfluss als bedeutender eingeschätzt, zumal die klimatische Situation über Winter vor der Probennahme in beiden Jahren vergleichbar war (DWD 2005, 2006 und 2007).

Als Untersuchungsparameter für die Analyse der Wirkung der Grundbodenbearbeitung dienten die Lagerungsdichte und der Gesamtkohlenstoffgehalt in den beprobten Tiefenstufen/Bodenschichten.

4.2.2.3 Datenerhebung

Von den Versuchsanstellern wurden die in Kap. 2.2.3 beschriebenen Daten, soweit verfügbar, ab Versuchsbeginn bereitgestellt. Die Datenverfügbarkeit für die einzelnen Kennzahlen war dabei sehr heterogen und musste in den Auswertungen entsprechend berücksichtigt werden.

4.2.2.4 Auswertung

Das Vorgehen bei der Auswertung wurde in Kap. 2.2.6 beschrieben. In den Dauerfeldversuchen war die Betrachtung der Entwicklung der Humusgehalte in der Versuchslaufzeit bzw. in bestimmten Zeiträumen anhand von Zeitreihendaten zu C_{org} bzw. C_t und N_t in größerem Umfang möglich als in den Praxisbetrieben. Da das Ziel der Untersuchungen nicht die Prognose von Humusgehalten oder die Modellierung von Humusgehaltsentwicklungen war, sondern die Erfassung mittelfristiger Trends, wurden zur Beschreibung der Entwicklung der Bodenparameter folgende Ansätze gewählt:

- Trend (ΔC_{org} bzw. ΔN_t): Berechnung der Ausgleichsgeraden mittels linearer Regression;
- Korrigierter Mittelwert (C_{KMW} bzw. N_{KMW}): Es handelt sich hier um ein Normierungsverfahren zur Eliminierung von Niveauunterschieden (Parzelleneffekt). Bei diesem Vorgehen wurden alle vorliegenden Messwerte eines Parameters um den jeweiligen Ausgangswert der Parzelle korrigiert und dann aus allen Messwerten ein Mittelwert gebildet. Zur Vermeidung negativer Werte wurden die Ausgangsgehalte aller Parzellen im Sinne einer Parallelverschiebung der gesamten Zeitreihe zu 1 % C_{org} bzw. 0,1 % N_t transformiert.

Bei der Humusbilanzierung nach verschiedenen Methoden wurde in der Dauerversuchsauswertung auf die Berechnung der Humusbilanz nach Cross Compliance verzichtet, da sich der Ansatz nicht wesentlich von VDLUFA (untere Werte) unterscheidet. Die Methode besitzt zwar große praktische Bedeutung. Der zusätzliche Informationsgewinn gegenüber der Anwendung von LUFA-U ist aus wissenschaftlicher Sicht jedoch gering.

Alle Auswertungen wurden nach Möglichkeit parzellenweise durchgeführt. In einigen Fällen waren jedoch nur variantenbezogene Daten zur Entwicklung von Humusgehaltsparemtern oder Erträgen verfügbar (Versuche VH, PRU, DKFO, DKFL). In diesen Fällen war die varianzanalytische Auswertung der betreffenden Daten nicht möglich.

Es muss auch beachtet werden, dass die Auswertungszeiträume in den meisten Versuchen relativ kurz sind (Tab. 4.4). Zwar ist die Analyse der Humusreproduktion und des Stickstoffhaushaltes mit Humus- und N-Bilanzen bereits für eine Fruchtfolgerotation möglich und aussagekräftig. Die Erfassung einer Entwicklung der Humusgehalte infolge differenzierter Bewirtschaftung ist hingegen nur eingeschränkt möglich (z.B. KUBAT et al, 2003).

Tab. 4.4: Anlagejahre und Auswertungszeiträume der in das Projekt einbezogenen Dauerfeldversuche.

Versuch	Anlagejahr	Auswertungszeitraum
DOK	1978	1978-2005
SCH	1992	keine Zeitreihen auswertbar
VH	1997	1997-2004
DA	1978	1993-2001
GH	1998	1998-2006
BL	1998	1998-2005
BN	1994	1994-2005
DDF	1993	2000-2006
GF	1994	1999-2005
PRU	1955	1985-2006
DKFO, DKFL	1997	1997-2006

Auch bei der Erfassung des Einflusses der Grundbodenbearbeitung wurden nach Möglichkeit varianzanalytische Methoden angewendet. In einigen Versuchen waren allerdings keine Wiederholungen angelegt.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung im Humusreproduktionsniveau

Ziel der Dauerversuchsauswertungen war die Analyse von Unterschieden im Humusreproduktionsniveau (vgl. Kap. 2) zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung sowie die Untersuchung von Unterschieden in der Humusdynamik von Flächen unter den beiden Landnutzungsformen. Dabei wurde großer Wert auf die differenzierte Erfassung von Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren gelegt. Auf diesem Wege wird versucht, einen Beitrag zum besseren Verständnis der Landnutzungssysteme und des komplexen Wirkungsgefüges von Humusreproduktion und Humusdynamik zu leisten.

4.3.1.1 Niveau und Entwicklung der Humusgehalte

Niveau und Entwicklung der Humusgehalte in den Versuchsparzellen waren in hohem Maße von den natürlichen Standortbedingungen abhängig (Abb. 4.1 links). So waren die Humusgehalte an Standorten mit günstigen Bedingungen für eine intensive Umsetzung der organischen Substanz (leichte Böden) geringer als an Standorten mit langsamerer Mineralisierung (schwere Böden, trockene Lössgebiete). Ein spezifischer Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme war bei der versuchsübergreifenden Auswertung ohne weitere Differenzierung der Standortbedingungen hingegen nicht statistisch abzusichern. Bei der Interpretation der in Abb. 4.1 (rechts) dargestellten Ergebnisse muss

die ungleiche Verteilung der Systeme über die verschiedenen Standorte berücksichtigt werden, die einen Bewirtschaftungseinfluss vortäuschen kann.

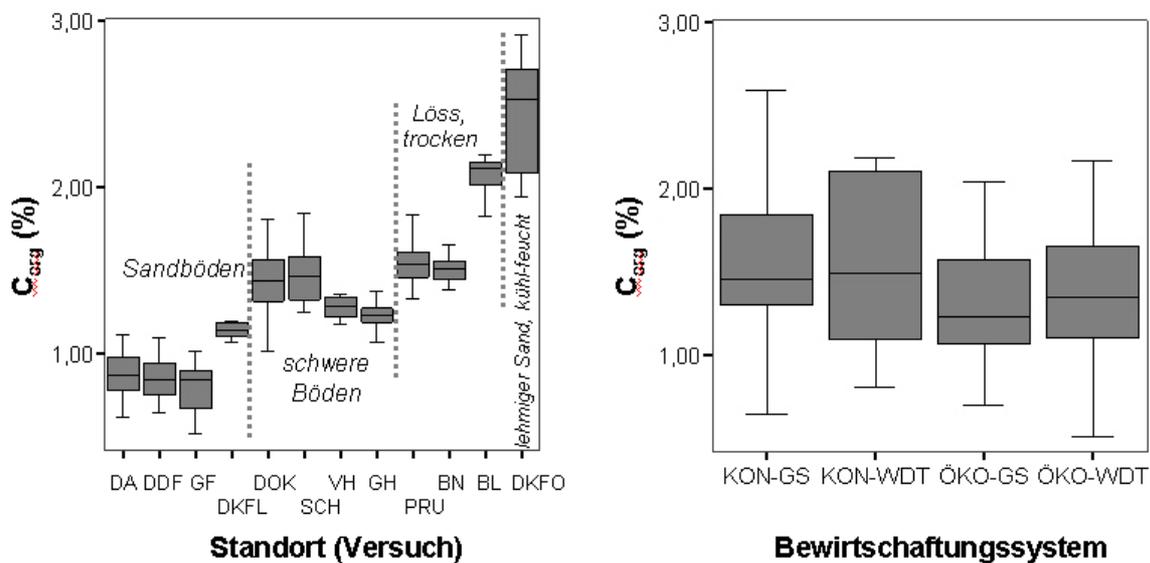


Abb. 4.1: Humusgehalte der Böden in Dauerfeldversuchen in Abhängigkeit von Standort (links) und Bewirtschaftung (rechts). KON, ÖKO = konventionelle/ökologische Bewirtschaftung; GS, WDT = ohne (GS) bzw. mit (WDT) Anwendung von Düngern aus der Nutztierhaltung (ohne weitere Differenzierung).

Auch in einer stärker differenzierenden Analyse der Wirkung von Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren auf Niveau und Entwicklung der Humusgehalte ließen sich nur für wenige Bewirtschaftungsfaktoren signifikante und überdies i.d.R. schwache Zusammenhänge mit Humusgehalts-Indikatoren absichern (Tab. 4.5). Dies gilt insbesondere für den Zusammenhang zwischen Humusgehalts-Indikatoren und C- bzw. N-Inputs mit der Düngung. Hier konnten nur bei der Betrachtung N-bezogener Humusgehalts-Indikatoren signifikante Korrelationen beobachtet werden. Die stärksten Zusammenhänge bestehen zwischen dem N-Input mit der Stroh- und Gründüngung und der Entwicklung der Boden-N-Gehalte mit 0,28** für N_{KMW} und 0,33** für ΔN_t . Vergleichsweise starke Korrelationen sind hingegen zwischen dem Niveau der Humusgehalte (C_{org} , N_t) und dem durchschnittlichen Biomasse- sowie Marktproduktertrag zu beobachten. Auch hier waren die Koeffizienten bei Bezugnahme auf N als Humusindikator mit 0,34** (N_t zum durchschnittlichem Biomassertrag) bzw. 0,48** (N_t zu Marktproduktertrag) deutlich höher als bei Bezug auf C_{org} (0,23** und 0,33**).

Tab. 4.5: Korrelationskoeffizienten zum Einfluss von Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren auf die Humusgehalte in Dauerfeldversuchen. Angegeben ist der Korrelationskoeffizient nach Pearson (r). mit Signifikanzniveau (* $\alpha=0,05$, ** $\alpha=0,01$, n.sg.= nicht signifikant).

Faktor	Indikator					
	Niveau		Entwicklung			
	C_{org}	N_t	C_{KMW}	ΔC_{org}	N_{KMW}	ΔN_t
<i>Bewirtschaftung</i>						
\bar{x} Biomasseertrag	0,23**	0,34**	0,20**	n.sg.	n.sg.	n.sg.
\bar{x} Marktfruchtertrag	0,33**	0,48**	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
\bar{x} C-Input mit Grün- u./o. Strohdüngung	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,15*	0,25**
\bar{x} N-Input mit Grün- u./o. Strohdüngung	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,28**	0,33**
\bar{x} C-Input mit Düngern aus der Nutztierhaltung	n.sg.	0,14*	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
\bar{x} N-Input mit Düngern aus der Nutztierhaltung	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
\bar{x} N-Input mit Mineralischer Düngung	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	-0,15*	n.sg.
\bar{x} C-Input mit der Düngung insgesamt	n.sg.	0,17*	n.sg.	n.sg.	0,16*	0,17*
\bar{x} N-Input mit der Düngung insgesamt	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
<i>Natürliche Standortbedingungen</i>						
Ackerzahl	0,69**	0,77**	0,17*	0,26**	n.sg.	n.sg.
Feinanteil des Bodens (Ton+Feinschluff)	0,46**	0,61**	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
\bar{x} Niederschlagssumme	-0,16*	n.sg.	-0,46**	-0,15*	n.sg.	n.sg.
\bar{x} Temperatur	-0,46**	-0,47**	-0,38**	-0,27**	-0,33**	-0,35**
Wirksame Mineralisierungszeit	-0,45**	-0,68**	n.sg.	n.sg.	-0,24**	-0,29**

Stärkere Zusammenhänge bestehen hingegen zwischen Indikatoren der natürlichen Standortbedingungen und solchen des Humusgehaltes. Dabei waren die Korrelationen zwischen natürlichen Standortbedingungen und Niveau der Humusgehalte (N_t , C_{org}) deutlich stärker, als bei den Indikatoren der Humusgehaltsentwicklung. So weisen die Koeffizienten zum Zusammenhang von Humusgehalt und natürlichen Standortbedingungen bei allen Indikatoren mit Ausnahme der mittleren Jahresniederschlagssumme Werte zwischen 0,46** und 0,77** auf¹. Der stärkste Zusammenhang besteht dabei zwischen C_{org} bzw. N_t und der Ackerzahl mit 0,69** (C_{org}) bzw. 0,77** (N_t). Bei den Indikatoren der Entwicklung der Humusgehalte (C_{KMW} , N_{KMW} , ΔC_{org} , ΔN_t) sind die Koeffizienten zum Zusammenhang mit Indikatoren der natürlichen Standortbedingungen deutlich geringer, als bei den Indikatoren

¹ Die Stärke des Zusammenhangs ist dabei unabhängig vom Vorzeichen!

des Humusgehaltes, und sehr häufig nicht signifikant. Auffällig ist dabei der starke negative Zusammenhang von mittlerer Jahresniederschlagssumme und der Entwicklung der Boden-C-Gehalte. Hier muss geklärt werden, ob es sich um eine Scheinkorrelation handelt, da der Sachverhalt sonst nicht ohne weiteres erklärbar wäre.

Auch die multiple Regressionsanalyse zur Beeinflussung der Indikatoren durch die Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren zeigt, dass die kombinierte Betrachtung der in Tab. 4.5 berücksichtigten Faktoren zwar einen wesentlichen Beitrag zur Erklärung des aktuellen Niveaus der Humusgehalte leisten kann (Tab. 4.6), die Entwicklung der Humusgehalte wird hingegen mit dem verwendeten Faktorenmodell nur unzureichend erklärt.

Tab. 4.6: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Bewirtschaftung und natürlichem Standort auf Niveau und Entwicklung der Humusgehalte in Dauerfeldversuchen. Angegeben ist jeweils das multiple Bestimmtheitsmaß.

Faktor	Indikator					
	Niveau		Entwicklung			
	C_{org}	N_t	C_{KMW}	$\Delta C_{t/org}$	N_{KMW}	ΔN_t
Bewirtschaftung (Faktoren entspr. Tab 4.5, ohne C-/N-Inputs mit Dg. gesamt)	0,14*	0,31*	0,05*	0,0	0,14*	0,14*
natürl. Standortbedingungen (Faktoren entspr. Tab. 4.5)	0,43*	0,65*	0,16*	0,04	0,20*	0,27*
Bewirtschaftung + nat. Standortbedingungen	0,59*	0,76*	0,24*	0,01	0,38*	0,34*

Der mit dem Ertrag korrelierte Biomasseinput mit Ernte- und Wurzelrückständen, wie auch die Inputs von C und N mit den verschiedenen Düngerformen als Indikatoren der Bewirtschaftung, leisten in diesem Modell insbesondere zur Erklärung von Niveau und Entwicklung der Humusgehalte nur einen sehr geringen Beitrag. Allerdings verbessert die Berücksichtigung der Bewirtschaftungsfaktoren das multiple Bestimmtheitsmaß gegenüber der alleinigen Betrachtung des Einflusses natürlicher Standortfaktoren wesentlich. Weiterhin fällt auf, dass die kombinierte Berücksichtigung der Bewirtschaftungsfaktoren einen wichtigen Beitrag zur Erklärung der Boden- N_t -Gehalte zu liefern scheint.

Insgesamt muss evtl. ein wesentlicher Einfluss von nicht mit dem Modell abgebildeten Einflussfaktoren auf Niveau und Entwicklung der Humusgehalte angenommen werden. Andererseits kann das Ergebnis auch als Hinweis auf die methodischen Schwierigkeiten der Erfassung der Entwicklung von Humusgehalten interpretiert werden.

Eine genauere Analyse des Einflusses unterschiedlicher Bewirtschaftungsvarianten auf den Humusgehalt war in der Einzelversuchsauswertung, d.h. unter sonst gleichen Standortbedingungen, möglich. Tab. 4.7 zeigt die Mittelwerte von Indikatoren des Humusgehaltes für Bewirtschaftungsvarianten in den einbezogenen Dauerfeldversuchen.

Als Information zu den jeweiligen Standortbedingungen werden die WMZ angegeben. In der Tabelle sind hinsichtlich der sonstigen Bewirtschaftungsbedingungen (Betriebstyp, Fruchtfolge) direkt vergleichbare konventionelle und ökologische Varianten eines Versuches jeweils in derselben Zeile aufgeführt. Verschiedene Varianten eines übergeordneten Bewirtschaftungssystems (konventionell, ökologisch) sind jeweils in derselben Spalte dargestellt. In die Varianzanalyse wurden jeweils alle Varianten eines Versuches einbezogen.

Es zeigt sich, dass bei den direkten Vergleichsvarianten konventionell vs. ökologisch bzw. mit Mineraldüngung vs. ohne Mineraldüngung in den Versuchen BL, DDF und PRU höhere Humusgehalte unter konventioneller Bewirtschaftung bzw. bei Mineraldüngeranwendung auftreten. Allerdings sind die Bewirtschaftungssysteme in den direkten Vergleichsvarianten KON-ÖKO in ihrer Struktur (Fruchtfolge, Art der organischen Düngung) in den Versuchen BL und PRU identisch. Im Versuch DDF hingegen besteht ein struktureller Unterschied im Umfang des Anbaus von Futterleguminosen (vgl. Tab. 4.2), so dass die geringeren Humusgehalte der ökologischen Variante weiterer Klärung bedürfen.

Höhere Humusgehalte bei ökologischer als bei konventioneller Bewirtschaftung treten hingegen i.d.R. dann auf, wenn sich die Bewirtschaftungssysteme in Fruchtfolge und/oder Düngung wesentlich unterscheiden. Dies wird insbesondere beim Vergleich der Systeme KON-GSMF und ÖKO-WDT im Versuch BN deutlich, aber auch im Versuch SCH und teilweise im Versuch DOK. Auch im Versuch DA resultiert die unterschiedliche Form der Düngung in höheren Humusgehalten der Rottemist-Varianten gegenüber den Mineraldünger-Varianten.

Der Vergleich verschiedener Betriebstypen bzw. Varianten eines übergeordneten Bewirtschaftungssystems (KON, ÖKO) zeigt erwartungsgemäß höhere Humusgehalte bei Hofdüngeranwendung (WDT) als bei Grün-/Strohdüngung (GS). Innerhalb der Varianten ohne Hofdüngeranwendung (GS) sind wiederum geringere Humusgehalte zu erkennen, wenn auf die Integration einer Rotationsbrache in die Fruchtfolge verzichtet wird (GSMF in Versuchen VH, GH, BN, DKFO, DKFL). Eine Ausnahme bildet dabei der sehr hohe C_{org} -Gehalt der Variante ohne Rotationsbrache (ÖKO-GSMF) im Versuch DKFO.

Tab. 4.7: Natürliche Standortbedingungen und Niveau der Humusgehalte in Varianten von Dauerfeldversuchen. Signifikante Unterschiede bei C_{org} bzw. N_t als Indikatoren der Humusgehalte zwischen Varianten in einem Versuch sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet ($\alpha=0,05$).

Versuch	System		WMZ (d*a ⁻¹)		C _{org} (%)		N _t (%)		C/N	
			kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko
DOK	KON-WDT	ÖKO-WDT	22	22	1,48	1,47	0,17	0,17	8,7	8,7
		BD-WDT		22		1,68		0,19		8,8
SCH	[KON/ÖKO]-GS[MF/RB]		15	16	1,32	1,57	0,14	0,14	8,8	10,0
VH	ÖKO-WDTG			12		1,30 ^a		0,144 ^a		9,0
	ÖKO-WDTM			12		1,31 ^a		0,149 ^{ab}		8,9
	ÖKO-GSRB			14		1,29 ^a		0,152 ^b		8,5
	ÖKO-GSMF			14		1,18 ^b		0,137 ^c		8,6
DA	V-[MINGS/WDT]-1		k.D.	k.D.	0,72 ^a	0,83 ^{ab}	0,07 ^a	0,08 ^{ab}	10,8	10,5
	V-[MINGS/WDT]-2		51	51	0,74 ^a	0,91 ^b	0,07 ^a	0,09 ^b	11,0	10,8
	V-[MINGS/WDT]-3		k.D.	k.D.	0,75 ^a	0,93 ^b	0,07 ^a	0,09 ^b	10,9	10,4
GH	ÖKO-WDT			20		1,29		0,15 ^a		8,8
	ÖKO-GSRB			20		1,23		0,14 ^b		9,2
	ÖKO-GSMF			20		1,19		0,13 ^b		8,3
BL	[KON/ÖKO]-WDTM		25	25	2,12 ^a	2,08 ^{ab}	0,185 ^a	0,178 ^{ab}	11,5	11,7
	[KON/ÖKO]-GSRB		25	26	2,11 ^a	1,93 ^b	0,183 ^a	0,168 ^b	11,5	11,5
BN	ÖKO-WDT-1			28		1,56 ^{ab}		0,16 ^b		9,9
	ÖKO-WDT-2			30		1,59 ^b		0,16 ^b		9,9
	[KON/ÖKO]-GSMF-1		29	30	1,45 ^a	1,46 ^a	0,15 ^a	0,14 ^a	10,0	10,2
	KON-GSMF-2		29		1,46 ^{ab}		0,15 ^{ab}		9,7	
DDF	[KON/ÖKO]-WDTM		44	46	0,99 ^a	0,76 ^b	0,09 ^a	0,07 ^b	10,4	10,2
	KON-GSRB		45		0,81 ^{ab}		0,08 ^{ab}		10,4	
GF	ÖKO-WDTM			48		0,75		0,05 ^a		14,4
	ÖKO-GSRB			48		0,75		0,07 ^b		11,5
PRU	V-[MIN/NIL]		25	25	1,53 ^{ab}	1,47 ^a	0,15 ^a	0,14 ^c	9,9	10,4
	V-[MINWDT/WDT]		25	25	1,64 ^{bc}	1,67 ^c	0,17 ^b	0,15 ^a	9,7	10,8
DKFO	ÖKO-WDTG-I			34		2,45		0,21		11,9
	ÖKO-GSRB			34		2,37		0,20		11,8
	ÖKO-WDTG-II			32		2,29		0,19		11,7
	ÖKO-GSMF			23		2,59		0,21		12,0
DKFL	ÖKO-WDTG-I			39		1,19		0,13 [*]		9,2
	ÖKO-GSRB-I			39		1,15		0,13 [*]		9,1
	ÖKO-WDTG-II			39		1,14		0,12 [*]		9,4
	ÖKO-GSMF-II			35		1,09		0,12 [*]		9,0

Grundsätzlich muss beachtet werden, dass die Daten aus Tab. 4.7 Rückschlüsse auf Bewirtschaftungseinflüsse nicht ohne weiteres zulassen. So ist an einem einzelnen Jahreswert nicht ersichtlich, ob unter der entsprechenden Bewirtschaftung eine Zunahme oder Abreicherung der Humusvorräte stattfindet. Tatsächlich ergibt die Betrachtung der Entwicklung der Humusgehalte in den einbezogenen Bewirtschaftungsvarianten z.T. ein abweichendes Bild (Tab. 4.8).

Tab. 4.8: Entwicklung der Humusgehalte in Varianten von Dauerfeldversuchen. Signifikante Unterschiede bei C_{org} bzw. N_t als Indikatoren der Humusgehalte zwischen Varianten in einem Versuch sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet ($\alpha=0,05$).

Versuch	System		$\Delta C_{t/org}$ (% ha ⁻¹ a ⁻¹)		C_{KMW} (%)		ΔN_t (% ha ⁻¹ a ⁻¹)		N_{KMW} (%)	
			<i>kon</i>	<i>öko</i>	<i>kon</i>	<i>öko</i>	<i>kon</i>	<i>öko</i>	<i>kon</i>	<i>öko</i>
DOK	KON-WDT	ÖKO-WDT	0,003	-0,001	0,98	0,89	+/-0	0,000	0,10	0,11
		BD-WDT		0,003		0,99		0,000		0,11
SCH	[KON/ÖKO]-GS[MF/RB]		<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>
VH	ÖKO-WDTG			0,005*		1,02*		0,005*		0,12*
	ÖKO-WDTM			0,020*		1,08*		0,007*		0,13*
	ÖKO-GSRB			0,009*		1,03*		0,008*		0,13*
	ÖKO-GSMF			0,001*		1,01*		0,005*		0,12*
DA	V-[MINGS/WDT]-1		-0,004	-0,008	0,99 ^a	0,96 ^b	-0,001	-0,001	0,099 ^a	0,095 ^b
	V-[MINGS/WDT]-2		-0,006	-0,010	1,00 ^a	0,94 ^b	-0,001	-0,001	0,099 ^a	0,096 ^{ab}
	V-[MINGS/WDT]-3		-0,004	-0,011	0,99 ^a	0,93 ^b	-0,001	-0,001	0,098 ^a	0,096 ^{ab}
GH	ÖKO-WDT			0,006		0,98		0,001		0,10
	ÖKO-GSRB			0,001		0,98		0,000		0,10
	ÖKO-GSMF			-0,001		1,00		-0,001		0,10
BL	[KON/ÖKO]-WDTM		0,026	0,004	1,09 ^a	1,03 ^b	0,002	0,000	0,111 ^a	0,102 ^b
	[KON/ÖKO]-GSRB		0,012	0,009	1,03 ^b	1,01 ^b	0,000	0,000	0,105 ^{ab}	0,101 ^b
BN	ÖKO-WDT-1			0,046 ^c		1,38 ^c		0,002		0,112 ^c
	ÖKO-WDT-2			0,030 ^b		1,26 ^b		0,002		0,107 ^b
	[KON/ÖKO]-GSMF-1		0,009 ^a	0,002 ^a	1,03 ^a	1,02 ^a	0,002	0,001	0,074 ^a	0,076 ^a
	KON-GSMF-2		0,010 ^a		1,00 ^a		0,002		0,074 ^a	
DDF	[KON/ÖKO]-WDTM		-0,017 ^a	-0,065 ^b	0,95 ^a	0,80 ^b	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>	<i>k.D.</i>
	KON-GSRB		<i>k.D.</i>		<i>k.D.</i>		<i>k.D.</i>		<i>k.D.</i>	
GF	ÖKO-WDTM			0,026		1,05		0,000 ^a		0,10
	ÖKO-GSRB			0,037		1,03		0,003 ^b		0,10
PRU	V-[MIN/NIL]		0,010*	0,007*	1,13*	0,95*	0,000*	0,000*	0,11*	0,10*
	V-[MINWDT/WDT]		0,010*	0,012*	1,05*	1,01*	0,001*	0,002*	0,10*	0,10*
DKFO	ÖKO-WDTG-I			0,015*		1,09*		0,011*		0,17*
	ÖKO-GSRB			0,014*		0,98*		0,010*		0,15*
	ÖKO-WDTG-II			0,012*		1,06*		0,010*		0,17*
	ÖKO-GSMF			0,009*		1,09*		0,012*		0,17*
DKFL	ÖKO-WDTG-I			0,006*		1,03*		-0,005*		0,07*
	ÖKO-GSRB			-0,002*		1,03*		-0,005*		0,11*
	ÖKO-WDTG-II			-0,006*		1,04*		-0,006*		0,06*
	ÖKO-GSMF			0,014*		1,07*		-0,006*		0,06*

*es konnte keine Statistik berechnet werden.

Es muss allerdings beachtet werden, dass in den Versuchen aufgrund der jeweiligen Datenverfügbarkeit ganz unterschiedliche Voraussetzungen für die Berechnung von Trends

und korrigierten Mittelwerten bestanden. Kontinuierliche jährliche Messwerte zu C_{org} lagen nur in den Versuchen BL und GH vor, ebenso für PRU (nur Variantenmittelwerte) und DA (nur 1993-2001 sowie 2005). Eine entsprechende Datenverfügbarkeit für N_t bestand in den Versuchen DOK, GH und BL sowie für die Versuche PRU und DA mit den o.g. Einschränkungen.

In den Versuchen BL, BN, DDF und PRU bestätigt sich die bereits in Tab. 4.7 erkennbare Differenzierung zwischen konventionellen und ökologischen Bewirtschaftungsvarianten bzw. Varianten mit und ohne Mineraldüngung. Gleiches gilt für die Unterschiede zwischen den ökologischen Bewirtschaftungsvarianten in den Versuchen VH, GH und GF. Eine wesentlich abweichende Aussage der Analysen zu Niveau (Tab. 4.7) und Entwicklung (Tab. 4.8) der Humusgehalte ist hingegen bei den Versuchen DOK, DA, DKFO und DKFL festzustellen.

So zeigt die Variante BD-WDT im Versuch DOK zwar deutlich höhere Humusgehalte als die Variante KON-WDT (Tab. 4.7). Die Entwicklung der Humusgehalte in den Varianten weist bezüglich der betrachteten Parameter keine Unterschiede auf. Allerdings wurde zur Beschreibung von ΔC_{org} und ΔN_t ein linearer Ansatz gewählt. Bei Verwendung nicht-linearer Ansätze (Polynom 2. Grades) bestätigte sich der anhand der C_{org} -/ N_t -Gehalte beobachtete Sachverhalt (ohne Abb.).

Im Versuch DA nahmen die Humusgehalte in den ökologisch bewirtschafteten Parzellen scheinbar stärker ab als in den konventionellen Vergleichsparzellen. Bei der Bewertung der Situation ist zu beachten, dass die Entwicklung der Humusgehalte im Auswertungszeitraum 1993-2001 bei Betrachtung der Gesamtentwicklung im Versuch nicht bestätigt wird (vgl. RAUPP & OLTMANN 2006). Eine genaue Analyse der Entwicklung von C_{org} und N_t in den Parzellen im Auswertungszeitraum zeigte zudem, dass eine lineare Entwicklung nicht vorlag (ohne Abb.). Vielmehr konnte in den Jahren 1997-1999 ein deutlicher Einbruch der C_{org} -Werte beobachtet werden, der in den WDT-Varianten stärker war als in den MINGS-Varianten. Anschließend stiegen die Werte wiederum an. Auch der Anstieg war in den WDT-Varianten wesentlich stärker als in den MINGS-Varianten.

In den Versuchen DKFO und DKFL zeigt sich in der Entwicklung der Humusgehalte die gleiche Reihung der Varianten ÖKO-WDTG-I, ÖKO-WDTG-II und ÖKO-GSRB wie schon bei der Betrachtung des Niveaus der Humusgehalte. Das gilt auch für Variante ÖKO-GSMF mit Blick auf Gehalt und Entwicklung von Boden- N_t . Bei den C_{org} -Gehalten hingegen weist die Variante im Versuch DKFO den höchsten Gehalt im Jahr 2006, aber die schwächste Entwicklung seit Versuchsbeginn auf. Im Versuch DKFL gilt der umgekehrte Sachverhalt: hier hatte die Variante 2006 den niedrigsten C_{org} -Gehalt, verzeichnete dabei aber die stärkste Zunahme von C_{org} im Laufe der Versuchsdauer. Entsprechend gilt auch bei der Entwicklung der Humusgehalte, dass ein positiver Effekt der Gülleanwendung bei der Variante mit Rotationsbrache zu beobachten ist und weiterhin ein positiver Effekt der Rotationsbrache gegenüber der Variante ohne Rotationsbrache aber mit Gülledüngung. Die Humusreproduktionsleistung in der Variante ohne Rotationsbrache und Gülledüngung ist hier unerwartet hoch und muss diskutiert werden. Der Sachverhalt wird aber auch durch andere Untersuchungen bestätigt (OLESEN et al. 2007).

Des Weiteren ist eine abweichende Aussage der verwendeten Indikatoren zu erkennen. Während eine Absicherung von Unterschieden in der Entwicklung der C_{org} - bzw. N_t -Gehalte zwischen Versuchsvarianten anhand der linearen Trends (ΔC_{org} , ΔN_t) nur in wenigen Fällen möglich ist, konnten unter Verwendung der korrigierten Mittelwerte (C_{KMW} , N_{KMW}) häufiger signifikante Differenzen zwischen Varianten gefunden werden (Versuche DA und BL sowie N_t -Entwicklung im Versuch BN).

4.3.1.2 Sensitive Indikatoren der Humusdynamik

Im Gegensatz zur Situation bei den Humusgehalten zeigten sich bei verschiedenen sensitiven Indikatoren der Humusdynamik bereits in der versuchsübergreifenden Auswertung nicht nur standortbedingte Unterschiede, sondern auch eine ausgeprägte Differenzierung in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem (Abb. 4.2). Unterschiede zwischen einzelnen Standorten werden dabei offensichtlich von sehr spezifischen Bedingungen verursacht, da eine Gruppierung der Versuche nach den verwendeten Standortindikatoren im Gegensatz zur Situation bei den Humusgehalten (Abb. 4.1) nicht möglich ist. Aus diesem Grunde sind die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen in Abb. 4.2 in der versuchsübergreifenden Auswertung auch nicht statistisch abzusichern, obwohl der positive Einfluss der Anwendung von Wirtschaftsdüngern aus der Nutztierhaltung (v.a. Stallmist) deutlich zu erkennen ist.

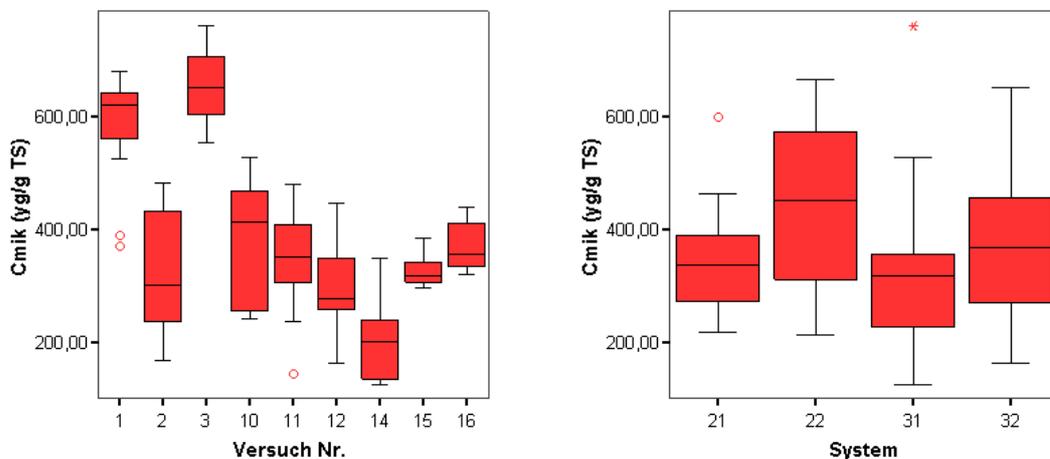


Abb. 4.2: Einfluss von natürlichen Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf die mikrobielle Aktivität der Böden in Dauerfeldversuchen. Links: unterschiedliche C_{mik} -Niveaus in 10 Dauerfeldversuchen. Ähnliche nat. Standortbedingungen weisen die Versuche (1,2,3), (12,14), sowie (10,11,15,16) auf. Rechts: Entwicklung der Humusgehalten in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem in Dauerfeldversuchen. 21=KonM, 22=KonG, 31=OrgM, 32=OrgG.

Offensichtlich werden die Gehalte an umsetzbarem Kohlenstoff und Stickstoff (C_{hwl} bzw. N_{hwl}) ebenso wie die mikrobielle Aktivität im Boden (C_{mik} , Enzymaktivitäten) in erheblichem Umfang durch Düngungsmaßnahmen beeinflusst (Tab. 4.9). Bei C_{hwl} wurde der stärkste

Zusammenhang mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,52** zum Gesamt-C-Input mit der Düngung festgestellt, die Korrelationen mit allen anderen Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren waren deutlich schwächer. Auch bei N_{hwl} sind die stärksten Zusammenhänge mit Bewirtschaftungsfaktoren zu beobachten, und zwar mit dem organischen Dünger-C-Input (0,36**) sowie den Gesamt-Düngungs-Inputs von C (0,34**) und N (0,35**). Ähnliches gilt für C_{mik} . Hier ist offensichtlich die Höhe der organischen Düngung entscheidend ($r=0,56^{**}$ bei organischem Dünger-C-Input und 0,50** bei organischem Dünger-N-Input). Bei der Katalaseaktivität (EA K) sind die Zusammenhänge mit verschiedenen Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren etwa gleich stark. Der stärkste Korrelationskoeffizient ist mit $-0,62^{**}$ für die WMZ ausgewiesen. Allerdings sind auch die Korrelationen zu Dünger-Inputs als Bewirtschaftungsfaktoren mit 0,41** bis 0,46** relativ stark. Bei der β -Glukosidaseaktivität (EA G) waren nur wenige Korrelationen zu Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren signifikant. Allerdings bestand nur bei diesem Indikator der Humusdynamik ein signifikanter, dabei aber nur mäßig enger Zusammenhang mit dem N-Input mit der mineralischen Düngung.

Tab. 4.9: Korrelationsmatrix zum Zusammenhang zwischen Bewirtschaftungs- sowie natürlichen Standortfaktoren und sensitiven Indikatoren der Humusdynamik in Dauerfeldversuchen. Angegeben ist der Korrelationskoeffizient nach Pearson (r). n.sg.= nicht signifikant.

Faktor	Indikator				
	C_{hwl}	N_{hwl}	C_{mik}	EA G	EA K
<i>Bewirtschaftung</i>					
\bar{x} Biomasseertrag	n.sg.	n.sg.	0,47**	0,47**	0,59**
\bar{x} Marktfruchtertrag	0,27**	0,18*	0,65**	0,29**	0,56**
\bar{x} C-Input mit Grün- u./o. Strohdüngung	0,21*	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
\bar{x} N-Input mit Grün- u./o. Strohdüngung	0,25**	0,20*	n.sg.	n.sg.	n.sg.
\bar{x} C-Input mit Düngern aus der Nutztierhaltung	0,42**	0,36**	0,56**	n.sg.	0,41**
\bar{x} N-Input mit Düngern aus der Nutztierhaltung	0,36**	0,27**	0,50**	n.sg.	0,44**
\bar{x} N-Input mit Mineralischer Düngung	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,22*	n.sg.
\bar{x} C-Input mit der Düngung insgesamt	0,52**	0,34**	0,34**	n.sg.	0,43**
\bar{x} N-Input mit der Düngung insgesamt	0,37**	0,35**	0,35**	0,32**	0,46**
<i>Natürliche Standortfaktoren</i>					
Ackerzahl	n.sg.	0,22**	0,41**	n.sg.	0,18*
Feinanteil des Bodens (Ton+Feinschluff)	n.sg.	n.sg.	0,32**	0,28**	0,46**
\bar{x} Niederschlagssumme	0,45**	0,32**	0,22**	n.sg.	0,30**
\bar{x} Temperatur	0,19*	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
Wirksame Mineralisierungszeit	-0,29**	-0,20*	-0,46**	-0,18*	-0,62**

Bei C_{mik} und den beiden Enzymaktivitäten konnten darüber hinaus starke signifikante Korrelationen mit den Ertragsindikatoren (durchschnittlicher Biomasseertrag, durchschnittlicher Marktfruchtertrag) beobachtet werden.

Das Faktorenmodell aus Tab. 4.9 zeigt in der multiplen Regressionsanalyse (Tab. 4.10) bei kombinierter Berücksichtigung von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren etwas schwächere Bestimmtheitsmaße für die sensitiven Indikatoren der Humusdynamik als für die Indikatoren des Humusgehaltes C_{org} und N_t beschrieben (vgl. Tab. 4.6). Allerdings wird der bereits aus Abb. 4.2 ersichtliche große Einfluss von Bewirtschaftungsfaktoren deutlich. Dieser war für alle Indikatoren außer N_{hwl} größer als der Einfluss der natürlichen Standortbedingungen. In allen Fällen lieferte die kombinierte Berücksichtigung von Bewirtschaftungs- und natürlichen Standortfaktoren höchste Korrelationskoeffizienten, so dass auch hier von wesentlichen Wechselwirkungen zwischen den Faktorengruppen ausgegangen werden muss.

Tab. 4.10: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Bewirtschaftung und natürlichem Standort auf sensitive Indikatoren der Humusdynamik in Dauerfeldversuchen. Angegeben ist jeweils das multiple Bestimmtheitsmaß.

Faktor	Indikator				
	C_{hwl}	N_{hwl}	C_{mik}	EA G	EA K
Bewirtschaftung (Faktoren entspr. Tab. 4.9), ohne C-/N-Inputs mit Dg. insgesamt	0,32*	0,28*	0,54*	0,37*	0,58*
natürliche Standortbedingungen (Faktoren entspr. Tab. 4.9)	0,24*	0,34*	0,34*	0,08*	0,41*
Bewirtschaftung + natürliche Standortbedingungen	0,48*	0,56*	0,71*	0,45*	0,67*

In der Einzelversuchsauswertung wird ein starker Einfluss der organischen Düngung auf die Ausprägung der sensitiven Indikatoren der Humusdynamik deutlich (Tab. 4.11). So ist bei den Werten der Indikatoren i.d.R. die Reihenfolge WDT > GSRB > GSMF zu beobachten. N_{hwl} und β -Glukosidase reagieren darüber hinaus offensichtlich positiv auf die mineralische Düngung in den KON-Systemen, obwohl dieser Zusammenhang für N_{hwl} in der Gesamtauswertung nicht signifikant war (vgl. Tab. 4.9). Die Absicherung der in Abb. 4.2 erkennbaren Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen ist allerdings in der Einzelversuchsauswertung trotz z.T. deutlich abweichender Mittelwerte aufgrund der großen Streuung der Werte selten möglich.

Tab. 4.11: Sensitive Indikatoren der Humusdynamik in Varianten von Dauerfeldversuchen.
Datenerhebung in 2006. Signifikante Unterschiede bei C_{org} bzw. N_t als Indikatoren der Humusgehalte zwischen Varianten in einem Versuch sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet ($\alpha=0,05$).

Versuch	System		C_{hwl} (mg kg ⁻¹)		N_{hwl} (mg kg ⁻¹)		C_{mik} (µg kg ⁻¹)		EA G (%)		EA K (Katalasezahl)	
			kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko
DOK	KON-WDT	ÖKO-WDT	486,8	516,3	54,6	54,2	608,8	605,7	52,3 ^a	37,8 ^b	12,6	10,5
		BD-WDT		561,2		58,0		629,0		25,3 ^b		11,1
SCH	[KON/ÖKO]-GS[MF/RB]		380,5	363,2	35,3	34,7	240,3	206,1	48,3	29,9	10,8	11,0
VH	ÖKO-WDTG			380,3		43,0 ^a		k.D.		k.D.		k.D.
	ÖKO-WDTM			400,3		52,9 ^b		k.D.		64,2 ^{ab}		10,9
	ÖKO-GSRB			403,5		49,2 ^{ab}		k.D.		70,3 ^a		13,3
	ÖKO-GSMF			371,9		44,9 ^{ab}		k.D.		49,3 ^b		11,3
DA	V-[MINGS/WDT]-1		k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
	V-[MINGS/WDT]-2		k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	256,2	313,0	70,2	69,4	6,1	7,8
	V-[MINGS/WDT]-3		k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
GH	ÖKO-WDT			468,0		40,6		k.D.		20,5		8,6
	ÖKO-GSRB			430,4		36,4		k.D.		27,7		8,5
	ÖKO-GSMF			398,6		31,1		k.D.		25,1		8,9
BL	[KON/ÖKO]-WDTM		463,2	443,4	43,0	42,5	420,5	398,3	71,5 ^a	61,1 ^{ab}	12,8 ^a	10,8 ^a
	[KON/ÖKO]-GSRB		433,9	412,1	41,2	41,2	339,3	371,9	78,6 ^a	46,4 ^b	11,8 ^a	6,7 ^b
BN	ÖKO-WDT-1			422,8		47,0 ^b		407,2		49,9		11,2
	ÖKO-WDT-2			446,4		51,9 ^{ab}		386,0		k.D.		k.D.
	[KON/ÖKO]-GSMF-1		381,6	382,6	42,0 ^a	41,8 ^a	332,1	285,8	44,1	42,3	10,3	8,8
	KON-GSMF-2		401,1		43,4 ^a		320,5		k.D.		k.D.	
DDF	[KON/ÖKO]-WDTM		415,4 ^a	295,3 ^b	41,6 ^a	30,4 ^b	303,2 ^{ab}	227,3 ^b	38,1	24,4	8,0 ^a	5,7 ^b
	KON-GSRB		353,6 ^{ab}		33,1 ^b		344,9 ^a		38,8		5,6 ^b	
GF	ÖKO-WDTM			358,6 ^a		37,1 ^a		253,7 ^a		10,0 ^a		5,8 ^a
	ÖKO-GSRB			280,0 ^b		26,7 ^b		151,2 ^b		20,3 ^b		3,4 ^b
PRU	V-[MIN/NIL]		310,1	339,2	53,4 ^a	40,0 ^b	400,6 ^a	394,7 ^{ab}	36,0 ^{ab}	31,5 ^b	7,5	6,5
	V-[MINWDT/WDT]		361,0	322,7	56,6 ^a	38,6 ^b	349,5 ^b	427,5 ^a	62,2 ^a	56,9 ^{ab}	7,0	7,7
DKFO	ÖKO-WDTG-I			549,2		63,8		375,7 ^a		36,7		7,4
	ÖKO-GSRB			605,6		63,9		311,6 ^b		42,4		6,6
	ÖKO-WDTG-II			533,4		66,0		308,8 ^b		40,5		6,7
	ÖKO-GSMF			553,2		67,3		305,6 ^b		36,7		6,1
DKFL	ÖKO-WDTG-I			363,1*		44,8*		409,6*		25,9		5,8
	ÖKO-GSRB			335,1*		47,5*		354,0*		28,3		5,2
	ÖKO-WDTG-II			344,5*		48,5*		335,7*		25,7		5,4
	ÖKO-GSMF			326,2*		48,0*		318,9*		19,3		5,5

In den Versuchen BL und DDF treten wiederum höhere Werte der Humusindikatoren in den konventionellen Vergleichsvarianten auf, weiterhin auch im Versuch SCH. Im Versuch PRU gilt dies ebenfalls; allerdings sind hier höhere C_{hwl} -Gehalte in den nicht mineralisch

gedüngten Varianten zu verzeichnen. Der DOK-Versuch zeigt ein besonders differenziertes Bild. Während bei C_{hwl} , N_{hwl} und C_{mik} höhere Werte in den ökologischen Varianten auftreten, ist die β -Glukosidaseaktivität in der konventionellen Variante signifikant höher. Im Versuch BN mit den klaren strukturellen Unterschieden zwischen konventionellen und ökologischen Varianten sind auch bei den sensitiven Indikatoren der Humusdynamik höhere Werte aller Indikatoren in den ökologischen Varianten zu beobachten. In den ökologischen Versuchen VH, GH und GF treten i.d.R. höhere Werte von C_{hwl} , N_{hwl} , C_{mik} und Katalaseaktivität bei Stallmistanwendung (und entsprechend mehrjährigem Futterleguminosenbau) auf. Die β -Glukosidaseaktivität hingegen ist in den Varianten ohne Stallmistanwendung z.T. stärker. In den Versuchen DKFO und DKFL ist die Abstufung der Varianten bei den verschiedenen Indikatoren und den beiden Versuchsstandorten sehr uneinheitlich. Nur bei C_{mik} zeigt sich klar die auch in anderen Versuchen beobachtete positive Wirkung der organischen Düngung.

4.3.1.3 Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen

Die Ergebnisse der Humusbilanzierung in den einbezogenen Versuchsvarianten sind gibt Tab. 4.12 wieder.

Aufgrund der Koeffizientensätze aller verwendeten Humusbilanzmethoden werden Bewirtschaftungsvarianten mit Hofdüngeranwendung (WDT) höher eingeschätzt als vergleichbare Varianten ohne entsprechende Düngung. Insbesondere bei der Bewertung ökologischer Bewirtschaftungssysteme bestehen jedoch erhebliche Abweichungen zwischen den Methoden HES und HED auf der einen und den LUFA-Methoden auf der anderen Seite. So wird die Höhe der Humusreproduktion ökologischer Systeme durch die beiden HE-Methoden durchweg deutlich geringer eingeschätzt als durch die Methoden nach VDLUFA. Umgekehrt schätzt die dynamische HE-Methode (HED) die Humusreproduktion bei konventioneller Bewirtschaftung aufgrund der Berücksichtigung der Mineraldüngung bei der Abschätzung des Humus-N-Bedarfes der Pflanzen z.T. wesentlich höher ein als alle anderen Methoden.

Weiterhin wird deutlich, dass alle Humusbilanzmethoden für Bewirtschaftungssysteme mit höheren Anteilen an mehrjährigen Leguminosen (33% und mehr) und/oder intensivem Zwischenfruchtbau in der Fruchtfolge sowie umfangreicher Wirtschaftsdüngeranwendung sehr hohe Bilanzsalden ausweisen (Versuche DOK, DA, GH, DKFO, DKFL). Die niedrigen Salden der Variante ÖKO-WDTM im Versuch VH resultieren dabei aus dem aufgrund der kurzen Rotationszeit vergleichsweise hohen Hackfruchtanteil von 33%.

Tab. 4.12: Ergebnisse der Humus- und Stickstoffbilanzierung in Dauerfeldversuchen.
 Angewendete Humusbilanzmethoden: HES = statische Humuseinheitenmethode nach LEITHOLD et al. (1997), HED = dynamische Humuseinheitenmethode nach HÜLSBERGEN (2003), LUFA-U / -O = Methode nach VDLUFA (2004), untere (U) bzw. obere (O) Werte. N-Bilanz nach HÜLSBERGEN (2003), ohne Berücksichtigung einer mgl. Änderung des Boden-N-Vorrates.

Versuch	System		HES		HED		LUFA-U		LUFA-O		N-Bilanz	
			(Häq ha ⁻¹ a ⁻¹)		(Häq ha ⁻¹ a ⁻¹)		(Häq ha ⁻¹ a ⁻¹)		(Häq ha ⁻¹ a ⁻¹)		(kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	
			kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko	kon	öko
DOK	KON-WDT	ÖKO-WDT	+869	+694	+916	+714	+627	+887	+602	+853	+68	+26
		BD-WDT		+557		+607		+742		+708		+26
SCH	[KON/ÖKO]-GS[MF/RB]		k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
VH	ÖKO-WDTG			-52		-68		-52		-132		+24
	ÖKO-WDTM			+128		+214		+109		+29		+27
	ÖKO-GSRB			+/-0		-44		+56		-24		+57
	ÖKO-GSMF			+172		+124		+59		+69		+43
DA	V-[MINGS/WDT]-1		-29	-184	-268	-314	-13	+67	-20	-3	+13	+23
	V-[MINGS/WDT]-2		-15	-51	-188	-321	+2	+198	+/-0	+128	+46	+44
	V-[MINGS/WDT]-3		-12	+83	-221	-255	+6	+329	+6	+259	+73	+70
GH	ÖKO-WDT			+629		+616		+391		+407		+99
	ÖKO-GSRB			+407		+511		+542		+594		+127
	ÖKO-GSMF			-20		+189		+201		+219		+47
BL	[KON/ÖKO]-WDTM		+240	+103	+147	+59	+220	+285	+146	+212	+45	+32
	[KON/ÖKO]-GSRB		+68	-263	+55	-131	+134	+64	+114	+22	+16	-3
BN	ÖKO-WDT-1			+108		+144		+258		+214		-28
	ÖKO-WDT-2			+251		+288		+398		+354		-8
	[KON/ÖKO]-GSMF-1		-385	-365	-388	-289	-172	-109	-307	-150	-31	-49
	KON-GSMF-2		-211		-154		+29		-31		+3	
DDF	[KON/ÖKO]-WDTM		+92	+93	-68	+271	+126	+200	+47	+173	+56	-9
	KON-GSRB		k.D.		k.D.		k.D.		k.D.		k.D.	
GF	ÖKO-WDT			+31		-134		+234		+171		+44
	ÖKO-GS			-216		-193		-25		-59		+20
PRU	V-[MIN/NIL]		-435	-762	-172	-284	-210	-210	-344	-344	+41	-22
	V-[MINWDT/WDT]		-145	-469	+50	-70	+22	+22	-111	-111	+80	+7
DKFO	ÖKO-WDTG-I			+482		+313		+525		+572		+60
	ÖKO-GSRB			+435		+429		+473		+520		+58
	ÖKO-WDTG-II			-29		-122		+167		+147		+38
	ÖKO-GSMF			-110		-52		+74		+54		+23
DKFL	ÖKO-WDTG-I			+482		+394		+525		+572		+72
	ÖKO-GSRB			+435		+447		+473		+520		+63
	ÖKO-WDTG-II			-29		-145		+167		+147		+39
	ÖKO-GSMF			-110		-17		+74		+54		+28

In der Stickstoff-Bilanz ergeben sich für viele einbezogene Varianten hohe bzw. sehr hohe Überschüsse. Dies gilt insbesondere für den Versuch GH. Grundsätzlich ist zu beachten,

dass eine mögliche Anreicherung von N in der OBS in der verwendeten Bilanzmethode nicht berücksichtigt wird.

Im Versuch GH resultiert der hohe N-Saldo im wesentlichen aus der berechneten symbiotischen Fixierleistung der Leguminosen. Durch den intensiven Zwischenfruchtbau mit Leguminosen-Nichtleguminosen-Gemengen kommt es insbesondere in der Variante ohne Anwendung tierischer Wirtschaftsdünger aber mit Rotationsbrache (ÖKO-GSRB) zu einem sehr hohen Saldo. Dieser wird durch Aberntung von Futter und Stroh und Rückführung von N mit tierischen Wirtschaftsdüngern (ÖKO-WDT) deutlich vermindert, beträgt aber dennoch $+99 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Erst in der Variante ohne Anwendung von Düngern aus der Tierhaltung und ohne Rotationsbrache (ÖKO-GSMF) sinkt der Saldo der N-Bilanz auf $+47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Hier ist unbedingt zu prüfen, ob tatsächlich erhebliche N-Überschüsse auftreten, oder ob eine Überschätzung der N-Fixierung von Leguminosen durch die genutzte Methode vorliegt.

4.3.1.4 Zusammenhänge von Indikatoren der Humusdynamik sowie Humus- und Stickstoffbilanzsalden.

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Zusammenhänge zwischen Indikatoren der Humusdynamik und Bewirtschaftungsfaktoren sowie natürlichen Standortfaktoren untersucht. Zu berücksichtigen sind aber auch gegenseitige Abhängigkeitsbeziehungen der Indikatoren untereinander (Tab. 4.13).

Tab. 4.13: Zusammenhänge zwischen verschiedenen Indikatoren von Humusgehalt und Humusdynamik. Angegeben ist der Korrelationskoeffizient nach Pearson (r). * = signifikant bei $\alpha=0,05$, ** = signifikant bei $\alpha=0,01$, n.sg.= nicht signifikant.

	C_{org}	N_t	C_{KMW}	ΔC_{org}	N_{KMW}	ΔN_t	C_{hwl}	N_{hwl}	C_{mik}	EA G	EA K
C_{org}		0,90**	0,35**	0,37**	0,50**	0,50**	0,52**	0,53**	0,25**	0,29**	0,31**
N_t			0,26**	0,30**	0,41**	0,44**	0,62**	0,65**	0,48**	0,25**	0,46**
C_{KMW}				0,60**	0,23**	0,23**	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,22*
ΔC_{org}					0,22**	0,32**	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_{KMW}						0,83**	0,40**	0,45**	n.sg.	0,22*	n.sg.
ΔN_t							0,39**	0,39**	n.sg.	0,19*	n.sg.
C_{hwl}								0,73**	0,34**	0,21*	0,42**
N_{hwl}									0,39**	0,21*	0,18*
C_{mik}										n.sg.	0,40**
EA G											0,53**
EA K											

So bestehen in den ausgewerteten Versuchspartellen Beziehungen sowohl zwischen Niveau und Entwicklung der Humusgehalte, wie auch zwischen Indikatoren des Humusgehaltes auf der einen und sensitiven Indikatoren der Humusdynamik auf der

anderen Seite. Schließlich zeigen auch die sensitiven Indikatoren untereinander signifikante Korrelationen.

Relativ enge Korrelationen sind zwischen C_{org} und N_t als Indikatoren des aktuellen Humusgehaltes sowie zwischen C_{hwl} und N_{hwl} als Anzeiger der umsetzbaren Humusfraktion zu beobachten. Die Indikatoren der bodenbiologischen Aktivität (C_{mik} , EA G, EA K) waren hingegen nur schwach mit den meisten Indikatoren von Niveau und Entwicklung der Humusgehalte sowie der umsetzbaren Humusfraktion korreliert. Insbesondere die β -Glukosidase als Indikator der Abbauintensität von C-reichem organischem Material stand mit keinem dieser Indikatoren in engerer Beziehung. Die mikrobielle Aktivität (C_{mik}) sowie die Katalaseaktivität zeigten hingegen einen deutlichen Zusammenhang mit N_t als Humusgehalts-Indikator. Weiterhin wiesen die beiden Enzymaktivitäten eine vergleichsweise starke Korrelation auf.

Auch Niveau (C_{org} , N_t) und Entwicklung (ΔC_{org} , ΔN_t , C_{KMW} , N_{KMW}) standen miteinander in Zusammenhang. Dabei waren die Korrelationen der C-basierten Indikatoren der Humusgehaltsentwicklung (ΔC_{org} , C_{KMW}) mit den anderen Indikatoren am schwächsten. Relativ enge Zusammenhänge bestanden hingegen zwischen C_{org} als Humusgehalts-Indikator und den N-bezogenen Indikatoren der Humusgehaltsentwicklung (ΔN_t , N_{KMW}).

Bei der Erfassung der Entwicklung der Humusgehalte sind zwar jeweils für die C-bezogenen (ΔC_{org} , C_{KMW}) und die N-bezogenen (ΔN_t , N_{KMW}) Indikatoren vergleichsweise gute Korrelationen der Ergebnisse der beiden methodischen Ansätze zu beobachten, dennoch muss eine erhebliche Abweichung der Aussage der methodischen Ansätze bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Weiterhin wurden nur schwache Zusammenhänge zwischen der Entwicklung der C-Gehalte und derjenigen der N-Gehalte festgestellt.

Die Zusammenhänge zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren von Humusgehalt und Humusdynamik zeigt Tabelle 4.14. In der Gesamtauswertung aller Versuche wiesen die Bilanzergebnisse der dynamischen Methode HED (HÜLSBERGEN 2003) signifikante Beziehungen zu Indikatoren von Niveau (C_{org} , N_t) und Entwicklung (N_{KMW}) der Humusgehalte auf. Die Zusammenhänge waren dabei allerdings sehr schwach.

Tab. 4.14: Zusammenhänge zwischen Humusbilanzsalden und Indikatoren von Humusgehalt und Humusdynamik in Dauerfeldversuchen. Angegeben ist der Korrelationskoeffizient nach Pearson (r). * = signifikant bei $\alpha=0,05$, ** = signifikant bei $\alpha=0,01$, n.sg.= nicht signifikant.

Indikator	Methode			
	dynamisch	statisch		
	HED	HES	LUFA-O	LUFA-U
C_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
ΔC_{org}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_{KMW}	0,18**	n.sg.	n.sg.	n.sg.
ΔN_t	n.sg.	0,12*	n.sg.	n.sg.
C_{org}	0,23**	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_t	0,40**	n.sg.	n.sg.	0,16*
C_{hwl}	0,50**	0,63**	0,63**	0,64**
N_{hwl}	0,33**	0,44**	0,42**	0,44**
C_{mik}	0,43**	0,27**	0,24**	0,33**
EA G	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
EA K	0,41**	0,36**	0,25**	0,30**

Relativ enge Korrelation bestanden hingegen zwischen Humusbilanzsalden und einigen der sensitiven Humusindikatoren, insbesondere C_{hwl} und N_{hwl} . Dabei war der Zusammenhang zwischen den Humusqualitäts-Indikatoren C_{hwl} sowie N_{hwl} und den Bilanzsalden der statischen Methoden (HES, LUFA-U, LUFA-O) stärker als bei der dynamischen Methode (HED). Bei den Indikatoren der Humusdynamik (C_{mik} , EA K) hingegen bestand ein stärkerer Zusammenhang mit den Humusbilanzsalden nach HED als mit den Salden der drei statischen Methoden.

Hier ergab sich jedoch in der Einzelversuchsauswertung ein weiter differenziertes Bild (vgl. Kap. 6.5.1.2 und 6.5.2.2). So zeigten die statischen Methoden in einigen Versuchen die stärksten Zusammenhänge zwischen Bilanzsaldo und Indikatoren der Humusdynamik, wobei der Abstand zu den dynamischen Methoden in diesen Fällen nur gering war. Andererseits wiesen die statischen Methoden häufiger einen als Fehlansage zu bewertenden gegensätzlichen Trend von Saldo und Indikatorwerten im Sinne einer negativen Korrelation auf.

4.3.2 Ackerbauliche Bedeutung des Humus in Abhängigkeit vom Landnutzungssystem

Unter Bedingungen des ökologischen Landbaus wurde eine stärkere Korrelation zwischen Humusgehalt und Ertragsbildung gefunden als bei konventioneller bzw. nicht-ökologischer Bewirtschaftung (Abb. 4.3). Der Zusammenhang war in beiden Fällen signifikant.

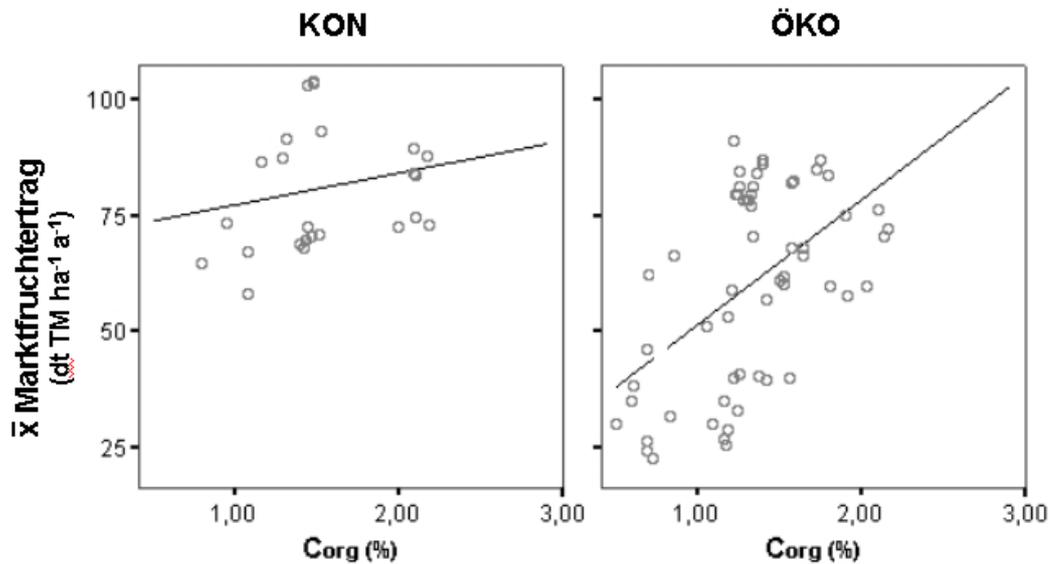


Abb. 4.3: Beziehung zwischen Marktprodukterträgen und Humusgehalten in Dauerfeldversuchen in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem. Bestimmtheitsmaß (r^2) kon = 0,04; öko = 0,27.

Hier ist zu beachten, dass eine wechselseitige Beeinflussung zwischen Ertragsbildung und Humusgehalt auf einer Fläche besteht. So ist der Humusgehalt aufgrund seiner multifunktionalen Bedeutung für das Pflanzenwachstum (s.o.) als wichtiger Faktor der Ertragsbildung zu betrachten, sofern die Humusfunktionen nicht erheblich durch den Einsatz von Betriebsmitteln substituiert werden (u.a. RÜBENSAM & RAUHE 1968, STOCKDALE et al. 2002, LEITHOLD et al. 2007). Umgekehrt beeinflussen höhere Kulturpflanzenerträge die Entwicklung der Humusgehalte einer Fläche durch die Bildung größerer Mengen an Ernte- und Wurzelrückständen als Substrate des Humusaufbaus.

Die unterschiedliche ackerbauliche Bedeutung der Standortbedingungen bei ökologischer und nicht-ökologischer Bewirtschaftung bestätigt sich auch bei der Betrachtung weiterer Indikatoren (Tab. 4.15).

Tab. 4.15: Zusammenhang zwischen durchschnittlichem Marktproduktertrag ($\text{dt TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) und Indikatoren der Humusdynamik in Dauerfeldversuchen in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem. Angegeben ist der Korrelationskoeffizient nach Pearson (r). * = signifikant bei $\alpha=0,05$, ** = signifikant bei $\alpha=0,01$, n.sg.= nicht signifikant.

	C_{org}	N_t	C_{hwl}	N_{hwl}	C_{mik}	EA G	EA K
KON-WDT	n.sg.	0,76**	0,65*	0,71**	0,80**	n.sg.	0,68*
KON-GS	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,64*	n.sg.	n.sg.	-0,85**
KON gesamt	n.sg.	0,54**	0,59**	0,71**	0,74**	n.sg.	n.sg.
ÖKO-WDT	0,52**	0,79**	0,58**	0,47**	0,75**	0,44*	0,64**
ÖKO-GS	0,54**	0,64**	0,57**	0,56**	0,83**	0,59**	0,44*
ÖKO gesamt	0,51**	0,67**	0,63**	0,62**	0,81**	0,33*	0,50**

Alle abgebildeten Indikatoren der Humusdynamik bis auf N_{hwl} weisen bei ökologischer Bewirtschaftung einen stärkeren Zusammenhang mit dem durchschnittlichen Marktproduktertrag in den Versuchsvarianten auf. So wurde insbesondere mit Blick auf C_{org} als meistverwendeten Indikator des Gesamthumusgehaltes ein signifikanter Zusammenhang mit der Ertragsbildung nur in den ökologischen Varianten festgestellt ($r=0,51^{**}$). Bei N_t als zweitem Indikator des Gesamthumusgehaltes ist zwar auch unter Bedingungen des konventionellen Landbaus ein signifikanter Zusammenhang mit der Ertragsbildung zu beobachten, der Korrelationskoeffizient ist hier mit $r=0,54^{**}$ jedoch wesentlich geringer als in den ökologischen Varianten ($r=0,67^{**}$). Bei den Indikatoren der Humusqualität besteht ein etwas engerer Zusammenhang mit der Ertragsbildung bei C_{hwl} in den ökologischen Varianten (ORG: $r=0,63^{**}$, KON: $r=0,59^{**}$). Bei N_{hwl} ist allerdings ein deutlich stärkerer Zusammenhang in den konventionellen Varianten zu beobachten. Für die Indikatoren der Humusdynamik (C_{mik} , EA G, EA K) wurde bei ökologischer Bewirtschaftung ein wesentlich stärkerer Zusammenhang mit der Ertragsbildung beobachtet. Bei konventioneller Bewirtschaftung konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen Humusdynamik-Indikator und Marktproduktertrag nur für C_{mik} festgestellt werden. Dieser war zwar geringer als bei ökologischer Bewirtschaftung, wies aber dennoch einen Korrelationskoeffizienten von $r=0,74^{**}$ auf.

Ein signifikanter Zusammenhang mit der Ertragsbildung war in Systemen mit Hofdüngeranwendung (KON/ÖKO-WDT) bei ökologischer Bewirtschaftung für alle betrachteten Indikatoren festzustellen. Bei konventioneller Bewirtschaftung wurde hingegen kein Zusammenhang mit C_{org} (s.o.) sowie der β -Glukosidaseaktivität (EA G) beobachtet. Bei den Indikatoren von Humusqualität (C_{hwl} , N_{hwl}) und Humusdynamik (C_{mik} , EA K) war der Zusammenhang allerdings in den konventionellen Varianten (KON-WDT) stärker als in den ökologischen Varianten (ÖKO-WDT). Der Zusammenhang zwischen Marktprodukterträgen und Humusgehalt (C_{org} , N_t) war bei ökologischer Bewirtschaftung je nach betrachtetem Indikator wesentlich (C_{org}) bzw. nur geringfügig (N_t) enger.

4.3.3 Beeinflussung der Humusdynamik durch unterschiedliche Grundbodenbearbeitung (M. Krawutschke, C. Brock)

Auf sieben unterschiedlichen Versuchsstandorten wurden Untersuchungen zum Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf Gehalt und Menge der organischen Bodensubstanz in Ackerböden durchgeführt (vgl. Tab. 4.3). Weiterhin sollte geklärt werden, ob sich von den durch die Bodenbearbeitung ausgehenden Wirkungen Zu- bzw. Abschläge für die Humusbilanz-Koeffizienten ableiten lassen.

Die durchgeführten Untersuchungen (Tab. 4.16) brachten folgende Ergebnisse (vgl. KRAWUTSCHKE, 2007):

Die Bodenbearbeitungsintensität wirkte sich auf die Lagerungsdichte des Bodens aus. Bei wendender Bodenbearbeitung mit dem Pflug zeigte sich in der gesamten Ackerkrume eine

nahezu gleichmäßige Dichtlagerung. Im Gegensatz dazu bewirkte die nicht wendende Bodenbearbeitung in der bodennahen Schicht eine Reduzierung der Lagerungsdichte. Grund hierfür waren die im Vergleich zur Pflugbearbeitung höheren Kohlenstoffgehalte in der obersten Krumenschicht. Mit zunehmender Bodentiefe kam es zu einer Zunahme der Dichtlagerung des Bodens, die bei Unterlassung jeglicher Bodenbearbeitung stärker ausfiel, und somit wurde im unteren Krumbereich eine höhere Lagerungsdichte festgestellt als bei Pflugeinsatz.

Tab. 4.16: Auswirkung differenzierter Grundbodenbearbeitung auf Menge und Verteilung des Kohlenstoffgehaltes von Ackerböden. Relative Humusmengen im Oberboden. Grundbodenbearbeitungsvariante „wendend“ (Pflug) =100%. W=wendend (Pflug), NW=nicht wendend (Grubber).

Versuchsstandort	Bodentiefe [cm]	LD [g cm ⁻³]		C _r -Gehalt [% TS]		Relative C _r -Menge (%)	
		W	N	W	N	W	N
Bad Lauchstädt	0-10	1,42	1,33	2,16	2,22	100	97
	10-20	1,43	1,41	2,17	2,10*		
Gießen	0-10	1,48	1,53	1,65	1,78	100	102
	10-25	1,50	1,65	1,60	1,40		
Hassenhausen	0-10	1,34	1,26	1,05	1,49	100	98
	10-25	1,38	1,46	1,14	0,83		
Ossenheim	0-10	1,23	1,14	1,47	1,94	100	114
	10-25	1,25	1,32	1,51	1,56		
Gladbacherhof	0-12	1,24	1,11	1,46	1,75	100	101
	17-25	1,22	1,23	1,60	1,44		
Güterfelde	0-12,5	1,43	1,43	0,69	0,80	100	134
	12,5-25	1,47	1,57*	0,65	0,93		
Scheyern	0-10	1,41	1,41	1,40	1,25	100	108
	10-20	1,50	1,59*	1,36	1,61		

* signifikante Unterschiede zwischen Ober- und Unterkrume ($\alpha=0,05$).

Das verwendete Bodenbearbeitungsverfahren hatte einen maßgeblichen Einfluss auf die Einarbeitung bzw. Verteilung der Pflanzenrückstände in der Ackerkrume. Jährlich gepflügter Boden zeigte etwa gleich hohe Kohlenstoffgehalte in den verschiedenen Krumbereichen. Demgegenüber führte nicht wendende Bodenbearbeitung in der obersten Bodenschicht zu deutlich höheren Kohlenstoffgehalten als in der untersten Bodenschicht. Nur am Standort Bad Lauchstädt wurde in der Unterkrume der Schwergrubbervariante ein signifikant geringerer C_r-Gehalt beobachtet.

Die Lagerungsdichte übte einen entscheidenden Einfluss auf die OBS-Menge in der Ackerkrume aus. Des Weiteren kam es bei den Wirkungen der Bodenbearbeitung zu deutlichen Standortunterschieden. Die Standorte Güterfelde und Scheyern zeigten bei nicht

wendender Bodenbearbeitung gegenüber Pflugeinsatz jeweils eine deutlich höhere Kohlenstoffmenge in der Unterkrume, die in Güterfelde sogar signifikant war. Auf den Standorten Bad Lauchstädt, Gießen und Hassenhausen erzielten die Grubbervarianten eine niedrigere Kohlenstoffmenge in der Ackerkrume als die gepflügten Varianten. Bei Direktsaat war am Standort Hassenhausen die Kohlenstoffmenge ebenfalls geringer. Die größte Kohlenstoffanreicherung trat am Standort Ossenheim auf, was bei Unterlassung jeglicher Bodenbearbeitung im Vergleich zu Pflugbearbeitung zu einer um 38,6 % ($17,84 \text{ t ha}^{-1}$) höheren C_T -Menge in der Ackerkrume führte. Signifikante Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsverfahren konnten bei der Gesamtmenge an Humus in der Ackerkrume auf keinem Standort festgestellt werden.

4.4 Diskussion

In verschiedenen Arbeiten wurden höhere Humusgehalte und eine höhere Umsatzdynamik der organischen Bodensubstanz unter ökologischer gegenüber konventioneller Bewirtschaftung als charakteristisches Merkmal der Landnutzungsform herausgestellt (z.B. ARMSTRONG BROWN et al. 2000, MUNRO et al, 2002; PIORR & WERNER, 1998). Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit verweisen hier auf die Notwendigkeit einer differenzierteren Betrachtung. So treten in den Versuchen bei nicht wesentlich verschiedener Bewirtschaftungsstruktur hinsichtlich Betriebstyp, Fruchtfolge und Form der organischen Düngung z.T. höhere Humusgehalte in den konventionellen Vergleichsvarianten auf. Diese Beobachtung deckt sich mit Ergebnissen der umfangreichen Auswertung schwedischer Dauerfeldversuche (CARLGREN & MATTSSON, 2001). Der Grund hierfür ist in der mit höheren Erträgen durch Mineraldüngeranwendung ebenfalls ansteigenden Menge der für den Humusaufbau zur Verfügung stehenden Ernte- und Wurzelrückstände zu sehen (vgl. GLENDINING & POWLSON 1995). Hier muss allerdings beachtet werden, dass ökologische und konventionelle Bewirtschaftungssysteme mit nicht wesentlich verschiedener Bewirtschaftungsstruktur in der landwirtschaftlichen Praxis nur in Einzelfällen vorkommen. So ist der Anbau mehrjähriger Futterleguminosen oder die Intergation mehrjähriger Leguminosen als Rotationsbrache zumindest im konventionellen Landbau in Deutschland kaum verbreitet. Höhere Humusgehalte bei ökologischer als bei konventioneller Bewirtschaftung sind hingegen dann zu beobachten, wenn sich die Vergleichssysteme in Anlehnung an die Praxis hinsichtlich ihrer Bewirtschaftungsstruktur hinreichend unterscheiden. So konnten u.a. MICHEL (1988), DRINKWATER et al. (1998) sowie HÜLSBERGEN (2003) einen Humusaufbau durch die Integration mehrjähriger Leguminosen in die Fruchtfolge gegenüber reinen Marktfruchtfolgen zeigen. Bezüglich der Wirkung von Zwischenfruchtbau auf die Humusgehalte sind die Ergebnisse hingegen nicht einheitlich. Während z.B. BLOMBÄCK et al. (2003) einen, allerdings geringen, Humusaufbau durch Zwischenfruchtbau feststellten, konnte SHEPHERD (1999) entsprechende Zusammenhänge nicht bestätigen. Bei der Düngung wiesen verschiedene Autoren die herausragende Bedeutung von Festmist für die Humusreproduktion nach (Übersicht in HAYNES & NAIDU

1998). In Langzeit-Düngungsversuchen zeigte sich i.d.R. bei den Humusgehalten der Varianten die Reihenfolge STM+MIN > STM > MIN > OHNE (z.B. CARLGREN & MATTSSON 2001, SHEVTSOVA et al. 2003). Allerdings müssen mögliche Wechselwirkungen zwischen Faktoren berücksichtigt werden. So zeigten ZIMMER et al. (2005) unter gleichen Fruchtfolgebedingungen höhere Humusgehalte bei reiner Festmistdüngung gegenüber kombinierter Düngung Festmist+Mineraldünger. Hier sind Priming-Effekte der Anwendung von Düngern mit schnell verfügbarem mineralischem N anzunehmen (KUZJAKOV et al. 2000, MARINARI et al., 2000). Eine aufgrund der o.g. Ergebnisse zur Humusreproduktion von Düngevarianten implizierte Überkompensation dieser Effekte ist wahrscheinlich von einer entsprechend hohen Ertragswirkung der mineralischen Düngung abhängig. Der Sachverhalt wird in den vorliegenden Ergebnissen am Versuch PRU deutlich. Hier war die reine Stallmistvariante der Düngungsvariante STM+MIN hinsichtlich der Humusreproduktion überlegen, da die Differenz bei den mittleren Marktfruchterträgen nur 6 dt/ha zugunsten der kombinierten Düngung betrug und die geringfügig größere Menge an Ernte- und Wurzelrückständen den Priming-Effekt der Mineraldüngung offensichtlich nicht ausgleichen konnte.

Auch bei den sensitiven Indikatoren der Humusdynamik wurden bei nicht wesentlich unterschiedlicher Bewirtschaftungsstruktur der konventionellen und ökologischen Varianten i.d.R. höhere Werte bei konventioneller Bewirtschaftung festgestellt. Bei dem Vergleich aller Varianten jeweils eines Versuches wurde eine positive Beeinflussung der Indikatoren in Systemen mit Stallmistanwendung beobachtet. Gülle-basierte Düngungssysteme erreichten ebenso wie viehlose Bewirtschaftungssysteme keine entsprechend günstige Ausprägung der Indikatoren. Die Ergebnisse decken sich so wiederum mit anderen Dauerversuchsauswertungen (MANZKE, 1995). Demnach folgt auch die positive Beeinflussung der sensitiven Indikatoren der Humusdynamik bei gleicher Fruchtfolge i.d.R. der Reihe STM+MIN > STM > MIN > OHNE. Eine von dieser Reihung abweichende Ausprägung der Indikatoren, z.B. β -Glucosidaseaktivität im Versuch BL oder N_{nwl} im Versuch PRU, muss im Zusammenhang mit der festgestellten Beeinflussung der Indikatoren durch die Gesamt-N-Zufuhr mit der Düngung betrachtet werden (vgl. auch TISCHER 2000). Diese ist in den beiden Versuchen in den konventionellen Varianten ohne Anwendung von Düngern aus der Nutztierhaltung (BL) bzw. rein mineralisch gedüngten (PRU) Varianten jeweils erheblich höher, als in allen ökologischen bzw. nicht-mineralisch gedüngten Varianten. Die von TISCHER (2000) beschriebene Korrelation zwischen Katalaseaktivität und der Menge der organischen Bodensubstanz zeigt sich auch in der Analyse der Zusammenhänge zwischen den betrachteten Parametern in Kap. 4.3.1.4, allerdings nur mit einem Korrelationskoeffizienten von $r=0,31^{**}$ bei C_{org} und $0,46^{**}$ bei N_t . Dennoch wies z.B. die BD-WDT-Variante im DOK-Versuch trotz deutlich höherer C_{org} - und N_t -Gehalte keine stärkere Katalaseaktivität auf, als die konventionelle Variante KON-WDT. Gleiches gilt für den Unterschied zwischen WDT- und GS-Varianten im Versuch GH. Eine Beurteilung der Katalaseaktivität als Indikator des Bewirtschaftungseinflusses auf die Humusdynamik ist daher nur eingeschränkt möglich, solange der Einfluss weiterer Faktoren nicht abgegrenzt werden kann. Auch die Aussage der β -Glucosidaseaktivität zur Beeinflussung der Humusdynamik durch Anbausysteme darf nicht überbewertet werden, da die β -

Glukosidaseaktivität offensichtlich mehr durch die Höhe der Düngung als durch die Düngerart beeinflusst wird (vgl. TISCHER 2000).

Es ist auch zu beachten, dass Unterschiede in Gehalt und Entwicklung der Humusgehalte zwischen Bewirtschaftungsvarianten in der Literatur für mehrere Versuche aufgezeigt worden sind, bei denen entsprechende Sachverhalte in den hier vorgestellten Untersuchungen nicht abgesichert werden konnten (vgl. FLIEBBACH et al. 2007, RAUPP & OLTMANN 2006, SCHULZ et al. 2008, OLESEN et al. 2007). Ein Grund ist sicherlich in der aus Kapazitätsgründen vorgenommenen Beschränkung der einbezogenen Versuchspartizellen und dem damit verbundenen Informationsverlust zu sehen. So wurde z.B. im DOK-Versuch lediglich einer von drei Schlägen untersucht, im Ökologischen Ackerbauversuch Gladbacherhof wurde durch die Beschränkung auf einheitliche Grundbodenbearbeitung nur ein Viertel der Versuchspartizellen ausgewertet. Im Darmstädter Langzeitversuch schließlich wurde nur ein Teilzeitraum ausgewertet, der auch aufgrund technischer Probleme bei der Datenerhebung nicht ohne weiteres als repräsentativ für den Gesamtversuch gelten kann (RAUPP 2008). Sollte sich der Einbruch der C_{org} -Gehalte zwischen 1997 und 1999 bestätigen, wäre eine weitere Untersuchung der zugrundeliegenden Faktoren und Prozesse von großem Interesse. Möglicherweise haben die C_{org} -Gehalte in den MINGS-Varianten bereits ein durch bodenphysikalische Protektion stabilisiertes Minimum erreicht, während in den WDT-Parzellen eine größere Menge an umsetzbarem Humus-C vorliegt, welches aufgrund entsprechender Standortbedingungen (Klima) in den Jahren 1997-1999 verstärkt abgebaut wurde (vgl. KÖRSCHENS et al. 1998, SCHULZ 2002).

Überdies muss die auch in den vorliegenden Ergebnissen aufgezeigte gegenseitige Beeinflussung der Indikatoren der Humusdynamik untereinander berücksichtigt werden. So weisen auch KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) auf eine enge Korrelation zwischen Gesamt-Humusgehalt (C_{org} , N_t) und umsetzbaren Humusfraktionen (C_{hwl} , N_{hwl}) hin. Entsprechend können nicht bewirtschaftungsbedingte Unterschiede im Gesamt-Humusgehalt einen möglichen Bewirtschaftungseinfluss verzerren, da bei Standorten bzw. in Parzellen mit höheren Humusgehalten das Niveau der sensitiven Indikatoren unabhängig von der Bewirtschaftung in gewissem Umfang angehoben werden kann. Das Wirkungsgefüge darf hier allerdings nicht überschätzt werden, da die Korrelationen zwar signifikant, aber nicht besonders eng sind. Ähnliches gilt für den Zusammenhang zwischen Niveau und Entwicklung der Humusgehalte an einem Standort. So sind geringe Humusgehalte an einem Standort die Folge entsprechender Bedingungen, die aufgrund intensiver Umsetzungsprozesse eine Anreicherung organischer Bodensubstanz erschweren (z.B. KÖHNLEIN 1964). Umgekehrt kann an Standorten mit eher tragem Umsatzgeschehen leichter Humus aufgebaut werden (ebd.). Einen wichtigen methodischen Hinweis liefert der lose Zusammenhang zwischen den Indikatoren der Humusgehaltsentwicklung ΔC_{org} und ΔN_t bzw. C_{KMW} und N_{KMW} . Der Zusammenhang zwischen den beiden C-bezogenen Indikatoren ist deutlich geringer als derjenige zwischen den beiden N-bezogenen Indikatoren. Weiterhin ist der Zusammenhang zwischen ΔC_{org} und ΔN_t sowie zwischen C_{KMW} und N_{KMW} jeweils sehr gering. Hier muss die komplementäre Dynamik der beiden Elemente berücksichtigt werden. So wird bei der Mineralisierung von Humus bzw. organischer Substanz ein Teil des

freiwerdenden N wieder von Pflanzen oder Mikroorganismen aufgenommen, während C zum größten Teil veratmet wird und aus dem System entweicht (z.B. RÜHLING et al. 2005). Auch bei der Immobilisierung von N in der mikrobiellen Biomasse wird C-reiches Substrat mineralisiert (ACCOE et al. 2004, RAYNAUD et al. 2006). Der letztgenannte Prozess kann jedoch durch eine ausreichende Verfügbarkeit entsprechender Substrate überkompensiert werden, wodurch ein Humusaufbau eintritt (KUZJAKOV et al. 2000). Eine Zunahme von Boden-C ist daher von einer – allerdings nicht zwangsläufig proportionalen! – Anreicherung von Boden N_t verbunden. Eine Abnahme von Boden-C kann hingegen sowohl mit einer Zunahme (= Verengung des C/N-Verhältnisses des Humus), wie auch mit einer Abnahme des Boden- N_t -Gehaltes (= Humusabbau) einhergehen. Es ist daher je nach Fragestellung zu entscheiden, welches der beiden Elemente als Indikator der Humusdynamik heranzuziehen ist.

Grundsätzlich muss der Trend ($\Delta C_{t/org}$ bzw. ΔN_t) als optimal ausgleichende Methode zur Erfassung von Entwicklungen betrachtet werden. Allerdings unterscheiden sich die als Trend-Kennziffern verwendeten Steigungskoeffizienten der Regressionsgeraden zur Entwicklung von C bzw. N in den Parzellen aufgrund der starken Variation der C_{org} - und N_t -Gehalte zwischen den Jahren nur in wenigen Fällen signifikant zwischen verschiedenen Varianten. Die korrigierten Mittelwerte liefern hier deutlichere Ergebnisse. Allerdings wird bei der Eliminierung des Parzelleneffekts vorausgesetzt, dass die Bedeutung der Variation der jeweiligen Ausgangswerte für die Entwicklung der C_{org} - bzw. N_t -Gehalte zu vernachlässigen ist. Bei Versuchen mit einer großen Variation der C_{org} - bzw. N_t -Ausgangswerte in den Parzellen darf eine solche Annahme allerdings nicht getroffen werden, da ein Zusammenhang zwischen Niveau und Entwicklung von Humusgehalten besteht (s.o.).

Bezüglich der Analyse der Humusreproduktion von Bewirtschaftungssystemen vermuten LEITHOLD et al. (2007) eine Überschätzung von Systemen des ökologischen Landbaus durch nicht an die besonderen Bedingungen dieser Landnutzungsform angepasste Humusbilanzmethoden. Hierzu liefert der Vergleich von Humus- und N-Bilanzsalden in der vorliegenden Arbeit einen weiteren Anhaltspunkt. Zwar ist für alle untersuchten Bewirtschaftungssysteme zunächst eine mögliche Überschätzung der Bindung von atmosphärischem N durch Leguminosen zu berücksichtigen, da bei der Bilanzierung eine gleichbleibend hohe Fixierleistung der Leguminosen angenommen wurde, während z.B. SCHMIDTKE (1997) bei Klee eine drastische Abnahme der Fixierung von atmosphärischem N im zweiten Anbaujahr und überdies große standortbezogene Unterschiede feststellte. Auf die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung der biologischen N-Fixierung durch Leguminosen in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren verweisen auch die Ergebnisse von MÖLLER et al. (2008). Allerdings sind auch bei ökologischer Bewirtschaftung erhebliche N-Verluste unter bestimmten Bedingungen möglich, insbesondere nach Kleeergrasumbruch (z.B. PRASUHN & SPIESS 2003, ASKEGAARD et al. 2005, KELM 2007).

N-Auswaschungsverluste in Höhe der für die einbezogenen Varianten der Versuche DOK und GH berechneten Werte übertreffen allerdings die in allen genannten Arbeiten gemessenen Verluste deutlich. Gleichzeitig handelt es sich hier um Systeme mit hohen Kleeergrasanteilen und z.T. Leguminosen-Nichtleguminosen-Gemengen im

Zwischenfruchtbau, so dass die o.g. Möglichkeit der Überschätzung der symbiontischen N-Fixierung unbedingt in Betracht gezogen werden muss. In den Versuchen BN und DDF sowie bei Variante M im Versuch BL sind allerdings bereits ohne eine entsprechende Korrektur negative Salden festzustellen. Da N neben C wesentlicher Grundbestandteil von Humus ist, muss bei negativem N-Saldo von einer Mineralisierung von Humus ausgegangen werden, da der entzogene und nicht über andere Quellen nachgelieferte N nur aus diesem Pool stammen kann (vgl. LEITHOLD 1991). Aus diesem Grunde sind die positiven Humusbilanzsalden nach VDLUFA für die betroffenen Varianten als Anhaltspunkt für eine Überschätzung der Humusreproduktion bei ökologischer Bewirtschaftung durch die Methoden zu bewerten. Diese Einschätzung wird dabei durch die Korrelationsanalysen zum Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach den verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik nicht uneingeschränkt unterstützt (s. auch Kap. 6.5.1.2 und 6.5.2.2). Allerdings kann ein enger Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden und Entwicklung der Humusgehalte an einem Standort aufgrund der Modellstruktur der Bilanzmethoden auch nicht erwartet werden. Zusätzlich zum grundlegenden Einfluss der natürlichen Standortbedingungen ist hier die Wirkung der in der Bilanz nicht erfassten Vorbewirtschaftung zu beachten (PULLEMAN et al. 2000).

Die Ergebnisse zum Zusammenhang zwischen Marktprodukterträgen und Humusdynamik zeigen, dass bereits aus agronomischen Gründen unter Bedingungen des ökologischen Landbaus ein höheres Humusreproduktionsniveau anzustreben ist als in konventionellen Systemen. Unter Bedingungen des ökologischen Landbaus muss aufgrund der vielfach beschriebenen größeren Abhängigkeit der Produktion von ökologischen Rahmenbedingungen und Prozessen (STOCKDALE et al. 2002) und der geringen Kompensationsmöglichkeiten davon ausgegangen werden, dass höhere Erträge durch höhere Humusgehalte erst ermöglicht werden (vgl. auch RÜHLING et al. 2005). Unter Bedingungen des nicht-ökologischen Landbaus verlieren die agronomischen Funktionen des Humus hingegen an Bedeutung. Dies gilt insbesondere für die Nährstoffversorgung der Pflanzen, aber auch für phytosanitäre Aspekte. Zwar ist eine ertragssteigernde Wirkung höherer Humusgehalte aufgrund der Verbesserung weiterer Wachstumsbedingungen (v.a. Bodenwasser- und Bodenlufthaushalt) möglich. BEYER et al. (1999) beschreiben eine geringe Bedeutung des Humusgehaltes für die Ertragsbildung. Hier wurden allerdings konventionelle Systeme mit optimaler Mineraldüngeranwendung betrachtet. Bei den nicht-ökologisch bewirtschafteten Flächen sind höhere Erträge so möglicherweise in stärkerem Maße als Ursache höherer Humusgehalte durch Einbringung größerer Mengen an Ernte- und Wurzelrückständen zu interpretieren und weniger als abhängige Größe. Diese Annahme wird auch durch eine positive Beeinflussung der Entwicklung der Humusgehalte bei Mineraldüngeranwendung unter sonst gleichen Bedingungen unterstützt (s.o.).

Eine ausführliche Diskussion der Ergebnisse zum Einfluss differenzierter Grundbodenbearbeitung auf die Humusgehalte von Ackerböden findet sich bei KRAWUTSCHKE (2007). Es zeigte sich, dass sich mit einer Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität bis hin zur Unterlassung jeglicher Bodenbearbeitung nicht unbedingt höhere Kohlenstoffmengen im Oberboden realisieren lassen.

Bei den Wirkungen der Bodenbearbeitung auf die organische Bodensubstanz sind deutliche Standortunterschiede aufgetreten. Hier müssen sowohl Wechselwirkungen der Grundbodenbearbeitung mit natürlichen Standortfaktoren, wie auch mit anderen Bewirtschaftungsfaktoren berücksichtigt werden (vgl. RICHTER (1995)).

Des Weiteren zeigen die vorliegenden Ergebnisse in Übereinstimmung mit anderen Arbeiten (u.a. STOCKFISCH 1997, DOLAN et al. 2006), dass die Lagerungsdichte des Bodens einen deutlichen Einfluss auf die Menge an OBS in der Ackerkrume ausübt. Somit kann eine unterschiedliche Dichtlagerung des Bodens infolge einer unterschiedlichen Bodenbearbeitungsintensität eine scheinbare Humusanreicherung vortäuschen. Um ein vollständiges Bild über die Veränderung der OBS in der Ackerkrume zu erhalten, sollten die Humusgehalte mit Hilfe der Lagerungsdichte und Bodentiefe in Humusmengen pro Flächeneinheit umgerechnet werden.

Die vorliegenden Resultate rechtfertigen daher zunächst keine Modifikation von Humusbilanz-Koeffizienten aufgrund unterschiedlicher Grundbodenbearbeitung.

5 Unterschiede im Humusreproduktionsniveau bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung - Schlussfolgerungen

Eine Absicherung von Unterschieden in Niveau und Entwicklung der Humusgehalte unter konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung war unter Praxisbedingungen kaum möglich. Auch in den Dauerversuchen konnten auftretende Unterschiede häufig nicht abgesichert werden. Hier wurde die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung der Bewirtschaftungssysteme deutlich. So zeigte insbesondere Stallmistanwendung in den Dauerfeldversuchen eine besonders günstige Beeinflussung der Humusreproduktion. Bei gleichen Düngungssystemen wurde hingegen die Bedeutung der jeweiligen Menge der Ernte- und Wurzelrückstände für den Humusaufbau sichtbar. Schließlich konnte eine sehr uneinheitliche, offenbar von standortbezogenen Faktoren und Wechselwirkungen abhängige Humusreproduktionsleistung von Stroh- und Gründüngung festgestellt werden.

Aufgrund der dargestellten Sachverhalte konnten höhere Humusgehalte unter ökologischer Bewirtschaftung dann abgesichert werden, wenn sich die verglichenen Bewirtschaftungssysteme in Fruchtfolge (mit/ohne Anbau mehrjähriger Leguminosen) und/oder Düngung (mit/ohne Wirtschaftsdünger aus der Nutztierhaltung) wesentlich unterschieden. Da dies insbesondere in den Dauerfeldversuchen z.T. nicht der Fall ist (identische Fruchtfolgen), treten Unterschiede im Humusreproduktionsniveau oft nicht so deutlich hervor, wie in Praxisuntersuchungen.

Auch höhere Gehalte an umsetzbarem C und N im Boden sowie eine höhere Umsatzaktivität bei ökologischer Bewirtschaftung gegenüber konventioneller Bewirtschaftung konnten nicht immer abgesichert werden. Hier waren wiederum die Differenzen in der Bewirtschaftungsstruktur der verglichenen Systeme ausschlaggebend. So konnten höhere Gehalte an C_{hwl} und eine höhere mikrobielle Aktivität bei ökologischer Bewirtschaftung dann abgesichert werden, wenn ökologische Bewirtschaftungssysteme mit Stallmistanwendung typischen konventionellen Marktfruchtssystemen (mineralische Düngung, keine Rotationsbrache) gegenübergestellt wurden. Ein charakteristisches Merkmal ökologisch bewirtschafteter Flächen ist allerdings in Übereinstimmung mit PIORR & WERNER (1998) und anderen Arbeiten in einer höheren mikrobiellen Aktivität im Boden auch im Vergleich mit konventionellen Flächen mit ähnlicher Bewirtschaftung (Betriebstyp) zu sehen.

Grundsätzlich ist in Übereinstimmung mit den Aussagen aus Kap. 3.4 und 4.4 zunächst immer zu klären, ob aufgrund der Bewirtschaftungsstrukturen der jeweils verglichenen Betriebe oder Versuchsvarianten Unterschiede zwischen den Vergleichssystemen in der Humusdynamik überhaupt zu erwarten sind. Dies ist insbesondere bei Versuchsanlagen nicht immer der Fall. Des Weiteren müssen methodische Probleme der varianzanalytischen Auswertung berücksichtigt werden, da alle Indikatoren aufgrund der Abhängigkeit von kleinräumig variablen bodenökologischen Faktoren stark streuen.

Die Ergebnisse zur Bedeutung der Humusdynamik für die Ertragsbildung bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung ergaben kein einheitliches Bild. So wurden in der Auswertung der Dauerfeldversuche höhere Korrelationen zwischen durchschnittlichem

Marktfrechertrag und fast allen Indikatoren der Humusdynamik bei den ökologischen Parzellen festgestellt. In den Praxisbetrieben stellte sich die Situation hingegen scheinbar genau umgekehrt dar. Eine abschließende Klärung ist hier nicht möglich. Es muss aber beachtet werden, dass die Untersuchung des Zusammenhangs von Humusgehalt und Ertragsbildung unter Praxisbedingungen gegenüber Versuchsbedingung erheblich erschwert ist, da von einer Konstanz weiterer wichtiger Einflussfaktoren nicht ausgegangen werden kann.

Ein quantitativer Einfluss differenzierter Intensität der Grundbodenbearbeitung auf die Humusdynamik konnte weder in Praxisbetrieben noch in Dauerfeldversuchen festgestellt werden. Zwar zeigte sich eine unterschiedliche Tiefenverteilung der organischen Substanz im Oberboden. Die Auswirkungen differenzierter Tiefenverteilung auf die ökologischen Wirkungsgefüge und die Ertragsbildung wurden nicht weiter untersucht.

Insgesamt muss festgestellt werden,

- *dass Unterschiede im Humusreproduktionsniveau zwischen konventionellen und ökologischen Anbausystemen von der Bewirtschaftung der verglichenen Systeme abhängen,*
- *dass ökologische Bewirtschaftung nicht generell zu einem hohen Humusreproduktionsniveau führt,*
- *dass aber unter Bedingungen des ökologischen Landbaus ein hohes Humusreproduktionsniveau aus agronomischen Gründen (Ertragsbildung) unbedingt anzustreben ist.*

Höhere Humusgehalte bei ökologischer gegenüber konventioneller Bewirtschaftung sind somit kein inhärentes Merkmal des Ökologischen Landbaus, sondern eine Folge der typischen Struktur ökologischer und konventioneller Bewirtschaftungssysteme. Das bedeutet auch, dass eine z.B. durch ökonomische Gründe verursachte Aufgabe bestimmter Strukturelemente (Viehhaltung, Festmistanwendung, Integration mehrjähriger Leguminosen in die Fruchtfolge) einen Ausgleich im Humusmanagement auf anderen Wegen erfordert, um eine ausreichende Reproduktion der Humusvorräte zu gewährleisten.

Erheblicher Forschungsbedarf besteht weiterhin zur Beeinflussung ökologischer Wirkungsgefüge im Boden als Steuergrößen der Humusdynamik durch Bewirtschaftungsmaßnahmen. Dies gilt insbesondere mit Blick auf die Wirkung von Gründüngung und Düngern mit hohen Anteilen an schnell verfügbarem N sowie für Wechselwirkungen zwischen Bewirtschaftungsmaßnahmen untereinander und mit natürlichen Standortfaktoren.

6 Ableitung und Präzisierung einer Humusbilanzmethode für den ökologischen Landbau

Die im Rahmen des Projektes erarbeitete konsequent modellbasierte Humusbilanzmethode HUMOD (*Humusbilanz-MODEll*) stellt eine Weiterentwicklung der dynamischen Humuseinheitenmethode nach HÜLSBERGEN (2003) dar.

Dabei wird dem Bilanzschema

Humusreproduktion = Humusersatz – Humusmineralisierung

gefolgt. Im hier vorgestellten Ansatz wird die Humusmineralisierung in Anbausystemen auf Grundlage der N-Dynamik im System Boden-Pflanze abgeschätzt. Die Berechnung des Humusersatzes geschieht auf Grundlage des Umsatzes organischer Substrate im Boden.

6.1 Ermittlung des Humusbedarfs von Kulturpflanzen auf Grundlage der N-Dynamik im System Boden-Pflanze (C.Brock)

Für die Abschätzung der Humusmineralisierung auf der Grundlage praxisverfügbarer Bewirtschaftungsdaten bietet die N-Dynamik im System Boden-Pflanze einen geeigneten Zugang (Tjurin 1956, Asmus 1985, Leithold 1983, 1991). Im Gegensatz zu Kohlenstoff wird Stickstoff aus der Mineralisierung der organischen Substanz des Bodens von Pflanzen in bedeutendem Umfang aufgenommen, so dass ein quantifizierbarer Zusammenhang zwischen Humusmineralisierung und Pflanzenertrag über den in der Pflanzenbiomasse enthaltenen Stickstoff hergestellt werden kann (vgl. TJURIN 1956). Da Kohlenstoff von Pflanzen aus der Luft assimiliert und nicht aus der Bodenlösung aufgenommen wird, liegt für den Kohlenstoff ein entsprechender Zusammenhang nicht vor.

Einen Modellansatz zur Beschreibung der des Zusammenhangs von Humus und Stickstoff im System Boden-Pflanze lieferte LEITHOLD (1991):

Algorithmus 6.1:

$$E = MDN - (MDN * a_v) + N_{biol.} - (N_{biol.} * b_v) + N_Z - (N_Z * c_v) - (MHN * d_v)$$

E = Stickstoffentzug der Kulturpflanzen ($kg N ha^{-1} a^{-1}$)

MDN = Stickstoffzufuhr aus der mineralischen Düngung ($kg N ha^{-1} a^{-1}$)

a_v = Verlustrate für MDN (%)

$N_{biol.}$ = Stickstoffzufuhr mit der organischen Düngung sowie der symbiontischen Fixierung von atmosphärischem N durch Leguminosen ($kg N ha^{-1} a^{-1}$)

b_v = Verlustrate für $N_{biol.}$ (%)

N_Z = Stickstoffzufuhr aus zusätzlichen Quellen wie atmosphärischer Deposition, Saatgut, nicht-symbiontischer Fixierung ($kg N ha^{-1} a^{-1}$)

c_v = Verlustrate für N_Z (%)

MHN = Stickstoff aus der Humusmineralisierung ($kg N ha^{-1} a^{-1}$)

d_v = Verlustrate für MHN (%)

In der Stickstoffbilanz nach LEITHOLD (1991) wird der für die Ausbildung eines definierten Ertrages notwendige Bedarf an organisch gebundenem Stickstoff berechnet, der entweder aus dem Humuspool (Netto-N-Mineralisation) oder der organischen Düngung stammt. Als N-Bedarf aus organischer Substanz wird dabei die Differenz zwischen dem N-Entzug der Pflanze und der N-Versorgung durch die Zufuhr von mineralischem Stickstoff mit der Düngung und aus atmosphärischer Deposition angenommen. Da die Methode dazu dient, Humusbilanzkoeffizienten zu ermitteln, wird der Bedarf an organisch gebundenem Stickstoff in Humuseinheiten (HE) umgerechnet. Eine Humuseinheit entspricht 1 t Humus mit 580 kg C und 50 kg N (RAUHE & SCHÖNMEIER 1966).

Der von LEITHOLD (1983, 1991) erarbeitete Algorithmus wurde von HÜLSBERGEN (2003) in der „Dynamischen Humuseinheitenmethode“ zur Humusbilanzierung umgesetzt und bildet auch die Grundlage für den hier vorgestellten Ansatz zur Ermittlung der Humusmineralisierung durch Anbausysteme von Kulturpflanzen.

6.1.1 Beschreibung des Algorithmus

Analog zur „horizontalen Stickstoffbilanz“ werden auch in dem hier vorgestellten Ansatz die an der N-Versorgung der Kulturpflanzen beteiligten Pools untergliedert, nun allerdings mit dem Ziel, den Beitrag des Humuspools zur N-Versorgung zu erfassen. Das Prinzip verdeutlicht Abbildung 6.1.

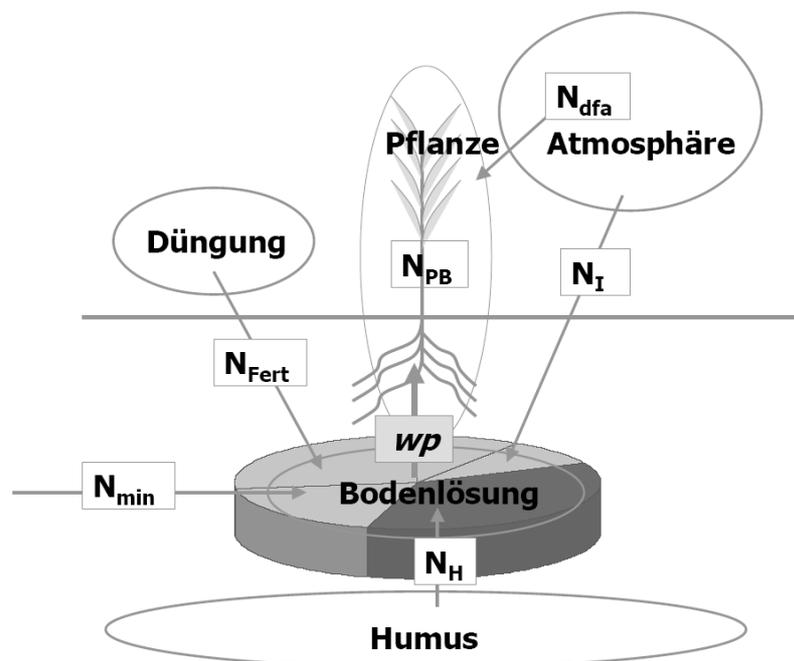


Abb. 6.1: Schema zur Abschätzung der Humusmineralisierung durch Separierung der an der N-Versorgung der Kulturpflanze beteiligten Pools. N_{PB} = N in der Pflanzenbiomasse, N_{dfa} = N aus symbiontischer Fixierung, N_I = N aus atmosphärischer Deposition (Immissionen), N_{Fert} = N aus Düngern jeglicher Art, N_{min} = residualer N in der Bodenlösung, N_H = N aus der Mineralisierung von Humus, wp = Verwertungsrate für N aus den unterschiedlichen Inputs durch die Pflanze.

In Erweiterung der Methode von LEITHOLD (1991): wird die Humusmineralisierung in dem hier vorgestellten Ansatz nicht anhand der N-Menge im Ernteprodukt ermittelt, sondern unter Berücksichtigung der N-Menge in der gesamten Pflanzenbiomasse (=Haupt- und Nebenernteprodukte, Ernterückstände, Wurzelmasse). Es gilt:

Algorithmus 6.2:

$$N_{PB} = N_{dfa} + N_I * wp_{NI} + N_{Fert} * wp_{NFert} + N_H * wp_{NH} - \Delta N_{min}$$

N_{PB} = N in der gesamten Pflanzenbiomasse (kg N ha⁻¹)

N_{dfa} = N aus symbiontischer Fixierung (kg N ha⁻¹)

N_I = N aus atmosphärischer Deposition (kg N ha⁻¹)

N_{Fert} = der Pflanzenernährung kurzfristig zur Verfügung stehender N aus Düngern jeglicher Art (kg N ha⁻¹)

N_H = N aus der Mineralisierung von Humus (kg N ha⁻¹)

wp = Verwertungsrate für N aus den verschiedenen Pools (N_I , N_{Fert} , N_H) durch die Gesamtpflanze inkl. Wurzeln (%)

ΔN_{min} = Zu- bzw. Abnahme des Boden-N_{min}-Gehaltes im Zuge des jeweiligen Fruchtarten-Anbausystems (kg N ha⁻¹)

Als Quellen der N-Versorgung der Pflanzen werden entsprechend Abbildung 6.1 folgende Pools berücksichtigt:

- N aus symbiontischer Fixierung (N_{dfa}),
- N aus der atmosphärischen Deposition (N_I),
- löslicher, d.h. kurzfristig pflanzenverfügbarer N aus der mineralischen und organischen Düngern (N_{Fert}),
- mineralischer Residual-N in der Bodenlösung (N_{min}),
- N aus der Humusmineralisierung (N_H).

Auf dieser Grundlage kann durch Umstellung der Gleichung 6.2 der Umfang der Mineralisierung von Humus ermittelt werden:

Algorithmus 6.3:

$$N_H = (N_{PB} - N_{dfa} - N_I * wp_{NI} - N_{Fert} * wp_{NFert}) / wp_{NH} + \Delta N_{min}$$

Erläuterungen s.o.

Die Umrechnung von mineralisiertem Humus-N (kg ha⁻¹) in Humus-C (kg ha⁻¹) zur weiteren Berechnung im Gesamtalgorithmus zur Ermittlung von Humusreproduktionskoeffizienten (hrc) geschieht auf Grundlage der o.g. Definition der Humuseinheit nach RAUHE & SCHÖNMEIER (1966). Die C-bezogene Humusmineralisierung wird nach VDLUFA (2004) in „Humusäquivalenten“ (Häq) angegeben. 1 Häq entspricht dabei 1 kg Humus-C ha⁻¹.

Algorithmus 6.4:

$$N_{HH\ddot{a}q} = N_H / 55 * 580$$

$N_{HH\ddot{a}q}$ = Mineralisierter Humus in $H\ddot{a}q$ bzw. kg Humus-C ha^{-1}

N_H = N aus der Mineralisierung von Humus (kg N ha^{-1})

Für die Berechnung der N-Versorgung aus der Humusmineralisierung müssen zunächst die entsprechenden Beiträge aller sonstigen N-Inputs bekannt sein. Weiter muss berücksichtigt werden, dass nur ein Teil des in der Bodenlösung vorhandenen N von den Pflanzen aufgenommen wird, während andere Teile als Gas emittiert oder in gelöster Form ausgewaschen werden können oder als gelöster (N_{min}) oder organisch gebundener N im Bodenökosystem verbleiben. Entsprechend müssen Verwertungsraten für Stickstoff aus den unterschiedlichen N-Inputs kalkuliert werden, die das Verhältnis vom N-Input zu N-Aufnahme durch die Pflanze beschreiben (vgl. HÜLSBERGEN 2003).

Durch die Einbeziehung der symbiontischen Fixierung von atmosphärischem N wird die Anwendbarkeit des Algorithmus auch für Leguminosen erreicht. Da der Stickstoff aus diesem Pool direkt wirksam ist und nicht erst aus der Bodenlösung aufgenommen werden muss, wird eine Verwertungsrate von 100 % für Stickstoff aus diesem N-Input ausgewiesen. Die Einbeziehung der symbiontischen Fixierung stellt eine wesentliche Erweiterung des Algorithmus gegenüber den Ansätzen von LEITHOLD (1991) und HÜLSBERGEN (2003) dar und ermöglicht die Anwendung auch bei Leguminosen.

Als weitere N-Quelle wird die atmosphärische Deposition berücksichtigt. Die Bedeutung dieses N-Inputs darf trotz der insgesamt geringen und über das gesamte Jahr verteilt eingetragenen N-Mengen nicht unterschätzt werden, da 20 kg N nach der Umrechnungsformel von RAUHE & SCHÖNMEIER (1966) immerhin 0,36 Humuseinheiten, d.h. 210 kg Humus-C ha^{-1} entsprechen.

Große Bedeutung hat der Eintrag von löslichem Stickstoff mit der Düngung, da dieser wesentlich an der Ertragsbildung der Pflanzen beteiligt ist. Als mineralischer Dünger-N wird dabei der gesamte im Beobachtungszeitraum aus der Düngung verfügbare N verstanden. Der Pool umfasst damit sowohl den direkt in mineralischer Form zugeführten N, insbesondere mit Jauche und Gülle, wie auch den im Bewertungszeitraum aus organischen Substraten (Mist, Gründüngung) mineralisierten N.

Mit dem Parameter ΔN_{min} wird den Wirkungen unterschiedlicher Anbausysteme auf die im Boden vorhandene Menge an mineralischem Stickstoff (N_{min}) Rechnung getragen. In diesem Parameter wird sowohl die Fähigkeit bestimmter Anbausysteme zur Verwertung von Boden- N_{min} berücksichtigt (z.B. Zwischenfruchtbau), wie auch eine mögliche Förderung der Mineralisierung organischer Substanz durch Anbaumaßnahmen, die sich nicht proportional in der Pflanzen-N-Aufnahme widerspiegelt (z.B. Kartoffelanbau). Die Wirkung von Anbausystemen auf die Entwicklung der Boden- N_{min} -Gehalte muss daher berücksichtigt werden, um sowohl eine Überschätzung der Humusmineralisierung unter Zwischenfrüchten

wie auch eine Unterschätzung der Humusmineralisierung z.B. unter Hackfrüchten, zu vermeiden.

6.1.2 Kalibrierung

Da unter Praxisbedingungen i.d.R. keine Messdaten zu mehreren Parametern des Algorithmus (N_{dfa} , N_I , N_{Dg} , ΔN_{min}) vorliegen, müssen Standardwerte verwendet werden. Hier soll soweit möglich auf eine etablierte landwirtschaftliche Datensammlung (KTBL 2005) zurückgegriffen werden. In Fällen, in denen keine Daten nach KTBL (2005) vorliegen, wurden Parameter nach HÜLSBERGEN (2003) genutzt.

6.1.2.1 Anrechnung von Stickstoff aus der symbiontischen Fixierung (N_{dfa})

Die symbiontische Fixierung von atmosphärischem N durch Leguminosen wird nach HÜLSBERGEN (2003) ermittelt. Der Anteil von N_{dfa} an der Gesamt-N-Menge in der Pflanzenbiomasse (erntbare + nicht erntbare Masse) nach diesem Ansatz ist in Tab. 6.1 aufgeführt. Bei Gemengen darf N_{dfa} nur für den/die legumen Gemengepartner angerechnet werden.

Tab. 6.1: Schätzung der N-Fixierungsleistung von Leguminosen nach HÜLSBERGEN (2003). Angegeben ist der Anteil von N_{dfa} an der gesamt-N-Aufnahme der Pflanze (N_{PB}).

Fruchtart	Anteil N_{dfa} (% N_{PB})	obere Anrechnungsgrenze (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)
Klee	90	480 (Ernteprodukt) + 200 (EWR)
Luzerne	90	460 + 225
Ackerbohne	70	210 + 80
Erbse	60	180 + 80
Lupine	70	180 + 65

Bei der Ermittlung von N_{dfa} ist weiter zu beachten, dass die Fixierungsleistung der Leguminosen von der N-Verfügbarkeit in der Bodenlösung abhängt. Wird eine Düngung zu Leguminosen bzw. Gemengen gegeben, vermindert sich nach MÖLLER et al. (2008) die Fixierungsleistung umgekehrt proportional zu der Zufuhr von verfügbarem Stickstoff. Im Algorithmus wird daher die N-Fixierung von Leguminosen proportional zur Menge an verfügbarem Dünger-N (N_{Fert}) reduziert.

6.1.2.2 Stickstoff aus der atmosphärischen Deposition (N_I)

Die atmosphärische N-Deposition weist eine große regionale Variabilität auf (vgl. STEIN-BACHINGER et al. 2004). Im Algorithmus nach HÜLSBERGEN (2003) werden als Standardwert 20 kg N ha⁻¹a⁻¹ eingesetzt. Dieser Wert entspricht dem von WEIGEL et al. (2000) ermittelten mittleren Niveau der N-Deposition und liegt zwischen den in der o.g. Arbeit von STEIN-

BACHINGER et al. (2004) vorgeschlagenen Orientierungswerten von $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für industriennahe Gebiete und $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für ländliche Regionen. LIPAVSKY et al. (2008) schätzen für Nordböhmen einen Wert von ca. $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

6.1.2.3 Anrechnung von kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff aus Düngern (N_{Fert})

Als kurzfristig pflanzenverfügbare Stickstoff aus der Düngung wird der gesamte im Bewertungszeitraum eingebrachte mineralische oder aus dem jeweiligen Substrat mineralisierte und in der Bodenlösung für die Pflanzenaufnahme zur Verfügung stehende N berücksichtigt. Applikationsverluste müssen bereits vorher in Ansatz gebracht werden. Die Ermittlung von N_{Fert} wird auf Grundlage der bei STEIN-BACHINGER et al. (2004) sowie HÜLSBERGEN (2003) angegebenen Werte zu Anteilen von mineralischem N in Düngern sowie zur Ausnutzung von Dünger-N im Anwendungsjahr durchgeführt (Tab. 6.2). Der Ausbringungsverlust wird nach HÜLSBERGEN (2003) mit 15% des kurzfristig pflanzenverfügbaren N angesetzt.

Tab. 6.2: Anrechnung von mineralischem und im Anwendungsjahr mineralisiertem N aus Düngern im Parameter N_{Fert} .

	N_t (% TS)	Ausnutzung im Anwendungsjahr (% N_t)	Lösl. N nach HÜLSBERGEN (2003) (% N_t)	N_{Fert} (% N_t)
<i>Jauche (Rind)</i>	8,33*	20-90**	95	81
<i>Gülle (Rind)</i>	4,5*	40-60**	50	38
<i>Frischmist (Rind)</i>	2,75*	15-25**	25	21
<i>Rottedung (Rind)</i>	2,75*	5-20**	20	17
<i>Kompost</i>	2,5*	5-10**	25	21
<i>Gründüngung</i>	variabel	10-40***	0	25

* nach HÜLSBERGEN (2003), ** nach STEIN-BACHINGER et al. (2004), *** jährliche Mineralisierung organischer Substrate nach HÜLSBERGEN (2003).

Mineralisierung von Stickstoff aus organischen Düngern wird in nachfolgenden Bewertungszeiträumen nicht weiter berücksichtigt, da die mit dem Dünger zugeführte organische Masse inklusive des enthaltenen Stickstoffs im Bewertungszeitraum als Maßnahme der Humusreproduktion angerechnet wird. Demnach ist die nicht-mineralisierte Düngersubstanz ab dem nachfolgenden Bewertungszeitraum im Humuspool enthalten und stellt keinen eigenen Input-Pool mehr dar.

6.1.2.4 Berücksichtigung der ΔN_{min} -Vorratsänderung (ΔN_{min}) im Boden

Im Parameter ΔN_{min} werden die Auswirkungen von Anbausystemen auf die Entwicklung der Boden- N_{min} -Gehalte erfasst. Dadurch kann sowohl die Fähigkeit zur Aufnahme von Nachernte-(Residual-)Boden- N_{min} durch Zwischenfruchtbau bewertet werden, wie auch die

Mineralisierung von nicht in die Pflanzenbiomasse eingebautem Stickstoff in Anbausystemen mit intensiver Bodenbearbeitung (z.B. Kartoffelbau). Im Rahmen des hier vorgestellten Ansatzes wird diesem Zusammenhang zunächst mit einer groben, an die Fruchtartengruppen des VDLUFA-Standpunktes zur Humusbilanzierung (VDLUFA 2004) angepassten Kategorisierung der Anbausysteme Rechnung getragen werden (Tab. 6.3).

Tab. 6.3: Wirkung von Anbausystemen auf die Entwicklung der Boden-N_{min}-Gehalte. Positive Werte: Aufnahme von residualem N_{min}; negative Werte: Mineralisierung von organisch gebundenem N.

Anbausystem	Anrechnung ΔN_{\min} (kg ha ⁻¹)
Getreide	+/- 0
Hackfrüchte: Rüben	-25
Hackfrüchte: Kartoffeln	-50
Hackfrüchte: Mais	+/- 0
Zwischenfrüchte	+30

Die angenommenen Werte von ΔN_{\min} sollen im Folgenden erläutert werden.

a) Getreide

Die mechanische Eingriffsintensität in den Boden ist im Getreidebau vergleichsweise gering. Es wird unterstellt, dass keine Hackmaßnahmen durchgeführt werden. Die Ernte erfolgt i.d.R. bei belastungsstabilem Bodenzustand und ohne Bodenbewegung. Die Mineralisation von Humus wird so kaum zusätzlich angeregt und folgt v.a. natürlichen standörtlichen Faktoren, so dass bei der Berechnung der Humusmineralisierung keine bewirtschaftungsbedingte Erhöhung oder Erniedrigung der Boden-N_{min}-Gehalte ausgewiesen werden muss, wie etwa beim Hackfruchtbau unterstellt (s.u.). Entsprechend wird die Wirkung von Getreide auf den Humushaushalt in der Literatur als vergleichsweise gering eingeschätzt (z.B. ASMUS & HERRMANN 1977, VDLUFA 2004).

b) Hackfrüchte

Für die Anbauverfahren von Hackfrüchten werden aufgrund der intensiven mechanischen Grundbodenbearbeitung und Pflegemaßnahmen eine erhöhte Intensität des Umsatzes und daraus resultierend höhere Mineralisierungsraten organischer Bodensubstanz angenommen (vgl. ASMUS & HERRMANN 1977). Leider liegen bislang keine experimentellen Daten vor, die eine generalisierende Quantifizierung der entsprechenden Umsatzerhöhung gegenüber anderen Anbauverfahren (Getreide) erlauben. FREDE & DABBERT (1999) geben als Faustzahl bei mittlerer Standortgüte (Ackerzahlbereich 40-60) eine um 30-40 kg N höhere Boden-N-Nachlieferung für Kartoffeln und Mais gegenüber Getreide an. Ein ähnlicher quantitativer Abstand zeigt sich bei den Werten von MIERSCH & VETTER (2000) zur Schätzung anbauabhängiger vorwinterlicher N_{min}-Gehalte. Tabelle 6.4 gibt eine Übersicht über die verschiedenen Werte zur Beeinflussung des N-Haushaltes durch Hackfruchtbau.

Tab. 6.4: Mineralisierung von organischem N durch Kartoffelanbau im Vergleich zu Getreideanbau.

Autor / Versuch	Parameter	Fruchtart	Nachernte-N _{min} im Boden im Vergleich zu Getreide
FREDE & DABBERT (1999)	N (kg/ha)	Kartoffel, Mais	+30...+40
MIERSCH & VETTER (2000)	N _{min} (kg/ha)	Kartoffel	+50
HAAS (2001)	N _{min} (kg/ha)	Kartoffel	+40...+70
SOLBERG (1995) (NO)	N _{min} (kg/ha)	Kartoffel	+/- 0

Insgesamt bestehen so noch recht große Unsicherheiten bezüglich der Berücksichtigung einer erhöhten N-Mineralisierung in der Humusbilanz bzw. der horizontalen N-Bilanz. Aus diesem Grunde sollen zunächst lediglich 50 kg N ha⁻¹ als anbaubedingte zusätzliche Mineralisierung von Humus-N für Kartoffeln angenommen werden. Eine höhere Humus-N-Mineralisierung durch Rüben soll mit 25 kg N ha⁻¹ berücksichtigt werden. Die Ausweisung einer geringeren Mineralisierung als bei Kartoffelanbau wird durch geringere N-Auswaschungsverluste nach Rüben gestützt (z.B. PRASUHN & SPIESS 2003). Für Mais soll vorerst keine erhöhte Mineralisierung angenommen werden, da der im Zuge der Pflegemaßnahmen mineralisierte N gut in Ertrag umgesetzt werden kann und so in der N-Bilanz über das Ernteprodukt bereits erfasst wird.

Insgesamt besteht zur Problematik der Humus-Mineralisierung durch Hackfruchtbau weiterer Forschungsbedarf.

c) Zwischenfrüchte

Nicht-legume Zwischenfrüchte haben zunächst einen N-Bedarf, im Falle einer Beerntung besteht hier ein Netto-N-Entzug. Allerdings muss in besonderem Maße die Fähigkeit der Ausnutzung des mineralischen Boden-N berücksichtigt werden (s.o.). Liegt ausreichend mineralischer Stickstoff vor, z.B. nach Kartoffelvorfrucht, kann der Humus-N-Bedarf der Zwischenfrucht durch die Rückführung organischer Substanz überkompensiert werden, d.h. es entsteht ein Netto-N-Gewinn. Hierdurch erklärt sich auch die Bewertung von Zwischenfrüchten als Humusmehrer in den bisherigen Humusbilanzmethoden.

Die Berücksichtigung der N-Konservierungsleistung von Nach- bzw. Zwischenfrüchten im Rahmen der hier vorgestellten Methode wird in Tab. 6.5 angegeben. Hierbei wird aufgrund der Komplexität der entsprechenden Zusammenhänge eine relativ grobe Auflösung der Anbautechniken verwendet. Da auch bei guter N-Konservierungsleistung einer Anbautechnik dennoch mit Verlusten gerechnet werden muss, erfolgt die ertragsbezogene Anrechnung von N_{min} nur bis zu einer oberen Kappungsgrenze, die in Anlehnung an die in Tab. 6.5 genannten Arbeiten definiert werden kann. Da für legume Zwischenfrüchte ähnliche Werte angenommen werden können (z.B. REENTS & MÖLLER 2001, MÖLLER et al. 2008), gelten die Angaben in Tab. 6.5, bei Berücksichtigung der evtl. N-Fixierung bei der Anrechnung, für alle Arten von Zwischenfrüchten und Untersaaten.

Tab. 6.5: Konservierung von residualem mineralischem N im Boden durch Zwischenfruchtbau.

Fruchtart	Bezug	Wert (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	Quelle
Nicht-leg. ZF nach Getreide	Minderung Nitratauswaschung	26	MIERSCH & VETTER (2000)
Nicht-leg. ZF nach Kartoffel	Minderung Nitratauswaschung	40	MIERSCH & VETTER (2000)
Weidelgras-US in Sommergerste	Minderung Nitratauswaschung	20 - 35	Thomsen&Christensen (1999)
Welsches Weidelgras, US in Getreide und Hackfrucht	Minderung Nitratauswaschung	0 - 39	Askegaard et al. (2005)
Winterroggen, Raps, Rübsen	Minderung Nitratauswaschung	25	Shepherd (1999)

ZF: Zwischenfrüchte; US: Untersaat

6.1.3 Verwertungsraten für Stickstoff

Durch die Annahme von N-Verwertungsraten für die verschiedenen N-Inputs soll der jeweils von der Pflanze aufgenommene Anteil des N aus den verschiedenen Pools erfasst werden. Hier wird im Gegensatz zu vielen anderen Ansätzen nicht allein das jeweilige Ernteprodukt als Bezug gewählt, sondern die gesamte Pflanze einschließlich Wurzeln. Es gilt:

Algorithmus 6.5:

$$wp = N_{uptX} / N_{supX}$$

wp = Verwertungsrate Gesamtpflanze für N (engl. „whole plant utilization rate for N“)

N_{uptX} = N-Aufnahme der Pflanze aus N-Input X (engl. „N uptake“)

N_{supX} = N-Angebot aus N-Input X (engl. „N supply“)

Da sich die N-Einträge aus den unterschiedlichen N-Inputs im Boden kumulieren, ist die Zuweisung von N-Aufnahme der Pflanze, Verbleib im Bodenökosystem und Verlusten zu einzelnen Inputs nicht ohne weiteres möglich. Zwar liegen insbesondere zur Verwertung von Stickstoff aus mineralischen und organischen Düngern Ergebnisse aus Untersuchungen mit markiertem Stickstoff sowie aus vergleichenden Düngungsversuchen vor (z.B. KOEPKE 1962, BERNER et al. 1997, HÜLSBERGEN 2003, STEVENS et al. 2005). Die tatsächliche N-Dynamik unter Feldbedingungen ist aber aufgrund der komplexen ökologischen Wirkungszusammenhänge kaum ohne die aufwändige Erfassung der entsprechenden Einflussfaktoren zu analysieren.

Im hier beschriebenen Algorithmus soll daher zur Gewährleistung der Praxisanwendbarkeit der Humusbilanzierung auf vereinfachende N-Verwertungsraten zurückgegriffen werden, wobei die unterschiedliche Dynamik von N aus den verschiedenen N-Inputs ebenso berücksichtigt wird wie der Einfluss der jeweiligen Standortbedingungen. Die Grundlage für die konkrete Ausweisung der Verwertungsraten bilden Ergebnisse von LEITHOLD (1982), RAUHE et al.(1987), RAUHE et al. (1987) sowie HÜLSBERGEN (2003).

6.1.3.1 Anpassung der N-Verwertungsraten an Standortbedingungen

Zur Berücksichtigung der Variabilität der N-Verwertungsraten in Abhängigkeit von den ökologischen Standortbedingungen werden im Algorithmus die Ackerzahl sowie die relative Höhe des Ertrages als Parameter berücksichtigt. Beide Größen können als integrative Indikatoren der Standortbedingungen verstanden werden.

Die Ackerzahl widerspiegelt dabei das von den natürlichen Umweltfaktoren (Boden, Substrat, Klima) vorgegebene ackerbauliche Potential des jeweiligen Standortes. Hypothese:

- *Eine höhere Ertragsfähigkeit (=höhere Ackerzahl) drückt sich in einer höheren (potentiellen) N-Ausnutzung aus.*

In der Höhe des Ertrages drückt sich auch die kurzfristige Wirkung der natürlichen Standortfaktoren (Witterung) sowie die Qualität ackerbaulicher Maßnahmen aus. Die Hypothese ist hier:

- *Je höher der Ertrag unter sonst gleichen Standortbedingungen, desto besser wurde das N-Angebot verwertet.*

Einen Überblick über die Variation der N-Verwertungsraten (wp) im Algorithmus nach Standort und Ertragshöhe gibt Tabelle 6.6. Die dargestellten Verwertungsraten gelten dabei für N aus der atmosphärischen Deposition sowie für N aus Düngern mit hohen Anteilen an mineralischem N (Gülle, Jauche) oder mit rascher Mineralisierung von organischem N (Gründüngung). Eine genauere Differenzierung ist anzustreben, zum jetzigen Stand der Forschung jedoch noch nicht ohne weiteres möglich. Für N aus langsam mineralisierender organischer Substanz (Festmist, Humus) wird eine einheitliche N-Verwertungsrate von 90 % angenommen, ohne Anpassung an die jeweiligen Standortbedingungen. Auch hier handelt es sich um eine vorläufige Festlegung auf Grundlage der Arbeiten von RAUHE & LEHNE (1961), LEHNE & KOEPKE (1966), LEITHOLD (1982) sowie HÜLSBERGEN (2003). Für eine adäquate Anpassung der Verwertungsraten sind weitere Untersuchungen zur Verwertung von N aus unterschiedlichen Substraten (insbes. Humus) in Abhängigkeit von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren unumgänglich.

Tab. 6.6: Verwertungsraten von N in Abhängigkeit von Ertrag und Ackerzahl als Indikatoren der jeweiligen variablen und stabilen Standorteinflüsse. Angabe der Verwertungsraten in %.

variable Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse <i>Indikator: Ertrag</i>	Langfristig stabile Standortbedingungen <i>Indikator: Ackerzahl</i>			
	AZ ...25	AZ 25...50	AZ 50...75	AZ 75...100
gering	40	50	60	70
mittel	45	55	65	75
hoch	50	60	70	80

Die in der Tabelle angegebenen drei Ertragsklassen sind standort- und fruchtartbezogen. Ein „mittlerer“ Weizenertrag auf einem Gunststandort (Beispiel: AZ 80) würde auf einem weniger günstigen Standort bereits einen „hohen“ Ertrag darstellen. Die Referenz-Ertragsbereiche nach Fruchtarten und Standorten werden in Tab. 6.7 beispielhaft für Winterweizen dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass die Begrenzung der Ertragsklassen nur für die jeweils mittlere Ertragsklasse in einem Ackerzahl-Bereich gilt. Die abweichenden Ertragsklassen „gering“ und „hoch“ sind nach unten bzw. oben offen. Es wird allerdings davon ausgegangen, dass besonders niedrige Erträge auf Gunststandorten ebenso eine Ausnahme darstellen wie besonders hohe Erträge auf ungünstigen Standorten. Zwar können hohe Erträge auch auf ungünstigen Standorten bei entsprechender Düngung realisiert werden, eine Steigerung der N-Verwertungsrate ist damit jedoch nicht zwangsläufig impliziert.

Tab. 6.7: Variation der N-Verwertungsraten nach den Indikatoren Ackerzahl und Ertrag am Beispiel Winterweizen. Angabe der Verwertungsraten in %.

Winterweizenertrag <i>dt FM ha⁻¹</i>	Ackerzahlbereich			
	AZ ...25	AZ 25...50	AZ 50...75	AZ 75...100
<20	40			
20...30	45	50		
30...40	50	55	60	
40...50		60	65	70
50...60			70	75
>60				80

6.1.3.2 Input-spezifische Variation der N-Verwertungsraten

Die Ausweisung der Input-spezifischen Verwertungsraten w_p für N hat noch vorläufigen Charakter und wird im Folgenden diskutiert. Hier besteht noch großer Forschungsbedarf.

Mit der atmosphärischen Deposition und mit Düngern wird mineralischer N in das Bodenökosystem eingetragen. Die Dynamik des eingetragenen N ist dabei unterschiedlich. Im Gegensatz dazu stellen Festmist und Humus organische Substrate dar, aus denen N im Laufe des Bewertungszeitraumes mineralisiert wird.

Für N aus atmosphärischer Deposition ist der kontinuierliche Eintrag vergleichsweise geringer Mengen zu berücksichtigen. In der Vegetationsperiode ist daher mit einer hohen Verwertung des eingetragenen N zu rechnen. In Zeiten ohne N-Aufnahme durch den Pflanzenbestand hingegen ist entsprechend $w_p = 0$. Aufgrund der hier für eine anderweitige Wertsetzung unzureichenden Datenlage soll im Algorithmus zunächst für N aus diesem Input keine eigene Verwertungsrate angenommen werden, sondern eine Rate in gleicher Höhe wie diejenige für Dünger mit hohen Anteilen an kurzfristig löslichem N Anwendung finden.

Die Dynamik des mit verschiedenen Düngern eingetragenen N ist in hohem Maße vom jeweiligen Dünger abhängig. Bei der substratbezogenen Ausweisung der Verwertungsraten für Stickstoff muss daher die unterschiedliche Umsatzdynamik des jeweiligen Dünger-N berücksichtigt werden. Grundsätzlich hängt die Verwertung von Dünger-N durch die Pflanzen von der Übereinstimmung von N-Angebot und N-Aufnahme des Pflanzenbestandes ab. Auswaschungsverluste treten auf, wenn das Angebot an mineralischem N die Aufnahmefähigkeit der Pflanzen übersteigt (z.B. SCHELLER 1993). Diese Situation wird bei Applikation von Düngern mit hohen Anteilen an mineralischem N (Gülle, Jauche) schneller herbeigeführt, als bei Festmistdüngung (SMITH et al. 2002). Andererseits ist auch bei Festmist als langsam fließender N-Quelle, in stärkerem Maße aber bei Gründüngung zur Herbstfurche, mit Verlusten von N zu rechnen, wenn eine Abschöpfung des Angebotes durch entsprechende Anbaumaßnahmen nicht möglich ist (SIMMELSGAARD 1998, DI & CAMERON 2002, DE NEVE et al. 2003).

Verschiedene Arbeiten zeigen so auch geringere N-Auswaschungsverluste in Anbausystemen mit Stallmistdüngung als bei Gülledüngung oder Mineraldüngung (z.B. POUDEL et al. 2001, CHAMBERS et al. 2000). Auch bei Gründüngung können aufgrund der schnelleren Umsetzung höhere N-Verluste als bei Stallmistdüngung auftreten (z.B. ASKEGAARD et al. 2005). Mitunter wurde für Anbausysteme mit Gründüngung sogar eine geringfügig höhere N-Auswaschung beschrieben als bei Gülledüngung (z.B. ARONSSON et al. 2007). Der Grund hierfür ist möglicherweise in der besseren Möglichkeit der Synchronisation von Düngung und Pflanzen-N-Aufnahme bei Gülledüngung sowie in dem Priming-Effekt des Umbruchs der Gründüngungsfrucht zu sehen (TORSTENSSON & ARONSSON 2000; FONTAINE et al. 2003).

Aufgrund der durch die vielfältigen Einflussfaktoren bedingten Variabilität der Verwertung von mineralischem N aus der Düngung ist eine nach Düngern differenzierte Ausweisung von N-Verwertungsraten problematisch. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Vorerst soll daher nur zwischen Düngern mit hohen Anteilen an mineralischem N (Gülle, Jauche), solchen mit schneller Mineralisierung der organischen Substanz (Gründüngung) sowie Düngern mit langsamer, stetiger Mineralisierung der organischen Substanz unterschieden werden. Für Gülle/Jauche und Gründüngung wird dabei eine gleich gute Verwertung des mineralischen bzw. mineralisierten N angenommen. Für Festmist hingegen wird aufgrund der beschriebenen Ergebnisse aus der Literatur eine höhere Verwertungsrate für den daraus durch Mineralisation freigesetzten N angenommen, und zwar in gleicher Höhe wie für N aus der Humusmineralisierung.

Die Humusmineralisierung stellt wie die Mineralisierung von Festmist eine langsam fließende N-Quelle dar. Hier darf angenommen werden, dass die für Stallmist-N von verschiedenen Autoren (u.a. LEITHOLD 1982, HÜLSBERGEN 2003, GUTSER et al. 2005) beschriebene hohe Verwertung im System Boden-Pflanze noch übertroffen wird, da das Auswaschungspotential bei Stallung im wesentlichen durch ein überschüssiges N-Angebot in der ersten Zeit nach der Applikation bedingt wird (CHAMBERS et al. 2000, GOULDING et al. 2000). Verwertungsraten für Stickstoff aus diesem Pool müssen daher deutlich über denjenigen von Pools mit direktem Eintrag von mineralischem N angesetzt werden. Dabei ist auch zu beachten, dass mögliche Verluste von N aus der „überschüssigen“ Mineralisierung organischer Substanz durch Anbausysteme mit intensiven mechanischen Eingriffen in dem hier vorgestellten Algorithmus im Parameter ΔN_{\min} erfasst werden (s.o.). In Anlehnung an HÜLSBERGEN (2003) wird deshalb die N-Verwertungsrate durch die Pflanzen (wp) für Humus-N und Festmist-N mit 90% angesetzt.

6.2 Ermittlung der Humusersatzleistung von Kulturpflanzen anhand eines C-Algorithmus (U. Hoyer)

Im Unterschied zur Abschätzung der Humusmineralisierung wird der Humusersatz in dem hier vorgestellten Algorithmus auf Grundlage des Kohlenstoffes ermittelt. Kohlenstoff wird durch die organische Düngung eingetragen, durch eingearbeitetes Stroh, Gründüngung und Ernterückstände, aber vor allem durch die Pflanzenwurzeln. In Abb. 6.2 ist dargestellt, welche Pflanzenteile Kohlenstoff zur Humusproduktion in den Boden eintragen können.

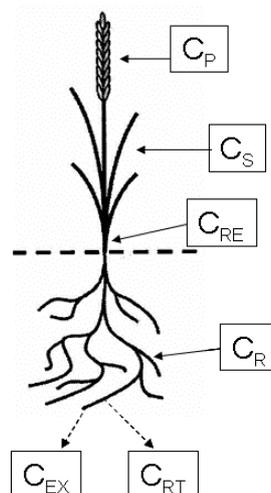


Abb. 6.2: Schema der Aufteilung unterschiedlicher Kohlenstoff-Pools bei einer landwirtschaftlichen Kulturpflanze (BOLINDER et al. 2007, verändert). C_P : Produkt-C; C_S : Nebenprodukt-C; C_{RE} : Erntereste-C; C_R : Wurzeln-C; C_{RT} : Wurzelumsatz-C; C_{EX} : Wurzelexsudat-C.

6.2.1 Abschätzung des ertragsabhängigen C-Eintrags der Kulturpflanzen durch Wurzeln

In den letzten Jahren gab es zahlreiche Veröffentlichungen, die sich mit dem C-Eintrag der Wurzeln und ihrem Beitrag zur C-Sequestrierung und zum Humusaufbau beschäftigten.

Diese Veröffentlichungen wurden evaluiert und zu einem Algorithmus, der den Humusaufbau durch Wurzeln beschreibt, zusammengefasst. Nach ALLMARAS et al. (2004) und RASSE et al. (2005) ist der größte Teil des im Boden vorhandenen Kohlenstoffs Wurzelkohlenstoff. Im vorhergehenden Kapitel wurde der signifikante Einfluss des Wurzelinputs auf Pflanzenertrag und Parameter der umsetzbaren OBS beschrieben. Daher ist dessen Berücksichtigung bei der Humusbilanzierung unerlässlich. Auch die Rhizodepositionen inklusive Wurzelumsatz spielen eine wichtige Rolle beim Humusaufbau und der biologischen Aktivität (HÜTSCH et al. 2002, JOHNSON et al. 2006). Durch umfangreiche Literaturanalyse konnten für alle wichtigen in Deutschland angebauten ackerbaulichen Kulturpflanzen deren Wurzelmassen, C- und N-Gehalte sowie Rhizodepositionen und Wurzelumsatz zusammengestellt werden.

Die Hauptwurzelmasse wird im Ackerbau im Pflughorizont wiedergefunden (BOLINDER et al. 1999). Dies wurde bei der Ableitung der Wurzelkoeffizienten berücksichtigt. Anhand von weltweiten Literaturdaten, wobei aber der Schwerpunkt auf deutsche Veröffentlichungen gelegt wurde, wurden Wurzelmassen bzw. shoot/root ratios der einzelnen Fruchtarten zusammengetragen um daraus ertragsabhängige Wurzelmassen berechnen zu können. Verwendet wurden v.a. Daten aus dem F/E-Bericht „Modell und Parameter des Einflusses der Wurzelmasseentwicklung der Hauptfruchtarten auf die C- und N-Dynamik des Bodens“ aus Bad Lauchstädt (1989), Quellen von KLIMANEK (1990) und KLIMANEK (1997), BOLINDER et al. (1997) und (2007), JOST (2003), KTBL (2005) und Daten aus dem REPRO-Programm (HÜLSBERGEN 2003). Dies gilt ebenfalls für die N- und C-Gehalte der Wurzeln. Wo keine Daten verfügbar waren, wurde versucht, realistische Annahmen zu treffen. In Tab. 6.8 sind Wurzelmassen und Wurzel-C-Einträge für wichtige landwirtschaftliche Kulturpflanzen wiedergegeben.

Zur Berechnung der Wurzelexsudate wurde ein Koeffizient von 0,65 in Ansatz gebracht, da ~ 33 % des verlagerten C durch Wurzeln ausgeschieden und im Boden verbleibt und 50 % in Wurzeln verbleibt ($33/50 = 0,65$) (KUZYAKOV & DOMANSKI 2000, KUZYAKOV & SCHNECKENBERGER 2004).

Zudem werden die Wurzeln im Laufe der Vegetationszeit durchschnittlich 2 x umgesetzt, da ständig Exsudate ausgeschieden und Zellen von Wurzelhaaren und Feinwurzeln abgestoßen werden (SWINNEN et al. 1995, STEINGROBE et al. 2001, RASSE et al. 2005).

Tab. 6.8: Wurzelmassen und Kohlenstoffeinträge unterschiedlicher Ackerkulturen.

Fruchtart	TM-Ertrag (dt ha ⁻¹)	Shoot/root ratio	Wurzelmasse (dt ha ⁻¹)	C-Eintrag Wurzeln (kg ha ⁻¹)	C-Eintrag Wurzel-Umsatz (kg ha ⁻¹)	C-Eintrag Exsudate (kg ha ⁻¹)
Kleegras	80	1,7	46	1840	7360	1196
Ackerbohne	25	6,1	11	534	1069	347
Kartoffel	45	5,6	12	486	971	316
Zuckerrübe	70	9,9	10	410	819	266
Raps	20	7	9	376	751	244
Silomais	95	7,7	13	504	1008	328
W-Weizen	30	3,3	18	721	1442	469

Somit können folgende Gleichungen für den Wurzel-C-Eintrag angesetzt werden:

Algorithmus 6.6:

$$C_{HP} = Y_{HP} \cdot [\% C HP]$$

$$C_R = S:R \cdot Y_{HP} \cdot [\% C Wurzeln]$$

$$C_{RT} = C_R \cdot 2$$

$$C_{EX} = C_R \cdot 0,65$$

$$C_{HP} = \text{C-Eintrag Hauptprodukt (HP) (kg ha}^{-1}\text{)}$$

$$Y_{HP} = \text{Ertrag Hauptprodukt (HP) (kg ha}^{-1}\text{)}$$

$$C_R = \text{C-Eintrag Wurzeln (kg ha}^{-1}\text{)}$$

$$S:R = \text{Spross:Wurzel-Verhältnis}$$

$$C_{RT} = \text{C-Eintrag Wurzelumsatz (kg ha}^{-1}\text{)}$$

$$C_{EX} = \text{C-Eintrag Wurzelexsudate (kg ha}^{-1}\text{)}$$

6.2.2 C-Eintrag der Kulturpflanzen durch Nebenprodukte

Durch oberirdische Pflanzenteile wird ebenfalls Kohlenstoff in den Boden eingetragen und humifiziert. Stroh und Gründüngung wurde in früheren Humusbilanzierungsmethoden schon berücksichtigt. Auch auf dem Feld verbleibende Ernterückstände (ER) tragen nicht unerhebliche Mengen an Kohlenstoff in den Boden ein. Daher werden sie in dem neuen Ansatz gesondert berücksichtigt.

Die Ernterückstandsmengen wurden aus dem Computerprogramm REPRO entnommen beziehungsweise von KÖRSCHENS et al. (1989).

Tab. 6.9: C-Eintrag mit Ernterückständen, Wurzeln und Wurzelexsudaten.

Fruchtart	TM-Ertrag (dt ha ⁻¹)	ER (dt ha ⁻¹)	C-Eintrag ER (kg ha ⁻¹)	C-Eintrag Wurzeln (kg ha ⁻¹)	C-Eintrag Wurzel- Umsatz (kg ha ⁻¹)	C Exsudate (kg ha ⁻¹)
Kleegras	80	18	846	1840	7360	1196
Ackerbohne	25	7	348	534	1069	347
Kartoffel	45	0	0	486	971	316
Zuckerrübe	70	0	0	410	819	266
Raps	20	7	258	376	751	244
Silomais	95	12	504	504	1008	328
W-Weizen	30	7	332	721	1442	469

Folgende Gleichungen gelten für den C-Eintrag durch Gründüngung, Stroh und Ernterückstände:

Algorithmus 6.7:

$$C_S = Y_{HP} \cdot (NP:HP) \cdot [\% C NP]$$

$$C_{RE} = S:R \cdot Y_{HP} \cdot (R:RE) \cdot [\% C NP]$$

$$C_S = \text{C-Eintrag Nebenprodukt (S)} \text{ (kg ha}^{-1}\text{)}$$

$$Y_{HP} = \text{Ertrag Hauptprodukt (HP)} \text{ (kg ha}^{-1}\text{)}$$

$$C_R = \text{C-Eintrag Wurzeln} \text{ (kg ha}^{-1}\text{)}$$

$$NP:HP = \text{Nebenprodukt:Hauptprodukt-Verhältnis}$$

$$S:R = \text{Spross:Wurzel-Verhältnis}$$

$$R:RE = \text{Wurzel:Wurzelexsudat-Verhältnis}$$

6.2.3 Ermittlung von Humifizierungskoeffizienten

Für die Humusbilanz ist nur der Teil des pflanzenbedingten C-Eintrages interessant, der in den längerfristigen Humuspool (ca. 2 Jahre) übergeht. Daher müssen die Kohlenstoffeinträge mit entsprechenden Humifizierungskoeffizienten multipliziert werden.

a) Wurzeln

Um den Beitrag der Wurzeln zur Humusbildung berechnen zu können wurde die internationale Literatur ausgewertet. Erst seit einigen Jahren wird der Wurzel-C-Forschung vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt. Diese ist sehr aufwendig, daher mussten für zahlreiche Kulturarten auch Forschungsergebnisse anderer Länder berücksichtigt werden um Anhaltspunkte zu erhalten. Bisher konnten noch nicht für jede einzelne Fruchtart Humifizierungskoeffizienten der Wurzeln abgeleitet werden, da sich die meisten Untersuchungen auf Mais, Weizen und Gerste beziehen (ZAGAL et al. 1993, SWINNEN 1994 KUZYAKOV & Domanski 2000, DILKES et al. 2004). Einige Veröffentlichungen beschäftigen

sich auch mit Raps (BARRACLOUGH 1989) oder Miscanthus (SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV 2007).

Generell ist festzustellen, dass der Beitrag des wurzelbürtigen C zum Humus 1,5 bis 3 mal mehr als der oberirdischer Pflanzenteile beträgt (ALLMARAS et al. 2004, JOHNSON et al. 2006). BOLINDER et al. (1999) nahmen einen Anteil wurzelbürtigen C im Boden von ca. 30 % und sprossbürtigen C von 7,7 bis 20 % an. HANSEN et al. (2004) fanden heraus, dass 26-29 % des Wurzel-C-Inputs im Boden gespeichert werden, während PARSHOTAM et al. (2000) eine Wiederfindung von 18 bis 32 % des wurzelbürtigen C nach 2 Jahren angeben. Aus diesen Gründen wurde zunächst der Humifizierungskoeffizient für alle Wurzeln einheitlich auf 0,25 festgelegt. Dieser Wert kann jedoch, sobald neuere Forschungsergebnisse vorliegen, angepasst werden.

b) Wurzelumsatz

Der Wurzelumsatz umfasst abgestossene Zellen, Wurzelhaare und Feinwurzeln. Dies sind organische Substanzen, die relativ schnell von den Mikroorganismen umgesetzt werden können (SWINNEN et al. 1995, STEINGROBE et al. 2001). In Auswertung der Literatur wurde der Humifizierungskoeffizient auf 0,14 festgelegt.

c) Wurzelexsudate

Für das C aus Wurzelexsudaten wurde der Faktor 0,05 zur Humifizierung verwendet, da es sich um relativ einfache, leicht umsetzbare Verbindungen wie Zucker (Glucose, Fructose, Saccharose), Aminosäuren (Glutamin, Asparagin, Serin) und organische Säuren (Zitronen-, Bernstein- und Weinsäure) handelt (HÜTSCH et al. 2002, NGUYEN 2003), die zu 62 – 86 % innerhalb von 5 Tagen veratmet werden (MERBACH & WITTENMAYER 2004, KAŠTOVSKÁ & Šantrůčková 2007). Nur ein geringer Anteil verbleibt im Boden und wird an Tonpartikel adsorbiert, in Aggregaten eingeschlossen (MERBACH & WITTENMAYER 2004, RASSE et al. 2005) oder längerfristig durch Bodenmikroorganismen aufgenommen (BOTTNER et al. 1999, KAŠTOVSKÁ & Šantrůčková 2007). Durch die bevorzugte Aufnahme durch die Mikroorganismen wird ein Humusabbau verhindert (GREGORY 2006). Daher werden die Exsudate in der Humusbilanz mit berücksichtigt.

d) Gründüngung, Ernterückstände und Stroh

Für die Humifizierungskoeffizienten von Gründüngung werden die REPRO-Koeffizienten verwendet und entsprechend von TM auf C umgerechnet. Für die Ernterückstände werden dementsprechend die gleichen Humifizierungskoeffizienten verwendet.

Tab. 6.10: Humifizierungskoeffizienten oberirdischer Pflanzenteile und Ernterückstände.

Input-Größe	REPRO (bewertet TM- Input)	neu (bewertet C- Input)
Stroh	0,160	0,204
Grünschnitt	0,100	0,126
Gründüngung	0,075	0,108

Der Humifizierungskoeffizient für Stroh wurde schon oft kritisiert und als zu hoch angesehen (VDLUFA 2004). Daher wurde die Humusersatzleistung für Getreidestroh mit weiten C/N-Verhältnissen nach einer anderen Gleichung berechnet. Diese folgt der Hypothese, dass nur dann Humifizierung stattfindet, wenn genügend Stickstoff vorhanden ist um den zur Verfügung gestellten Kohlenstoff in Humussubstanzen einzubauen. Der Einbau erfolgt vorwiegend durch die Bodenmikroorganismen. Die Mikroorganismen finden in Ackerböden optimale Bedingungen für den Stoffumsatz bei einem C/N-Verhältnis von etwa 10:1. Es wird unterstellt, dass die Mikroorganismen um eine aus dem Stroh stammende Kohlenstoffmenge humifizieren zu können, eine diesem mittleren C/N-Verhältnis entsprechende Menge Stickstoff benötigen. Steht diese N-Menge nicht zur Verfügung, wird eine entsprechend geringere humifizierung angenommen. Daher wird die Humusersatzleistung für Stroh nach folgender Gleichung berechnet:

Algorithmus 6.8:

$$\text{Humus-C}_{\text{Stroh}} = C_{\text{Stroh}} (\text{kg ha}^{-1}) : (\% C_{\text{Stroh}}/\%N_{\text{Stroh}}) : 55 * 580$$

Folgende Gleichung für den gesamten pflanzenbedingten C-Eintrag und dessen Humifizierungsleistung (C_H) kann nun zusammengesetzt werden:

Algorithmus 6.9:

$$C_H = C_R * h_R + C_{RT} * h_{RT} + C_{EX} * h_{EX} + C_{RE} * h_{RE} + C_S * h_S$$

C_H = Humusersatzleistung von Pflanzenbiomasse (kg Humus-C ha⁻¹)

$C_{R/RT/EX/RE/S}$ = C-Eintrag Wurzeln (R), Wurzelumsatz (RT), Exsudate (EX), Ernterückstände (RE), Nebenernteprodukt (S) (kg ha⁻¹)

$h_{R/RT/EX/RE/S}$ = Humifizierungsrate von C aus Wurzeln (R), Wurzelumsatz (RT), Exsudaten (EX), Ernterückständen (RE), Nebenernteprodukt (S) (kg ha⁻¹) (%)

6.3 Darstellung des Gesamt-Algorithmus

Die Humusreproduktionsleistung eines Anbausystems ergibt sich aus der Verrechnung von Humusmineralisierung und Humusersatz. Entsprechend können Humusreproduktionskoeffizienten für Fruchtarten-Anbausysteme durch die kombinierte Anwendung der in Kap. 6.1 und 6.2 beschriebenen Ansätze ermittelt werden gemäß

Algorithmus 6.10:

$$hrc = C_H + F_H - N_{HHäq}$$

mit

$$C_H = C_R * h_R + C_{RT} * h_{RT} + C_{EX} * h_{EX} + C_{RE} * h_{RE} + C_S * h_S$$

$$F_H = C_{Fert} * h_{Fert}$$

$$N_{HHäq} = N_H / 55 * 580$$

$$N_H = (N_{PB} - N_{dfa} - N_I * wp_{NI} - N_{Fert} * wp_{NFert}) / wp_{NH} + \Delta N_{min}$$

hrc = Humusreproduktionskoeffizient (Häq bzw. kg Humus-C ha⁻¹)

C_H = Humusersatz durch organischen Input durch die Pflanzen (kg C ha⁻¹)

C_R = Humusersatz durch Wurzelbiomasse zum Zeitpunkt der Ernte (kg C ha⁻¹)

C_{RT} = Humusersatz durch im Laufe der Vegetationsperiode aufgebaute und abgestorbene Wurzelbiomasse (kg C ha⁻¹)

C_{EX} = Humusersatz durch organische Wurzelexsudate (kg C ha⁻¹)

C_{RE} = Humusersatz durch oberirdische Ernterückstände (kg C ha⁻¹)

C_S = Humusersatz durch Stroh- und Gründüngung (kg C ha⁻¹)

h = Humifizierungskoeffizienten, substratspezifisch für R, RT, EX, RE, S (%)

F_H = Humusersatz durch die organische Masse von Hof- und Handelsdüngern (kg C ha⁻¹)

N.B.: Stroh- und Gründüngung werden in C_H erfasst !

h = Humifizierungskoeffizienten, substratspezifisch (%)

N_{HHäq} = Mineralisierung von Humus in Häq (kg Humus-C ha⁻¹)

N_H = N aus der mineralisierung von Humus (kg N ha⁻¹)

N_{PB} = N in der gesamten Pflanzenbiomasse (kg N ha⁻¹)

N_{dfa} = N aus symbiontischer Fixierung (kg N ha⁻¹)

N_I = N aus atmosphärischer Deposition (kg N ha⁻¹)

N_{Fert} = mineralischer und der Pflanzenernährung zur Verfügung stehender N aus Düngern jeglicher Art aus (kg N ha⁻¹)

wp = Verwertungsrate für N aus den verschiedenen Pools (N_I, N_{Fert}, N_H) durch die Pflanzen (%)

ΔN_{min} = Zu- bzw. Abnahme des Boden-N_{min}-Gehaltes im Zuge des jeweiligen Fruchtarten-Anbausystems (kg N ha⁻¹)

Als Bezugsgröße dient die Einheit „Humusäquivalente“ (Häq) nach VDLUFA (2004). Aufgrund der Definition 1 Häq = 1 kg Humus-C können die C-basierten Humusersatzkennziffern direkt transferiert werden. Bei der N-basierten Abschätzung der Humusmineralisierung ist eine Umrechnung nach RAUHE & SCHÖNMEIER (1966) bzw. LEITHOLD et al. (1997) notwendig (vgl. Kap. 1.2.4).

Mit dem Algorithmus werden zunächst Humusreproduktionskoeffizienten zur Erfassung der Mineralisierung von Humus und des Humusaufbaus durch organischen Input durch Pflanzenbestandteile und Exsudate berechnet. Bei Düngeranwendung wird der im Laufe der

Vegetationsperiode der Pflanzen verfügbare mineralische Stickstoff bei der Abschätzung der Humusmineralisierung angerechnet. Die Berücksichtigung der humusaufbauenden Wirkung der organischen Masse des jeweiligen Düngers erfolgt in einem separaten Schritt, aber grundsätzlich analog zur Erfassung der Grün- und Strohdüngung. Auch hier kommen substratspezifische Humifizierungskoeffizienten zur Anwendung.

Das Modell ermöglicht die Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen ohne eine notwendige Bezugnahme auf empirische Untersuchungen in Dauerfeldversuchen.

Der Algorithmus bietet darüber hinaus die Möglichkeit einer reproduzierbaren Anpassung der Methode. Abweichende Daten auf Grundlage neuer Erkenntnisse zu einzelnen Parametern können einfach integriert werden. Eine in solchem Zusammenhang auftretende Neubewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen durch veränderte Humusreproduktionskoeffizienten bleibt so nachvollziehbar.

6.4 Beispiele zur Anwendung der neuen Methode

Die Funktionsweise der neuen Humusbilanzmethode soll im Folgenden anhand von Beispielen veranschaulicht werden. Dabei wird zunächst die Ermittlung von Koeffizienten für Fruchtarten unter verschiedenen Anbausystemen an ausgewählten Kulturen vorgestellt. Anschließend werden verschiedene Bewirtschaftungsszenarien berechnet. In beiden Fällen werden die Ergebnisse mit denen aus der Anwendung der etablierten Humusbilanzmethoden (HES, HED, LUFA-U/-O, CC) verglichen und unter dem Aspekt der Plausibilität diskutiert. Die eigentliche Validierung der neuen Methode wird hingegen in Kap. 6.5 durchgeführt.

6.4.1 Koeffizientenermittlung am Beispiel wichtiger Fruchtarten

Die Ermittlung von Humusreproduktionskoeffizienten nach dem neuen Ansatz soll hier anhand der Fruchtarten Winterweizen, Kartoffeln und Klee gras dargestellt werden. Abschließend werden die berechneten Humusreproduktionskoeffizienten mit denjenigen nach den etablierten Humusbilanzmethoden verglichen. Hier soll im Sinne einer vereinfachten Sensitivitätsanalyse auch die Beeinflussung der Koeffizienten durch die Modulation einzelner Elemente der betreffenden Anbausysteme dargestellt und Unterschiede zwischen den Methoden diskutiert und bewertet werden.

6.4.1.1 Ergebnisse

Zunächst wird nach Algorithmus 6.3 und 6.4 die zur Ausbildung des jeweiligen Ertrages einer Fruchtart notwendigerweise mineralisierte Menge an Humus berechnet (Tab. 6.11). Die natürlichen Standortbedingungen werden dabei über die Einordnung der bilanzierten Fläche in den entsprechenden Ackerzahl-Bereich berücksichtigt.

Tab. 6.11: Berechnung der zur N-Versorgung der Pflanzen notwendigerweise mineralisierten Menge an Humus in Anbausystemen ohne Düngung.

Standort (Ackerzahl)	<25			25...50			50...75			>75		
	Ertragsbereich niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch
Fruchtart: Winterweizen												
<i>Referenzertrag</i> (dt FM ha ⁻¹)	15	25	35	25	35	45	35	45	55	45	55	65
N _{PB} (kg N ha ⁻¹)	35,3	58,9	82,5	58,9	82,5	106,0	82,5	106,0	129,6	106,0	129,6	153,2
N _{dfa} (kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N _i (kg N ha ⁻¹)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
wp _{Ni} (%)	45	50	55	50	55	60	55	60	65	65	70	75
N _{Fert} (kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
wp _{NFert} (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
wp _{NH} (%)	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
ΔN _{min} (kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N _H (kg N ha ⁻¹)	32,2	58,7	85,3	54,3	79,4	104,5	74,2	97,9	121,7	94,3	117,3	140,4
N_{HHäq} (Häq ha ⁻¹)	340	619	900	573	837	1102	782	1032	1283	994	1237	1481
Fruchtart: Kartoffeln												
<i>Referenzertrag</i> (dt FM ha ⁻¹)	130	160	200	160	200	240	200	240	280	240	280	310
N _{PB} (kg N ha ⁻¹)	72,2	88,9	111,1	88,9	111,1	133,4	111,1	133,4	155,6	133,4	155,6	172,2
N _{dfa} (kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N _i (kg N ha ⁻¹)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
wp _{Ni} (%)	45	50	55	50	55	60	55	60	65	65	70	75
N _{Fert} (kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
wp _{NFert} (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
wp _{NH} (%)	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
ΔN _{min} (kg N ha ⁻¹)	+50	+50	+50	+50	+50	+50	+50	+50	+50	+50	+50	+50
N _H (kg N ha ⁻¹)	125	144	160	138	161	185	154	177	199	172	194	210
N_{HHäq} (Häq ha ⁻¹)	1318	1518	1687	1455	1698	1951	1624	1866	2098	1814	2046	2214
Fruchtart: Klee gras (70% Klee)												
<i>Referenzertrag</i> (dt FM ha ⁻¹)	200	300	400	300	400	500	400	500	600	500	600	700
N _{PB} (kg N ha ⁻¹)	162,0	243,1	324,1	243,1	324,1	405,1	324,1	405,1	486,1	405,1	486,1	567,1
N _{dfa} (kg N ha ⁻¹)	102,1	153,1	204,2	153,1	204,2	255,2	204,2	255,2	306,3	255,2	306,3	357,3
N _i (kg N ha ⁻¹)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
wp _{Ni} (%)	45	50	55	50	55	60	55	60	65	65	70	75
N _{Fert} (kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
wp _{NFert} (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
wp _{NH} (%)	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
ΔN _{min} (kg N ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N _H (kg N ha ⁻¹)	61,1	95,2	129,3	88,8	121,0	153,2	113,6	144,1	174,6	139,1	168,6	198,2
N_{HHäq} (Häq ha ⁻¹)	644	1004	1364	936	1276	1616	1198	1520	1841	1467	1778	2090

Die errechnete Humusmineralisierung in Tab. 6.11 (N_{HHäq}) gilt bei Unterlassung jeglicher Düngung. Diese Situation ist bei Klee gras sicherlich durchaus realistisch, bei Weizen und Kartoffeln in der Praxis jedoch eher unwahrscheinlich. Werden Dünger angewendet,

verringert sich der Beitrag der Humusmineralisierung zur N-Versorgung der Pflanze aufgrund der Verfügbarkeit von zusätzlichem N aus den Düngern. Bei Klee gras verringert sich jedoch die Fixierungsleistung von atmosphärischem N proportional zur verfügbaren N-Menge aus der Düngung (vgl. Kap. 6.1.2.1). Eine entsprechende Berechnung des Beitrages der Humusmineralisierung zur Biomassebildung der Pflanzen bei verschiedenen praxisüblichen Düngungsvarianten für die Beispielskulturen zeigt Tab. 6.12.

Tab. 6.12: Berechnung der zur N-Versorgung der Pflanzen notwendigerweise mineralisierten Menge an Humus in Anbausystemen bei unterschiedlichen Düngungsvarianten.

Standort (Ackerzahl)	<25			25...50			50...75			>75		
Ertragsbereich	niedrig	mittel	hoch									
Fruchtart: Winterweizen												
<i>Düngung: 100 dt FM ha⁻¹ Gründüngung, z.B. umgebrochenes Leguminosen-Nichtleguminosen-Gemenge</i>												
N _{Fert} (kg N ha ⁻¹)	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
wp _{NFert} (%)	45	50	55	50	55	60	55	60	65	60	65	70
N _H (kg N ha ⁻¹)	27,2	53,2	79,2	48,8	73,3	97,9	68,1	91,3	114,5	87,7	110,1	132,7
N_{HHäq} (Häq ha⁻¹)	287	561	835	515	773	1032	718	963	1207	925	1161	1399
<i>Düngung: 30 m³ ha⁻¹ Rindergülle (8% TS)</i>												
N _{Fert} (kg N ha ⁻¹)	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54
wp _{NFert} (%)	45	50	55	50	55	60	55	60	65	60	65	70
N _H (kg N ha ⁻¹)	7,9	31,7	55,6	27,3	49,7	72,1	44,5	65,5	86,6	61,9	82,2	102,6
N_{HHäq} (Häq ha⁻¹)	83	334	586	288	524	760	469	691	913	653	867	1082
Fruchtart: Kartoffeln												
<i>Düngung: 100 dt FM ha⁻¹ Gründüngung, z.B. umgebrochenes Leguminosen-Nichtleguminosen-Gemenge</i>												
N _{Fert} (kg N ha ⁻¹)	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
wp _{NFert} (%)	45	50	55	50	55	60	55	60	65	60	65	70
N _H (kg N ha ⁻¹)	120	139	154	133	155	178	148	170	192	165	187	202
N_{HHäq} (Häq ha⁻¹)	1266	1461	1623	1397	1634	1881	1560	1797	2023	1744	1970	2133
<i>Düngung: 300 dt FM ha⁻¹ Rottemist (Rind)</i>												
N _{Fert} (kg N ha ⁻¹)	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33
wp _{NFert} (%)	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
N _H (kg N ha ⁻¹)	95	114	130	108	131	155	124	147	169	142	164	180
N_{HHäq} (Häq ha⁻¹)	1005	1205	1374	1142	1385	1638	1311	1553	1785	1501	1733	1901

Im nächsten Schritt wird die Humusersatzleistung durch Pflanzenbiomasse und organische Düngung in den Anbausystemen gemäß Algorithmus 6.9 ermittelt (Tab. 6.13). Hierbei wird eine Humusersatzleistung durch Pflanzenrückstände auch bei Aberntung von Haupt- und Nebenprodukt ausgewiesen. Verbleibt das Nebenprodukt bzw. bei Klee gras das Hauptprodukt auf der Fläche, wird der jeweilige Input an Pflanzenbiomasse zusätzlich berücksichtigt und die Humusersatzleistung erhöht sich entsprechend.

Tab. 6.13: Berechnung Humusersatzleistung von Pflanzenrückständen in Anbausystemen.

Standort (Ackerzahl)	<25			25...50			50...75			>75		
	Ertragsbereich niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch
Fruchtart: Winterweizen												
<i>Referenzertrag</i> (dt FM ha ⁻¹)	15	25	35	25	35	45	35	45	55	45	55	65
C _R (kg C ha ⁻¹)	258	430	602	430	602	774	602	774	946	774	946	1118
h _R (%)	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
C _{RT} (kg C ha ⁻¹)	516	860	1204	860	1204	1548	1204	1548	1892	1548	1892	2236
h _{RT} (%)	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
C _{EX} (kg C ha ⁻¹)	168	279	391	279	391	503	391	503	615	503	615	727
h _{EX} (%)	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
C _{RE} (kg C ha ⁻¹)	119	198	277	198	277	356	277	356	435	356	435	514
h _{RE} (%)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
<i>Stroh abgefahren</i>												
C _S (kg C ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
h _S (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C_H (kg C ha⁻¹)	169	281	394	281	394	507	394	507	619	507	619	732
<i>Stroh verbleibt auf dem Feld</i>												
C _S (kg C ha ⁻¹)	593	989	1385	989	1385	1780	1385	1780	2176	1780	2176	2571
h _S (%)	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
C_H (kg C ha⁻¹)	230	383	537	383	537	691	537	691	843	691	843	997
Fruchtart: Kartoffeln												
<i>Referenzertrag</i> (dt FM ha ⁻¹)	130	160	200	160	200	240	200	240	280	240	280	310
C _R (kg C ha ⁻¹)	316	389	486	389	486	583	486	583	680	583	680	753
h _R (%)	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
C _{RT} (kg C ha ⁻¹)	631	777	971	777	971	1166	971	1166	1360	1166	1360	1506
h _{RT} (%)	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
C _{EX} (kg C ha ⁻¹)	205	253	316	253	316	379	316	379	442	379	442	489
h _{EX} (%)	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
C _{RE} (kg C ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
h _{RE} (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>(Kraut abgefahren)</i>												
C _S (kg C ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
h _S (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C_H (kg C ha⁻¹)	178	219	273	219	273	328	273	328	382	328	382	423
<i>Kraut verbleibt auf dem Feld</i>												
C _S (kg C ha ⁻¹)	1144	1408	1760	1408	1760	2112	1760	2112	2464	2112	2464	2728
h _S (%)	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
C_H (kg C ha⁻¹)	302	371	463	371	463	556	463	556	648	556	648	718

Tab. 6.13 (Forts.).

Standort												
(Ackerzahl)	<25			25...50			50...75			>75		
Ertragsbereich	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch
Fruchtart: Klee gras (70% Klee)												
<i>Referenzertrag</i> (dt FM ha ⁻¹)	200	300	400	300	400	500	400	500	600	500	600	700
C _R (kg C ha ⁻¹)	800	1200	1600	1200	1600	2000	1600	2000	2400	2000	2400	2800
h _R (%)	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
C _{RT} (kg C ha ⁻¹)	2200	4800	6400	4800	6400	8000	6400	8000	9600	8000	9600	11200
h _{RT} (%)	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
C _{EX} (kg C ha ⁻¹)	520	780	1040	780	1040	1300	1040	1300	1560	1300	1560	1820
h _{EX} (%)	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
C _{RE} (kg C ha ⁻¹)	368	552	736	552	736	920	736	920	1104	920	1104	1288
h _{RE} (%)	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
<i>Aufwuchs geerntet</i>												
C _S (kg C ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
h _S (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C_H (kg C ha⁻¹)	720	1081	1441	1081	1441	1801	1441	1801	2161	1801	2161	2521
<i>Aufwuchs gemulcht</i>												
C _S (kg C ha ⁻¹)	1472	2208	2944	2208	2944	3680	2944	3680	4416	3680	4416	5152
h _S (%)	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
C_H (kg C ha⁻¹)	905	1359	1812	1359	1812	2265	1812	2265	2717	2265	2717	3170

Wird die schon in Tab. 6.12 ausgewiesene Düngung bei den Fruchtarten berücksichtigt, muss die entsprechende Humusersatzleistung der Dünger zusätzlich zu derjenigen von Pflanzenrückständen und Exsudaten angerechnet werden (Tab. 6.14). Hierbei ist zu beachten, dass die Humusersatzleistung von Gründüngung bereits bei der Koeffizientenermittlung der betreffenden Gründüngungsfruchtart berücksichtigt wurde und daher in der gedüngten Folgekultur nicht erneut angerechnet werden darf.

Tab. 6.14: Berechnung der Humusersatzleistung verschiedener Düngern.

Standort (Ackerzahl)	alle
Ertragsbereich	alle
Fruchtart: alle	
<i>Düngung: 100 dt FM ha⁻¹ Gründüngung, z.B. umgebrochenes Leguminosen-Nichtleguminosen-Gemenge</i>	
C _{Fert} (kg Humus-C ha ⁻¹)	Humusersatzleistung wird im hrc der Gründüngungsfrucht über C _S *h _S berücksichtigt!
h _{Fert} (%)	
F_H (kg Humus-C ha ⁻¹)	
<i>Düngung: 30 m³ ha⁻¹ Rindergülle (8% TS)</i>	
C _{Fert} (kg Humus-C ha ⁻¹)	900
h _{Fert} (%)	30
F_H (kg Humus-C ha ⁻¹)	261
<i>Düngung: 300 dt FM ha⁻¹ Rottemist (Rind)</i>	
C _{Fert} (kg Humus-C ha ⁻¹)	3000
h _{Fert} (%)	40
F_H (kg Humus-C ha ⁻¹)	1218

Abschließend werden Humusmineralisierung und Humusersatz zueinander nach Algorithmus 6.10 in Beziehung gesetzt. Die auf diesem Wege ermittelten Humusreproduktionskoeffizienten für die Anbausysteme des Beispiels zeigt Tab. 6.15.

Tab. 6.15: Berechnung von Humusreproduktionskoeffizienten von Fruchtart-Anbausystemen bei unterschiedlicher Düngung. Humusreproduktionskoeffizienten (hrc) in Häq (kg Humus-C ha⁻¹). Referenzertrag in dt ha⁻¹.

Standort (Ackerzahl)	<25			25...50			50...75			>75		
	Ertragsbereich niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch	niedrig	mittel	hoch
Fruchtart: Winterweizen												
Referenzertrag	15	25	35	25	35	45	35	45	55	45	55	65
ohne Düngung	-171	-338	-506	-292	-443	-595	-388	-525	-664	-487	-618	-749
GrünDG	-118	-280	-441	-234	-379	-525	-324	-456	-588	-418	-542	-667
Gülle	+347	+208	+69	+254	+131	+8	+186	+77	-33	+115	+13	-89
Stroh verbleibt	-110	-236	-363	-190	-300	-411	-245	-341	-440	-303	-394	-484
Stroh +GrünDG	-57	-178	-298	-132	-236	-341	-181	-272	-364	-234	-318	-402
Stroh +Gülle	+408	+310	+212	+356	+274	+192	+329	+261	+191	+299	+237	+176
Fruchtart: Kartoffeln												
Referenzertrag	130	160	200	160	200	240	200	240	280	240	280	310
ohne Düngung	-1016	-1148	-1224	-1084	-1235	-1395	-1161	-1311	-1451	-1258	-1398	-1497
GrünDG	-964	-1090	-1160	-1026	-1171	-1325	-1097	-1241	-1375	-1188	-1322	-1415
Rottemist	515	384	307	447	296	136	370	221	81	273	133	35
Fruchtart: Klee gras (70% Klee)												
Referenzertrag	200	300	400	300	400	500	400	500	600	500	600	700
geerntet, ungedüngt	+76	+77	+77	+145	+165	+185	+243	+281	+320	+334	+383	+431
gemulcht, ungedüngt	+261	+355	+448	+423	+536	+649	+614	+745	+876	+798	+939	+1080

Zur besseren Einordnung der berechneten hrc nach der neuen Humusbilanzmethode stellt Tab. 6.16 diese den Ergebnissen aus der Anwendung der aktuell etablierten Methoden gegenüber. Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden dabei nur die minimalen und maximalen Humusreproduktionskoeffizienten und somit die Spanne der möglichen Humusreproduktion im jeweiligen Anbausystem angegeben. Hierbei ist zu beachten, dass von der Methode HED wie auch bei der neuen Methode die Humusreproduktionsleistung eines Anbausystems bei Nicht-Leguminosen unter gleichen Standortbedingungen mit steigendem Ertrag *abnimmt*, und zwar auch bei Anbausystemen mit Düngung. Im Gegensatz dazu weisen die Methoden HES, LUFA-U/-O und CC in Anbausystemen ohne Düngung eine gleichbleibende Humusreproduktion unabhängig vom jeweiligen Ertrag der Fruchtarten aus. Da bei den statischen Methoden HES, LUFA-U/-O und CC nur der Humusersatz durch Dünger von der jeweiligen Inputmenge abhängt, der Humusbedarf (=Humusmineralisierung) jedoch nicht angepasst wird, steigt die ausgewiesene Humusreproduktionsleistung bei Verbleib des Nebenproduktes (Stroh) auf dem Feld aufgrund der Düngung mit dem Ertrag an. Bei Leguminosen oder –gemengen wird von allen Methoden eine positive Beziehung von Ertrag und Humusersatzleistung angenommen.

Tab. 6.16: Vergleich der Humusreproduktionskoeffizienten für Fruchtart-Anbausysteme mit unterschiedlicher Düngung nach der neuen Humusbilanzmethode und nach aktuell etablierten Methoden. Humusreproduktionskoeffizienten (hrc) in Häq (kg Humus-C ha⁻¹).

Fruchtart	Methode					
	HUMOD	HES	HED	LUFA-U	LUFA-O	CC
Fruchtart: Winterweizen						
-Stroh -DG	-171...-749	-600	-296...-916	-280	-400	-280
-Stroh +GrünDG	-118...-667	-513	-215...-829	-160	-240	-160
-Stroh +Gülle	+347...-89	-331	-12...-632	+33	-87	+33
+Stroh -DG	-110...-484	-487...-93	-174...-394	-160...+240	-235...+315	-130...+370
+Stroh +GrünDG	-57...-402	-400...-6	-99...-307	-40...+360	-395...+475	-10...+490
+Stroh +Gülle	+408...+176	-209...+191	+104...-116	+153...+553	-78...+628	-183...+683
Fruchtart: Kartoffeln						
+Kraut -DG	-1016...-1497	-1500	-620...-1015	-760	-1000	-760
+Kraut +GrünDG	-964...-1415	-1413	-539...-928	-640	-840	-640
+Kraut +RMist	+515...+35	-307...-215	+597...+203	+440	+200	+440
Fruchtart: Klee gras (70% Klee)						
geerntet -DG	+76...+431	+1218	+406...+1421	+600	+800	+600
gemulcht -DG	+261...+1080	+1450...+2030	+638...+2233	+920...+1720	+1120...+1920	+920...+1720

Bei Weizen „ohne Düngung“ variieren die nach HUMOD ausgewiesenen Humusreproduktionskoeffizienten in einem weiten Bereich um die Werte der statischen Methoden. Bei der zweiten dynamischen Methode HED ist die Spannweite der Werte vergleichbar mit HUMOD, wobei insgesamt ein höherer Humusbedarf errechnet wird. Ein Vergleich der Werte der statischen Methoden mit der differenzierten Darstellung der hrc nach HUMOD in Tab. 6.16 zeigt, dass Werte in der Höhe von LUFA-U, CC sowie LUFA-O für niedrige bis mittlere Erträge auf mäßig guten Standorten ausgewiesen werden. Ein HES entsprechender hrc wird nach HUMOD bei mittleren bis hohen Erträgen auf günstigeren Standorten erreicht.

Die hrc nach HUMOD für Kartoffeln „ohne Düngung“ liegen sämtlich zwischen denen nach LUFA-O und HES und deutlich über denen nach HED, LUFA-U und CC.

In den beiden dynamischen Methoden wird bei vorhergegangener Gründüngung sowohl der Humusersatz durch den Input von Pflanzenbiomasse, wie auch die N-Versorgung aus der Mineralisierung von Pflanzenmaterial in der Ermittlung der Humusreproduktionsleistung berücksichtigt. Die Anrechnung der Gründüngung ist in den beiden dynamischen Methoden HUMOD und HED vergleichbar. Der Effekt einer vorhergegangenen Gründüngung wird dabei deutlich geringer eingeschätzt als derjenige von Gülle oder Stallmist.

Im Vergleich der Humusreproduktionskoeffizienten für Weizen „Stroh verbleibt [auf dem Feld]“ zeigt sich eine deutliche geringere Bewertung der Strohdüngung durch die dynamischen Humusbilanzmethoden als durch LUFA-U, LUFA-O und CC. Die ebenfalls stark negativen Werte bei HES werden durch die höheren Humusbedarfskoeffizienten bedingt, die Bewertung von Stroh ist vergleichbar mit LUFA-U/-O.

Eine höhere Humusreproduktion wird durch HUMOD gegenüber den anderen Methoden bei Gülledüngung ausgewiesen. Bei Weizen „Stroh+Gülle“ wird die hohe Bewertung der Gülle aufgrund der niedrigeren Bewertung von Stroh durch HUMOD allerdings nicht so deutlich erkennbar.

Stallmist wird durch HUMOD nur geringfügig höher bewertet als durch die anderen Methoden. Die große Spannweite der Werte muss vor dem Hintergrund des dynamischen Ansatzes gesehen werden.

Die Humusreproduktionsleistung von beerntetem wie auch gemulchtem Klee gras schließlich wird durch HUMOD deutlich geringer eingeschätzt als durch alle anderen Methoden.

6.4.1.2 Diskussion

Grundsätzlich bewegen sich die Humusreproduktionskoeffizienten nach HUMOD in vielen Fällen auf einem vergleichbaren Niveau zu den anderen Methoden. Die Bewertung der Humusreproduktion erfolgt allerdings wesentlich differenzierter als bei den statischen Methoden (HES, LUFA-U/-O, CC). So weisen die mit den dynamischen Humusbilanzmethoden HUMOD und HED ausgewiesenen Humusreproduktionskoeffizienten aufgrund der Berücksichtigung von Ertrag und Standort stets eine große Spannweite auf. Dies ist bei den statischen Methoden nicht der Fall. Hier ist eine Variation der ermittelten Humusreproduktionskoeffizienten ausschließlich durch unterschiedliche Mengen an zugeführten organischen Düngern bedingt.

Größere Abweichungen der neuen Humusbilanzmethode von den aktuell etablierten Methoden bestehen in der Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Stroh, von Anbausystemen mit Gülledüngung und von Klee grasflächen.

In der neuen Humusbilanzmethode wird die Humusreproduktionsleistung von Stroh auf Grundlage des mit dem Stroh zugeführten N berechnet. Bezug ist eine gleichbleibende Humusqualität mit einem C:N-Verhältnis von ca. 10:1 bis 11:1 im Boden nach Abbau des Strohs. Ein entsprechend geringer Einfluss langjähriger Strohdüngung auf die Humusqualität (hier: C:N-Verhältnis) wird u.a. durch Arbeiten von BOGUSLAWSKI & DEBRUCK (1977), ASMUS & VÖLKER (1984) sowie SCHULZ et al. (2008) unterstrichen.

Durch die Anrechnung des in der Vegetationsperiode verfügbaren N bei der Ermittlung der Humusmineralisierung reagieren die hrc nach HUMOD sehr stark auf die Anwendung von Düngern mit hohen Anteilen an verfügbarem N. Hierbei wird der Hypothese gefolgt, dass die Ausbildung hoher Erträge bei Anwendung entsprechender Dünger durch die Düngung erst ermöglicht wird und der Beitrag der Humusmineralisierung zur Pflanzenernährung entsprechend geringer anzusetzen ist. Allerdings werden dadurch weder mögliche Priming-Effekte bei Zuführung größerer Mengen an schnell verfügbarem N berücksichtigt (KUZYAKOV et al. 2000), noch eine ineffiziente Düngerausnutzung infolge nicht von der Methode erfasster ungünstiger Bedingungen (vgl. SCHELLER 1993, GOULDING et al. 2000).

Bei Klee gras wird für den nicht-leguminösen Gemengepartner ein Bedarf an N aus der Humusmineralisierung angesetzt, der selbst bei Rückführung der Biomasse (Mulchen)

aufgrund von N-Verlusten bei der Mineralisierung nicht vollständig ausgeglichen wird. Die Humusproduktion ist bei HUMOD daher positiv mit dem Anteil an Leguminosen im Gemenge korreliert. Hier besteht allerdings die Gefahr einer Unterschätzung der Humusersatzleistung der nicht-leguminosen Gemengepartner, da auch auf Bracheflächen oder Grünland mit geringen Anteilen an Leguminosen höhere Humusgehalte festgestellt wurden als auf Ackerland (FULLEN 1998, CONANT et al. 2001). Der offensichtliche Humusaufbau steht dabei zunächst scheinbar im Widerspruch mit sämtlichen Ansätzen der N-Bilanzierung, so dass entweder eine wesentliche Unterschätzung von N-Inputquellen (z.B. asymbiontische und symbiontische Fixierung, atmosphärische Deposition) angenommen werden muss, oder aber eine Überschätzung der N-Verluste beim Umsatz von Pflanzenbiomasse. Außerdem spielt die Bodenruhe beim Anbau dieser Kulturen eine wesentliche Rolle.

6.4.2 Szenariorechnungen

Als Beispiel für die Beurteilung von Bewirtschaftungssystemen durch die neue Humusbilanzmethode und zur Überprüfung der Plausibilität der berechneten Salden wurden verschiedene Szenarien durchgerechnet. Wiederum wurde ein Vergleich der Ergebnisse nach der neuen Methode mit denjenigen aus der Anwendung anderer Humusbilanzmethoden angestellt.

6.4.2.1 Ergebnisse

Die Bewirtschaftungsszenarien sind in Tab. 6.17 und Tab. 6.18 dargestellt. Hier sollen ökologische Marktfrucht- und Gemischtbetriebe, jeweils mit unterschiedlichen Fruchtfolgen, abgebildet werden.

In den Marktfruchtszenarien wurden keine Wirtschaftsdünger ausgebracht. Sämtliches anfallendes Stroh und Aufwüchse der Zwischenfrüchte wurden in den Boden eingearbeitet. Bei den Zwischenfrüchten handelte es sich um Leguminosen-Nichtleguminosengemenge.

Tab. 6.17: Fruchtarten und Erträge der Marktfruchtbau-Szenarien.

Fruchtart	Prozentanteil in der Fruchtfolge						Ertrag (dt FM ha ⁻¹)
	0	5	10	15	20	25	
Klee gras	0	5	10	15	20	25	500
Getreide	60	59	58	57	57	55	40
Körnerleguminosen	20	16	12	8	3	0	35
Hackfrucht	20	20	20	20	20	20	250
Zwischenfrucht	35	30	25	20	15	0	100

Bei den viehhaltenden Systemen wurde der Klee grasanteil entsprechend des Viehbesatzes abgestuft. Die Aufwüchse wurden verfüttert. Das anfallende Getreidestroh wurde je nach

Tierbesatz abgefahren und zu Rotteung verarbeitet, der dann wieder gedüngt wurde bzw. zum Teil auf dem Feld belassen. Für alle Szenarien wurde eine mittlere Ackerzahl von 50 angenommen.

Tab. 6.18: Fruchtarten, Erträge und Tierbesatz der Szenarien mit Viehhaltung.

Fruchtart	Prozentanteil in der Fruchtfolge						Ertrag [dt FM ha ⁻¹]
	0	10	20	30	40	50	
Kleegras	0	10	20	30	40	50	500
Getreide	90	80	70	60	50	40	40
Hackfrucht	10	10	10	10	10	10	250
Zwischenfrucht	60	50	40	30	20	10	100
GV ha ⁻¹	0	0,4	0,8	1,2	1,6	2,0	-

Je höher der Kleegrasanteil in der Fruchtfolge, desto höhere Bilanzsalden werden mit allen Methoden ausgewiesen. Die höchsten Salden werden mit den VDLUFA-Methoden und der CC-Methode berechnet. Selbst bei dem Marktfruchtszenario mit 0 % Kleegras sind die Salden nur schwach negativ bzw. leicht positiv bei CC (Abb. 6.3). Mit den HE-Methoden sind die Salden dagegen deutlich negativ. Bei steigendem Kleegrasanteil nehmen auch die Salden zu, so dass mit den HE-Methoden ein Betrieb mit 25 % Kleegrasanteil in VDLUFA-Gehaltsklasse C fallen würde. Die neue Humusbilanzmethode berechnet niedrigere Salden als die anderen Methoden. Klasse C wird auch bei einem Kleegrasanteil von 25 % nicht erreicht.

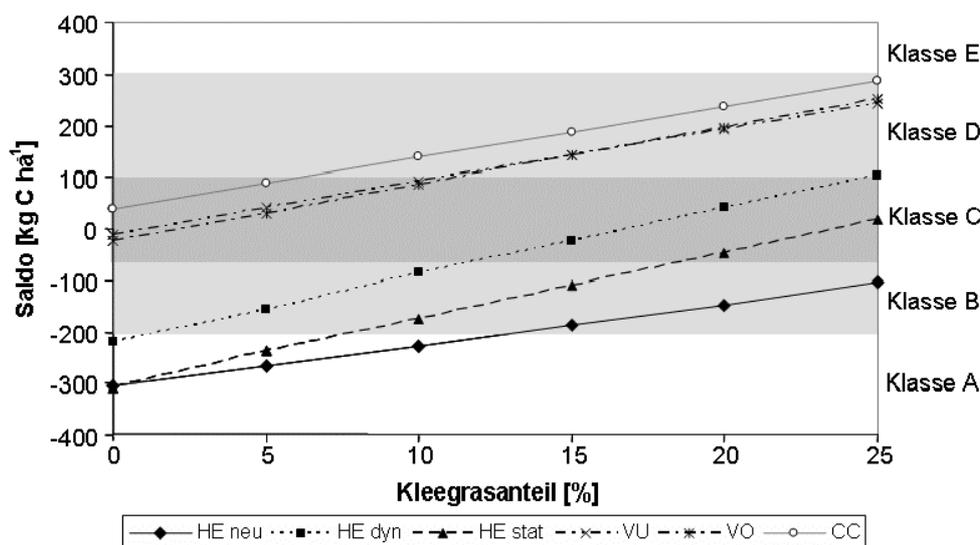


Abb. 6.3: Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen nach den unterschiedlichen Methoden bei den Marktfruchtszenarien sowie Einteilung in VDLUFA-Bewertungsklassen. HEneu = HUMOD, HEdyn = HED, HE stat=HES, VU=LUFA-U, VO=LUFA-O, CC=CC.

Auch bei den Szenarien mit Tierhaltung werden die höchsten Salden wiederum mit den VDLUFA-Methoden und der CC-Methode erreicht. Wo kein Klee gras angebaut wird und auch keine Wirtschaftsdünger ausgebracht werden, sind die Salden insgesamt am niedrigsten. Mit den HE-Methoden werden deutlich negative Salden berechnet, der Betrieb würde damit in VDLUFA-Klasse A fallen. Nach der neuen Methode wäre er in Klasse B, dennoch ist auch mit dieser Methode der Bilanzsaldo negativ. Die in Abb. 6.4 eingezeichneten Kurven steigen für die HE-Methoden viel steiler mit steigendem Viehbesatz und Klee grasanteil. Mit der neuen Methode wird ein flacherer Anstieg der Kurve berechnet. Bei einem Viehbesatz von 2 GV ha⁻¹ wird ein Bilanzsaldo von 669 kg C ha⁻¹a⁻¹ erreicht, mit den anderen Methoden werden Salden um die 1000 kg C ha⁻¹a⁻¹ ausgerechnet.

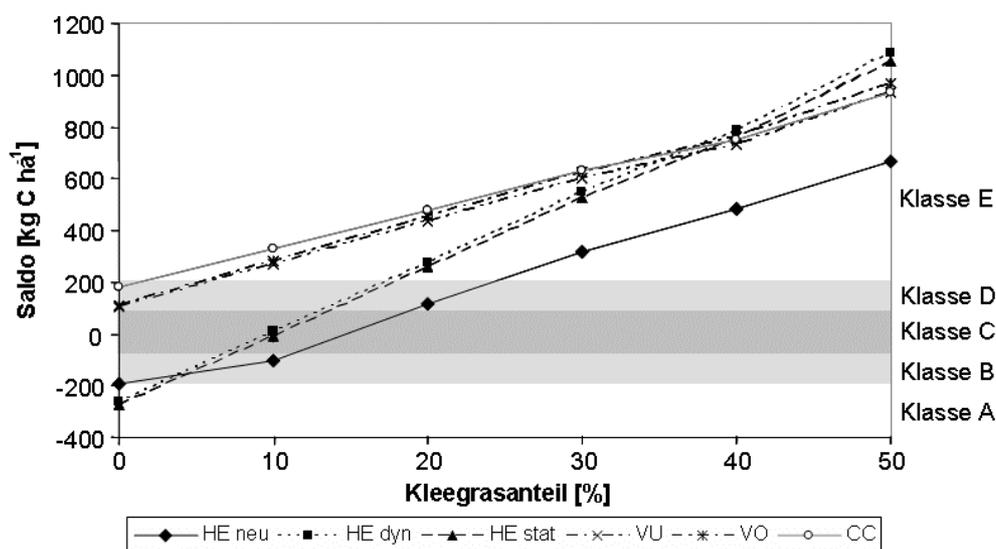


Abb. 6.4: Ergebnisse der Humusbilanzberechnungen nach den unterschiedlichen Methoden bei den Szenarien mit Viehhaltung sowie Einteilung in VDLUFA-Bewertungsklassen. HEneu = HUMOD, HEdyn = HED, HE stat=HES, VU=LUFA-U, VO=LUFA-O, CC=CC.

6.4.2.2 Diskussion

Mit der neuentwickelten Humusbilanzierungsmethode wurden zunächst zur Plausibilitätsanalyse verschiedene Szenarien mit viehlosen und viehhaltenden Fruchtfolgen gerechnet. Die neue Methode wies dabei für alle Szenarien die niedrigsten Salden aus, die bei einem Klee grasanteil von 0 % im negativen Bereich lagen. Bei steigendem Klee grasanteil wurden auch höhere Salden berechnet. Mit den VDLUFA-Methoden und der CC-Methode hingegen wurden für alle Szenarien positive Salden ausgewiesen, die bei einem Viehbesatz von 2 GV² 1000 kg C ha⁻¹a⁻¹ betragen. Das entspräche bei einer

² Ein Viehbesatz von 2 GV je ha LFMuss in Ökobetrieben als Ausnahme angesehen werden und ist nach den meisten Verbandsrichtlinien ohnehin ausgeschlossen. Der hohe Wert wurde zur Veranschaulichung der vermuteten Überbewertung der Humusreproduktion viehhaltender Betriebe mit mehrjährigen Leguminosen durch die Bilanzmethoden nach VDLUFA und CC gewählt.

angenommenen Lagerungsdichte von $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ und einer Krumentiefe von 30 cm einer jährlichen C_{org} -Gehaltsänderung um 0,02 %. Dieser Wert ist unrealistisch hoch, da anhand der Auswertung der langjährigen Messreihen maximale Änderungen von 0,01 % C_{org} pro Jahr ermittelt wurden. Ebenfalls unrealistisch sind die hohen Bilanzsalden dieser Methoden bei der Fruchtfolge mit 0 % Klee gras ohne Wirtschaftsdünger. In zahlreichen Untersuchungen auf Dauerversuchen und Praxisbetrieben wurde nachgewiesen, dass bei solchen Fruchtfolgen mit einem Rückgang der Humusgehalte zu rechnen ist (KÖRSCHENS et al. 1998, BLAIR et al. 2005, JOHNSON et al. 2007), so wie er auch durch die HE-Methoden und die neuentwickelte Methode angezeigt wird. Bei den beiden HE-Methoden steigen die berechneten Salden mit steigendem Klee grasanteil viel steiler als mit allen anderen Methoden. Ein Grund hierfür ist möglicherweise der hohe Humusbilanzkoeffizient für Klee gras. Dieser liegt bei 2,1 HE, das entspricht 1218 Häq ($\text{kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) für 100 dt TM ha^{-1} , während die VDLUFA-Methoden einen Humusbilanzkoeffizient von 600 bzw. 800 Häq für das Klee gras ansetzen. Die neue Methode weist je nach Ackerzahl 0,9 (522 Häq) bis 1,4 HE (812 Häq) für Klee gras aus. Dies deckt sich auch eher mit Daten aus der Literatur (JARECKI et al. 2005, MEYER-AURICH et al. 2006, SU 2007).

6.5 Validierung

Die Validierung von Humusbilanzmethoden ist aufgrund der Modellstruktur mit einigen Schwierigkeiten behaftet. So muss in der Humusbilanzierung aus Gründen der Praxisanwendbarkeit auf die Berücksichtigung wichtiger Einflussfaktoren der Humusdynamik verzichtet werden. Dies gilt insbesondere für den komplexen Einfluss von Vorbewirtschaftung und natürlichen Standortbedingungen. Bilanzsalden und reale Entwicklung der Humusgehalte auf einer Fläche können daher voneinander abweichen. Den Sachverhalt verdeutlicht schematisch Abb. 6.5.

So werden z.B. nach Gründlandumbruch die Humusgehalte unter jedem folgenden ackerbaulichen Bewirtschaftungssystem zunächst absinken. Die Humusbilanz bewertet Ackerbausysteme jedoch unabhängig von der Vorbewirtschaftung und weist so für das Beispielssystem in Abb. 6.5 in beiden Fällen die gleiche Humusreproduktion aus. Eine in der Modellvalidierung sonst übliche Überprüfung der Vorhersagegenauigkeit der Methode anhand der Übereinstimmung von modellierter und gemessener Entwicklung eines Indikators – z.B. C_{org} oder N_t im Boden – ist daher bei Humusbilanzmethoden nur eingeschränkt möglich. Dennoch ist die Frage nach der absoluten Aussagequalität der Humusbilanz von großem ökologischem und ackerbaulichen Interesse.

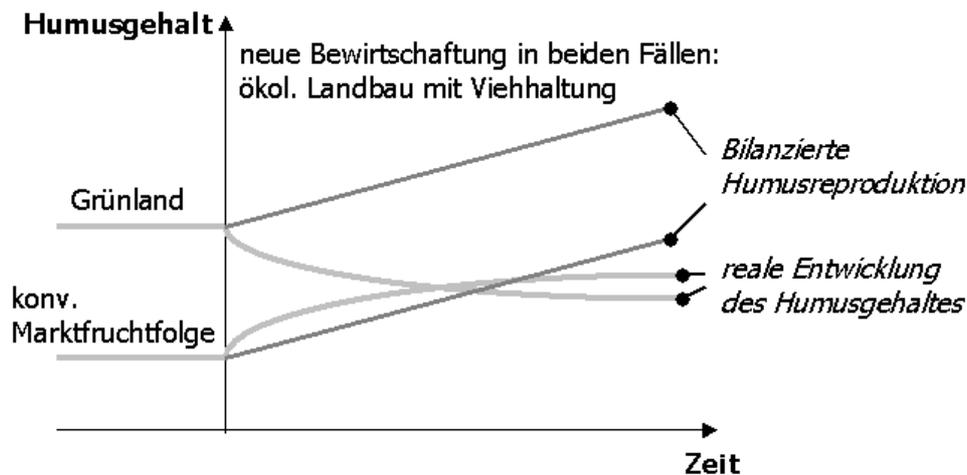


Abb. 6.5: Nach Humusbilanzsaldo zu erwartende und reale Entwicklung von Humusgehalten bei unterschiedlicher Vorbewirtschaftung (Skizze).

Das Ziel der Humusbilanz ist jedoch nicht die exakte Analyse oder Prognose der tatsächlichen Humusdynamik an einem Standort, sondern die Bewertung der Humusreproduktionsleistung eines Anbausystems, insbesondere auch im Vergleich mit anderen Anbausystemen unter sonst gleichen Standortbedingungen. So kann das oben erwähnte Absinken des Humusgehaltes nach Grünlandumbruch von keinem ackerbaulichen Bewirtschaftungssystem verhindert werden. Allerdings werden die Humusgehalte in diesem Falle unter Ackerbausystemen mit hoher Humusreproduktion (z.B. ökologischer Landbau mit mehrjährigem Anbau von Futterleguminosen und Stallmistanwendung) langsamer absinken und auf einem höheren Niveau gehalten, als unter Bewirtschaftungssystemen mit geringerer Humusreproduktion (z.B. ökologischer Marktfruchtbau ohne Rotationsbrache).

Die Validierung der neuen Humusbilanzmethode wird daher in zwei Schritten vorgenommen. Zunächst wird die absolute Aussagequalität der Methode überprüft und damit die Eignung zur quantitativen Bewertung der Humusreproduktion von Anbausystemen. In einem zweiten Schritt wird die Aussagequalität hinsichtlich der vergleichenden Bewertung von Anbausystemen beurteilt.

6.5.1 Absolute Aussagequalität der Methode

Im ersten Schritt der Validierung wird die absolute Aussagequalität der Humusbilanzmethode beurteilt. Die zugrundeliegende Fragestellung ist hier:

- *Kann bei einem positiven Bilanzsaldo von einer ausreichenden Humusreproduktion ausgegangen werden und umgekehrt bei negativem Bilanzsaldo von einer unzureichenden Reproduktion der Humusvorräte?*

Hier muss der o.g. Sachverhalt möglicher Abweichungen von Bilanzsaldo und realer Entwicklung der Humusgehalte von Flächen aufgrund nicht in die Methode integrierter

Einflussgrößen berücksichtigt werden. Mit der neuen Humusbilanzmethode wird die zur Ausbildung des jeweiligen Fruchtartenertrages *notwendigerweise mindestens* mineralisierte Menge an Humus berechnet. Aus diesem Grunde ist eine Unterschätzung der tatsächlichen Humusmineralisierung bei einer Fläche möglich (s. Beispiel in Abb. 6.5). Eine Überschätzung der Humusmineralisierung durch die neue Humusbilanzmethode ist hingegen dem methodischen Ansatz nach ausgeschlossen. Für die Validierung gilt daher: Eine grobe Übereinstimmung der bilanzierten und gemessenen Entwicklung der Humusvorräte einer Fläche ist daher zwar wünschenswert, darf aber nicht als hartes Kriterium der Methodvalidierung herangezogen werden. Werden durch die Bilanz allerdings negative Salden für Flächen mit real ansteigenden Humusgehalten berechnet, muss von einer Fehleinschätzung der Humusreproduktion durch die Bilanzmethode ausgegangen werden, falls die Aussage der Indikatoren der Entwicklung der Humusgehalte als hinreichend verlässlich angesehen wird.

6.5.1.1 Übereinstimmung von Bilanzergebnissen und realer Entwicklung der Humusgehalte in Praxisbetrieben (U.Hoyer)

Bei den vorliegenden Praxisflächen wurde die Hypothese aufgestellt, dass mit Umstellung auf ökologischen Landbau eine vollkommen andere Bewirtschaftung als vorher eingeführt wurde. Daher konnte die zeitliche Entwicklung der C_{org} - und N_t -Gehalte für eine Überprüfung der Humusbilanzsalden genutzt werden.

In Abb. 6.6 sind die Ergebnisse der Bilanzrechnungen, berechnet nach den sechs verschiedenen Methoden, beispielhaft an den sächsischen Dauertestflächen dargestellt. Die mit den unterschiedlichen Humusbilanzierungsmethoden berechneten Bilanzsalden wurden jeweils den Differenzen aus Anfangs- und Endwert der C_{org} -Zeitreihen jeder Fläche gegenübergestellt. Die Differenz aus C_{org} -Anfangs- und -Endwert stellt dabei die Veränderung der Humusgehalte über die betrachteten Jahre dar. Stimmen Differenz und Bilanzsaldo überein, müsste bei der Regressionsberechnung ein Bestimmtheitsmaß von 1 herauskommen. Wie aus Abb. 6.6 ersichtlich, ist dies bei keiner der verwendeten Methoden der Fall. Die Werte schwanken mehr oder weniger stark um die jeweiligen Regressionsgeraden.

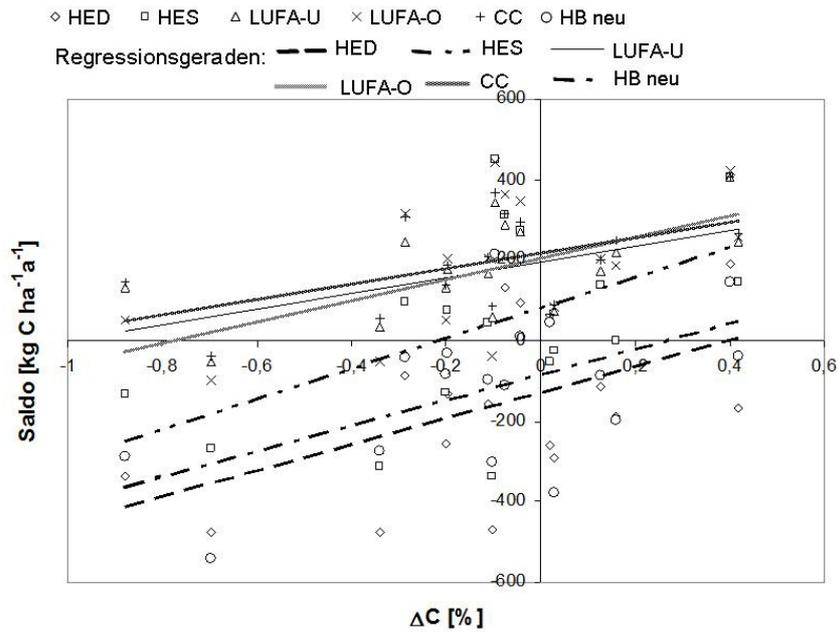


Abb. 6.6: Vergleich der berechneten Bilanzsalden mit den Differenzen der berechneten End- und Anfangswerte von C_{org} bei den sächsischen Dauertestflächen. HBneu=HUMOD.

Zudem wird der Unterschied im Niveau der Salden deutlich. Die dynamische HE-Methode (HED) berechnet im Schnitt die niedrigsten Salden, während die höchsten Salden mit der CC-Methode und den VDLUFA-Methoden ausgewiesen werden. Die statische HE-Methode (HES) liegt in der Mitte während die neue HE-Methode eine Parallelverschiebung nach oben zur dynamischen HE-Methode darstellt. Ähnlich verhält es sich auch bei dem Vergleich der Salden zur Differenz der Anfangs- und Endwerte von N_t (nicht dargestellt). Die Regressionskoeffizienten sind zu den Differenzen der C-Werte deutlich enger als zu den Differenzen der N-Werte (Tab. 6.19).

Tab. 6.19: Regressionskoeffizienten der Vergleiche von Bilanzsalden mit Differenzen von C und N.

Method	R^2 hrc zu ΔC	R^2 hrc zu ΔN
HUMOD	0,29	0,01
HED	0,24	0,02
HES	0,28	0,04
LUFA U	0,28	0,01
LUFA O	0,27	0,03
CC	0,27	0,01

Trotzdem sind die Regressionskoeffizienten auch zu den C-Differenzen nicht besonders hoch. Daraus lässt sich schließen, dass die Humusbilanzierung nur ein relativ einfaches Werkzeug zur Prognose von Humusgehaltsänderungen sein kann, da noch viele andere Faktoren eine Rolle spielen, die bis heute noch nicht aufgeklärt werden konnten.

Zur Überprüfung von Salden mit Messwerten wurden alle Standorte, getrennt nach den einzelnen Bilanzierungsmethoden, in jeweils einer Graphik aufgetragen (Abb. 6.7 und 6.8).

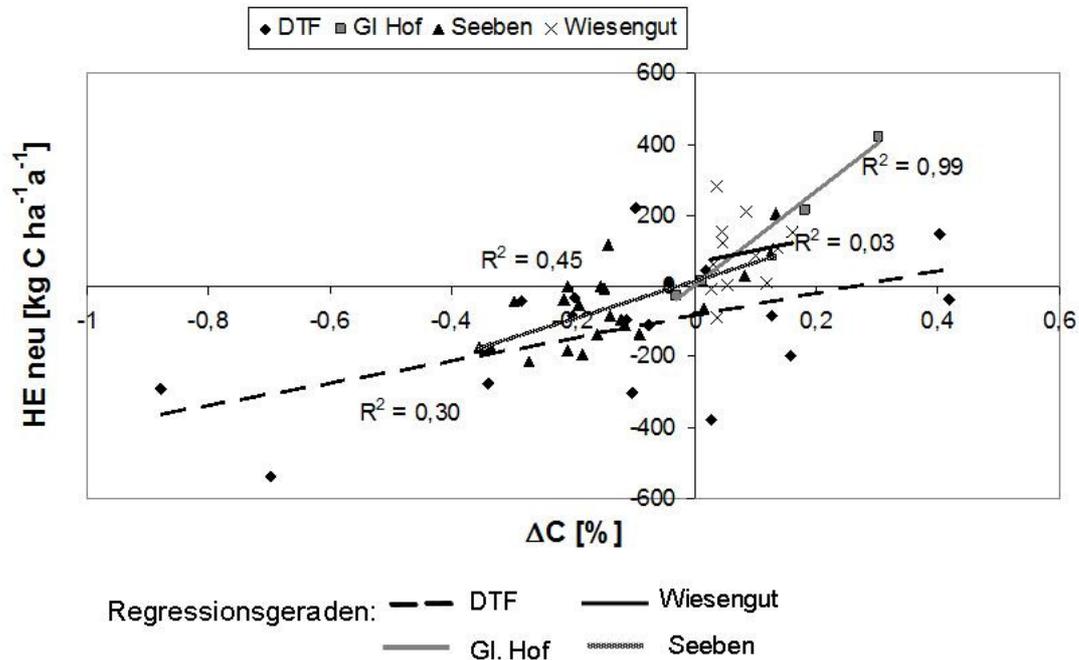


Abb. 6.7: Vergleich der Bilanzsalden nach HUMOD mit den berechneten C_{org}-Differenzen an den vier Standorten.

Je nach Standort passen die Salden der neuen HE-Methode mehr oder weniger gut mit den Differenzen der C_{org}-Werten zusammen (Abb. 6.7). Sehr gute Übereinstimmung wurde beim Gladbacherhof gefunden und bei Seeben. Dagegen wurde nur ein sehr kleiner Regressionskoeffizient beim Wiesengut berechnet. Die Tendenzen zwischen Salden und Messwerten stimmen jedoch bei allen Standorten sehr gut überein. So ist bei den Flächen, in denen ein realer Humusanstieg gefunden wurde, auch der Bilanzsaldo positiv und umgekehrt. Im Vergleich dazu ist in Abb. 6.8 eine Gegenüberstellung von Bilanzsalden mit Messwerten der CC-Methode dargestellt. Mit der CC-Methode wurde kein einziger negativer Bilanzsaldo berechnet. Zudem wurden negative Regressionsgleichungen beim Gladbacherhof und beim Wiesengut berechnet. Das bedeutet, je positiver der gemessene Humusanstieg, desto negativer werden die Bilanzsalden. Bei einem Großteil der Werte wird zudem eine negative gemessene Entwicklung mit gleichzeitig positiven Bilanzsalden ausgewiesen.

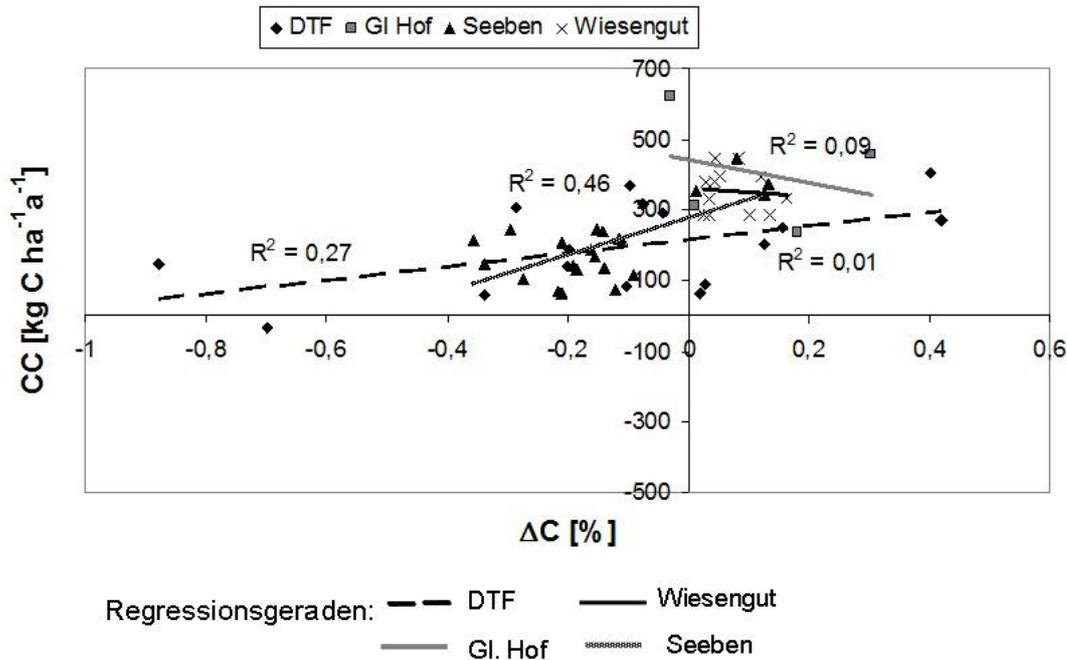


Abb. 6.8: Vergleich der Bilanzsalden nach CC mit den berechneten C_{org}-Differenzen an den vier Standorten.

In Abb. 6.9 und Abb. 6.10 sind die bilanzierten Salden den Differenzen der Anfangs- und Endwerte der N_t-Werte über die gemessenen Jahre gegenübergestellt. Einmal für die neue HE-Methode und zum Vergleich für die CC-Methode. Es zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den C_{org}-Differenzen, jedoch korrelieren die N_t-Werte schlechter mit den Bilanzsalden als die C_{org}-Differenzen.

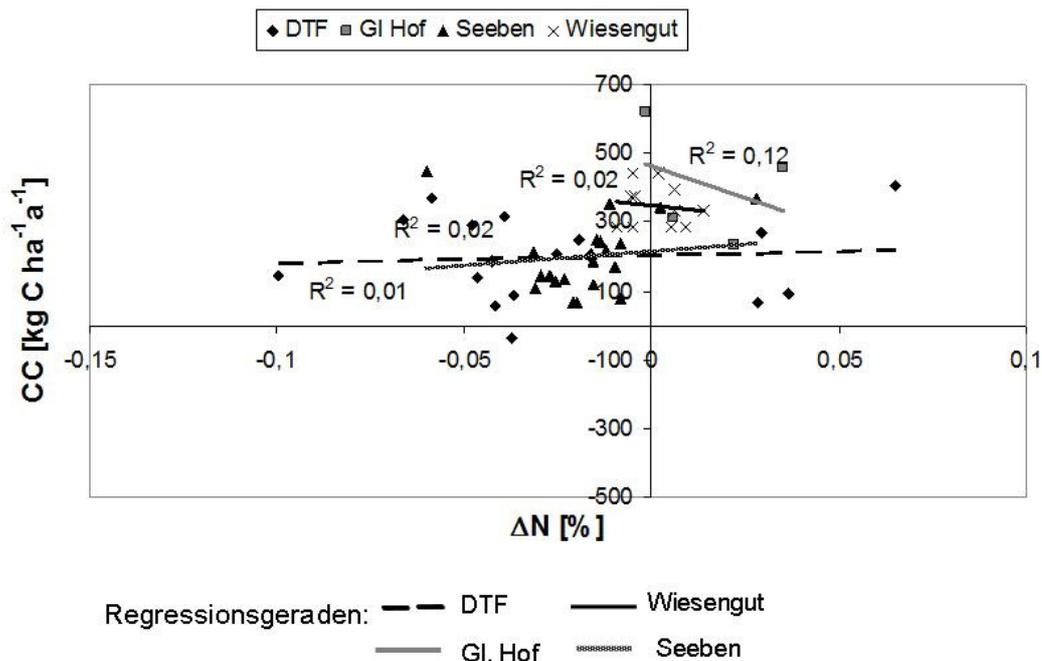


Abb. 6.9: Vergleich der Bilanzsalden nach HUMOD mit den berechneten N_t-Differenzen an den vier Standorten.

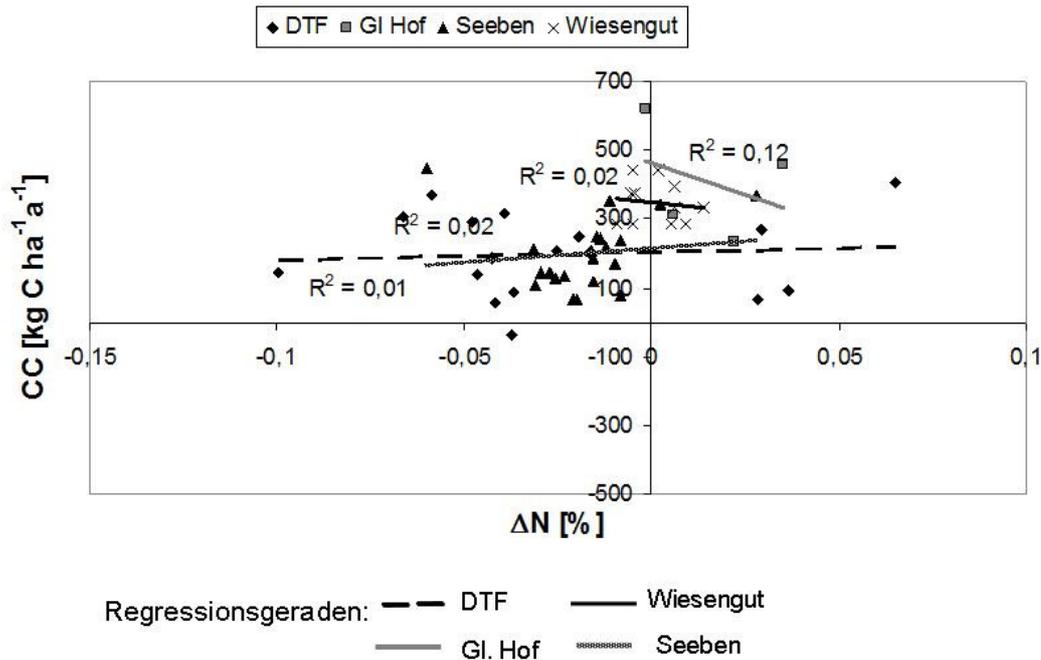


Abb. 6.10: Vergleich der Bilanzsalden nach CC mit den berechneten N_f -Differenzen an den vier Standorten.

Beim Vergleich der Bilanzsalden mit den im Boden gemessenen Humusgehaltsveränderungen zeigte sich insgesamt ein differenziertes Bild. An einigen Standorten war die Übereinstimmung höher, an anderen dagegen gering. Dennoch wurden insgesamt die besten Übereinstimmungen zwischen gemessener und bilanzierter Veränderung mit der neuen HE-Methode gefunden. Die CC-Methode schneidet im Vergleich dazu deutlich schlechter ab. Es zeigte sich, dass durch die Berücksichtigung von N-Mineralisierung der unterschiedlichen Pflanzen und den Standortbezug eine deutliche Verbesserung der Methodik zustande kam. Ebenso wird in der neuen Bilanzierungsmethode erstmals der Kohlenstoffeintrag durch Wurzeln und Ernterückstände sehr differenziert berücksichtigt. Dabei musste jedoch auf Daten aus der Literatur zurückgegriffen werden. Probleme bestanden darin, dass nicht für jede Kulturpflanze entsprechende Daten verfügbar waren und demzufolge Analogieschlüsse notwendig wurden. Auch wurden die Untersuchungen teilweise unter anderen Standortbedingungen durchgeführt. Darin kann ein Grund für die Abweichungen der neuen Methode mit den gemessenen Werten liegen.

Ein weiteres grundsätzliches Problem der Humusbilanzierung liegt darin, dass Veränderungen der Humusgehalte nur linear abgebildet werden. In der Realität kommt es jedoch nach Bewirtschaftungswechsel nach einiger Zeit zu einem Einschwingen auf den standort- und bewirtschaftungsbedingten Gleichgewichtszustand zwischen Humusauf- und Humusabbau. Die An- bzw. Abreicherung an Humus erfolgt also nichtlinear, sondern nach einer logarithmischen Kurve. Dies kann auch mit der neuentwickelten Methode nicht abgebildet werden. Gerade beim Wiesengut, wo die Anpassung der Bilanz- und Messwerte von der Regressionskurve stark abweicht, ist zu vermuten, dass sich diese Gleichgewichtszustände schon eingestellt haben. Trotz der hohen Bilanzsalden fand nur

noch ein geringer Anstieg des C_{org} -Gehaltes statt. Es kann hier davon ausgegangen werden, dass die Bewirtschaftung standorttypisch für den Humusgehalt und das Pflanzenwachstum optimal ist, was durch die hohen Bilanzsalden angezeigt wird. Aufgrund des Einpendelns auf den Gleichgewichtszustand der Auf- und Abbauprozesse kann es jedoch systembedingt zu keinem Anstieg der C_{org} -Gehalte mehr kommen. Weiterer Forschungsbedarf für die Optimierung der neuen Methode ist jedoch notwendig. Gerade im Bereich des Kohlenstoffeintrages und der Humifizierung von Ernte- und Wurzelsrückständen muss noch sehr viel aufgeklärt werden. Aufgrund des Rechenalgorithmus der neuen Methode können neue Forschungsergebnisse leicht und einfach eingearbeitet werden.

6.5.1.2 Übereinstimmung von Bilanzergebnissen der realen Entwicklung der Humusgehalte in Parzellen von Dauerfeldversuchen (C.Brock)

Abb. 6.11 zeigt den Zusammenhang zwischen bilanzierter und gemessener Entwicklung der Humusgehalte in den Parzellen der einbezogenen Versuche beispielhaft für den Zusammenhang Humussaldo und ΔC_{org} . Bereits hier wird aus der nur geringen Anzahl der Wertepaare mit negativem Bilanzsaldo bei positiver Entwicklung der Humusgehalte (Quadrant rechts unten) ersichtlich, dass die Forderung des Validierungsansatzes nach Ausschluss der Ausweisung negativer Humusreproduktion durch die Bilanzmethode bei real ansteigenden Humusgehalten in den meisten Fällen erfüllt wird. Eine Übereinstimmung der Trends von Bilanz und realer Entwicklung der Humusgehalte ist häufig zu beobachten. Gleichzeitig kommt es jedoch in vielen Fällen zur Unterschätzung der tatsächlichen Humusmineralisierung (negative Entwicklung der Humusgehalte bei positivem Bilanzsaldo). Wie bereits erwähnt, muss die zuletzt beschriebene Form der Abweichung allerdings aus methodischen Gründen bei Humusbilanzen toleriert werden.

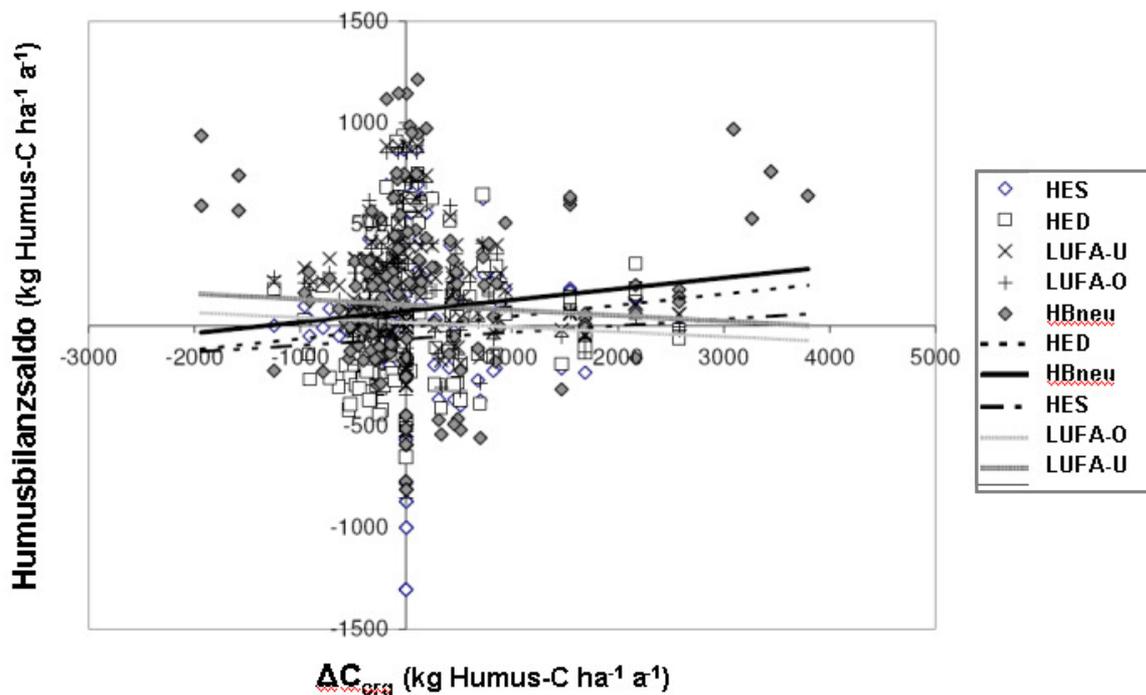


Abb. 6.11: Zusammenhang von Humusbilanzsalden und realer Entwicklung von Humusgehalten in Parzellen von Dauerfeldversuchen. Punkte: Wertepaare. Linien: Regressionsgeraden. HBneu=HUMOD.

Die in Abb. 6.11 erkennbare Situation bestätigt sich auch bei der Betrachtung der weiteren Indikatoren der Entwicklung der Humusgehalte (Tab. 6.20 und 6.21). In den Tabellen sind überdies auch die entsprechenden Daten zur Übereinstimmung von Bilanz und realer Humusdynamik in den einbezogenen Versuchspartellen für die aktuell etablierten Humusbilanzmethoden angegeben.

Tab. 6.20: Übereinstimmung von Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und der Entwicklung der Humusgehalte in Dauerfeldversuchen. Grobe Bewertung nach Übereinstimmung der Vorzeichen. HBneu=HUMOD.

	Übereinstimmung des Trends									
	ΔC_{org} und Bilanzsaldo					ΔN_t und Bilanzsaldo				
	HES	HED	LUFA-U	LUFA-O	HUMOD	HES	HED	LUFA-U	LUFA-O	HUMOD
Σ Überschätzungen	36	29	59	50	56	40	26	59	51	52
% Überschätzungen	23	19	33	28	28	24	16	32	27	25
Σ nicht erklärbar	34	35	41	55	45	41	39	48	63	58
% nicht erklärbar	22	23	23	31	23	25	24	26	34	28
Σ Übereinstimmungen	85	91	79	74	98	82	98	80	73	97
% Übereinstimmungen	55	59	44	41	49	50	60	43	39	47
n (einbez. Parzellen)	155	155	179	179	199	163	163	187	187	207

Tab. 6.21: Übereinstimmung von Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und der Entwicklung der Humusgehalte in Dauerfeldversuchen. Grobe Bewertung nach Übereinstimmung der Vorzeichen. HBneu=HUMOD.

	Übereinstimmung des Trends									
	C_{KMW} und Bilanzsaldo					N_{KMW} und Bilanzsaldo				
	HES	HED	LUFA-U	LUFA-O	HUMOD	HES	HED	LUFA-U	LUFA-O	HUMOD
Σ Überschätzungen	33	25	58	46	51	50	39	71	59	63
% Überschätzungen	21	16	32	26	26	31	24	38	32	31
Σ nicht erklärbar	28	28	29	40	31	42	47	47	58	57
% nicht erklärbar	18	18	16	22	16	26	29	25	31	27
Σ Übereinstimmungen	94	102	92	93	117	71	77	69	70	88
% Übereinstimmungen	61	66	51	52	59	44	47	37	37	42
n (einbez. Parzellen)	155	155	179	179	199	163	163	187	187	207

Eine Übereinstimmung zwischen bilanzierter und realer Entwicklung der Humusgehalte in den Versuchspartellen ist je nach betrachtetem Indikator und betrachteter Methode nur in 37-66% der Fälle zu beobachten. Bei allen Methoden ist eine Übereinstimmung am häufigsten unter Bezug auf C_{KMW} als Maßzahl der Entwicklung der Humusgehalte (51-66%). Auch der Anteil nicht erklärbarer Fälle ist für alle Methoden bei Bezug auf diesen Indikator am geringsten (16-22%). Die Übereinstimmung der Bilanzergebnisse mit den anderen Indikatoren ist hingegen mit 41-59% bei ΔC_{org} , 39-60% bei ΔN_t und insbesondere bei N_{KMW} mit 37-47% deutlich geringer. Die nicht erklärbaren Fälle haben bei allen drei Indikatoren einen vergleichbaren Umfang (22-31% bei ΔC_{org} , 24-34% bei ΔN_t , 25-31% bei N_{KMW}).

Eine Überschätzung der Humusreproduktion, d.h. eine Unterschätzung der tatsächlichen Humusmineralisierung einer Fläche durch Humusbilanzen kann aus methodischen Gründen nicht ausgeschlossen werden. Dennoch schränkt die hohe Häufigkeit dementsprechender Fälle die o.g. Aussage zur Verlässlichkeit der absoluten Beurteilung der Humusreproduktion in Anbausystemen durch Humusbilanzmethoden (Ausweisung unzureichender oder ausreichender Humusreproduktion) ein. Hier wäre die Vorbewirtschaftung der Flächen mit entsprechenden Abweichungen genauer zu klären, um die Ergebnisse in der Methodvalidierung verwenden zu können.

Hingegen weist der Umfang der nicht erklärbaren Fälle auf die Notwendigkeit weiterer Kalibrierung der neuen Bilanzmethode hin. Zwar weisen die anderen Humusbilanzmethoden bei allen Indikatoren einen ähnlichen Anteil nicht erklärbarer Fälle auf. Bei der neuen Methode sollten derartige Ergebnisse jedoch aufgrund der Struktur des verwendeten Algorithmus ausgeschlossen sein (s.o.). Ähnliches gilt aus methodischen Gründen auch für HED, nicht aber für die statischen Ansätze HES, LUFA-U und LUFA-O. In diesem Zusammenhang ist allerdings auch zu beachten, dass die Erfassung der Entwicklung des Humusgehaltes einer Fläche mit den verwendeten Indikatoren selbst fehleranfällig ist (vgl. Kap. 4.4). Dennoch ist auch eine Fehleinschätzung von Parametern durch die Methode möglich. So wird etwa die N-Verwertung im System Boden-Pflanze in der Methode trotz Modulation nach Standort und Ertragsbildung stark generalisiert. Weiterhin

sind Fehlannahmen bei der Anrechnung von N-Inputs aus verschiedenen Quellen ebenso möglich wie eine Unter- oder Überschätzung der Humusersatzleistung von Pflanzenrückständen und anderen organischen Inputs.

6.5.2 Vergleichende Bewertung von Anbausystemen

Im zweiten Schritt der Validierung wird die Methode hinsichtlich der Aussagequalität in der vergleichenden Bewertung der Humusreproduktion von Anbausystemen unter sonst gleichen Standortbedingungen überprüft. Dabei gilt folgende Hypothese:

- *Ein höherer Humusbilanzsaldo eines Anbausystems gegenüber einem anderen Anbausystem am gleichen Standort muss sich relativ auch in der Beeinflussung der Humusgehalte widerspiegeln.*

Die aus der aufgestellten Hypothese resultierende Konsequenz verdeutlicht Abb. 6.12. Demnach kann die Wirkung von Anbausystemen auf den Humushaushalt mit Blick auf die übergeordnete Beeinflussung der Humusdynamik durch natürliche Standortfaktoren und Vorbewirtschaftung im Sinne einer „Parallelverschiebung“ der betrachteten Systeme verstanden werden. Anbausysteme mit einer höheren Humusreproduktion laut Bilanz sollten so auch eine real höhere Humusreproduktion aufweisen. Der Zusammenhang ist dabei unabhängig vom jeweiligen Niveau, wie auch vom allgemeinen Trend der Entwicklung der Humusgehalte an einem Standort. Eine höhere Humusreproduktion zeigt sich so jenachdem entweder in einer stärkeren Zunahme, oder aber in einer geringeren Abnahme des Humusgehaltes einer Parzelle im Vergleich mit anderen Parzellen am gleichen Standort. Im Beispiel aus Abb. 6.11 wird durch das Bewirtschaftungssystem A (hohe Humusreproduktion) nach Grünlandumbruch eine *geringere Abnahme* der Humusgehalte als unter System B (geringe Humusreproduktion) realisiert. Bei Etablierung beider Systeme auf eher humusarmen Flächen (z.B. bei vorausgegangenen langjährigem konventionellen Marktfruchtbau) nehmen die Humusgehalte unter beiden Beispielssystemen zu, wobei die höhere Humusreproduktion von System A sich nun in einer größeren Zunahme der Humusgehalte widerspiegelt.

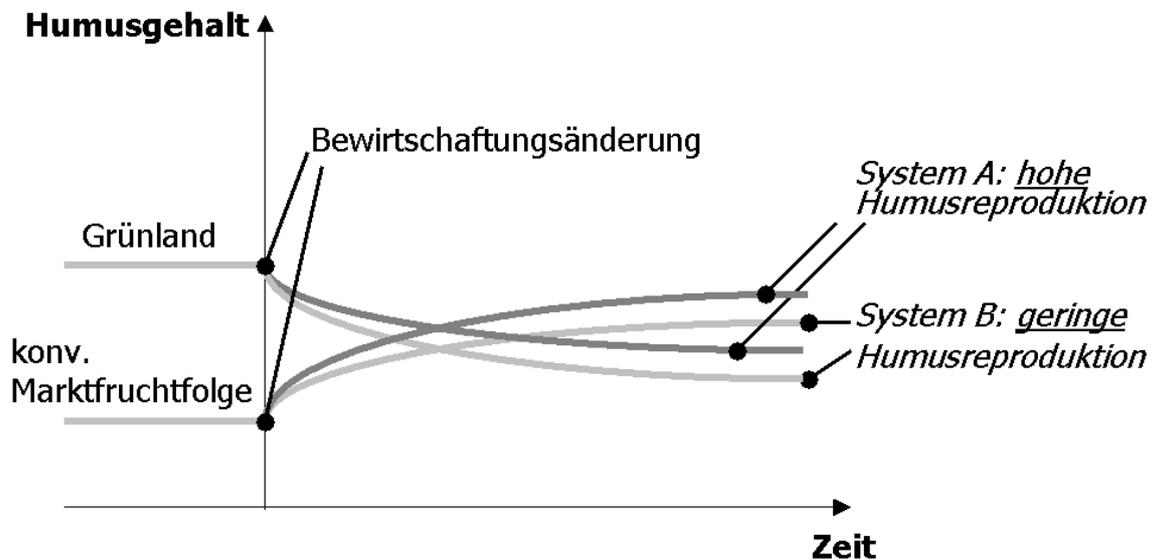


Abb. 6.12: Schema zur Entwicklung der Humusgehalte unter Bewirtschaftungssystemen mit hoher und geringer Humusreproduktion bei unterschiedlicher Vorbewirtschaftung. N.B.: im Beispiel weisen beide Bewirtschaftungssysteme nach Nutzungsänderung eine höhere Humusreproduktion als die Vorbewirtschaftung „konventioneller Marktfruchtbau“, aber eine geringere als die Vorbewirtschaftung „Grünland“ auf.

Als Indikatoren der Humusreproduktion werden in diesem Schritt der Validierung nicht nur die Entwicklung von C_{org} und/oder N_t in den einbezogenen Flächen herangezogen, sondern auch die in der vergleichenden Analyse einmalig bestimmten Parameter (C_{org} , N_t , C_{hwl} , N_{hwl} , C_{mik} , Enzymaktivitäten). Bei Letzteren sind allerdings außer für C_{org}/N_t jeweils weder Ausgangsgehalte noch Entwicklungstrends bekannt, wodurch eine unterschiedliche Humusreproduktion von Flächen vorgetäuscht bzw. überdeckt werden kann.

Die verglichenen Anbausysteme müssen sich für den hier vorgestellten Validierungsansatz nicht notwendigerweise in ihrer Struktur unterscheiden. Eine Anwendung der Hypothese auf strukturell identische Anbausysteme unter sonst gleichen Standortbedingungen, z.B. die verschiedenen Parzellen (Wiederholungen) einer Variante in einem Versuch, ist ohne weiteres möglich und schon wegen der erhöhten Grundgesamtheit für die Auswertungen sinnvoll.

6.5.2.1 Vergleichende Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen in Praxisbetrieben (U.Hoyer)

Bei den Flächen zum paarweisen Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung existierten keine langjährigen Messwerte zu Humusgehalten. Es war daher schwierig, die Salden der Humusbilanzen auf Richtigkeit zu überprüfen. Eine Möglichkeit besteht in dem Vergleich der Differenzen zwischen Salden und Messwerten. Dies wurde

bereits von ULRICH et al. (2007) an Dauerversuchen angewendet. Sie bildeten dabei jeweils Differenzen zwischen den Messwerten und Salden der Kontrollvariante und den entsprechenden Behandlungsvarianten. Anschließend wurden die Differenzen zwischen den Salden mit denen der C_{org} -Messwerte korreliert.

Bei den Praxisflächen wurde in ähnlicher Weise verfahren. Hierbei wurde von der Hypothese ausgegangen, dass der C_{org} -Gehalt der konventionellen Testflächen dem anfänglichen C_{org} -Gehalt der ökologischen entsprach. Nach Differenzierung der Bewirtschaftung kam es hypothetisch zu einer unterschiedlichen Entwicklung von Humusgehalten und Humusdynamik, welche sich auch in den Bilanzsalden wieder finden müsste. Daher sollten die Differenzen zwischen ökologisch und konventionell bei den C_{org} - bzw. N_t -Messwerte mit den jeweiligen Bilanzsalden korrelieren.

In Tab. 6.22 sind die Ergebnisse der Korrelationsanalysen zwischen Messwerten der unterschiedlichen Humuspools zur gesamten und umsetzbaren OBS mit den Humusbilanzsalden dargestellt.

Tab. 6.22: Zusammenhang zwischen Differenzen von Messwerten unterschiedlicher OBS-Pools und Differenzen der Humusbilanzsalden nach unterschiedlichen Methoden.

	Diff C_{org}	Diff N_t	Diff C_{hwl}	Diff C_{mik}	Diff EA G	Diff EA K
Diff HED	0,14	0,44*	0,39	0,61*	0,35*	0,42*
Diff HES	0,12	0,43*	0,46*	0,66*	0,44*	0,50*
LUFA-U	0,16	0,43*	0,45*	0,67*	0,43*	0,47*
LUFA-O	0,17	0,43*	0,45*	0,66*	0,47*	0,49*
Diff CC	0,19	0,45*	0,47*	0,67*	0,46*	0,48*
Diff HUMOD	-0,01	0,16	0,24	0,46*	0,13	0,26

* signifikant

Zwischen den Differenzen der C_{org} -Gehalte und den Differenzen der Bilanzsalden ergaben sich sehr niedrige Korrelationen. Die höchsten Korrelationen wurden zwischen Saldendifferenzen und den Differenzen zwischen den C_{mik} -Werten berechnet. Die Differenzen der neuen HE-Methode korrelierten am schlechtesten mit den Differenzen der Messwerte.

Bei ULRICH et al. (2007) korrelierten die C_{org} -Differenzen und die Salden nach HED mit $R = 0,54$ und die Salden nach CC mit $R = 0,65$. Dies konnte auf den realen Praxisflächen nicht gefunden werden. Eine Erklärung hierfür mag sein, dass die konventionellen Schläge eben keine „Kontrollvarianten“ zu den ökologischen Schlägen sind und auch nicht das Ausgangs- C_{org} -Niveau der ökologischen Flächen repräsentieren. Die beprobten konventionellen Schläge erhielten ebenfalls viel organische Dünger, teilweise sogar mehr als die ökologischen Flächen. Zudem ist auch die konventionelle Bewirtschaftung äußerst vielfältig mit unterschiedlichen Kulturarten und Anbauverfahren. Daher war eine Überprüfung der Humusbilanzsalden anhand der vorgestellten Methode auf den beprobten Praxisflächen mithilfe des C_{org} -Gehaltes nicht möglich.

Auch bei den Differenzbildungen korrelierten jedoch die C_{mik} -Werte am engsten mit den berechneten Humusbilanzsalden. Daraus lassen sich Hinweise ableiten, dass mit der Humusbilanzierung der umsetzbare OBS-Pool treffender bewertet wird als der Gesamtpool der OBS.

6.5.2.2 Vergleichende Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen in Dauerfeldversuchen (C.Brock)

Die Validierung erfolgte in den einzelnen Versuchen anhand von Streudiagrammen zum Zusammenhang von Bilanzsalden und Indikatoren der Humusdynamik, mit Regressionsanalysen und Korrelationsanalysen für alle einbezogenen Methoden. Da nicht alle Indikatoren für alle Versuche und Parzellen vorliegen, ist die Anzahl der einbezogenen Versuche bei den verschiedenen Indikatoren unterschiedlich (vgl. auch Kap. 4.2.1).

Abb. 6.13 zeigt beispielhaft den Zusammenhang zwischen Bilanzsaldo nach HUMOD und ΔC_{org} als Indikator der Humusdynamik in 9 Versuchen.

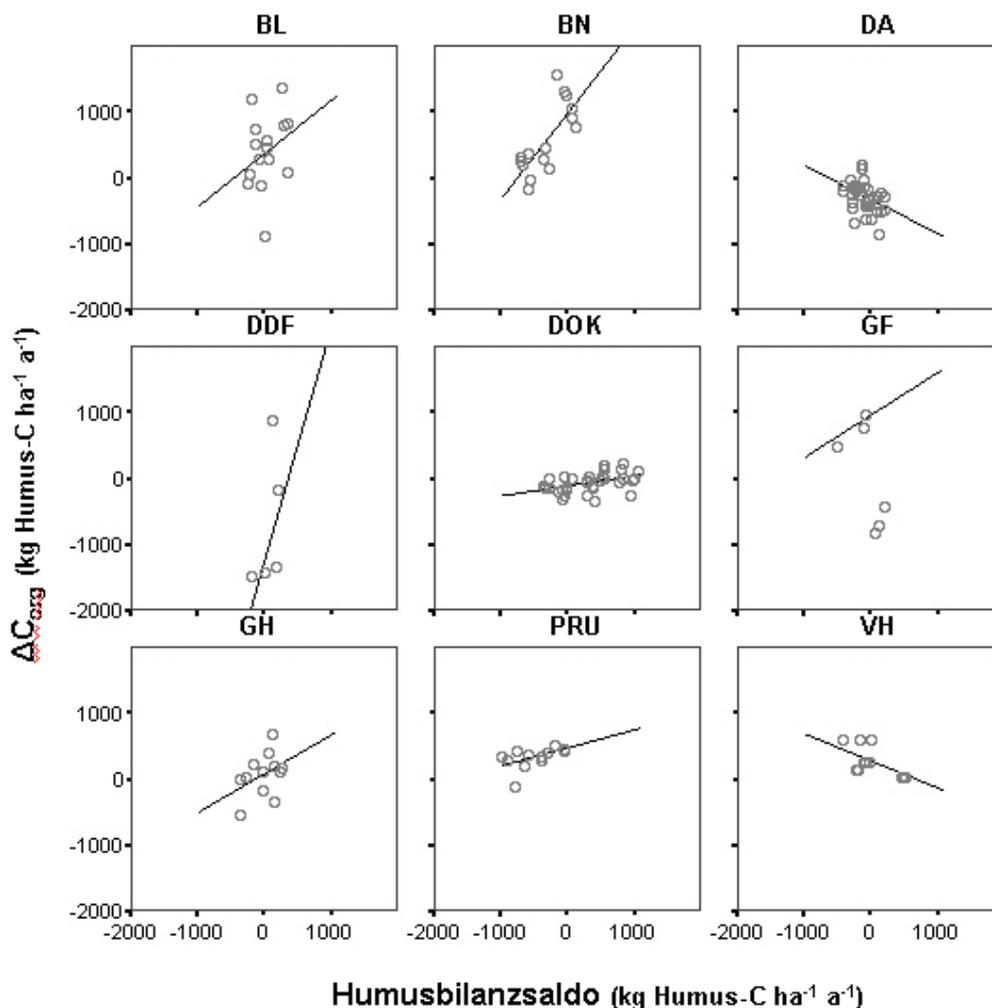


Abb. 6.13: Zusammenhang zwischen ΔC_{org} und Humusbilanzsalden nach HUMOD in Dauerfeldversuchen.

Die in diesem Validierungsschritt verwendete Hypothese (s.o.) trifft in 7 von 9 Versuchen zu, d.h. es besteht ein positiver Zusammenhang zwischen bilanzierter und gemessener Entwicklung der Humusgehalte. In den entsprechenden Versuchen werden Parzellen mit einer real höheren Humusproduktion (größerer Zunahme des Humusgehaltes bzw. geringerer Abnahme) auch durch die Bilanz höher bewertet, als Parzellen mit geringerer Humusproduktion. Allerdings wird auch deutlich, dass sowohl das Verhältnis der Zunahme von ΔC_{org} und Bilanzsaldo (Steigungsmaß der jeweiligen Ausgleichsgeraden), wie auch die Stärke des Zusammenhangs in den Versuchen sehr unterschiedlich ausgeprägt sind. Dennoch besteht in den Versuchen BL, BN, DDF, DOK, GH und PRU ein Zusammenhang der Parameter, auch wenn insbesondere bei BL mehrere Parzellen deutlich abweichen und der Zusammenhang hier wie auch im Versuch GH nicht signifikant war (vgl. Tab. 6.26 und 6.27). Im Versuch GF wird bereits aus der Abbildung deutlich, dass der ausgewiesene positive Zusammenhang der Parameter als zufällig angesehen werden muss (vgl. auch Tab. 6.30).

Eine Fehlaussage der Bilanzmethode (negativer Zusammenhang der Parameter) wird in den Versuchen DA und VH deutlich, falls die Entwicklung der Humusgehalte in den Parzellen durch den verwendeten Parameter ΔC_{org} richtig wiedergegeben wird. Hier bestehen jedoch im Versuch DA erhebliche Vorbehalte (vgl. Kap. 4.3.1.1 und 4.4).

Zum Vergleich der Aussagequalität der neuen Humusbilanzmethode mit derjenigen anderer Methoden sind in Abb. 6.14 die gleichen Zusammenhänge bei Bilanzierung nach LUFA-U als aktueller Standardmethode dargestellt.

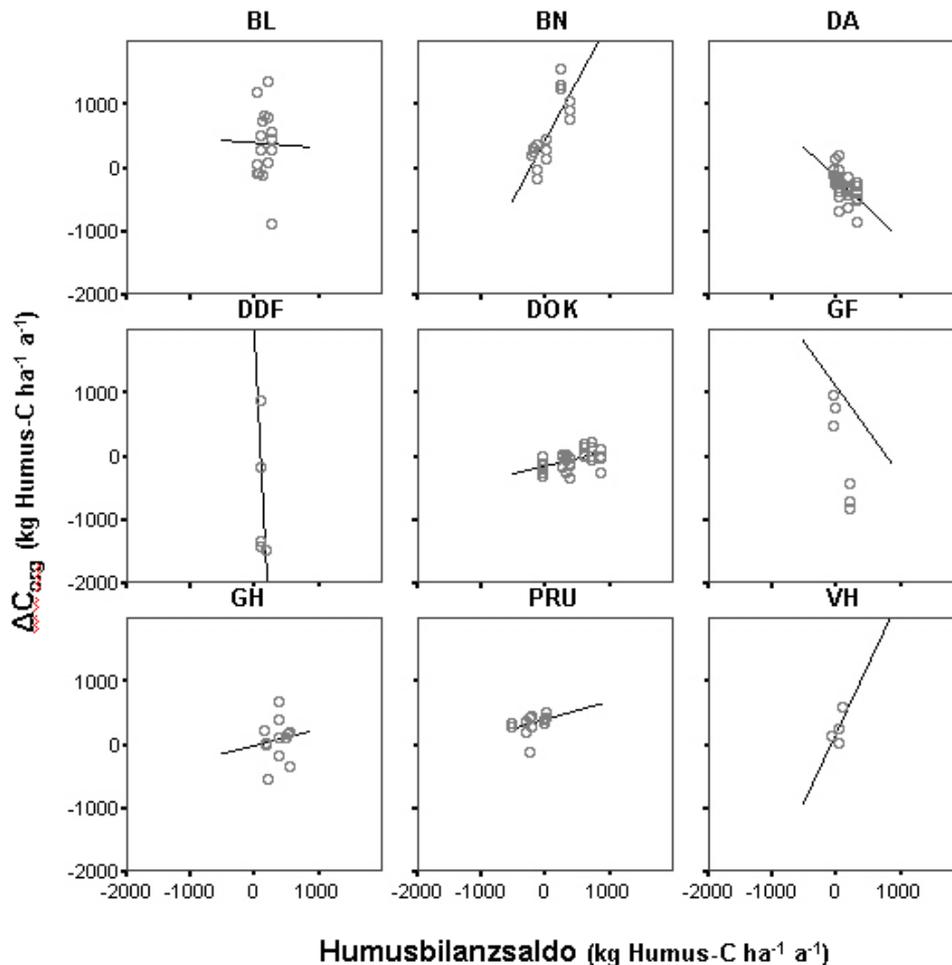


Abb. 6.14: Zusammenhang zwischen ΔC_{org} und Humusbilanzsalden nach LUFA-U in Dauerfeldversuchen.

Hier wird die Forderung der Hypothese der Validierung in 5 von 9 Versuchen erfüllt (BN, DOK, PRU, VH). In drei Versuchen wird auf eine Fehlaussage der Bilanzmethode hingedeutet (DA, DDF, GF), im Versuch BL ist kein Zusammenhang erkennbar.

Insgesamt ist die Übereinstimmung mit der Hypothese bei Bilanzierung nach VDLUFA (untere Werte) seltener und das Bestimmtheitsmaß der Regressionen zudem i.d.R. geringer (nicht angegeben) als bei der neuen Humusbilanzmethode. Allerdings zeigt die Methode LUFA-U im Versuch VH eine bessere Übereinstimmung der Parameter als die Methode HUMOD.

Eine Bewertung der Methoden anhand eines einzigen Indikators der Humusdynamik ist allerdings nicht sinnvoll, da die Übereinstimmungen zwischen Salden einer Methode und Humusdynamik je nach verwendetem Humus-Indikator stark variieren. Die Tabellen 6.23 – 6.32 stellen daher die Beziehungen zwischen Bilanzsalden und verschiedenen verwendeten Indikatoren der Humusdynamik für alle einbezogenen Versuche jeweils einzeln dar. Auf diesem Wege wird die Validierung der neuen Humusbilanzmethode bzw. die Evaluation der bestehenden Methoden auf eine breitere Basis gestellt.

Tab. 6.23: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch DOK. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg. = nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	0,61**	0,65**	0,65**	0,61**	0,59**
N_t	0,57**	0,62**	0,62**	0,57**	0,57**
ΔC_{org}	0,61**	0,51**	0,52**	0,63**	0,47**
ΔN_t	0,58**	0,65**	0,65**	0,60**	0,64**
C_{KMW}	0,66**	0,60**	0,60**	0,67**	0,53**
N_{KMW}	0,69**	0,77**	0,77**	0,70**	0,77**
C_{hwl}	0,62**	0,67**	0,67**	0,61**	0,62**
N_{hwl}	0,70**	0,69**	0,69**	0,70**	0,63**
C_{mik}	0,80**	0,79**	0,79**	0,80**	0,73**

Im Versuch DOK zeigen alle Methoden starke signifikante Korrelationen zwischen Bilanzsalden und sämtlichen untersuchten Indikatoren der Humusdynamik (Tab. 6.23). Eine wesentliche Differenzierung der Aussagequalität zwischen den Methoden ist dabei nicht erkennbar.

Tab. 6.24: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch VH. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg. = nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	f.
N_t	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	f.
ΔC_{org}	n.sg.	0,61*	n.sg.	n.sg.	f.
ΔN_t	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	f.
N_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	f.
C_{hwl}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_{hwl}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{mik}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,99 ^A

^A = signifikanter Zusammenhang bei $\alpha = 0,1$.

Ganz anders zeigt sich die Situation im Versuch VH (Tab. 6.24). Hier konnte ein signifikanter positiver Zusammenhang zwischen Bilanzsalden und Humusdynamik nur für die Methode LUFA-U und nur bei Bezug auf ΔC_{org} gefunden werden. In diesem Versuch zeigte die neue Humusbilanzmethode für sämtliche Indikatoren der Humusdynamik außer C_{mik} negative Zusammenhänge mit den Bilanzsalden und erfüllte so die Forderung der Hypothese nicht.

Der sehr enge Zusammenhang zwischen Bilanzsaldo nach HBneu und C_{mik} ist in diesem Zusammenhang unerwartet und bedarf einer genaueren Untersuchung.

Tab. 6.25: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch DA. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg.= nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	n.sg.	0,74**	0,67**	f.	0,57**
N_t	n.sg.	0,73**	0,65**	f.	0,56**
ΔC_{org}	n.sg.	f.	f.	n.sg.	f.
ΔN_t	n.sg.	f.	f.	n.sg.	f.
C_{KMW}	n.sg.	f.	f.	n.sg.	f.
N_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{hwl}	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
N_{hwl}	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
C_{mik}	f.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.

Im Versuch DA zeigten alle Methoden einen gegensätzlichen Trend von Bilanzsalden und Entwicklung der Humusgehalte (Tab. 6.25). Positive und signifikante Korrelationen bestanden hingegen bei den Methoden LUFA-U und LUFA-O sowie bei der neuen Humusbilanzmethode zwischen Salden und Niveau der Humusgehalte (C_{org} , N_t). Bei den sensitiven Indikatoren von Humusqualität und Humusdynamik (C_{hwl} , N_{hwl} , C_{mik} , Enzymaktivitäten) ließ sich ein Zusammenhang mit Bilanzsalden für keine der Methoden absichern.

Tab. 6.26: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch GH. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg.= nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_t	0,79**	n.sg.	n.sg.	0,75**	n.sg.
ΔC_{org}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
ΔN_t	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,60*	0,70*
C_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{hwl}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_{hwl}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{mik}	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.

Zwar zeigten im Versuch GH alle Methoden positive Korrelationen zwischen Bilanzsalden und den meisten untersuchten Indikatoren der Humusdynamik (Tab. 6.26). Die Zusammenhänge waren hier allerdings nur bei den Methoden HES und HED bei Bezug auf N_t signifikant, sowie bei den Methoden HED und HBneu bei Bezug auf ΔN_t . Die beiden Methoden nach VDLUFA zeigten hier keinerlei abgesicherte Korrelationen.

Tab. 6.27: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch BL. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg. = nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	0,67**	n.sg.	0,55*	0,59*	0,57*
N_t	0,68**	n.sg.	n.sg.	0,60*	0,59*
ΔC_{org}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
ΔN_t	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{KMW}	0,70**	n.sg.	n.sg.	0,68**	0,79**
N_{KMW}	0,56*	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,64**
C_{hwl}	0,53*	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,59*
N_{hwl}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,60*
C_{mik}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.

Auch im Versuch BL zeigten die beiden VDLUFA-Methoden mit Ausnahme der Beziehung Saldo- C_{org} bei LUFA-O wiederum keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Salden und Indikatoren der Humusdynamik (Tab. 6.27). Enge signifikante Zusammenhänge bestanden hingegen insbesondere zwischen den Salden nach HBneu und C_{KMW} sowie N_{KMW} als Indikatoren der Entwicklung der Humusgehalte. Auch die statische, aber nach dem Bewirtschaftungssystem differenzierende Methode HES zeigte signifikante Korrelationen zu mehreren Indikatoren der Humusdynamik. Für C_{org} und N_t war der Zusammenhang dabei enger als in allen anderen Methoden.

Alle Methoden zeigten vergleichsweise enge signifikante Beziehungen zwischen Salden und mehreren Indikatoren der Humusdynamik im Versuch BN (Tab. 6.28). Die Differenzierung zwischen den Methoden war hier deutlich geringer als in den meisten anderen Versuchen.

Tab. 6.28: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch BN. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg.= nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlansage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	0,70**	0,70**	0,68**	0,70**	0,61*
N_t	0,76**	0,76**	0,74**	0,77**	0,72**
ΔC_{org}	0,83**	0,80**	0,78**	0,81**	0,77**
ΔN_t	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{KMW}	0,86**	0,83**	0,82**	0,85**	0,79**
N_{KMW}	0,93**	0,91**	0,89**	0,92**	0,87**
C_{hwl}	0,60**	0,60*	0,58*	0,62*	0,56*
N_{hwl}	0,73**	0,72**	0,70**	0,74**	0,66**
C_{mik}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.

Tab. 6.29: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch DDF. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg.= nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlansage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	f.	f.	f.	f.	0,66 ^A
N_t	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
ΔC_{org}	f.	f.	f.	f.	0,69 ^A
ΔN_t	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
C_{KMW}	f.	f.	f.	f.	0,69 ^A
N_{KMW}	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
C_{hwl}	f.	f.	f.	f.	0,70 ^A
N_{hwl}	f.	f.	f.	f.	0,65 ^A
C_{mik}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.

^A = signifikanter Zusammenhang bei $\alpha = 0,1$.

Im Versuch DDF erfüllte ausschließlich die Methode HBneu die Forderung der Hypothese (Tab. 6.29). Die positiven Korrelationen waren dabei in allen Fällen nicht mehr auf dem Niveau $\alpha = 5\%$ abzusichern, erreichten aber für C_{org} , C_{hwl} , N_{hwl} , C_{KMW} und ΔC_{org} Irrtumswahrscheinlichkeiten von deutlich unter 10 %. Alle anderen Methoden wiesen für alle Humus-Indikatoren negative Zusammenhänge mit den jeweiligen Salden auf.

Tab. 6.30: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch GF. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg.= nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_t	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	f.
ΔC_{org}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
ΔN_t	f.	f.	f.	n.sg.	n.sg.
C_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	0,77*	n.sg.
C_{hwl}	0,87**	0,87**	0,88**	n.sg.	n.sg.
N_{hwl}	0,88**	0,88**	0,89**	n.sg.	n.sg.
C_{mik}	0,73*	0,72*	0,72*	n.sg.	n.sg.

Signifikante Beziehungen konnten im Versuch GF zwischen den Salden der drei statischen Methoden (HES, LUFA-U, LUFA-O) und bestimmten sensitiven Indikatoren der Humusdynamik festgestellt werden (Tab. 6.30). Einen Zusammenhang zwischen Salden und Niveau bzw. Entwicklung der Humusgehalte zeigte nur die dynamische Methode HED und nur bei Bezug auf N_{KMW} .

Tab. 6.31: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik im Versuch PRU. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha = 0,05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0,01$, n.sg.= nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	0,40**	0,52**	0,43**	n.sg.	0,36*
N_t	0,75**	0,78**	0,70**	n.sg.	0,66**
ΔC_{org}	n.sg.	0,33*	0,41**	0,38**	0,52**
ΔN_t	0,47**	0,59**	0,58**	n.sg.	0,57**
C_{KMW}	f.	f.	f.	f.	f.
N_{KMW}	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.	n.sg.
C_{hwl}	0,33*	0,36*	n.sg.	n.sg.	n.sg.
N_{hwl}	0,58**	0,50**	0,50**	n.sg.	0,66**
C_{mik}	n.sg.	0,35*	n.sg.	n.sg.	n.sg.

Im Versuch PRU schließlich zeigten sowohl statische wie auch dynamische Humusbilanzmethoden signifikante positive Korrelationen zwischen den jeweiligen Salden und mehreren Indikatoren der Humusdynamik (Tab. 6.31). Insgesamt waren die entsprechenden Korrelationen für sensitive Indikatoren der Humusdynamik weniger eng als für Indikatoren von Niveau und Entwicklung der Humusgehalte. Eine Differenzierung der

Methoden nach Aussagequalität war für einzelne Indikatoren möglich, nicht jedoch in der Gesamtbetrachtung.

Tab. 6.32: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Methoden und Indikatoren der Humusdynamik in den Versuchen DKFO und DKFL. Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson. Angabe der Ergebnisse : [DKFO] / [DKFL]. Erläuterungen: * = signifikant bei $\alpha=0,05$, ** = signifikant bei $\alpha=0,01$, n.sg.= nicht signifikant, f. = signifikanter negativer Zusammenhang / Fehlaussage, k.D. = keine Daten.

Indikator	Humusbilanzmethode				
	HES	LUFA-U	LUFA-O	HED	HBneu
C_{org}	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.
N_t	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.
ΔC_{org}	0,96**/n.sg.	0,98**/n.sg.	0,97**/n.sg.	0,83*/n.sg.	n.sg./n.sg.
ΔN_t	n.sg./0,99**	n.sg./0,98**	n.sg./0,99**	n.sg./0,98**	n.sg./n.sg.
C_{KMW}	n.sg./f.	n.sg./f.	n.sg./f.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.
N_{KMW}	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	f./0,72*	n.sg./n.sg.
C_{hwl}	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.
N_{hwl}	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.
C_{mik}	n.sg./0,78*	n.sg./0,81*	n.sg./0,80*	n.sg./n.sg.	n.sg./n.sg.

An beiden einbezogenen Standorten des dänischen „Crop Rotation Experiment“ konnten sehr enge positive Zusammenhänge zwischen Salden und einzelnen Indikatoren der Entwicklung der Humusgehalte für die drei statischen Methoden sowie die Methode HED nachgewiesen werden (Tab. 6.32). Die neue Humusbilanzmethode zeigte hier hingegen jeweils keine Übereinstimmung der entsprechenden Trends. Auch bei den sensitiven Umsatzindikatoren zeigten nur die drei statischen Methoden einen, jeweils sehr engen, Zusammenhang von Bilanzsalden und C_{mik} .

Abschließend soll die Erfüllung der Validierungshypothese in den Versuchen im Vergleich der angewendeten Bilanzmethoden zusammenfassend betrachtet werden (Tab. 6.33). Dabei wird in Anlehnung an die vergleichende Bewertung der absoluten Aussagequalität der Bilanzmethoden in Kap. 6.5.1.2 der Umfang von Übereinstimmungen zwischen Bilanzsalden und Indikatoren der Humusdynamik (signifikante positive Korrelation der Parameter), zusammenhangslosen Werteverteilungen (nicht-signifikante Korrelationen) und Fehlbewertungen (signifikante negative Zusammenhänge) in der Gesamtzahl der Versuche für alle Indikatoren bei den einzelnen Methoden angegeben.

Tab. 6.33: Zusammenhang zwischen Humusbilanzsalden nach verschiedenen Bilanzmethoden und Indikatoren der Humusdynamik in Dauerfeldversuchen. Grobe Bewertung nach Auftreten bzw. Nicht-Auftreten einer signifikanten positiven Korrelation.

Indikator		Methode				
		HES	HED	LUFA-U	LUFA-O	HUMOD
C _{org} (n=11)	Σ Übereinstimmungen	4	3	4	5	6
	Σ ohne Zusammenhang	6	6	6	5	4
	Σ Fehlaussagen	1	2	1	1	1
N _t (n=11)	Σ Übereinstimmungen	5	4	4	4	5
	Σ ohne Zusammenhang	6	6	7	7	4
	Σ Fehlaussagen	0	1	0	0	2
ΔC _{org} (n=11)	Σ Übereinstimmungen	3	4	5	4	4
	Σ ohne Zusammenhang	7	6	4	5	5
	Σ Fehlaussagen	1	1	2	2	2
ΔN _t (n=10)	Σ Übereinstimmungen	3	3	3	3	3
	Σ ohne Zusammenhang	6	7	5	5	6
	Σ Fehlaussagen	1	0	2	2	1
C _{KMW} (n=11)	Σ Übereinstimmungen	3	3	2	2	4
	Σ ohne Zusammenhang	5	6	5	5	4
	Σ Fehlaussagen	3	2	4	4	3
N _{KMW} (n=10)	Σ Übereinstimmungen	3	4	2	2	3
	Σ ohne Zusammenhang	7	5	8	8	6
	Σ Fehlaussagen	0	1	0	0	1
C _{hwl} (n=10)	Σ Übereinstimmungen	5	2	4	3	4
	Σ ohne Zusammenhang	4	7	5	6	6
	Σ Fehlaussagen	1	1	1	1	0
N _{hwl} (n=10)	Σ Übereinstimmungen	4	2	4	4	5
	Σ ohne Zusammenhang	5	7	5	5	5
	Σ Fehlaussagen	1	1	1	1	0
C _{mik} (n=10)	Σ Übereinstimmungen	3	1	4	3	2
	Σ ohne Zusammenhang	6	9	6	7	8
	Σ Fehlaussagen	1	0	0	0	0
gesamt	Σ Übereinstimmungen	33	26	32	30	36
	Σ ohne Zusammenhang	52	59	51	53	48
	Σ Fehlaussagen	9	9	11	11	10
	n (Versuche * Indikatoren)	94	94	94	94	94
gesamt %	% Übereinstimmungen	35	28	34	32	38
	% ohne Zusammenhang	55	63	54	56	51
	% Fehlaussagen	10	9	12	12	11

Hier zeigt sich, dass der größte Umfang an Übereinstimmungen zwischen Bilanzsalden und Indikatoren der Humusdynamik mit 38 % bei der neuen Humusbilanzmethode besteht. Der Umfang der Fehlbewertungen durch die Bilanzmethode liegt zwischen den Werten der anderen Methoden. Bei der Betrachtung der einzelnen Indikatoren ist die Anzahl der

Übereinstimmungen mit der neuen Humusbilanzmethode bei 4 von 9 Indikatoren am höchsten (C_{org} , N_t , C_{KMW} , N_{hwl}). Die Anzahl der Übereinstimmungen von Bilanzsalden und ΔN_t ist bei alle Methoden gleich. Bei ΔC_{org} , N_{KMW} und C_{hwl} ist die Anzahl der Übereinstimmungen mit den Bilanzsalden nach HUMOD jeweils nur um einen Fall (Versuch) geringer als bei der Methode mit den meisten Übereinstimmungen bei dem jeweiligen Indikator. Bei C_{mik} schließlich werden von LUFA-U die meisten Übereinstimmungen der Parameter erreicht (4 Versuche von 10), mit der neuen Methode hingegen nur in 2 von 10 Versuchen. Die geringste Zahl an Übereinstimmungen weist hier allerdings HED mit 1 von 10 Versuchen auf.

Nach dem vorgestellten Validierungsverfahren zeigt die neue Humusbilanzmethode in der Mehrzahl der Versuche eine den anderen Methoden entsprechende, zum Teil sogar eine bessere Aussagequalität.

Vorteile gegenüber den anderen Methoden bestehen offensichtlich in der differenzierten Bewertung von Gemischtbetrieben. Dies zeigte sich insbesondere bei den Korrelationen zwischen Bilanzsalden und Humusdynamik im Versuch DDF, wo eine Übereinstimmung der entsprechenden Trends nur durch die neue Methode erreicht wurde, und das mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $<10\%$. Die auf den ersten Blick kaum verständliche, wesentlich ungünstigere Humusdynamik der ökologischen Parzellen im Vergleich zu den konventionellen Parzellen konnte so durch die Bilanz nachvollzogen werden.

Nachbesserungsbedarf besteht bei der neuen Humusbilanzmethode hingegen bei der Bewertung viehloser Marktfruchtssysteme ohne Hackfrüchte, aber mit hohem Zwischenfruchtanteil zur Gründüngung in der Fruchtfolge bei gleichzeitig geringen Erträgen der Marktfrüchte. So war die negative Korrelation von Humusbilanzsalden und vielen Indikatoren der Humusdynamik bei der neuen Methode in den Versuchen VH, DKFO und DKFL v.a. durch eine Fehlbewertung entsprechender Varianten bedingt (o. Abb.). Zwar zeigt die Sensitivitätsanalyse eine geringere Reaktion der Humusreproduktionskoeffizienten nach HUMOD auf Grün- und Strohdüngung als bei anderen Methoden (Tab. 6.16). Hier ist jedoch bei niedrigen Marktfruchterträgen aufgrund der Berücksichtigung im Algorithmus mit einer geringen berechneten Humusmineralisierung (NH) zu rechnen, die durch den Input der Stroh- und Gründüngung überkompensiert wird. Die tatsächliche Humusreproduktionsleistung entsprechender Systeme bleibt aber i.d.R. hinter derjenigen von Systemen mit Hofdüngeranwendung oder Rotationsbrache unter sonst gleichen Standortbedingungen zurück (vgl. Kap. 4.3.1.1, sowie SPRINGER 1960, RÜBENSAHM & RAUHE 1968, SCHULZ et al. 2008).

Weiterhin sind Fehleinschätzungen der Humusreproduktion von mehrjährigen Leguminosenbeständen nicht auszuschließen, insbesondere wenn diese zusätzlich gedüngt werden. Die proportionale Verrechnung von N_{dfa} und N_{fert} ist dabei offenbar noch nicht ausreichend. Möglicherweise muss hier ein zusätzlicher Priming-Effekt berücksichtigt werden (vgl. CARPENTER-BOGGS et al. 2000).

Insgesamt muss auch beachtet werden, dass der jeweilige Zusammenhang zwischen Bilanzsalden und Indikatoren der Humusdynamik bei den dynamischen Methoden HUMOD

und HED auch durch die größere Streuung der Bilanzergebnisse für die einzelnen Parzellen negativ beeinflusst werden kann.

6.5.3 Beurteilung der Neuen Humusbilanzmethode für den Ökologischen Landbau

Die im Rahmen des Projektes entwickelte Neue Humusbilanzmethode für den Ökologischen Landbau zeigte in der Anwendung in Dauerfeldversuchen und Praxisbetrieben eine gegenüber den anderen Bilanzmethoden ähnliche und insgesamt akzeptable Aussagequalität. Eine wesentlich bessere Erfassung der Humusreproduktion von Anbausystemen als mit den aktuell etablierten Methoden wird zwar nicht erreicht. Der große Vorteil der neuen Methode ist jedoch in der Möglichkeit der reproduzierbaren Bewertung jeglicher Anbausysteme aufgrund der Anwendung eines mathematischen Modells zu sehen. Mit den anderen Methoden, insbesondere mit den statischen Ansätzen, ist dies nicht möglich, da Koeffizienten hier ausschließlich (HES, LUFA-U/-O, CC) bzw. teilweise (HED) auf der Grundlage empirischer Forschung (Versuchsauswertung) abgeleitet werden. Zwar ist die empirische Überprüfung von Koeffizienten auch bei der neuen Methode sinnvoll und erstrebenswert. Sie ist jedoch nicht die kardinale Voraussetzung einer Anwendung.

Selbstverständlich bergen modellbasierte Ansätze stets die Gefahr der Nicht-Berücksichtigung wichtiger Wirkungszusammenhänge. Aus diesem Grunde wird auch von den statischen Humusbilanzmethoden dann eine bessere Aussagequalität erreicht als von den dynamischen, wenn die bewerteten Anbausysteme ähnliche Bedingungen aufweisen, wie die den statischen Methoden zugrundeliegenden Dauerversuchsvarianten. Der unersetzbare Wert empirischer Feldforschung in Dauerfeldversuchen wie auch unter Praxisbedingungen wird dadurch unterstrichen.

Eine ständige Adaption der Methode durch Einarbeitung neuer Erkenntnisse im Sinne einer Kalibrierung der entsprechenden Parameter ist daher unbedingt sinnvoll und aufgrund der Struktur des Algorithmus einfach umzusetzen.

6.6 Präzisierung des Bewertungsansatzes

Das Bewertungsschema zur Humusbilanz nach VDLUFA (2004) gibt fünf Klassen zur Einstufung der Humusreproduktion anhand der berechneten Bilanzsalden vor (vgl. Tab. 1.2). Stark negative Bilanzsalden werden dabei als nachteilig für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit bewertet. Überschüsse werden ab einer bestimmten Höhe v.a. mit Blick auf die mögliche unproduktive Mineralisierung und Auswaschung des in der organischen Substanz gebundenen Stickstoffs als potentiell umweltgefährdend angesehen. Als optimale Humusreproduktion wird eine leicht negative bis schwach positive Bilanz ausgewiesen (Klasse C, Saldo $-75...+100 \text{ Häq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$).

Insgesamt muss der durch die optimale Klasse C bzw. die tolerierbaren Klassen B und D abgedeckte Wertebereich als zu eng bezeichnet werden (vgl. auch Abb. 6.3 und 6.4). So haben HÜLSBERGEN et al. (2005) darauf hingewiesen, dass die Humusreproduktion in Betrieben des ökologischen Landbaus durch die Humusbilanzmethode nach VDLUFA

überproportional häufig als sehr hoch (Klassen D und E) eingestuft wird. Der Grund ist dabei in der hohen Bewertung des Anbaus mehrjähriger Leguminosen und der Wirtschaftsdüngeranwendung durch die Bilanzmethoden zu sehen. Hierbei handelt es sich jedoch um typische Strukturelemente ökologischer Bewirtschaftungssysteme, deren große ackerbauliche Bedeutung bereits in Kap. 4.4 herausgestrichen wurde. Es gilt zu beachten, dass die Grundlagen der meisten aktuellen Humusbilanzmethoden einschließlich der Methode des VDLUFA unter Bedingungen des konventionellen Landbaus entwickelt wurden. Bei der Beurteilung der Humusreproduktion von Bewirtschaftungssystemen wurde daher stets von einer Kombination organischer *und mineralischer* Düngung ausgegangen (VDLUFA 2004). Der höhere Anspruch ökologischer Anbausysteme an die Bodenfunktionen und insbesondere die Nährstoffbereitstellung aus der organischen Substanz findet in den auf dieser Grundlage entwickelten Instrumenten und Empfehlungen daher zunächst keine Berücksichtigung (ebd.).

Aus diesem Grunde muss zumindest unter Bedingungen des ökologischen Landbaus eine negative Humusbilanz in jedem Falle als ökologisch wie auch agronomisch nachteilig bewertet werden (vgl. LEITHOLD et al. 2007).

Auch hinsichtlich hoher Bilanzüberschüsse wird von verschiedenen Autoren darauf hingewiesen, dass die Gefahr der N-Auswaschung bei ökologischer Bewirtschaftung insgesamt als gering einzuschätzen ist, da Stickstoff nur selten im Überschuss vorliegt (KÖPKE 1995). Obwohl dieser Auffassung sicher grundsätzlich zugestimmt werden kann muss beachtet werden, dass die Notwendigkeit eines umsichtigen Stickstoffmanagements auch bei ökologischer Bewirtschaftung besteht. Dies gilt insbesondere für die Konservierung von N im Boden nach Umbruch mehrjähriger Leguminosenbestände (vgl. SCHELLER 1993, ASKEGAARD et al. 2005). Dennoch sind die Auswaschungsverluste bei ökologischer Bewirtschaftung i.d.R. nicht höher, sondern häufig sogar geringer als bei konventioneller Bewirtschaftung (u.a. KIRCHMANN & BERGSTRÖM 2001, STOPES et al. 2002, HANSEN et al. 2001).

Die Autoren halten daher überschüssige Bilanzsalden grundsätzlich für nicht bedenklich. Für die Beurteilung der Gefahr der N-Auswaschung sollte weiterhin die N-Bilanz als Referenzsystem verwendet werden.

Eine andere Betrachtungsweise wird bei der Interpretation der Humusbilanz zur Beurteilung von Bewirtschaftungsänderungen notwendig. Da sich mittelfristig ein an die jeweilige Höhe der Humusreproduktion angepasstes Niveau der Humusgehalte an einem Standort einstellt, muss die entsprechende Humusreproduktionsleistung unabhängig vom ausgewiesenen Bilanzsaldo als Referenz betrachtet werden (Abb. 6.15). Eine Verringerung der Humusreproduktion durch eine Bewirtschaftungsänderung kann so dazu führen, dass das erreichte Niveau der Humusgehalte auch bei weiterhin positivem Bilanzsaldo der neuen Bewirtschaftung nicht beibehalten werden kann. Umgekehrt stellt auch die Anhebung der Humusreproduktionsleistung einer Bewirtschaftung mit negativem Bilanzsaldo eine Abmilderung der Beanspruchung des Humushaushaltes durch das Bewirtschaftungssystem dar, wodurch selbst bei weiterhin negativem Bilanzsaldo möglicherweise eine gewisse

Erholung der Humusvorräte erreicht werden kann. Grundsätzlich sollte jedoch stets ein positiver Bilanzsaldo angestrebt werden (s.o.).

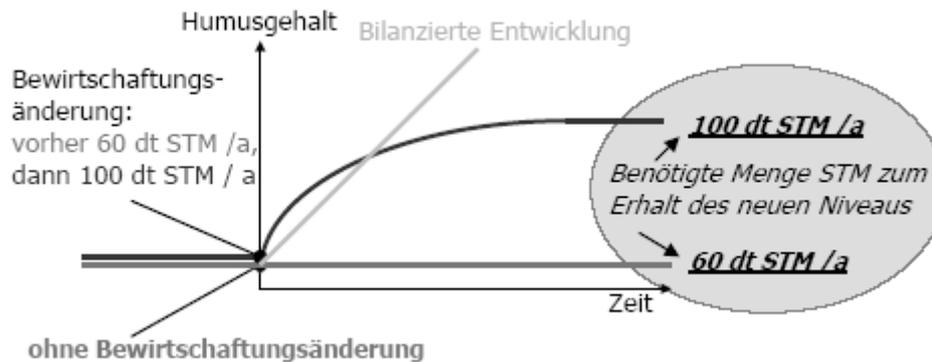


Abb. 6.15: Zusammenhang zwischen Niveau der Humusreproduktion und Entwicklung der Humusgehalte an einem Standort.

6.7 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Im Rahmen des Projektes konnten umfangreiche Erkenntnisse zur Beeinflussung von Humusgehalt und Humusdynamik ackerbaulich genutzter Böden durch Bewirtschaftung und natürliche Standortfaktoren gewonnen werden. Eine besondere Leistung stellt dabei die differenzierte Analyse von Faktoren und Wirkungszusammenhängen sowie die Integration von Dauerfeldversuchen und Praxisbetrieben in ein ganzheitliches Untersuchungskonzept dar. Bisher erzielte Ergebnisse wurden bereits auf mehreren nationalen und internationalen Fachveranstaltungen präsentiert bzw. zur Präsentation angenommen. Dabei konnten auch mehrere Beiträge mit wissenschaftlicher Begutachtung platziert werden.

Die Publikation der abschließenden Ergebnisse in internationalen Fachzeitschriften wird angestrebt.

Mit der im Rahmen des Projektes entwickelten Humusbilanzmethode wird ein Algorithmus zur reproduzierbaren Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen insbesondere unter Bedingungen des ökologischen Landbaus präsentiert. Die Methode bietet darüber hinaus den Vorteil, dass eine unkomplizierte Einarbeitung neuer Erkenntnisse zur N-Dynamik im System Boden-Pflanze wie auch zur Umsetzungskinetik organischer Substrate möglich ist. Mit dem Forschungsbericht wird eine Handversion der Methode ausgegeben. Eine EDV-gestützte Umsetzung ist vorgesehen.

Auf die Herausgabe eines Koeffizientensatzes zur Anwendung soll an dieser Stelle verzichtet werden. Zwar zeigen die Ergebnisse der Methodvalidierung, dass die Praxisanwendbarkeit des neuen Ansatzes zumindest im gleichen Umfang besteht, wie bei den aktuell etablierten Humusbilanzmethoden. Die Qualität der Methode soll jedoch durch weitere Kalibrierung der Parameter des Algorithmus sichergestellt und ggf. noch verbessert werden. Hierzu sind noch umfangreiche Tests der Methode unter Praxisbedingungen und

weitere detaillierte Untersuchungen zu Aspekten der Dynamik von Stickstoff und Kohlenstoff in Anbausystemen notwendig.

7 Zusammenfassung

Die Humusversorgung acker- und gemüsebaulich genutzter Böden nimmt im ökologischen Landbau eine zentrale Stellung ein. Betriebssysteme sollten so gestaltet werden, dass über die Fruchtfolge und den Stoffkreislauf eine optimale Humusreproduktion gewährleistet wird. Eine optimale Humusversorgung muss aufgrund der vielfältigen Funktionen des Humus als maßgebliche Voraussetzung hoher Bodenfruchtbarkeit und damit auch eines hohen Ertragspotentials betrachtet werden. Dies gilt insbesondere unter Bedingungen des ökologischen Landbaus.

Als Praxisinstrumente zur Analyse und Bewertung der Humusreproduktion in Anbausystemen haben sich Methoden der Humusbilanzierung bewährt. Ziel der Humusbilanzierung ist es, die Zufuhr organischer Substanzen so zu dosieren, dass damit hohe und stabile Erträge in einer effizienten, nachhaltigen und umweltverträglichen Pflanzenproduktion auf Mineralböden erzielt werden. Deutlich wird hierbei die große Praxisrelevanz. Es werden Fruchtfolgen und Düngungssysteme hinsichtlich ihrer Fähigkeit zur Humusreproduktion und damit gleichzeitig hinsichtlich Ertragsfähigkeit und Umweltrelevanz bewertet. Aufgrund des Fehlens von standorttypischen Optimalgehalten bietet sich die Humusbilanzierung als indirekter Indikator zur Abschätzung des Gleichgewichtszustandes zwischen Humusauf- und -abbauprozessen und damit optimierter Bewirtschaftung an.

Die bisherigen Methoden der Humusbilanzierung wurden vorrangig für die Bedingungen des konventionellen Landbaus erarbeitet. Ziel war dabei die Ermittlung des Bedarfes an organischer Substanz zum Erhalt der Humusvorräte der Böden in Anbausystemen bei mineralisch-organischer Düngung (VDLUFA 2004). In Bewirtschaftungssystemen des ökologischen Landbaus muss nach bisher vorliegenden Untersuchungsergebnissen bei Nutzung dieser Methoden von einer teilweisen Fehleinschätzung der Humusdynamik aufgrund der Nichtbeachtung der spezifischen Bedingungen dieser Landnutzungsform ausgegangen werden.

Ziele des Projektes „Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau“ waren daher

- die Untersuchung von systemspezifischen Besonderheiten und Anforderungen an die Humusreproduktion unter Bedingungen des ökologischen Landbaus,
- die Anpassung oder Erarbeitung einer Humusbilanzmethode zur Anwendung im ökologischen Landbau.

Zur Bestimmung systemspezifischer Besonderheiten und Anforderungen an die Humusreproduktion im ökologischen Landbau wurden Humusdynamik und Humusreproduktion in Dauerfeldversuchen und Praxisbetrieben analysiert. Dabei wurde die Humusdynamik anhand von Niveau und Entwicklung der C_{org} - und N_t -Gehalte sowie anhand

sensitiver Indikatoren von Humusqualität (C_{hwl} , N_{hwl}) und Umsatzprozessen (C_{mic} , β -Glucosidaseaktivität, Katalaseaktivität) erfasst. Die Analyse von Standort- und Bewirtschaftungseinflüssen wurde durch eine umfangreiche Datenerhebung unterstützt.

Die Ergebnisse des Projektes lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Eine Absicherung von Unterschieden in Niveau und Entwicklung der Humusgehalte unter konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung war unter Praxisbedingungen kaum möglich. Auch in den Dauerversuchen konnten auftretende Unterschiede häufig nicht abgesichert werden. Hier wurde die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung der Bewirtschaftungssysteme deutlich. So zeigte insbesondere Stallmistanwendung in den Dauerfeldversuchen eine besonders günstige Beeinflussung der Humusproduktion. Bei gleichen Düngungssystemen wurde hingegen die Bedeutung der jeweiligen Menge der Ernte- und Wurzelrückstände für den Humusaufbau deutlich. Schließlich konnte eine sehr uneinheitliche, offenbar von standortbezogenen Faktoren und Wechselwirkungen abhängige Humusproduktionsleistung von Stroh- und Gründüngung festgestellt werden.

2. Aufgrund der dargestellten Sachverhalte konnten höhere Humusgehalte unter ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen dann abgesichert werden, wenn sich die verglichenen Bewirtschaftungssysteme in Fruchtfolge (mit/ohne Anbau mehrjähriger Leguminosen) und/oder Düngung (mit/ohne Wirtschaftsdünger aus der Nutztierhaltung) wesentlich unterschieden. Da dies insbesondere in den Dauerfeldversuchen z.T. nicht der Fall ist (identische Fruchtfolgen), treten Unterschiede im Humusproduktionsniveau oft nicht so deutlich hervor, wie in Praxisuntersuchungen.

3. Auch höhere Gehalte an umsetzbarem C und N im Boden sowie eine höhere Umsatzaktivität bei ökologischer Bewirtschaftung gegenüber konventioneller Bewirtschaftung konnten nicht immer abgesichert werden. Hier waren wiederum die Differenzen in der Bewirtschaftungsstruktur der verglichenen Systeme ausschlaggebend. So konnten höhere Gehalte an C_{hwl} und eine höhere mikrobielle Aktivität bei ökologischer Bewirtschaftung dann abgesichert werden, wenn ökologische Bewirtschaftungssysteme mit Stallmistanwendung typischen konventionellen Marktfruchtssystemen (mineralische Düngung, keine Rotationsbrache) gegenübergestellt wurden. Ein charakteristisches Merkmal ökologisch bewirtschafteter Flächen ist allerdings in einer höheren mikrobiellen Aktivität im Boden auch im Vergleich mit konventionellen Flächen mit ähnlicher Bewirtschaftung (Betriebstyp) zu sehen. Grundsätzlich ist zunächst immer zu klären, ob aufgrund der Bewirtschaftungsstrukturen der jeweils verglichenen Bewirtschaftungssysteme Unterschiede in der Humusdynamik überhaupt zu erwarten sind. Dies ist insbesondere bei Versuchsanlagen nicht immer der Fall. Des Weiteren müssen methodische Probleme der varianzanalytischen Auswertung berücksichtigt werden, da alle Indikatoren aufgrund der Abhängigkeit von kleinräumig variablen bodenökologischen Faktoren stark streuen.

4. Die Ergebnisse zur Bedeutung der Humusdynamik für die Ertragsbildung bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung ergaben kein einheitliches Bild. So wurden in der Auswertung der Dauerfeldversuche engere Korrelationen zwischen durchschnittlichem

Marktflechtertrag und fast allen Indikatoren der Humusdynamik bei den ökologischen Parzellen gegenüber den konventionell bewirtschafteten festgestellt. In den Praxisbetrieben stellte sich die Situation hingegen scheinbar genau umgekehrt dar. Eine abschließende Klärung hierzu war noch nicht möglich. Es muss aber beachtet werden, dass die Untersuchung des Zusammenhangs von Humusgehalt und Ertragsbildung unter Praxisbedingungen gegenüber Versuchsbedingung erheblich erschwert ist, da von einer Konstanz weiterer wichtiger Einflussfaktoren nicht ausgegangen werden kann.

5. Ein quantitativer Einfluss einer differenzierten Intensität der Grundbodenbearbeitung auf die Humusdynamik konnte weder in Praxisbetrieben noch in Dauerfeldversuchen festgestellt werden. Zwar zeigte sich eine unterschiedliche Tiefenverteilung der organischen Substanz im Oberboden. Die Auswirkungen differenzierter Tiefenverteilung auf die ökologischen Wirkungsgefüge und die Ertragsbildung wurden nicht weiter untersucht.

6. Insgesamt muss festgestellt werden, dass (1) Unterschiede im Humusreproduktionsniveau zwischen konventionellen und ökologischen Anbausystemen von der Bewirtschaftung der verglichenen Systeme abhängen, (2) dass ökologische Bewirtschaftung nicht generell zu einem hohen Humusreproduktionsniveau führt und (3) unter Bedingungen des ökologischen Landbaus ein hohes Humusreproduktionsniveau aus agronomischen Gründen (Ertragsbildung) unbedingt anzustreben ist.

7. Die im Rahmen des Projektes erarbeitete Humusbilanzmethode stellt eine Weiterentwicklung der dynamischen Humuseinheitenmethode dar.

Dabei wird dem Bilanzschema

Humusreproduktion = Humusersatz – Humusmineralisierung

gefolgt. Im hier vorgestellten Ansatz wird die Humusmineralisierung in Anbausystemen auf Grundlage der N-Dynamik im System Boden-Pflanze abgeschätzt. Die Berechnung des Humusersatzes geschieht auf Grundlage des Umsatzes organischer Substrate im Boden.

Der Algorithmus lautet:

$$hrc = C_H + F_H - N_{HHäq}$$

mit

$$C_H = C_R * h_R + C_{RT} * h_{RT} + C_{EX} * h_{EX} + C_{RE} * h_{RE} + C_S * h_S$$

$$F_H = C_{Fert} * h_{Fert}$$

$$N_{HHäq} = N_H / 55 * 580$$

$$N_H = (N_{PB} - N_{dfa} - N_I * wp_{NI} - N_{Fert} * wp_{NFert}) / wp_{NH} + \Delta N_{min}$$

hrc = Humusreproduktionskoeffizient (Häq bzw. kg Humus-C ha⁻¹)

C_H = Humusersatz durch organischen Input durch die Pflanzen (kg C ha⁻¹)

C_R = Humusersatz durch Wurzelbiomasse zum Zeitpunkt der Ernte (kg C ha⁻¹)

C_{RT} = Humusersatz durch im Laufe der Vegetationsperiode aufgebaute und abgestorbene Wurzelbiomasse (kg C ha⁻¹)

C_{EX} = Humusersatz durch organische Wurzelexsudate (kg C ha^{-1})
 C_{RE} = Humusersatz durch oberirdische Ernterückstände (kg C ha^{-1})
 C_S = Humusersatz durch Stroh- und Gründüngung (kg C ha^{-1})
 h = Humifizierungskoeffizienten, substratspezifisch für R, RT, EX, RE, S (%)

F_H = Humusersatz durch die organische Masse von Hof- und Handelsdüngern (kg C ha^{-1})
 N.B.: Stroh- und Gründüngung werden in C_H erfasst!
 h = Humifizierungskoeffizienten, substratspezifisch (%)

$N_{HHäq}$ = Mineralisierung von Humus in Häq ($\text{kg Humus-C ha}^{-1}$)
 N_H = N aus der Mineralisierung von Humus (kg N ha^{-1})
 N_{PB} = N in der gesamten Pflanzenbiomasse (kg N ha^{-1})
 N_{dfa} = N aus symbiontischer Fixierung (kg N ha^{-1})
 N_I = N aus atmosphärischer Deposition (kg N ha^{-1})
 N_{Fert} = mineralischer und der Pflanzenernährung zur Verfügung stehender N aus Düngern
 jeglicher Art aus (kg N ha^{-1})
 wp = Verwertungsrate für N aus den verschiedenen Pools (N_I, N_{Fert}, N_H) durch die
 Pflanzen (%)
 ΔN_{min} = Zu- bzw. Abnahme des Boden- N_{min} -Gehaltes im Zuge des jeweiligen Fruchtarten-
 Anbausystems (kg N ha^{-1})

Als Bezugsgröße gilt die Einheit „Humusäquivalente“ (Häq) nach VDLUFA (2004). Aufgrund der Definition 1 Häq = 1 kg Humus-C können die C-basierten Humusersatzkennziffern direkt transferiert werden. Bei der N-basierten Abschätzung der Humusmineralisierung ist eine Umrechnung in Häq notwendig.

Mit dem Algorithmus werden zunächst Humusreproduktionskoeffizienten zur Erfassung der Mineralisierung von Humus und des Humusaufbaus durch organischen Input berechnet. Bei Düngereinsatz wird der im Laufe der Vegetationsperiode der Pflanzen verfügbare mineralische Stickstoff bei der Abschätzung der Humusmineralisierung angerechnet. Die Berücksichtigung der humusaufbauenden Wirkung der organischen Masse des jeweiligen Düngers erfolgt in einem separaten Schritt, aber grundsätzlich analog zur Erfassung der Grün- und Strohdüngung. Auch hier kommen substratspezifische Humifizierungskoeffizienten zur Anwendung.

Das Modell ermöglicht die Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen ohne eine notwendige Bezugnahme auf empirische Untersuchungen in Dauerfeldversuchen. Der Algorithmus bietet darüber hinaus die Möglichkeit einer reproduzierbaren Anpassung der Methode. Abweichende Daten auf Grundlage neuer Erkenntnisse zu einzelnen Parametern können einfach integriert werden. Eine in solchem Zusammenhang auftretende Neubewertung der Humusreproduktionsleistung von Anbausystemen durch veränderte Humusreproduktionskoeffizienten bleibt so nachvollziehbar.

8. Die im Rahmen des Projektes entwickelte Neue Humusbilanzmethode für den Ökologischen Landbau zeigte in der Anwendung in Dauerfeldversuchen und Praxisbetrieben eine gegenüber den anderen Bilanzmethoden ähnliche und insgesamt akzeptable Aussagequalität. Eine wesentlich bessere Erfassung der Humusreproduktion von Anbausystemen als mit den aktuell etablierten Methoden wird zwar nicht erreicht. Der große Vorteil der neuen Methode ist jedoch die Möglichkeit der reproduzierbaren Ermittlung von Humusreproduktionskoeffizienten für Fruchtarten in unterschiedlichen Anbausystemen unter

Berücksichtigung der Standortbedingungen. Da die Koeffizienten konsequent unter Anwendung eines mathematischen Modells ermittelt werden, ist im Gegensatz zu den aktuell etablierten Humusbilanzmethoden die Anwendbarkeit auch für neue und komplexe Anbausysteme gegeben. Die Struktur des Algorithmus bietet darüber hinaus die Möglichkeit der schnellen Einarbeitung neuer Erkenntnisse aus der Forschung in eine Humusbilanzmethodik.

8 Geplante und erreichte Ziele; weiterführende Fragestellungen

8.1 Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen

Die übergeordneten Ziele des Projektes „Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau“ wurden erreicht. Allerdings wurde mit der Entwicklung des Algorithmus zur Berechnung von Humusreproduktionskoeffizienten für Anbausysteme ein hohes methodisches Niveau erreicht, dass vor einer Praxiseinführung aus Gründen der Qualitätssicherung einer ausführlichen Überprüfung und Präzisierung bedarf. Dadurch wurde eine Abweichung von der ursprünglichen Zielsetzung notwendig (vgl. Zielabgleich zu 5). Eine Erweiterung der Zielsetzung fand hingegen durch die Beteiligung an der VDLUFA-Arbeitsgruppe „Präzisierung Humusbilanzierung“ statt.

Geplante und erreichte Ziele waren im Einzelnen:

Ziel 1: Bestimmung des optimalen Humusreproduktionsniveaus anhand von Untersuchungen in Dauerfeldexperimenten und in Praxisbetrieben auf verschiedenen Standorten.

Durch die Einbeziehung von Dauerfeldversuchen und Praxisbetrieben war eine umfassende Untersuchung der Zusammenhänge von Humusreproduktion und Humusdynamik in verschiedenen Bewirtschaftungssystemen möglich. Spezifische Anforderungen an das Humusreproduktionsniveau bei ökologischer Bewirtschaftung konnten definiert und gegenüber den Anforderungen bei konventioneller Bewirtschaftung abgegrenzt werden. Weiterhin konnten Erkenntnisse zur Bedeutung verschiedener Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren auf Niveau und Entwicklung von Humusgehalten sowie auf Humusqualität und Umsatzdynamik erarbeitet werden.

Ziel 2: Präzisierung und Komplettierung von Humusbilanzkoeffizienten.

Zusammengefasst mit Ziel 3.

Ziel 3: Erweiterung der Humusbilanzalgorithmen.

Die neue Humusbilanzmethode stellt eine wesentliche Erweiterung der Ansätze von LEITHOLD (1991) bzw. HÜLSBERGEN (2003) dar. Erstmals wurde ein Gesamtalgorithmus vorgelegt, der die reproduzierbare Berechnung differenzierter Humusreproduktionskoeffizienten für Nichtleguminosen sowie Körner- und Futterleguminosen in Anbausystemen anhand eines mathematischen Modells ermöglicht. Der Algorithmus ist dabei so konzipiert, dass eine ständige Fortentwicklung durch Integration neuer Forschungsergebnisse problemlos möglich ist. Die Anwendung des Algorithmus ist bei Vorlage entsprechender Daten in jedem beliebigen Anbausystem möglich.

Die Notwendigkeit der Einbeziehung einer unterschiedlichen Intensität der Grundbodenbearbeitung als wichtiges Bewirtschaftungsmerkmal von Anbausystemen in die Bilanzalgorithmen wurde überprüft. Es zeigte sich, dass eine Differenzierung von Humusreproduktionskoeffizienten in Abhängigkeit von der jeweiligen Grundbodenbearbeitung nicht vorgenommen werden kann.

Ziel 4: Validierung und Praxistest der neu entwickelten bzw. erweiterten Humusbilanzmethode und -parameter in Feldexperimenten und in Landwirtschaftsbetrieben.

Eine umfassende Validierung der neuen Methode in den beteiligten Dauerfeldversuchen und Praxisbetrieben wurde durchgeführt. Hierbei konnten auch wichtige Erkenntnisse über Möglichkeiten und Grenzen der Interpretation von Humusbilanzergebnissen sowie zur Methodik der Validierung des speziellen Modellansatzes von Humusbilanzmethoden gewonnen werden.

Ziel 5: Praxiserprobung der Humusbilanzmethode und Integration in eine Software.

Eine umfassende und abschließende Praxiserprobung der neuen Methode unter Beteiligung von Landwirten und Beratern in verschiedenen Boden-Klimaregionen konnte in der Projektlaufzeit nicht realisiert werden. Die notwendigen methodischen Veränderungen (insbesondere die Ableitung eines neuen Algorithmus) waren so grundlegend, dass der Algorithmus zunächst umfassend an den eigenen Datensätzen aus den beteiligten Untersuchungsbetrieben und den Versuchstationen erprobt werden musste. Es sollte daher angestrebt werden, in Folgeprojekten die Erprobung an unabhängigen Datensätzen fortzusetzen.

Eine Integration der neuen Methode in die Betriebsbilanzierungssoftware „REPRO“ (HÜLSBERGEN 2003) ist vorgesehen und konzeptionell vorbereitet, aber noch nicht umgesetzt. Vorhandene Module der in REPRO eingebundenen dynamischen Humuseinheitenmethode werden die Basis für die Modellerweiterung bilden. Der Grund für die spätere Einbindung der neuen Methode ist die noch nicht ausreichende Absicherung des Algorithmus. Die programmiertechnische Umsetzung ist sehr aufwändig und sollte dann erfolgen, wenn der Bilanzierungsansatz grundsätzlich bestätigt ist. In diesem Zusammenhang sind weitere Abstimmungsarbeiten, u.a. mit der VDLUFA-Arbeitsgruppe „Humusbilanzierung“ vorgesehen, auch um eine hohe Akzeptanz der neuen Methode zu sichern. Mitglieder der Arbeitsgruppe wurden in die Diskussion des neuen Algorithmus einbezogen,

Bezüglich einer eigenständigen Software zur Humusbilanzierung nach der neuen Methode war aufgrund der Komplexität des Modells eine Entwicklung durch die Projektbearbeiter nicht möglich. Während der Projektbearbeitung hatte sich gezeigt, dass die alleinige Anpassung einzelner Parameter nicht ausreichend ist, sondern grundsätzliche methodische Neuentwicklungen notwendig sind. Nach weiterer Praxis-

erpobung und hieran ggf. anschließender weiterer Kalibrierung der Parameter des Algorithmus wird jetzt die professionelle Entwicklung einer nicht-kommerziellen Software angestrebt. Die Finanzierung des Vorhabens ist dabei noch offen.

Ziel 6: Einbringung der Projektergebnisse in die aktuelle VDLUFA-Arbeitsgruppe „Präzisierung Humusbilanzierung“.

Die Vorstellung und Diskussion der neuen Humusbilanzmethode in der VDLUFA-Arbeitsgruppe wurde im Rahmen eines Workshops am 21.2.2008 in Freising realisiert. Die Methode stieß hier insbesondere als Ansatz zur Humusbilanzierung unter Bedingungen des ökologischen Landbaus auf große Zustimmung.

Da in 2008 bisher kein Treffen der Gesamtarbeitsgruppe stattgefunden hat, ist die weitere Einbringung der Projektergebnisse in den Prozess der Überarbeitung des VDLUFA-Standpunktes zur Humusbilanzierung verzögert. Die Projektpartner sind jedoch weiterhin aktiv an der Arbeitsgruppe beteiligt.

8.2 Hinweise auf weiterführende Fragestellungen

Im Rahmen des Projektes konnten wertvolle Erkenntnisse zum Zusammenhang von Humusproduktion und Humusdynamik in Bewirtschaftungssystemen unter verschiedenen natürlichen Standortbedingungen gewonnen werden. Dabei zeigte sich, dass die Erfassung der Humusdynamik mit großen methodischen Herausforderungen verbunden ist. So weisen bereits die mitunter abweichenden Aussagen der zwei in den Dauerfeldversuchsauswertungen zur Erfassung der Entwicklung der Humusgehalte angewendeten Ansätze auf biometrische Schwierigkeiten hin. Hiermit im Zusammenhang steht das Problem der großen räumlichen Heterogenität der Humusgehalte (HÜLSBERGEN 2003), aber auch die häufig großen Differenzen der Werte von Jahr zu Jahr bei insgesamt nur langfristig erkennbarem Trend.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Sensitivität der verschiedenen Indikatoren der Humusdynamik und der ebenfalls unterschiedlichen Reaktion auf Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse sind weitere Anstrengungen notwendig, um je nach Fragestellung geeignete Parameter zu definieren und überdies Methoden zur Erfassung von Status und Dynamik dieser Indikatoren zu verbessern.

Weiterer Aufmerksamkeit bedarf auch die Untersuchung der Zusammenhänge von Humusdynamik und Ertragsbildung im Ackerbau. Dies gilt für die unterschiedlichen Ansprüche an die Nährstoffversorgung aus der Humusmineralisierung bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung, darüber hinaus aber auch für weitere Aspekte, z.B. die Verbesserung der Bodenstruktur oder phytosanitäre Wirkungen. Der Fokus muss dabei auf der Aufklärung von Wirkungsgefügen liegen, um eine differenzierte Bewertung von Anbausystemen unter verschiedenen Standortbedingungen zu ermöglichen. Die uneinheitlichen Ergebnisse der entsprechenden Untersuchungen in Praxisbetrieben und

Dauerfeldversuchen im Rahmen des Projektes weisen dabei wiederum auf methodische Schwierigkeiten hin.

Weiterhin konnte ein Algorithmus erarbeitet werden, der grundsätzlich die Berechnung von Humusreproduktionskoeffizienten für beliebige Anbausysteme erlaubt. Allerdings sind hier weitergehende Untersuchungen zu Humusmineralisierung und Humusaufbau in Anbausystemen unter verschiedenen Standortbedingungen für die weitere Kalibrierung der Methode und Präzisierung der ermittelten Koeffizienten von größtem Interesse.

Eine weitere Aufklärung von Möglichkeiten des Rückschlusses von der Pflanzen-N-Aufnahme auf die Humusmineralisierung ist notwendig. Dabei müssen N-Pools, N-Inputs und N-Flüsse im System Boden-Pflanze besser erfasst und in Beziehung zu Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren gesetzt werden. Dies gilt insbesondere für die Untersuchung der Humusdynamik unter Leguminosen-Nichtleguminosen-Gemengen mit geringen Leguminosenanteilen, sowie für die Humusreproduktion bei Zwischenfruchtbau. Hier ist auch die N-Versorgung aus tieferen Bodenschichten zu berücksichtigen.

Ebenso sind Untersuchungen zur Überprüfung und Anpassung von Humifizierungskoeffizienten verschiedener Substrate bei unterschiedlichen Standortbedingungen anzustreben.

Großer Forschungsbedarf besteht auch bei der Erarbeitung von Kennziffern zur Berechnung von Wurzelmassen.

9 Literaturverzeichnis

- ABELE, U. (1987): Produktqualität und Düngung – mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 345; Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.
- ACCOE, F., P. BOECKX, J. BUSSCHAERT, G. HOFMAN & O. VAN GLEEMPUT (2004): Gross N transformation rates and net N mineralisation rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age. *Soil Biol. Biochem.* 36: 2075-2087.
- ALLMARAS, R.R., D.R. LINDEN & C.E. CLAPP (2004): Corn-Residue Transformations into Root and Soil Carbon as Related to Nitrogen, Tillage and Stover Management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1366-1375.
- ALVAREZ, R. (2005): A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21: 38-52.
- ANDERSON, J.P.E. & K.H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.
- ANDRÉN, O., T. KÄTTERER & T. KARLSSON (2004): ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 231–239.
- ARMSTRONG BROWN, S.M., H.F. COOK & H.C. LEE (2000): Topsoil characteristics from a paired farm survey of organic versus conventional farming in southern England. *Biol. Agric. Hortic.*, 18: 37-54.
- ARONSSON, H., G. TORSTENSSON & L. BERGSTRÖM (2007): Leaching and crop uptake of N, P and K from organic and conventional cropping systems on a clay soil. *Soil Use and Management*, 23: 71-81.
- ARSHAD, M.A., MARTIN, S. (2002): Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88: 153-160.
- ASKEGAARD, M., J.E. OLESEN & K. KRISTENSEN (2005): Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21: 181-188.
- ASMUS, F. & U. VÖLKER (1984): Einfluß von Strohdüngung auf Ertrag und Bodeneigenschaften in Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Getreideanteil. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 28(7): 411-417.
- ASMUS, F. & V. HERRMANN (1977): Reproduktion der organischen Substanz des Bodens und Humusreproduktion. *Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft*, Bd. 15, Heft 11.
- BACHINGER, J. (1996): Der Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten (mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch) auf die zeitliche Dynamik und räumliche Verteilung von

- bodenchemischen und –mikrobiologischen Parametern der C- und N-Dynamik sowie auf das Pflanzen- und Wurzelwachstum von Winterroggen. Schriftenreihe des IBDF Bd. 7, Darmstadt, 164 S. Zugleich: Dissertationsschrift, Universität Giessen.
- BADEWITZ, S. & R. BEYER (1983): Bewertung von Maßnahmen der Futterproduktion unter besonderer Berücksichtigung der Erfordernisse der Humusreproduktion. Arch. Acker- Pfl. Bodenk. 29: 127-134.
- BARRACLOUGH, P.B. (1989): Root growth, macro-nutrient uptake dynamics and soil fertility requirements of a high-yielding winter oilseed rape crop. Plant and Soil 119: 59-70.
- BARRETT, J.E. & I.C. BURKE (2000): Potential nitrogen immobilization in grassland soils across a soil organic matter gradient. Soil Biology & Biochemistry 32: 1707-1716.
- BECK, T. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 130: 68-81.
- BEHM, R. (1988): Untersuchungen zur Bestimmung der leicht umsetzbaren N- und C-Anteile im Heißwasserextrakt des Bodens – Kurzmitteilung. Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenk. Berlin 32: 333-335.
- BERNER, A., D. SCHERRER & T. ALFÖLDI (1997): Stickstoffeffizienz von unterschiedlich aufbereiteten Misten in einer Ackerfruchtfolge auf Lösslehm. In: Köpke, U. & J.-A. Eisele (Hrsg.): Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. Verlag Dr. Köster, Berlin: 136-142.
- BESTE, A. (2008): Klimaschutz auf Kosten von Bodenschutz? – Plädoyer zur Forschung für ein angepasstes Humusmanagement. Local Land and Soil News 22/23: 28-29.
- BEYER, L., K. SIELING & K. PINGPANK (1999): The impact of a low humus level in arable soils on microbial properties, soil organic matter quality and crop yield. Biol. Fert. Soils 28: 156-161.
- BIOLAND (2008): Bioland-Richtlinien. www.bioland.de
- BLAIR, N., R.D. FAULKNER, A.R. TILL & P.R. POULTON (2005): Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility, I. Broadbalk experiment. Soil Till. Res.
- BLOMBÄCK, K., H. ECKERSTEN, E. LEWAN & H. ARONSSON (2003): Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. Agric. Syst. 76: 95-114.
- BOCKSTALLER, C., P. GIRARDIN & H.M.G. VAN DER WERF (1997): Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. Europ. J. Agronomy 7: 261-270.
- BÖHME, F., R. RUSSOW & H.-U. NEUE (2002): Airborne nitrogen input at four locations in the German State of Saxony-Anhalt – Measurements using the ¹⁵N-based ITNI-system. Isotopes in Environmental and Health Studies 38: 95-102.
- BOGUSLAWSKI, E. VON & J. DEBRUCK (1977): Strohdüngung und Bodenfruchtbarkeit. Arbeiten der DLG Bd. 155.

- BOLINDER, M.A., D.A. ANGERS & J.P. DUBUC (1997): Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63: 61-66.
- BOLINDER, M.A., D.A. ANGERS, M. GIROUX & M.R. LAVERDIÉRE (1999): Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn. *Plant and Soil* 215: 85-91.
- BOLINDER, M.A., H.H. JANZEN, E.G. GREGORICH, D.A. ANGERS & A.J. VANDENBYGAART (2007): An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118: 29-42.
- BOTTNER, P. M. PANSU & Z. SALLIH (1999): Modelling the effect of active roots on soil organic matter turnover. *Plant and Soil* 216: 15-25.
- BROCK, C. & G. LEITHOLD (2008a): The impact of the farming system on the humus household. In: ABioDoc/enita Clermont-Ferrand (Hrsg.): *Organic agriculture and climate change*, Tagung in Clermont-Ferrand (F), 17./18.04.2008, CD.
- BROCK, C. & G. LEITHOLD (2008b): The impact of site and management factors on humus dynamics in long-term field experiments. In: Neuhoff, D. et al. (Eds.): *Cultivating the Future Based on Science. Proceedings of the Second Scientific Conference of the International Society of Organic Agriculture Research (ISO FAR)*. ISBN 978-3-03736-023-1; 18-20 June 2008 in Modena, Italy, 1, 24-27.
- BStMLF & BStMUGV (2005): *Cross Compliance 2005*. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten sowie Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz.
- CARLGREN, K. & L. MATTSSON (2001): Swedish soil fertility experiments. *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Sci.*: 51, 49-78.
- CARPENTER-BOGGS, L., J.L. PIKUL JR., M.F. VIGIL & W.E. RIEDELL (2000): Soil nitrogen mineralization influenced by crop rotation and nitrogen fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2038-2045.
- CARTER, M.R. (2002): Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94: 38-47.
- CHAMBERS, B.J., K.A. SMITH & B.F. PAIN (2000): Strategies to encourage better use of nitrogen in animal manures. *Soil Use and Management*, 16: 157-161.
- CHRISTENSEN, B.T. & A.E. JOHNSTON (1997): Soil organic matter and soil quality: lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothampsted. In: Gregorich, E.G. & M.R. Carter (Hrsg.): *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam: 399 – 430.
- CHUDY, T. (2000): Methodik zur Rekonstruktion von Testparzellen im Schlagbereich. in: HÜLSBERGEN, K.-J. & W. DIEPENBROCK (Hrsg.): *Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau*. Halle: 50-55.

- CONANT, R.T., K. PAUSTIAN & E.T. ELLIOTT (2001): Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11 (2): 343-355.
- DALAL, R.C., P. LAWRENCE, J. WALKER, R.J. SHAW, G. LAWRENCE, D. YULE, J.A. DOUGHTON, A. BOURNE, L. DUIVENVOORDEN, S. CHOY, D. MOLONEY, L. TURNER, C. KING & A. DALE (1999): A framework to monitor sustainability in the grains industry. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 39: 605-620.
- DE NEVE, S., I. DIELTJENS, E. MOREELS & G. HOFMAN (2003): Measured and simulated nitrate leaching on an organic and a conventional mixed farm. *Biol. Agric. Hortic.*, 21: 217-230.
- DI, H.J. & K.C. CAMERON (2002): Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46: 237-256.
- DICK, W.A. und E.G. GREGORICH (2004): Developing and Maintaining Soil Organic Matter Levels. In: SCHJØNNING, P., S. ELMHOLT und B.T. CHRISTENSEN: *Managing Soil Quality*. CAB International 2004: 103-120.
- DILKES, N.B., D.L. JONES & J. FARRAR (2004): Temporal Dynamics of Carbon Partitioning and Rhizodeposition in Wheat. *Plant Physiology* 134: 706-715.
- DOLAN, M.S., C.E. CLAPP, R.R. ALLMARAS, J.M. BAKER & J.A.E. MOLINA (2006): Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil & Tillage research* 89: 221-331.
- DRINKWATER, L.E., P. WAGONER & M. SARRANTONIO (1998): Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396: 262-265.
- DWD (2005): Jahresbericht 2004. Eigenverlag des DWD, Offenbach am Main.
- DWD (2006): Jahresbericht 2005. Eigenverlag des DWD, Offenbach am Main.
- DWD (2007): Jahresbericht 2006. Eigenverlag des DWD, Offenbach am Main.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1997): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft KUL): Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.). *Initiativen zum Umweltschutz 5, Umweltverträgliche Pflanzenproduktion*, Zeller Verlag Osnabrück, 5: 185-196.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & R. SAUERBECK (2000): Criteria and Standards for sustainable agriculture. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 337-351.
- EMMERLING, C. (1998): Bodenbiologische und -ökologische Aspekte nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung. Habilitationsschrift. Univ. Trier.
- FLIEßBACH, A., H.-R. OBERHOLZER, L. GUNST & P. MÄDER (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 273-284.
- FONTAINE, S., A. MARIOTTI & L. ABBADIE (2003): The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biochem.*, 35: 837-843.

- FRANKO, U. & B. OELSCHLÄGEL (1995): Einfluss von Klima und Textur auf die biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. *Arch. Acker-Pfl. Boden* 39: 155-163.
- FRANKO, U. & B. OELSCHLÄGEL (1996): Das Bodenprozessmodell Candy. In: MÜHLE, H. & S. CLAUS (Hrsg.): Reaktionsverhalten von agrarischen Ökosystemen homogener Areale. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig, S. 49 – 62.
- FRANKO, U. (1997): Modellierung von Umsatzprozessen der organischen Bodensubstanz. *Archiv Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde* 41: 527-54.
- FRANZLUEBBERS, A.J. & M.A. ARSHAD (1997): Particulate Organic Carbon Content and Potential Mineralization as Affected by Tillage and Texture. *Soil Sci. Am. J.* 61: 1382-1386.
- FREDE, G. & S. DABBERT (Hrsg.) (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 2. Auflage, Ecomed, Landsberg.
- FULLEN, M.A. (1998): Effects of grass ley set-aside on runoff, erosion and organic matter levels in sandy soils in east Shropshire, UK. *Soil Tillage Res.*, 46: 41-49.
- GABRIELLE, B., B. MARY, R. ROCHE, P. SMITH & G. GOSSE (2002): Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *Europ. J. Agronomy* 18: 107-120.
- GIFFORD, R.M. & M.L. RODERICK (2003): Soil carbon stocks and bulk density: spatial or cumulative mass coordinates as a basis of expression? *Global Change Biology* 9: 1507-1514.
- GLENDINING, M.J. & D.S. POWLSON (1995): The effects of long-continued applications of inorganic nitrogen fertilizer on soil organic nitrogen – a review. In: LAL, R. & B.A. STEWART (Hrsg.): *Soil Management: Experimental basis for sustainability and environmental quality. Advances in Soil Science*, Boca Raton: 233-239.
- GOSLING, P. & M. SHEPHERD (2005): Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 105: 425-432.
- GOULDING, K.W.T., P.R. POULTON, C.P. WEBSTER & M.T. HOWE (2000): Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use and Management*, 16: 244-250.
- GREGORICH, E.G., M.R. CARTER, D.A. ANGERS, C.M. MONREAL & B.H. ELLERT (1994): Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367-385.
- GREGORY, P.J. (2006): Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science? *European Journal of Soil Science* 57: 2-12.
- GUTSER, R., T. EBERTSEDER, A. WEBER, M. SCHRAMI & U. SCHMIDHALTER (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 439-446.

- HAAS, G. (2001): Organischer Landbau in Grundwasserschutzgebieten: Leistungsfähigkeit und Optimierung des pflanzenbaulichen Stickstoffmanagements. Habilitationsschrift Univ. Bonn, Verlag Dr. Köster, Berlin.
- HANSEN, B., H. FJELLSTAD ALRØE & E.S. KRISTENSEN (2001): Approaches to assess environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 11-26.
- HANSEN, E.M., B.T. CHRISTENSEN, L.S. JENSEN & K. KRISTENSEN (2004): Carbon sequestration in soil beneath long-term miscanthus plantations as determined by ¹³C abundance. *Biomass & Bioenergy* 26: 97-105.
- HAYNES, R.J. & R. NAIDU (1998) : Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions : a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 123-137.
- HEINEMEYER, O., H. INSAM, E.A. KAISER & G. WALENZIK (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116: 191-195.
- HEPPERLY, P.R., D. DOUDS JR. & R. SEIDEL (2006): The Rodale Institute Farming Systems Trial 1981 to 2005: Long-term analysis of organic and conventional maize and soybean cropping systems. In: RAUPP, J., C. PEKRUN, M. OLTMANN und U. KÖPKE (eds.): Long-term Field Experiments in Organic Farming. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- HEUWINKEL, H. (2007): Symbiotische N₂-Fixierung im ökologischen Landbau: Ansätze zur Verbesserung der Schätzwerte. In: In: KTBL (Hrsg.): Bewertung ökologischer Betriebssysteme – Bodenfruchtbarkeit, Stoffkreisläufe, Biodiversität. KTBL-Schrift 458: 70-83.
- HOFFMANN, G. & M. DEDEKEN (1965): Eine Methode zur kolorimetrischen Bestimmung der Glucosidaseaktivität im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 108: 195-201.
- HÜLSBERGEN, K.-J. & W. DIEPENBROCK (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in landwirtschaftsbetrieben. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.). Initiativen zum Umweltschutz 5, Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Zeller Verlag Osnabrück, 5: 159-184.
- Hülsbergen, K.-J. & W. Diepenbrock (Hrsg.) (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau – Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. UZU-Schriftenreihe, Neue Folge, Sonderband, Eigenverlag MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale).
- HÜLSBERGEN, K.-J., B. KÜSTERMANN & H. SCHMID (2005): Humusmanagement im ökologischen Betrieb. In: LfL Bayern (Hrsg.): Forschung für den Ökologischen Landbau in Bayern. Schriftenreihe der LfL Bayern Bd. 6 (2005): 55-70.
- HÜLSBERGEN, K.-J. & W. DIEPENBROCK (2000): Die Untersuchung von Umwelteffekten des ökologischen Landbaus - Problemstellung und Forschungskonzept. in: HÜLSBERGEN, K.-J. &

W. DIEPENBROCK (Hrsg.): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. Halle: 15-40.

HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Berichte aus der Agrarwirtschaft. Shaker Verlag Aachen.

HÜLSBERGEN, K.-J., J. ABRAHAM, C. WITTMANN & S. PAPAJA (2000): Die räumliche und zeitliche Variabilität der Humus- und Nährstoffgehalte auf Testflächen in Seeben. in: HÜLSBERGEN, K.-J. & W. DIEPENBROCK (Hrsg.): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. Halle: 69-86.

HÜTSCH, B.W., J. AUGUSTIN & W. MERBACH (2002): Plant rhizodeposition – an important source for carbon turnover in soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165: 397-407.

JÄGER, A., K.-J. HÜLSBERGEN, U. SAUER & K. GÖTZE (2001): Trinkwasserschutz durch ökologischen Landbau. Trinkwasser & Gewässerschutz 1/2001: 46-50.

JARECKI, M.K., R. LAL, R. JAMES (2005): Crop management effects on soil carbon sequestration on selected farmers' fields in northeastern Ohio. Soil Till. Res. 81: 265-276.

JOHNSON, J.M.-F., A.J. FRANZLUEBBERS, S.L. WEYERS & D.C. REICOSKY (2007): Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. Environmental Pollution 150: 107-124.

JOHNSON, J.M.F., R.R. ALLMARAS & D.C. REICOSKY (2006): Estimating Source Carbon from Crop Residues, Roots and Rhizodeposits Using the National Grain-Yield-Database. Agronomy Journal 98: 622-636.

JOHNSON, M.G., LEVINE, E.R. & J.S. KERN (1995): Soil Organic Matter: Distribution, Genesis, and Management to Reduce Greenhouse Gas Emissions. Water, Air and Soil Pollution 82: 593-615.

JOST, B. (2003): Untersuchungen und Kalkulationstabellen zur Schätzung der N₂-Fixierleistung und der N-Flächenbilanz beim Anbau von *Lupinus albus* und *Lupinus luteus* in Reinsaat und von *Vicia faba* und *Pisum sativum* in Reinsaat und im Gemenge mit *Avena sativa*. Dissertation, Universität Göttingen.

KARTSCHALL, T. & U. FRANKO (1987): Reaktionskinetisches Modellkonzept zur Beschreibung von Mineralisierungsprozessen. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. Berlin 31: 33-40.

KAŠTOVSKÁ, E. & H. ŠANTRŮČKOVÁ (2007): Fate and dynamics of recently fixed C in pasture plant-soil system under field conditions. Plant Soil 300: 61-69.

KELM, M. (2007): Teilprojekt A: Stickstoffmanagement. In: TAUBE, F. & M. KELM (Hrsg.): Wissen, wo man steht – Landwirtschaftliche Produktionssysteme in Schleswig-Holstein: Leistungen und ökologische Effekte - Ergebnisse des Projektes „Compass“. Eigenverlag der CAU, Kiel.

KIRCHMANN, H. & L. BERGSTRÖM (2001): Do organic farming practices reduce nitrate leaching? Commun. Soil Sci. Plant Anal. 32: 997-1028.

- KLIMANEK, E.-M. (1990): Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 34: 569-577.
- KLIMANEK, E.-M. (1997): Bedeutung der Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten für die organische Substanz des Bodens. Arch. Acker- Pfl. Boden 41: 485-511.
- KOEPF, H. (1991): Das Konzept der Bodenfruchtbarkeit im ökologischen Landbau. Berichte über die Landwirtschaft, SH 203: 46-58.
- KÖGEL-KNABNER, I. & L. BEYER, (1995): Bodenökologie und organische Substanz. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 78: 57-62.
- KÖHNLEIN, J. (1964): Über die Beziehung zwischen Ertragsbildung, Bodenfruchtbarkeit und Humus und die Beeinflussbarkeit des Faktors „Humus“ auf landwirtschaftlich genutzten Böden. Schriftenreihe der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Heft 37: 5-40.
- KOLBE, H. & I. PRUTZER (2004): Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus an Hand von Langzeitversuchen des Ackerlandes. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- KONG, A.Y.Y., S.J. FONTE, C. VAN KESSEL & J. SIX (2007): Soil aggregates control N cycling efficiency in long-term conventional and alternative cropping systems. Nutr. Cycl. Agroecosyst.
- KÖPKE, U. (1995): Nutrient management in organic farming systems: the case of nitrogen. Biol. Agric. Hortic. 11: 15-32.
- KÖRSCHENS, M., A. WEIGEL & E. SCHULZ (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 161: 409-424.
- KÖRSCHENS, M. & E. SCHULZ (1999): Die organische Bodensubstanz. Dynamik–Reproduktion ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle. UFZ-Bericht 13/1999.
- KÖRSCHENS, M., A. WEIGEL & E. SCHULZ (1998): Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances – Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 161: 409-424.
- KÖRSCHENS, M., J. ROGASIK & E. SCHULZ (2005): Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. Landbauforschung Völkenrode 55: 01-10.
- KÖRSCHENS, M., U. FRANKO, E.-M. KLIMANEK, E. SCHULZ, C. SIEWERT, D. EICH, U. WRANKMORE, I. WEDEKING & A. PFEFFERKORN (1989): Modell und Parameter des Einflusses der Wurzelmasseentwicklung der Hauptfruchtarten auf die C- und N-Dynamik des Bodens. Eigenverlag UfZ, Bad Lauchstädt.
- KRAWUTSCHKE, M. (2007): Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf Gehalt und Dynamik der organischen Bodensubstanz in Ackerböden sowie deren Bedeutung für die

KTBL (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Auflage, KTBL, Darmstadt, 1095 S.

KUBAT, J., J. KLIR & D. POVA (2003): The dry matter yields, nitrogen uptake, and the efficacy of nitrogen fertilisation in long-term field experiments in Prague. *Plant Soil Environ.* 49 : 337-345.

KUNDLER, P, D. EICH, J. LISTE & K. RAUHE (1981): Mehr tun als nur ersetzen. *DBZ*, 36: 8-9.

KUZYAKOV, Y., J.K. FRIEDEL & K. STAHR (2000): Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1485-1498.

KUZYAKOV, Y & K. SCHNECKENBERGER (2004): Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 115-132.

KUZYAKOV, Y. & G. DOMANSKI (2000): Carbon inputs by plants into the soil. Review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 421-431.

KUZYAKOV, Y., A. RASKATOV & M. KAUPENJOHANN (2003): Turnover and distribution of root exudates of *Zea mays*. *Plant and Soil* 254: 317-327.

LEHNE, I. & V. KOEPKE (1966): Die Wirkung von Stalldung und Gründüngung auf Ertrag und Humusgehalt eines anlehmigen Sandbodens. *Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig, Meth.-Nat. Reihe* 15: 31-37.

LEITHOLD, G. & K.-J. HÜLSBERGEN (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie & Landbau* 105: 32-35.

LEITHOLD, G. (1982): Die Verwertung des gedüngten Stickstoffs im System Boden-Pflanze als Grundlage zur Erstellung von Stickstoffbilanzen. *Wiss. Z. Univ. Halle XXXI'82 M 1*: 61-66.

LEITHOLD, G. (1983): Die Berechnung von fruchtarten- und ertragsorientierten Kennziffern für den Bedarf der Böden an organischer Substanz am Beispiel der Zuckerrübe auf sandigem Lehmboden. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.*, Berlin, 27 (1): 59-67.

LEITHOLD, G. (1984): Untersuchung der Beziehungen zwischen ackerbaulichen Maßnahmen, Ertrag und Humusreproduktion sowie Erarbeitung einer Methode zur Berechnung des Bedarfs des Bodens an organischer Primärschubstanz. *Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Sektion Pflanzenprod.*, Diss. B.

LEITHOLD, G. (1991): Zur Herleitung der Gleichung der „horizontalen“ Stickstoffbilanz. *Wiss. Z. Univ. Halle, math.-naturwiss. R.*, 40 H.6, 139-145.

LEITHOLD, G. (1996): The special qualities of humus- and nitrogen budget in organic farming. *Proceedings of the 11th International Scientific Conference IFOAM 1996 in Copenhagen* 2, 52-55.

- LEITHOLD, G., C. BROCK, U. HOYER & K.-J. HÜLSBERGEN (2007): Anpassung der Humusbilanzierung an die Bedingungen des ökologischen Landbaus. In: KTBL (Hrsg.): Bewertung ökologischer Betriebssysteme – Bodenfruchtbarkeit, Stoffkreisläufe, Biodiversität. KTBL-Schrift 458: 24-50.
- LEITHOLD, G.; K.-J. HÜLSBERGEN; D. MICHEL & H. SCHÖNMEIER (1997): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.). Initiativen zum Umweltschutz 5, Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Zeller Verlag Osnabrück, 5: 43-54.
- LOVELAND, P. & J. WEBB (2003): Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research* 70: 1-18.
- MANZKE, F. (1995): Bodenmikrobiologische und bodenchemische Kenngrößen zur beurteilung des Umsatzes organischer Bodensubstanz in unterschiedlichen Bodennutzungssystemen. Dissertationsschrift, Univ. Göttingen.
- MANZONI, S. & A. PORPORATO (2007): A theoretical analysis of nonlinearities and feedbacks in soil carbon and nitrogen cycles. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1542-1556.
- MARINARI, S., G. MASCIANDARO, B. CECCANTI & S. GREGO (2000): Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology*, 72: 9-17.
- MERBACH, W. & L. WITTENMAYER (2004): Einfluss der pflanzlichen Rhizodeposition auf die C-Flüsse im Boden. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50:99-113.
- MEYER-AURICH, A., A. WEERSINK, K. JANOVICEK & B. DEEN (2006): Cost efficient rotation and tillage options to sequester carbon and mitigate GHG emissions from agriculture in Eastern Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117: 119-127.
- MICHEL, D. (1988): Beitrag zur Quantifizierung der Stickstoff- und Humusreproduktionsleistung der Luzerne aus einem Fruchtfolge-Düngungsversuch. Tag.Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, Berlin, 269: 367-374.
- MIERSCH, M. & R. VETTER (2000): Stickstoffversorgung und -dynamik in Fruchtfolgen vieharter Betriebe des ökologischen Landbaus. Eigenverlag des IfUL, Mühlheim.
- MÖLLER, K., W. STINNER & G. LEITHOLD (2008): Growth, composition, biological N₂ fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, DOI: 10.1007/s10705-008-9182-2.
- MUELLER, T., J. MAGID, L.S. JENSEN, H. SVENDSEN & N.E. NIELSEN (1998): Soil C and N turnover after incorporation of chopped maize, barley straw and blue grass in the field: Evaluation of the DAISY soil – organic-matter submodel. *Ecological Modelling* 111: 1 – 15.
- MUNRO, T.L., H.F. COOK & H.C. LEE (2002): Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. *Biol. Agric. Hortic.*, 20: 201-214.
- Naturland (2007): Naturland-Richtlinien. www.naturland.de

- NGUYEN, C. (2003): Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agronomie* 23: 375-396.
- NIEDER, R. & J. RICHTER (2000): C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment – Developments 1970 to 1998. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 65-72.
- OLESEN, J.E., I.A. RASMUSSEN, M. ASKEGAARD & K. KRISTENSEN (2007): Whole-rotation dry matter and nitrogen grain yields from the first course of an organic farming crop rotation experiment. *J. Agric. Sci.*, 139: 361-370.
- PARSHOTAM, A., S. SAGGAR, P.L. SEARLE, B.K. DALY, G.P. SPARLING & R.L. PARFITT (2000): Carbon residence times obtained from labelled ryegrass decomposition in soils under contrasting environmental conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 75-83.
- PATERSON, E. (2003): Importance of rhizodeposition in the coupling of plant and microbial productivity. *European Journal of Soil Science* 54: 741-750.
- PFEFFERKORN, A. (1993): Zu Auswirkungen einer Humusübersorgung des Bodens auf Pflanzenertrag und -qualität sowie N-Nachlieferung und Grundwasserbelastung. *Kühn-Archiv* 87: 12-22.
- PIORR, A. & W. WERNER (1998): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktionssysteme im Vergleich: Bewertung anhand von Umweltindikatoren. Schriftenreihe Agrarspectrum Bd. 28, Frankfurt am Main, 111 S.
- POTTER, K.N., H.A. TORBERT, O.R. JONES, J.E. MATOCHA, J.E. MORRISON, JR. & P.W. UNGER (1998): Distribution and amount of soil organic C in long-term management systems in Texas. *Soil Till. Res.* 47: 309-321.
- POUDEL, D.D., W.R. HORWATH, J.P. MITCHELL & S.R. TEMPLE (2001): Impacts of cropping systems on soil nitrogen storage and loss. *Agric. Syst.*, 68: 253-268.
- POWER, J.F., P.T. KOERNER, J.W. DORAN & W.W. WILHELM (1998): Residual effects of crop residues on grain production and selected soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1393 – 1397.
- PRASUHN, V. & E. SPIESS (2003): Regional differenzierte Abschätzung der Nitratauswaschung über Betriebszählungsdaten. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 29. und 30. April 2003, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, Österreich.
- PULLEMAN, M., JONGMANS, A., MARINISSEN, J., BOUMA, J. (2003): Effects of organic versus conventional arable farming on soil structure and organic matter dynamics in a marine loam in the Netherlands. *Soil Use and Management* 19: 157-165.
- PULLEMAN, M.M., J. BOUMA, E.A. VAN ESSEN & E.W. MEIJLES (2000): Soil organic matter content as a function of different land use history. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 689-693.
- RAHMANN, G., S. DRENGEMANN, S. MARCH, H. NIEBERG, A. FENNEKER & C. ZUREK (2004): Bundesweite Erhebung und Analyse der verbreiteten Produktionsverfahren, der realisierten

Vermarktungswege und der wirtschaftlichen sowie sozialen Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe und Aufbau eines bundesweiten Praxis-Forschungs-Netzes. *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 276.

RASMUSSEN, P.E., K.W.T. GOULDING, J.R. BROWN, R. GRACE, H.H. JANZEN, M. KÖRSCHENS (1998): Long-term agroecosystem experiments: assessing agricultural sustainability and global change. *Science*, 282: 893-896.

RASSE, D.P., C. RUMPEL & M.-F. DIGNAC (2005): Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* 269: 341-356.

RAUHE, K. & I. LEHNE (1961): Der Einfluß organischer Düngemittel auf die im Erntegut enthaltenen Pflanzennährstoffe. *Albrecht-Thaer-Archiv* 5: 485-498.

RAUHE, K. & H. SCHÖNMEIER (1966): Über die bedeutung des Humusersatzes beim Übergang zu industriemäßigen Pflanzenproduktionsmethoden. *Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig, Math.-Nat. Reihe* 15: 1-5.

RAUHE, K., J. HOBERÜCK & B. SIEGERT (1987): Untersuchungen zu langfristigen Wirkungsmechanismen von Stallmist- und Mineral-N im System Pflanze–Boden. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin*, 31, (11): 711-718.

RAUPP, J. (2008): mündl. Mitteilung.

RAUPP, J. & M. OLTMANNS (2006): Soil properties, crop yields and quality with farmyard manure with and without biodynamic preparations and with inorganic fertilizers. In: RAUPP, J., C. PEKRUN, M. OLTMANNS und U. KÖPKE (eds.): *Long-term Field Experiments in Organic Farming*. Verlag Dr. Köster, Berlin.

RAUPP, J. (2002): Wie die Humusentwicklung langfristig sichern? *Ökologie & Landbau* 142: 9-11.

RAYNAUD, X., J.-C. LATA & P.W. LEADLEY (2006): Soil microbial loop and nutrient uptake by plants: a test using a coupled C:N model of plant-microbial interactions. *Plant and Soil* 287: 95-116.

REENTS, H.-J. & K. MÖLLER (2001): Stickstoffmanagement im ökologischen landbau unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes von Zwischenfrüchten. In: Reents, H.-J. (Hrsg.): *Von Leit-Bildern zu Leit-Linien. beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen landbau*. Verlag Dr. Köster, Berlin: 179-182.

RICHTER, U. (1995): Einfluss langjährig differenzierter Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge und den Stickstoffhaushalt. *Schriftenreihe zu Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie* 4, Giessen.

RICHTER JR., D., M. HOFMOCKEL, M.A. CALLAHAM, JR., D.S. POWLSON & P. SMITH (2007): Long-term soil experiments: keys to managing earth's rapidly changing ecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71: 266-279.

RÜBENSAM, E. & K. RAUHE (1968): *Ackerbau*. 2. Auflage, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin (Ost), 544 S.

- RÜHLING, I., R. RUSER, A. KÖLBL, E. PRIESACK & R. GUTSER (2005): Kohlenstoff und Stickstoff in Agrarökosystemen. In: OSINSKI, E. et al. (Hrsg.): Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld. Oekom Verlag, München: 99-154.
- RÜHLMANN, J. & S. RUPPEL (2005): Effects of organic amendments on soil carbon content and microbial biomass –results of the long-term box plot experiment in Großbeeren. Archives of Agronomy and Soil Science 51: 163-170.
- RÜHLMANN, J. (1999): A new approach to estimating the pool of stable organic matter in soil using data from long-term field experiments. Plant and Soil 213: 149-160.
- RUPPEL, S., V. TORSVIK, F.L. DAAE, L. OVREÅS & J. RÜHLMANN (2007): Nitrogen availability decreases prokaryotic diversity in sandy soils. Biol. Fertil. Soils 43: 449-459.
- SAUERBECK, D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick. Ber. Ldw. SH 206: 13-29.
- SHELLER, E. (1993): Felduntersuchungen zur Optimierung der Stickstoffversorgung der Pflanzen aus dem N-Stoffwechsel des Bodens. Dissertation. Univ. GhKassel-Witzenhausen.
- SCHMIDTKE, K. (1997): Einfluss von Rotklee (*Trifolium pratense* L.) in Reinsaat und Gemenge mit Poaceen auf symbiontische N₂-Fixierung, bodenbürtige N-Aufnahme und CaCl₂-extrahierbare N-Fractionen im Boden. Dissertation. Univ. Giessen.
- SCHMITT, M. & M. ZOSCHKE (1998): Vergleichende pflanzenbauliche Untersuchungen auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Winterweizenflächen unter besonderer Berücksichtigung von Bodenfruchtbarkeit, Pflanzenertrag, Pflanzeninhaltsstoffen und Sortenechtheit. In: BASEDOW, T. & H. SCHMUTTERER (Hrsg.): Vergleichende ökologische und ökonomische Analyse unterschiedlich intensiv geführter landwirtschaftlicher Betriebe in Hessen. Verlag Dr. Kovac, Hamburg: 25-54.
- SCHNECKENBERGER, K. & Y. KUZYAKOV (2007): Carbon sequestration under *Miscanthus* in sandy and loamy soils estimated by natural ¹³C abundance. J. Plant Nutr. Soil Sci. 170: 538-542.
- SCHNIEDER, E. (1972): Humusdynamik im Thyrower Dauerdüngungsversuch. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 16: 679-687.
- SCHULZ, E. (2002): Influence of extreme management on decomposable organic matter pool. Archives of Agronomy and Soil Science 48: 101-105.
- SCHULZ, F., C. BROCK & G. LEITHOLD (2008): Effects of farm type and different intensities of soil tillage on cash crop yields and soil organic matter. In: Neuhoff, D., et al. (Hrsg.): Cultivating the Future Based on Science. Proceedings of the Second Scientific Conference of the International Society of Organic Agriculture Research (ISO FAR), Modena (I): 580-583.
- SHEPHERD, M.A. (1999): The effectiveness of cover crops during eight years of a UK sandland rotation. Soil Use and Management, 15: 41-48.
- SHEVTSOVA, L., V. ROMANENKOV, O. SIROTENKO, P. SMITH, J.U. SMITH, P. LEECH, S. KANZYVAA & V. RODIONOVA (2003): Effect of natural and agricultural factors on long-term soil

organic matter dynamics in arable soddy-podzolic soils – modeling and observation. *Geoderma*, 116: 165-189.

SIMMELSGAARD, S.E. (1998): The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management*, 14: 30-36.

SMITH, K.A., C.P. BECKWITH, A.G. CHALMERS & D.R. JACKSON (2002): Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. *Soil Use of Management*, 18: 428-434.

SMITH, P. (2004): How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* 10: 1878 – 1883.

SOLBERG, S. (1995): Influence of crops and cultivation management on the nitrogen leaching potential on ecological farms in South East Norway. *Bio. Agric. Hortic.* 11: 115-122.

SPRINGER, U. (1960): Die Wirkung verschiedener organischer Dünger auf den Humuszustand des Bodens. *Bayer. Landw. Jahrbuch* 37: 3-39.

STEIN-BACHINGER, K., J. Bachinger & L. Schmitt (2004): Nährstoffmanagement im ökologischen landbau – ein Handbuch für Beratung und Praxis. *KTBL-Schrift* 423, Darmstadt.

STEINGROBE, B., H. Schmid, R. Gutser & N. Claassen et al. (2001): Root production and root mortality of winter wheat grown on sandy and loamy soils in different farming systems. *Biol. Fertil. Soils* 33: 331-339.

STEVENS, W.B., R.G. HOEFT & R.L. MULVANEY (2005): Fate of nitrogen-15 in long-term nitrogen rate study: II. Nitrogen uptake efficiency. *Agron. J.*, 97: 1046-1053.

STOCKDALE, E.A., M.A. SHEPHERD, S. FORTUNE & S.P. CUTTLE (2002): Soil fertility in organic farming systems – fundamentally different? *Soil Use and Management*, 18: 301-308.

STOCKFISCH, N. (1997): Strohabbau durch Mikroorganismen und Regenwürmer in zwei Bodenbearbeitungssystemen. *Schriftenreihe Agrarwissenschaftliche Forschungsergebnisse Bd. 5*, Verlag Dr. Kovac, Hamburg.

STOPE, C., E.I. LORD, L. PHILIPPS & L. WOODWARD (2002): Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use and Management*, 18: 256-263.

SU, Y.Z. (2007): Soil carbon and nitrogen sequestration following the conversion of cropland to alfalfa forage land in northwest China. *Soil Till. Res.* 92: 181-189.

SWINNEN, J. (1994): Rhizodeposition and turnover of root-derived organic material in barley and wheat under conventional and integrated management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51: 115-128.

SWINNEN, J., J.A. VANVEEN & R. MERCKX (1995): Carbon fluxes in the rhizosphere of winter wheat and spring barley with conventional vs integrated farming. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 811-820.

- TISCHER, S. & M. ALTERMANN (1992): Veränderungen der mikrobiologischen Aktivität durch Wechsel der Bodennutzung – Ergebnisse aus dem ehemaligen Grenzstreifen. VDLUFA-Schriftenreihe 44: 647-650.
- TJURIN, J.V. (1956): Der Bodenbildungsprozess, die Bodenfruchtbarkeit und das Stickstoffproblem in der Bodenkunde und im Ackerbau (russ.). Počvovedenie 3:1-17.
- TORSTENSSON, G. & H. ARONSSON (2000): Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. Nutrient Cycling in Agroecosystems 56: 139-152.
- ULRICH, S., B. HOFMANN & O. CHRISTEN (2007): Vergleich verschiedener Methoden der Humusbilanzierung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 110: 719-720.
- V. LÜTZOW, M. & J.C.G. OTTOW (1994): Einfluss von konventioneller und biologisch-dynamischer Bewirtschaftungsweise auf die mikrobielle Biomasse und deren Stickstoff-Dynamik in Parabraunerden der Friedberger Wetterau. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157: 359-367.
- VDLUFA (2004): VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung – Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Selbstverlag.
- VERNON COLE, C., FLACH, K., LEE, J., SAUERBECK, D. & B. STEWART (1993): Agricultural sources and sinks of carbon. Water, Air and Soil Pollution 70: 111-122.
- ZAGAL, E., S. BJARNASON & U. OLSSON (1993): Carbon and nitrogen in the root-zone of barley (*Hordeum vulgare* L.) supplied with nitrogen fertilizer at two rates. Plant and Soil 157: 51-63.
- ZIMMER, J., M. ROSCHKE & D. SCHULZE (2005): Einfluss unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung auf Ertragsleistung, organische Bodensubstanz und N-Bilanz eines diluvialen Sandbodens – Ergebnisse nach 45 Jahren Dauerfeldversuch P60 (Groß Kreutz, 1959-2003). Arch. Agro. Soil Sci. 51(2): 135-149.

10 Übersicht über alle im Berichtszeitraum realisierten Veröffentlichungen zum Projekt

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2006): Balancing soil organic matter in organic agriculture - a theoretical approach. In: C.B. ANDREASEN et al. (Hrsg.): Proceedings of the European Joint Organic Congress "Organic Farming and European Development", Odense (DK), 218-219.

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2006): Faktoren der Humusreproduktion und ihre Umsetzung in Humusbilanzmethoden im Hinblick auf die Bewertung ökologischer Bewirtschaftungssysteme. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 18, 78-79.

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2007): Humus management assessment in organic farming considering the nitrogen household. In: GEBER, U. (Hrsg.): Konferenskatalog för mat i nytt klimat 2007, 130.

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2007): Humus management in organic farming - implications of the nitrogen balance. In: Research Institute of Crop Production (Hrsg.): Book of Abstracts - International conference on practical solutions for managing optimum C and N contents in Agricultural Soils IV, Prague (CZ).

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2007): Humusbilanzmethoden als Prognose- und Bewertungsinstrumente im Ökologischen Landbau – allgemeiner und spezieller Anpassungsbedarf. In: ZIKELI, S. et al. (Hrsg.): Zwischen Tradition und Globalisierung – Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Hohenheim, 1-4.

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2007): Systemspezifische Eigenschaften des Humushaushaltes im ökologischen Landbau und Implikationen für die Humusbilanzierung. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 19: 290-291.

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2008): The impact of site and management factors on humus dynamics in long-term field experiments. In: Tagungsband zur 2. ISOFAR-Konferenz „Cultivating the future based on science“, Vol. 1: 24-27.

BROCK, C. & G. LEITHOLD (2008): The impact of the farming system on the humus household. In: ABioDoc/enita Clermont-Ferrand (Hrsg.): Organic agriculture and climate change, Tagung in Clermont-Ferrand (F), 17./18.04.2008, CD.

BROCK, C., HOYER, U., LEITHOLD, G. & K.-J. HÜLSBERGEN (2008): A new approach for humus balancing in organic farming. In: Tagungsband zur 2. ISOFAR-Konferenz „Cultivating the future based on science“, Vol. 1: 40-43.

DREHER, N. (2007): Einfluss der Bodenbearbeitung auf Parameter der organischen Bodensubstanz – Auswertung eines zehnjährigen ackerbaulichen Experiments. Bachelorarbeit, Univ. München/Freising.

HOYER, U. (2007): Effects of organic farming on humus, carbon and its contribution to climate change, Schriftenreihe des BfN.

- HOYER, U., B. LEMNITZER & K.-J. HÜLSBERGEN (2007): Einfluss des Ökologischen Landbaus auf unterschiedliche Humuspools im Boden und Schlussfolgerungen zur Humusbilanzierung. In: ZIKELI, S., W. CLAUPEIN, S. DABBERT, B. KAUFMANN, T. MÜLLER & A. VALLE ZÁRATE: Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau: 9-12.
- HOYER, U., B. LEMNITZER, R. BRANDHUBER & K.-J. HÜLSBERGEN (2006): Einfluss des ökologischen Landbaus auf Humusgehalte und biologische Aktivität von Ackerböden. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 18: 312-313.
- HOYER, U., C. BROCK, K.-J. HÜLSBERGEN & G. LEITHOLD (2006): Development of a method for balancing soil organic matter in organic agriculture for practical application. In: C.B. ANDREASEN et al. (Hrsg.): Proceedings of the European Joint Organic congress "Organic Farming and European Development", Odense (DK), 270-271.
- HOYER, U., H.-J. REENTS & K.-J. HÜLSBERGEN (2007): Einfluss der Bewirtschaftung auf Humuspools und Humusbilanzen in landwirtschaftlich genutzten Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft.
- HOYER, U., H.-J. REENTS & K.-J. HÜLSBERGEN (2008): Differences in carbon stocks in organically and conventionally managed fields. In: ABioDoc/enita Clermont-Ferrand (Hrsg.): Organic agriculture and climate change, Tagung in Clermont-Ferrand (F), 17./18.04.2008, CD.
- HOYER, U., H.-J. REENTS & K.-J. HÜLSBERGEN (2008): Indicators for the evaluation of soil organic matter and their application in organic and conventional farming systems.
- HOYER, U., S. PAPAJA, C. LAMMER, H.J. REENTS & K.-J. HÜLSBERGEN (2007): Wirkungen pflugloser Grundbodenbearbeitung in einem ökologischen Ackerbausystem. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 19: 292-293.
- KRAWUTSCHKE, M. (2007): Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf Gehalt und Dynamik der organischen Bodensubstanz in Ackerböden sowie deren Bedeutung für die Humusbilanzierung. Masterarbeit, Univ. Giessen.
- LAMMER, C. (2007): Differenzierung von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen anhand von Humusmerkmalen. Diplomarbeit, Univ. München/Freising.
- LEITHOLD, G., C. BROCK, U. HOYER & K.-J. HÜLSBERGEN (2007): Anpassung der Humusbilanzierung an die Bedingungen des ökologischen Landbaus. In: KTBL (eds.): Bewertung ökologischer Betriebssysteme. KTBL, Darmstadt, p. 24-50.
- SCHULZ, F., BROCK, C. & G. LEITHOLD (2008): Effects of farm type and different intensities of soil tillage on cash crop yields and soil organic matter. In: Tagungsband zur 2. ISOFAR-Konferenz „Cultivating the future based on science“, Vol. 1: 580-583.