



Publikationen des Umweltbundesamtes

Ermittlung von Optimal- gehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG

Forschungsprojekt im Auftrag des
Umweltbundesamtes
FuE-Vorhaben
Förderkennzeichen 202 71 264

Prof. Dr. G. Wessolek
Prof. Dr. M. Kaupenjohann
Dr. P. Dominik
K. Ilg

A. Schmitt
Technische Universität Berlin

Prof. Dr. J. Zeitz
F. Gahre
Humboldt-Universität zu Berlin

Dr. E. Schulz
Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH

Dr. R. Ellerbrock
Dr. J. Utermann
Dr. O. Düwel
Dr. C. Siebner
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts-
und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.
Bundesanstalt für Geowissenschaften und
Rohstoffe(BGR)

April 2008

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

- Bodenschutz -
UFOPLAN 202 71 264

**Ermittlung von Optimalgehalten an
organischer Substanz
landwirtschaftlich genutzter Böden
nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG**

von

Technische Universität Berlin

Prof. Dr. G. Wessolek

Prof. Dr. M. Kaupenjohann

Dr. P. Dominik

K. Ilg

A. Schmitt

Humboldt-Universität zu Berlin

Prof. Dr. J. Zeitz

F. Gahre

Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH

Dr. E. Schulz

*Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts-
und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.*

Dr. R. Ellerbrock

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe(BGR)

Dr. J. Utermann

Dr. O. Düwel

Dr. C. Siebner

Im Auftrag des Umweltbundesamtes
April, 2008

1.	Berichtsnummer UBA-FB	2.		3.	
4.	Titel des Berichts Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG				
5.	Autor(en), Name(n), Vorname(n) Wessolek, Gerd Kaupenjohann, Martin Dominik, Peter Ilg, Katrin Schmitt, André Zeitz, Jutta Gahre, Florian Schulz, Elke Ellerbrock, Ruth			8.	Abschlussdatum 29.02.2004
				9.	Veröffentlichungsdatum
				10.	UFOPLAN-Nr. 202 71 264
				11.	Seitenzahl 163 (Text) & 37 (Verzeichnisse & Anlagen)
				12.	Literaturangaben 414
6.	Durchführende Institution (Name, Anschrift) Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie Salzufer 12, 10587 Berlin Humboldt-Universität zu Berlin UFZ GmbH ZALF e.V.			13.	Tabellen 30 (Text) & 4 im Anhang
				14.	Abbildungen 43 & 1 im Anhang
7.					
	Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin				
15.	Zusätzliche Angaben				
16.	Kurzfassung: Ziel dieses Vorhabens war es i) standorttypische Gehalte an organischer Bodensubstanz (OBS), deren Erhaltung durch die Landwirtschaft im Bundesbodenschutzgesetz gefordert wird, zu ermitteln; ii) optimale Humusgehalte zu definieren; sowie iii) die Rolle der OBS im Rahmen der Klimadiskussion (C-Senken/Quellenfunktion) zu bewerten. Untergliedert nach Textur und klimatischer Wasserbilanz werden Mittelwerte und Standardabweichungen der C_{org}-Gehalte deutscher Ackerböden tabellarisch dargestellt; sie sind Ergebnisse einer Analyse von Datenbanken und Literaturdaten. In einem C_{org}-Schätzrahmen wird zusätzlich die Wirkung unterschiedlicher Düngungsintensität einbezogen. Es werden die Konzepte vorgestellt, welche bislang international verfolgt wurden, um optimale OBS-Gehalte zu definieren. Hier wird darunter derjenige OBS-Gehalt verstanden, welcher optimale landwirtschaftliche Erträge ermöglicht, ohne andere Bodenfunktionen übermäßig zu beeinträchtigen. Eine Obergrenze für OBS müsste demnach übermäßige N-Mineralisierung vermeiden, während eine Untergrenze die Stabilität des Bodengefüge sowie seine Puffer- und Lebensraumfunktion für Bodenorganismen sichern müsste. Jedoch ist die Beziehung zwischen C_{org} und N-Mineralisierung selbst bei gegebenem Standort und Nutzung nicht eng genug, um daraus einen oberen Grenzwert für C_{org} ableiten zu können. Gemessen am jährlichen CO₂-Ausstoß Deutschlands ist die (durch veränderte Bewirtschaftung) zusätzlich mögliche C-Speicherung in landwirtschaftlichen Böden gering. Landwirtschaftlich genutzte Moore stellen sogar eine permanente Quelle für CO₂ dar. Sofern sich die klimatische Wasserbilanz zukünftig (im Zuge des Klimawandels) verringert, muss mit abnehmenden OBS-Gehalten in landwirtschaftlichen Böden und weiteren CO₂-Freisetzungen gerechnet werden.				
17.	Schlagwörter : optimaler Humusgehalt; organische Bodensubstanz; Bewirtschaftung; Nutzungsintensität; klimatische Wasserbilanz; Bodenart; Bodenfunktion; semiterrestrische Böden; Moorböden; Klimawandel; Simulationsmodelle; Grundwasserflurabstand; Dauerversuche; Humusbilanz; Landwirtschaft; C-Senke; C-Quelle; N-Mineralisierung; Nitrat-Auswaschung; Aggregation; Erosion				
18.	Preis	19.		20.	

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Determination of optimal content of soil organic matter of agriculturally used soils regarding to § 17 (2) No. 7 BBodSchG		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Wessolek, Gerd Kaupenjohann, Martin Dominik, Peter Ilg, Katrin Schmitt, André Zeitz, Jutta Gahre, Florian Schulz, Elke Ellerbrock, Ruth	8. Report Date 29.02.2004	9. Publication Date
	10. UFOPLAN-Ref. No. 202 71 264	11. No. of Pages 163 (text) & 37 (indexes & enclosures)
	12. No. of References 414	13. No. of Tables 30 (text) & 4 (enclosures)
	14. No. of Figures 43 & 1 (enclosures)	
6. Performing Organisation (Name, Address) Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie Salzufer 12, 10587 Berlin Humboldt-Universität zu Berlin UFZ GmbH ZALF e.V.	7. Funding Agency (Name, Address) Federal Environmental Agency, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin	
15. Supplementary Notes		
16. Abstract: The German soil protection act requires farmers to conserve levels of soil organic carbon content (SOCC), which are typical for the site. However, these levels are not yet known or defined. The objective of this study was i) to determine such levels depending on soil, climate and management factors, ii) to define optimum values for SOCC and iii) to assess the significance of SOCC to climate change. Mean values and standard deviations of SOC of German agricultural soils, as revealed by statistical analysis of databases and literature, are presented in a table categorized by soil texture and climatic water budget. Additionally, the effect of different fertilization intensities has been taken into account. Various concepts presented here, have been internationally used to define optimum SOCC. A SOCC, which supports high yields but does not impair other soil functions, is believed to be the optimum SOCC. I.e. the upper threshold would be restricted by an excessive nitrogen mineralization. In contrast, the lower threshold would be orientated to conserve soil structure (aggregate stability, erodibility or infiltration), or to soil functioning as a habitat for soil organisms. However, the correlation between nitrogen mineralization and SOCC is not close enough to justify a threshold for SOCC - not even for a specific site and utilization. Therefore, other parameters and methods are evaluated against their potential suitability for the definition of upper and lower thresholds of SOCC. Compared to the annual CO ₂ emissions, the potential for carbon sequestration (via altered utilization) in German agricultural soils is low. Fen soils under cultivation are a significant and permanent source of CO ₂ . If climate change will reduce the climatic water-balance, one has to reckon with a decrease of SOCC.		
17. Keywords: optimum soil organic matter content; soil organic matter; farm management; management intensity; climatic water-balance; soil texture; soil function; hydromorphic soils; fen soils; climate change; simulation model; groundwater table; long-term field trials; humus balance; agriculture; carbon sink; carbon source; nitrogen mineralization; nitrate leaching; aggregation; erosion		
18. Price	19.	20.

Dank

Unser Dank gilt zunächst den Mitgliedern des Projektbeirates, die diese Arbeit kritisch und konstruktiv begleitet haben:

- Dr. Helmut Döhler, KTBL-Darmstadt
- Prof. Dr. Georg Guggenberger, Universität Halle
- Prof. i.R. Dr. Martin Körschens, UFZ-Leipzig
- Dr. Jürgen Reinhold, Bundesgütegemeinschaft Kompost
- Dr. Jutta Rogasik & Prof. Dr. Ewald Schnug, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, FAL-Braunschweig
- Prof. Dr. Bernhard Scheffer, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
- Dr. Stefanie Siebert, Bundesvereinigung Humus- & Erdenwirtschaft

Weiterhin möchten wir uns bei all jenen WissenschaftlerInnen bedanken, die uns mit eigenen Arbeiten, ihrer Expertise oder sonstigen Informationen unterstützt haben. Soweit sie nicht schon als Mitglieder des Projektbeirats erwähnt wurden, sind hier zu nennen:

- Dr. Hartmut Kolbe, Sächsisches Landesamt für Pflanzenschutz, Leipzig
- Dr. Jürgen Augustin, Inst. für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie, ZALF-Müncheberg
- Dr. Axel Behrendt, ZALF-Müncheberg, Außenstelle Paulinenaue
- Albrecht Bauriegel, Landesamt für Geowissenschaften Brandenburg, Potsdam
- Dr. Gottfried Briemle, Aulendorf
- Prof. Dr. Rüdiger Schultz-Sternberg, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam
- Dr. Andreas Gensior & Dr. Otto Heinemeyer, Institut für Agrarökologie, FAL-Braunschweig
- Prof. Dr. Rolf Nieder, Institut für Geoökologie, TU-Braunschweig
- Prof. Dr. Günther Leithold, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung II, Justus-Liebig-Universität, Giessen
- Prof. i.R. Dr. Dieter Sauerbeck, FAL-Braunschweig
- Prof. i.R. Dr. Konrad Haider, FAL-Braunschweig
- Dr. Peter Capriel, Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising
- Dr. Sabine Heumann, Institut für Bodenkunde, Universität-Hannover

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	VERANLASSUNG	2
1.2	ZIEL DES VORHABENS, KONZEPTIONELLE GRUNDÜBERLEGUNGEN	3
2	STAND DER FORSCHUNG.....	5
2.1	KONZEPTE ZUR ABLEITUNG OPTIMALER HUMUSGEHALTE	5
2.2	BEDEUTUNG DER ORGANISCHEN BODENSUBSTANZ FÜR BODENFUNKTIONEN UND - PROZESSE	13
2.2.1	<i>Einleitung - Zum Aufbau dieses Kapitels</i>	<i>13</i>
2.2.2	<i>Die Umwandlungsprozesse der OBS</i>	<i>15</i>
2.2.3	<i>Energie- und Kohlenstoffquelle für Bodenorganismen</i>	<i>16</i>
2.2.4	<i>Bodentemperatur.....</i>	<i>17</i>
2.2.5	<i>Aggregierung</i>	<i>17</i>
2.2.6	<i>Erodierbarkeit.....</i>	<i>19</i>
2.2.7	<i>Porengrößenverteilung</i>	<i>20</i>
2.2.8	<i>Speicherung und Freisetzung von Nährstoffen</i>	<i>21</i>
2.2.9	<i>Direkte Einflüsse auf das Pflanzenwachstum.....</i>	<i>22</i>
2.2.10	<i>Auswaschung von Stickstoff</i>	<i>22</i>
2.2.11	<i>Redoxpotenzial</i>	<i>23</i>
2.2.12	<i>Freisetzung klimarelevanter Gase</i>	<i>24</i>
2.2.13	<i>Kationenaustauschkapazität (KAK).....</i>	<i>26</i>
2.2.14	<i>pH-Pufferung</i>	<i>27</i>
2.2.15	<i>Bindung von Schwermetallen.....</i>	<i>27</i>
2.2.16	<i>Festlegung organischer Schadstoffe</i>	<i>29</i>
2.2.17	<i>Abbau organischer Schadstoffe.....</i>	<i>30</i>
2.3	EINFLUSS DER STANDORTFAKTOREN AUF DIE ORGANISCHE BODENSUBSTANZ.....	31
2.3.1	<i>Qualitative Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und OBS</i>	<i>31</i>
2.3.2	<i>Quantitative Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und OBS</i>	<i>32</i>
2.4	EINFLUSS LANDWIRTSCHAFTLICHER BEWIRTSCHAFTUNGSMAßNAHMEN AUF DIE ORGANISCHE BODENSUBSTANZ	35
2.4.1	<i>Wechsel der Landnutzung</i>	<i>35</i>
2.4.2	<i>Düngung.....</i>	<i>36</i>
2.4.3	<i>Fruchtarten</i>	<i>37</i>
2.4.4	<i>Bodenbearbeitung – konventionell und konservierend im Vergleich.....</i>	<i>39</i>
2.4.5	<i>Landbausysteme – konventionelle und ökologische Landwirtschaft im Vergleich.....</i>	<i>43</i>
2.5	METHODEN ZUR CHARAKTERISIERUNG DER ORGANISCHEN BODENSUBSTANZ.....	44
2.6	MODELLE ZUM C- BZW. N-KREISLAUF	46
2.7	INHALTE DES INTEGRATIONSPROJEKTES IM RAHMEN DES DFG SPP-1090 „BÖDEN ALS QUELLEN UND SENKEN FÜR CO ₂ “	51
3	IST-ZUSTAND: HUMUSKLASSEN IN OBERBÖDEN DEUTSCHLANDS - LÄNDERÜBERGREIFENDE AUSWERTUNG VON PUNKTINFORMATIONEN IM FISBO BGR.....	52
3.1	EINLEITUNG UND ZIEL	52
3.2	METHODIK.....	52
3.3	ERGEBNISSE.....	54
4	ABLEITUNG VON OPTIMALGEHALTEN AN OBS	61
4.1	ABLEITUNG EINER OBERGRENZE AN OBS	61
4.1.1	<i>Auswertung von Dauerversuchen</i>	<i>62</i>
4.1.2	<i>N-Mineralisierung im Fuhrberger Feld.....</i>	<i>67</i>
4.1.3	<i>N-Mineralisierung auf langjährig begüllten Flächen</i>	<i>69</i>
4.2	ABLEITUNG EINER UNTERGRENZE AN OBS	73
5	SCHÄTZRAHMEN FÜR ORGANISCHEN KOHLENSTOFF IN TERRESTRISCHEN ACKERBÖDEN .	75
5.1	DATENGRUNDLAGE	76
5.2	C _{ORG} -GEHALTE FÜR VERSCHIEDENE GEOLOGISCHE AUSGANGSSUBSTRATE	76

5.3	C _{ORG} -GEHALTE FÜR EINZELNE BUNDESLÄNDER MIT UNTERSCHIEDLICHEM KLIMA.....	77
5.4	C _{ORG} -GEHALT ALS FUNKTION VON KLIMA UND BODENART	80
5.5	ABLEITUNG EINES C _{ORG} -SCHÄTZRAHMENS.....	83
6	SONDERFALL: ORGANISCHE SUBSTANZ HYDROMORPHER BÖDEN.....	88
6.1	MOORE	88
6.2	SEMITERRESTRISCHE BÖDEN	92
7	BÖDEN IM RAHMEN DER KLIMADISKUSSION.....	97
7.1	TREIBHAUSGASSENKE: TERRESTRISCHE ACKER- BZW. GRÜNLANDBÖDEN UNTER DIFFERENZIERTER BEWIRTSCHAFTUNGSINTENSITÄT	99
7.1.1	<i>Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat</i>	99
7.1.2	<i>Umwidmung von Ackerland in Grünland und vice versa.....</i>	104
7.2	TREIBHAUSGASQUELLE: SEMITERRESTRISCHE BÖDEN UND INSBESONDERE GENUTZTE MOORE	104
7.3	EINFLUSS VON ZUKÜNFTIGEN KLIMAÄNDERUNGEN AUF DIE KOHLENSTOFF-QUELLEN-/ SENKENFUNKTION LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER BÖDEN	111
8	ABSCHLIEßENDE BETRACHTUNG UND AUSBLICK.....	121
9	ZUSAMMENFASSUNG.....	124
10	LITERATUR	126
11	ANHÄNGE.....	I
11.1	ANHANG 1: METHODEN ZUR CHARAKTERISIERUNG DER OBS	II
11.1.1	<i>Gesamtgehalt des Kohlenstoffes</i>	VI
11.1.2	<i>Huminstoffanalyse / -fraktionierung</i>	IX
11.1.3	<i>Kohlenstoff-Mineralisierung, Respiration, Basalatmung.....</i>	XI
11.1.4	<i>Mikrobielle Biomasse.....</i>	XII
11.1.5	<i>Thermogravimetrische Bodenanalyse</i>	XVII
11.1.6	<i>Fourier-Transformierte-Infrarot-Spektroskopie bzw. Infrarot-Spektroskopie.....</i>	XIX
11.1.7	<i>Kernmagnetische Resonanzspektroskopie (1H- bzw. 13C-NMR)</i>	XXI
11.1.8	<i>Pyrolyse-Gaschromatographie-Massenspektrometrie</i>	XXIII
11.1.9	<i>Heisswasserlöslicher Kohlenstoff</i>	XXV
11.1.10	<i>Phosphatpufferextrakt.....</i>	XXVII
11.1.11	<i>Kaltwasser extrahierbare organische Substanz</i>	XXVIII
11.1.12	<i>Permanganat-Methode.....</i>	XXIX
11.1.13	<i>Physikalische Trennverfahren (Dichtefractionen und partikuläre organische Substanz).....</i>	XXXI
11.1.14	<i>Französische Norm XP U 44-162 - Methode zur Fraktionierung und Bestimmung der biologischen Stabilität von Bodenverbesserungsmitteln und Kultursubstraten</i>	XXXIV
11.2	ANHANG 2: ÜBERSICHT DER VERWENDETEN DAUERVERSUCHE (TEIL I)	XXXVI
11.3	ANHANG 3: ÜBERSICHT DER VERWENDETEN DAUERVERSUCHE (TEIL II).....	XXXVII

Abbildungsverzeichnis

ABB. 2-1:	C_{INERT} IN ABHÄNGIGKEIT VOM TONGEHALT (AUS KÖRSCHENS UND SCHULZ, 1999).....	8
ABB. 2-2:	MINERALISIERBARER (C_{UMS}) UND INERTER (C_{INERT}) KOHLENSTOFF IN VERSCHIEDENEN DAUERVERSUCHEN (AUS KÖRSCHENS UND SCHULZ, 1999)	9
ABB. 2-3:	STICKSTOFFBILANZ VERSCHIEDENER VARIANTEN DES STATISCHEN DAUERVERSUCHS BAD LAUCHSTÄDT (AUS KÖRSCHENS UND SCHULZ, 1999)	10
ABB. 2-4:	ORIENTIERUNGSWERTE FÜR DEN C_{ORG} -GEHALT GRUNDWASSERFERNER STANDORTE (AUS KÖRSCHENS UND SCHULZ (1999))	11
ABB. 2-5:	VERGLEICH DER ABHÄNGIGKEIT DER ERODIERBARKEIT VON C_{ORG} NACH DATEN VON SCHWERTMANN ET AL. (1987) UND MALINDA (1995).....	19
ABB. 2-6:	MITTLERE VERÄNDERUNG DER C-GEHALTE IN 0-15 CM IM A_p EINES PHAEOZEMS (KANADISCHE PRÄRIE) NACH GRÜNDLANDUMBRUCH UND ACKERNUTZUNG (PROBENAHME VOR DER ERNTE) (MONREAL UND JANZEN, 1993).	36
ABB. 2-7:	C-GEHALTE IM A_p EINER FAHLERDE NACH 30 JAHREN UNTERSCHIEDLICHER MINERAL- UND STALLMISTDÜNGUNG (VERÄNDERT NACH ANDERSON UND DOMSCH, 1993)	37
ABB. 2-8:	ABHÄNGIGKEIT DER C_{ORG} -VERHÄLTNISSE ZWISCHEN KONSERVIERENDER UND KONVENTIONELLER BEARBEITUNG UND TIEFE. DS=DIREKTSAAAT; MB=MINIMALBODENBEARBEITUNG (BALESDENT, 1999; BALL ET AL., 1989; BLEVINS ET AL., 1982; CABRERA, 1993; CARVAHLO UND BASCH, 1995; DICK, 1983; DORAN, 1980; DOUGLAS, 1986; DOUGLAS UND GOSS, 1982; FRANZLUEBBERS, 2002; GIRALDEZ ET AL., 1995; GROCHOLL, 1991; HAVLIN ET AL.; 1990; KAY UND VANDENBYGAART, 2002; KERN UND JOHNSON, 1993; RASMUSSEN UND ROHDE, 1988; SEYFARTH ET AL., 1999; SIX ET AL., 1998; SOANE ET AL., 1990; TACHANDRPHONGS UND DAVIDSON, 1970)	40
ABB. 2-9:	C_{ORG} -VORRÄTE IM VERGLEICH ZWISCHEN BEI KB UND PB IM PFLUGHORIZONT; DS=DIREKTSAAAT, MB=MINIMALBODENBEARBEITUNG (BALESDENT ET AL., 2000; BAUER UND BLACK, 1981; BLEVINS ET AL., 1983; CARVAHLO UND BASCH, 1995; DICK ET AL., 1991; FRANZLUEBBERS, 2002; GIRALDEZ ET AL., 1995; GROCHOLL, 1991; HAVLIN ET AL.; 1990; KAY UND VANDENBYGAART, 2002; RASMUSSEN UND ROHDE, 1988; SEYFARTH ET AL., 1999; SIX ET AL., 1998)	41
ABB. 2-10:	POOLS UND STOFFFLÜSSE BEIM OBS-UMSATZ (NACH FRANKO, 1997).....	46
ABB. 3-1:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNGEN DER DREI HAUPTNUTZUNGSARTEN ACKER, GRÜNLAND UND FORST BASIEREND AUF BUNDESWEIT VORLIEGENDEN PUNKT-/PROFILDATEN	55
ABB. 3-2:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER NACH HAUPTNUTZUNGEN UNTERSCHIEDENEN HUMUSKLASSEN (NACH KA5) IN BÖDEN AUS SANDEN, KLIMAREGION 33	57
ABB. 3-3:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER NACH HAUPTNUTZUNGEN UNTERSCHIEDENEN HUMUSKLASSEN (NACH KA5) IN BÖDEN AUS LÖSSEN, KLIMAREGION 33	57
ABB. 3-4:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER NACH HAUPTNUTZUNGEN UNTERSCHIEDENEN HUMUSKLASSEN (NACH KA5) IN BÖDEN AUS TONGESTEINEN, KLIMAREGION 34	58
ABB. 3-5:	FLÄCHENHAFT E D ARSTELLUNG KLASSIFIZIERTER UND NACH NUTZUNG, KLIMAREGIONEN SOWIE GRUPPEN VON BODENAUSGANGSGESTEINEN DIFFERENZIIERTER HUMUSGEHALTE (KA5) (KARTENGRUNDLAGE: ENTWURF DER NUTZUNGSDIFFERENZIIERTEN BODENÜBERSICHTSKARTE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND).....	59
ABB. 4-1:	N-AUSTRAG (NACH GL. 11) IM DAUERVERSUCH LAUTERBACH (ACKERVARIANTEN 1976-1987) IN ABHÄNGIGKEIT VOM C_{ORG} -GEHALT.	62
ABB. 4-2:	MITTLERE NITRATKONZENTRATION DES SICKERWASSERS IM DAUERVERSUCH LAUTERBACH (ACKERVARIANTEN 1976-1987) IN ABHÄNGIGKEIT VOM C_{ORG} -GEHALT.	63
ABB. 4-3:	DURCHSCHNITTSERTRÄGE IM DAUERVERSUCH LAUTERBACH (ACKERVARIANTEN 1976-1987) IN ABHÄNGIGKEIT VOM C_{ORG} -GEHALT.	64
ABB. 4-4:	MITTLERE NITRATKONZENTRATION DES SICKERWASSER IM DAUERVERSUCH LAUTERBACH (ACKERVARIANTEN 1976-1987) IN ABHÄNGIGKEIT VON DER N-DÜNGUNG.	65
ABB. 4-5:	DURCHSCHNITTSERTRÄGE IM DAUERVERSUCH LAUTERBACH (ACKERVARIANTEN 1976-1987) IN ABHÄNGIGKEIT VON DER N-DÜNGUNG.	66
ABB. 4-6:	VERGLEICH DER ÜBER DIE TEMPERATURABHÄNGIGKEIT DER N-MINERALISATION SIMULIERTEN WERTE MIT IM FELD GEMESSENER N-MINERALISATION (AUS HEUMANN, 2003).	68
ABB. 4-7:	ABHÄNGIGKEIT DER RATENKONSTANTE DER LANGSAMEN FRAKTION (K_{SLOW}) DER N-MINERALISIERUNG IM LABOR VOM C/N-QUOTIENTEN (AUS SPRINGOB UND KIRCHMANN, 2003).	69
ABB. 4-8:	N_{MIN} -GEHALTE AUF MINERALISCH (M) ODER MIT GÜLLE (G) GEDÜNGTEN FLÄCHEN EINES DAUERVERSUCHS IM NOVEMBER 1989 NACH UNTERSCHIEDLICHEN VORFRÜCHTEN (AUS HOEGEN UND WERNER (1991)).....	70

ABB. 4-9:	N-MINERALISIERUNG (ANAEROB, 7D, IM LABOR) IM GRÜNLAND-DAUERVERSUCH GUMPENSTEIN FÜR VERSCHIEDENE TIEFENSTUFEN. DER JEWEILS NIEDRIGERE WERT (SOWOHL N-MINERALISIERUNG ALS AUCH C_{ORG}) STELLT DIE UNGEDÜNGTE KONTROLLE, DER HÖHERE DIE HÖCHSTE GÜLLE-VARIANTE ($480 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) DAR. (NACH KANDELER ET AL. (1994), TROCKENRAUMDICHTES GESCHÄTZT).....	72
ABB. 5-1:	DIE WICHTIGSTEN FAKTOREN, DIE DEN HUMUSGEHALT IM BODEN BEEINFLUSSEN	75
ABB. 5-2:	C_{ORG} -GEHALTE DER BDF NIEDERSACHSENS NACH BODENART DIFFERENZIERT (N=ANZAHL DER BDF) (OVERESCH ET AL., 2002)	79
ABB. 5-3:	C_{ORG} -GEHALTE IM BODEN ALS FUNKTION VON KWB UND BODENART (DG2).....	80
ABB. 5-4:	WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN C_{ORG} -GEHALTEN (AM ENDE DES DAUERVERSUCHES) UND FEINANTEILEN IM BODEN FÜR UNTERSCHIEDLICHE JAHRESNIEDERSCHLÄGE	81
ABB. 5-5:	VERGLEICH VERSCHIEDENER ERGEBNISSE FÜR DIE ABHÄNGIGKEIT DES C_{ORG} -GEHALTS VOM JAHRESNIEDERSCHLAG FÜR SANDBÖDEN	82
ABB. 5-6:	C_{ORG} -GEHALTE ALS FUNKTION DER NIEDERSCHLÄGE (AUS SPRINGOB ET AL., 2001)	83
ABB. 6-1:	MOORHÖHENVERLUST UNTER ACKERNUTZUNG IN ABHÄNGIGKEIT VOM REGENFAKTOR (NACH EGGELSMANN, 1978, ERGÄNZT, IN: BRIEMLE, 1986)	91
ABB. 6-2:	C_{ORG} -GEHALTE IN GRUNDWASSERSTUFEN (EIGENE BERECHNUNG AUF DATENGRUNDLAGE DES LGRB, 2003)	93
ABB. 6-3:	C_{ORG} -GEHALTE IN GRUNDWASSERSTUFEN FÜR DIE BODENART SAND (EIGENE BERECHNUNG AUF DATENGRUNDLAGE DES LGRB, 2003)	94
ABB. 6-4:	C_{ORG} -GEHALTE IN GRUNDWASSERSTUFEN FÜR DIE BODENART LEHM (EIGENE BERECHNUNG AUF DATENGRUNDLAGE DES LGRB, 2003)	95
ABB. 6-5:	C_{ORG} -GEHALTE IN GRUNDWASSERSTUFEN FÜR DIE BODENART TON (EIGENE BERECHNUNG AUF DATENGRUNDLAGE DES LGRB, 2003)	96
ABB. 7-1:	ABLEITUNG DES ANZUSTREBENDEN GRUNDWASSERFLURABSTANDES UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES TROCKENMASSEERTRAGES, DER TORFMINERALISATION UND DER SPURENGASEMISSION (NACH RENGIER ET AL., 2003).....	110
ABB. 7-2:	PROGNOSTIZIERTE ÄNDERUNG DER KLIMATISCHEN WASSERBILANZ FÜR DIE DWD-STATION BURG .	112
ABB. 7-3:	DIE KLIMATISCHE WASSERBILANZ FÜR POTSDAM IN DEN SOMMERMONATEN ÜBER 100 JAHRE (WESSOLEK ET AL., 1998).....	113
ABB. 7-4:	VERLUST AN UMSETZBAREN KOHLENSTOFF [t ha^{-1}] DURCH KLIMAÄNDERUNG IN SANDBÖDEN BRANDENBURGS	115
ABB. 7-5:	VERÄNDERUNG DES VERHÄLTNISSSES VON C_{UMS}/C_{ORG} INFOLGE VON KLIMAÄNDERUNGEN IN SANDBÖDEN BRANDENBURGS	116
ABB. 7-6:	MITTLERER JÄHRLICHER FLÄCHENBEZOGENER C-VERLUST DURCH PROGNOSTIZIERTE KLIMAÄNDERUNG (+1.5K, -50MM NIEDERSCHLÄGE) VON GESCHIEBEDECKSANDEN IM VERGLEICH ZU MOOREN IM RAUM BRANDENBURG	117
ABB. 7-7:	CO_2 -C-FREISETZUNG IM NIEDERMOOR (ERDFEN) UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER KLIMAÄNDERUNG (KWB VERRINGERT SICH UM 100 MM (WESSOLEK ET AL., 1999))	118
ABB. 7-8:	MITTLERER JÄHRLICHER ABSOLUTER C-VERLUST DURCH PROGNOSTIZIERTE KLIMAÄNDERUNG (+1.5 °K, -50MM NIEDERSCHLÄGE) VON GESCHIEBEDECKSANDEN IM VERGLEICH ZU MOOREN FÜR DIE GRUNDWASSERSTÄNDE 30 CM (A) UND 70 CM (B) UNTER GOF FÜR DEN RAUM BRANDENBURG.....	119

Tabellenverzeichnis

TAB. 2-1:	AUSWIRKUNG VERSCHIEDENER VON DER OBS BEEINFLUSSTER PROZESSE UND KENNGRÖßEN AUF NATÜRLICHE BODENFUNKTIONEN UND DIE PRODUKTIONSFUNKTION NACH BBODSCHG §2.....	14
TAB. 2-2:	TREIBHAUSPOTENZIAL VERSCHIEDENER TREIBHAUSGASE (IPCC, 2001).....	24
TAB. 2-3:	FAKTOREN DER PEDOTRANSFERFUNKTIONEN FÜR DIE SORPTION VON SCHWERMETALLEN, ENTSPRECHEND OBIGER GLEICHUNG (NACH GÄTH UND SCHUG, 2000)	28
TAB. 2-4:	LITERATURÜBERSICHT BZGL. DES ZUSAMMENHANGS ZWISCHEN OBS UND STANDORTFAKTOREN (AUSWAHL)	34
TAB. 2-5:	ÜBERSICHT ZU BODEN-EINGABEDATEN VERSCHIEDENER OBS-SIMULATIONSMODELLE.....	48
TAB. 2-6:	ÜBERSICHT ZU NUTZUNGS-EINGABEDATEN VERSCHIEDENER OBS-SIMULATIONSMODELLE.....	49
TAB. 2-7:	ÜBERSICHT ZU BODEN-AUSGABEDATEN VERSCHIEDENER OBS-SIMULATIONSMODELLE.....	50
TAB. 3-1:	ERLÄUTERUNG DER EUROPÄISCHEN KLIMAREGIONEN NACH FINKE ET AL. (1998).....	53
TAB. 3-2:	HUMUSKLASSEN NACH BODENKUNDLICHER KARTIERANLEITUNG (KA5)	54
TAB. 3-3:	AUSGEWÄHLTE BEISPIELE DIFFERENZIERT AUSGEWERTETER HUMUSGEHALTE IN OBERBÖDEN DEUTSCHLANDS	55
TAB. 3-4:	AUSGEWÄHLTE BEISPIELE RELATIVER HÄUFIGKEITEN DER HUMUSGEHALTE DIFFERENZIERT AUSGEWERTETER EINHEITEN	56
TAB. 4-1:	BESTIMMTHEITSMAßE DER KORRELATION DES N-SALDOS ÜBER C _{ORG} BZW. DER N-DÜNGUNG IN AUSGEWÄHLTEN DAUERVERSUCHEN.	66
TAB. 4-2:	N-MINERALISIERUNG UNTERSCHIEDLICH STARK BEGÜLLTER FLÄCHEN VON PRAXISBETRIEBEN DES MÜNSTERLANDES (PODSOL-GLEYE). JEWEILS MITTELWERTE VON 4 BÖDEN JE GRUPPE (NACH WERNER ET AL. (1985))	71
TAB. 4-3:	UNTERSCHIEDE IM C _{ORG} -GEHALT UND N-MINERALISIERUNG BENACHBARER SCHLÄGE AUF PARABRAUNERDEN VON PRAXISBETRIEBEN NORDRHEIN-WESTFALENS (JEWEILS BEGÜLLT VS. MINERALISCH GEDÜNGT) (SCHERER ET AL., 1988).....	71
TAB. 5-1:	MITTLERE C _{ORG} -GEHALTE (GEW-%) VON ACKERBÖDEN IN DEUTSCHLAND (DG1)	77
TAB. 5-2:	„GERINGE“, „MITTLERE“ UND „HOHE“ C _{ORG} -GEHALT FÜR VERSCHIEDENE GEOLOGISCHE AUSGANGSSUBSTRATE (DG1)	77
TAB. 5-3:	MITTLERE C _{ORG} -GEHALTE VON ACKERBÖDEN AUSGEWÄHLTER REGIONEN (DG1) UND KLIMATISCHE WASSERBILANZEN (KWB)	78
TAB. 5-4:	DIE VERWENDETEN DÜNGUNGSSTUFEN FÜR DEN C _{ORG} -SCHÄTZRAHMEN	84
TAB. 5-5:	C _{ORG} -SCHÄTZRAHMEN FÜR UNTERSCHIEDLICHE BÖDEN, KLIMABEDINGUNGEN UND DÜNGUNG (DG2 UND DG3).....	85
TAB. 5-6:	SCHÄTZRAHMEN FÜR C _{ORG} -UNTERGRENZEN BEI EINER EXTENSIVEN BEWIRTSCHAFTUNG FÜR UNTERSCHIEDLICHE BÖDEN UND KLIMABEDINGUNGEN	86
TAB. 5-7:	SCHÄTZRAHMEN ÜBER C _{ORG} -OBERGRENZEN BEI EINER INTENSIVEN BEWIRTSCHAFTUNG FÜR UNTERSCHIEDLICHE BÖDEN UND KLIMABEDINGUNGEN	87
TAB. 6-1:	EINTEILUNG DER GRUNDWASSERSTUFEN	92
TAB. 7-1:	ÜBERSICHT POTENZIELLER C-SPEICHERUNGSMAßNAHMEN (NACH ECCP, 2003)	98
TAB. 7-2:	LITERATURÜBERSICHT ZU C- BZW. CO ₂ -SPEICHERUNGSPOTENZIALEN IN ACKERBAULICH GENUTZTEN BÖDEN	103
TAB. 7-3:	CO ₂ -C-FREISETZUNGSRATEN ENTWÄSSERTER NIEDERMOORBÖDEN (NACH KLUGE, 2003).....	105
TAB. 7-4:	N ₂ O-EMISSIONEN AUS NORDOSTDEUTSCHEN NIEDERMOOREN (NACH AUGUSTIN, 1997).....	106
TAB. 7-5:	BEITRAG NIEDERSÄCHSISCHER HOCH- UND NIEDERMOORE ZUM TREIBHAUSEFFEKT (NACH HÖPER UND BLANKENBURG, 2000; IPCC, 2001; EIGENE BERECHNUNG)	108
TAB. 7-6:	GESAMTEMISSIONEN DER NIEDERMOORE BRANDENBURGS (NACH LUA BRANDENBURG, 1999; IPCC, 2001; EIGENE BERECHNUNG).....	108
TAB. 7-7:	GESAMTEMISSIONEN DER MOORE MECKLENBURG-VORPOMMERN (NACH DATEN DES UMWELTMINISTERIUMMV, 2003; IPCC, 2001; EIGENE BERECHNUNG).....	108
TAB. 7-8:	ABSCHÄTZUNG DER AUSWIRKUNGEN VERSCHIEDENER VERNÄSSUNGSSZENARIEN AUF DIE FREISETZUNG KLIMARELEVANTER GASE AUS MOOREN IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (NACH MEYER ET AL., 2001).....	111

Abbildungen im Anhang

ABB. A - 1: BEISPIELHAFTER ARBEITSGANG BEI DER HUMINSTOFFFRAKTIONIERUNG (NACH SCHLICHTING, 1995)... X

Tabellen im Anhang

TAB. A - 1:	FUNKTIONALER ZUSAMMENHANG ZWISCHEN FRAKTIONEN DER OBS UND KRITISCHEN BODENFUNKTIONEN (OBEN). DARAUS LEITET SICH DIE EIGNUNG EINER FRAKTIONEN ZUR ERMITTLUNG DER OBER- BZW. UNTERGRENZE DES OPTIMALGEHALTS AN OBS AB (UNTEN).....	IV
TAB. A - 2:	ÜBERSICHT ÜBER DIE BEWERTUNG DER METHODEN FÜR IHRE EIGNUNG ZUR ABLEITUNG VON OBER- BZW. UNTERGRENZE DES OPTIMALEN GEHALTS AN OBS.....	V
TAB. A - 3:	ÜBERSICHT DER VERWENDETEN DAUERVERSUCHE (TEIL 1)	XXXVI
TAB. A - 4:	ÜBERSICHT DER VERWENDETEN DAUERVERSUCHE (TEIL 2)	XXXVII

Abkürzungsverzeichnis

BBodSchG	Gesetz zum Schutz des Bodens und zur Sanierung von Altlasten – Bundes-Bodenschutzgesetz in der Fassung vom 1998
BDF	Bodendauerbeobachtungsfläche
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
C _{hwl}	Heißwasserlöslicher Kohlenstoff
C _{inert}	Inerter Kohlenstoff (an Umsatzprozessen weitgehend unbeteiligt)
C _{mik}	Mikrobieller Kohlenstoff
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
C _{ums}	Umsetzbarer Kohlenstoff
DOM	Dissolved Organic Matter
DRIFT	Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform (Spectroscopy)
EDV	Elektronische Datenverarbeitung
ECAF	European Conservation Agriculture Federation
ECCP	European Climate Change Programme
FISBo	Fachinformationssystem Bodenkunde
FT IR	Fourier-Transformierte-Infrarot-Spektroskopie
Gew-%	Gewichtsprozent
GV	Großvieheinheit
IR	Infrarot-Spektroskopie
KAK	Kationenaustauschkapazität
LWK	Landwirtschaftskammer
NIR	Nahes Infrarot (10000-3700 cm ⁻¹)
OBS	Organische Bodensubstanz
OS	Organische Substanz
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenstoffe
POM	Partikuläre Organische Substanz
PTF	Pedotransferfunktion
UBUMENEL	Untersuchung der Böden im direkten Umfeld der UBA-Messstandorte der neuen Länder zur Vervollständigung des bundesweiten Umweltbeobachtungsnetzes
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
Vol-%	Volumenprozent
WEOC	Water Extractable Organic Carbon (Kaltwasserextrahierbare organischer Kohlenstoff)
WEOM	Water Extractable Organic Matter (Kaltwasserextrahierbare organische Substanz)

1 Einleitung

Die organische Bodensubstanz (OBS) macht im Allgemeinen nur wenige Prozent der Festphase von Mineralböden aus. Bei extremen Umweltbedingungen, wie z.B. niedrigen Temperaturen und hoher Wassersättigung im Boden, können die OBS-Gehalte auf mehr als 30% ansteigen, so dass es zur Moorbildung kommt. Böden mit Gehalten von mehr als 30% C_{org} und einer Mächtigkeit von mehr als 3 dm werden als Moore bezeichnet.

Trotz der im Verhältnis zur mineralischen Substanz i.d.R. recht niedrigen Gehalte, die in der Regel bei agrarisch genutzten Böden bei etwa 1 – 2% C_{org} , bei forstlich genutzten Böden bei etwa 0,5 – 10%, ist die OBS jedoch entscheidend für die Aufrechterhaltung einer Vielzahl von Bodenfunktionen. So ist sie Speicher- und Puffermedium für Wasser, Nähr- und Schadstoffe zugleich. Sie dient den Bodenorganismen als Substrat und Lebensraum. Insbesondere auf sandigen Standorten trägt sie ganz wesentlich zum Nähr- und Schadstoffbindungsvermögen der Böden bei und verbessert deren Wasserspeicherkapazität. Sie ist bodenstrukturbildend und wirkt aggregatstabilisierend. Dadurch schafft sie Lebensräume für Bodenorganismen einerseits und erhöht die Resistenz gegenüber Bodenerosion andererseits. Darüber hinaus nimmt die organische Substanz als C-Speicher eine wichtige Funktion im C-Kreislauf ein und hat damit einen erheblichen Einfluss auf die klimarelevanten Gase wie CO_2 und CH_4 .

In den Böden der Erde sind schätzungsweise 1500 Pg (1 Pg (Petagramm) = 10^{15} g) organischer Kohlenstoff allein im ersten Meter gespeichert (Schlesinger 1999), etwa die Hälfte davon in den oberen 30 cm. In der pflanzlichen Biomasse der Erde finden sich dagegen etwa 500 Pg Kohlenstoff gespeichert (Schlesinger 1999). Nimmt man auch die in Bodentiefen unterhalb einem Meter gespeicherten Kohlenstoffvorräte hinzu, dann machen Böden etwa 80% des terrestrischen Kohlenstoffspeichers aus. Eine Erhöhung der Kohlenstoffvorräte in den oberen 30 cm des Bodens um nur 0,1% würde bei durchschnittlicher Lagerungsdichte der Böden von $1,5 \text{ kg dm}^{-3}$ einer Bindung von etwa 15 t CO_2 je ha entsprechen. Böden sind daher im Rahmen der Klimadiskussion als potenzielle Senken für das global ansteigende CO_2 anzusehen.

Aus den Zusammenhängen zwischen OBS und Bodenfunktionen wird häufig gefolgert, dass steigende Humusgehalte die Leistungsfähigkeit von Böden verbessern. Standort-untypische hohe Gehalte an OBS können sich u.U. jedoch auch negativ auf Bodenfunktionen auswirken. Der Boden erfüllt beispielsweise dann seine Funktion als Puffermedium nicht mehr, wenn infolge zu hoher OBS-Gehalte größere Mengen an Stickstoff unkontrolliert freigesetzt und ausgewaschen werden. Innerhalb der Eckpunkte einer Über- und einer Unterversorgung wird sich ein Bereich einer optimalen C-Versorgung der Böden befinden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte der organischen Substanz in Böden in Abhängigkeit der Bodenbewirtschaftung

unterschiedlich sind. Grünlandnutzung führt im Vergleich mit ackerbaulicher Nutzung zu höheren Gehalten an OBS, intensive Bodenbearbeitung verringert die OBS-Gehalte. So gelten Hackfrüchte im Allgemeinen als „Humuszehrer“ während die Getreidearten die Humusvorräte der Böden schonen (Geissler 1980).

Diese wenigen Beispiele zeigen auf, dass die standörtlichen C_{org} -Gehalte der Böden von vielen Faktoren abhängen und Anlass geben, eine übergreifende Auswertung vorzunehmen.

1.1 Veranlassung

Das BBodSchG fordert in § 17 für die „Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft“, dass der standorttypische Humusgehalt erhalten wird. Solche standorttypischen Humusgehalte sind jedoch bisher höchstens für ausgewählte Standorte bekannt, wie z.B. Dauerversuchsstandorte. Noch weniger Vorstellungen und Vorschläge gibt es für optimale Gehalte an OBS in Böden. Entsprechend dem Zweck des BBodSchG, die Funktionen des Bodens zu schützen oder wiederherzustellen, hat daher das Umweltbundesamt mit dem vorliegenden Vorhaben den Auftrag erteilt, auf der Grundlage von Literaturlauswertungen optimale Gehalte an OBS für landwirtschaftlich genutzte Böden abzuleiten. Auf Basis solcher Gehalte lassen sich dann weitere notwendige Ableitungen und Maßnahmen begründen. Hierzu zählen z.B. Regelungen zur Verwertung organischer Abfälle bzw. zur landwirtschaftlichen Bodennutzung als Voraussetzung für die Allokierung von Agrarsubventionen im Rahmen von „cross compliance“.

Auf nationaler und internationaler Ebene kommt dem Thema zunehmende Bedeutung zu. So ist die organische Substanz in Böden auch ein wichtiges Thema auf der EU-Ebene. Im Rahmen der Entwicklung einer Strategie hin zu einem umfassenden Bodenschutz wurde dazu eine eigene Arbeitsgruppe unterhalb des „advisory forum“ (AF) eingerichtet (2002 – 2004). Neben der organischen Bodensubstanz sind als weitere wichtige Schwerpunkte des Schutzes von Böden die Kontamination mit Schadstoffen, die Versalzung und die Erosion identifiziert worden. Insbesondere die Böden in den mediterranen Ländern der EU weisen niedrige OBS-Gehalte auf und leiden zusätzlich unter Humusverlusten. Dadurch wird ihre Leistungsfähigkeit weiter vermindert und die Erosionsanfälligkeit steigt an.

Im Hinblick auf die Humusversorgung von Böden ist die Verwertung organischer Abfälle (z.B. mit Klärschlamm oder Bioabfällen) von Bedeutung und zu bewerten, weil mit Blick auf die Versorgung organischer Substanz gegenüber Anreicherungen mittels Pflanzenaufwuchs ein zusätzlicher Eintrag von Schadstoffen verbunden sein kann. Deshalb ist neben der Vermeidung von Schadstoffbelastungen auch zu definieren, wie viel

Kohlenstoff und Stickstoff in welcher Form (Umsetzbarkeit, Nährstoffgehalt) den Böden sinnvollerweise zugeführt werden kann. So lassen sich mögliche Probleme durch eine zu hohe Beaufschlagung mit organischer Substanz vermeiden. Auch dazu bedarf es der Definition optimaler Humusgehalte von Böden.

Schließlich wird im Zusammenhang mit den internationalen Klimavereinbarungen die Sequestration von Kohlenstoff in Böden in Betracht gezogen. Auch dafür ist die Kenntnis des Humusversorgungszustands der Böden unabdingbar und es muss darüber hinaus bekannt sein, mit welchen Bewirtschaftungsmaßnahmen sich der Kohlenstoffvorrat der Böden signifikant und langfristig beeinflussen lässt.

1.2 Ziel des Vorhabens, konzeptionelle Grundüberlegungen

Ziel des Vorhabens ist es, den Humusversorgungszustand der Böden in Deutschland zu kennzeichnen und, soweit als möglich, zu Aussagen über optimale Humusversorgung der Böden zu kommen. Aufgrund der Substrat- und Klimaabhängigkeit der Kohlenstoffversorgung von Böden können derartige „optimale Humusgehalte“ generell nur standortabhängig definiert werden. Für praxistaugliche Regelungen wäre zu prüfen, ob vereinfachende Klassenbildung über Klimaregionen hinweg möglich ist. Neben der Art der Bodennutzung haben auch, Düngung und Bodenbearbeitung starken Einfluss auf den Gehalt an OBS. Daher ist ein Teilziel des Vorhabens, standort- und nutzungsbezogene Richtwerte für „optimale“ Gehalte an OBS, zunächst für landwirtschaftlich genutzte Böden, durch statistische Analyse der in der Literatur verfügbaren Daten abzuleiten. Dabei sollen alle wesentlichen verfügbaren Einflussfaktoren wie z.B. Textur, Klima, Bodennutzung/-bearbeitung etc. berücksichtigt werden. Als Ergebnis ist eine Darstellung der Werte in Klassen angestrebt, in die die landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands eingeordnet werden können. Die Klassifizierung soll einfach und praktikabel sein.

Im Rahmen des Vorhabens sollen des Weiteren die Kohlenstoffsequestrationspotenziale diskutiert werden, die landwirtschaftlich genutzte Böden bei nachhaltiger Bewirtschaftungsweise aufweisen. Dabei ist auch zu prüfen, ob semiterrestrische Böden und Moore unter landwirtschaftlicher Nutzung nicht umgekehrt eine Quelle für CO₂ darstellen.

Das Vorhaben basiert ausschließlich auf der Auswertung der Literatur und eigener verfügbarer Daten; experimentelle Untersuchungen sind in diesem Rahmen nicht vorgesehen.

Zur fachlichen Unterstützung und zur Vernetzung mit relevanten Bereichen ist dem Vorhaben ein Fachbeirat zugeordnet worden. In ihm sollten Konzeption und (Zwischen-) Ergebnisse mit den Projektleitern diskutiert werden, um im Sinne einer

Einleitung

Qualitätssicherung den Ansprüchen von Wissenschaft, Gesetz- und Verordnungsgebung sowie der landwirtschaftlichen Praxis gerecht zu werden.

Konzeptionell ist das Vorhaben in zwei Teile gegliedert: (A) Die Inventur des Ist-Zustands der Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden und (B) die Entwicklung eines Konzepts zur Ableitung optimaler Humusgehalte.

Die zu (A) durchzuführende Datenauswertung soll einen Überblick über typische Gehalte an organischer Bodensubstanz landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland liefern, gegliedert nach Textur der Böden und klimatischen Größen. Neben der Darstellung des Ist-Zustands soll diese Auswertung auch erste Anhaltspunkte zur Einstufung des Humusversorgungszustands liefern. Dazu werden 50% der Standardabweichung vom Mittelwert des Humusgehalts nach unten als „niedrig“ bezeichnet; entsprechende Abweichungen nach oben kennzeichnen „hohe“ Humusversorgung.

Zur Ableitung optimaler Humusversorgung (B) sind grundsätzlich verschiedene Ansätze möglich, die im vorliegenden Vorhaben geprüft wurden.

2 Stand der Forschung

2.1 Konzepte zur Ableitung optimaler Humusgehalte

In Deutschland begann die Diskussion um optimale Humusgehalte 1991 auf dem 4. Kolloquium „Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit“ der Robert-Bosch-Stiftung zum Thema Humushaushalt. Ansätze für Grenz- oder Zielwerte wurden dabei jedoch noch nicht entwickelt (Sauerbeck und Haider, 1992).

In der DDR wurde schon in den siebziger Jahren eine Humusbilanzmethode für landwirtschaftliche Praxisbetriebe verbindlich eingeführt, um die Humusversorgung der Böden zu sichern (Autorenkollektiv, 1977). Körschens (1980) schlug erstmals Soll-Bodenfruchtbarkeitskennziffern für organische Substanz vor.

In der angelsächsischen Literatur zählt der Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) seit der ersten Auflistung eines „minimal data set“ zur Kennzeichnung der Bodenqualität von Larson und Pierce (1991) zu deren unverzichtbaren Indikatoren (Arshad und Martin, 2002).

Kögel-Knabner und Beyer (1995) zählen „optimale Humusgehalte“ zu den Forschungsdefiziten auf dem Gebiet der organischen Substanz und führen dazu an: „Zu berücksichtigen ist auch, dass eine Optimierung des Humusgehalts bei landwirtschaftlich genutzten Böden im Spannungsfeld einer Vielzahl von Ansprüchen an den Boden als Pflanzenproduktionsstandort steht.“

Im Jahr 1998 trat das „Gesetz zum Schutze des Bodens“ (BBodSchG, BGBl. I, G 5702, Nr. 16) in Kraft, nach dessen § 17 (2) 7 es zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft gehört, „der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität erhalten wird.“

Bislang sind noch in keinem untergesetzlichen Regelwerk materielle Kriterien dazu vorgelegt worden. Lediglich für das Aufbringen von Materialien zur Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht gelten in Abhängigkeit von deren Humusgehalt Maximalwerte für die Schichtdicke, aus denen sich Vorräte von 29 bis zu 35 kg Humus m⁻² errechnen lassen, bzw. für die Rekultivierung sind einmalige Gaben von maximal 6,5 kg Kompost-TS m⁻² im Rahmen von LABO-Vollzugshilfen festgelegt (vgl. Seiffert et al., 2003).

Trotz der großen Bedeutung der OBS für zahlreiche Bodenfunktionen wurden bis heute nur wenige Versuche unternommen, kritische OBS-Gehalte bzw. –Vorräte zu definieren

und zu bestimmen (Arshad und Martin, 2002). Die bisher vorliegenden Ansätze folgen nach Carter (2002) zwei unterschiedlichen Strategien:

(1) Nach Arshad und Martin (2002) könnten standorttypische Mittelwerte der OBS-Gehalte als initiale Referenzwerte dienen. Diese seien als Maße für optimale OBS-Versorgung am ehesten konsensfähig. Weiter schlagen die Autoren vor, Abweichungen von als 15 % von diesen Werten als signifikante Veränderungen zu bezeichnen. Dabei treffen sie jedoch keine Aussagen dazu, ob und wie weit Abweichungen von den standortstypischen Werten Beeinträchtigungen der Bodenqualität erwarten lassen.

(2) Eine Alternative zu diesem Ansatz sehen Arshad und Martin (2002) in der Herleitung optimaler OBS-Gehalte genutzter Böden aus dem Vergleich mit den OBS-Gehalten, die sich auf vergleichbaren Standorten unter natürlicher Vegetation in Böden einstellen. Dieses Vorgehen hat den Vorteil, dass der Einfluss von Klima und Bodentyp auf die OBS-Gehalte eliminiert wird. So orientieren sich z.B. die Vorsorgewerte für Schwermetalle der deutschen BBodSchV unter anderem auch an Hintergrundwerten unbelasteter Standorte (Bachmann et al., 1998). Allerdings konnte immer wieder gezeigt werden, dass die landwirtschaftliche Inkulturnahme von Waldböden infolge verringerter C-Zufuhr und verstärkter C-Umsätze regelmäßig zu deutlichen Abnahmen der Humusvorräte in den Böden führt (Baldock und Nelson, 2000; Carter, 2002; Janzen et al., 1998). Auf vergleichbaren Standorten weisen ackerbaulich genutzte Böden daher stets wesentlich niedrigere OBS-Gehalte auf, als die Böden unter Wald. Da Bodenbearbeitung und kalkungsbedingt vergleichsweise hohe pH-Wert von Ackerböden die Umsatzrate der OBS erhöhen, ließen sich dort OBS-Gehalte, wie sie in Waldböden typisch sind, nur mit kontinuierlicher Zufuhr hoher Mengen an organischen Materialien aufrecht erhalten. Dies würde aufgrund der gesteigerten Umsatzrate vermutlich zu erhöhten Nitratausträgen führen.

Der Absatz 2 des § 17 des BBodSchG erscheint als einziger geeignet, einen Humusgehalt, der optimal bezüglich aller Bodenfunktionen ist, abzuleiten. Dies bedeutet aber, dass man in der Lage sein muss, für alle relevanten Bodenfunktionen, standortspezifisch eine funktionale Beziehung zwischen dem Gehalt an OBS und der Bodenfunktion quantitativ aufzustellen. Nur dann könnte man, nach Vorgabe von Prioritäten, durch Abwägung der einzelnen Bodenfunktionen einen optimalen Humusgehalt angeben. Mit der hierzu erforderlichen Anstrengung wurde dieser Weg bisher jedoch noch nicht beschritten.

Loveland und Webb (2003) erkunden die Literatur nach Belegen, die die weit verbreitete Meinung, dass 2% C_{org} einen unteren Grenzwert für Böden in England und Wales darstellt, rechtfertigen. Sie kommen jedoch zu dem Schluss, dass ein solcher Grenzwert wissenschaftlich bisher nicht haltbar sei, denn sie können für keine einzige Bodenfunktion einen allgemeingültigen Zusammenhang finden, der die Ableitung eines

unteren Grenzwertes erlaubt. Dies mag allerdings darauf zurückzuführen sein, dass sie bei ihrer Literaturlauswertung nicht zwischen verschiedenen Standortbedingungen (Textur, Klima, Wasserregime und Nutzung) unterscheiden. Dieser Wert hat jedoch in den Materialien zur EU-Bodenschutzstrategie Eingang gefunden (Northcliff, 2003).

Sparling et al. (2003) verfolgen drei Ansätze, um anzustrebende C_{org} -Gehalte für vier verschiedene, in Neuseeland häufige, Bodentypen zu ermitteln:

Der erste Ansatz ist ein statistischer: Als maximal erreichbarer C_{org} -Vorrat [$mg\ ha^{-1}$] wird der Median von Dauergrünland angesehen, als minimaler das 25%-Quantil. Der zweite Ansatz verwendet ein C-Modell (CENTURY). Als anzustrebender C_{org} -Vorrat werden 80% des mittels CENTURY unter Dauerweide maximal erreichbaren Werts angenommen. Als minimaler Wert wird der C_{org} -Vorrat angesehen, von dem aus man innerhalb von 25 Jahren (entsprechend einer Generation) durch Nutzung als Dauergrünland wieder jene 80% des Maximums erreichen kann. Dieser Ansatz verfolgt also die Philosophie, dass die „Fehler der Vergangenheit“ innerhalb von einer Generation wieder gut zu machen sein sollen. Für den dritten Ansatz wurde eine Diskussionsrunde von Experten zu einem Workshop eingeladen. Alle wurden gebeten, für jeden Bodentyp einen funktionalen Zusammenhang zwischen dem C_{org} -Gehalt [%] und der Produktionsfunktion bzw. ökologischer Funktion (0-100% Funktionserfüllung (alle ökologischen Funktionen in einem Parameter vereinigt)) zu zeichnen. Diese Grafiken konnten nach einer Diskussion noch einmal verändert werden. Als Resultat wurden in C_{org} -Gehalts-Abständen von 0,5% der Mittelwert und die Standardabweichung zwischen den einzelnen Experten berechnet.

Dieser erste Ansatz kommt für das vorliegende Projekt aus den oben genannten Gründen nicht in Betracht. Der zweite Ansatz ist besonders interessant, weil er vollkommen neuartig ist. Im Gegensatz zu allen anderen in diesem Kapitel dargestellten Ansätzen werden hier weder statistische Werte, noch die Klimaxvegetation, noch die Nachhaltigkeit von Bodenfunktionen zum Maßstab genommen, sondern die ethische Verpflichtung gegenüber der nächsten Generation betont.

Für das vorliegende Projekt wird jedoch nach Diskussion im Projektbeirat ein anderer Ansatz gewählt. Hier wird versucht, einen standortabhängigen Gehalt an OBS zu ermitteln, der ausreichende landwirtschaftliche Erträge (Produktionsfunktion) erlaubt, ohne dass es zu einer Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfunktionen kommt.

Der dritte Ansatz von Sparling et al. (2003) kommt dem hier verfolgten (vgl. Kap. 4) ziemlich nahe, jedoch werden dort die funktionalen Beziehungen zwischen C_{org} -Gehalt und Produktions- bzw. ökologischer Funktion aus der Expertise von Fachleuten und aus nicht publizierten Daten gewonnen. Weiterhin gehen die Experten davon aus, dass es keine negativen ökologischen Wirkungen sehr hoher OBS-Gehalte gibt. Ebenso wie bei der hier durchgeführten Datenanalyse (vgl. Kap. 4.1.1) war jedoch die

Standardabweichung der Expertenmeinungen so groß, dass es nicht möglich erscheint, aus den ermittelten Beziehungen konsensfähige Grenzen für den C_{org} -Gehalt abzuleiten.

Körschens und Mitarbeiter kommen dem oben gesteckten Ziel, optimale Humusgehalte durch den Vergleich unterschiedlicher Gehalte an OBS und deren Wirkung auf verschiedene Bodenfunktionen zu definieren, am nächsten. Daher soll deren Ansatz im Folgenden genauer betrachtet werden. Die hier skizzierte Vorgehensweise ist Körschens und Schulz (1999) entnommen, aber auch in anderen Veröffentlichungen der Arbeitsgruppe (Körschens, 1980; Körschens, 1995; Körschens, 1997; Körschens et al., 1998) kommt man anhand weitgehend übereinstimmender Daten und Argumentationen zu identischen Optimalgehalten.

Es wird davon ausgegangen, dass die OBS in zwei Fraktionen zu untergliedern ist, die inerte und die umsetzbare Fraktion.

$$(1) \quad C_{org} = C_{inert} + C_{umsetzbar}$$

Als inerte Fraktion wird die Menge an OBS angesehen, die selbst nach langjähriger Schwarzbrache nicht unterschritten wird. Anhand von 21 nicht namentlich genannten Dauerversuchen wird eine Korrelation zwischen den C_{org} -Gehalten der Nullparzellen (weder organische noch mineralische Düngung, vermutlich werden die Nullparzellen verwendet, weil auf den meisten Dauerversuchen keine Schwarzbrache-Variante existiert) und dem Tongehalt erstellt (Abb. 2-1)

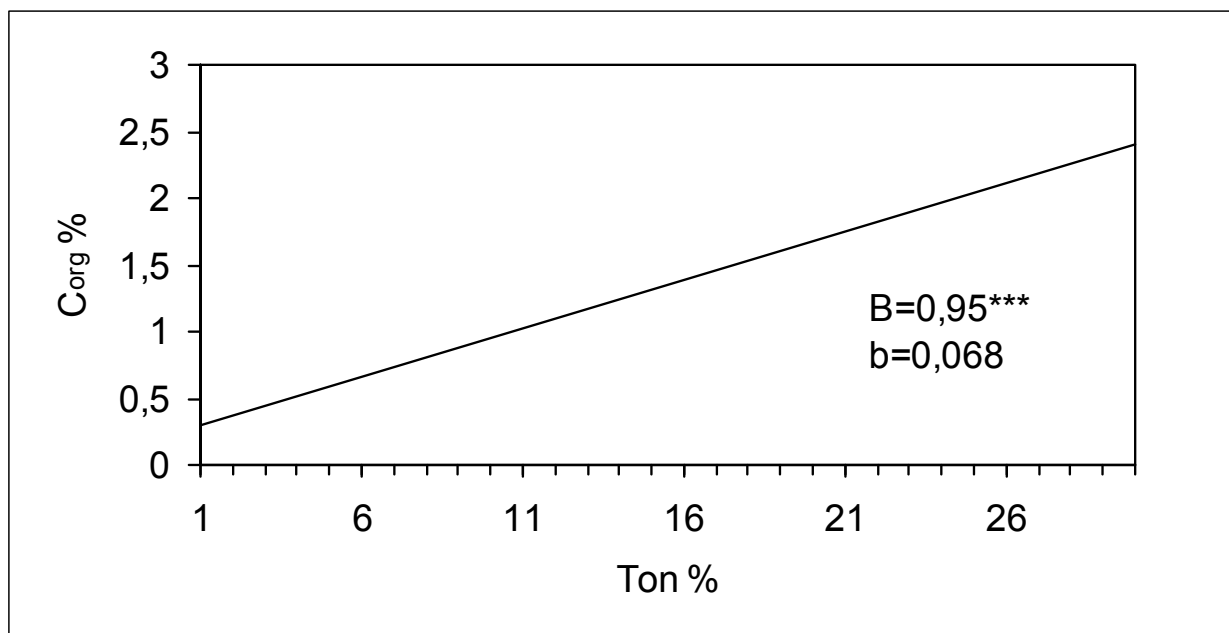


Abb. 2-1: C_{inert} in Abhängigkeit vom Tongehalt (aus Körschens und Schulz, 1999)

$$(2) \quad C_{inert} = 0,182 + 0,068 * \% \text{ Ton } (r^2 = 0,95)$$

Dieser Zusammenhang wird damit begründet, dass mit steigendem Tongehalt eines Bodens einerseits eine größere Menge OBS physikalisch stabilisiert wird und andererseits die Abbaurrate reduziert wird. Ähnliche Korrelationen zwischen Korngrößenklassen (0-20 oder 0-50µm) und dem an diesen Korngrößen gebundenen C_{org} mit etwas geringeren Steigungen (wegen des größeren Korngrößenintervalls) fanden auch Sixt et al. (2002) an Daten der internationalen Literatur.

Körschens et al. demonstrieren dann, wie beispielhaft in Abb. 2-2 dargestellt, dass der unter Praxisbedingungen realisierbare C_{org} -Gehalt maximal um 0,63% über dem nach Gleichung 2 berechneten Gehalt an C_{inert} liegt. Tendenziell steigt der maximal erreichbare C_{ums} mit dem Tongehalt des Standortes etwas an.

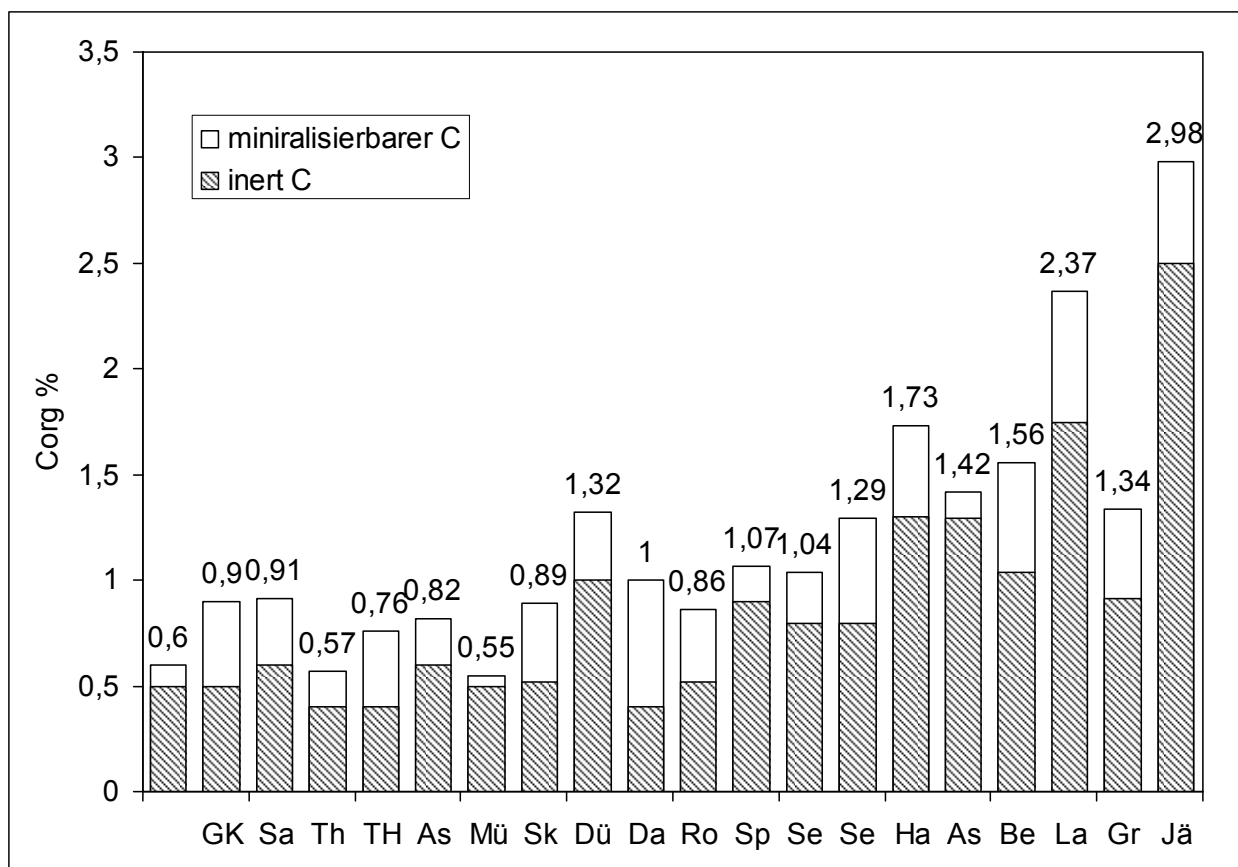


Abb. 2-2: Mineralisierbarer (C_{ums}) und inerte (C_{inert}) Kohlenstoff in verschiedenen Dauerversuchen (aus Körschens und Schulz, 1999)

Es wird der „Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach Erweiterung der Versuchsfrage“ vorgestellt, bei dem sich durch frühere Bewirtschaftung C_{org} -Gehalte von 1,69 bis 2,32% eingestellt haben, C_{inert} liegt bei 1,61%. Derzeit ist jede Parzelle weiter unterteilt in 10 Düngungsstufen (5 Mineral-N-Düngungsstufen jeweils mit und ohne Stallmist). Die Erträge dieses Versuchs sind relativ unabhängig vom Gehalt an C_{org} und werden hauptsächlich von der N-Düngung beeinflusst, wobei die organische

Düngung weitgehend durch mineralische ersetzt werden kann. Dennoch finden sich die Höchsterträge (Fruchtartenspezifisch gemittelt über 5 Rotationen) häufiger bei den mittleren C_{org} -Gehalten (2-2,15%, also 0,4 bis 0,55% über C_{inert}) als bei den Extremwerten. Daher wird dieser Bereich des C_{org} -Gehalts als optimal angesehen.

Es werden nun noch die C- und N-Bilanzen des Statischen Düngungsversuchs Bad Lauchstädt betrachtet (vgl. Abb. 2-3). Alle Varianten haben negative N-Bilanzen, d.h. es wird mehr Stickstoff mit den Ernteprodukten entzogen als mit der Düngung zugeführt wird (bei der Nullvariante sogar um $51 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Da die C_{org} - und N_t -Gehalte des Bodens im Gleichgewicht sind, soll der N-Überschuss der Entzüge auf die atmosphärische Deposition zurückzuführen sein (möglich wäre aber auch ein Anteil kapillaren Aufstiegs von Schichtwasser, das in 3-5 m Tiefe auftritt (Bahn et al., 1995)).

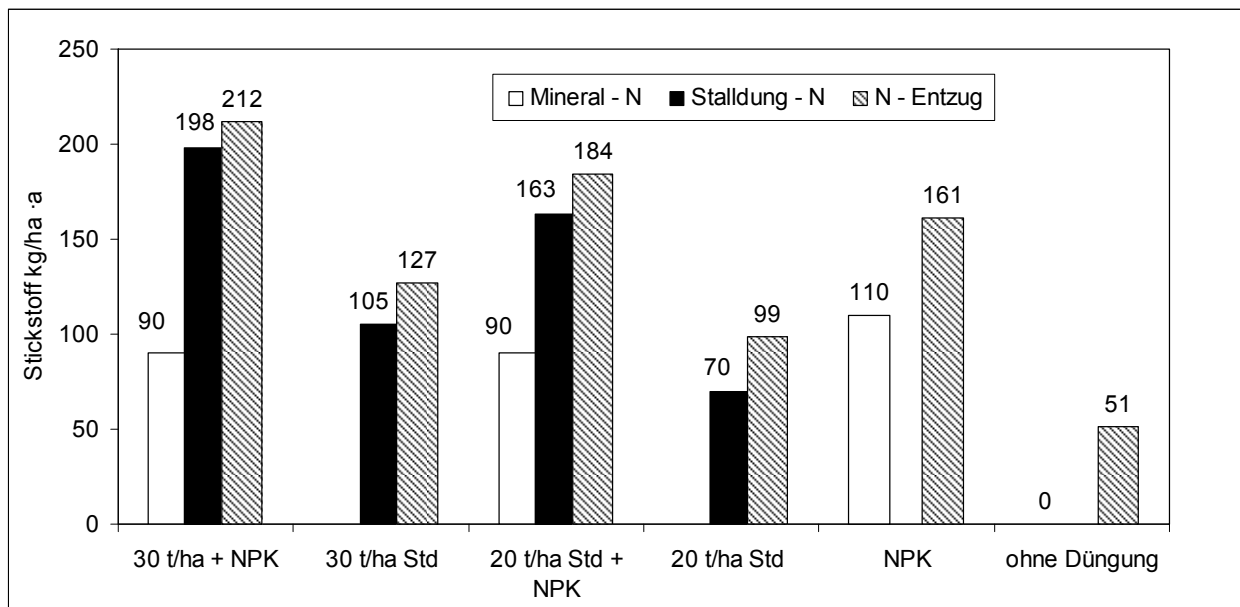


Abb. 2-3: Stickstoffbilanz verschiedener Varianten des Statischen Dauerversuchs Bad Lauchstädt (aus Körschens und Schulz, 1999)

Da N-Auswaschung wegen der sehr geringen Sickerwasserraten im Versuch von Bad-Lauchstädt so gut wie keine Rolle spielen, werden mithilfe der Gleichungen 1 und 2 sowie dem Befund, dass maximal 0,63% C_{ums} praktisch realisierbar sind, Optimalgehalte für alle grundwasserfernen Standorte abgeleitet (vgl. Abb. 2-4). Diese Abbildung illustriert die Annahme, dass die C_{org} -Gehalte mindestens 0,2% und höchstens 0,6% über C_{inert} liegen sollten. Für Sande gilt ein leicht abweichender Optimalbereich, wofür allerdings keine Begründung angegeben wird. Die Gültigkeit dieser Optimalgehalte wird in Körschens (1999) auf Standorte Mitteldeutschlands mit 400-800 mm Jahresniederschlag und Jahresdurchschnittstemperaturen von 6-10°C eingeschränkt.

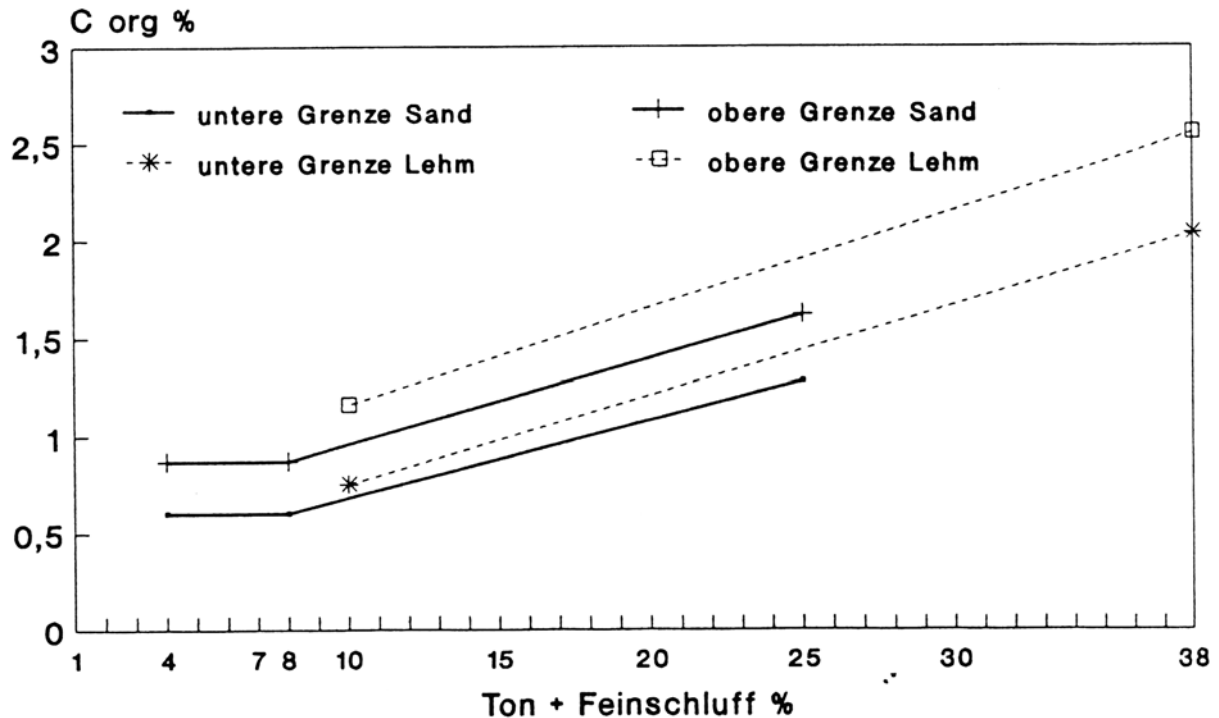


Abb. 2-4: Orientierungswerte für den C_{org} -Gehalt grundwasserferner Standorte (aus Körschens und Schulz (1999))

Die Schwarzerdegebiete Mitteldeutschlands stellen jedoch hydrologisch einen Sonderfall dar. Aufgrund der hohen Feldkapazität sowie Niederschlagshöhe und Verteilung findet dort beinahe gar keine Versickerung statt. Anders ist das für den Dauerversuchsstandort Thyrow ($8,6^{\circ}\text{C}$, 520 mm NS, schwach schluffiger Sand), südlich von Berlin. Dort treffen alle o.g. geografischen und klimatischen Bedingungen zu. Der C_{org} -Gehalt der mit Stallmist gedüngten Parzelle wird in Schnieder (1990) mit 0,53% angegeben und liegt damit sogar unter dem unteren Orientierungswert für diese Bodenart von 0,58% C_{org} (vgl. Abb. 2-4). Dennoch wird für die organisch gedüngte Parzelle ein N-Bilanzüberschuss von $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgewiesen (Körschens und Schulz, 1999). Bei einer an diesem Ort anzunehmenden Grundwasserneubildungsrate von ca. 125 mm a^{-1} (BMU, 2000) wird damit selbst der bislang noch gültige Trinkwasser-Grenzwert von $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ bereits um mehr als das vierfache überschritten. Durch diesen Befund wird die allgemeine Anwendbarkeit o.g. Optimalgehalte in Frage gestellt.

Es ist deshalb zu prüfen, ob die Unterteilung der OBS in zwei Fraktionen unterschiedlicher Stabilität ausreichend ist und ob der als inert bezeichnete Anteil der OBS tatsächlich keinerlei Abbaubarkeit mehr aufweist. Carter (1996) weist auch dem innerhalb von Mikroaggregaten (physikalisch bzw. chemisch) stabilisierten Kohlenstoff Umsatzzeiten zu, die allerdings mit bis zu 50-1000 bzw. 1000-3000 Jahren recht hoch liegen. Sauerbeck (1992) führt an, dass die stabilen Huminstoffe, obwohl sie sehr langsam zersetzt werden, aufgrund ihrer großen Menge dennoch einen beträchtlichen Anteil an den biologischen Umsetzungen haben. Schließlich können in Böden auch größere Mengen an schlecht abbaubarer OBS vorliegen, die nicht durch die Bindung an

die Ton- und Schlufffraktion stabilisiert ist. So gibt es z.B. im Fuhrberger Feld bei Hannover (auf das die o.g. Klimabedingungen zutreffen) Ackerböden aus reinem Sand, die natürlicherweise C_{org} -Gehalte über 3% besitzen. Diese OBS wurde unter der früheren Heide-Vegetation akkumuliert und besitzt eine sehr geringe Abbaubarkeit (Heumann, 2003).

Die genannten Prozesse machen deutlich, dass Beurteilungskonzepte, wie z.B. von Körschens et al. (1998) zunächst einmal nicht einfach zu übernehmen sind, sondern anhand von Datenmaterial zu recherchieren ist, inwieweit Optimalbereiche des Gehalts an OBS anhand der Erfüllung von Bodenfunktionen, abgeleitet werden können (vgl. Kap. 4). Eine Reihe von Studien haben für einzelne oder eine Gruppe von Standorten mitunter enge Beziehungen einzelner Bodenfunktionen (Produktivität, Aggregatstabilität, Wasserspeicherfähigkeit und Erodibilität) zur OBS gefunden, aus denen man kritische Gehalte ableiten könnte. Diese wären dann nach Carter (2002) aber auch boden- oder standortspezifisch und gälten nur für eine Funktion. Bisher sind diese Studien aber nie zusammengeführt worden, um für einen Standort für verschiedene Funktionen einen optimalen Gehalt an OBS abzuleiten.

Schulz (1997) sowie Körschens und Schulz (1999) schlagen im Gegensatz zu den Konzepten, die den Gesamtgehalt als Grundlage der Bewertung heranziehen vor, eine Beurteilung auf Basis des heißwasserlöslichen Extraktes durchzuführen. Sie geben C_{hwl} -Gehaltsklassen an, die den Versorgungsgrad grundwasserferner Böden (Jahresmitteltemp. 6-10 °C; 400-800 mm NS) mit C_{ums} anzeigen sollen:

- | | | |
|-----------|---------------------|-----------------------|
| • <200 | mg kg ⁻¹ | = sehr gering |
| • 200-250 | mg kg ⁻¹ | = gering |
| • 250-300 | mg kg ⁻¹ | = mittel, anzustreben |
| • 300-350 | mg kg ⁻¹ | = hoch |
| • >400 | mg kg ⁻¹ | = sehr hoch |

Es ist allerdings fraglich, ob diese Werte bundesweit Gültigkeit haben. Im Grünentwurf Humusbilanzierung der VDLUFA sind für verschiedene deutsche Dauerversuche die ermittelten, optimalen organischen Düngungsstufen angegeben. In Körschens und Schulz (1999) finden sich für die Versuchsvarianten mit der jeweils optimalen organischen Düngung jedoch gemessene C_{hwl} Gehalte von <250 bis 530 mg kg⁻¹. Daher scheinen o.g. Richtwerte noch einer weiteren Differenzierung nach Standorten zu bedürfen.

2.2 Bedeutung der organischen Bodensubstanz für Bodenfunktionen und -prozesse

2.2.1 Einleitung - Zum Aufbau dieses Kapitels

Das BBodSchG benennt in § 2 folgende natürliche Bodenfunktionen:

- 1a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen (1a₁), Tiere (1a₂), Pflanzen (1a₃) und Bodenorganismen (1a₄),
- 1b) Bestandteil des Naturhaushalts insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
- 1c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers,

sowie bei den Nutzungsfunktionen u. a.:

- 3c) Standort für land- und forstwirtschaftliche Nutzung.

Im Folgenden sollen die Einflüsse der organischen Bodensubstanz (OBS) auf die genannten Funktionen - soweit möglich - quantitativ dargestellt werden. Für die Erfüllung jeder dieser Funktionen sind vielfältige Prozesse verantwortlich oder sind Kenngrößen in bestimmter Höhe nötig. Gegliedert nach den o.g. Bodenfunktionen, würde die Darstellung dieser Zusammenhänge mit der OBS daher ein hohes Maß an Redundanz aufweisen. Aus diesem Grund soll dieses Kapitel nach den Prozessen und Kenngrößen gegliedert werden, welche von der OBS beeinflusst werden.

In Tab. 2-1 werden die Auswirkungen der Prozesse und Kenngrößen auf die einzelnen Bodenfunktionen dargestellt. Die Teilfunktionen Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen (1a₁) und Tiere (1a₂) sind jedoch nicht dargestellt. Für die nicht im Boden lebenden Tiere dürfte der Boden hauptsächlich als Pflanzenstandort (1a₃) Bedeutung haben und daher würden diese Teilfunktionen in Tab. 2-1 identisch abgebildet sein. Würde man die Bedürfnisse dieser Tiere jedoch auf die Funktionen 1b und 1c ausweiten, so ergäbe sich der gleiche Anspruchsumfang wie für den Menschen. Zur Sicherung der Lebensgrundlage sind aber alle genannten Bodenfunktionen erforderlich, und damit müssten in Tab 2-1 alle Prozesse und Kenngrößen markiert werden.

Tab. 2-1: Auswirkung verschiedener von der OBS beeinflusster Prozesse und Kenngrößen auf natürliche Bodenfunktionen und die Produktionsfunktion nach BbodSchG §2

Kenngrößen	Lebensraum und -grundlage für		Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen (1b)	Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers (1c)	Standort für die landwirtschaftliche Nutzung (3c)
	Pflanzen (1a ₃)	Bodenorganismen (1a ₄)			
Energie- und Kohlenstoffquelle für Bodenorganismen		+			
Bodentemperatur	+	+	(+)	+	+
Aggregation und Erodierbarkeit	+	+	+	(+)	+
Porenraum, Wasser und Luftspeicherung	+	+	+	(+)	+
Speicherung und Freisetzung von Nährstoffen	+		+	(+)	+
Auswaschung von Stickstoff			+	+	
Freisetzung klimarelevanter Gase			+	+	
KAK	+		+	(+)	+
pH-Pufferung	+			+	+
Bindung von Schwermetallen	(+)	(+)		+	(+)
Bindung von organischen Schadstoffen	(+)	(+)		+	(+)
Abbau organischer Schadstoffe	(+)	(+)		+	(+)

+ : Auswirkung auf (+) : bedingte Auswirkung auf

2.2.2 Die Umwandlungsprozesse der OBS

Die OBS wirkt sich, in Abhängigkeit vom Grad ihrer Umwandlung, unterschiedlich auf Prozesse und Kenngrößen aus (s.u.), deshalb werden diese Umwandlungsprozesse hier kurz vorangestellt.

Die Primärressource der OBS sind nahezu ausschließlich abgestorbenes Pflanzenmaterial (ober- sowie unterirdisches) und Wurzelexsudate (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Auf dem Acker erfolgt die Zerkleinerung und Einmischung zu einem erheblichen Anteil durch die Bodenbearbeitung, auf Naturstandorten dagegen ausschließlich durch Bodentiere, die aber selbst dort nur für 5-10% der Bodenatmung verantwortlich sind, weil sie den größten Teil der Pflanzenreste zerkleinert wieder ausscheiden (Baldock und Nelson, 2000).

Diese Oberflächenvergrößerung erleichtert den mikrobiellen Angriff. Leicht verwertbare Substanzen wie Zucker und Proteine werden zuerst metabolisiert, gefolgt von Pektinen, Hemizellulosen und Zellulose. Lignin wird dagegen nur co-metabolisch abgebaut. Über die Abbauraten von Lipiden und Cutin ist wenig bekannt, aber vermutlich werden sie im Gegensatz zum Suberin der Rinde ebenfalls recht schnell umgesetzt (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Mikroorganismen sind häufig in selbst produzierte Polysaccharide (Mucilgel) eingebettet (Biofilm), welche die Pflanzenreste und Minerale fest miteinander verkleben können (Aggregation). Amorphe organische Substanzen werden also auf Kosten von partikulärer organischer Substanz, die mikroskopisch noch Pflanzengewebstypen zugeordnet werden konnte, gebildet. Diese mikrobiellen Polysaccharide haben nur eine begrenzte Lebensdauer und werden in Folge weiter metabolisiert. Durch die Abbauprozesse wird das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff und anderen Mineralstoffen immer weiter eingeeengt. Unterhalb eines C/N-Quotienten von 20 wird bei der Umsetzung der organischen Substanz mehr Stickstoff freigesetzt als die Organismen für ihren Baustoffwechsel benötigen (N-Mineralisierung), oberhalb dieses Wertes nehmen sie jedoch mineralischen Stickstoff aus der Bodenlösung auf, der den Pflanzen dann nicht mehr zur Verfügung steht (N-Immobilisierung, N-Sperre).

Im Laufe der Abbauprozesse nehmen chemisch definierte Makromoleküle zugunsten nicht mehr exakt definierbarer Huminstoffe ab. Die vorgeschlagenen Mechanismen für die Entstehung der Huminstoffe kann man in zwei Kategorien unterteilen. Entweder bilden teilweise abgebaute Biopolymere das Rückgrat der Huminstoffe, oder diese entstehen durch abiotische Kondensation molekularer Fragmente (Baldock und Nelson, 2000). In jedem Fall kommt es bei der Humifizierung zu charakteristischen Veränderungen im Chemismus der OBS. Huminstoffe sind reich an funktionellen Gruppen wie Carboxyl-, Carbonyl-, Hydroxyl- und Aminogruppen und können darüber an Bodenminerale gebunden werden. Im Gegensatz zu o.g. Polysacchariden binden Huminstoffe hauptsächlich an Partikel der Tonfraktion (Ton-Humus-Komplexe), und deshalb ist - obwohl die Bindungskräfte schwächer sind - diese Bindung durch

mechanische Kräfte kaum zu lösen (Stabilisierung von Mikroaggregaten). Im Laufe der geschilderten Prozesse steigt die Stabilität der OBS stark an. Diese kann entweder auf die chemische Struktur der Substanz selbst zurückgeführt werden, oder die Verfügbarkeit der OBS kann durch ihre feste Bindung an die Mineralphase herabgesetzt sein. Schließlich kann der Abbau auch durch eine räumliche Trennung von den Zersetzerorganismen (z.B. Okklusion) verhindert werden.

Im Folgenden sollen die Einflüsse der OBS auf bodenfunktionsrelevante Prozesse und Kenngrößen qualitativ und - soweit möglich - quantitativ dargestellt werden. Da die Umrechnungsfaktoren von C_{org} in OBS in der Literatur von 1,7 - 2,0 variieren (Gregorich et al., 1994), werden nachfolgend alle Ergebnisse auf den im genannten Zitat verwendeten Parameter bezogen.

2.2.3 Energie- und Kohlenstoffquelle für Bodenorganismen

Die OBS ist die ausschließliche Energie- und Kohlenstoffquelle für alle heterotrophen (also alle saprophytischen und räuberischen, aber nicht phytopatogenen) Bodenorganismen. Sie stellt daher die treibende Kraft für die biologischen Umsetzungen im Boden dar (Baldock und Nelson, 2000) und ist die entscheidende Steuergröße für den Umfang aller Zersetzerpopulationen (Panikov, 1999). Da generell eine gute Korrelation zwischen OBS und mikrobieller Biomasse (C_{mik}) gefunden wird, schlägt Jörgensen (1997) eine Bewertung der biologischen Aktivität von Ackerböden anhand ihrer C_{mik}/C_{org} -Quotienten vor (62 % liegen im Bereich 1,5 - 2,5%, 93% zwischen 1 und 3,5%).

Oberholzer und Höper (2000) fanden für Ackerböden aus Niedersachsen und der Schweiz (n=869) folgende Pedotransferfunktion:

$$(3) \quad \log C_{mik} = 1,1427 + 0,093 \text{ pH} + 0,329 \log C_{org} \% + 0,311 \log \text{Ton\%} + 0,0005 \text{ mm NS/a} \quad (r^2=0,79)$$

der Standardfehler (gemessen vs. vorhergesagt) liegt bei 0,123.

Da der Zusammenhang zwischen Biomasse und OBS auf deren energieliefernde Funktion zurückzuführen ist, findet man noch bessere Korrelationen mit dem umsetzbaren Anteil der OBS (Lipson et al., 2000; Sparling et al., 1998). Schwarzerden, Eschböden, Schwarzbrache und Unterböden haben ein niedriges C_{mik}/C_{org} -Verhältnis, weil sie viel reliktsches C_{org} enthalten (Jörgensen, 1997). Sparling et al. (1998) erzielen mit einer Heisswasserextraktion (1:5; 18 h; 70°C) folgende Regression für 53 landwirtschaftliche Böden:

$$(4) \quad C_{mik} = 2,33 C_{hwl} - 178 \text{ [mg kg}^{-1}\text{]} \quad (r^2 = 0,79)$$

Ebenso korreliert die mikrobielle Biomasse mit der zugeführten Trockenmasse an organischem Dünger (Ryan, 1999; Sakamoto und Oba, 1991) oder an Pflanzenresten (Anderson und Domsch, 1989). Grünland hat generell höhere $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotienten als Ackerland (Haynes und Beare, 1996).

Da die OBS die Energiequelle darstellt, findet man auch für Bodentiere (Nematoden) Korrelationen mit dem C_{org} -Gehalt (Ekschmitt et al., 2001), insbesondere mit leicht umsetzbaren Anteilen. Am engsten korreliert die Regenwurmbiomasse mit C_{org} und N_t sowie negativ mit der Auflagemächtigkeit und dem C/N-Verhältnis in Wäldern (Ehrmann, 2002).

2.2.4 Bodentemperatur

Für einen Boden mit gegebenen mineralogischen Eigenschaften verringert sich bei Erhöhung des Humusgehalts um 1% der Helligkeitswert des Munsell-Farbsystems (Value) um 19,3% (Renger et al., 1987). Verringert sich der Value-Wert um eine Einheit, so sinkt die Reflektion der Strahlungsenergie (Albedo) um ca. 20%. Komplementär zur Reflektion steigen die Absorption und damit die Erwärmung des Bodens. Mit der Erhöhung der Bodentemperatur um 10°C steigt die Geschwindigkeit biologischer, biochemischer und chemischer Umsetzungen häufig um etwa den Faktor 2 - 3 (van't Hoffsche Regel; Beyer, 1990; Kätterer et al., 1998). Im Einzelfall kann dieser Faktor jedoch auch außerhalb dieses Bereiches liegen (Benbi und Richter, 2002).

2.2.5 Aggregierung

Für Böden der gemäßigten Breiten scheint das Modell der hierarchischen Aggregierung von Tisdall und Oades (1982) sowie Oades und Waters (1991) derzeit allgemein akzeptiert zu werden (Angers und Carter, 1996; Baldock und Nelson, 2000; Haynes und Beare, 1996; Kay und Angers, 2000; Loveland und Webb, 2003; Scheffer und Schachtschabel, 2002). Dieses Modell geht davon aus, dass die Aggregatstabilität auf organische „Bindemittel“ zurückzuführen ist. Die Stabilisierung erfolgt allerdings auf verschiedenen Größenskalen von Aggregaten, hervorgerufen durch verschiedene „Bindemittel“ und ist daher unterschiedlich dauerhaft. Einzelne Minerale der Tonfraktion können allein durch die Zusammensetzung der Bodenlösung geflockt sein. Aggregate bis 250 µm werden dagegen durch Huminstoffe (über polyvalente Kationen, schwächere Wasserstoffbrücken und van-der-Waals-Kräfte) sowie durch Polysaccharide, wie sie von aktiven Mikroorganismen ausgeschieden werden, zusammengehalten. Trocknungszyklen verstärken die Bindungen. Diese Polysaccharide sind zwar im Prinzip leicht abbaubar, werden aber in diesen Mikroaggregaten durch die physikalische

Unzugänglichkeit recht gut vor dem Abbau geschützt. Diese Mikroaggregate enthalten nur Poren kleiner 1 μm .

Mikroaggregate werden schließlich durch lebende Feinwurzeln und Pilzhyphen sowie durch Polysaccharide zu Makroaggregaten ($>250 \mu\text{m}$) mit größeren Poren (welche für die Belüftung, Durchwurzelung, Infiltration von Wasser und den Lebensraum der Mesofauna von enormer Bedeutung sind) verknüpft. Diese Bindemittel sind in den größeren Poren verstärkt mikrobiellem Abbau ausgesetzt. Da Makroaggregate aufgrund ihrer Größe gegenüber Scherkräften wesentlich anfälliger sind als Mikroaggregate, werden sie durch häufige Bodenbearbeitung zerstört, wodurch der Abbau der Kittsubstanzen noch beschleunigt wird. Makroaggregate werden nur dann wieder neu gebildet, wenn regelmäßig umsetzbare organische Substanz zugeführt wird (Sauerbeck, 1992). Grünlandböden haben aufgrund der dauerhaften Durchwurzelung (größerer Eintrag organischer Substanz) und fehlender Bodenbearbeitung stets eine wesentlich höhere Aggregatstabilität als Ackerböden (Jastrow und Miller, 1998).

In zahlreichen Studien (Angers und Carter, 1996; Carter, 2002; Jastrow und Miller, 1998) (Übersichten in Haynes und Beare, 1996; Tisdall und Oades, 1982) und Loveland und Webb, 2003) finden sich Korrelationen der Aggregatstabilität mit der OBS. Es werden lineare, exponentielle sowie logarithmische Zusammenhänge (jeweils mit sehr unterschiedlichen Proportionalitätsfaktoren) beschrieben.

Heißwasserlösliche sowie säurehydrolysierbare Kohlenhydrate und C_{mik} sind mit der Aggregatstabilität häufig linear korreliert (Haynes und Beare, 1996; Übersicht in Degens, 1997). Jastrow und Miller (1998) finden dagegen in folgender Reihe

$$\text{Wurzellänge} > \text{Hyphenlänge} > C_{\text{mik}} > C_{\text{hwl}} > C_{\text{org}}$$

abnehmende Korrelationskoeffizienten der Regression mit der Aggregatstabilität.

Ein allgemeingültiger Zusammenhang zwischen (Fraktionen) der OBS und der Aggregatstabilität ist aber, schon allein durch die Vielfalt der Methoden, die zur Charakterisierung der Aggregatstabilität eingesetzt werden, bisher nicht möglich (Haynes und Beare, 1996; Loveland und Webb, 2003).

Die Aggregierung stabilisiert die größeren Poren in Böden, schafft so den Lebensraum von Meso- und Makrofauna und erleichtert das Wurzelwachstum. Weiterhin sind auf feinkörnigen Böden hohe Infiltrationsraten nur durch eine hohe Aggregatstabilität möglich.

2.2.6 Erodierbarkeit

Nach der Allgemeinen Boden-Abtrags-Gleichung (ABAG), die auf den umfangreichen Arbeiten von Wischmeier und Smith (1978) zur USLE (Universal Soil Loss Equation) in den USA basiert, wird das Ausmaß der Erosion neben den Niederschlägen, Hangneigung und -länge, Bodenbedeckung und -bearbeitung von dem Erodierbarkeitsfaktor K des Bodens an sich beeinflusst (Schwertmann et al., 1987). Dieser Faktor wird neben der Körnung und Aggregation von dem Gehalt an OBS beeinflusst. Abb. 2-5 zeigt die relative Abhängigkeit des K -Faktors von C_{org} . Der mittlere Fehler der Erosionsabschätzung in den amerikanischen Arbeiten lag bei 12%.

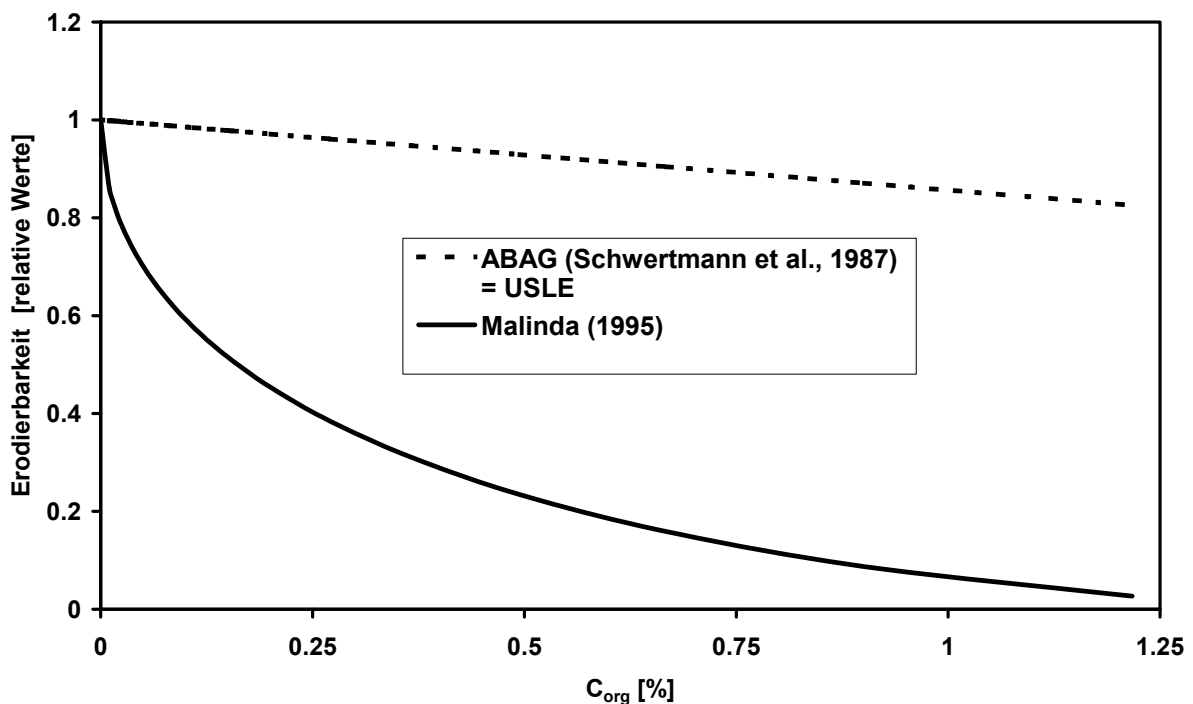


Abb. 2-5: Vergleich der Abhängigkeit der Erodierbarkeit von C_{org} nach Daten von Schwertmann et al. (1987) und Malinda (1995)

Zum Vergleich zeigt Abb. 2-5 auch den Zusammenhang (Quadratwurzel), den Malinda (1995) für australische Böden fand ($r^2 = 0,76$). Die Abhängigkeit von C_{org} hat zwar die gleiche Tendenz, ist aber quantitativ nicht zu vergleichen.

Benito und Diaz-Fierros (1992) fanden für Grünland einen gering ausgeprägten, negativen logarithmischen Zusammenhang ($r^2 = 0,6$) zwischen dem Gehalt an OBS und dem Bodenabtrag, für Acker dagegen einen linearen Zusammenhang, der aber mit einem Korrelationskoeffizienten von nur 0,038 nicht signifikant war.

Die Erodierbarkeit eines gegebenen Bodens verhält sich vermutlich reziprok zur Aggregatstabilität. Es liegt daher nahe, dass die Erodierbarkeit eher vom umsetzbaren Anteil denn von der gesamten OBS beeinflusst wird. Dieser Zusammenhang wurde aber unserer Kenntnis nach bisher nicht untersucht.

2.2.7 Porengrößenverteilung

Steigende OBS-Gehalte erhöhen stets das Porenvolumen eines Bodens, wobei alle Größenklassen von Poren zunehmen (Hamblin und Davies, 1977; Haynes und Naidu, 1998).

Feldkapazität (FK)

Die Feldkapazität bezeichnet die Menge an Wasser, welche ein Boden gegen die Gravitation längere Zeit halten kann und ist daher ein wichtiges Maß für die Fähigkeit eines Bodens, den Abfluss nach Starkregenereignissen zu verzögern.

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG Boden, 1994) listet - aufgeschlüsselt nach Bodenarten - Zuschläge für die FK abhängig vom OBS-Gehalt auf. Für relevante Bodenarten und Humusgehalte steigt die FK demnach im Schnitt um +1,6% je Prozent OBS. Demgegenüber fanden Hollis et al. (1977) für ein großes Probenkollektiv in England einen mehr als doppelt so großen Einfluss der OBS, nämlich

$$(5) \quad \Theta_{-5\text{kPa}} = 23,88 + 7,85 \%C_{\text{org}} - 0,43 \%C_{\text{org}}^2 [\text{Vol-}\%]$$

Ähnlich fanden da Silva und Kay (1997) eine Pedotransferfunktion, die im Mittel 9 Vol-% mehr für die FK je Prozent C_{org} berechnet. Mit 6-9 Vol-% je Prozent C_{org} fanden Körschens und Waldschmidt (1995) auch auf Böden mitteleuropäischer Dauerfeldversuche ähnlich hohe Werte.

Nutzbare Feldkapazität (nFK)

Die nFK ist der Wassergehalt, der in einem gut gedrähten Boden maximal pflanzenverfügbar ist. Die Bodenkundliche Kartieranleitung veranschlagt im Schnitt 0,6 Vol-% je Gew-% OBS. Hollis et al. (1977) fanden wiederum etwa einen doppelt so großen Anstieg der nFK, nämlich um 2,14 Vol-% je Gew-% C_{org} . Riek et al. (1992) fanden für Sande verschiedenen Ausgangsgesteins leicht unterschiedliche Regressionen mit Steigungen von 0,8 bis 1,4 Vol-% je % OBS für $A_{(e)h}$ -Horizonte und von 1,2 bis 2,3 Vol-% für $B_{(s)v}$ -Horizonte. Kay et al. (1997) geben mittels einer Pedotransferfunktion den Zuwachs der nFK je % C_{org} für zwei verschiedene Tongehalte (7 und 35%) mit 4 bzw. 2 Vol-% an. Haynes und Naidu (1998) kommen dagegen in einem Übersichtsartikel zu dem Schluss, dass die nFK mit dem Gehalt an OBS nicht zunimmt, weil der Totwasseranteil in gleichem Masse steigt wie die Feldkapazität.

Luftkapazität (LK)

Laut Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG Boden, 1994) steigt die Luftkapazität mit dem Gehalt an OBS weniger deutlich an als die nFK, für Sandböden weist sie teilweise sogar Abschlüsse aus.

2.2.8 Speicherung und Freisetzung von Nährstoffen

Die OBS spielt eine bedeutende Rolle bei der Speicherung und Freisetzung von Stickstoff, Phosphor, Schwefel und Spurenelementen (Baldock und Nelson, 2000). Die Spurenelemente werden in Kapitel 2.2.15 behandelt.

Stickstoff

Fast der gesamte Stickstoff in Böden ist in der OBS gebunden. Abgesehen von Böden mit starker NH_4^+ -Fixierung (reich an Vermiculit, Illit oder Smectit) liegt in Böden mehr als 90% (Amberger, 1996) oder sogar 97% (Baldock und Nelson, 2000) des Stickstoffs in organischer Bindung vor. Der N-Vorrat ist mit dem C_{org} -Gehalt eng korreliert, weil das $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_t$ -Verhältnis für landwirtschaftlich genutzte Böden nur im Bereich von 10-15 variiert, wobei Grünland etwas weitere C/N-Verhältnisse aufweist als Ackerböden (Gregorich et al., 1994). Pflanzenverfügbar sind jedoch nur die mineralischen N-Formen (NH_4^+ und NO_3^-), die in landwirtschaftlich genutzten Mineralböden aber selten mehr als 1% des N_t ausmachen (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Der organische N-Pool steht über die mikrobiellen Prozesse der N-Mineralisierung und N-Immobilisierung im Austausch mit dem mineralischen N-Pool. Bei einem C/N-Verhältnis des von den Mikroorganismen umgesetzten Substrats von <20 bzw. >30 tritt in der Regel Mineralisierung bzw. Immobilisierung auf (Norton, 2000). Die Mineralisierung ist besonders ausgeprägt während der Predation von Mikroorganismen durch Protozoen und Nematoden (Bamforth, 2000). Da diese biologischen Prozesse von einer Vielzahl von Faktoren abhängig sind, lässt sich - im Gegensatz zu anderen Nährstoffen - die N-Verfügbarkeit nicht über eine chemische Extraktion darstellen (Blackmer, 2000). Auch herrscht keine Einigkeit darüber, welche Fraktionen der OBS relevant sind. Für Körschens und Schulz (1999) ist die chemisch und physikalisch stabilisierte Fraktion der OBS inert und nimmt daher nicht an den Umsetzungsprozessen teil. Sauerbeck (1992) führt dazu an, dass die Nährstoffwirkung der humifizierten Bestandteile aufgrund ihrer großen Menge nicht zu vernachlässigen ist.

Inkubationsversuche stellen eine sehr gute experimentelle Möglichkeit dar, Mineralisierung und Immobilisierung von N vorherzusagen. Zweifel an der Übertragbarkeit auf Feldbedingungen (Wetterverlauf und unvermeidliche Artefakte im Laborversuch (Zerstörung von Aggregaten, Schaffung neuer Oberflächen etc.)) sowie die lange Dauer der Versuche schränken deren Wert hingegen ein (Blackmer, 2000). Aus diesem Grund wurde oft versucht, die Ergebnisse von Inkubationsversuchen oder Feldversuchen durch Modelle zu simulieren (Benbi und Richter, 2002). Dennoch wird selbst der Wert der komplexesten Modelle dadurch begrenzt, dass sie gute Prognosen nur für genau jene Standorte liefern, an denen sie zuvor aufwändig kalibriert wurden (Benbi und Richter, 2002; Smith et al., 1997).

Phosphor

Phosphor liegt in Böden zu 25 - 65% an die OBS gebunden vor; in Unterböden werden dementsprechend niedrigere Werte erreicht (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Gemäß Scheffer und Schachtschabel (2002) ist das C/P-Verhältnis der OBS in Böden variabel von 100-1000, bei verwandten Böden aber relativ konstant und steigt von der Humusform Mull zu Rohhumus. Landwirtschaftliche Böden weisen im Mittel ein C_{org}/P_{org} -Verhältnis von 107 auf (Baldock und Nelson, 2000).

Schwefel

Unter oxidierenden Bedingungen macht organisch gebundener Schwefel 60 - 98% des Gesamt-Schwefelgehalts in A-Horizonten des humiden Klimabereiches aus (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Laut Baldock und Nelson (2000) liegt das mittlere C/S-Verhältnis der OBS bei 107.

In Estern gebundenes P und S kann durch Exoenzyme auch unabhängig von der Atmung der Biomasse (und damit von C- und N-Dynamik) freigesetzt werden (Baldock und Nelson, 2000). Trotzdem werden auch enzymatische Reaktionen von Wassergehalt und Temperatur beeinflusst.

2.2.9 Direkte Einflüsse auf das Pflanzenwachstum

Niedermolekulare organische Stoffe können verschiedene Stoffwechselprozesse in Pflanzen eindeutig stimulieren. Das gilt auch dann, wenn ein reiner Nährstoffeffekt ausgeschlossen werden kann. Huminstoffe fördern aufgrund bestimmter funktioneller Gruppen die Wurzelbildung. Ein Phänomen, das in der gärtnerischen Praxis vielfach ausgenutzt wird. Darüber hinaus gibt es Hinweise auf ein durch organische Düngung verbessertes antiphytopathogenes Potenzial, d.h. eine geringere Krankheitsanfälligkeit von Kulturpflanzen in humushaltigen Böden. Dabei ist nicht geklärt, ob dies durch Einflüsse auf den Stoffwechsel der Pflanze oder auf eine Beeinflussung des Gleichgewichtes zwischen saprophytischen und parasitischen Bodenorganismen zurückzuführen ist.

Allerdings können intensive Umsetzungsprozesse an Ansammlungen organischer Reste auch zu Keim- und Entwicklungsstörungen von Jungpflanzen führen (alle Angaben aus Sauerbeck (1992)).

2.2.10 Auswaschung von Stickstoff

Wegen seiner geringen Sorptionsneigung wird insbesondere Nitrat für die Auswaschung von Stickstoff aus Ökosystemen verantwortlich gemacht (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Andererseits zeigen neuere Untersuchungen, dass gelöster organischer Stickstoff (DON) signifikant zur Auswaschung und aufgrund seiner

allgemein leichten Mineralisierbarkeit, auch zur Eutrophierung von Gewässern beiträgt (Goffman, 2000). Bislang liegen diesbezüglich jedoch nur wenige Untersuchungen vor.

Aber auch für die Vorhersage der Nitrat-Auswaschung treten zu jenen Unwägbarkeiten, die im Kapitel 2.2.8 genannt sind, noch die Probleme hinzu, welche bei der Prognose von Sickerungsereignissen auftreten. Davies und Sylvesterbradley (1995) schätzten jedoch aus Dauerversuchen in Großbritannien, dass die Mineralisierung der OBS zu etwa einem Drittel zur Nitrat-Auswaschung aus Böden mit intensivem Weizenanbau beiträgt.

Heß und Mayer (2003) zeigen in einem Übersichtsartikel, dass in den meisten Untersuchungen, in denen benachbarte Betriebe verglichen wurden, der Nitrataustrag unter biologisch bewirtschafteten Flächen etwa ein Drittel dessen betrug, was unter konventionell bewirtschafteten ausgewaschen wurde. Da in Betrieben des ökologischen Landbaues keine löslichen Mineraldünger (abgesehen von Jauche) eingesetzt werden, muss hier sämtliches Nitrat (abgesehen vom atmosphärischen Eintrag) durch Mineralisierung aus der OBS (inklusive organischer Dünger oder Gründüngung) gebildet worden sein. Obwohl aus diesem Grund im biologischen Landbau ein höherer OBS-Gehalt angestrebt (Leithold, 1994; Leithold und Hülsbergen, 1997) und in der Regel auch erreicht wird (Emmerling und Schröder, 1999; Ryan, 1999), gelten biologische Betriebe dennoch meist als N-limitiert (Leithold und Hülsbergen, 1998). Zusammengefasst bedeuten diese Informationen, dass eher weniger als ein Drittel der Nitratbelastung des Grundwassers in konventionellen Betrieben der Mineralisierung der OBS entstammen dürfte.

2.2.11 Redoxpotenzial

Werden organische Kohlenstoffverbindungen in Böden unter Sauerstoffmangel abgebaut, so sinkt das Redoxpotenzial, weil die Elektronenakzeptoren in der Reihenfolge abnehmender Oxidationskraft (O_2 , NO_3^- , $Mn(IV)$, $Fe(III)$, SO_4^{2-} , CO_2) von den Mikroorganismen verbraucht werden. Umgekehrt reichern sich reduzierte Verbindungen, H_2O , N_2 , $Mn(II)$, $Fe(II)$, HS^- und CH_4 , aber auch Gärungsprodukte wie H_2 und organische Säuren und Alkohole, an. Da einige der reduzierten Verbindungen phytotoxisch sind, Sauerstoffmangel die Biomasse von Bodenfauna und Mikroorganismen reduziert und unter anaeroben Bedingungen die Freisetzung von Nährstoffen verändert sein kann, sind diese Prozesse hier von Bedeutung. Allerdings reagiert die Pt-Elektrode unterschiedlich sensitiv auf redoxaktive Spezies. So werden NO , N_2O , NO_3^- , NO_2^- und CH_4 kaum (Klüber und Conrad, 1998), O_2 , Fe_2^+ , HS^- und H_2 dagegen sehr stark an der Redoxelektrode angezeigt (Fischer, 1987). Daher kann aus dem Redoxpotenzial nicht direkt auf die Konzentration o.g. Stoffe geschlossen werden. Man kann aber davon ausgehen, dass bei Redoxpotenzialen unter + 0,4 V (pH 7) Sauerstoffmangel eintritt (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Die Entwicklung des Redoxpotenzials hängt neben der Temperatur (allgemeine Aktivität der Mikroorganismen) ganz entscheidend von der Nachlieferungsrate an Sauerstoff (Porosität und Wassergehalt) sowie der Menge der vorhandenen Elektronenakzeptoren ab (Peters und Conrad, 1996). Aber auch die Menge an umsetzbarer organischer Substanz ist als treibende Kraft für die oben aufgelisteten Prozesse eine wichtige Steuergröße für das Redoxpotenzial (Achnich et al., 1995; Patrick und Jugsujinda, 1992). Da die Vorgänge insgesamt sehr komplex sind, haben bisher lediglich van der Peijl und Verhoeven (1999) ein Modell für Auengebiete in den Niederlanden und Bossio et al. (1999) ein Modell für Nassreisboden vorgeschlagen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass negative Veränderungen des Redoxpotenzials durch hohe Gehalte an umsetzbarer OBS nur in Verbindung mit hohen Wassergehalten oder Verdichtungen auftreten.

2.2.12 Freisetzung klimarelevanter Gase

Als klimarelevante Gase werden solche bezeichnet, die den Strahlungshaushalt und damit das Klima der Erde beeinflussen (vgl. Kap. 7). Diesbezüglich sind in erster Linie CO_2 , N_2O und CH_4 von Bedeutung. Ihr relatives Treibhauspotenzial beschreibt die Absorptionskapazität der einzelnen Gase in Bezug zum Kohlendioxid. Diese so genannten CO_2 -Äquivalente sind für unterschiedliche Zeiträume in Tab. 2-2 wiedergegeben.

Tab. 2-2: Treibhauspotenzial verschiedener Treibhausgase (IPCC, 2001)

Gas/Zeitraum	20 Jahre	100 Jahre	500 Jahre
Kohlendioxid (CO_2)	1	1	1
Methan (CH_4)	62	23	7
Distickstoffoxid (N_2O)	275	296	156

Kohlendioxid (CO_2)

Die organische Substanz von Böden kann für atmosphärisches CO_2 sowohl als Senke als auch als Quelle fungieren. Die Rückführung photosynthetisch gespeicherten Kohlendioxids und dessen Festlegung in Form der organischen Bodensubstanz bewirkt eine Speicherung im Boden. Andererseits können bestimmte Verfahren der Bodennutzung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung) zu einem verstärkten Abbau der OBS, einhergehend mit der Freisetzung des Abbauproduktes CO_2 führen. Doch nicht nur die Bodenbearbeitungsverfahren beeinflussen die C-Gehalte in Böden, auch Änderungen im Wasserhaushalt wirken sich auf diese beiden Prozesse aus. So führen höhere Wassergehalte in der Regel zu steigenden Gehalten an OBS, weil die Produktivität des

Standortes zunimmt und der Abbau der in Microsites lokalisierten OBS zunehmend durch Sauerstoffmangel gehemmt wird. Umgekehrt bewirken geringere Wassergehalte in der Regel eine verstärkte Mineralisierung der OBS.

Methan (CH₄)

Methan ist das Endprodukt des anaeroben Abbaus organischer Kohlenstoffverbindungen (OBS) durch methanogene Bakterien. Deshalb tritt Methan insbesondere unter zunehmenden Feuchtebedingungen in Erscheinung. Dies trifft in erster Linie auf die subhydrischen und semiterrestrischen Böden sowie Moore zu. In diesen unterliegen die z.T. hohen Gehalte an OBS dem anaeroben Abbau. Ob in Mooren eine Freisetzung von CH₄ stattfindet, hängt nach Meyer et al. (2001) von der Mächtigkeit wassergesättigter bzw. luftführender Schichten ab.

Böden sind andererseits auch durch die Aktivität methanotropher Bakterien die derzeit einzig bekannten biogenen Nettosenken für atmosphärisches Methan. Sie besitzen eine geschätzte globale Aufnahmekapazität von ca. 30-40 Tg Methan pro Jahr (Dörr et al., 1993). Selbst in methanproduzierenden Böden werden während der Passage durch die oxischen Zonen an der Bodenoberfläche und den wurzelumgebenden Boden bis zu 97% des produzierten Methans oxidiert, bevor es in die Atmosphäre gelangt (Krüger et al., 2000).

Lachgas (N₂O)

Relativ zu CO₂ besitzt das N₂O ein deutlich höheres Treibhauspotenzial (vgl. Tab. 2-2). Sein Abbau erfolgt in der Stratosphäre und ist im Zuge dessen zusätzlich an der Zerstörung des Ozons beteiligt.

Die Bildung von N₂O in Böden erfolgt sowohl über die Prozesse der Nitrifikation als auch der Denitrifikation in Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt sowie den Redoxverhältnissen (Haider, 1996). Bei niedrigen Wassergehalten ist der Beitrag der Nitrifikation an der Produktion von N₂O zunächst gering und steigt mit höheren Wassergehalten an. Mit weiterer Steigerung der Wassergehalte erfolgt die N₂O-Bildung durch Denitrifikation. Diese nimmt unter zunehmend anaeroben Bedingungen ab, da eine Reduktion des Nitrates zu N₂ erfolgt (Haider, 1996).

Neben Wassergehalt und Redoxpotenzial sind nach Mosier (1993) die Temperatur, die Konzentrationen an Ammonium bzw. Nitrat im Boden und der pH-Wert die kontrollierenden Faktoren von Nitrifikation bzw. Denitrifikation. Für die Denitrifikation tritt noch die Menge an umsetzbarem organischem Kohlenstoff hinzu, denn da es sich bei den Denitrifikanten um heterotrophe Organismen handelt, benötigen sie diesen als Energiequelle (vgl. Kap. 2.2.3) und zur Synthese von Zellbestandteilen. Untersuchungen von Włodarczyk et al. (2003) zeigen eine enge positive Korrelation zwischen der Bildung von N₂O-N und dem C_{org}-Gehalt. Nach Scheffer und Schachtschabel

(2002) können lokal hohe Gehalte an leicht verfügbarem Kohlenstoff über eine verstärkte Mikroorganismen-tätigkeit zu O₂-freien Räumen führen, so dass die Denitrifikation auch bei niedrigen Wassergehalten (unterhalb von 60-70 Vol-%) erfolgt. Kaiser et al. (1996) konnten an Hand von Untersuchungen unterschiedlicher Böden Europas feststellen, dass ansteigende C- und N-Gehalte im Boden gasförmige N-Verluste forcieren. Sie fanden weiterhin enge Korrelationen zwischen N₂O-Emissionen sowie denitrifikationsbedingten N-Verlusten und den Bodenparametern organischer C- und mineralischer N-Gehalt.

Kilian et al. (1997) ermittelten aus drei Dauerversuchen, dass auf den organisch gedüngten Varianten die N₂O-Freisetzung tendenziell, aber nicht signifikant, höher war als auf den in gleicher Höhe mineralisch gedüngten Varianten.

2.2.13 Kationenaustauschkapazität (KAK)

Isolierte Huminstoffe haben eine potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) von - 3-14 mmol_c g⁻¹. Da sich im Verlauf der Humifizierung der Anteil von Carboxylgruppen an der OBS erhöht und in Böden ein Teil der Carboxylgruppen durch Wechselwirkung mit der Mineralphase sowie durch Komplexbildung nicht am Austausch beteiligt sind, liegt die KAK der OBS insgesamt jedoch mit 0,6-3,0 mmol_c g⁻¹ deutlich niedriger (Sparks, 1995). In der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) (AG Boden, 1994) wird zur Abschätzung der KAK_{pot} von durchschnittlich 2 mmol_c g⁻¹ OBS ausgegangen (AG Boden, 1994); Baldock und Nelson (2000) beziffern die durchschnittliche KAK_{pot} der OBS dagegen mit 3 mmol_c g⁻¹. Körschens (1997) ermittelte auf dem Dauerfeldversuch von Bad Lauchstädt anhand von Parzellen mit extrem hohen Humusgehalten eine KAK_{pot} der OBS von 5-7 mmol_c g⁻¹ C_{org}.

Renger (1965) gruppiert die Daten nach Bodentypen und findet eine KAK_{pot} zwischen 1,8 (Podsole) und 3,0 (Schwarzerden) mmol_c g⁻¹ OBS. Da es sich bei der OBS um variable Ladung handelt hängt die effektive KAK zusätzlich stark vom pH ab. So fanden Helling et al. (1964) folgende Beziehung:

$$(6) \quad KAK_{\text{eff}} = 0,51 \text{ pH} - 0,59 [\text{mmol}_c \text{ g}^{-1} \text{ C}_{\text{org}}].$$

Auch die Art der Düngung scheint die spezifische KAK der OBS zu beeinflussen. Ergebnisse des Askover Dauerfeldversuches (Dänemark) zeigen, dass die OBS des Lehm-bodens nach Mineraldüngung eine KAK_{pot} von 5,6 mmol_c g⁻¹ aufwies, nach organischer Düngung dagegen nur von 3,8 mmol_c g⁻¹ (Haynes und Naidu, 1998).

Nimmt man zu diesen Zahlen den allgemeinen Zusammenhang zwischen Bodenart und OBS-Gehalt grundwasserferner Standorte hinzu (vgl. Kap. 2.1.1), so wird deutlich, dass die OBS in Lehmen, Schluffen und Tonen weniger als 45% der KAK ausmacht,

wohingegen sie in reinen Sanden den weitaus größten Teil zur ohnehin sehr niedrigen KAK beiträgt.

2.2.14 pH-Pufferung

Die kurzfristige pH-Pufferung zeigt eine ähnliche Abhängigkeit von C_{org} wie die KAK. Curtin et al. (1996) fanden für eine große Anzahl von Böden folgende Beziehung:

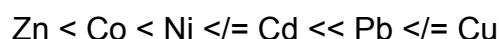
$$(7) \quad \text{titrierbare Azidität bis pH 8} = 0,02 + 59 C_{org} \Delta pH + 3,0\% \text{ Ton } \Delta pH \quad (r^2=0,95).$$

Der langfristigen Versauerung von Böden kann die OBS – verglichen mit Karbonaten und Silikaten - dagegen nur eine vergleichsweise geringe Pufferkapazität entgegensetzen (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

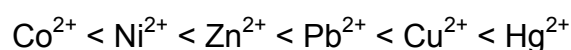
2.2.15 Bindung von Schwermetallen

Neben Tonmineralen und pedogenen Oxiden trägt die OBS zur Festlegung von Schwermetallen (darunter sind auch Cu, Zn und Co, welche als Mikronährstoffe für Pflanzen unentbehrlich sind) bei. Nach Blume et al. (1988) dominiert oberhalb eines für jedes Element spezifischen Grenz-pH-Wertes ($Cd = 6,0$; Zn, Ni und $Co = 5,5$; alle weiteren 4,0-4,5.) die spezifische (und damit sehr feste) Adsorption der jeweiligen Hydroxokomplexe an pedogenen Oxiden. Unterhalb dieser Grenz-pH-Werte wirken vornehmlich die beiden anderen Adsorber. Die OBS weist dabei für jedes Element eine etwas höhere Bindungsstärke auf als die Tonminerale (Blume et al., 1988). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass an der OBS kovalente Bindungen zu benachbarten OH-Gruppen (insbesondere an Salicyl-Einheiten (Kordel et al., 1997) und damit metall-organische Komplexe ausgebildet werden (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Da in grundwasserfernen Böden jedoch der Tongehalt weit über dem Gehalt an OBS liegt (vgl. Kap. 2.1.1), kommt in solchen Böden beiden Adsorbieren eine vergleichbare Bedeutung zu (Blume et al., 1988). Dies bedeutet jedoch auch, dass sowohl die Bindungsfestigkeit als auch die Bindungskapazität der Schwermetalle durch eine Erhöhung des Gehalts an OBS gesteigert werden kann.

Nach Blume et al. (1988) steigt unterhalb des Grenz-pH-Wertes die relative Bindungsstärke von Schwermetallen an der OBS in der Reihenfolge



an. Dagegen nimmt nach Kordel et al. (1997) die Bindungsfestigkeit an Huminsäuren und Fulvosäuren in der Reihenfolge



zu. Die Bindungskapazität erhöht sich nach Kordel et al. (1997) in der Reihenfolge

$$\text{Cd} < \text{Zn} < \text{Co} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Pb}.$$

Daher befindet sich anthropogen zugeführtes Hg, Cu und Pb bei schwach sauren Bedingungen hauptsächlich in organisch gebundener Form.

Um die Sorptionsisothermen von Cadmium, Blei und Zink an 124 Bodenproben ($C_{\text{org}} = 0,3 - 34\%$; $\text{pH} = 3,3 - 6,7$; $\text{Ton} = 13 - 43\%$) zu beschreiben, erstellten Gäth und Schug (2000) Pedotransferfunktionen der allgemeinen Gleichung:

$$(8) \quad S_{\text{SM}} [\text{mg kg}^{-1}] = a * C_{\text{SM}} [\mu\text{g l}^{-1}]^b * C_{\text{H}^+} [\text{M}]^c * \%C_{\text{org}}^d * \% \text{Ton}^e.$$

Die Faktoren für die Funktionen sind in Tab. 2-3 wiedergegeben.

Tab. 2-3: Faktoren der Pedotransferfunktionen für die Sorption von Schwermetallen, entsprechend obiger Gleichung (nach Gäth und Schug, 2000)

	a	b	c	d	e	r^2
Cadmium	$4,47 \cdot 10^{-5}$	0,869	-0,486	0,718	0,28	0,97
Blei	1,2	0,368	-0,245	0,334	0,137	0,67
Zink	$3,54 \cdot 10^{-4}$	0,627	-0,579	0	0,472	0,94

Diese Art der Gleichung berücksichtigt weder die pedogenen Oxide, noch bringt sie die pH-abhängige Bedeutung der einzelnen Adsorber (s.o.) zum Ausdruck, dennoch zeigen die Regressionskoeffizienten (r^2), dass der Datensatz zumindest für Cd und Zn gut beschrieben wurde. Die Exponenten für C_{org} sind deutlich größer als für Ton, weshalb die Rolle der OBS für die Adsorption der Schwermetalle entsprechend höher einzustufen ist als der Tongehalt.

Steigt der pH-Wert über 7, wird die Bindung der Schwermetalle an Fe- und Al-Oxiden immer fester. Unter diesen Bedingungen ermöglichen erst gelöste organische Substanzen (DOM) eine nennenswerte Konzentration dieser Elemente in der Bodenlösung und damit die Sicherstellung der Mikronährstoffversorgung der Pflanze (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Generell kann DOM auch die Verlagerung von Schadstoffen (auch organischen) bewirken, aber die Steuerungsgrößen für einen erhöhten Austrag von DOM aus Böden sind bisher nur unzureichend verstanden (Kalbitz et al., 2000). Anscheinend fördern jedoch all jene Bedingungen, die eine gesteigerte mikrobielle Aktivität bewirken (hoher pH-Wert, hohes C/N-Verhältnis im Boden und im Heisswasserextrakt, hohe C_{hwl} -Gehalte, Wiederbefeuchtung nach langer Trockenheit), eine DOM-Freisetzung,

wohingegen eine hohe KAK bei hoher Basensättigung sowie hohen $\text{Fe}_{\text{ox-}}$ und $\text{Fe}_{\text{d-}}$ Gehalten die Festlegung von DOM fördern (Kalbitz und Knappe, 1997).

2.2.16 Festlegung organischer Schadstoffe

Die OBS ist von entscheidender Bedeutung für die Adsorption von Organika an Böden (Stangroom et al., 2000). Diese Adsorption kann meist gut mit der Freundlich-Isotherme beschrieben werden (Scheffer und Schachtschabel, 2002):

$$(9) \quad x/m = K_f c^{1/n}$$

wobei x die sorbierte Masse, m die Masse des Absorbers (Boden) und c die Gleichgewichtskonzentration in der Lösung ist. n beschreibt die Nicht-Linearität und K_f die Steigung (Bindungsfestigkeit) der Isotherme. Da K_f meist gut mit C_{org} korreliert ist (Stangroom et al., 2000), wird der Term

$$(10) \quad K_{\text{OC}} = K_f / C_{\text{org}} [\%] * 100$$

oft als eine Konstante angesehen. Wilcke (2000) benennt verschiedene Möglichkeiten, um die K_{OC} -Werte aus den K_{OW} -Werten (Oktanoll:Wasser-Verteilungskoeffizienten) zu berechnen. Die in Delle Site (2001) für eine große Anzahl von Organika aufgeführten Literaturdaten der K_{OC} -Werte, zeigen jedoch nennenswerte Unterschiede. Diese können bei jenen Stoffen, die sich wie schwache Säuren/Basen verhalten, darauf zurückzuführen sein, dass sie je nach pH-Wert ihre Hydrophobizität durch Abspaltung/Anlagerung von Protonen verändern (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Außerdem lässt sich gerade für die stärker polaren Verbindungen auch eine Sorption an Mineralen der Tonfraktion belegen (Stangroom et al., 2000). Der größte Anteil der Variation der K_{OC} -Werte dürfte jedoch durch Unterschiede in der Qualität der OBS selbst zu erklären sein. So korreliert die Bindung apolarer Pestizide bzw. PAK am besten mit dem Aromatenanteil der OBS (Ahmad et al., 2001; Marschner, 1999; Perminova et al., 1999; Wilcke, 2000). Chefetz et al. (2002) fanden dagegen einen Zusammenhang zwischen der PAK-Bindung und dem Aliphatenanteil. Da beide im Verlauf der Humifizierung der OBS ansteigen, decken sich diese Befunde mit jenen, die eine Beziehung zum Humifizierungsgrad feststellen (Stangroom et al., 2000). Weil Kohlepartikel aus unvollständiger Verbrennung z.B. in deutschen Tschernosemen einen Anteil von bis zu 45% des C_{org} ausmachen können, wird neuerdings die Frage gestellt, ob der in der OBS gemessene Aromatenanteil zum großen Teil auf diesen „black carbon“ zurückzuführen ist. Sofern „black carbon“ in einem Boden vorhanden ist, trägt er sicher entscheidend zur Sorption organischer Schadstoffe bei (Schmidt und Noack, 2002).

Organika, die durch Lösungsmittel nicht mehr extrahiert werden können, werden „bound residues“ genannt. Ihre Struktur und die Art der Bindung an die OBS legen nahe, dass es sich um mikrobielle Metaboliten handelt (Richnow et al., 1997), zumal ihre Entstehung durch leicht abbaubare Substrate gefördert wird (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Da für PAK an DOM ähnliche (oder mit der Molekülgröße der DOM zunehmende) K_{OC} -Werte wie an Festphasen-OBS gefunden wurden (Haitzer et al., 1999; Raber und Kögel-Knabner, 1997), kann DOM zur Verlagerung dieser Stoffe beitragen (Kögel-Knabner et al., 2000, Petruzzelli et al., 2002).

2.2.17 Abbau organischer Schadstoffe

Der Einfluss der OBS auf den Abbau von Organika wird derzeit noch kontrovers diskutiert. Während viele Arbeiten eine Förderung des Abbaus von Pestiziden oder PAK durch steigende Humusgehalte oder durch Zugabe organischer Substanzen feststellten (Hur und Park, 2003; Kästner und Mahro, 1996; Kookana et al., 1997; Papiernik et al., 2002; Park et al., 2001; Rosenbrock et al., 1997; Steinle et al., 2000; Thiele und Brümmer, 1998), fanden andere Autoren uneinheitliche Effekte (Di et al., 1998) oder sogar generell eine Hemmung des Abbaus (Karpouzas und Walker, 2000).

Als Ursache dafür werden jedoch von allen Autoren zwei unterschiedliche, sich entgegengesetzt auswirkende, Eigenschaften der OBS angesehen, von denen dann eine im jeweiligen Versuch dominiert. Einerseits fördert die OBS Biomasse, Aktivität und Vielseitigkeit der Abbauleistung (metabolische Diversität) der Mikroorganismen (Emmerling und Schröder, 1999; Erickson et al., 1995; Kästner und Mahro, 1996). Andererseits ist die OBS (wie im Kap. 2.2.16 ausgeführt) verantwortlich für Sorption und Festlegung organischer Schadstoffe. Negative Einflüsse der OBS auf den Schadstoffabbau werden daher auf die durch Sorption verringerte Verfügbarkeit der Schadstoffe für die Mikroorganismen zurückgeführt (Bouchez et al., 1996; Di et al., 1998; Karpouzas und Walker, 2000).

Es sind jedoch unterschiedliche Fraktionen der OBS, die diese gegensätzlichen Effekte bewirken. Für die Sorption organischer Verbindungen ist insbesondere die stärker umgesetzte, humifizierte OBS mit erhöhten Gehalten an Alkyl-, Aryl- und Carboxyl-C verantwortlich (s.o.), während die umsetzbaren Anteile der OBS die mikrobielle Aktivität, Diversität und Abbauleistung erhöhen (Boyle und Shann, 1998; Erickson et al., 1995; Thiele und Brümmer, 1998).

Schadstoffe, wie z.B. PAK mit mehr als vier Ringen, dienen den abbauenden Mikroorganismen nicht als alleinige C- und Energiequelle. Für den Abbau solcher Stoffe sind zusätzliche Substrate sogar unabdingbar (co-metabolischer Abbau) (Bouchez et al., 1996).

DOM kann wiederum nicht nur die Verlagerung, sondern auch die Verfügbarkeit organischer Schadstoffe steigern. So konnten Gamerdinger et al. (1997) zeigen, dass die Abbaurate von Naphthalin eine Funktion der Konzentration gelösten Naphthalins war und beide nahmen ab, wenn die DOM aus dem System entfernt wurde.

Aufgrund all dieser Zusammenhänge ist es bisher nicht möglich, quantitative Prognosen für den Einfluss des C_{org} -Gehalts auf die Abbauleistung organischer Schadstoffe zu treffen.

2.3 Einfluss der Standortfaktoren auf die organische Bodensubstanz

2.3.1 Qualitative Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und OBS

Die organische Bodensubstanz ist ein in Zusammensetzung und Größe veränderlicher Bodenbestandteil, der sensibel auf Umgebungsveränderungen reagiert. Sie wird maßgeblich vom Klima und den Bodeneigenschaften beeinflusst.

Unter den Bedingungen des gemäßigt-humiden Klimas Mitteleuropas ist die OBS sehr eng mit der Temperatur korreliert. Eine Erhöhung der Temperatur bringt durch die höhere Abbaurate des zunehmenden Mikroorganismenbesatzes eine Verarmung an OBS mit sich (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Hohe Niederschläge haben durch anaerobe Verhältnisse einen abbauhemmenden Einfluss und führen zu einer Anreicherung an OBS (Scheffer, 1998). Untersuchungen auf Grünland in den westlichen Präriegebieten der USA zeigten, dass der Gehalt an OBS mit steigendem Niederschlag bis 800 mm zunahm und sich schließlich auf einem Gleichgewichtsniveau einpegelte (Guggenberger and Haider, 2001).

Hochanstehendes Grundwasser bewirkt eine OBS-Anreicherung; die Abbaugeschwindigkeit verringert sich mit abnehmendem Luftgehalt im Boden (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Nicht nur die Menge an OBS, sondern auch deren chemische Zusammensetzung werden durch die klimatischen Faktoren Temperatur und Niederschlag beeinflusst. Die Untersuchung zersetzter Streu der Kiefer (*Pinus sylvestris*) über einen europäischen Klimatransekt zeigte, dass der Abbau unter feuchtem, warmen Klima zu mehr rekalkitranter OBS führt als unter trockenem, kalten Klima (McTiernan et al., 2003).

Generell ist der OBS-Gehalt und Aufbau stark vom Zusammenspiel zwischen Temperatur und Niederschlag abhängig. Nasses, kühles Klima führt zu einer

Verringerung des Abbaus und damit zu einer Anreicherung an OBS, wohingegen feuchtes, warmes Klima den schnellen Abbau begünstigt (Carter, 1995).

Der übergreifende Einfluss des Klimas wird durch Bodentyp und Relief beeinflusst. Kleinräumige Unterschiede im Klima, hervorgerufen durch das Relief, beeinflussen die biologische Aktivität, an Südhängen kann aufgrund höherer Bodentemperaturen eine stärkere Mineralisierung als an Nordhängen erfolgen (Kofalk, 1998). Zusätzlich beeinflusst die Hanglage den Humusgehalt der Böden durch Erosion. Der humose Horizont wird von der Hangkuppe zum Hangfuß mächtiger (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Bei ackerbaulich genutzten Mineralböden bestehen zwischen dem Humusgehalt und dem pH-Wert unterschiedliche Beziehungen. Eine pH-Erhöhung stimuliert gleichzeitig die Mineralisierung und erhöht die Streuproduktion durch höhere Erträge. Als Folge können sich beide Effekte aufheben (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Mit Blick auf die Textur haben feinkörnige Böden unter gleichen klimatischen Bedingungen oftmals höhere Humusgehalte als Sand- und Schluffböden. Dies beruht (a) auf häufiger auftretenden anaeroben Bedingungen, (b) auf höheren Gehalten an Aggregaten, in denen die eingeschlossenen C-Verbindungen vor der Zersetzung durch Mikroorganismen geschützt sind und (c) auf der Eigenschaft von Tonmineralen, organische Stoffe zu adsorbieren und im Zwischenschichtraum einzulagern und damit den mikrobiellen Abbau zu vermindern (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Neben der Textur, als eine dem Boden innewohnende Eigenschaft, werden die Temperatur und der Niederschlag als die wichtigsten Einflussfaktoren für den Gehalt an OBS angesehen. Letztere kontrollieren die Menge an Kohlenstoff, die durch Photosynthese fixiert wird und die Abbau- und Mineralisierungsrate des organischen Materials.

Ergänzend ist zu erwähnen, dass der Gehalt an organischer Substanz einem jahreszeitlichen Rhythmus unterliegt (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

2.3.2 Quantitative Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und OBS

Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland werden in den Arbeiten von Thimm (1979), Körschens et al. (1998) und Springob et al. (2001) quantitative Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und OBS vorgestellt.

Thimm (1979) untersuchte Humusgehalte und -mengen in A_p -Horizonten ostniedersächsischer Sandbodentypen in Abhängigkeit von Standortfaktoren und Nutzungsbedingungen. Er fand u.a. eine Beziehung der C_{org} -Gehalte zu den Jahresnieder-

schlagen heraus. In Übereinstimmung mit Springob et al. (2001) lässt sich allgemein formulieren, dass mit zunehmender Bodendurchfeuchtung der Gehalt an C_{org} zunimmt.

Springob et al. (2001) untersuchten die C_{org} -Gehalte aus elf norddeutschen Landschaften entlang eines Nordwest-Südost-Niederschlagsgradienten. Ein wesentliches Ergebnis seiner Arbeiten ist, dass die Nutzungsgeschichte eines Standortes einen wesentlichen Einfluss auf den C_{org} -Gehalt ausübt. So lassen sich erhöhte C_{org} -Gehalte z.B. durch eine zurückliegende Plaggenesch-Kultur erklären oder im Fuhrberger Feld (Niedersachsen) aus einer früheren Grünlandnutzung, die bei Grünland noch bis zu 100 Jahren nachwirken können. Der Grünlandumbruch wurde infolge von Grundwasserabsenkungen (Förderung von Grundwasser durch die Wasserwerke) eingeleitet und hatte zum Ziel, die ökonomische Situation der landwirtschaftlichen Betriebe zu verbessern.

Neben dem Klima spielt auch die Bodentextur eine große Rolle für die Gehalte an OBS. So konnten Körschens et al. (1998) aufgrund von Untersuchungen an ungedüngten Parzellen von Dauerdüngungsversuchen enge positive Beziehungen zwischen Tongehalt und der inerten Fraktion der OBS nachweisen.

Neben solchen kausalanalytischen Arbeiten wird zunehmend versucht, die Abhängigkeit der OBS von Standortfaktoren über mathematische Modelle zu beschreiben. So wird z.B. im Candy-Modell der Umsatz der organischen Substanz über die wirksame Mineralisierungszeit berechnet und quantifiziert (Franko, 1997).

In der folgenden Tabelle 2-4 ist ein Überblick über die vorhandenen quantitativen Zusammenhänge der gesichteten Literatur dargestellt. Dabei werden die betrachtete Fraktion der OBS, die eingehenden Standortfaktoren und, soweit in der Literatur angegeben, die funktionalen Zusammenhänge dargestellt.

Tab. 2-4: Literaturübersicht bzgl. des Zusammenhangs zwischen OBS und Standortfaktoren (Auswahl)

Literaturquelle	C-Pool	Jahresniederschläge (Nd _j)	Jahrestemperatur (T _j)	reale Verdunstung	nutzbare Feldkapazität	Textur	mathematische Funktion
(Lal et al., 1996)	C _{org}	x	x	x	x		
(Nichols, 1984)	C _{org} [%]	x				Ton	%OC = -0.5 + 0.0098 Ton + 0.06 Nd _j
(Davidson et al., 1995)	C _{org}		x			Ton	
(Körschens, 1997)	C _{inert} [%]					Ton	% C _{inert} = 0.068 Ton(%) + 0.182 oder 0.04 bis 0.05 Ton+Feinschluff (%)
(Hassink, 1997)	C _{org} [g/kg]					Ton / Schluff	
(Hassink, 1996)	C _{org} [g/kg]					Ton / Schluff	g C / kg soil = 4.09 + 0.39 % particles <20 µm
(Jenny, 1980)	N		x	x			
	C _{org} [%]	x	x				
	N		x				
(Burke et al. 1989)	C _{org} [kg/m ²]	x	x				
	C _{org} -Verlust [kg/m ²]	x	x				
(Thimm, 1979)	C-Gehalt [%]	x					C-Gehalt = 0,003 * Nd _j + 1,131
(Springob et al., 2001)	C-Menge [g/kg]	x					

Abschließend sei darauf verwiesen, dass selbst unter ungünstigen Bedingungen bestimmte Gehalte an organischer Substanz in Böden nicht unterschritten werden. So wurde in Rothamsted nach 50-jähriger Monokultur mit Weizen ohne organische Düngung ein C_{org}-Gehalt von 0.89% nicht unterschritten (Jenkinson, 1990). Auch

Körschens (1997) kommt zu ähnlichen Ergebnissen. So stellt er fest, dass bei fehlenden Düngungsmaßnahmen ein unteres Niveau an OBS erreicht wird und erhalten bleibt.

2.4 Einfluss landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die organische Bodensubstanz

Landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen haben neben den Standortbedingungen entscheidenden Einfluss auf den Gehalt und die Qualität der OBS. Bleibt ein Nutzungssystem über mehrere Jahrzehnte hinweg konstant, so stellt sich mit der Zeit ein Gleichgewicht zwischen Auf- und Abbau der OBS ein (Jenkinson, 1988). Folgende Bewirtschaftungsmaßnahmen haben im gemäßigten Klima den stärksten Einfluss auf die OBS:

- Wechsel der Landnutzung
- Applikation von mineralischem und organischem Dünger, Kalkung
- Anbau humusmehrender bzw. humuszehrender Fruchtarten
- Art der Bodenbearbeitung (konventionell mit Pflug oder pfluglos)

2.4.1 Wechsel der Landnutzung

Gravierende Wechsel der Landnutzung sind der Umbruch von Grünland zu Ackerland oder die Umwandlung von mit Bäumen bestandenen Flächen in Grün- oder Ackerland. Dies führt zu einer verstärkten Mineralisierung von Kohlenstoff und damit zu Verlusten von 10-65% an organischem C (Bowmann et al., 1990; Davidson und Ackermann, 1993). Daher sind die C_{org} -Gehalte unter ackerbauliche Nutzung im Vergleich zu Wald oder Grünland deutlich geringer.

Nach Änderung der Nutzungsform erfolgt in den ersten Jahren ein Mineralisierungsschub und führt damit zu hohen C-Verlusten (vgl. Abb. 2-6) (Bowmann et al., 1990; Burke et al., 1989). Nierop et al. (2001) fanden nach 70 Jahren Ackerbau aufgrund der höheren Mineralisierungsrate unter Ackerland eine stärker zersetzte und humifizierte OBS, wohingegen unter Grünland der Anteil wenig abgebauter und leicht abbaubarer OBS deutlich höher war.



Abb. 2-6: Mittlere Veränderung der C-Gehalte in 0-15 cm im A_p eines Phaeozems (kanadische Prärie) nach Gründlandumbruch und Ackernutzung (Probenahme vor der Ernte) (Monreal und Janzen, 1993).

Allerdings kann eine ackerbauliche Nutzung auch zum Aufbau von OBS führen, wenn extrem C-arme Substrate (z.B. Rekultivierungsböden, Brachflächen, Wüsten) erstmals in Kultur genommen werden.

2.4.2 Düngung

Mineralische Düngemittel und Kalk beeinflussen den Gehalt an OBS indirekt über die Höhe der Erträge und damit der Ernterückstände. Je mehr die Erträge bei vergleichbarer Fruchtfolge durch Düngung oder Kalkung gesteigert werden, desto mehr Pflanzenmasse (Wurzeln, Erntereste, z.B. Stroh) akkumuliert im Boden, was eine Anhebung des OBS-Gehalts zu Folge haben kann. Über den Eintrag organischer Düngemittel (Gülle, Mist, Kompost, Klärschlamm) oder Gründüngung gelangt organisches Material direkt in den Boden und erhöht damit den OBS-Gehalt (Haynes und Naidu, 1998). In mit Stallmist gedüngten Böden liegt der OBS-Gehalt im Mittel höher als derjenige vergleichbarer Böden bei gleicher N-Zufuhr, aber ausschließlicher Mineraldüngung (vgl. Abb. 2-7).

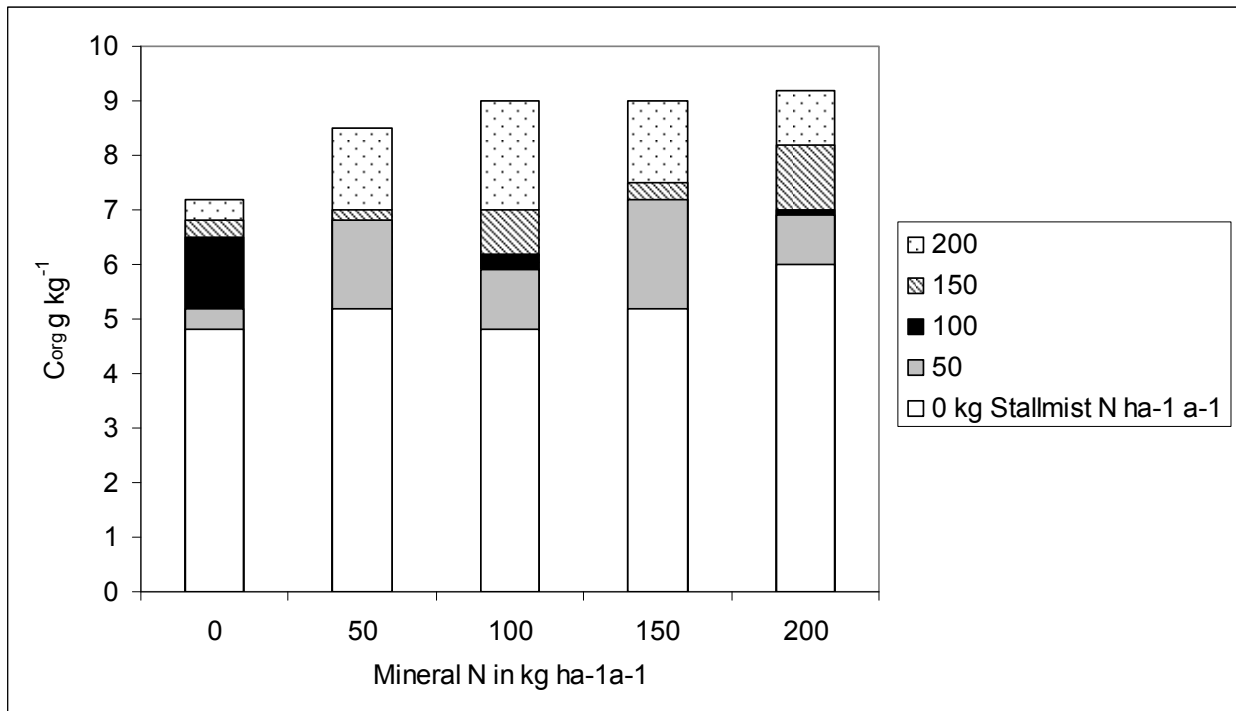


Abb. 2-7: C-Gehalte im A_p einer Fahlede nach 30 Jahren unterschiedlicher Mineral- und Stallmistdüngung (verändert nach Anderson und Domsch, 1993)

2.4.3 Fruchtarten

Einen großen Einfluss auf die OBS der Böden haben Menge und Qualität der Ernte- und Wurzelrückstände und damit die Fruchtfolge. Dieser Einfluss kann mit Hilfe der Humusbilanzierung bewertet werden. Mit Hilfe der Bilanzierungsmethode nach VDLUFA (2004) werden die Veränderungen der Humusvorräte abgeschätzt. Dazu werden von den internen und externen Humuszufuhren die fruchtartenspezifischen Humusbedarfe subtrahiert.

Im Auftrag der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft erarbeitete Kolbe (2004) in enger Zusammenarbeit mit der VDLUFA und Unterstützung von Franko, Hülsbergen, Körschens und Leithold ein Fachmaterial zur „Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus anhand von Langzeitversuchen des Ackerlandes“. Hierbei wurden Daten von über 200 Feldversuchen genutzt. Da sich ein standorttypischer Humusgehalt erst nach Jahrzehnten einstellt, mussten die Versuche eine Mindestlaufzeit von 10 Jahren aufweisen. Es zeigte sich bei der Datensuche allerdings, dass aufgrund des Mangels an repräsentativen Versuchen in den westdeutschen Bundesländern der Schwerpunkt der für die Auswertung herangezogenen Daten auf dem Standort- und Klimabereich Ostdeutschlands liegt. In dem umfangreichen Abschlussbericht werden verglichen: der Entwurf des VDLUFA zur Humusbilanzierung, das Modell CANDY-Carbon Balance (CCB) sowie eine erweiterte VDLUFA-Methode, die aus der HE-Methode sowie der Erweiterung für den

ökologischen Landbau (ÖKO-Methode) und der ROS-Methode entwickelt wurde. Es wurde bewertet, inwiefern die Verfahren eine rein numerische Genauigkeit aufweisen und der verwendete Ansatz praxisanwendbar/-handhabbar ist. Auch für den vorliegenden Bericht sind die von Kolbe (2004) vor dem eigentlichen Abschnitt „Schlussfolgerungen“ getroffenen „Anmerkungen“ von Bedeutung und sollen hier übernommen werden: „Standorttypische Humusgehalte sind von sehr vielen Einflussgrößen abhängig [...], tragen sowohl Faktoren des Bodens, des Klimas und der Bewirtschaftung zu dieser Variabilität bei“.

In allen Anwendungen zeigte sich, dass die größte Übereinstimmung immer mit den Daten von Dauerversuchen erreicht wurde, für die die entsprechenden Bilanzmodelle entwickelt wurden. Es gab erhebliche Abweichungen bei Schätzungen für die sandigen Böden Schleswig-Holsteins, da deren Gehalt an Humus stets unterschätzt wurde.

Zum CCB-Verfahren wird ausgeführt, dass zwar ein etwas höherer Aufwand bei der Eingabe der Modellparameter nötig ist, allerdings sind es alles „beschaffbare“ und EDV-technisch handhabbare Daten. Das Verfahren ist besonders geeignet, um die Veränderungen des C_{org} -Gehalts zu erfassen und in Abhängigkeit sowohl von bewirtschaftungsbedingten als auch standortkundlichen Einflussgrößen genau zu berechnen. Auf Flächen mit sehr niedrigem Feinanteil wird die Humuswirkung zu niedrig berechnet, andererseits überschätzt das Modell bei Böden mit hohen Feinanteilen. Entgegengesetzte Wertungen gelten für extreme Werte der „Wirksamen Mineralisierungszeiten“ (WMZ-Wert).

Das VDLUFA-Verfahren zeichnet sich durch die Verwendung von sehr wenigen Eingabemerkmale aus; für die Berechnungen ist nicht unbedingt ein PC notwendig – wobei dies sicherlich heutzutage in der landwirtschaftlichen Praxis kein Argument für oder gegen die Arbeit mit Bilanzmodellen ist. Die Ergebnisgenauigkeit wird von Kolbe und Prutzer (2004) entsprechend der Einfachheit der Methode als „ausreichend“ eingeschätzt; die hohe Genauigkeit wie beim CCB-Ansatz wird hingegen nicht erreicht. Die Treffsicherheiten der Vorhersage sind standorttypisch unterschiedlich und werden ebenfalls von den Fruchtfolgeanteilen sowie den zugeführten Düngern beeinflusst. Dies wird sehr detailliert für die Hauptbodenarten und -kulturen dargelegt und kann bei Kolbe (2004) nachgelesen werden.

Alle genannten Arbeiten der VDLUFA flossen in die Empfehlung zu „Cross Compliance“ ein, welche ebenfalls 2004 verabschiedet und in der „Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungsverordnung-DirektZahlVerpflV) (Bundesgesetzblatt Jg. 2004, Teil I Nr. 58, vom 12.11.2004) veröffentlicht wurde.

2.4.4 Bodenbearbeitung – konventionell und konservierend im Vergleich

Die Bearbeitung landwirtschaftlicher Böden wird nach wie vor in großem Umfang durch den wendenden Einsatz des Pfluges bestimmt. Diese sog. konventionelle Bodenbearbeitung (im Folgenden PB = Pflugbearbeitung) führt zu einer starken Durchlüftung der Böden. Dadurch wird der Abbau von OBS angeregt.

Je häufiger ein Boden im Laufe eines Jahres bearbeitet wird und je mehr wendende Geräte eingesetzt werden, umso stärker steigt die Mineralisierungsrate der OBS und folglich sinkt der OBS-Gehalt (Balesdent, 2000). Die Durchmischung von Pflanzensubstrat, Boden und Mikroorganismen durch Bodenbearbeitung und insbesondere Pflügen erhöht die Belüftung und damit die Bodentemperatur im Pflughorizont. Damit steigt die Oxidation v.a. in den tieferen Bodenschichten. Aggregate werden zerkleinert oder zerstört und geschützte OBS dem Angriff von Mikroorganismen exponiert. Dadurch wird die Mineralisierung von Pflanzenresten und OBS beschleunigt (Bowman et al., 1990; Seyfarth et al., 1999; Balesdent et al., 2000). Historisch betrachtet haben 20 - 30 Jahre intensiver Bodenbearbeitung zu C-Verlusten von häufig über 50% geführt. Dies gilt jedoch nicht für Gegenden intensiver Tierproduktion mit einem erheblichen Zukauf an Futtermitteln und einem Überschuss organischer Dünger, wie z.B. in Nordwestdeutschland (ECAAF, 1999).

Als Alternative dazu bietet sich die konservierende Bodenbearbeitung (KB) ohne Pflug an. Im Allgemeinen umfasst konservierende Bodenbearbeitung jedes Verfahren, das die Eingriffsintensität in den Boden verringert oder nahezu völlig auf Eingriffe verzichtet. Die Bodenbearbeitung erfolgt in diesem Fall durch Grubbern und/oder Eggen. Durch die geringere Belüftung ist auch der Abbau an OBS reduziert.

Aufgrund der geringeren bzw. ganz fehlenden Einarbeitung führt konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat zu einer Konzentration von Ernteresten (Mulch) an der Bodenoberfläche. Die Mineralisation erfolgt in diesem Fall langsamer, was eine Akkumulation von OBS nach sich zieht (Pankhurst et al., 1994; Blevins et al., 1983; Rhoton et al., 1993; Tebrügge und Düring, 1999). Es kommt zu einer Schichtung in den obersten 30 cm, wobei die Akkumulation der OBS bei konservierender Bodenbearbeitung vor allem in den oberen 8 cm erfolgt (vgl. Abb. 2-8).

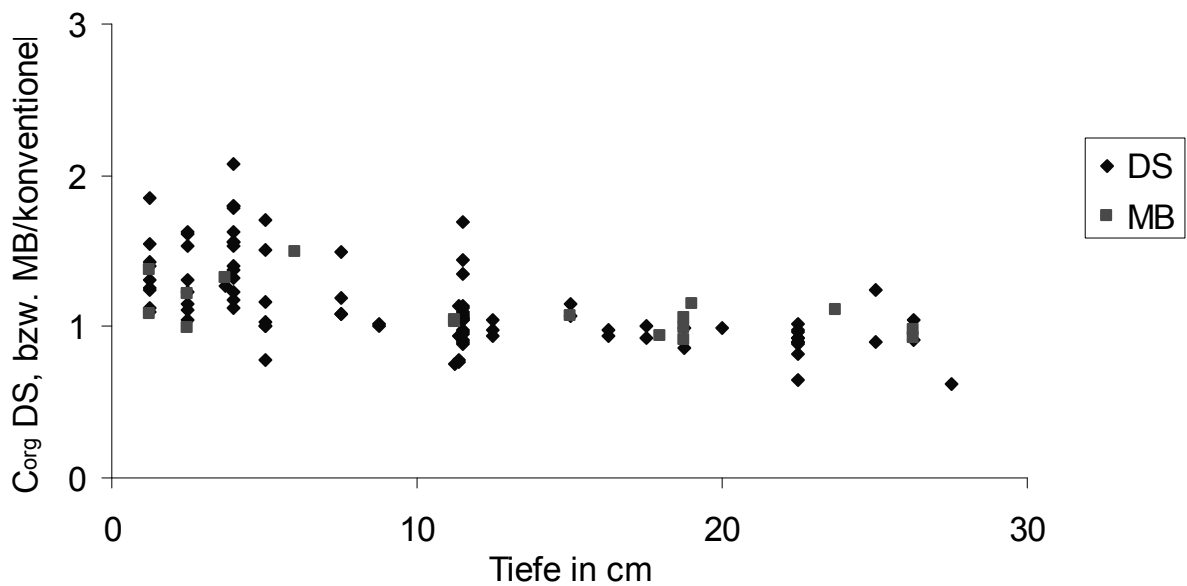


Abb. 2-8: Abhängigkeit der C_{org} -Verhältnisses zwischen konservierender und konventioneller Bearbeitung und Tiefe. DS=Direktsaat; MB=Minimalbodenbearbeitung (Balesdent, 1999; Ball et al., 1989; Blevins et al., 1982; Cabrera, 1993; Carvahlo und Basch, 1995; Dick, 1983; Doran, 1980; Douglas, 1986; Douglas und Goss, 1982; Franzluebbers, 2002; Giraldez et al., 1995; Grocholl, 1991; Havlin et al., 1990; Kay und VandenBygaart, 2002; Kern und Johnson, 1993; Rasmussen und Rohde, 1988; Seyfarth et al., 1999; Six et al., 1998; Soane et al., 1990; Tachandrphongs und Davidson, 1970)

Zu ganz ähnlichen Ergebnissen kommen neuere zusammenfassende Studien zum Thema Bodenbearbeitung und daraus resultierende Konsequenzen für die Verteilung der OBS-Gehalte im Bodenprofil (Emmerling und Hampl, 2002; Holland, 2004 und Moreno et al. 2006). Generell kann für die konservierende Bodenbearbeitung ein höherer C_{org} -Gehalt in den oberen Bodenschichten angenommen werden. Die Aussagen für tiefere Bodenschichten (>15-20 cm) sind teilweise indifferent. Dolan et al. (2004) zeigten, dass die höheren C_{org} -Vorräte in den Oberböden minimal bearbeiteter Ackerflächen durch höhere C_{org} -Vorräte in tieferen Bodenschichten bei konventioneller Bodenbearbeitung ausgeglichen werden können.

Im Gegensatz zu Dolan et al. (2004) gehen Izaurrealde et al. (1998) und Reicosky und Forcella (1998) noch davon aus, dass langfristig, bis zum Erreichen eines neuen Fließgleichgewichtes in den C-Umsetzungsprozessen, mit einer Erhöhung des C-Pools durch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren um ca. 10-15% gerechnet werden kann.

In Abb. 2-9 sind 25 Studien zusammengefasst, die C_{org} -Gehalte und -vorräte unter verschiedenen Bearbeitungssystemen in Dauerversuchen mit Laufzeiten zwischen 2 und 44 Jahren miteinander vergleichen. Die untersuchten Horizonte liegen dabei zwischen 0-30 cm und 0-42,5 cm Tiefe. Bei fehlender Lagerungsdichte wurden die C-Vorräte anhand einer Näherung nach Harrison und Bockock (1981) und Kern und Johnson

(1993) berechnet. Diese Abbildung stellt eine Regression zwischen den C-Gehalten unter konventioneller Bearbeitung und Direktsaat dar. Der Datengrundlage zufolge unterscheidet sich der C_{org} -Vorrat bei Direktsaat signifikant von dem der konventionellen Bodenbearbeitung und liegt in der betrachteten Spannweite an Vorräten um ca. 9% höher. MB und konventionelle Bodenbearbeitung unterschieden sich dagegen nicht signifikant voneinander.

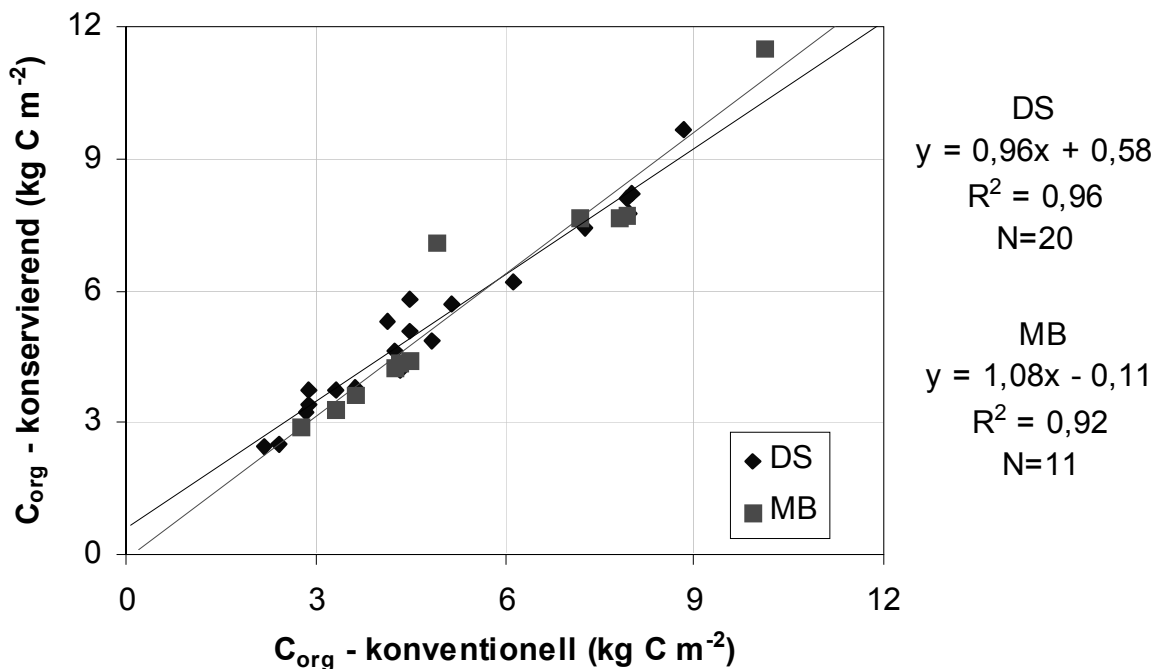


Abb. 2-9: C_{org} -Vorräte im Vergleich zwischen bei KB und PB im Pflughorizont; DS=Direktsaat, MB=Minimalbodenbearbeitung (Balesdent et al., 2000; Bauer und Black, 1981; Blevins et al., 1983; Carvahlo und Basch, 1995; Dick et al., 1991; Franzluebbbers, 2002; Giraldez et al., 1995; Grocholl, 1991; Havlin et al., 1990; Kay und VandenBygaart, 2002; Rasmussen und Rohde, 1988; Seyfarth et al., 1999; Six et al., 1998)

Wie beim Grünlandumbruch sind bei einer Änderung des Bearbeitungssystems die stärksten Änderungen im C-Gehalt in den ersten 3-5 Jahren zu beobachten. Danach stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Zufuhr und Mineralisierung ein und der OBS-Gehalt nähert sich asymptotisch einem konstanten Niveau an (Cannell und Hayes, 1994).

Die Art der Bodenbearbeitung wirkt sich auch auf die Zusammensetzung der OBS aus. So erfolgt der Abbau der OBS bei konventioneller Bearbeitung eher bakteriell, bei konservierender Bearbeitung eher durch Pilze (Harris et al., 2001; Bailey et al., 2002). Nach Ellerbrock et al. (1999) und Körschens et al. (1990) werden bei Veränderungen des Bewirtschaftungssystems, wie z.B. der Umstellung auf KB, qualitative Veränderungen am schnellsten und deutlichsten im labilen Teilpool der OBS sichtbar. Die stabileren Teilpools benötigen einen längeren Zeitraum (ca. 30 Jahre) bis ein neuer Gleichgewichtszustand erreicht ist. Arshad et al. (1990) und Schulten et al. (1990) wiesen

auf Direktsaatböden bzw. weniger intensiv bearbeiteten Böden höhere Gehalte an Kohlenhydraten, Aminosäuren, aliphatischen Kohlenstoffverbindungen und einen geringeren Gehalt an aromatischen Verbindungen nach. Labilere C-Verbindungen sind demzufolge unter Direktsaat stabiler als unter konventioneller Bodenbearbeitung. Die Nährstoffe, die vor allem in der organischen Substanz gebunden sind (N, P, S), nehmen auf konservierend bearbeiteten Flächen mengenmäßig zu (Jenkinson und Ladd, 1981; Karlen et al., 1994). Logan et al. (1991) und Cannell und Hayes (1994) fanden in pfluglosen Bewirtschaftungssystemen eine Anreicherung austauschbar gebundener Kationen (insbes. Ca^{2+} und K^+). Dies lässt sich darauf zurückführen, dass die Kationenaustauschkapazität auch eine Funktion des C_{org} -Gehalts ist. Claupein und Baeumer (1990) ermittelten während der Übergangsphase von konventioneller zu pflugloser Bearbeitung entsprechend der Zunahme an OBS eine Festlegung von Nährstoffen und damit eine geringere Verfügbarkeit, aber auch eine geringere Stoffaustragsgefahr.

Die verstärkte Mineralisation der OBS unter konventioneller Bodenbearbeitung kann bei OBS-Ungleichgewichten die Freisetzung von CO_2 aus dem Boden erhöhen, was maßgeblich zum Treibhauseffekt beitragen kann (vgl. Kap. 5.1) (ECAF, 1999). Dagegen scheint die konservierende Bodenbearbeitung in den Augen einiger Autoren eine geeignete Alternative zu sein, um den CO_2 -Ausstoß zu reduzieren und damit die Senkenwirkung des Bodens für CO_2 zeitweilig zu erhöhen. Letzteres gilt aber nur, bis sich ein neues Gleichgewicht zwischen Zufuhr an OBS und Mineralisation eingestellt hat. Der verminderte Kraftstoffverbrauch dagegen führt dauerhaft zu einer Senkung des CO_2 -Ausstoßes. Seyfarth et al. (1999) zufolge liegt der flächenbezogene Ausstoß von CO_2 bei der konservierenden Bodenbearbeitung im Mittel der Fruchtarten um rund 20% niedriger als bei konventioneller Bodenbearbeitung. Kern und Johnson (1993) berechneten auf der Grundlage von 17 Dauerversuchen eine Verminderung des Gesamt- CO_2 -Ausstoßes der USA um 0,6 - 1,1% unter der Voraussetzung, dass sich der Anteil konservierend bearbeiteter Flächen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von 25% im Jahr 1993 auf 75% im Jahr 2020 erhöht. Den Autoren zufolge, wäre dieser Anteil aus pflanzenbaulicher Sicht durchaus zu verwirklichen.

Indirekt trägt die konventionelle Bodenbearbeitung auch über eine Verstärkung der Erosion zu einem Verlust der OBS bei. Unterstellt man einen durchschnittlichen C_{org} -Gehalt von 1 Gew-%, so führt dies zu einem Verlust von $170 \text{ kg C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (bei einer Bodenerosionsrate von $17 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, s.o.). Konservierende Bodenbearbeitungssysteme verringern die Bodenerosion um bis zu 90% bei Direktsaat und zu über 60% bei nichtwendender Bodenbearbeitung (ECAF, 1999). Sie reduziert den C_{org} -Verlust auf Größenordnungen von 17 bzw. $68 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$.

Stickstoff zeigt einen ähnlichen, allerdings nicht so stark ausgeprägten Trend wie C (Kern und Johnson, 1993). In einem 17 Jahre dauernden Versuch in Frankreich (Balesdent

et al., 1990) wurden verschiedene Bodenbearbeitungssysteme auf einem zuvor gepflügten Boden miteinander verglichen. Der Kohlenstoff aus den Pflanzen wurde anhand des natürlichen ^{13}C -Labellings der Pflanze (hier: *Zea mays*) von der älteren organischen Bodensubstanz unterschieden. In der KB-Variante fanden sich über 50% des „neuen“ C in den oberen 4 cm und nur 20% davon unterhalb von 25 cm. In der gepflügten Variante war der Kohlenstoff dagegen homogen über den Pflughorizont verteilt (Dick, 1983). Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass sich aus diesem Grund die biologische Aktivität und der größte Teil der mikrobiellen Biomasse bei KB in den oberen Zentimetern befindet (z.B. Seyfahrt et al., 1999; Brunotte et al., 1996; Balesdent, 2000).

2.4.5 Landbausysteme – konventionelle und ökologische Landwirtschaft im Vergleich

Der Einfluss verschiedener Landbausysteme auf die OBS lässt sich nicht per se beurteilen. Es hängt vielmehr davon ab, wieviel organische Substanz letztendlich dem Boden wieder zugeführt wird und in welchem Umfang die Mineralisierung gefördert wird (Shepherd et al., 2001). Verschiedene Maßnahmen innerhalb eines Systems wirken sich unterschiedlich auf die OBS aus. Wichtigste Unterscheidungsmerkmale bezüglich der OBS zwischen konventionellem (KL) und ökologischem Landbau (ÖL) sind:

- ÖL weist im Allgemeinen eine vielfältigere Fruchtfolge auf als KL. Monokulturen treten im ÖL bis auf Sonderkulturen, wie z.B. Wein, nicht auf.
- Bodenbearbeitung erfolgt aufgrund der fehlenden chemischen Unkrautbekämpfung im ÖL in höherem Maße mechanisch als im KL, deshalb ist eine Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung nicht unproblematisch.
- Im ÖL wird aufgrund der fehlenden mineralischen Düngung großen Wert auf den Anbau „humusmehrender“ Fruchtarten gelegt, v.a. Leguminosen.
- Im ÖL wird ausschließlich organischer N-Dünger appliziert.

Aufgrund der fehlenden mineralischen Düngung sind die Kulturpflanzen im ÖL wesentlich mehr von der Mineralisierung der OBS abhängig als im KL. Also muss der ÖL im Vergleich zum KL höhere Humusvorräte anstreben. Dies wird durch den bevorzugten Anbau humusmehrender Fruchtarten und/oder organische Düngung umgesetzt. Die Nährstoffgehalte organischer Dünger, wie Gülle, sind im ÖL allerdings geringer als im KL, sodass die Humusersatzleistung als niedriger anzusetzen ist (Leithold et al., 1996).

In Dauerversuchen oder einfachen Vergleichen zwischen ÖL und KL wurden höhere OBS-Gehalte in der Reihenfolge

konventionell < organisch < biodynamisch

gefunden (Raupp, 1995; Forman, 1981; Armstrong-Brown et al., 1995; Garcia et al., 1989; Clark et al., 1998; Reganold, 1995; Reganold, 1988; Goldstein, 1986; Gerhardt, 1997; Droogers & Bouma, 1996; Pullemann et al., 2000). Eine Erklärung, warum es trotz ähnlicher Zufuhren an organischer Substanz Unterschiede zwischen organischer und biodynamischer Landwirtschaft beobachtet wurden, liefern diese Autoren nicht. Keine signifikanten Unterschiede dagegen fanden Gardner und Claney (1996). Qualitativ konnte kein Unterschied zwischen den Landbausystemen festgestellt werden (von Lützow et al., 2002; Nierop et al., 2001).

2.5 Methoden zur Charakterisierung der organischen Bodensubstanz

Zur Kennzeichnung der OBS stehen zahlreiche Methoden zur Verfügung, die in Anhang A1 ausführlich beschrieben sind. Diese wurden ursprünglich nicht mit der Intention einer Ableitung von Ober- und Untergrenzen entwickelt; entsprechend schwierig ist ihre abschließende Bewertung, ob sie dazu in der Lage sind. Auch ist es eher unwahrscheinlich, dass eine Methode allein in der Lage wäre, beide Grenzen zu bestimmen.

Bisher existiert auch kein einheitliches Datenmaterial, um solche Grenzen bzw. Zusammenhänge abzuleiten. Will der Gesetzgeber solche Grenz-/Richtwerte einführen, müsste im Prinzip ein sehr umfangreiches standardisiertes Messprogramm über alle relevanten Bodentypen, klimatischen Regionen und Anbausysteme Deutschlands durchgeführt werden.

Soll die Obergrenze am Ausmaß der N-Mineralisierung aus der OBS ausgerichtet werden, so würden N-Mineralisierungsversuche im Labor oder Feld die Standardmethode darstellen. Untersuchungen im Feld sind dagegen mit großen Streuungen behaftet. Im Labor dagegen wäre die Methode von Stanford und Smith (1972) zu empfehlen, denn durch regelmäßige Perkolation wird der mineralisierte Stickstoff entzogen und deshalb werden im Gegensatz zu geschlossenen Ansätzen gut interpretierbare Kinetiken erreicht. Nur aus solchen Kinetiken ist es möglich, Mineralisierungsvorhersagen für unterschiedliche Szenarien (insbesondere außerhalb der Vegetationszeit) abzuleiten und sie zu den anderen Standortfaktoren, welche z.B. die Sickerwasserkonzentration bestimmen (z.B. Versickerung und Feldkapazität) in Beziehung zu setzen.

Diese Methoden sind jedoch extrem zeitintensiv und können daher nur als Referenzmethode verwendet werden, an der andere, einfachere Methoden geeicht werden. Die vorliegende Übersicht hat gezeigt, dass für diesen Zweck insbesondere Spektrometrie im Nahen-Infrarot vielversprechend zu sein scheint, da die N-Mineralisierung nach unterschiedlichen Zeiten mit dieser Methode schon für viele

Standorte gut vorhergesagt werden konnte (Wagner et al., 2000). Hierzu ist zwar ein recht kostspieliges Infrarot-Spektrometer erforderlich, andererseits kann im DRIFT-Modus direkt luftgetrockneter Boden vermessen werden und die Messzeit beträgt nur eine Minute je Probe.

Die Angaben zur Korrelation des Parameters C_{hwl} zur N-Mineralisierung sind bislang nicht einheitlich; für die Aufnahme dieser Methode in ein Messprogramm spricht jedoch die einfache Handhabung und weite Verbreitung an den LUFA's. Es bleibt allerdings fraglich, ob mit einem C-Parameter die N-Mineralisierung gut vorhergesagt werden kann (Stichwort: unterschiedliche C/N-Quotienten in ökologischem und konventionellem Landbau). Daher sollte auch die Bestimmung des heisswasserlöslichen Stickstoffs in dieses Messprogramm aufgenommen werden. Dieser Parameter kann leicht im Extrakt der C_{hwl} -Methode mitbestimmt werden.

Soll eine Untergrenze für die OBS an der Biomasse, der Aktivität der Bodenorganismen bzw. der Aggregatstabilität und Erodibilität ausgerichtet werden, so müssen im o.g. Messprogramm die gewünschten Zielgrößen berücksichtigt werden. So haben z.B. Bell et al. (1998, 1999) für Mindestgehalte an umsetzbarer OBS diejenige Aggregatstabilität als Zielgröße vorgegeben, die nötig ist, um bei Starkregenereignissen, wie sie statistisch regelmäßig (jedes bzw. jedes zehnte Jahr) auftreten, eine Wassererosion zu vermeiden. Diese Größe müsste dann mit einfacher zu erfassenden Parametern, welche die umsetzbare OBS quantifizieren, korreliert werden,.

Hierfür bieten sich die Permanganat-Methode, C_{hwl} , C_{mik} -Methoden, der Brutversuch sowie die Thermogravimetrie oder physikalische Fraktionierungen an. Für die erstgenannte wurden in Australien schon Untergrenzen für die Erodibilität abgeleitet. Die Thermogravimetrie zeichnet sich durch den mit Abstand geringsten Arbeitsaufwand pro Probe aus. Die größte Anzahl Proben pro Zeiteinheit wird man mit der C_{hwl} - und der Permanganat-Methode erreichen.

In diesem Rahmen sei angemerkt, dass aus Sicht der Verfasser eine geeignete, gut reproduzierbare Methode zur Untersuchung der Gefüge- bzw. Aggregatstabilität bislang fehlt und ggf. in diesem Zusammenhang erst entwickelt werden müsste.

Da für reine Sandböden selbst bei ausreichender Aggregierung die Wasser- und Nährstoffspeicherkapazität der OBS zum begrenzenden Faktor der landwirtschaftlichen Nutzung werden können und diese Funktionen auch von der stabilisierten Fraktion der OBS ausgeübt werden (vgl. Kap. 2.2), könnten hier Mindestgehalte möglicherweise auch über C_{org} definiert werden.

2.6 Modelle zum C- bzw. N-Kreislauf

Mit Hilfe von Simulationsmodellen wird seit Jahrzehnten versucht, die komplexen Zusammenhänge der OBS-Dynamik als Ganzes zu beschreiben. Basierend auf empirischen Fakten wird ein Ansatz zur Kompartimentierung der OBS genutzt. Zum Zweck ihrer Anwendbarkeit werden diese empirischen Fakten in die Formelsprache der Mathematik überführt.

Zumeist bedient man sich dazu Gleichungen (Kinetiken) erster Ordnung. Danach ist die Umsatzrate proportional zur Menge des vorhandenen Substrates nach der Formel:

$$(11) \quad A_t = A_0 e^{-kt}$$

An Hand von Dauerversuchen konnte festgestellt werden, dass sich die OBS in wenigstens zwei Fraktionen unterteilen lässt (Franko, 1997). Diese werden darüber hinaus in verschiedene Subfraktionen gegliedert (Abb. 2-13).

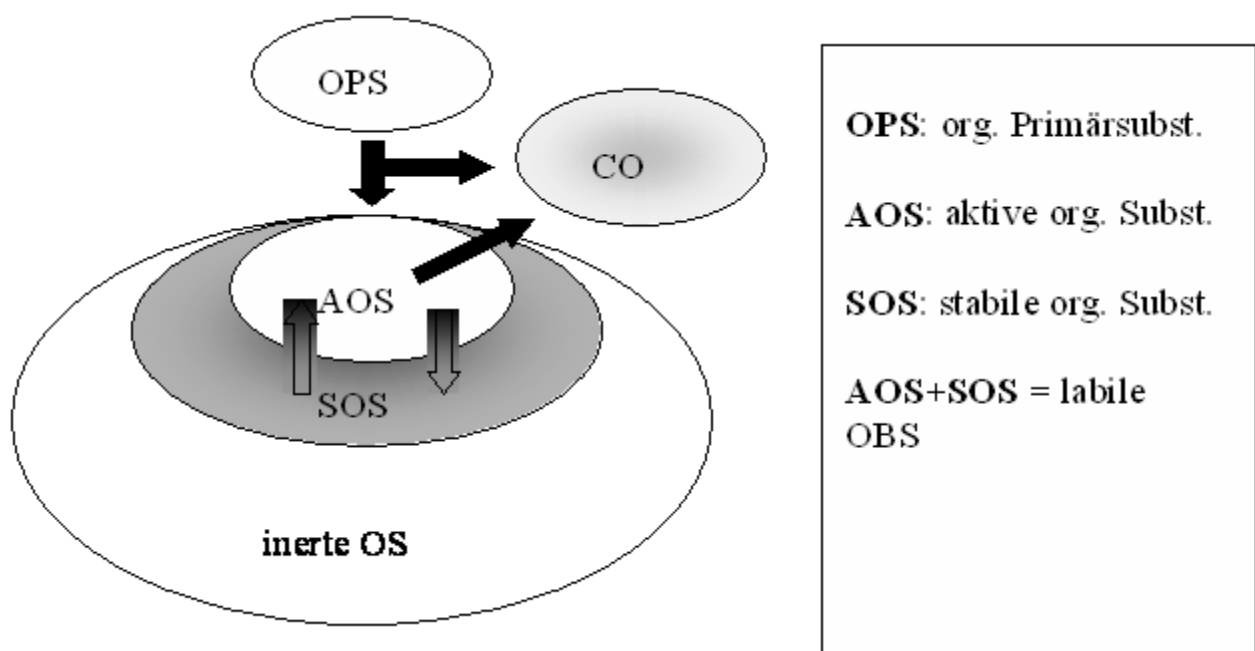


Abb. 2-10: Pools und Stoffflüsse beim OBS-Umsatz (nach Franko, 1997)

Jenkinson and Rayner (1977) nahmen eine Unterteilung in fünf Fraktionen unterschiedlicher Umsetzungsgeschwindigkeiten mit definierten Halbwertszeiten vor:

- Organische Primärsubstanz (OPS)
 - Labile Pflanzensubstanz: 0,165 Jahre
 - Stabile Pflanzensubstanz: 2,31 Jahre
- Organische Bodensubstanz (OBS)
 - Aktive organische Substanz: 1,69 Jahre

- Physikalisch stabilisierte organische Substanz: 49,5 Jahre
- Chemisch stabilisierte organische Substanz: 1980 Jahre.

Auswahl geeigneter Modelle

Die Auswahl geeigneter OBS-Modelle hat in erster Linie nach ihrem Einsatzzweck zu erfolgen. Parton et al. (1996) gliedern diese Einsatzbereiche in:

- Wissenschaftliche Anwendung:
 - Vertiefung des Verständnisses über Nährstoffkreisläufe und die Dynamik der OBS; Strategie- und Managementinstrumente zur Evaluierung von Langzeitwirkungen differenzierter Managementpraktiken
 - Abschätzung des Einflusses von (Langzeit-) Klimaänderungen auf natürliche und landwirtschaftlich genutzte Ökosysteme
 - Abschätzung des interaktiven Einflusses landwirtschaftlicher Verfahren auf z.B. Bodenwasserdynamik, Bodentemperatur, Nährstoffkreisläufe, Pflanzenproduktion und OBS-Dynamik.

Überdies muss jedoch der Tatsache Beachtung geschenkt werden, dass nicht alle Modelle auf beliebigen Standorten zur Anwendung gebracht werden können. Trettin et al. (2001) testeten 12 OBS-Modelle auf ihren Einsatz in bewaldeten Feuchtgebieten. Dabei fanden sie heraus, dass existierende OBS-Modelle sich nicht auf entsprechenden Standorten anwenden lassen, da Komponenten für z.B. anaerobe Verhältnisse und Grundwasserhydrologie fehlen.

Die Schwäche solcher Modelle im praktischen Einsatz sowie zum Zwecke der Findung von optimalen OBS-Gehalten ist darin zu sehen, dass die simulierten Prognosen keine Allgemeingültigkeit besitzen. Einzelne Modelle operieren sehr zufriedenstellend mit den Standortdaten für die sie entwickelt wurden. Auf davon abweichenden Standorten bzw. Fragestellungen zur landwirtschaftlichen Nutzung sind die Modelle allerdings erst durch empirisch gewonnene Daten anzupassen.

Zudem benötigen zahlreiche Modelle eine Vielzahl von Eingabeparametern, die häufig nicht in der entsprechenden Detailliertheit zur Verfügung stehen dürften (Tab. 2-5 bis Tab. 2-7).

Tab. 2-5: Übersicht zu Boden-Eingabedaten verschiedener OBS-Simulationsmodelle

	Input Soil Data																																
	Annual erosion losses	Bulk density	Cation exchange capacity	Clay content	Dispersivity	Hydraulic conductivity	Inert carbon content	Initial water storage	Organic Matter Content	Litter quality: C-fractions	N and ash content of litter fall	P (field capacity, saturation point)	Parent material	Particle size distribution	Percent carbon	Field capacity, saturation point	Sampling depth	Soil bulk density	Soil carbon content	Soil carbon 13 content	Soil carbon 14 content	Soil description	Soil impermeable layer	Soil layers	Soil nitrogen content	Soil nitrogen 15 content	Soil pH	Soil water	Thermal conductivity	Water holding capacity	Water retention curve	Wilting point	
ANIMO			d	e					e					d					d			e	e	e	e		e		e				
APSIM	d						d		e									e	e			d	e	e	e		d	e		e		e	
CANDY							d		e									e	e			d	e	e	d					e			
CENTURY				e					e					d					e	d	d	d			e		e			e			
D3R																			e						e								
DAISY				d	d	d													e				e	e	e				d		d		
DNDC				e					e									e						e									
DSSAT			d	e					e					e					e			e	e	e	e		e			e			
Ecosys			d	e		d			e					e				e	e					e	e		d			e			
EPIC			d	e		d			e									e	e			d	e	e	d		e	d		e		e	
GENDEC							e			x														d	d			e		e			
Humus									e					e					e			e	d	e	e		e			d			
HURLEY				e		e																						e			e		
KLIMAT-				e				x	e					e					e			e	e	e	e		e			e			
McCaskill/Blair CNSP			e	e					e									e	e				e	e	e		e					e	
NAM SOM	d								e				d	e								e											
NCSOIL									e										e		e				e	e					d		
O'LEARY				e					d										d					e	e	e	e				e		
Q-SOIL																			e	d	d				e	d							
RothC-26.3		x		d			d								x		x									e							
SOCRATES			d																e														
SOMM			d						e		x			d								d			e		d				d		
SUNDIAL				e																		d	e	d							e		
VERBENE				e					e					e					e			e			e						e		
VOYONS				e					e										e	d	d			d	e	d							
WAVE			d	d		e			e					d					e				d	e	e	e					d		
Whitmore				d					e					d						e	e	e				e	e	d			d		

e: essential input; d: desirable input; x: input (status unknown)

nach REM (2003a) ¹⁾ nach GCTE SOMNET (2003)

Tab. 2-6: Übersicht zu Nutzungs-Eingabedaten verschiedener OBS-Simulationsmodelle

	Land-Use and management input																										
	Animal grazing data	All components of the N-budget	Atmosph. N deposition rate	Atmosph. N assumed	Crop rotation - amount	Crop rotation - timing	Crop rotation - type	Deposition parameters	Grassland	Inorganic fertilizer - amount	Inorganic fertilizer - timing	Inorganic fertilizer - type	Irrigation - amount	Irrigation - timing	Irrigation - type	N input to the system	Organic manure - amount	Organic manure - timing	Organic manure - type	Planting dates	Residue incorporation - amount	Residue incorporation - timing	Residue incorporation - type	Tillage - amount	Tillage - timing	Tillage - type	Fallow-wheat rotation/without stubble residues
ANIMO						d	d			e	e	e	d	d			e	e	e		d	d	d		d	d	
APSIM						e				e	e	e	e	e										e	e	e	
CANDY			x		e	e	e			e	e	e	e	e			e	e	e		d	e		e	e		
CENTURY					e	e	d			e	e	d	e	e	d	e	e	e	d		e	e	d	e	e	d	
D3R					e	e	e														e	e	e	e	e	e	
DAISY			x			e	e	d		e	e	d	e	e			e	e	d		e	e		d	d	d	
DNDC			x			e	e			e	e	e	e	e			e	e			e	e			e	e	
DSSAT						e	e			e	e	e	e	e	e		e	e	e	x	e	e	d	d	d	d	
Ecosys			x		e	e	e			e	e	e	e	e	e		e	e	e		e	e	e	e	e		
EPIC			x			e				e	e	e	e	e	e		e	e	e			e			e	e	
GENDEC										x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x				
Humus					e	e	e			e	e	e			d		e	e	e				d			d	
HURLEY (Soil)			x		e	e				e	e			e	e												
KLIMAT-SOIL					d	d	d			e	e	e	e	e	e		e	e	e		e	e	e				
McCaskill/Blair CNSP Pasture										e	e	e															
NAM SOM																	e	e	e		e	e	e				
NCSOIL										e	e	e					e	e	e		e	e	e				
O'LEARY										e	e	e									e	e	e	e	e	e	x
Q-SOIL		d	x		e		d					d					e		e		e		e				
RothC-26.3						e	e										e	e	e		e	e	e				
SOCRATES	d						e			d		d											d				
SOMM																											
SUNDIAL			x			e				e	e	e	d	d			e	e	e		d	d	d				
VERBENE			x	x					x								e	e	e								
VOYONS										d	d	d					d	d	d		e	e	e				
WAVE			x			e				e	e	e	e	e			e	e	e		e	e					
Whitmore					e	e	e			e	e	e					e	e	e		e	e	e				

e: essential input; d: desirable input; x: input (status unknown)

nach REM (2003b) ¹⁾ nach GCTE SOMNET (2003)

Tab. 2-7: Übersicht zu Boden-Ausgabedaten verschiedener OBS-Simulationsmodelle

[illegible]

nach REM (2003c)

1)

Die Beschreibung der OBS-Dynamik durch Computer-Modelle schreitet voran. Laut Kolbe und Prutzer (2004) lassen sich die Entwicklungen der C_{org} -Gehalte von Dauerversuchen auf Schwarzerden im mitteldeutschen Trockengebiet mit dem Modell CANDY Carbon Balance (Franko, 2003) aus leicht verfügbaren Anfangsparametern (Jahresniederschläge, Jahresdurchschnittstemperatur, Feinanteil des Bodens, C_{org} , N_t) sowie Fruchtfolge, Erträgen und Düngung gut „vorhersagen“. Sollte sich diese Vorhersagegenauigkeit für die N_t -Gehalte bestätigen, könnten mit diesem einfach zu handhabenden PC-Programm die N-Bilanzen auch für Praxisbetriebe berechnet werden. Somit könnten überhöhte N-Verluste im Voraus aufgespürt und Szenarien zu deren Vermeidung (veränderte Fruchtfolge oder Düngung) getestet werden.

Bis heute jedoch existiert noch kein Computer-Modell, mit dem auf allen Standorten Deutschlands die C- und N-Dynamik auf der Grundlage einfacher (in der Praxis verfügbarer) Daten berechnet werden kann. Bisher funktionieren diese Modelle nur auf solchen Standorten, an denen sie durch lange Messreihen parametrisiert worden sind (Benbi und Richter, 2002).

2.7 Inhalte des Integrationsprojektes im Rahmen des DFG SPP-1090 „Böden als Quellen und Senken für CO₂“

Im Jahr 1990 startete die DFG ein neues Schwerpunktprogramm mit dem Titel „Böden als Quelle und Senke für CO₂-Mechanismen und Regulation der Stabilisierung organischer Substanz in Böden“. Ziel des Schwerpunktprogramms war es, die Stabilisierungsprozesse organischer Substanz in Böden aufzuklären und deren Regulation zu quantifizieren. Damit sollten Grundlagen für die gezielte Beeinflussung des C-Haushalts von Böden durch Bewirtschaftung gelegt und die Prognosen der Auswirkung von Umweltveränderungen verbessert werden.

Die wesentlichen Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden (Lützow et al., 2006):

- Die bodenbiologische Gemeinschaft ist in der Lage, jegliche natürliche organische Substanz abzubauen.
- Damit ist die Vorstellung chemisch bedingter Rekalcitanz als Ursache für die Anreicherung von organischer Bodensubstanz nicht mehr haltbar.
- Allenfalls spielt chemische bedingte Abbauresistenz der organischen Bodensubstanz zu Beginn des Abbaus der organischen Ausgangsstoffe eine Rolle.
- In späteren Abbaustadien und in Unterböden führt die physikalische Abschirmung, z.B. durch Inkorporation in Aggregate sowie die Bildung von Organo-Mineralkomplexen zur Stabilisierung der Organischen Bodensubstanz.

3 Ist-Zustand: Humusklassen in Oberböden Deutschlands - Länderübergreifende Auswertung von Punktinformationen im FISBo BGR

Dieses Kapitel wurde eigenständig für diesen Bericht seitens der BGR-Hannover zugearbeitet (Dr. J. Utermann, Dr. O.Düwel und Dr. C. Siebner).

3.1 Einleitung und Ziel

Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) erstellt geowissenschaftliche Grundlageninformationen im bundesweiten Maßstab zur Beratung der Bundesregierung und der deutschen Wirtschaft. Dies betrifft u.a. auch das Themenfeld Boden, in dem beispielsweise für Fragen des vorsorgenden Bodenschutzes bodenkundliche Basisparameter länderübergreifend benötigt werden. So spielt das Wissen um Gehalte an organischer Substanz bzw. Humus in Böden sowie deren Erhalt für eine Reihe von bodenschutzbezogenen Fragestellungen eine wichtige Rolle. Als Beispiele seien die Beurteilung der Vorsorgewerte für organische Stoffe nach der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) oder das Gebot zum Erhalt der organischen Substanz nach der Direktzahlungen-Verpflichtungsverordnung (DirektZahlVerpflV) genannt.

Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel eines Vorhabens der BGR, eine möglichst exakte und flächendeckende Aussage über Humusgehalte in Oberböden Deutschlands sowie deren Variabilität im Raum zu treffen. Diese können bestehende und ausschließlich auf Expertenwissen beruhende Aussagen (vgl. Referenzprofile BÜK 1000) ergänzen und differenzierter charakterisieren.

3.2 Methodik

Mit Bezug auf § 19 des Bundesbodenschutz Gesetzes (BBodSchG) wird bei der BGR ein länderübergreifendes Bodeninformationssystem (Fachinformationssystem Boden der BGR (FISBo BGR)) eingerichtet und für Bundesaufgaben genutzt. Für die hier verfolgte Fragestellung werden diejenigen Punktinformationen der Labor- und Profildatenbank ausgewertet, die definierten Mindestanforderungen hinsichtlich ihres Lagebezuges, einer ausreichenden Profilbeschreibung, erforderlicher Angaben zur Landnutzung sowie gemessener Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) entsprechen. Unterstützt wird das Vorhaben von den geologischen Diensten in Deutschland, die nach einer ersten Defizitanalyse weitere Daten für bis dahin unterrepräsentierte Räume bereitstellten.

Für den Datenbankauszug der gemessenen C_{org}-Gehalte werden weitgehend alle in der Labor- und Profildatenbank dokumentierten Analyseverfahren zugelassen, um eine möglichst große Anzahl an Punktdaten auswerten zu können.

Als bestimmende Größe für den Humusgehalt wird methodisch bei der Auswertung der Einfluss der Landnutzung, des Klimas und des Bodens berücksichtigt. Als Differenzierungsgrundlage für die Auswertungen dient die in der BGR im Entwurf vorliegende nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000n). Das Kartenwerk erlaubt zur Berücksichtigung des Bodeneinflusses eine Aggregation der BÜK 1000 - Leitbodenassoziationen zu 16 Gruppen von Bodenausgangsgesteinen (BAG) (vgl. Utermann et al. 1999), die sich nach mineralogischen Aspekten und damit auch nach dem Wasser- und Nährstoffangebot unterscheiden.

Weiterhin ermöglicht das Kartenwerk eine Regionalisierung in vier Klimagebiete (nach Finke et al. 1998, vgl. Tab. 3-1) sowie die Unterscheidung in die drei Hauptlandnutzungstypen Acker, Grünland und Wald.

Tab. 3-1: Erläuterung der Europäischen Klimaregionen nach Finke et al. (1998)

Klima-region	Bezeichnung / Erläuterung	Geographische Beschreibung
33	temperate-suboceanic climate: mittlere bis (z.T.) hohe Niederschläge, mäßig kalte Winter und mäßig warme Sommer, Vegetationsdauer 180 bis mehr als 210 Tage	nordwestliche Klimaregion Deutschlands
34	temperate-suboceanic climate to temperate-subcontinental climate, partly mountainous climate: mittlere bis (z.T.) hohe Niederschläge, Winter- und Sommertemperaturen abhängig von der Höhe ü. NN, Vegetationsdauer 150 bis mehr als 180 Tage	südwestliche Klimaregion Deutschlands
35	temperate-subcontinental climate: mittlere bis geringe Niederschläge, mäßig kalte bis kalte Winter und mäßig warme bis warme Sommer, Vegetationsdauer 150 bis mehr als 180 Tage	östliche Klimaregion Deutschlands
38	temperate-mountainous climate: mittlere bis hohe Niederschläge, Temperaturen und Vegetationsdauer abhängig von der Höhe ü. NN, kalte bis sehr kalte Winter und mäßig kalte bis mäßig warme Sommer	Klimaregion der Alpen

Für das zur Verfügung stehende Probenkollektiv wurden die gemessenen C_{org}-Gehalte in Humusgehalte umgerechnet und entsprechend der Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) der Ad-hoc-AG Boden (2005) klassifiziert (vgl. Tab. 3-2). Die

Umrechnung erfolgte mittels des Faktors 1,72 für Mineralböden und 2 für Torfe. Anschließend wurde das Gesamtprobenkollektiv entsprechend der Punkt-/Profilangaben nach Bodenausgangsgesteinsgruppen, Klimaregion und Nutzung unterschieden. Für die so stratifizierten Einheiten wurden Häufigkeitsverteilungen für C_{org}-Gehalte und Humusklassen erstellt, die im Idealfall bei repräsentativ vorliegenden Daten das gesamte Bodeninventar der entsprechenden Einheit wiedergeben. Die Medianwerte der C_{org}- Gehalte wurden nach Umrechnung als Humusklassenwerte in einer Karte regionalisiert dargestellt.

Tab. 3-2: Humusklassen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5)

Kurzzeichen	Humusgehalt (Gew-%)		Bezeichnung
	Acker- u. Grasland	Forst	
h0	0	0	humusfrei
h1	< 1	< 1	sehr schwach humos
h2	1 bis < 2	1 bis < 2	schwach humos
h3	2 bis < 4	2 bis < 5	mittel humos
h4	4 bis < 8	5 bis < 10	stark humos
h5	8 bis < 15	10 bis < 15	sehr stark humos
h6	15 bis < 30	15 bis < 30	extrem humos, anmoorig
h7	> 30	> 30	organisch

3.3 Ergebnisse

Häufigkeitsverteilungen der organischen Substanz liegen differenziert nach Nutzung, Klima und Bodenausgangsgestein (16 Gruppen von Bodenausgangsgesteinen) vor. Auf der obersten Ebene, der Unterscheidung nach Nutzung, wird der grundsätzliche Einfluss der Landnutzung deutlich. Abb. 3-1 zeigt die relativen Häufigkeiten der Gehalte an organischer Substanz, klassifiziert nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) (Ad-hoc-AG Boden, 2005) für die drei Hauptlandnutzungen Acker, Grünland und Forst. Grundsätzlich ist darin eine Zunahme der Humusgehalte in der Reihenfolge

Acker < Forst < Grünland

zu beobachten: Während unter ackerbaulicher Nutzung die Humusgehalte überwiegend den Klassen h2 - h3 zuzuordnen sind, bewegen sie sich unter forstlicher Nutzung im Bereich h3 - h4 und unter Grünland im Bereich h4 - h5. Auch in den Extremwerten spiegelt sich diese Tendenz wider: Die Humusklasse h1 ist unter Ackernutzung am häufigsten vertreten, die Klasse h7 unter Grünland.

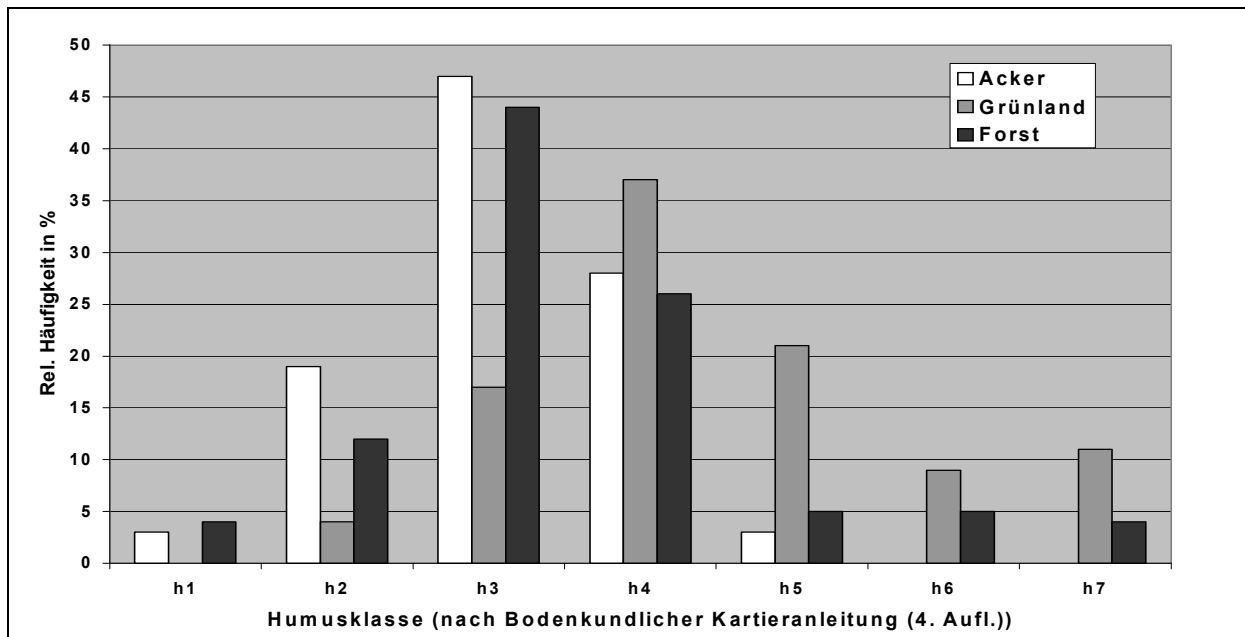


Abb. 3-1: Häufigkeitsverteilungen der drei Hauptnutzungsarten Acker, Grünland und Forst basierend auf bundesweit vorliegenden Punkt-/Profildaten

Neben der z. T. sehr unterschiedlichen Datenlage, die zur Belegung der Einheiten zur Verfügung steht wird deutlich, dass die Landnutzung die Mediane der Humusgehalte deutlich differenziert.

Die eigentliche Zielgröße ist jedoch der Gehalt an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands unterschieden nach o.g. Differenzierung. Hierfür sind derzeit 79 stratifizierte Einheiten mit „typischen“ Humusklassen und deren Variabilität belegt. In Tab. 3-3 werden beispielhaft Mediane des Humusgehalts und die Einordnung in die entsprechenden Humusklassen von Oberböden aus Sanden und Lössen der nordwestlichen Klimaregion sowie von Böden aus Tongesteinen der südwestlichen Klimaregion nutzungsdifferenziert aufgeführt.

Tab. 3-3: Ausgewählte Beispiele differenziert ausgewerteter Humusgehalte in Oberböden Deutschlands

Klima-region	Bodenaus-gangsge-steinsgruppe	Nutzung	Anzahl Mess-werte	Mediane der Humusgehalte [Mass. %]	Humus-klasse (nach KA 5)
33	Sande	Acker	328	3,2	h3
33	Sande	Grünland	266	6,8	h4
33	Sande	Forst	467	4,3	h3
33	Lösse	Acker	93	2,1	h3
33	Lösse	Grünland	18	7,5	h4
33	Lösse	Forst	97	5,2	h4
34	Tongesteine	Acker	249	2,9	h3
34	Tongesteine	Grünland	164	4,8	h4
34	Tongesteine	Forst	768	5,2	h4

Diese Differenzierung geht jedoch weitgehend durch die nach KA5 vorgenommene Klassenbildung verloren (vgl. auch Abb. 3-5). Dennoch kann mit den vorliegenden Daten auf der Ebene der Humusklassen eine Aussage über die Variabilität der Humusklassen innerhalb der stratifizierten Einheiten getroffen werden. In Tab. 3-4 werden beispielhaft die relativen Häufigkeiten der o.g. Einheiten aufgeführt und in den Abb. 3-2 bis 3-4 visualisiert.

Tab. 3-4: Ausgewählte Beispiele relativer Häufigkeiten der Humusgehalte differenziert ausgewerteter Einheiten

Klima-region	Bodenausgangsgesteinsgruppe	Nutzung	Häufigkeit der Humusklasse in %						
			h1	h2	h3	h4	h5	h6	h7
33	Sande	Acker	3,0	18,9	47,3	27,7	3,0	--	--
33	Sande	Grünland	0,4	4,1	16,9	36,8	21,4	9,4	10,9
33	Sande	Forst	3,7	11,9	44,0	26,2	5,0	5,4	3,7
33	Lösse	Acker	--	44,1	54,2	10,8	--	--	--
33	Lösse	Grünland	--	--	38,9	38,9	22,2	--	--
33	Lösse	Forst	1,0	7,2	41,2	34,0	5,2	8,2	3,1
34	Tongesteine	Acker	1,6	16,9	59,0	21,7	0,4	0,4	--
34	Tongesteine	Grünland	0,6	1,8	32,9	51,8	11,0	1,8	--
34	Tongesteine	Forst	0,3	4,6	43,1	37,0	7,8	5,2	2,1

Die Einzelfälle bestätigen die grundsätzliche Beobachtung, dass extrem humose und organische Oberbodenhorizonte erwartungsgemäß unter Grünland- und Forstnutzung zu finden sind. Der Vergleich einzelner Humusklassen aus den Tab. 3-3 und 3-4 macht weiterhin deutlich, dass insbesondere bei breiten Häufigkeitsverteilungen die aus den Medianen der Humusgehalte abgeleiteten Humusklassen nicht gleichzeitig diejenigen sind, die am häufigsten zu beobachten sind. Als Beispiele seien die Humusklassen der forstlich genutzten Böden aus Tongesteinen und Lössen genannt, deren Mediane der Humusgehalte in die Klasse h4 fallen. In beiden Fällen ist die Klasse h3 mit jeweils mehr als 40 Prozent am häufigsten zu beobachten (vgl. Abb. 3-3 und 3-4).

Weiterhin lassen sich die Ergebnisse mit Bezug auf das verwendete Kartenwerk ebenfalls flächenhaft darstellen (Abb. 3-5). Die Darstellung beschränkt sich auf die klassierten Werte (Humusklassen nach KA5), um eine dem Maßstab angepasste Übersichtlichkeit zu gewährleisten.

Ist-Zustand: Humusklassen in Oberböden Deutschlands - Länderübergreifende Auswertung von Punktinformationen im FISBo BGR

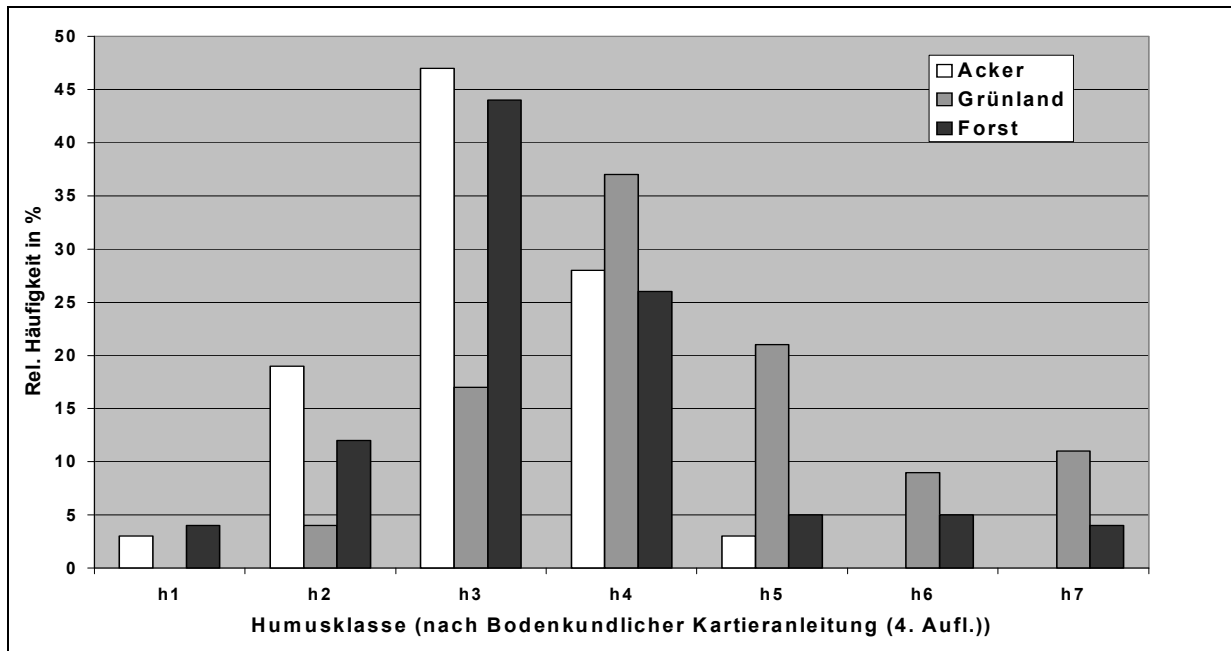


Abb. 3-2: Häufigkeitsverteilung der nach Hauptnutzungen unterschiedenen Humusklassen (nach KA5) in Böden aus Sanden, Klimaregion 33

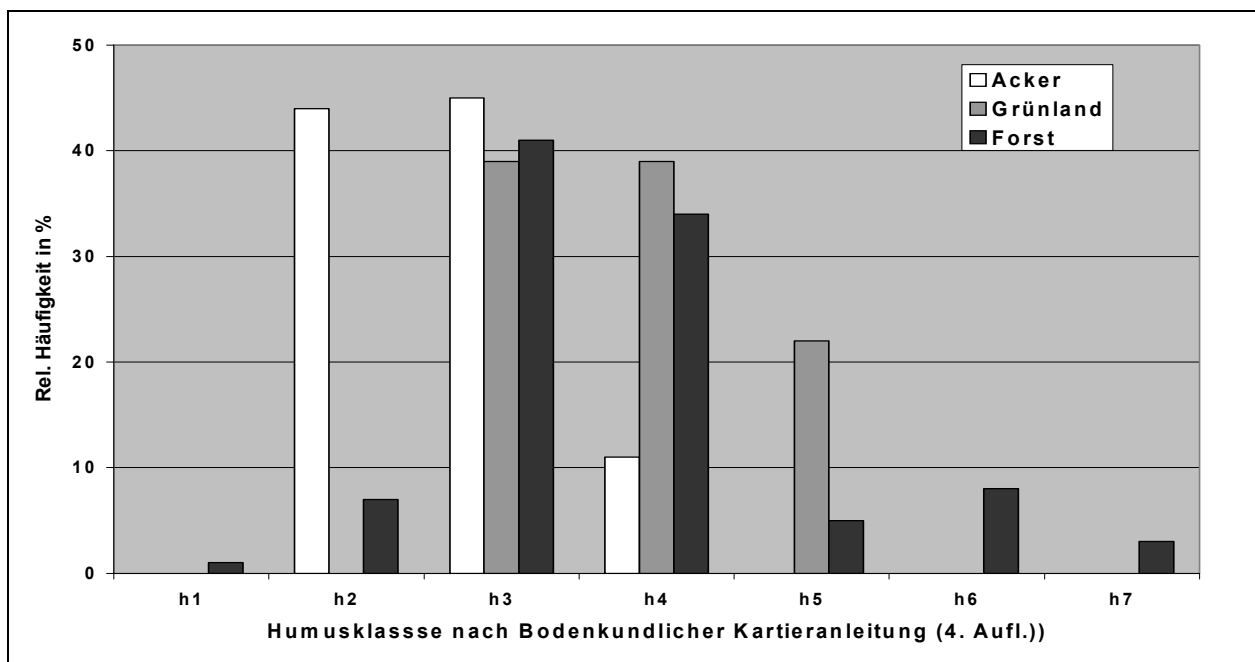


Abb. 3-3: Häufigkeitsverteilung der nach Hauptnutzungen unterschiedenen Humusklassen (nach KA5) in Böden aus Lössen, Klimaregion 33

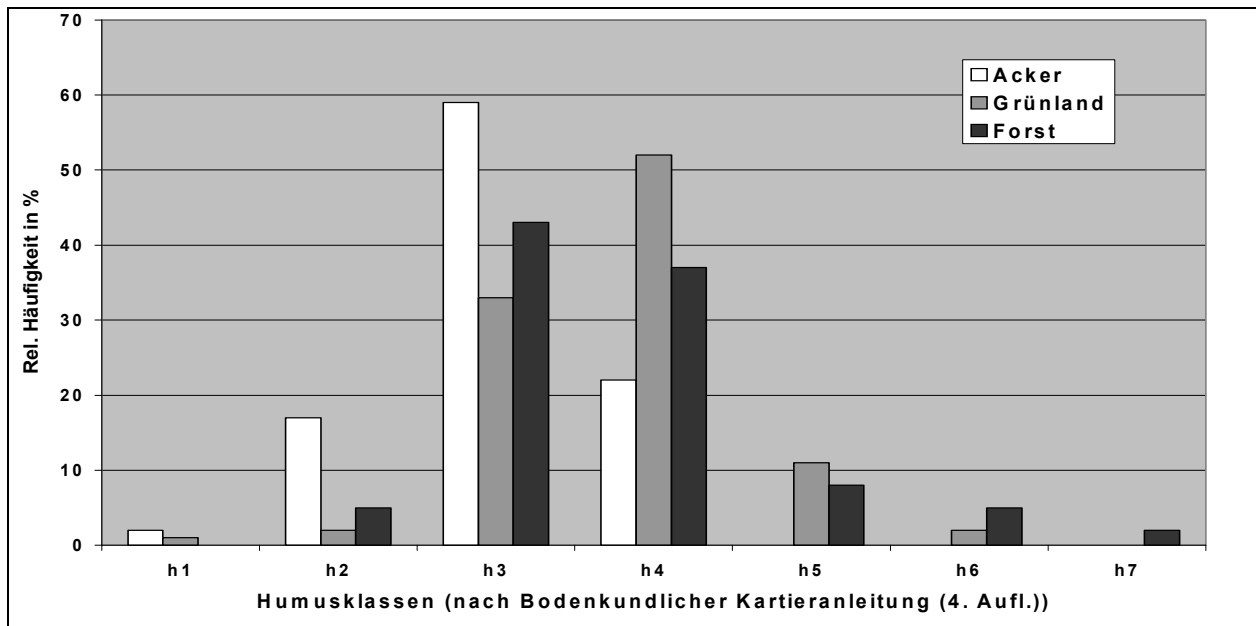


Abb. 3-4: Häufigkeitsverteilung der nach Hauptnutzungen unterschiedenen Humusklassen (nach KA5) in Böden aus Tongesteinen, Klimaregion 34

Die Karte der Humusgehalte (Abb. 3-5) zeigt, dass die Einheiten mit sehr schwach humosen Oberböden überwiegend in der Region des gemäßigt subkontinentalen Klimas (Klimaregion 35) zu finden sind; es handelt sich dabei um Böden aus Sanden bzw. mächtigen sandigen Deckschichten über Geschiebelehmen und -mergeln sowie Böden aus Geschiebelehmen und -mergeln und ferner ausnahmslos um Einheiten ackerbaulicher Nutzung.

Sehr stark humose und extrem humose Oberbodenhorizonte (Klassen h5 / h6) treten in Böden aus Gezeitensedimenten (Marschen), Auen, kultivierten Mooren und vereinzelt in Einheiten der als Grünland genutzten Sandböden auf sowie in Böden aus Carbonatgesteinen in der Klimaregion der Alpen. Als „organisch“ zu bezeichnende Oberbodenhorizonte (h7) sind erwartungsgemäß ausnahmslos in Moorböden anzutreffen.

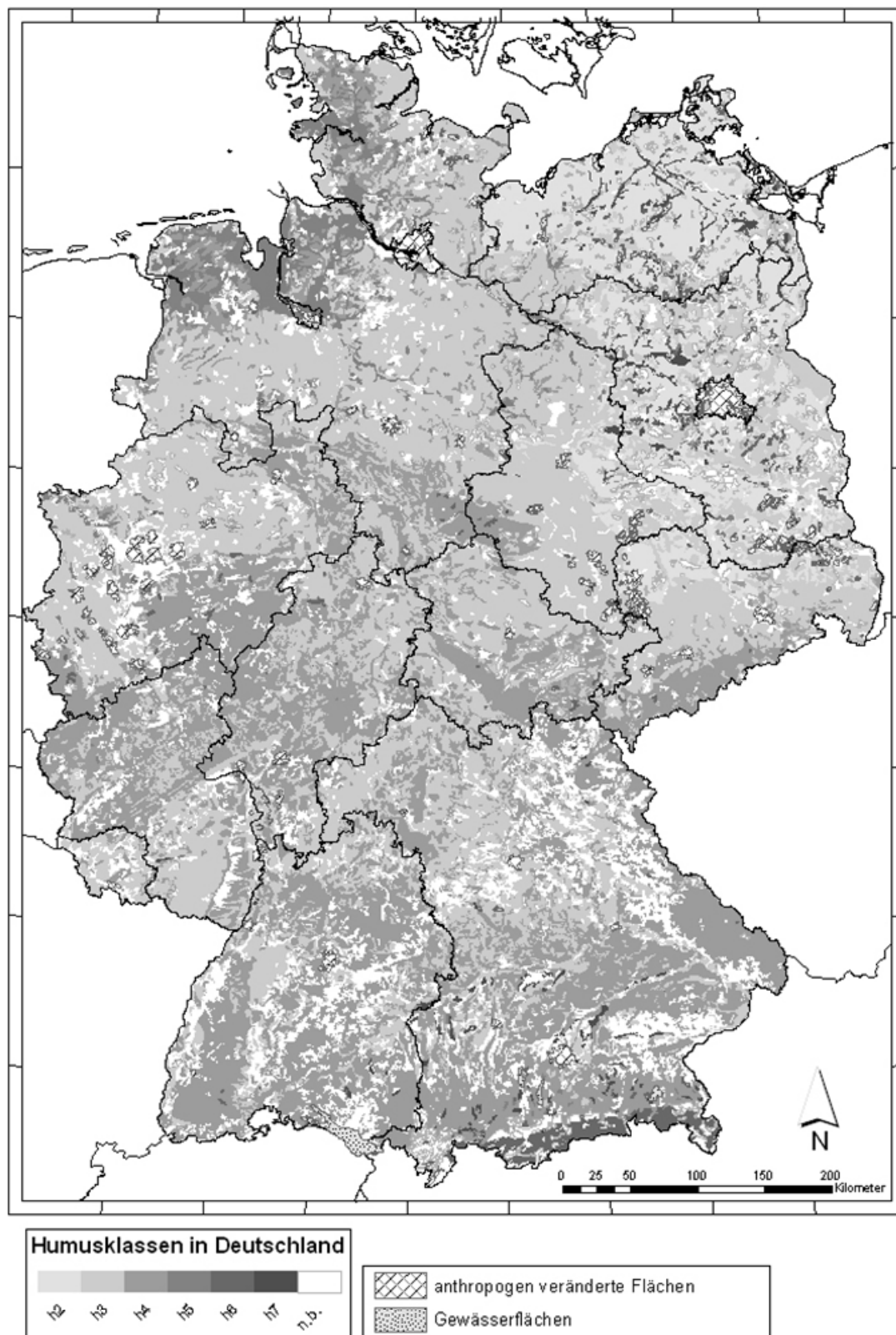


Abb. 3-5: Flächenhafte Darstellung klassifizierter und nach Nutzung, Klimaregionen sowie Gruppen von Bodenausgangsgesteinen differenzierter Humusgehalte (KA5) (Kartengrundlage: Entwurf der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland)

*Ist-Zustand: Humusklassen in Oberböden Deutschlands - Länderübergreifende
Auswertung von Punktinformationen im FISBo BGR*

Unter Nutzung des FISBo BGR lassen sich Humusgehalte in Oberböden Deutschlands unter Berücksichtigung des Einflusses der Landnutzung, des Klimas und des Bodens ermitteln. Mit derzeit vorliegenden Daten von rund 22.000 Standorten können gegenwärtig Aussagen zum Gehalt organischer Substanz in Oberböden für ca. 82% der Landesfläche Deutschlands getroffen werden.

Das Hauptziel der Arbeiten sind statistische Flächenbeschreibungen, die neben „typischen“ Gehalten (z.B. Mediane, Modalwerte), Aussagen zur Variabilität der Humusgehalte in den stratifizierten Einheiten zulassen. Diese detaillierten statistischen Ergebnisse sollen für die Bearbeitung ökologischer und ökonomischer Fragestellungen zur Verfügung gestellt werden.

4 Ableitung von Optimalgehalten an OBS

Die OBS ist wichtiger Bestandteil bei der Erfüllung und Sicherstellung von Bodenfunktionen und -prozessen (vgl. Kap. 2). In Abhängigkeit von Bodenart, Bodennutzung und Klima stellen sich standorttypische Gehalte an OBS in den Böden ein (vgl. Kap. 3), die ggf. in Hinblick auf betroffene Bodenfunktionen zu optimieren sind. Konzeptioneller Ansatz für die Ableitung optimaler Humusgehalte ist der Gedanke, dass zu niedrige C_{org} Gehalte auf der einen und zu hohe auf der anderen Seite die Erfüllung von Bodenfunktionen behindern oder benachbarte Schutzgüter beeinträchtigen. Im Folgenden wird versucht eine Obergrenze sowie eine Untergrenze für OBS abzuleiten.

4.1 Ableitung einer Obergrenze an OBS

In der Literaturrecherche zu den Wirkungen der OBS auf die Produktionsfunktion sowie die natürlichen Bodenfunktionen (vgl. Kap. 2.2) wurde dargestellt, dass sich die OBS auf die meisten Bodenfunktionen positiv auswirkt. Schädliche Auswirkungen hoher Gehalte an OBS auf landwirtschaftlichen Nutzflächen sind jedoch in Folge der Transformation des organischen Stickstoffs zu erwarten. Wird das dabei entstehende Nitrat in Zeiten geringer N-Aufnahme der Pflanzen gebildet, sind Nitratauswaschung und Belastung des Grundwassers die Folgen. Unter Sauerstoffmangel wird das gebildete Nitrat reduziert und es entsteht neben dem elementaren Stickstoff das klimarelevante Lachgas (N_2O).

Die Literaturrecherche ergab weiterhin eine Vielzahl von Ansätzen, die Pedotransferfunktionen (PTF) nutzen, um die Wirkung der OBS (in Verbindung mit anderen Bodenparametern) auf bodenfunktionsrelevante Parameter quantitativ zu beschreiben. Der Vergleich dieser PTF's zeigt jedoch, dass diese standortspezifisch und nicht übertragbar sind. Das gilt natürlich insbesondere für komplexe Größen wie Ertrag und N-Mineralisierung.

Diese Unzulänglichkeit der bisherigen PTF's machte es zur Ableitung von Maximalgehalten an OBS erforderlich, Datensätze aufzufinden, welche die folgenden Voraussetzungen erfüllen:

An einem gegebenen Standort mit identischen Boden- und Klimabedingungen müssen

- unterschiedliche OBS-Gehalte,
- Daten zu Kulturpflanzenerträgen sowie
- Daten zur Nitratauswaschung

vorliegen. Diese Voraussetzungen werden hauptsächlich von den klassischen Dauerversuchen mit gestaffelter Düngung erfüllt.

4.1.1 Auswertung von Dauerversuchen

Im Rahmen der uns für diese Studie zur Verfügung stehenden Zeit konnten zehn Dauerversuche von sieben Standorten ausgewertet werden. Exemplarisch wird hier der Dauerversuch von Lauterbach im Erzgebirge dargestellt (Daten aus dem Versuch zum Düngerartenvergleich, Ackerland ohne Leguminosen und ohne Grünland-Wechselnutzung, Rotationen III und IV (1976-'81 und 1982-'87) (Reichelt, 1990)). In Abb. 4-1 ist der N-Verlust des Systems, berechnet nach Gleichung 11,

$$(12) \quad \text{N-Verlust} = \text{Düngung} - \text{Änderung des Bodenvorrats} - \text{Pflanzenentzug}$$

gegen den C_{org} -Gehalt am Ende der jeweiligen Rotation, aufgetragen. Die N-Verluste erreichen teilweise sehr hohe Werte. Dies ist einerseits auf das hohe Düngungsniveau einiger Varianten (verschiedene Wirtschaftsdünger bis zu 2 GV-Äquivalenten und zusätzliche mineralische Düngung von bis zu $110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zurückzuführen. Andererseits ist von großer Bedeutung, dass es sich um einen ehemaligen Grünlandstandort handelt, der 1964 umgebrochen wurde. Bei den Varianten mit geringer organischer Düngung waren 1987 die Humusgehalte noch nicht, bei den höher gedüngten Varianten dagegen annähernd, auf einen stabilen Endwert abgesunken. Der Bodenvorrat an Stickstoff verringerte sich jährlich um 12 - 84 kg je Hektar.

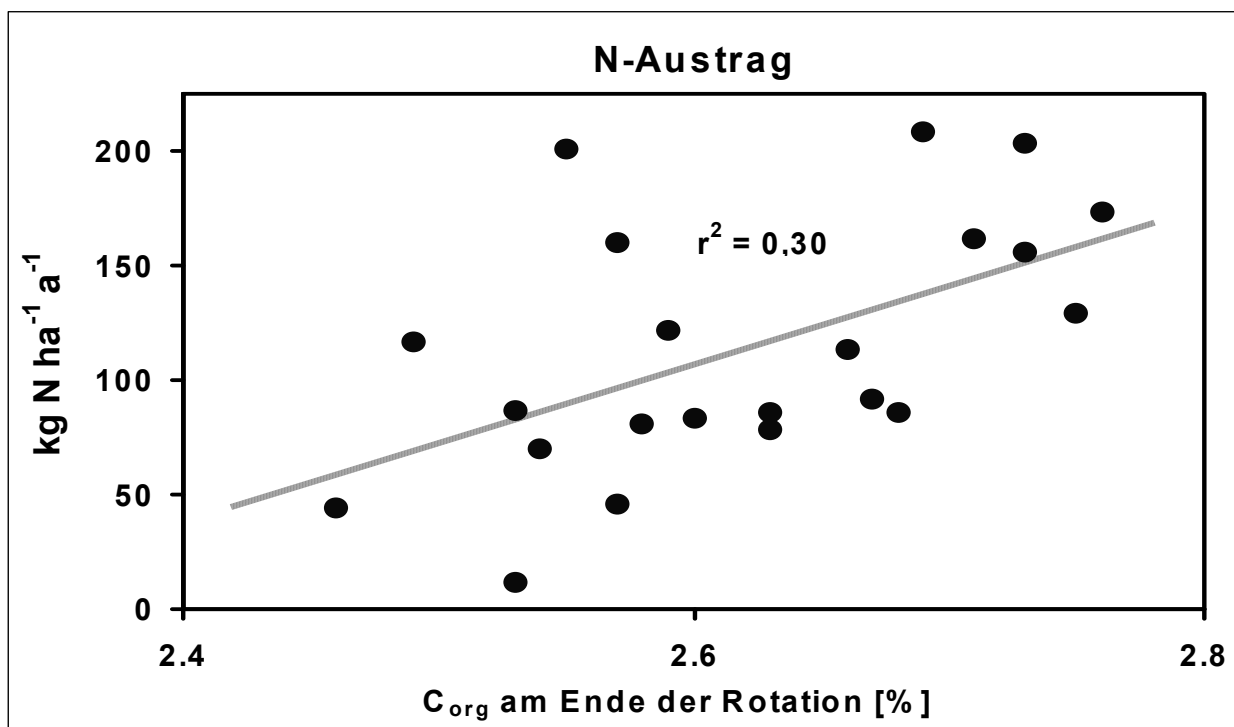


Abb. 4-1: N-Austrag (nach Gl. 11) im Dauerversuch Lauterbach (Ackervarianten 1976-1987) in Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt.

Der Hydrologische Atlas von Deutschland (BMU, 2000) weist für den Standort Lauterbach eine mittlere jährliche Sickerwasserrate von ca. 400 mm aus. Unter der Voraussetzung, dass der N-Verlust des Systems vollständig als Nitrat ausgewaschen wird, lässt sich dieser N-Verlust in eine mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser umrechnen (Abb. 4-2). Streng genommen ist diese Annahme sicherlich nicht haltbar, denn bei Gülleapplikation ist auch NH_3 -Ausgasung zu erwarten sowie unter den standörtlichen Gegebenheiten zusätzlich Oberflächenabfluss und Denitrifikationsverluste. Hier soll jedoch das Prinzip der Ableitung einer Obergrenze gezeigt werden. Da diese N-Verluste unerwünscht sind, werden sie hier als potenzielles Nitrat zusammengefasst.

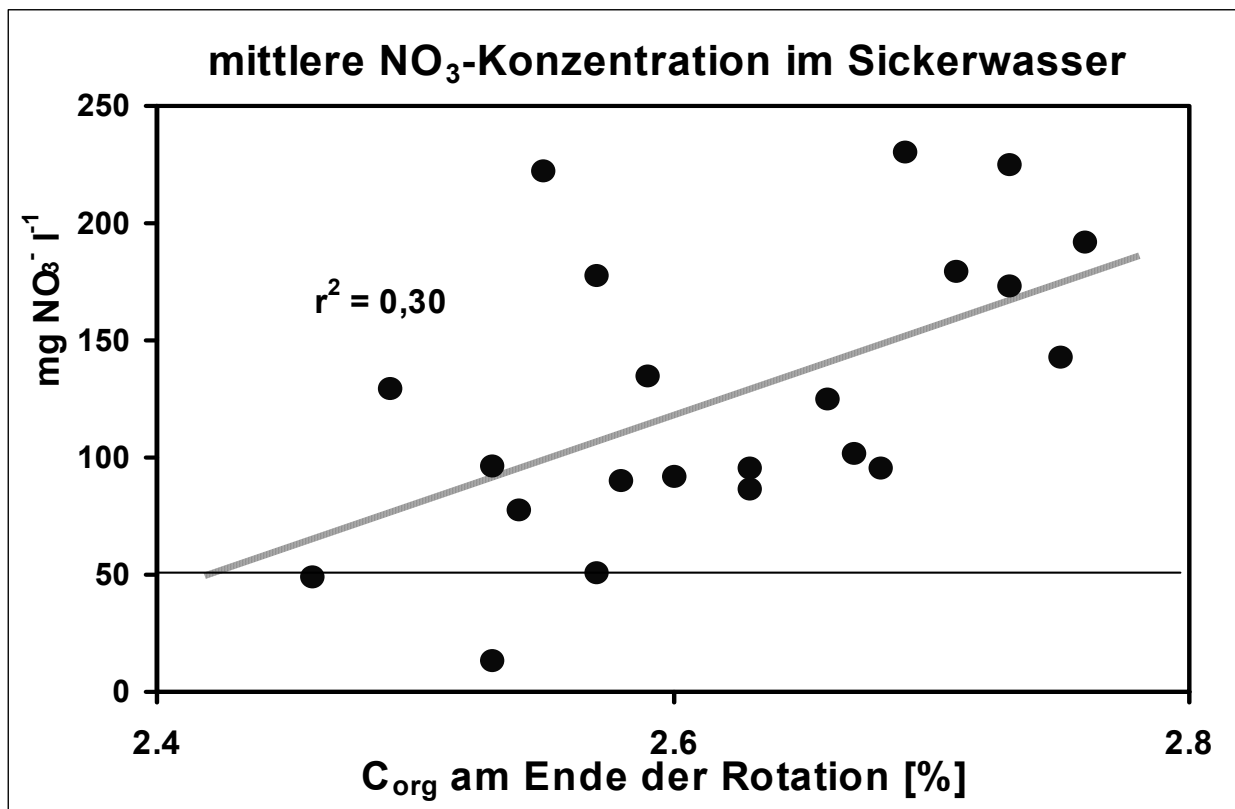


Abb. 4-2: Mittlere Nitratkonzentration des Sickerwassers im Dauerversuch Lauterbach (Ackervarianten 1976-1987) in Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt.

In beiden Abbildungen ist eine signifikante Beziehung festzustellen, deren Bestimmtheitsmaße jedoch nicht ausreichen, um Obergrenzen für C_{org} -Gehalte abzuleiten.

In Abb. 4-3 sind die korrespondierenden Durchschnittserträge der Rotationen dargestellt, die den Ergebnissen der Abb. 4-1 und 4-2 zu Grunde liegen. Auch hier ist eine Beziehung erkennbar, die mit steigendem C_{org} einen abnehmenden Ertragszuwachs erkennen lässt. Aber auch dieser Zusammenhang ist nicht besonders eng.

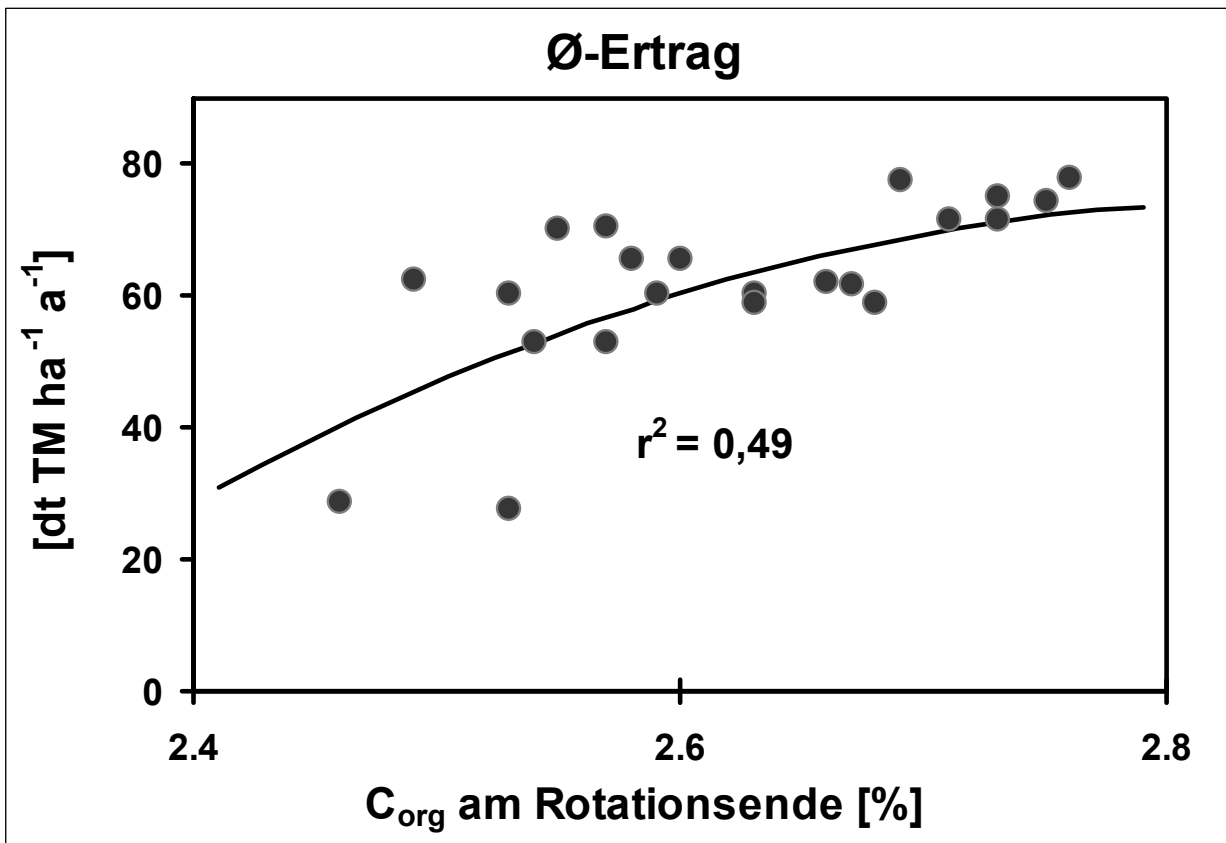


Abb. 4-3: Durchschnittserträge im Dauerversuch Lauterbach (Ackervarianten 1976-1987) in Abhängigkeit vom C_{org}-Gehalt.

Abb. 4-4 und Abb. 4-5 zeigen die Beziehungen zwischen mittleren Nitratkonzentrationen bzw. Erträgen und den Stickstoffdüngung der Varianten, die wesentlich enger sind, als die in Abb. 4-1 und 4-2 gezeigten. Zur gleichen Aussage kommen auch andere Autoren (Tab. 4-1).

Die Ergebnisse aus den Dauerversuchen machen deutlich, dass die Festlegung einer Obergrenze für C_{org} mittels Korrelation mit dem Nitrataustrag anhand der vorliegenden Daten nicht möglich ist. Das liegt daran, dass das Düngungsregime, die Freisetzung von Nitrat aus organisch gebundenem N der OBS überprägt.

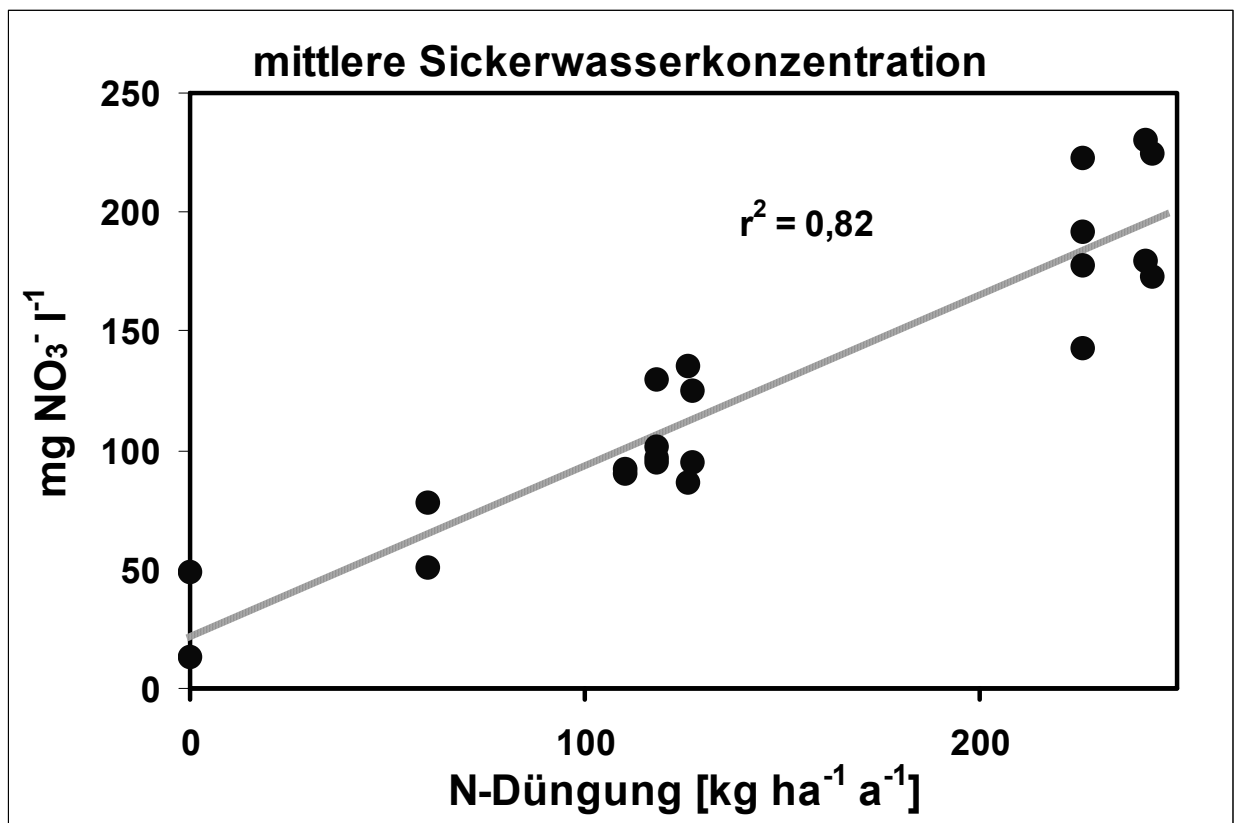


Abb. 4-4: Mittlere Nitratkonzentration des Sickerwasser im Dauerversuch Lauterbach (Ackervarianten 1976-1987) in Abhängigkeit von der N-Düngung.

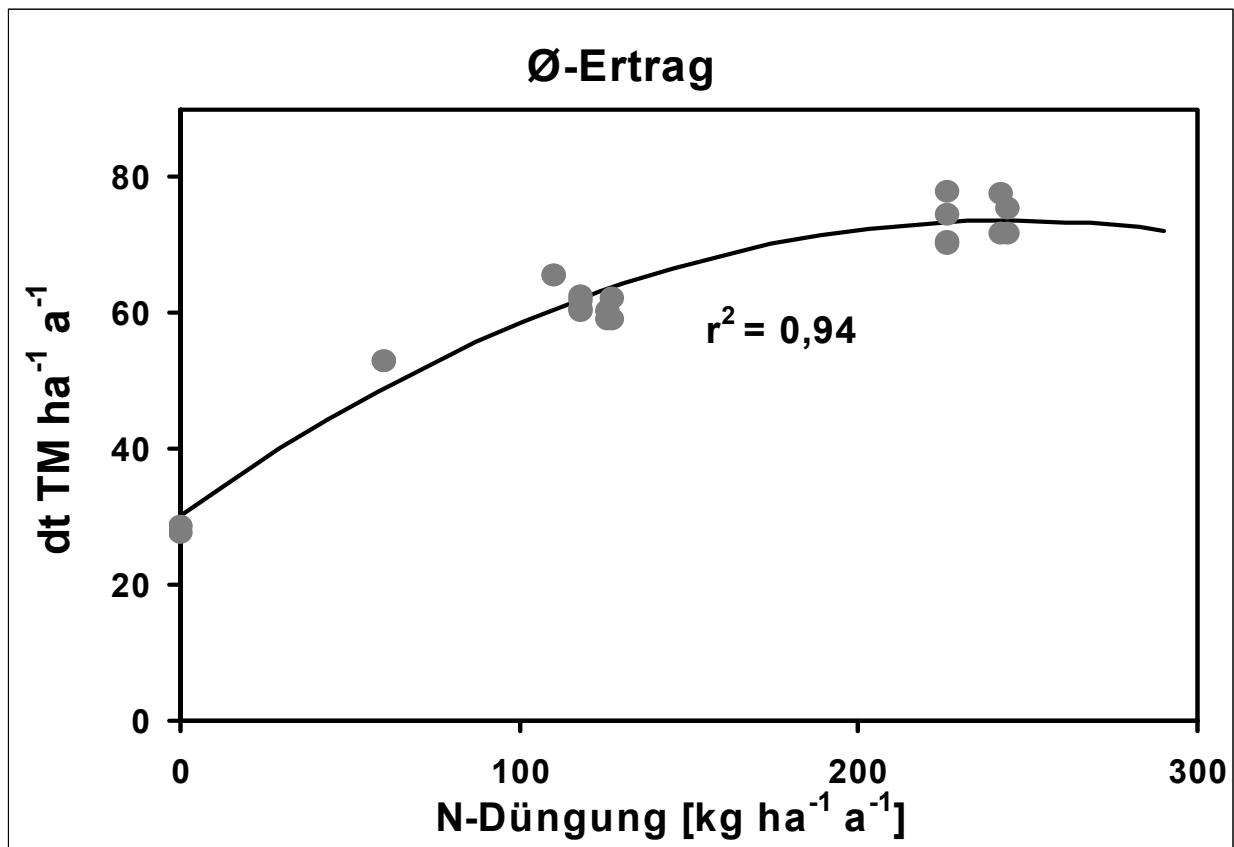


Abb. 4-5: Durchschnittserträge im Dauerversuch Lauterbach (Ackervarianten 1976-1987) in Abhängigkeit von der N-Düngung.

Tab. 4-1: Bestimmtheitsmaße der Korrelation des N-Saldos über C_{org} bzw. der N-Düngung in ausgewählten Dauerversuchen.

	Literatur	r ² *N-Saldo vs. C _{org}	r ² *N-Saldo vs. N- Düngung
Lauterbach (Düngerartenvergleich nur Varianten ohne Grünlandewechselnutzung 1976-1987)	Reichelt, 1990	0,3	0,87
Speyer Siedlungsabfallversuch 1958-1976	Rasp, 1976	0,16	0,04
Spröda B17	Kolbe, 2004	0,043	0,62
Spröda mit Bewässerung	Kolbe, 2004	0,42	0,92
Seehausen Fruchtfolgedüngungsversuch F1 1958-1967	Rauhe, 1969	0,09	0,78
Müncheberg V140 1963-1988	Kolbe, 2004	0,18	0,90
IOSDV Puch 1983-1995	Krauss und Hege, 1999; Diez et al., 1997	0,37	0,68
Groß Kreutz M4 1967-1987	Asmus, 1987; Asmus 1992	0,61	0,92

* = Bestimmtheitsmaß der linearen Regression.

Möglicherweise ist dieses Ergebnis jedoch auch auf die grundsätzliche Struktur der Dauerversuche zurückzuführen, denn diese sind - im Gegensatz zu Praxisbedingungen - durch eine große Variation der mit der Düngung zugeführten Nährstoffmengen gekennzeichnet. Daher könnte die Korrelation des N-Austrags mit der N-Düngung unter Praxisbedingungen geringer ausfallen. Andererseits ermöglicht in Dauerversuchen diese große Variation der Düngung gerade erst die Einstellung von OBS-Gehalten, deren Spannweite größer ist als sie in Praxisbetrieben gefunden wird.

Daher soll im Folgenden die Stickstoffmineralisierung eines landwirtschaftlich genutzten Gebietes, dessen Böden aufgrund der Nutzungsgeschichte sehr unterschiedliche Gehalte an OBS aufweisen, eingehender betrachtet werden.

4.1.2 N-Mineralisierung im Fuhrberger Feld

Beim Fuhrberger Feld handelt es sich um ein Wassereinzugsgebiet nördlich von Hannover mit sandigen Böden und einer Größe von ca. 30.000 ha (Heumann, 2003). Weil im Fuhrberger Feld der größte Teil des Trinkwassers von Hannover gefördert wird, sind die Nitratflüsse dort intensiv untersucht worden. Da hier Nitrat im pyrithaltigen Aquifer weitestgehend denitrifiziert und dabei Sulfat gebildet wird (Strebel et al., 1993), ist der Nitratgehalt des Rohwassers gering. Aber nach verbreitetem Grünlandumbruch in den 1980er Jahren erreichten die Sulfatkonzentrationen die Nähe des Grenzwerts für Trinkwasser. Aufgrund der niedrigen Feldkapazität wird hier besonders die über den Winter mineralisierte N-Menge nahezu vollständig ausgewaschen (Ringe et al., 1992).

Die C_{org} -Gehalte der Ackerböden des Fuhrberger Feldes variieren trotz sehr ähnlicher Bodenarten zwischen 0,8 bis 5,9% - je nachdem wie lange sie schon kultiviert werden und ob die frühere Vegetation Wald, Heide oder Grünland war (Heumann et al., 2003). In einem aufwändigen Versuchsansatz wurde der Zeitverlauf der N-Mineralisierung für 137 unterschiedliche Böden im Labor bei 35°C gemessen und die Parameter einer parallel-first-order-Kinetik (Gl. 12) ermittelt (Heumann et al., 2002).

$$(13) \quad N_{min} = N_{fast} [1 - \exp(-k_{fast} t)] + N_{slow} [1 - \exp(-k_{slow} t)]$$

Während die Größe des schnellen Anteils N_{fast} (Ratenkonstante k_{fast} ca. $0,1 \text{ d}^{-1}$) hauptsächlich von der Vorfrucht abhing, war die Fraktionsgröße des langsamen Anteils N_{slow} (Ratenkonstante k_{slow} ca. $0,002 \text{ d}^{-1}$) vom Standort abhängig. Nachdem im Labor die Temperaturabhängigkeit der Ratenkonstanten ermittelt worden war, konnte die im Feld gemessene Mineralisierung über Winter gut vorhergesagt werden (Abb. 4-6).

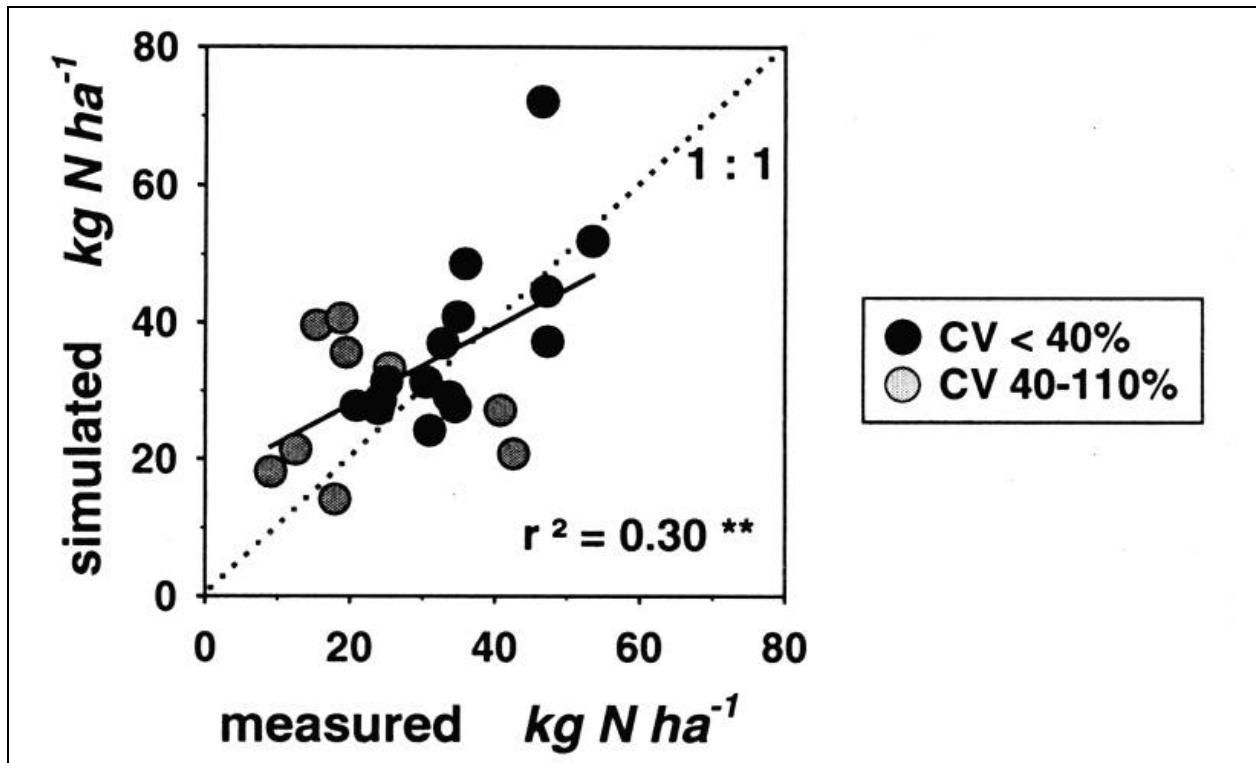


Abb. 4-6: Vergleich der über die Temperaturabhängigkeit der N-Mineralisation simulierten Werte mit im Feld gemessener N-Mineralisation (aus Heumann, 2003).

Die Größe der langsamen Fraktion der N-Mineralisierung N_{slow} konnte aus einfachen Bodendaten (C_{org} , C/N, Körnung) jedoch nur dann richtig abgeschätzt werden, wenn die Böden unterschiedlicher Nutzungsgeschichte jeweils gesondert betrachtet wurden. Das bedeutet, dass die N-Mineralisierung von sonst sehr ähnlichen Böden, mit nutzungsgeschichtlich bedingt unterschiedlichem Humusgehalt, nicht allein aus dem C_{org} -Gehalt vorhergesagt werden kann.

Zu diesem Ergebnis kommen auch Springob und Kirchmann (2003), welche die N-Mineralisierung von norddeutschen Sandböden zwischen Aurich und Müncheberg im Labor ermittelt haben. Während die schnellen Fraktionen mit den o.g. Ergebnissen von Heumann et al. (2002) vergleichbar waren, ließ sich bei Springob und Kirchmann (2003) die langsame Fraktion der N-Mineralisierung als Kinetik nullter Ordnung beschreiben, sodass sich Gleichung 12 wie folgt verändert:

$$(14) \quad N_{\text{min}} = N_{\text{fast}} [1 - \exp(-k_{\text{fast}} t)] + k_{\text{slow}} t$$

Die Ratenkonstante der langsamen Fraktion k_{slow} ließ sich hinreichend genau aus dem C/N-Verhältnis des Bodens ableiten (Abb. 4-7). Zwar liegen hier keine Ergebnisse über die N-Mineralisierung im Feld vor, aber die Ähnlichkeit der beiden Ansätze ließe vermuten, dass diese, wenn die Temperaturabhängigkeit der Ratenkonstanten bekannt ist, auch hier modelliert werden kann.

Diese Ergebnisse zeigen, dass es mit Voranschreiten der Modellierung des N-Haushalts möglich werden könnte, Nitrat-Auswaschungen für viele Standorte vorherzusagen. Neben Kenndaten, wie Körnung, pH, Klima und dem C_{org} -Gehalt sind weitere Parameter wie der C/N-Quotient oder die Nutzungsgeschichte erforderlich. Dieses wird bei der Ableitung von Optimalgehalten an OBS in landwirtschaftlichen Böden zu berücksichtigen sein.

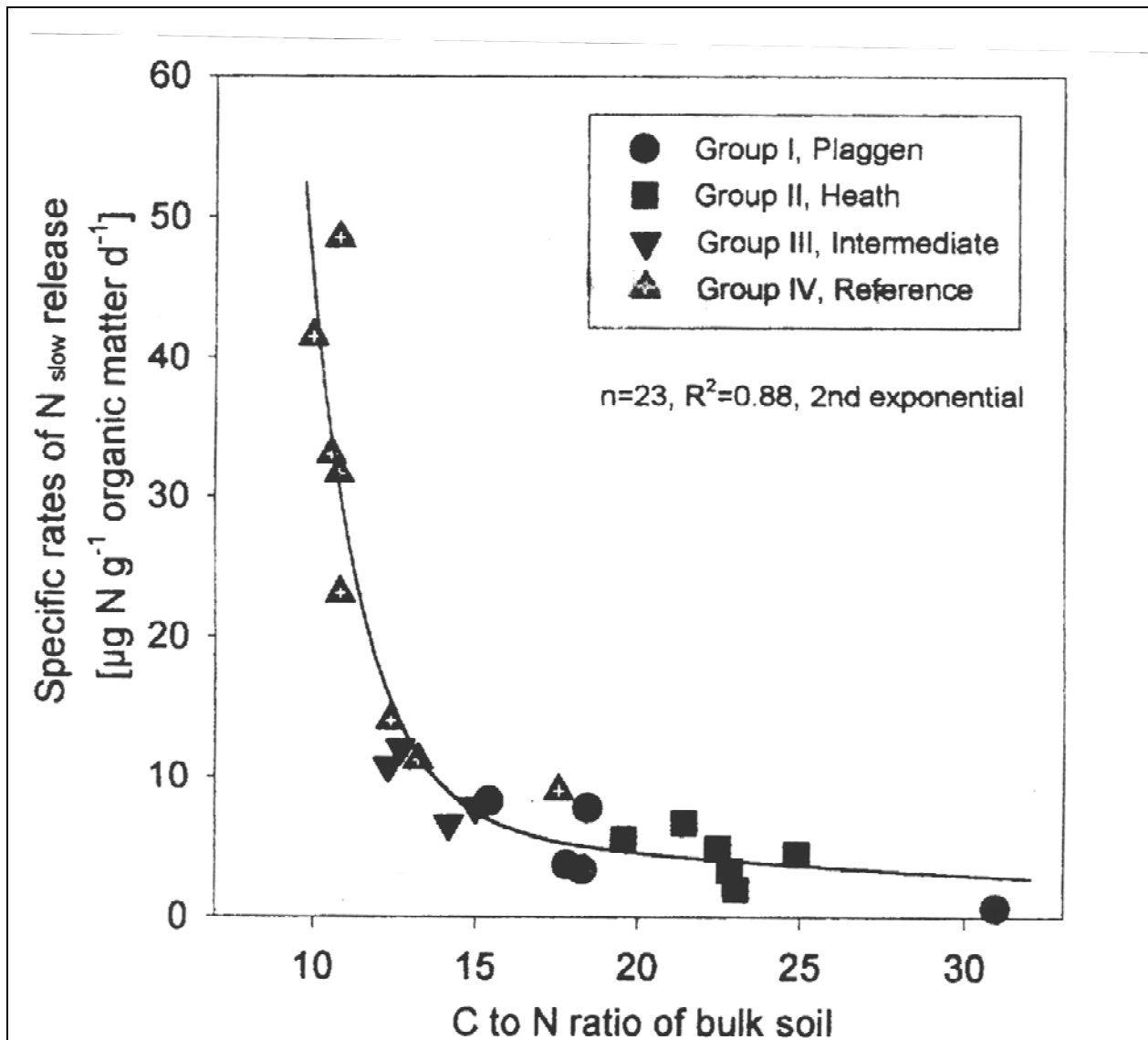


Abb. 4-7: Abhängigkeit der Ratenkonstante der langsamen Fraktion (k_{slow}) der N-Mineralisierung im Labor vom C/N-Quotienten (aus Springob und Kirchmann, 2003).

4.1.3 N-Mineralisierung auf langjährig begüllten Flächen

Die langjährige Zufuhr großer Mengen an Gülle auf Böden in Gebieten mit intensiver Tierhaltung (oft mehr als 3 Großvieheinheiten je Hektar), wie sie insbesondere im Landkreis Vechta sowie im Süden der Landkreise Oldenburg und Cloppenburg anzutreffen ist, wurde schon lange als Problem erkannt (Steffens, 1980; Wendland et al., 1993). Dennoch gibt es kaum Literatur, der Daten zur N-Mineralisierung aus der OBS dieser Böden entnommen werden kann. Es wurden nur Arbeiten aus dem Münsterland,

Weser-Ems-Gebiet und Alpenraum (Österreich) gefunden, bei denen eine Veränderung des C_{org} -Gehalts durch die Begüllung und zusätzlich Daten zur N-Mineralisierung dokumentiert sind.

Hoegen und Werner (1991) fanden auf einem Dauerversuch der LWK Westfalen-Lippe (humoser Podsolgley), nach elf Jahren Ausbringung von $40 - 60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Schweinegülle, gegenüber der mineralisch gedüngten Variante, einen Anstieg des C_{org} -Gehalts von 2,03 auf 2,57% bei unverändertem C/N-Verhältnis. Es wird nur berichtet, dass die N-Mineralisierung im Brutversuch nach 7 und 14 Tagen Bebrütung tendenziell, nach 21-tägiger Inkubation signifikant gegenüber der mineralisch gedüngten Parzelle erhöht war. Die N_{min} -Gehalte waren nach allen Kulturen auf unbestelltem Feld im November auf der Güllevariante um 30 - 60 kg N höher (Abb. 4-8). Hier kann jedoch nicht unterschieden werden, ob der zusätzliche mineralische Stickstoff der Güllevariante durch Mineralisation aus der OBS oder dem Ammonium-N der Gülle entstammt.

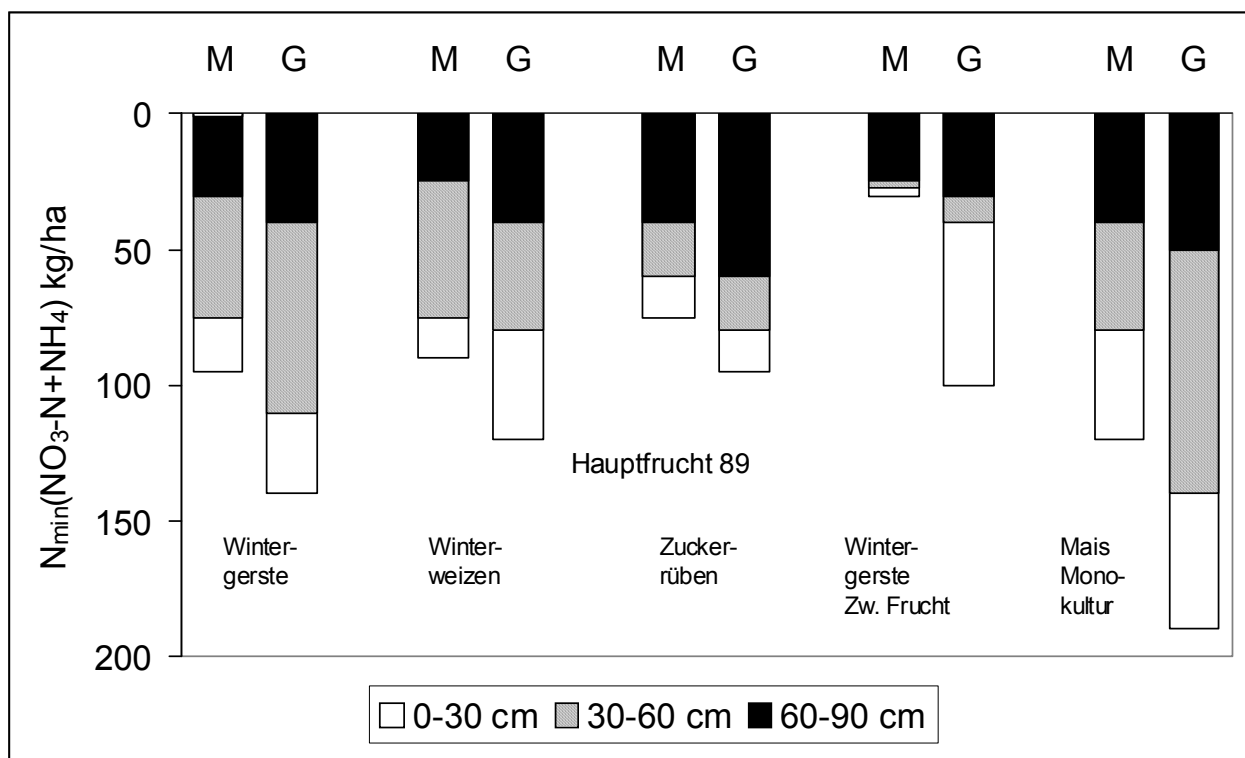


Abb. 4-8: N_{min} -Gehalte auf mineralisch (M) oder mit Gülle (G) gedüngten Flächen eines Dauerversuchs im November 1989 nach unterschiedlichen Vorfrüchten (aus Hoegen und Werner (1991))

Werner et al. (1985) teilten vergleichbare Sandböden des Münsterlandes anhand ihres P_{CAL} -Gehalts in schwach, mittel und stark begüllte Flächen ein. Die im Labor ermittelte N-Mineralisierung korrelierte gut mit den N_f -Gehalten der Böden (Tab. 4-2), allerdings sind von allen drei Standortgruppen beide Parameter nur als Mittelwert der gesamten Gruppe dargestellt, so dass keine Aussage über die Vorhersagegenauigkeit für Einzelproben getroffen werden kann.

Tab. 4-2: N-Mineralisierung unterschiedlich stark begüllter Flächen von Praxisbetrieben des Münsterlandes (Podsol-Gleye). Jeweils Mittelwerte von 4 Böden je Gruppe (nach Werner et al. (1985))

Gülle-Variante	Nt ‰	N-Mineralisierung im Labor [umgerechnet auf kg N ha ⁻¹]	
Begüllungsgrad		nach 6 Tagen	nach 13 Tagen
schwach	1,30	134	180
mittel	1,76	225	284
stark	2,33	303	374

Scherer et al. (1988) wählten auf Parabraunerden im Bergischen Land und in der Köln-Aachener-Bucht jeweils benachbarte Schläge von Praxisbetrieben aus, von denen einer seit vielen Jahren Gülle erhalten hatte, während der andere ortsüblich mineralisch gedüngt worden war. Sowohl die N-Mineralisierung im Labor als auch die C_{org}-Gehalte waren stets auf den begüllten Flächen höher (Tab. 4-3). Der C_{org}-Gehalt eignet sich jedoch nicht zur Voraussage der N-Mineralisierung.

Kandeler et al. (1994) untersuchten auf einem Grünland-Dauerversuch in Österreich elf Jahre nach der Anlage unter anderem die anaerobe N-Mineralisierung im Labor. Diese ist allerdings nur für die Nullparzelle und die höchste Gülle-Variante (480 kg N) angegeben und war in den Tiefenstufen 0-10 cm, 30-40 cm und 40-50 cm auf der Gülle-Variante signifikant erhöht, auch die C_{org}-Gehalte waren tendenziell erhöht. Die Darstellung der Ergebnisse in Abb. 4-9 deutet eine Beziehung zwischen dem C_{org}-Gehalt und der N-Mineralisierung an, allerdings ist diese Beziehung anscheinend für jede Tiefenstufe verschieden. Weil für jede Tiefenstufe nur ein Wertepaar vorliegt, lässt sich daher die Güte der Beziehung zwischen C_{org} und N-Mineralisierung nicht prüfen. Die Nitrat-Auswaschung war nur bei der höchsten Güllegabe signifikant gegenüber den anderen Varianten erhöht, auch lag sie hier jedoch stets unter 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Tab. 4-3: Unterschiede im C_{org}-Gehalt und N-Mineralisierung benachbarter Schläge auf Parabraunerden von Praxisbetrieben Nordrhein-Westfalens (jeweils begüllt vs. mineralisch gedüngt) (Scherer et al., 1988)

Lokalität	ΔC_{org} [%]	$\Delta C/N$	Δ N-Mineralisierung im Labor [kg N ha ⁻¹] Veg.-Beginn Veg.-Ende	
	Jeweils Güllevariante minus mineralische Variante			
Tüschelbonnen Bergisches Land	0,37	-1,2	163	86
Kerpen K-AC-Bucht	0,42	1,1	104	29
Nörvenich K-AC-Bucht	0,11	-1,1	96	94

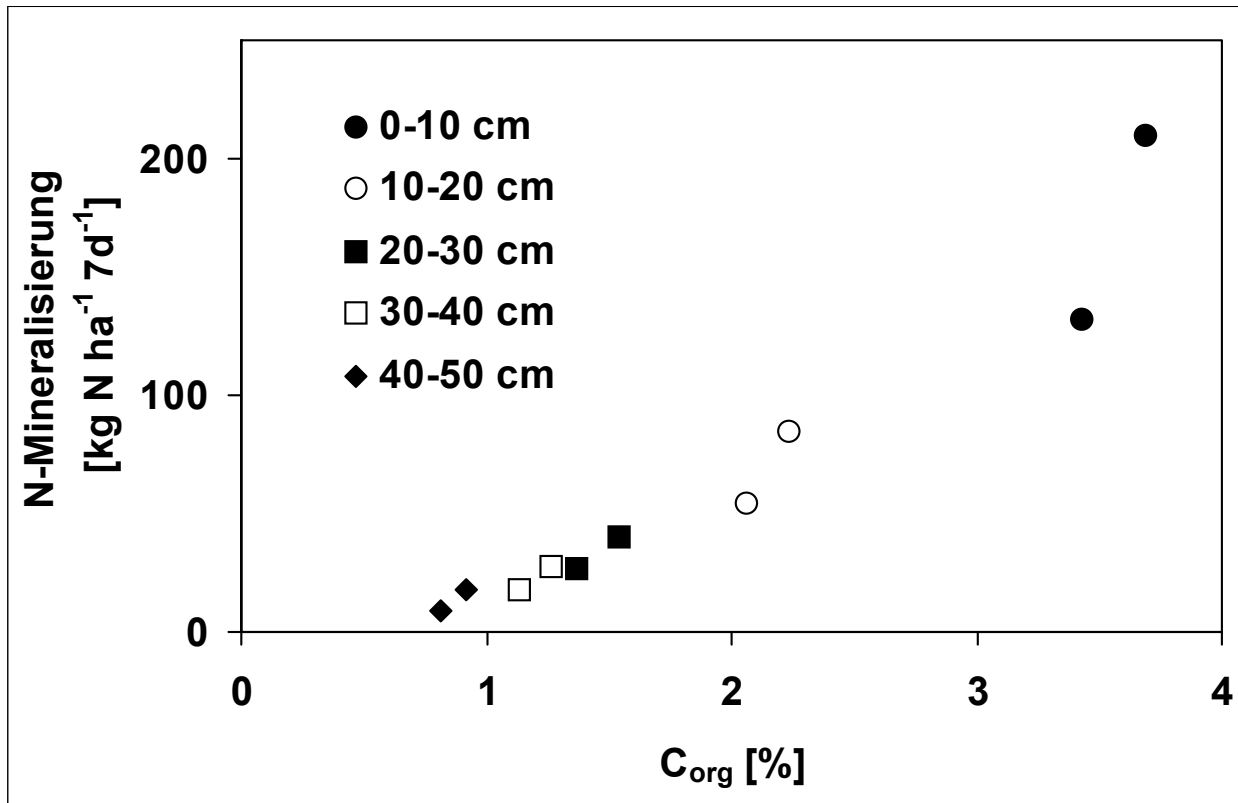


Abb. 4-9: N-Mineralisierung (anaerob, 7d, im Labor) im Grünland-Dauerversuch Gumpenstein für verschiedene Tiefenstufen. Der jeweils niedrigere Wert (sowohl N-Mineralisierung als auch C_{org}) stellt die ungedüngte Kontrolle, der höhere die höchste Gülle-Variante ($480\ kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$) dar. (nach Kandeler et al. (1994), Trockenraumdichte geschätzt).

Fasst man die Ergebnisse zusammen, so kann festgestellt werden, dass man gegenüber ungedüngten oder mineralisch gedüngten Böden auf langjährig begühten Böden eine meist signifikant erhöhte N-Mineralisation findet. Aber die Datenlage reicht nicht aus, um die Güte der Korrelation zwischen C_{org} und N-Mineralisierung zu überprüfen oder gar aus dem Gehalt an C_{org} auf die N-Mineralisation zu schließen.

Weiterhin wurde in allen erwähnten Arbeiten die N-Mineralisierung nur an einem, maximal an zwei Terminen im Labor bestimmt. Die reale Mineralisierung im Feld kann jedoch nur abgeschätzt werden, wenn - wie im Abschnitt Fuhrberger Feld (Kap. 4.1.2) dargestellt - die Mineralisierungs-Kinetik und zusätzlich die Abhängigkeit von Temperatur und Wassergehalt bekannt ist.

Daher ist auch für die intensiv begühten Böden aus den bisher veröffentlichten Daten in keinem Fall ein Gehalt an C_{org} ableitbar, oberhalb dessen mit übermäßigen N-Mineralisierungen, welche zu nicht tolerierbaren N-Austrägen führen, zu rechnen ist.

Wesentliches Ergebnis der vorliegenden Auswertungen ist, dass anhand der verfügbaren Daten eine Ableitung einer Obergrenze für OBS nicht möglich ist. Die Richtigkeit des gewählten konzeptionellen Ansatzes ist damit jedoch nicht widerlegt.

Denn die dieser Auswertung zu Grunde liegenden Arbeiten wurden in Hinblick auf andere Zielstellungen durchgeführt, was zur Folge hatte, dass im Hinblick auf die Fragestellungen dieses Projektes nicht genügend oder nur unzureichende Daten ausgewertet werden konnten. Dies bezieht sich sowohl auf die Datenmenge als auch auf die Relevanz der untersuchten Fraktionen der OBS. Möglicherweise könnten z.B. lösliche oder leicht mineralisierbare Anteile der OBS zu besseren Korrelationen mit Nitrataustrag führen. Hieran schließen sich auch entsprechende Fragen der Untersuchungsmethodik an.

Ein neues, viel versprechendes Verfahren stellt z.B. die NIR-Spektroskopie (Wagner et al., 2000) dar. Auf dieser Untersuchungsmethode basierende Ergebnisse könnten dann mit Klimadaten und bodenphysikalischen Daten kombiniert werden, um die tatsächliche Mineralisation im Feld und die Auswaschungsgefährdung des gebildeten Nitrats abzuschätzen.

4.2 Ableitung einer Untergrenze an OBS

Bei geringer Zufuhr an organischer Substanz nimmt in allen Böden zunächst die labile, leicht umsetzbare Fraktion der OBS rapide ab (Sauerbeck, 1992), während die an Ton und Schluff stabilisierte Fraktion erst im Laufe von Jahrhunderten spürbar abnimmt (Six et al., 2002b). Vorangegangenen Kapiteln (vgl. Kap. 2.2, Tab. 2-1 und Tab. A-1) kann entnommen werden, dass sich ein Mangel an leicht umsetzbarer OBS zunächst auf die Lebensraumfunktion der Bodenorganismen und damit im Weiteren die Aggregierung vermindert und damit die Erodierbarkeit erhöht.

Auf reinen Sandböden dagegen hängen auch Wasserspeicherung und Nährstoffspeicherung (für Kationen in Form der KAK, für N, S und P deren organisch gebundenen Formen selbst) wesentlich vom Gehalt an OBS ab.

Diese Überlegungen zeigen, dass auch für die Ableitung einer Untergrenze nicht der C_{org} -Gehalt, sondern einzelne Fraktionen der OBS berücksichtigt werden sollten. Hierzu liegen jedoch kaum Daten vor. Gieska (2003) zeigte, dass sich die Aggregatstabilität von Lössböden der Hildesheimer Börde unter Ackernutzung in den letzten Jahrzehnten deutlich verringert hat. In diesem Zusammenhang wurden Versuche unternommen, eine Unterversorgung landwirtschaftlicher Böden mit OBS durch andere Parameter als C_{org} zu kennzeichnen.

So stellt Jörgensen (1997) einen Bewertungsrahmen für Böden über die statistische Verteilung mikrobiologischer Parameter vor. Das 4%- bzw. 16%-Quantil der mikrobiellen Biomasse von 94 Ackerböden lag bei 0,45 bzw. 0,9 t C_{mik} je ha (0-30 cm Tiefe). Diese Werte wurden als sehr niedrig bzw. niedrig eingestuft. Da jedoch C_{mik} in der Regel mit dem Tongehalt und C_{org} korreliert ist (Oberholzer und Höper, 2000), ist es

unwahrscheinlich, dass alle Standorte mit diesem Parameter einheitlich bewertet werden können. Jörgensen (1997) stellt daher auch einen Beurteilungsrahmen für das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis auf. Das 3%-, bzw. 17%-Quantil des $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisses von 65 Ackerböden lag bei 0,01 bzw. 0,015. Aber auch für diesen Parameter gibt es einzelne Standorte, auf die diese Grenzen nicht angewendet werden können. So haben z.B. Plaggenesche einen hohen Anteil schwer abbaubaren organischer Substanz und weisen daher stets sehr niedrige $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisse auf.

In Australien wurden anhand der KMnO_4 -Methode Grenzwerte für die Erodibilität von Ferrosolen entwickelt (Bell et al., 1998 und 1999). Es erscheint bemerkenswert, dass die Korrelation zwischen Infiltrationsrate bzw. Aggregatstabilität und KMnO_4 -oxidierbarem C unterschiedliche Grenzwerte für unterschiedliche Regionen ergaben.

In Anhang 1 werden die wichtigsten Methoden zur Charakterisierung der OBS hinsichtlich ihrer Eignung zur Ableitung von Ober- und Untergrenzen eines optimalen OBS-Gehalts bewertet. Zukünftige Forschung über funktionale oder numerische Zusammenhänge zwischen kritischen Bodenfunktionen und geeigneten Fraktionen der OBS ist nötig, um den OBS-Gehalt der landwirtschaftlichen Böden in einem Bereich zu halten, der schädliche Bodenveränderungen oder Beeinträchtigungen der anderen Umweltkompartimente ausschließt.

5 Schätzrahmen für organischen Kohlenstoff in terrestrischen Ackerböden

In diesem Kapitel wird ein Überblick über die C_{org} -Gehalte ackerbaulich genutzter Böden Deutschlands gegeben und darauf aufbauend ein C_{org} -Schätzrahmen vorgestellt, der eine Abschätzung mittlerer C_{org} -Gehalte für unterschiedliche Böden, Klimabedingungen und Düngung zulässt. Dieser Schätzrahmen stützt sich

- a) auf zurückliegende Auswertungen von bodenkundlichen Daten der geologischen Landesämter bzw. der BGR,
- b) auf eigene Daten,
- c) auf klimatische Kennwerte sowie
- d) auf die Auswertung von Dauerfeldversuchen und langjährigen Düngungsversuchen.

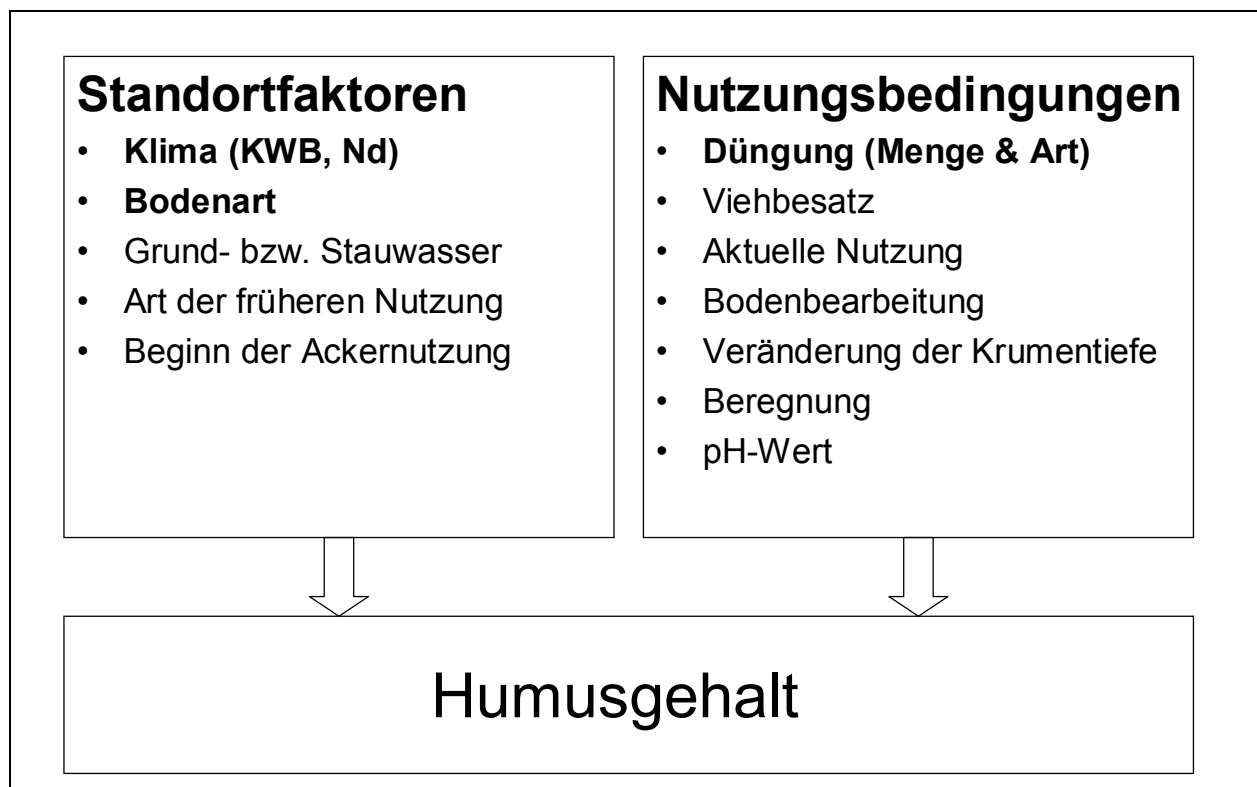


Abb. 5-1: Die wichtigsten Faktoren, die den Humusgehalt im Boden beeinflussen

In Abb. 5-1 sind die wichtigsten Faktoren aufgeführt, die den Humus- bzw. den C_{org} -Gehalt von Ackerböden beeinflussen. Nur die fett markierten Einflussfaktoren konnten aufgrund der Datenlage und ihrer Verfügbarkeit bei der vorliegenden Auswertung berücksichtigt werden. Grund dafür ist, dass die Flächendatenbanken der geologischen Landesämter keine spezifischen Angaben zur Fruchtfolge, Bodenbearbeitung oder Viehbesatz enthalten. Noch weniger verfügbar sind Informationen über die Geschichte

der Flächennutzung und veränderte Rahmenbedingungen. Sie stehen nur im Einzelfall zur Verfügung und fußen häufig auf Forschungsarbeiten (z.B. im Rahmen des DFG-Projektes „Folgen von Grundwasserabsenkungen“, Hartmann et al., 1986).

5.1 Datengrundlage

Die Grundlage für die folgenden Ergebnisse bilden Daten einzelner geologischer Landesämter, die uns im Rahmen einer früheren Forschungsarbeit zur Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte von Substrathorizontgruppen (Auftrag seitens der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, an die AG Wessolek) zur Verfügung standen (Riek et al., 1995; Wessolek et al., 1994). Diese Daten wurden durch eigene Auswertungen der neueren bodenkundlichen Literatur ergänzt. Dabei wurden vor allem vorhandene Berichte über Dauerbeobachtungsflächen und Langzeitdüngungsversuche einbezogen sowie Angaben aus den Exkursionsführern der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) verwendet.

Das Umweltbundesamt unterstützte diese Arbeit mit einem Auszug aus der Datenbank der BDF (Ort, Horizontangabe, C_{org} -Gehalt, Textur, Karbonatgehalt) sowie mit der UBUMENEL-Datenbank. Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover stellte uns dankenswerter Weise die Vorab-Ergebnisse einer Humusklassenkarte für Deutschland zur Verfügung (siehe Kap. 3 und Abb. 3-5).

Die folgenden Kürzel für die verschiedenen Datengrundlagen werden in den Tabellen- bzw. Abbildungsbeschriftungen in Klammern genannt, um anzugeben, welche Daten für die Ergebnisse verwendet wurden:

- DG1: Daten der Geologische Landesämter
- DG2: Literaturdaten + Datenbanken des UBA
- DG3: Dauerversuche

5.2 C_{org} -Gehalte für verschiedene geologische Ausgangssubstrate

Aufgrund aller vorhandenen Daten wurden für die Hauptbodenarten Sande, Schluffe, Lehme und Tone die mittleren C_{org} -Gehalte sowie deren Standardabweichungen (σ) berechnet und in Tab. 5-1 zusammengestellt. Die C_{org} -Gehalte schwanken im Mittel zwischen 1.2 und 2.6% und weisen, wie erwartet, große Streuungen auf. Eine Erhöhung des Probenumfangs würde nur geringen Einfluss auf die Mittelwerte ausüben.

Tab. 5-1: Mittlere C_{org} -Gehalte (Gew-%) von Ackerböden in Deutschland (DG1)

Bundesländer	Sande			Schluffe			Lehme			Tone		
	C_{org}	σ	n	C_{org}	σ	n	C_{org}	σ	n	C_{org}	σ	n
alle	1,2	0,9	178	1,5	0,7	172	1,3	0,8	127	2,6	1,8	46

Zunächst wurde geprüft, ob das geologische Ausgangssubstrat einen Einfluss auf die Höhe des C_{org} -Gehalts ausübt. Zu diesem Zweck wurden die vorhandenen Daten nach dem Kriterium der geogenen Ausgangssubstrate sortiert und die mittleren C_{org} -Werte sowie die Standardabweichungen innerhalb der Gruppen berechnet (Tab. 5-2). Um trotz der großen Streuungen eine gewisse Vorstellung zu erhalten, welche C_{org} -Gehalte als „hoch“ bzw. „niedrig“ einzustufen sind, wurden vom Mittelwert 50% der Standardabweichung abgezogen bzw. addiert und diese C_{org} -Gehalte mit dem Attribut „gering“ bzw. „hoch“ versehen.

Es zeigt sich, dass die Unterschiede zwischen den geologischen Ausgangssubstraten relativ gering ausfallen; der mittlere C_{org} -Gehalt schwankt zwischen 1 und 2%. Erwartungsgemäß hoch fallen die C_{org} -Werte bei den Lösslehmen sowie Auen- und Hochflutlehmen aus, niedrig dagegen bei den Reinsanden und glazialen Lehmsanden.

Tab. 5-2: „geringe“, „mittlere“ und „hohe“ C_{org} -Gehalt für verschiedene geologische Ausgangssubstrate (DG1)

geologisches Ausgangssubstrat	n	C_{org} -Gehalt [%]		
		gering	mittel	hoch
Löss und Sandlöss	80	<0.9	1.2	>1.5
Lösslehm	30	<1.4	1.7	>2.0
Geschiebelehm und -mergel	35	<0.7	1.2	>1.6
Reinsand	10	<0.7	1.2	>1.7
Glazialer Lehmsand	30	<0.6	0.9	>1.2
Auen- und Hochflutlehm	25	<1.5	2.0	>2.5

5.3 C_{org} -Gehalte für einzelne Bundesländer mit unterschiedlichem Klima

Um den mittleren C_{org} -Gehalt für repräsentative Regionen Deutschlands mit unterschiedlichem Klima darzustellen, konnten mittels der Daten der geologischen Landesämter auch Mittelwerte des C_{org} -Gehalts für einzelne Bundesländer gebildet werden, ohne jedoch zwischen den Bodenarten zu differenzieren. Bei dieser Auswertung sollte im Prinzip die Frage beantwortet werden, ob sich der Einfluss des Klimas, vor allem der Niederschläge bzw. der klimatischen Wasserbilanz (KWB) während der Vegetationsperiode nachweisen lässt. Mit Hilfe der Karten des neuen hydrologischen Atlanten (HAD, 2002) können den einzelnen Bundesländern sowohl Niederschläge als auch Bereiche der KWB zugeordnet werden. In Tab. 5-3 wurde die

klimatestische Wasserbilanz während der Vegetationsperiode (April bis September) gewählt, weil sie am genauesten die Wasserversorgung der Pflanzen durch das Klimageschehen zum Ausdruck bringt.

Tab. 5-3: Mittlere C_{org} -Gehalte von Ackerböden ausgewählter Regionen (DG1) und klimatische Wasserbilanzen (KWB) des Sommerhalbjahres

Region	KWB	C_{org} [%]	σ	n
Ost-Deutschland	-150 bis -200	1,0	0,5	251
Niedersachsen	-50 bis +150	1,5	0,9	113
Bayern	0 bis +150	2,1	1,1	101
Schleswig-Holstein	+100 bis +200	2,5	1,4	22

Folgende erste Tendenz kann zwischen den mittleren C_{org} -Gehalten und der KWB abgeleitet werden: Mit zunehmendem Wasserbilanzdefizit während der Vegetationsperiode verringert sich tendenziell der C_{org} -Gehalt im Boden. Der C-Gradient beträgt zwischen 0.1 bis 0.5% C_{org} pro 100 mm KWB.

Für das Bundesland Niedersachsen liegen Ergebnisse von Overesch et al. (2002) vor. Abb. 5-2 zeigt die C_{org} -Mittelwerte, die in den Jahren 1991 bis 2002 von den Dauerbeobachtungsflächen (BDF) Niedersachsens, getrennt nach Bodenart, ermittelt wurden. C_{org} -Gehalte von über 2% treten lediglich bei den tonigen und sandigen Böden auf. Bezüglich der z.T. hohen Gehalte der Sandböden wird auf die Arbeit von Springob und Kirchmann (2002) verwiesen, in der festgestellt wurde, dass 50 - 90% der organischen Substanz in nordwestdeutschen Sandböden chemisch resistent sind. Es handelt sich überwiegend um Oberböden von Podsolen und Plaggeneschen, in denen sich im Zuge von Heidenutzung, Plaggenwirtschaft und bodenspezifischen Prozessen (Podsolierung) chemisch stabilisierte, organische Substanzen akkumuliert haben.

Nach Mittelwertberechnung der angegebenen Gehalte in Abb. 5-2, erhält man einen Wert von 1.8%. Dieser liegt nur geringfügig höher als der in Tab. 5-3 angegebene Wert von Niedersachsen, der anhand von Daten der geologischen Landesämter berechnet wurde.

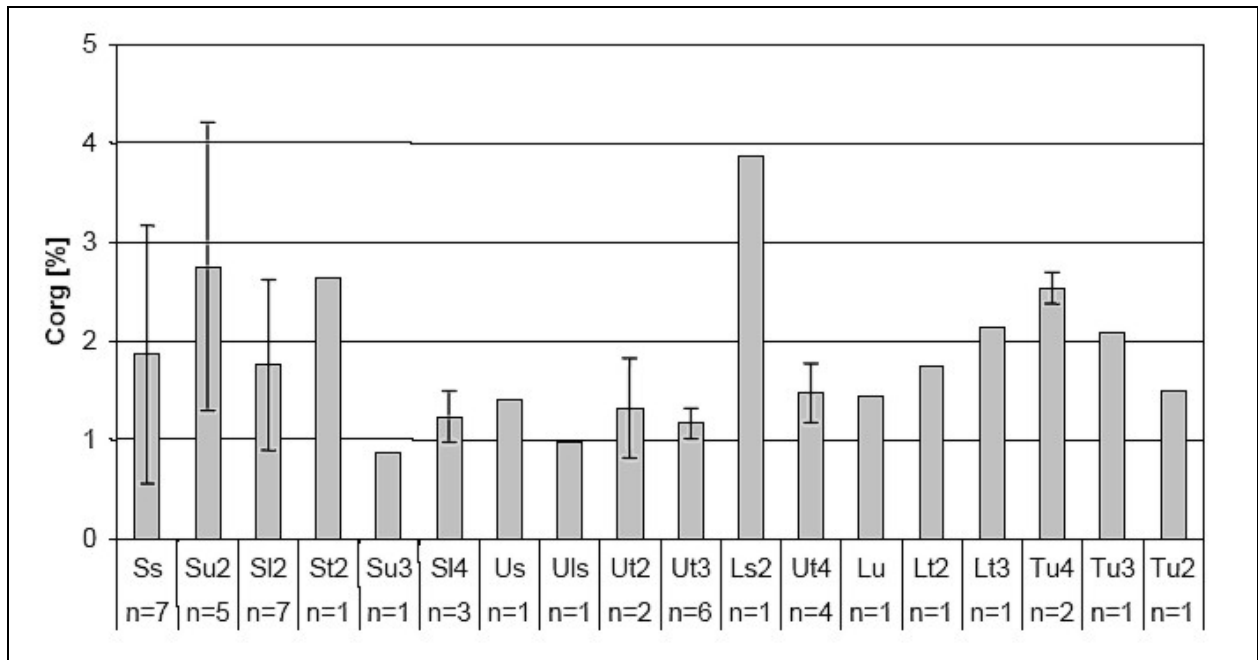


Abb. 5-2: C_{org}-Gehalte der BDF Niedersachsens nach Bodenart differenziert (n=Anzahl der BDF) (Overesch et al., 2002)

Um eine stärkere Einbeziehung der Hauptbodenarten vorzunehmen, wurden die Gesamtdaten in Tab. 5-4 bezüglich der Bodenart differenziert. In dieser Tabelle können die C_{org}-Gehalte der Hauptbodenarten als Funktion der klimatischen Wasserbilanz (KWB) für unterschiedliche Bundesländer miteinander verglichen und erste Trends abgelesen werden.

- Der C_{org}-Gehalt nimmt für alle Bodenarten mit steigender KWB zu. Im Gebiet Ostdeutschland treten mit der niedrigsten KWB auch die niedrigsten C_{org}-Gehalte auf.
- Der C_{org}-Gehalt ist bei Schluffen in Ost-Deutschland tendenziell höher als bei Lehm; hingegen ist dieser Trend in niederschlagsreichen Regionen (Bayern) umgekehrt.

Eine stärkere Differenzierung ist bislang nicht möglich, weil die punktuellen Daten, die den Tabellen zugrunde liegen, bislang nicht mit exakten Raumkoordinaten in Verbindung gebracht werden konnten. Das führt dazu, dass Böden in Bundesländern mit sehr unterschiedlichen Klimaeigenschaften (z.B. Niedersachsen und Bayern) sowohl mit positiven als auch mit negativen klimatischen Wasserbilanzen in Verbindung gebracht werden können und dadurch keine eindeutigen Aussagen zulassen.

Um diese o.a. Unsicherheit zu vermeiden, wurde eine neue Bodendatenbank angelegt, bei der eine exakte Zuordnung der Böden zu den Probenahmepunkten und damit zum Klima möglich war. Dies waren

- die veröffentlichten Angaben zu Bodenprofilen aus den Exkursionsführern der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft,
- Erhebungen zu den Bodenkundlichen Dauerbeobachtungsflächen und
- die UBUMENEL-Datenbank.

Mit Hilfe dieser Daten wurde versucht, den C_{org} -Gehalt für unterschiedliche Böden zu den Klimateigenschaften (Niederschläge und klimatische Wasserbilanz) exakt in Beziehung zu setzen.

5.4 C_{org} -Gehalt als Funktion von Klima und Bodenart

In Abb. 5-3 ist der C_{org} -Gehalt der Ackerböden bei mittlerer klimatischer Wasserbilanz während der Vegetationsperiode gegenübergestellt. Man erkennt, dass der Anstieg für Ton- und Sandböden größer ist als der für Schluffböden. Der Anstieg für Ton, Sand sowie Schluff entspricht dabei 0.9, 0.5 sowie 0.2% C_{org} pro 100 mm KWB.

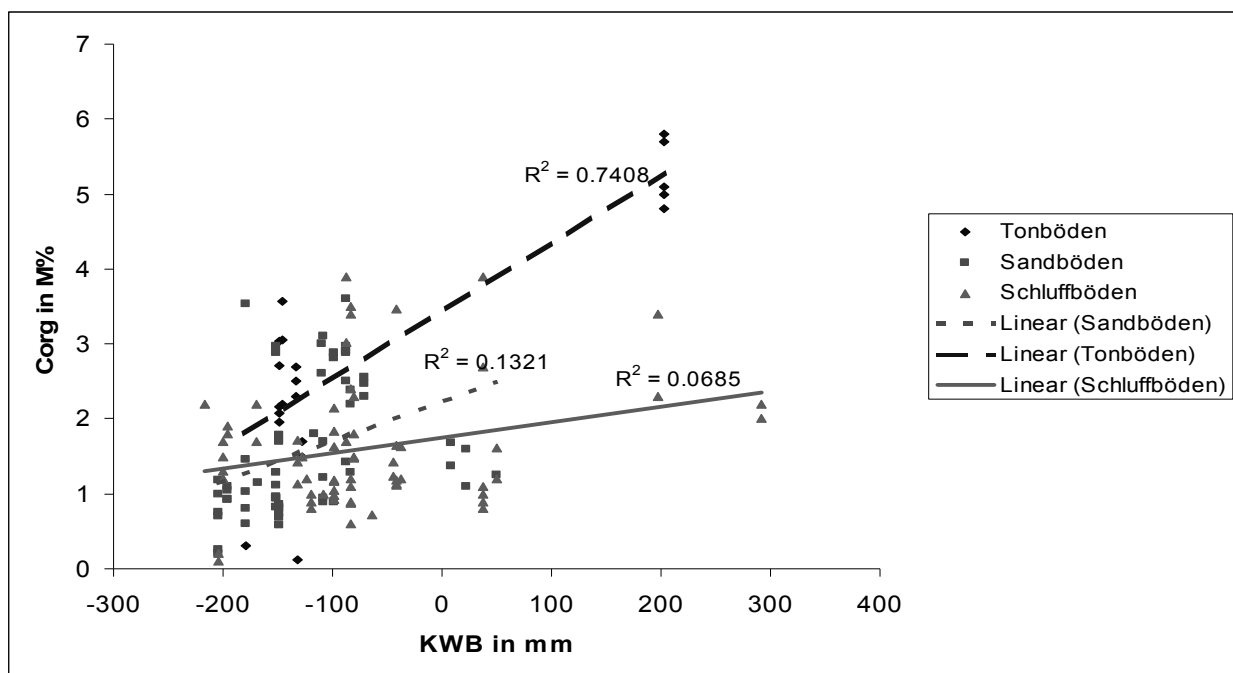


Abb. 5-3: C_{org} -Gehalte im Boden als Funktion von KWB und Bodenart (DG2)

Sehr unsicher ist vor allem der Zusammenhang zwischen den C_{org} -Gehalten bei Schluffböden und der klimatischen Wasserbilanz. Dies ist verständlich, da die Schluffböden immer in ausgesprochenen Trockenjahren die höchste Biomasseproduktion einschließlich Wurzelmassebildung aufweisen. Sie sind im Hinblick auf eine gute Wasserversorgung aufgrund ihres hohen Wasserspeichervermögens (nFKwe) am wenigsten auf Niederschläge während der Vegetationsperiode angewiesen. Dieser Zusammenhang wurde auch von Kolbe (2004) bestätigt, der herausfand, dass mit zunehmenden Niederschlägen die C_{org} -Gehalte von Böden mit

hohem Feinanteil abnehmen können (vgl. Abb. 5-4). Diese Ergebnisse bedürfen allerdings einer weiteren Verifizierung.

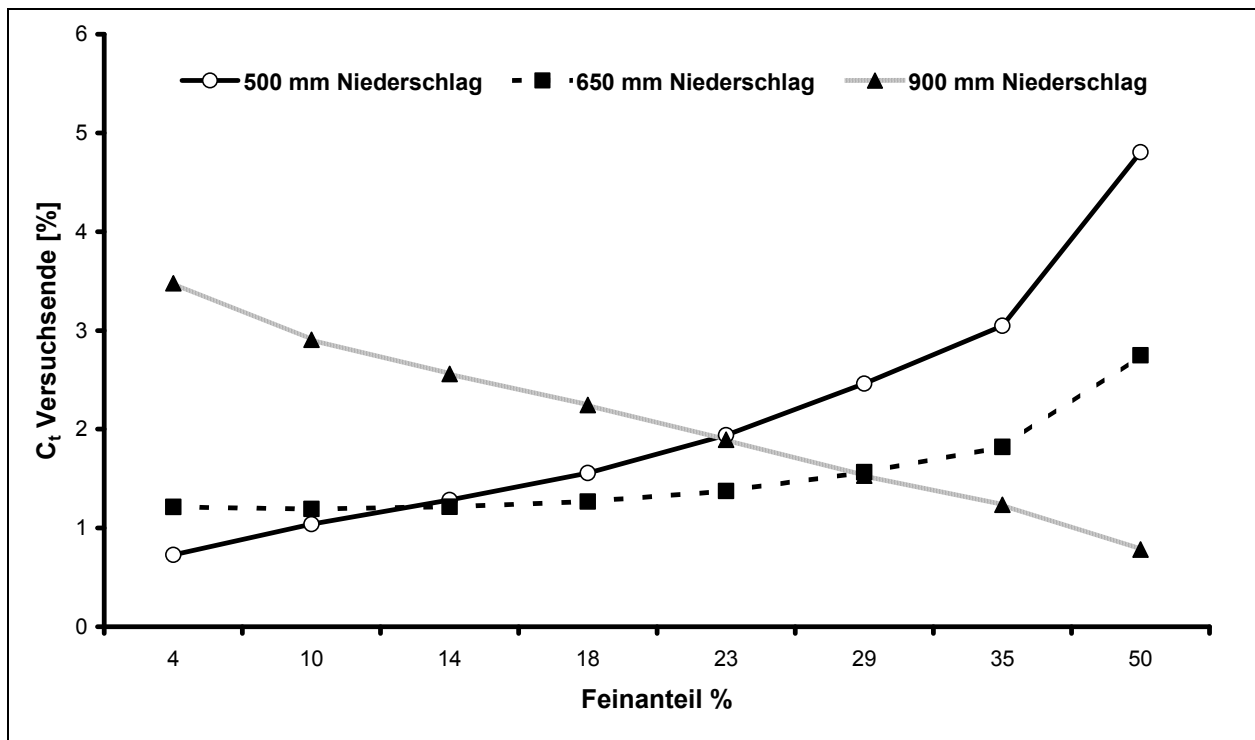


Abb. 5-4: Wechselwirkung zwischen C_{org} -Gehalten (am Ende des Dauerversuches) und Feinanteilen im Boden für unterschiedliche Jahresniederschläge¹

Die Ergebnisse der C_{org} -Gehalte für Sandböden (Abb. 5-4) konnten mit Untersuchungen von Springob et al. (2001) und Thimm (1979) verglichen werden, in denen die C_{org} -Gehalte entlang ausgewählter Klimatransekte untersucht wurden. Da in diesen Arbeiten der mittlere Jahresniederschlag als Klimakriterium verwendet wurde, erfolgte eine diesbezügliche Anpassung der eigenen Ergebnisse. In Abb. 5-5 werden die C_{org} -Gehalte von Sandböden als Funktion der Jahresniederschläge der o.g. Arbeiten vergleichend dargestellt. Die hervorgehobenen Geradenabschnitte geben das Ergebnis der jeweiligen Arbeit wieder, wohingegen die gestrichelten Abschnitte eine hypothetische Ausdehnung der Ergebnisse auf die gesamten Niederschlagsregionen Deutschlands darstellen.

¹ Unveröffentlichte Ergebnisse von Kolbe (2004). Es handelt sich um multiple Regressionsanalysen von Daten aus weit über 100 Dauerversuchen Deutschlands

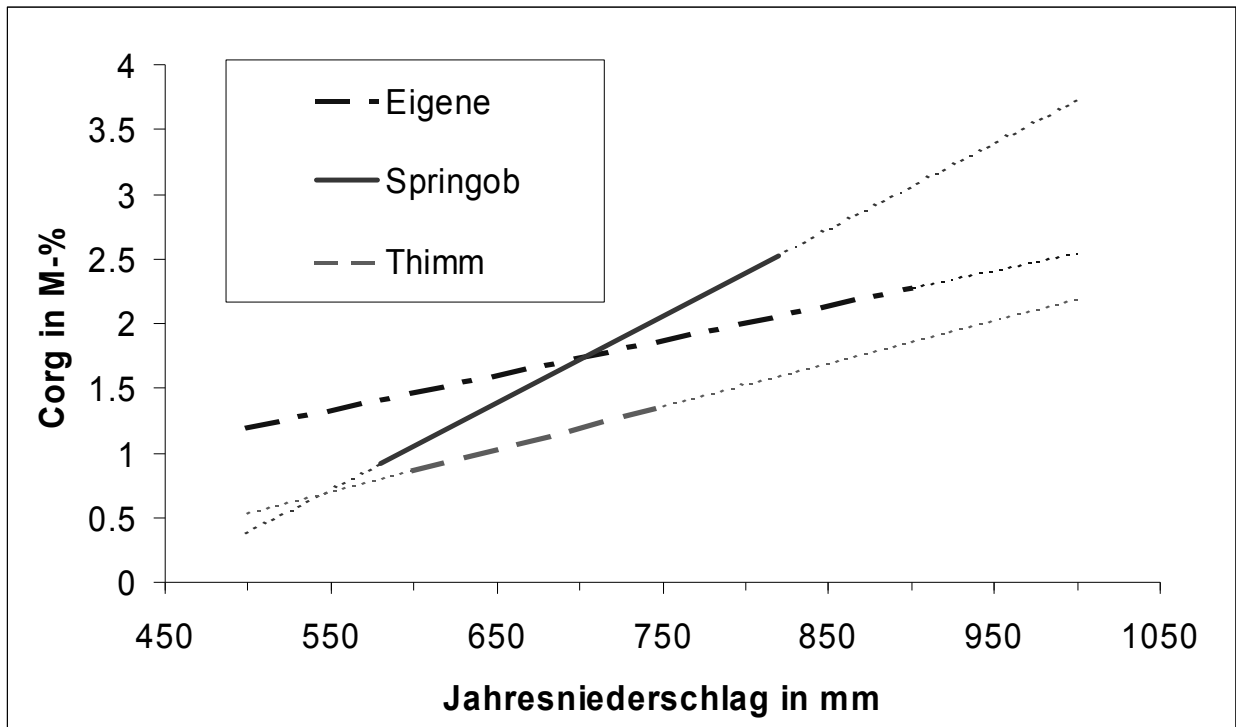


Abb. 5-5: Vergleich verschiedener Ergebnisse für die Abhängigkeit des C_{org} -Gehalts vom Jahresniederschlag für Sandböden

Es zeigt sich, dass die Tendenz mit der von Thimm (1979) vergleichbar ist. Für Sandböden besteht quasi eine völlige Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen in Abb. 5-4 (besonders Springob) und den Ergebnissen von Kolbe und Prutzer (2004) in Abb. 5-4 (Feinanteil von Sandböden ~ 4%). Die Daten von Springob flossen nicht in die Auswertungen zu Abb. 5-4 ein (Kolbe und Prutzer, 2004). Thimm untersuchte die Humusgehalte und -mengen von 93 A_p -Horizonten von Sandböden in Ostniedersachsen in Abhängigkeit von Standortfaktoren und Nutzungsbedingungen.

Die Ergebnisse von Springob et al. (2001) sind in Abb. 3-6 dargestellt. Bei dieser Arbeit wurden die C_{org} -Gehalte von A_p -Horizonten aus elf Landschaften entlang eines Nordwest-Südost-Niederschlagsgradienten verwendet.

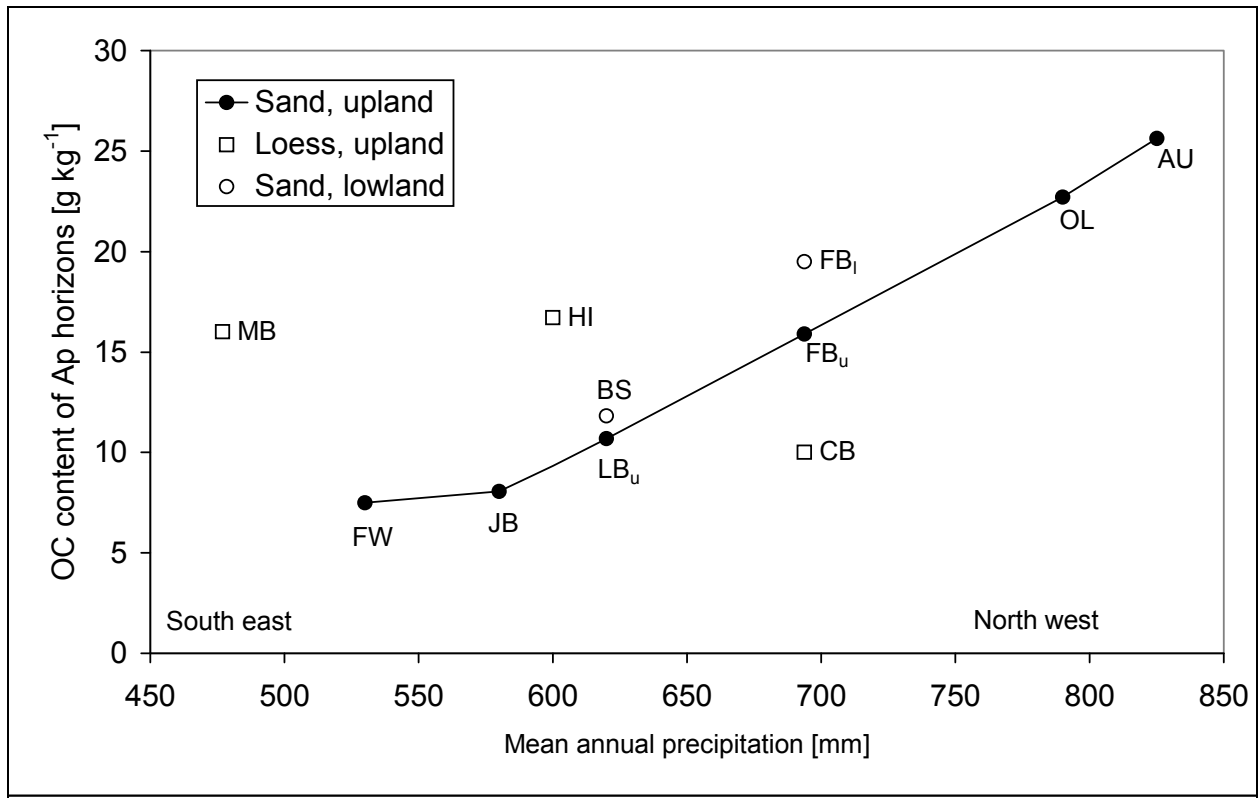


Abb. 5-6: C_{org} -Gehalte als Funktion der Niederschläge (aus Springob et al., 2001)

Dieser Gradient verlief ausgehend von Freienwalde (532 mm a^{-1}) bzw. Jüterbog (580 mm a^{-1}) über Lüneburg (612 mm a^{-1}) nach Oldenburg (790 mm a^{-1}) bzw. Aurich (825 mm a^{-1}). Die hohen C_{org} -Gehalte die Springob et al. (2001) auf Sandböden gefunden haben, wurden auf drei Ursachen zurückgeführt:

- hohe Niederschläge,
- Podsolierung,
- nutzungsgeschichtlich zurückliegende Plaggendüngung.

Die letztgenannten Gründe haben vor allem dazu beigetragen, dass sich stabile organische Bodensubstanz entwickeln konnte.

5.5 Ableitung eines C_{org} -Schätzrahmens

Unter Einbeziehung von Ergebnissen aus 16 Dauerversuchen zur Wirkung der Düngung auf den C_{org} -Gehalt im Boden wurde ein C_{org} -Schätzrahmen erarbeitet, der es ermöglicht eine erste Bewertung hinsichtlich der hohen und niedrigen Gehalte abzugeben. In diesen Schätzrahmen fließen die drei Hauptfaktoren Düngung, Klima und Bodenart ein. Die Düngung wurde in 5 Stufen unterteilt. Die aufgewendeten Mengen an Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie organischen Düngern sind in Tab. 5-4 für jede Stufe aufgeführt. Diese Düngungsstufen sind

neben der klimatischen Wasserbilanz (KWB) und der Hauptbodenart die Kriterien, die im Schätzrahmen (Tab 5-5) berücksichtigt wurden.

Tab. 5-4: Die verwendeten Düngungsstufen für den C_{org} -Schätzrahmen

Stufe	Bezeichnung	Stalldung ² [dt ha ⁻¹]	N ³ [kg ha ⁻¹]	P [kg ha ⁻¹]	K [kg ha ⁻¹]
D ₀	Nullvariante	0	0	0	0
D _m	mineralische Düngung	0	~ 170	~ 60	~ 230
D _o	organische Düngung	~ 100	0	0	0
D _{om}	organische und mineralische Düngung	~ 100	~ 150	~ 30	~ 110
D _{max}	maximale org. und min. Düngung	~ 150	~ 150	~ 10	~ 50

Die Wirkung der klimatischen Wasserbilanz wurde in Tab. 5-6 auf drei einfache Kategorien, Klimagebiete mit einer klimatischen Wasserbilanz von kleiner -100 mm, Gebiete mit einer schwach negativen bis ausgeglichenen Wasserbilanz (-100 bis 0 mm) und Gebiete mit Wasserbilanzüberschüssen (> 0 mm), reduziert.

Die größer dargestellten Zahlen des Schätzrahmens sind berechnete Mittelwerte von C_{org} -Gehaltsergebnissen aus Dauerversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer. Die Liste der verwendeten Dauerversuche ist im Anhang 1 zu finden.

Die kursiv dargestellten Zahlen stellen inter- bzw. extrapolierte Werte dar. Für Sandböden standen keine Daten von Dauerversuchen zur Verfügung, die in einem Bereich der KWB von -100 bis 0 mm bzw. > 0 mm liegen. Diese Werte wurden mittels des C_{org} -Anstiegs der Ergebnisse aus der extrapoliert. Der verwendete Anstieg pro 100 mm KWB beträgt 0.5% C_{org} . Bei Schluffen sowie Lehmen und Tonen wurden fehlende Werte durch den Mittelwert benachbarter Werte interpoliert.

Der Schätzrahmen gibt Auskunft darüber, welche mittleren C_{org} -Gehalte für die hier getroffenen Einteilungen der Einflussfaktoren zu erwarten sind. So ist z.B. abzulesen, dass die Düngungswirkung entsprechend der KWB unterschiedlich großen Einfluss auf den C_{org} -Gehalt der Hauptbodenarten besitzt. Für Sande liegt der Unterschied zwischen

² Wenn einzelne Versuche keine Angabe zum Stalldung gemacht haben, sondern zur Menge des organisch gedüngten Stickstoffs, so wurden für unsere Zuordnung 100 dt ha⁻¹ Stalldung 55 kg ha⁻¹ N gleich gesetzt.

³ Die Werte für NPK schwanken sehr stark innerhalb der verwendeten Dauerversuche. Die verfügbaren Varianten der einzelnen Dauerversuche wurden den verwendeten Düngungsstufen bestmöglich zugeordnet.

der Nullvariante und der maximalen Düngung für den KWB-Bereich < -100 mm bei 0,31% bei Schluffen sowie Lehmen und Tonen hingegen bei 0,66% bzw. 0,17%.

Tab. 5-5: C_{org}-Schätzrahmen für unterschiedliche Böden, Klimabedingungen und Düngung (DG2 und DG3)

Bodenart	Düngung	Klimatische Wasserbilanz [mm] des Sommerhalbjahres		
		< - 100	- 100 - 0	> 0
Sande	D _{max}	1.01	1.51	2.01
	D _{om}	0.95	1.45	1.95
	D _o	0.83	1.33	1.83
	D _m	0.73	1.23	1.73
	D ₀	0.70	1.20	1.70
Schluffe	D _{max}	2.37	1.92	1.44
	D _{om}	2.19	1.72	1.24
	D _o	2.07	1.61	1.18
	D _m	1.89	1.50	1.11
	D ₀	1.71	1.24	0.77
Lehme und Tone	D _{max}	0.99	1.64	2.80
	D _{om}	0.95	1.20	2.67
	D _o	0.91	1.12	2.63
	D _m	0.87	1.07	2.59
	D ₀	0.82	1.16	2.46

Für die Hauptbodenarten Lehme und Tone (nur sie sind über alle Klimabereiche mit Daten belegt) lässt sich entnehmen, dass mit dem Anstieg der KWB eine Erhöhung des C_{org}-Gehalts einhergeht. Die Spanne im C_{org}-Gehalt zwischen den Düngungsstufen D_{max} und D₀ auf Basis des jeweiligen KWB-Bereichs schwankt hingegen beträchtlich (0,17% bei KWB < -100 mm; 0,48% bei KWB -100 – 0 mm; 0,34% bei KWB > 0 mm). Die Werte des KWB-Bereichs > 0 mm stammen vom Versuchsstandort Lauterbach (Erzgebirge). In dieser Region führen 2°C Unterschied in der Jahresdurchschnittstemperatur zu einer Änderung im C-Gehalt von 1,3% (Kolbe und Prutzer, 2004). Das heißt, der Einfluss der Düngung auf den Humusgehalt innerhalb einer Bodenart ist für einige Regionen (z.B. Mittelgebirgsregionen) nicht nur vom Niederschlag, sondern auch von der Temperatur abhängig. In gleicher Weise könnten auch die Exposition und die Hangneigung eine wichtige Rolle einnehmen. So fand Kofalk (1998) bei seinen Transektuntersuchungen auf stark reliefierten Grundmoränenstandorten C_{org}-Gehalte auf den Kuppen und im Oberhangbereich zwischen 0.3% und 0.8%, während auf den Unterhangbereichen und Hangfußstandorten infolge von Erosion Werte zwischen 1.2 und 4% auftreten.

Fazit ist, dass es bislang nicht möglich ist, Mittelwerte über die Grenzen einer Bodenart hinaus zu bilden, da die Tendenzen der C_{org}-Gehalte der einzelnen Hauptbodenarten

für eine steigende KWB nicht nur unterschiedlich stark, sondern sogar gegenläufig sein können. Die in diesem Bericht zur Verfügung stehenden Daten reichten nicht aus, um eine Trennung der Hauptbodenarten Lehme und Tone vorzunehmen.

Anhaltswerte für C_{org} -Untergrenzen

Um eine Vorstellung zu entwickeln, in welcher Größenordnung „geringe“ C_{org} -Gehalte in Abhängigkeit von Klimabedingungen und Ausgangssubstrat ausfallen, wenn Standorte auf Dauer extensiv bewirtschaftet werden, wurden die Angaben aus Tab. 5-6 um die 50% der Standardabweichung reduziert und in Tab. 5-6 als ein Schätzrahmen für C_{org} -Untergrenzen zusammengestellt.

Tab. 5-6: Schätzrahmen für C_{org} -Untergrenzen bei einer extensiven Bewirtschaftung für unterschiedliche Böden und Klimabedingungen

Klimatische Wasserbilanz (mm) des Sommerhalbjahres	< -100	-100 bis 0	> 0
Sande	0.5	0.9	1.2
Schluffe	1.5	1.0	0.8
Lehme und Tone	0.6	0.9	1.9

Diese Tabelle gibt eine erste Vorstellung darüber, wann bodenart- und klimaabhängig niedrige C_{org} -Werte erreicht sind. Die Angaben sind allerdings nicht abgesichert in dem Sinn, ob bei Unterschreitung dieser Grenzen wichtige Bodenfunktionen nicht mehr ausgeübt werden bzw. sehr stark eingeschränkt sind. Dieser Nachweis müsste durch wissenschaftliche Untersuchungen erst belegt werden. Die unterschiedlichen Zahlen machen jedoch deutlich, dass im Gegensatz zu Vorstellungen auf EU-Ebene substrattypische Untergrenzen abzuleiten sind - unter Berücksichtigung des Einflusses der klimatischen Wasserbilanz.

Ähnlich wie Tab. 5-5 zeigen auch die Angaben in der Tab. 5-8 eine gegenläufige Tendenz zwischen Sanden und Schluffen im Hinblick auf klimatische Auswirkungen auf die C_{org} -Gehalte von Böden: mit zunehmendem klimatischen Wasserbilanzdefizit nimmt bei Sanden die Untergrenze des C_{org} -Gehalts ab, während sie bei Schluffen zunimmt. Grund dafür ist, dass bei Schluffböden aufgrund der hohen Bodenwasserspeicherung die Höchsterträge erst in ausgeprägten Trockenjahren erzielt werden, während bei den Sanden mit einer geringen nutzbaren Feldkapazität eine Mindestmenge an Sommerniederschlägen für hohe Photosyntheseleistungen unerlässlich ist.

Anhaltswerte für C_{org} -Obergrenzen

In gleicher Weise wurden in Tab. 5-7 C_{org} -Obergrenzen abgeleitet; sie geben einen ersten Anhaltspunkt dafür, wann erhöhte C_{org} -Gehalte infolge intensiver Nutzung für die Hauptbodenarten und für unterschiedliche Klimabedingungen auftreten. Sie wurden

ermittelt, indem die Mittelwerte der Varianten $D_{\max}$ und D_{om} (aus Tab. 5-5) bestimmt und mit 50% der Standardabweichung beaufschlagt wurden.

Tab. 5-7: Schätzrahmen über C_{org} -Obergrenzen bei einer intensiven Bewirtschaftung für unterschiedliche Böden und Klimabedingungen

Klimatische Wasserbilanz (mm) des Sommerhalbjahres	< -100	-100 bis 0	> 0
Sande	1.23	1.73	2.23
Schluffe	2.53	2.07	1.59
Lehme und Tone	1.47	1.92	3.23

Auch für die in Tab. 5-7 aufgeführten Werte gilt die Einschränkung, dass es bislang keinen wissenschaftlichen Beweis dafür gibt, dass bei Überschreitung der in Tab. 5-8 aufgeführten Werte negative Folgen für die Umwelt ausgehen. Eine wesentliche Rolle werden hier im Hinblick auf erhöhte N-Austräge die C/N-Verhältnisse spielen sowie die Frage, ob erhöhte N-Gehalte im Boden auswaschungsgefährdet sind. Diese Aspekte werden eingehend in Kap. 4.1 behandelt.

6 Sonderfall: Organische Substanz hydromorpher Böden

Hydromorphe Böden sind unter dem Einfluss von Grundwasser entstanden. Nach der derzeit gültigen Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) (Ad-hoc-AG Boden, 2005) sind diese in die Abteilungen Semiterrestrische Böden und Moore zu unterteilen. Nach der Hochrechnung der Flächenanteile aus dem Bodeninventar der BÜK1000 N2.3 unterteilen sich die hydromorphen Deutschlands in folgende Flächen:

▪ Marschen	5 216 km ²	1,4%
▪ Moore	14 209 km ²	3,9%
• Hochmoore	2 633 km ²	0,7%
• Niedermoore	11 576 km ²	3,2%
▪ Auen	11 902 km ²	3,3%
▪ Gleye	27 764 km ²	7,7%

Den hydromorphen Böden ist gemein, dass die Anwesenheit hochanstehenden Grundwassers nahe der Geländeoberfläche zu einem verminderten Abbau und somit zur Akkumulation von z.T. erheblichen Mengen an organischer Substanz führt. Um entsprechende Böden überhaupt landwirtschaftlich nutzbar machen zu können, hat eine Grundwasserabsenkung entsprechender Flächen erfolgen (Bartels, 1994). An dieser Stelle sei auf die Arbeit von Prochnow (1999) zum „Angepassten Befahren von Niedermoorgrünland“ verwiesen.

Das der Einfluss des Grundwasserflurabstandes bei hydromorphen Böden sehr groß ist, wird dadurch deutlich, dass beispielsweise bereits in natürlichen (naturnahen) Mooren die Grundwasserflurabstände jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen, infolge derer die oberflächennahe Torfschicht intensiven Mineralisierungsprozessen unterliegt (Kuntze, 1993). Überdies differieren die Gehalte an organischer Substanz in Abhängigkeit des hydrologischen Moortyps. Da die Verfahren und Intensitäten von Entwässerung und Nutzung ausschlaggebend für den Erhalt von grundwasserbeeinflussten Standorten im allgemeinen und Moorstandorten im Speziellen sind, muss eine Bewertung der OBS-Gehalte dieser Standorte an den Nutzungsverfahren ansetzen.

6.1 Moore

Moore nehmen in der Bundesrepublik Deutschland einen Flächenumfang von rd. 1,5 Mio. ha ein, mit einem Anteil von rd. 1 Mio. ha Niedermoore und 0,5 Mio. ha Regen- bzw. Hochmoore (Grosse-Brauckmann, 1997). 95% der Niedermoorflächen Deutschlands sowie 67% der Hochmoore unterliegen einer land- bzw. forstwirtschaftlichen Nutzung (Höper und Blankenburg, 2000).

Im Zuge von Moorentwässerungen wird der natürliche Moorbildungsprozess unterbrochen und es treten in Abhängigkeit der Entwässerungsintensität physikalische, chemische und biologische Veränderungen der Substrate ein, die zur Ausbildung charakteristischer Bodenhorizonte führen können (Zeit, 1997). Okruszko und Ilnicki (2003) bezeichnen diesen Vorgang (im Englischen) als „moorsh-forming process“ (MFP). Nach Schmidt et al. (1981) laufen innerhalb dieses Prozesses folgende Teilprozesse ab:

- senkungsbedingte Verdichtung des Moorsubstrates
- Schrumpfung und Quellung (bei wechselnden Wasserständen)
- aerobe Humifizierung
- oxidativer Torfverzehr
- Lockerung und Durchmischung durch Bodentiere und Bodenbearbeitung
- Verlagerungs- und/oder Auswaschungsvorgänge.

Nach Zeit (1997) führen diese Prozesse in ihrer Summe zu einer Abnahme der Moormächtigkeit (Höhenverlust, „Moorschwind“, Profilverkürzung). Neben diesem Höhenverlust erfolgen Veränderungen der inneren Bodenstruktur, die nach Kuntze (1990) auf die Humifizierung zurück zu führen sind und sich in

- einer Zunahme der Rohdichte und Aggregatdichte,
- einer Zunahme des Meso- und Mikroporenanteils,
- einer Abnahme des Gesamtporenvolumens, des Makroporenanteils und der Wasserdurchlässigkeit.

Während der sackungsbedingte Moorschwind auf physikalische Prozesse zurückgeht, handelt es sich beim sogenannten oxidativen Torfverzehr, der biochemischen Mineralisation der organischen Substanz (Torf) durch die Tätigkeit von Bodenmikroorganismen, um einen wirklichen Substanzverlust. Dieser ist nach Scholz (1989) aus ökologischer Sicht für die Moorerhaltung bedeutsamer als die Sackung durch Wasserentzug. Die Torfmineralisation mündet unter den verbesserten aeroben Bedingungen in der Freisetzung von Kohlendioxid. Behrendt (1995) benennt den Grundwasserstand sowie die Temperatur als wichtigste Einflussgrößen der bodenbiologischen Aktivität und somit der Torfmineralisation. Selbst Bewirtschaftungseinflüsse (mechanische Belastung, Düngung) treten dagegen in den Hintergrund. Anhand von Lysimeteruntersuchungen konnten Behrendt et al. (1994) und Mundel (1976) die Torfmineralisationsraten in Abhängigkeit der Entwässerung feststellen. Darauf aufbauend entwickelte Wessolek et al., 2002 ein numerisches Simulationsmodell, mit dem die CO₂-Verluste für unterschiedliche Böden, Klima- und Grundwasserstände berechnet werden können. Je nach Entwässerungstiefe und Torfmächtigkeit wurden zwischen 2,9 und 6,7 t ha⁻¹ an Kohlenstoff freigesetzt.

Ratzke und Knickmeyer (2002) beschreiben eine Profilverkürzung innerhalb von 44 Jahren von durchschnittlich 51 cm bei 100jähriger ununterbrochener Grünlandnutzung nach Erstentwässerung. Als wichtigsten profilverkürzenden Prozess wird nach ihren Angaben die Torfmineralisation angeführt. Die Autoren prognostizieren für den Fall fortgesetzter Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung den vollständigen Abbau des Moorkörpers nach 150 Jahren. Der Torfabbau folgt soweit dem schrittweisen Rückgang des Grundwasserspiegels bis Gehalte an OBS erreicht werden, die für mineralische Böden typisch sind (Leihfeld et al., 2003).

Nach Scheffer (1994) fallen die biochemischen Umsetzungen in Hochmooren, bedingt durch weite C/N-Verhältnisse und niedrige pH-Werte, geringer aus als in Niedermooren. Kalkung und Düngung führen allerdings auch in Hochmooren zu einer Beschleunigung der Abbauprozesse. Insbesondere eine ackerbauliche Nutzung von Mooren bzw. Anmoorböden fördert den oxidativen Torfabbau. Nach Briemle (1986) ist dessen Ausmaß in besonderer Weise vom Klima abhängig. Als relevante Maßeinheit führt er den Regenfaktor nach LANG an. (Abb. 6-1).

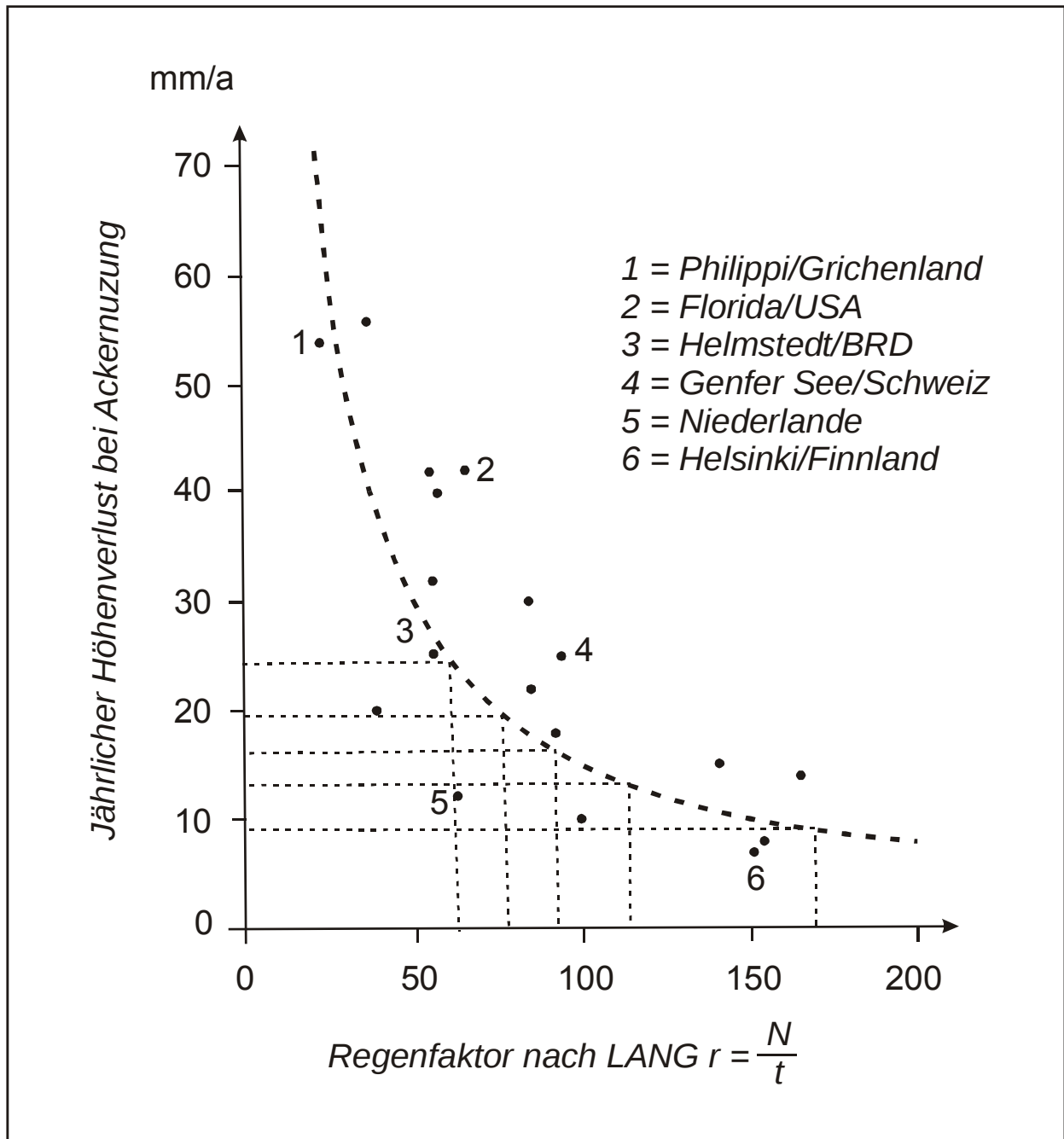


Abb. 6-1: Moorhöhenverlust unter Ackernutzung in Abhängigkeit vom Regenfaktor (nach Eggelsmann, 1978, ergänzt, in: Briemle, 1986)

Die genannten Zusammenhänge verdeutlichen, dass bedingt durch den landwirtschaftlichen Eingriff in das Grundwasserregime Moorstandorte von Stoffsenken (insbesondere C und N) zu Quellen werden, die umweltbelastende Folgen haben. Insbesondere hohe Gehalte an organisch gebundenem Stickstoff in der Torfsubstanz stellen bei ihrer Freisetzung ein Gefährdungspotenzial für die Umwelt dar. Grundwasserganglinie und Intensität der N-Düngung im Rahmen der landwirtschaftlichen Moornutzung haben entscheidenden Einfluss auf den NO_3^- -Eintrag ins Grundwasser (Umweltministerium MV, 2003). Die mineralische N-Düngung fördert die mikrobiellen Umsetzungen infolge des als priming effect bezeichneten Prozesses

und somit die Bildung von Nitrat (Scheffer, 1994). Nach Zeitz (1997) betragen die N-Gesamtgehalte in gering entwässerten Niedermooren in einer Schicht von 20 cm zwischen 2000 und 4000 kg/ha. Mit fortschreitender Bodenentwicklung steigt die Gesamtmenge an Stickstoff an, was nach Renger et al. (2003) auf eine Zunahme der Lagerungsdichte und ein abnehmendes C/N-Verhältnis zurückzuführen ist. Sie weisen jedoch darauf hin, dass bei einem Verlust an Torfmächtigkeit von 1 cm entgegen anderer Literaturangaben nur zwischen 20 und 33% des Gesamt-N freigesetzt werden. Scheffer (1994) führt an, dass insbesondere in kalkhaltigen Niedermooren der Austrag von Nitrat-N, im Gegensatz zu sauren Niedermooren, von Bedeutung sein kann.

Selbst geringe Grundwasserflurabstände in Mooren haben bereits einen Abbau der organischen Substanz zur Folge und sind langfristig nicht in der Lage, den aktuellen OBS-Gehalt zu erhalten. Schmidt (1997) kommt zu dem Schluss, dass sich Moorbildung bzw. -erhaltung und landwirtschaftliche Nutzung ausschließen und sich große Teile der Moorflächen zu Mineralböden entwickeln werden. Die Ermittlung von Optimalgehalten bzw. Orientierungswerten an organischer Bodensubstanz landwirtschaftlich genutzter Böden unter Grundwassereinfluss wird aufgrund der genannten Zusammenhänge als nicht zielführend erachtet.

6.2 Semiterrestrische Böden

Semiterrestrische Böden unterscheiden sich von Mooren durch ihren geringeren Gehalt an organischer Substanz. Nach KA 5 zählen hierzu Böden mit Gehalten an OBS bis zu 15 Gew-%. Sie sind wie die Moore unter dem Einfluss des Grundwassers entstanden. Jedoch ist ihr Grundwasserflurabstand größer als jener der Moore, was den geringeren Gehalt an OBS begründet. Als typisches Merkmal der in die Abteilung der semiterrestrischen Böden gehörenden Gleye und Marschen ist der G_o-Horizont hervor zu heben, der im Schwankungsbereich des Grundwassers (einschließlich des Schwankungsbereichs des geschlossenen Kapillarsaums) entsteht. Nach der Lage des G_o-Horizontes werden die Böden systematisch eingeteilt. Beträgt der Grundwasserflurabstand der Obergrenze des G_o-Horizontes weniger als 40 cm, so liegen Gleye vor (vgl. Ad-hoc-AG Boden, 2005). Mittels dieser Systematik wurden die C_{org}-Gehalte von rund 500 mineralischen Oberböden, die das Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg bereitstellte, Grundwasserständen zugeordnet (Tab. 6.1).

Tab. 6-1: Einteilung der Grundwasserstufen

Grundwasserstufe	1	2	3	4	5
Grundwasserflurabstand	reliktisch	> 120 cm	> 80 cm	> 40 cm	< 40 cm
Bodenkennzeichnung	reliktisch	vergleyt	Gley-Braunerde	Braunerde-Gley	Gley

Die auszuwertenden Daten stammen von Acker- und Grünlandstandorten, die bewirtschaftungsbedingt erhebliche Unterschiede in den OBS-Gehalten aufweisen (Kap. 3.3). Da zum Zeitpunkt der Profilaufnahme lediglich die aktuelle Nutzung bekannt war und somit Rückschlüsse auf die Dauer einer vorlaufenden Grünlandnutzung (Dauergrünland bzw. ein- bis mehrjähriger Futterbau) nicht ermittelt werden konnte, musste jedoch für die Auswertung auf eine Unterscheidung zwischen Ackerland und Grünland verzichtet werden.

Der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (C_{org}) wurde aus den Angaben zum Gesamt-Kohlenstoffgehalt (C_t) abzüglich des im Carbonat gebundenen Kohlenstoffes errechnet ($C_{org} = C_t - (CaCO_3 \cdot 0,12)$). Da die analytische Nachweisgrenze für $CaCO_3$ bei 1% lag, wurden Carbonatgehalte unterhalb dieses Wertes vernachlässigt.

Die Datenanalyse erfolgte zunächst für das gesamte Datenkollektiv (Abb. 6-2). Auf Grund der hohen Variabilität ist der Anstieg der Medianwerte der OBS mit steigender Grundwasserstufe nicht signifikant. Aus Abb. 6-2 wird jedoch ersichtlich, dass die maximalen OBS-Gehalte mit zunehmender Bodenvernässung ansteigen. Da bei der Auswertung die Hauptbewirtschaftungsweisen (Acker/Grünland) zusammengefasst wurden, kann daraus geschlossen werden, dass hinsichtlich des Anreicherungspotenziales von OBS in Böden der Einfluss des Grundwasserflurabstandes den Einfluss der Bewirtschaftung überprägt.

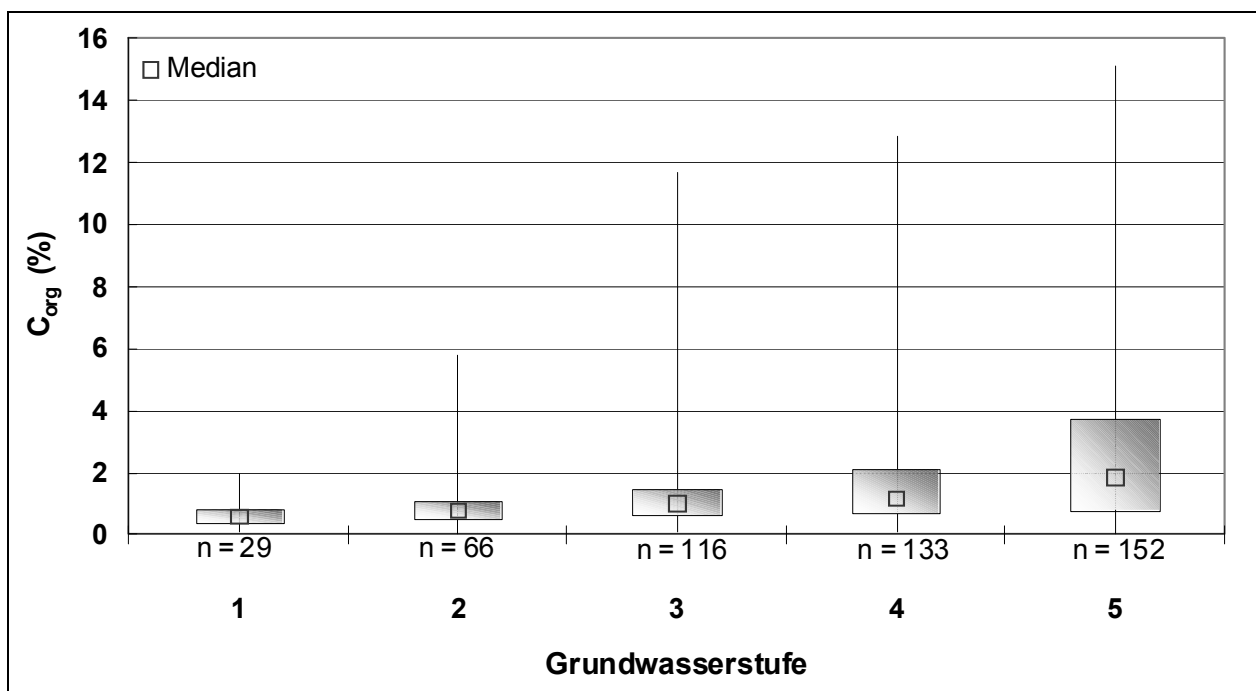


Abb. 6-2: C_{org} -Gehalte in Grundwasserstufen (eigene Berechnung auf Datengrundlage des LGRB, 2003)

In einem weiteren Schritt wurden die Daten differenziert nach den Bodenartenhauptgruppen Sand, Lehm und Ton (Abb. 6-3 bis Abb. 6-5) analysiert.

Für Sandböden (Abb. 6-3) deuten sich steigende OBS-Gehalte mit zunehmender Vernässungsstufe an. Wie bereits bei der Gesamtauswertung ist dieser Trend - bezogen auf die Medianwerte - auf Grund der hohen Variabilität jedoch nicht signifikant. Bei Lehm Böden (Abb. 6-4) liegen die Medianwerte der OBS-Gehalte unabhängig von der Grundwasserstufe auf einem Niveau von etwa 1% C_{org} . Wie bereits bei den vorangegangenen Auswertungen gezeigt, steigen mit zunehmender Grundwasserstufe die Maximalwerte der OBS an. Auffallend ist jedoch, dass diese auf einem deutlichen niedrigerem Niveau liegen. Dies könnte durch die vermutlich ackerbaulich Nutzung dieser Standorte erklärt werden.

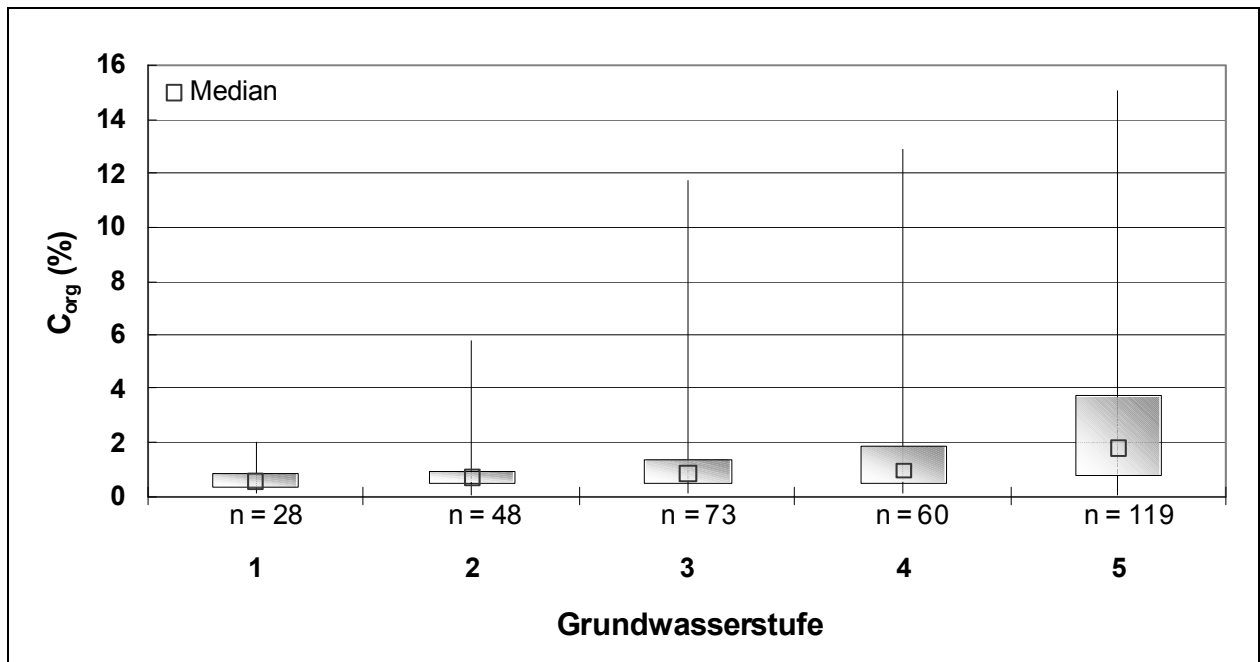


Abb. 6-3: C_{org} -Gehalte in Grundwasserstufen für die Bodenart Sand (eigene Berechnung auf Datengrundlage des LGRB, 2003)

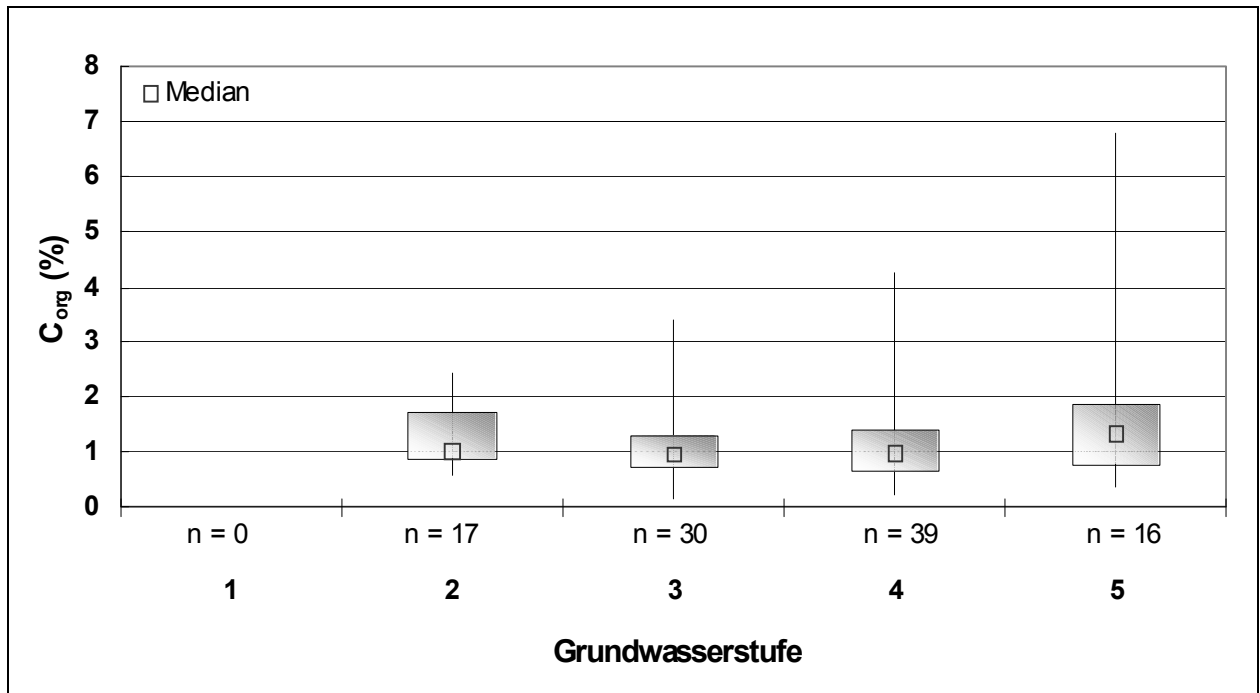


Abb. 6-4: C_{org} -Gehalte in Grundwasserstufen für die Bodenart Lehm (eigene Berechnung auf Datengrundlage des LGRB, 2003)

Für Tonböden (Abb. 6-5) liegen die Gehalte an OBS mit Medianwerten um etwa 2% C_{org} etwa doppelt so hoch wie in den Lehmböden. Auch hier zeigt sich bei den Medianwerten keine deutliche Abhängigkeit von der Grundwasserstufe. Da Tonböden in Brandenburg selten sind, ist das vorliegende Datenkollektiv gegenüber den anderen Datenkollektiven deutlich kleiner. Aus diesem Grund kann eine Aussage zu den Maximalgehalten bestenfalls für die Grundwasserstufen 3 und 4 getroffen werden. Wie bereits bei den Lehmböden ist hier gegenüber den Sandböden ein deutlich geringeres Niveau an OBS festzustellen, welches auch hier vermutlich bewirtschaftungsbedingt ist.

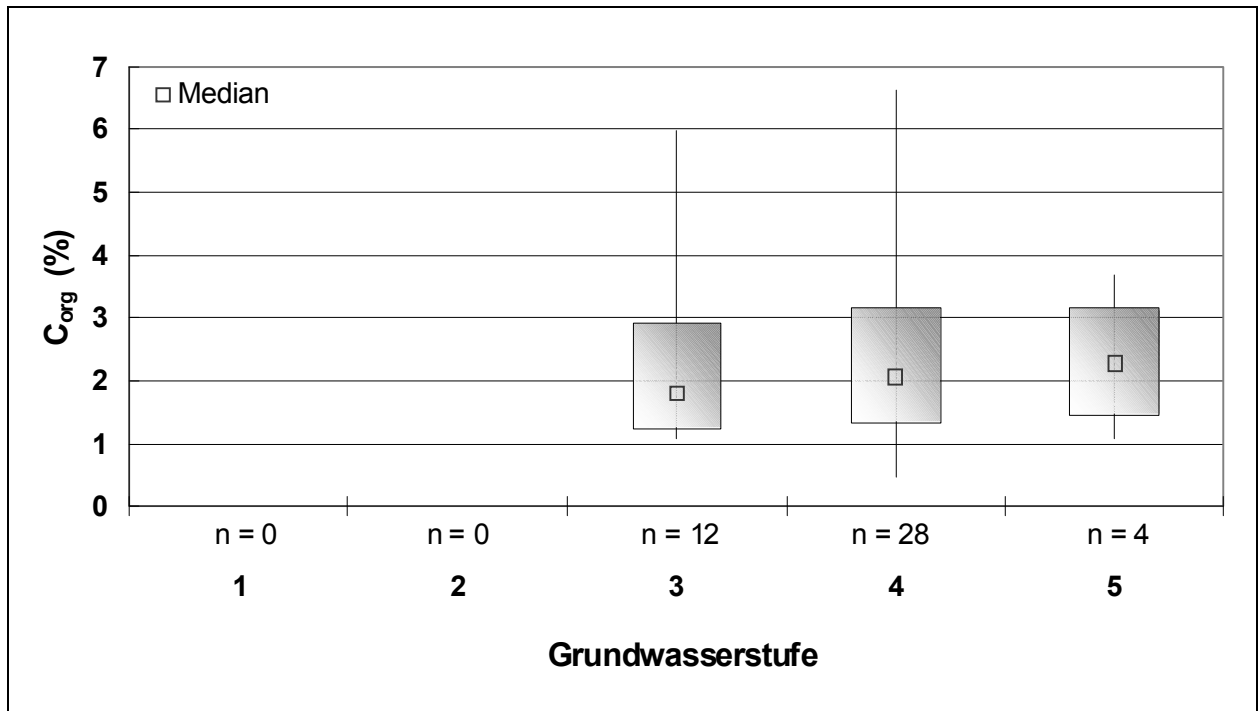


Abb. 6-5: C_{org} -Gehalte in Grundwasserstufen für die Bodenart Ton (eigene Berechnung auf Datengrundlage des LGRB, 2003)

7 Böden im Rahmen der Klimadiskussion

In Hinblick auf die Ermittlung von standort- und nutzungsspezifischen Optimalgehalten an organischer Substanz nimmt die Frage der Freisetzung von Treibhausgasen aus bzw. ihre Speicherung in Böden eine wichtige Position ein. Den Hauptaspekt bildet in diesem Zusammenhang eine mögliche, zusätzliche Speicherung von atmosphärischem Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz landwirtschaftlich genutzter Böden.

Gemäß den Vorgaben des Kyoto-Protokolls verpflichten sich die EU-15-Staaten zur Reduktion ihrer anthropogen bedingten CO₂-Produktion um 8% innerhalb des ersten Verpflichtungszeitraumes von 2008 - 2012 gegenüber dem Basisjahr 1990. Die Bundesrepublik verpflichtet sich entsprechend der EU-Lastenverteilung zu einer Reduktion von 21%. Entsprechend Artikel 3.4 der Vereinbarung können landwirtschaftliche Böden als C-Senken angerechnet werden (Kyoto-Protokoll, 1997).

Nach Angaben des European Climate Change Programme (ECCP, 2001) besteht innerhalb der ersten Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls das Potenzial zur Speicherung von 60 - 70 Mio. t CO₂ pro Jahr in landwirtschaftlich genutzten Böden der EU. Dies entspricht zwischen 19 und 21% der gesamten zu reduzierenden CO₂-Menge während dieses Zeitraumes. Die Verfahren zur Erreichung dieses Potenzials setzen sich zusammen aus einerseits der Erhöhung der Inputgrößen und andererseits der Minimierung von C-Verlusten (Tab. 7-1).

Im Folgenden soll sowohl auf die Senken- als auch die Quelleneigenschaft landwirtschaftlich genutzter Böden im Rahmen der nationalen und internationalen Klimadiskussion eingegangen werden. Hierbei sollen insbesondere die Möglichkeiten der Kohlenstoffspeicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden durch geeignete Bewirtschaftungsverfahren dargestellt und bewertet werden.

Tab. 7-1: Übersicht potenzieller C-Speicherungsmaßnahmen (nach ECCP, 2003)

Technische Maßnahme	Speicherungs- spotenzial pro Flächenein- heit [t CO ₂ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Potenzial in EU-15 während der ersten Verpflichtungs- periode [Mio. t CO ₂ a ⁻¹]	Umwelteffekte
Förderung des organischen Inputs auf Ackerland (Pflanzenrückstände, Zwischenfrüchte, Stallmist, Kompost, Klärschlamm)	1-3	20	Chemische Dünger können teilweise ersetzt werden, was zu reduzierten N ₂ O-Emissionen und reduzierter Nitratverlagerung führt. Die Anrechnung des zusätzlichen N-Inputs ist zu berücksichtigen, N-Überdosierungen und Nitratverlagerung unter Zwischenfrüchten sind zu vermeiden. Die Gefahr durch Schwermetallkontamination und andere Giftstoffe, ebenso wie Biosicherheitsfragen, werden durch Gemeinschafts- und nationale Gesetzgebung kontrolliert. Reduziertes Pathogenrisiko durch kompostiertes Material.
Dauerhafte Begrünung von Brache-Ackerflächen (z.B. durch Aufforstung) oder Extensivierung der Ackerproduktion durch die Einführung mehrjähriger Komponenten	2-7	15	Nutzen für Tier- und Pflanzenwelt, Biodiversität und Landschaft
Bio-Kraftstoffproduktion aus Niederwaldpflanzungen und mehrjährigen Gräsern	2-7	15	Der Nutzen der Substitution fossiler Kraftstoffe durch Bioenergie ist wesentlich größer als der Effekt der C-Speicherung.
Förderung des ökologischen Landbaus	>0-2	14	Nutzen für Tier- und Pflanzenwelt, Biodiversität und Landschaft, aber unklar, ob das Risiko erhöhter N ₂ O-Emissionen durch die Einarbeitung von Leguminosen-Rückständen. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.
Förderung permanent flacher Grundwassersstände in Mooren	5-15	15	Nutzen für Tier- und Pflanzenwelt, Biodiversität und Landschaft, Wasserretention, reduzierte N ₂ O-Emissionen

Direktsaat oder reduzierte Bodenbearbeitung	>0-3	<9	In einigen Regionen ein entsprechendes Instrument zur Erosionskontrolle und Bodenkonservierung. Unter den meisten Bedingungen wird die Bodenstruktur verbessert, aber erhöhte Trockenrohdichten können in manchen Fällen zu eingeschränkter Durchwurzelung führen. Direktsaat und reduzierte Bodenbearbeitung können, insbesondere unter feuchten Bedingungen, zu höheren N ₂ O-Emissionen und zu einem stärkeren Einsatz von Pestiziden führen. Sehr geringe C-Senke in Systemen der reduzierten Bodenbearbeitung.
--	------	----	--

7.1 Treibhausgassenke: Terrestrische Acker- bzw. Grünlandböden unter differenzierter Bewirtschaftungsintensität

Global gesehen sind Böden die wichtigsten terrestrischen Kohlenstoffspeicher. Nach Angaben von Post et al. (1990) und Eswaran et al. (1993), zitiert in Paustian et al. (2000) sind in Böden und insbesondere in deren organischer Substanz schätzungsweise $1,5 \cdot 10^6$ Mio. t C gespeichert, was den in der pflanzlichen Biomasse gespeicherten Kohlenstoff um das 2-3-fache übersteigt. Nach Augustin und Eschner (2001) wurden seit 1860 durch die Inkulturnahme natürlicher Areale schätzungsweise $5,5 \cdot 10^4$ Mio. t C des vorherigen Kohlenstoffbestandes von $18,6 \cdot 10^4$ Mio. t C freigesetzt. Rogasik et al. (1995) zeigen, dass eine Verringerung des Kohlenstoffgehalts um 0,1% in einer Bodenschicht von 30 cm eine CO₂-Freisetzung von etwa 15 t ha^{-1} nach sich zieht.

Das ECCP (2003) benennt eine Reihe vielversprechender Maßnahmen zur C-Speicherung seitens der landwirtschaftlichen Bodennutzung (Tab. 7-1). Insbesondere die reduzierte Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat sowie die Umwidmung von Ackerland in Grünland erscheinen in Bezug auf die direkte Beeinflussung der Quellen- bzw. Senkeneigenschaft von Böden für CO₂ in Zusammenhang mit der organischen Bodensubstanz als geeignete Verfahren. Verglichen mit dem Anbau von Pflanzen zur Biokraftstoffgewinnung wird diesen Verfahren der Bodenbearbeitung jedoch ein geringeres Minderungspotenzial für CO₂ zugeschrieben.

7.1.1 Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat

Tebrügge (2003) beschreibt anhand von Dauerversuchsergebnissen zum Vergleich zwischen konventioneller, reduzierter Bodenbearbeitung und Direktsaat, dass insbesondere der Pflugverzicht zur Klimaentlastung durch CO₂ geeignet ist. Er führt an, dass bei einer angenommenen Humusanreicherung von ca. $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einer Anwendung konservierender Verfahren auf 70% der Ackerflächen Deutschlands (8,4 Mio. ha) ca. 4,9 Mio. t C (bzw. 18 Mio. t CO₂) im Boden gespeichert werden könnten.

Chervet et al. (2003) kommen nach 8-jährigem Vergleich zwischen Pflug- und Direktsaatsystem zu dem Ergebnis eines Humusanstieges von $10,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$ (600 g/m^2) entsprechend einer jährlichen Zuwachsrates von $1,3 \text{ t ha}^{-1}$. West und Post (2002) ermittelten eine mittlere C-Speicherungsrate von $570 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \pm 14$ anhand eines Vergleichs von konventioneller Bodenbearbeitung zu Direktsaat von 93 Dauerversuchsvarianten. Weiterhin stellten sie fest, dass der Wechsel von konservierender Bearbeitung zu Direktsaat im Rahmen von Fruchtfolgen in signifikant höheren mittleren C-Speicherungsraten mündete als im Monokulturanbau. Follet (2001) berichtet ähnliche Zuwächse an Bodenkohlenstoff infolge der Umstellung auf reduzierte Verfahren der Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat. Er nennt diesbezüglich einen Bereich von $100 - 600 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Unter der Annahme, dass 30% der Ackerfläche der EU-15-Staaten unter Direktsaat sowie 40% mit reduzierter Bodenbearbeitung kultiviert werden, könnte nach Basch und Tebrügge (2001) sogar eine jährliche CO_2 -Speicherung von 130 Mio. t (bzw. 40% der gesamten Reduktionsverpflichtung) erreicht werden. Zudem würden nach ihren Angaben zusätzlich $5,3 \text{ Mio. t CO}_2 \text{ a}^{-1}$ durch verringerte Aufwendungen an fossilen Kraftstoffen eingespart werden.

Nach Augustin und Eschner (2001) würde, bedingt durch veränderte Landnutzungsmaßnahmen (hierzu ist auch der Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren zu verstehen), die C-Speicherung nur bis zum Erreichen eines neuen Gleichgewichtszustandes innerhalb einer Periode von 50 - 100 Jahren anhalten. Diesbezüglich wird z.T. von Senkensättigung gesprochen (ECCP, 2003). Smith (2003) führt in diesem Zusammenhang an, dass sich bis zum Erreichen eines neuen Gleichgewichtszustandes der Kohlenstoffgehalt zwar erhöht hat, dass die Senkenstärke jedoch gegen Null strebt.

Heinemeyer (2003) geht davon aus, dass sich der C-Gehalt des Oberbodens (30 cm) durch das Verfahren der reduzierten Bodenbearbeitung einmalig um 10% erhöhen lässt. Bei einer Summe 989 Mio. t Kohlenstoff in der gesamten Ackerfläche der BR Deutschland, wäre demnach bei vollständiger Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitung in der BR Deutschland eine einmalige Speicherung von 98,9 Mio. t Kohlenstoff in Ackerland möglich. Diese Menge würde $362,6 \text{ Mio. t CO}_2$ -Äquivalenten bzw. 37% der Gesamtemissionen Deutschlands im Jahr 2000 entsprechen.

Aus den Ergebnissen verschiedener Szenarien zur Speicherung von Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden kommen Smith et al. (2001) zu dem Schluss, dass Spurengasflüsse (N_2O und CH_4) das Minderungspotenzial an atmosphärischem Kohlenstoff einer Managementoption signifikant beeinflussen und grundsätzlich in Zusammenhang mit diesem Minderungspotenzial betrachtet werden müssen. Unter der Annahme einer maximalen Flächenausdehnung der Direktsaat von 86,6% in Europa

berechnen die Autoren ein Netto-C-Minderungspotenzial von 19,9 Mio. t C pro Jahr. In dieser Bilanz stehen die Akkumulation organischer Substanz sowie Einsparungen an fossiler Energie ($40,4 \text{ Mio. t a}^{-1} \text{ C}$) ansteigenden N_2O -Emissionen ($20,5 \text{ Mio. t a}^{-1} \text{ C}$) gegenüber.

Six et al. (2000) kommen zu der Erkenntnis, dass der langsamere Abbau an Boden-Makroaggregaten unter Direktsaat zu einer C-Speicherung führt. In erster Linie erfolgt dies in Form von feiner, partikulärer organischer Substanz in Mikroaggregaten, die innerhalb von Makroaggregaten gebildet werden. Eine höhere Akkumulation an Mikroaggregaten mit relativ hohem Anteil an feiner partikulärer organischer Substanz trägt zum höheren OBS-Kohlenstoff-Gehalt unter Direktsaat bei.

Da der Begriff des C-Speicherungspotentials vielfach unterschiedlichen Interpretationen unterliegt, nimmt Cannel (2003) eine Unterteilung in drei Kategorien vor:

- **Theoretisches Potenzial:** alle praktischen Einschränkungen werden außer Acht gelassen
- **Realistisch mögliches Potenzial:** Beachtung der meisten Einschränkungen, aber Einbeziehung einiger optimistischer Annahmen über die Verfügbarkeit von Land (für bestimmte Maßnahmen) sowie sozioökonomische und politische Einflussgrößen
- **Zurückhaltend erreichbares Potenzial:** Verhaltene Prognose, basierend auf gegenwärtigen Trends mit wenigen optimistischen Annahmen

Die jährlich durch konservierende Bodenbearbeitung gespeicherte C-Menge lässt sich nach Follett (2001) entsprechend folgender Formel berechnen:

$$(15) \quad \text{C-Speicher [Mio. t C]} = \text{Fläche [Mio. ha]} * \text{Speicherrate [kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] * 0,001.$$

Sauerbeck (2001) kommt zu dem Schluss, dass die Reduzierung des CO_2 -Gehalts in der Atmosphäre durch Speicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden nicht als signifikante, anthropogene Maßnahme im Sinne des Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls angesehen werden kann. Nach Smith (2004) sollte eine derartige C-Speicherung nicht als Ersatz für Emissionsreduktionen (Verkehr, Industrie) in Erwägung gezogen werden. Sie kann allenfalls eine Ergänzung bieten. Weiterhin ist anzumerken, dass im Falle einer Umkehrung der Managementänderung der akkumulierte Kohlenstoff wieder verloren geht und zwar gewöhnlich schneller als dieser akkumuliert wurde (Smith et al. 1996, zitiert in: Smith, 2004).

Schlesinger (1999) deutet insbesondere auf die Anwendung von Verfahren der reduzierten Bodenbearbeitung die Möglichkeit einer C-Speicherung. Die gezielte Anwendung mineralischer und organischer Dünger sowie Beregnung sieht er dagegen

nicht als Maßnahmen entsprechend des Kyoto-Protokolls, da sie „versteckte Kohlenstoffkosten“ verbergen.

Die folgende Tab. 7-2 stellt die Speicherungspotentiale nach Erkenntnis der aufgeführten Autoren nochmals dar.

Tab. 7-2: Literaturübersicht zu C- bzw. CO₂-Speicherungspotenzialen in ackerbaulich genutzten Böden

Autor	Kumm. Potenzial	Jährl. Pot.	Zeitraum	Region	Maßnahmen	eigene Bemerkungen
Basch und Tebrügge (2001)	—	19 Mio. t C (DS); 16,46 Mio. t C (RB)	—	EU-15	Direktsaat (DS) 30% reduzierte Bod.bearb. (RB) 40%	+ 5,3 Mio. t CO ₂ a ⁻¹ durch Einsparung an Kraftstoffen aus fossilen Quellen
Cannel (2003)	2,0-3,0*10 ⁴ Mio. t C	200-500 Mio. t C	50-100 Jahre	Europa	Aufforstung aller landwirtschaftlichen Flächen	—
Cannel (2003)	0,5-1,0*10 ⁴ Mio. t C	50-100 Mio. t C	100 Jahre	Europa	diverse	—
Cannel (2003)	0,2-0,5*10 ⁴ Mio. t C	20-50 Mio. t C	100 Jahre	Europa	Aufforstungen	—
Cole et al. (1996)	900-2.500 Mio. t C	4,7-13,0*10 ⁴ Mio. t C	50 Jahre	global	diverse Maßnahmen	—
Doe (1999)	—	850-900 Mio. t C	bis zu 50 Jahren	global	—	—
ECCP (2003)	—	16,36-19,09 Mio. t C	innerhalb 2008-2012	EU-15	Speicherung in landw. genutzten Böden, diverse Maßnahmen (vgl. Tab.7-1)	—
Heinemeyer (2003)	98,9 Mio. t C	—	—	BRD	konserv. Bodenbearb. (auf 100% des Ackerlandes)	+ 0,78 Mio. t CO ₂ -Äquiv. a ⁻¹ Einsparung an Kraftstoffen aus fossilen Quellen
Lal (1997)	0,15-0,49*10 ⁴ Mio. t C	—	bis 2020	global	konserv. Bodenbearb. 75% USA 50% Industrienationen 25% Entwicklungsländer	—
Sauerbeck (2001)	2-3*10 ⁴ Mio. t C	400-600 Mio. t C	50-100 Jahre	global	verbessertes Nutzungsmanagement	—
Smith et al. (2001)	—	19,9 Mio. t C	—	Europa	Direktsaat angewendet auf 86,6% der Ackerfläche	Netto-C-Speicherung nach Abzug erhöhter N ₂ O-Emissionen
Tebrügge (2003)	—	4,9 Mio. t C	—	BRD	konservierende Bodenbearbeitung auf 70% der Ackerfläche	—

7.1.2 Umwidmung von Ackerland in Grünland und vice versa

Im Endbericht des ECCP (2003) wird die Umwidmung von Ackerland in Grünlandstandorte als die effektivste Maßnahme zur C-Speicherung in Böden angesehen. Nach Berechnungen von Janssens et al. (2003) stellt Grünland im Gegensatz zum Ackerland eine Netto-C-Senke in Höhe von 101 Mio. t a⁻¹ innerhalb Europas dar. Sie weisen allerdings darauf hin, dass diese Annahmen mit deutlichen Unsicherheiten behaftet sind. Vleeshouwers und Verhagen (2002) ermittelten anhand einer Modellstudie für Europa bei gleichbleibender landwirtschaftlicher Bodennutzung für die erste Verpflichtungsperiode 2008 - 2012 eine durchschnittliche C-Speicherung durch Grünland von 0,52 t ha⁻¹ a⁻¹ C gegenüber einer Freisetzung unter Ackerland von 0,84 t ha⁻¹ a⁻¹ C. Die Umwidmung von Ackerland zu Grünland ergäbe nach ihren Berechnungen eine C-Speicherung von 1,44 t ha⁻¹ a⁻¹ C.

Für den gegenteiligen Fall berechnete Isermann (1993) für den Zeitraum 1970-1990 für die Bundesrepublik Deutschland eine durch Grünlandumbruch hervorgerufene, jährliche Kohlenstofffreisetzung von 93 Mio. t.

7.2 Treibhausgasquelle: semiterrestrische Böden und insbesondere genutzte Moore

Natürliche Moore binden Kohlenstoff in Raten von 0,4 bis 1,2 t ha⁻¹ a⁻¹. Dem steht jedoch eine signifikante Freisetzung an CH₄ gegenüber, aufgrund dessen Moore als Netto-Quelle mit 0,5 bis 5,6 t ha⁻¹ a⁻¹ CO₂-Äquivalenten anzusehen sind (ECCP, 2003). Eine deutliche Erhöhung der summarischen Klimawirkung wurde und wird allerdings durch zunehmende Entwässerung bewirkt (Meyer et al., 2001), weshalb genutzte Moore - verglichen mit natürlichen - eine bedeutend höhere Netto-Treibhausgasquelle besitzen.

Kluge (2003) hat eine Zusammenstellung der CO₂-Freisetzungsraten entwässerter Niedermoorböden anhand unterschiedlicher Literaturquellen vorgenommen (Tab. 7-3).

Tab. 7-3: CO₂-C-Freisetzungsraten entwässerter Niedermoorböden (nach Kluge, 2003)

Autoren	Ort	Wasserregime/ Nutzung	Methode	CO ₂ -C- Freisetzung [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹]
Gensoir und Zeitzi (1999)	Biesenbrow Brandenburg	drainiert	Flussmessungen	5600
Meyer et al. (2001)	Dümmer Nordwest Deutschland	drainiert, Sommer- GW-Stand 60 cm	„Geschlossene- Kammer-Methode“ Flussmessungen	4120
Augustin (2001)	Brandenburg/ Mecklenburg Vorpommern	intensives Grünland	Flussmessungen	5840
Mundel (1976)	Paulinenaue Brandenburg	versch. Varianten mit GW-Ständen zwischen 30-120 cm	Lysimetermethode (Zeitraum: 2 Jahre)	2900-6700
Renger et al. (2002)	Rhinluch Brandenburg	versch. Varianten mit GW-Ständen zwischen 30- 120 cm	Massebilanzierung über TRD, C _{org} und Mächtigkeitsverlus t (Zeitraum 22 Jahre)	3080
Wessolek et al. (1999)	Rhinluch Brandenburg	drainiert, intensives Grünland, GW- Stände zwischen 60-80 cm	Respirocondmess- ungen und Modellierung	2800-7000
Kluge (2003)	Randow- Welse-Bruch Brandenburg	stark drainiert, intensives Grünland, GW- Stände zwischen 50-120 cm	Massebilanzierung über TRD, C _{org} und Mächtigkeitsverlus t (Zeitraum 40 Jahre)	6900

Bedingt durch zum Teil extrem hohe C- und N-Vorräte in Mooren (nach Augustin (2003) bis zu 630 t C und bis zu 120 t N in Niedermooren) spielen diese eine entscheidende Rolle im Austausch der klimarelevanten Spurengase CO₂, N₂O und CH₄ zwischen Boden und Atmosphäre. Die Emissionen dieser Gase unterliegen einer starken zeitlichen und räumlichen Variabilität und werden bestimmt durch eine Vielzahl von Faktoren wie Bodentemperatur und -wassergehalt, NO₃⁻- und NH₄⁺-Gehalte sowie leicht mineralisierbare organische Substanz (Meyer et al., 2001).

Die Höhe des Grundwasserstandes (Grundwasserflurabstand) übt den größten Einfluss auf die Freisetzung dieser Spurengase aus (ECCP, 2003; vgl. Tab. 7-1). Nach Augustin (2001) rufen geringe Grundwasserflurabstände prinzipiell eine mäßige Netto-CO₂-Bindung (Torfakkumulation unter anaeroben Bedingungen), mäßige bis hohe Methan- und sehr geringe Lachgasemissionen hervor. Dagegen bedingt die Absenkung des Grundwasserstandes eine extrem starke Netto-CO₂-Freisetzung, mäßig bis extrem hohe N₂O-Emissionen sowie eine schwache Netto-Methanbindung als Folge der Methanoxidation.

Feuchtgebiete sind die natürliche Hauptquelle atmosphärischen Methans und tragen nach Hütsch (1998) schätzungsweise 115 Mio. t a⁻¹ (22%) zu den globalen, jährlichen CH₄-Emissionen bei. Bei einer angenommenen Größenordnung von 5% intakter bzw. wiedervernässter Flächen setzen die Moore Deutschlands ca. 24000 t a⁻¹ CH₄ frei (Umweltministerium MV, 2003).

Augustin et al. (1998) kommen zu dem Schluss, dass die degradierten Niedermoore Deutschlands mit einer summarischen Fluxrate von 6574 t N₂O a⁻¹ (ca. 12,4%) maßgeblich an den gesamten N₂O-Emissionen der deutschen Landwirtschaft beteiligt sind. Der Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) schätzt den N₂O-Emissionsfaktor für kultivierte organische Böden auf 5 (2-15) kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (Schmid et al., 2000).

Tab. 7-4: N₂O-Emissionen aus Nordostdeutschen Niedermooren (nach Augustin, 1997)

Nutzungsintensität	Wasserstand cm u. Flur (a)	Ist kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
Naturnahes Moor	< 10	+ 0,04
Wiedervernässtes Moor	< 10	+ 0,15
Grünland, extensiv	20 - 40	+ 3,5
Grünland, halbintensiv	40 - 70	+ 4,2
Grünland, intensiv; Acker	> 70	+ 11,5
Moorwald (entwässert)	> 60	+ 16,5

Zur Berechnung der Klimarelevanz einer Niedermoorentwässerung hat Augustin (2001) die spezifischen Treibhauspotenziale von CO₂, N₂O und CH₄ mit den Spannweiten der Emissionsraten ungestörter sowie entwässerter Niedermoore multipliziert und die Produkte aufsummiert. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Entwässerung natürlicher Niedermoore die Treibhausgasemissionen drastisch erhöht. Zu diesem

Schluss kommen auch Meyer et al. (2001). Eine Vernässung von Moorflächen führt nach Angaben von Jursch (1997) trotz erhöhter Methanemissionen zu einer deutlich geringeren Treibhausgasemission.

Augustin (2003) kommt nach eigenen Untersuchungen zu dem Schluss, dass entwässerte Niedermoores eine starke Lachgasquelle von regionaler Relevanz darstellen und dass der Grundwasserstand entscheidenden Einfluss auf die Gasemissionen ausübt.

Exemplarisch seien an dieser Stelle die jährlichen Gasemissionen aus den Mooren der drei moorreichsten Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen dargestellt (Tab. 7-5 bis Tab. 7-7). Die Treibhauspotenziale (in CO₂-Äquivalenten) wurden auf Grundlage der Treibhauspotenzialkoeffizienten nach IPCC (1996) für einen Zeithorizont von 500 Jahren errechnet. In Abhängigkeit des Moorflächenanteils, des Degradierungsgrades, des Grundwasserflurabstandes, des Nährstoffeintrages, der Nutzung und der Bodentemperatur liegen die Gesamtemissionen (CO₂, CH₄, N₂O) der Moore in diesen Bundesländern im Bereich der in den Tabellen angegebenen Größenordnungen.

Tab. 7-5: Beitrag niedersächsischer Hoch- und Niedermoore zum Treibhauseffekt (nach Höper und Blankenburg, 2000; IPCC, 2001; eigene Berechnung)

Treibhauspotenzial in 1000 t CO ₂ -Äquivalenten pro Jahr (Zeithorizont: 20 Jahre)		
Landnutzung/Zustand Hochmoore	Aktuelle Situation	
	Fläche [ha]	Treibhauspotenzial
Natürlich, naturnah	10.000	27,8
Stillstandskomplex degeneriert oder verändert	40.000	184
Grünland	134.100	1.187,6
Ackerland	11.200	182,3
Hochmoore gesamt	195.300	1.582
Landnutzung/Zustand Niedermoore		
Niedermoorsumpf, Bruchwald	8.000	176
Feuchtwiesen und Talniederungen	19.000	247
landwirtschaftlich genutzt		
Grünland	131.000	2004,3
Ackerland	27.000	1121,4
Niedermoore gesamt		3549
Hoch- und Niedermoore gesamt		5131

Tab. 7-6: Gesamtemissionen der Niedermoore Brandenburgs (nach LUA Brandenburg, 1999; IPCC, 2001; eigene Berechnung)

Klimarelevantes Gas	[1000 t * a ⁻¹]	Treibhauspotenzial (Zeithorizont: 20 Jahre) [1000 t CO ₂ -Äquivalente]
Lachgas (N ₂ O)	0,3 bis 3,9	82,5 bis 1.072,5
Methan (CH ₄)	1,5 bis 5	93 bis 310
Kohlendioxid (CO ₂)	3.200 bis 4.100	3.200 bis 4.100
Gesamt		3.375,5 bis 5.482,5

Tab. 7-7: Gesamtemissionen der Moore Mecklenburg-Vorpommerns (nach Daten des UmweltministeriumMV, 2003; IPCC, 2001; eigene Berechnung)

Treibhauspotenzial in 1000 t CO ₂ - Äquivalenten pro Jahr (Zeithorizont: 20 Jahre)		
Landnutzung	Moorfläche [ha]	Treibhauspotenzial
Naturnahes Moor	8.035	149,9
Grünland extensiv	101.587	1.286,1
Grünland halbintensiv	139.872	2.587,6
Grünland intensiv, Acker	18.431	501,5
Moorwald entwässert	22.053	705,7
Gesamt	289.978	5.230,8

Kohlenstoffverluste in kultivierten Mooren sind unabwendbar. Verfahrensabwägungen sollten daher weniger auf einen Anstieg im Kohlenstoffgehalt abzielen, als vielmehr auf die Reduzierung der Abbauraten (EUSTS, 2003). Eine derartige Reduzierung ist in erster Linie von der Regulierung (Anhebung) des Grundwasserflurabstandes abhängig.

Ergebnisse von Renger et al. (2003 und 2002) und Wessolek et al. (2002) zeigen, dass über die Steuerung des Grundwasserflurabstandes die Torfmineralisation und die Stickstofffreisetzung entscheidend beeinflusst werden kann. Je flacher der Grundwasserflurabstand ist, umso geringer ist der Torfabbau.

Der Forderung nach möglichst flachen Grundwasserflurabständen sind aber Grenzen gesetzt, wenn die Niedermoore landwirtschaftlich genutzt werden sollen. Auch bei einer extensiven Grünlandnutzung sind während der Vegetationsperiode, um die Flächen befahren und betreten zu können, Grundwasserflurabstände von mindestens 30 cm erforderlich. Bei diesem Grundwasserflurabstand findet aber bereits eine Torfmineralisation statt. Daraus ergibt sich, dass ein absoluter Moorerhalt oder sogar ein Moorwachstum bei einer landwirtschaftlichen Nutzung nicht möglich ist. Bei der Wahl des Grundwasserflurabstandes sind die in Abb. 7-1 dargestellten Zielgrößen Pflanzenertrag, Torfmineralisation und Gasemission (Treibhauseffekt) zu berücksichtigen.

Die optimalen Grundwasserstände für den Trockenmasseertrag bei Grünlandnutzung von Niedermooren liegen bei 40 bis 70 cm unter Geländeoberfläche. Steht dagegen eine Minimierung der Torfmineralisation und der Gasemissionen im Vordergrund, so sind Grundwasserflurabstände nahe der Bodenoberfläche anzustreben (vgl. Abb. 7-1). Bei gleichrangiger Berücksichtigung von Ertrag, Torfmineralisation und Emission und unter der Voraussetzung, dass eine Grünlandnutzung möglich sein soll, ergibt sich ein einzuhaltender mittlerer Grundwasserflurabstand von 30 cm (vgl. Abb. 7-1). Bei diesem Grundwasserflurabstand erreicht man ca. 90% des optimalen Pflanzenertrags. Die Torfmineralisation kann dabei auf 30 bis 40% der maximalen Torfmineralisation herabgesetzt werden. Bei den Gasemissionen wurden die CO₂-, N₂O- und CH₄-Freisetzung berücksichtigt (vgl. Abb. 7-1). Den dargestellten Kurven liegen Messungen von Eschner et al. (1998) und von Augustin et al. (1996 und 1998) zugrunde. Die Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen (CO₂-C, CH₄-C, N₂O-N) liegt bei einem Grundwasserflurabstand von 30 cm bei 60 bis 70% der maximalen Werte (vgl. Abb. 7-1). Die Bewertung erfolgte dabei auf der Basis von CO₂-C-Äquivalenten (Augustin et al., 1996).

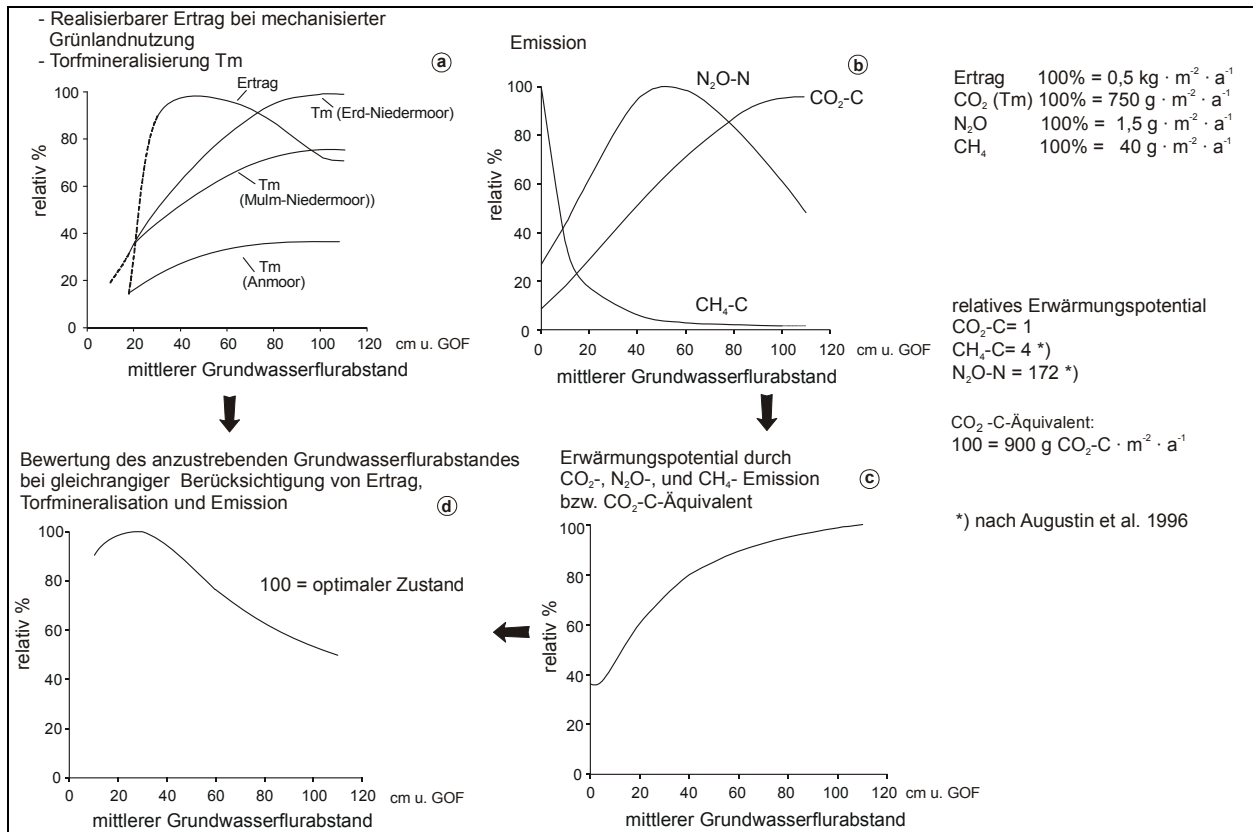


Abb. 7-1: Ableitung des anzustrebenden Grundwasserflurabstandes unter Berücksichtigung des Trockenmasseertrages, der Torfmineralisation und der Spurengasemission (nach Renger et al., 2003)

Die Ergebnisse zeigen, dass bei flachen Grundwasserflurständen (z.B. 30 cm unter Geländeoberfläche) der Torfabbau zwar minimiert werden kann, aber dennoch mit einem Moormächtigkeitsverlust von 2 bis 3 mm pro Jahr zu rechnen ist. Dies bedeutet, dass flachgründige Moore von 3-4 dm Mächtigkeit innerhalb von 100 Jahren in Anmoor-Gleye oder humose Gleye übergehen werden.

Nur, wenn man die Flächen aus der landwirtschaftlichen Nutzung herausnehmen und die Grundwasserflurabstände in Höhe der Geländeoberfläche einstellen würde, wäre ein vollständiger Moorschutz zu erreichen. Für diese Strategie wäre jedoch sehr viel Wasser (bis zu 200 mm) während des Sommerhalbjahres notwendig.

Da die für die gesamte Niedermoorfläche notwendigen Wassermengen in der Regel nicht zur Verfügung stehen, können nur Teile der Niedermooere vor einem Torfabbau geschützt werden. Dafür kommen vor allem die am wenigsten degradierten, mächtigen Niedermooere in Frage. Meyer et al. (2001) haben die Auswirkung von vier unterschiedlichen (Wieder-)Vernässungsszenarien für Niedermooere auf die Freisetzung solcher Gase entsprechend untersucht. (vgl. Tab. 7-8)

Tab. 7-8: Abschätzung der Auswirkungen verschiedener Vernässungsszenarien auf die Freisetzung klimarelevanter Gase aus Mooren in der Bundesrepublik Deutschland (nach Meyer et al., 2001)

Nr.	Szenarien	Fläche [ha]	Rückgang der Emissionen		
			Absolut (t CO ₂ -C- Äquivalente pro Jahr)	relativ zu aktuellen Emissionen der Moore [%]	relativ zu aktuellen Emissionen in Deutschland [%]
I	8% teils vernässt, 2% überstaut, ständig vernässt	108.335	-183.725	-3,3	-0,07
II	16% teils vernässt, 4% überstaut, ständig vernässt	216.670	-367.451	-6,5	-0,14
III	80% teils vernässt, 20% überstaut, ständig vernässt	812.513	-1.377.940	-24,5	-0,52
IV	100% überstaut, ständig vernässt	1.029.183	-5.037.063	-89,7	-1,92

Selbst im Bereich der vollständigen Wiedervernässung der Moorflächen (Szenario III und IV) würden die Reduktionspotenziale, gemessen an den Gesamtemissionen der BR Deutschland lediglich, 0,5 und knapp 2% ausmachen. Folglich haben die Moore nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtklimabilanz Deutschlands. In moorreichen Bundesländern ist nach Meyer et al. (2001) allerdings von einer größeren regionalen Relevanz auszugehen.

7.3 Einfluss von zukünftigen Klimaänderungen auf die Kohlenstoff-Quellen-/ Senkenfunktion landwirtschaftlich genutzter Böden

In den folgenden Darlegungen wird für das Land Brandenburg ein Klimaszenario (Gerstengarbe und Werner, 2003) im Hinblick auf Veränderungen des C_{org}-Gehalts für landwirtschaftliche Böden angewendet.

In dem Klimaszenario wird von der Annahme ausgegangen, dass sich innerhalb der nächsten 50 Jahre die Sommerniederschläge um 50 mm verringern und die Lufttemperatur um +1.5 °K zunehmen wird. Als Folge davon nimmt die potenzielle Verdunstung (E_{pot}, Grasreferenzverdunstung) um ca. 50 mm im Sommerhalbjahr (April-September) zu. Dies bedeutet, dass sich die klimatische Wasserbilanz (KWB) als Differenzgröße von Niederschlag minus potenzielle Verdunstung in diesem Zeitraum um ca. 100 mm verringern wird (Wessolek et al., 2003).

Große Teile Brandenburgs verzeichnen derzeit im langjährigen Mittel eine KWB in Höhe von -150 mm, sie kann sich in Zukunft um 100 mm auf -250 mm verringern, wenn die derzeitigen Klimaprognosen des Potsdamer Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) zutreffend sind.

Exemplarisch für Brandenburg sind die Auswirkungen des Klimaszenarios auf die KWB für die DWD-Station „Burg“ in der Abb. 7-2 bis zum Zeitraum 2055 hochgerechnet (Wessolek et al., 2003). Bei den berechneten Klimadaten wurde unter Anwendung der Grasreferenzverdunstung sowie der Verdunstung nach HAUDE das oben genannte Klimaszenario zu Grunde gelegt. Aus der Abbildung ist abzulesen, dass sich die klimatische Wasserbilanz innerhalb der nächsten 50 Jahre um mindestens 100 mm verringern wird.

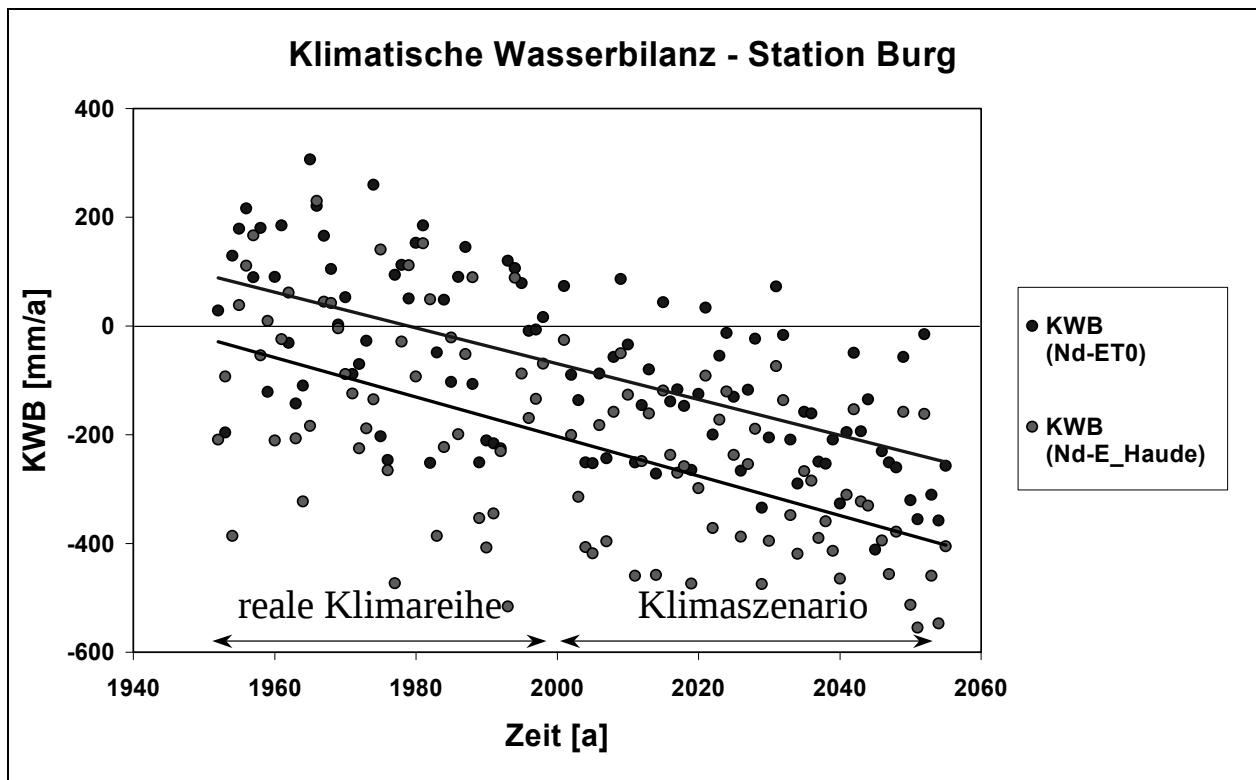


Abb. 7-2: Prognostizierte Änderung der Klimatische Wasserbilanz für die DWD-Station Burg

Den Trend der Abnahme der klimatischen Wasserbilanz im Raum Brandenburg verdeutlicht die Abb. 7-3. Sie zeigt die KWB berechnet mit der 100-jährigen Klimareihe von Potsdam. Trotz starker Schwankungen der Werte ist im Trend eine Abnahme der KWB bereits gut zu erkennen.

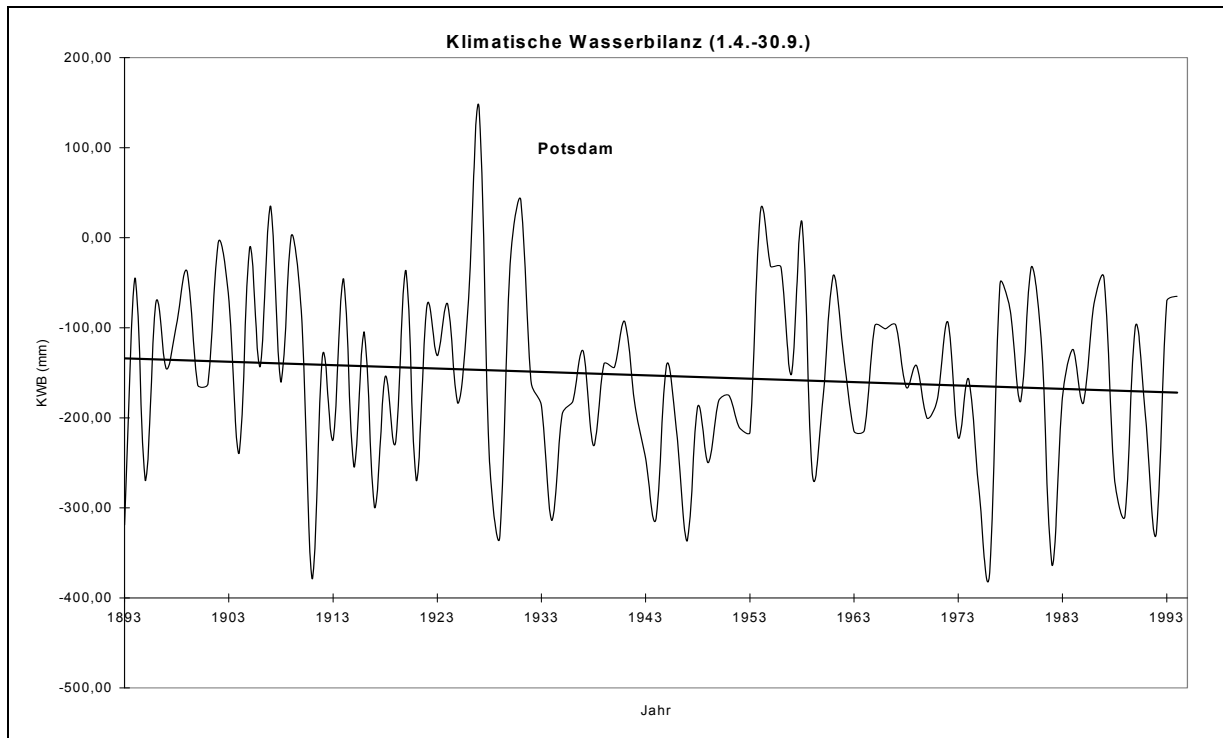


Abb. 7-3: Die Klimatische Wasserbilanz für Potsdam in den Sommermonaten über 100 Jahre (Wessolek et al., 1998)

Ausgehend von den Brandenburger Sand- und Geschiebedecksandböden, die in den C_{org} -Schätzrahmen (vgl. Kap. 5.1) einfließen, wird nachfolgend abgeleitet, wie sich das o.g. Klimaszenario auf die gespeicherten C-Mengen in Abhängigkeit der Düngung auswirken kann. Aus dem C_{org} -Schätzrahmen werden die C_{org} -Gehalte für die Düngungsstufen:

- Intensiv (D3),
- Praxis (D2b),
- Extensiv (D2a) und
- Ohne (D0),

die C_{org} -Werte

- 1.01,
- 0.95,
- 0.73 und
- 0.70 Gew-%

verwendet. Für die künftigen Betrachtungen wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die Biomasseproduktion und die damit verbundene Humifizierung werden infolge verringerter C-Nachlieferung aus dem Pflanzenmaterial durch den zunehmenden Wassermangel in den Sommermonaten reduziert.

- Es tritt langfristig ein Humusabbau ein, der entsprechend der Klimabedingungen des Szenarios in ein neues Gleichgewicht münden wird.
- Es wird nachfolgend nur der umsetzbare Kohlenstoff betrachtet, da angenommen wird, dass durch die klimatischen Änderungen überwiegend diese Fraktion von der neuen Gleichgewichtseinstellung betroffen sein wird.

Der umsetzbare Kohlenstoff (C_{ums}) berechnet sich aus der Differenz von C_{org} und C_{inert} . Nach (Körschens et al., 1998) ergibt sich ein inerter organischer Kohlenstoffanteil nach folgender Gleichung:

$$(16) \quad C_{inert} = 0.182 + 0.068 * \text{Ton [\%]}$$

von 0.38%. Es wird dabei von einem durchschnittlichen Tongehalt in Brandenburgs Geschiebedecksanden von ca. 3% ausgegangen. Dieser Wert wurde aus eigenen Daten abgeleitet. Beispielhaft sollen Thyrow (2.7%), Berlin-Dahlem (2.9%) und Müncheberg (5.2%) genannt werden. Der Mittelwert aus diesen drei Werten ergibt 3.6%.

Für die oben besprochenen Düngungsstufen ergeben sich durch die Differenzbildung folgende Werte für C_{ums} :

- 0.63 (Intensiv),
- 0.56 (Praxis),
- 0.35 (Extensiv) und
- 0.31 (Ohne) in Gew-%.

Die Klimaänderung setzt sich aus einer Niederschlagsänderung und einer Änderung der potenziellen Verdunstung zusammen. Die Auswirkungen der Niederschlagsänderung bzw. Änderungen der KWB können aufgrund eigener Auswertungen und Ergebnisse aus der Literatur abgeschätzt werden. Für Sandböden kann davon ausgegangen werden, dass sich im Mittel der C_{org} -Gehalt bei 50 mm weniger Niederschlag um 0,23% verringern wird. Dieser ergibt sich aus dem Mittelwert von 0.20% (Thimm, 1979), 0.38% (Springob et al., 2001) sowie 0.13% (eigene Daten). Die Annahme der Änderung von 0,23% C in 50 Jahren liegt im Bereich des Möglichen, denn Versuche im Statischen Dauerversuch Bad Lauchstädt zeigten, dass sich bei einer extremen Änderung der Düngung (Volldüngung zu Nulldüngung) der C-Gehalt sich maximal um 0,01% ändert (Körschens, persönliche Mitteilung). Dies entspricht einer Änderung von 0,50% in 50 Jahren.

Diese Änderung des C_{org} -Gehalts wird dem umsetzbaren Kohlenstoff zugeschrieben und entspricht einem C-Verlust von insgesamt $10.500 \text{ kg ha}^{-1}$ über den betrachteten Zeitraum von 50 Jahren.

In Abb. 7-4 ist die C-Menge des umsetzbaren Kohlenstoffes zum jetzigen und zukünftigen Zeitpunkt (in 50 Jahren unter veränderten Klimabedingungen) in Abhängigkeit von der Düngungsintensität dargestellt.

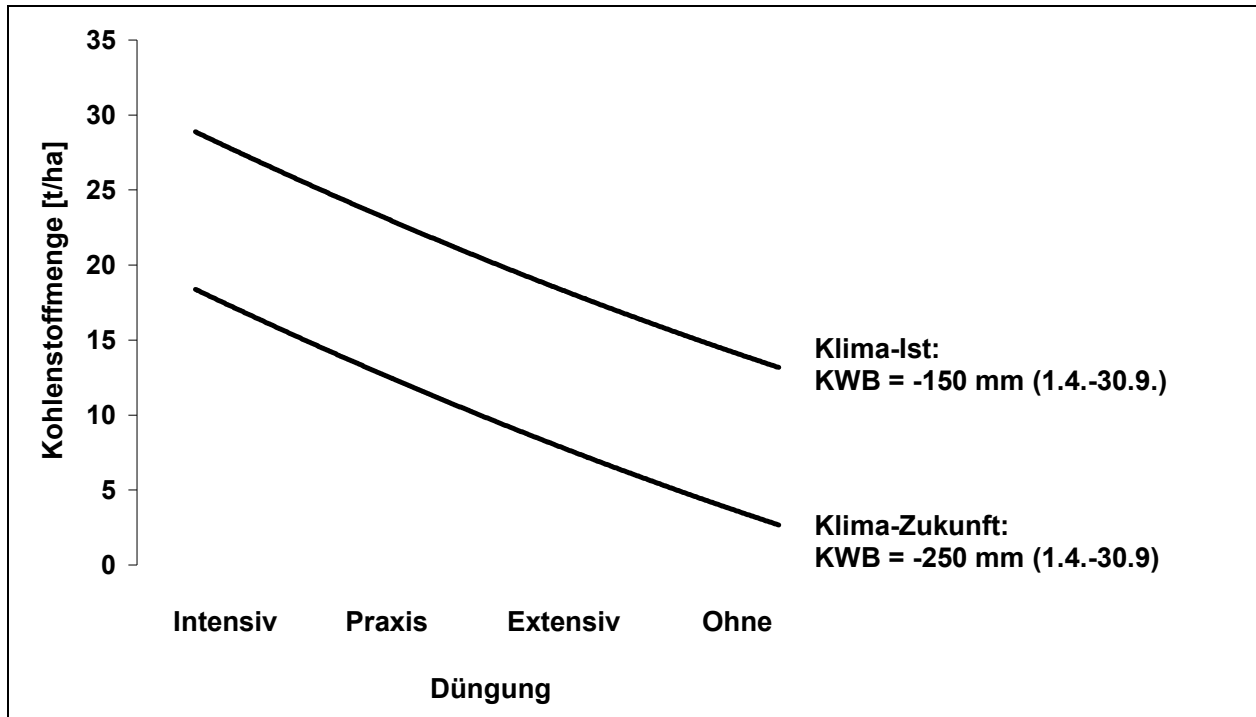


Abb. 7-4: Verlust an umsetzbaren Kohlenstoff [t ha^{-1}] durch Klimaänderung in Sandböden Brandenburgs

Beispielhaft soll die C_{ums} -Mengenänderung für die intensive Düngung eingehender dargestellt werden. Im Klima-Ist-Zustand beträgt bei Sandböden der umsetzbare Kohlenstoff (C_{ums}) 0.63%; dies entspricht einer C-Menge von 28 t ha^{-1} . Unter zukünftigen Klimabedingungen ist der C_{ums} um 0.23% verringert, beträgt also nur noch 0.40% entsprechend einer C-Menge von 18 t ha^{-1} .

Der Effekt der Mengenänderung in Abb. 7-4 ist für alle Düngungsintensitäten gleich, da selbst ohne Düngung der umsetzbare Kohlenstoff nicht aufgebraucht ist. Jedoch ausgehend davon, dass düngungsabhängig unterschiedliche Mengen an umsetzbarem Kohlenstoff im Boden vorhanden sind, existieren unterschiedliche Verhältnisse von C_{ums} zu C_{org} . Mit zunehmender Düngungsintensität nimmt der Anteil an C_{ums} an C_{org} zu, weil der inerte C-Anteil gleich bleibt.

Der nachfolgenden Abbildung lässt sich für den Fall von Klimaänderungen entnehmen, dass sich der C_{ums} -Anteil umso stärker verringert, desto geringer die Düngungsintensität ist.

Auch hier soll beispielhaft diese Rechnung für die intensive Düngung dargestellt werden: Im Klima-Ist-Zustand betragen C_{org} und C_{ums} 1.01% bzw. 0.63%. Der Anteil von C_{ums} an C_{org} entspricht 62%. Nach Anwendung des Klimaszenarios ergeben sich in der Zukunft nach Abzug von 0.23% für C_{org} bzw. C_{ums} die Werte 0.78% und 0.40%. Der Anteil von C_{ums} verringert sich somit auf ca. 50%.

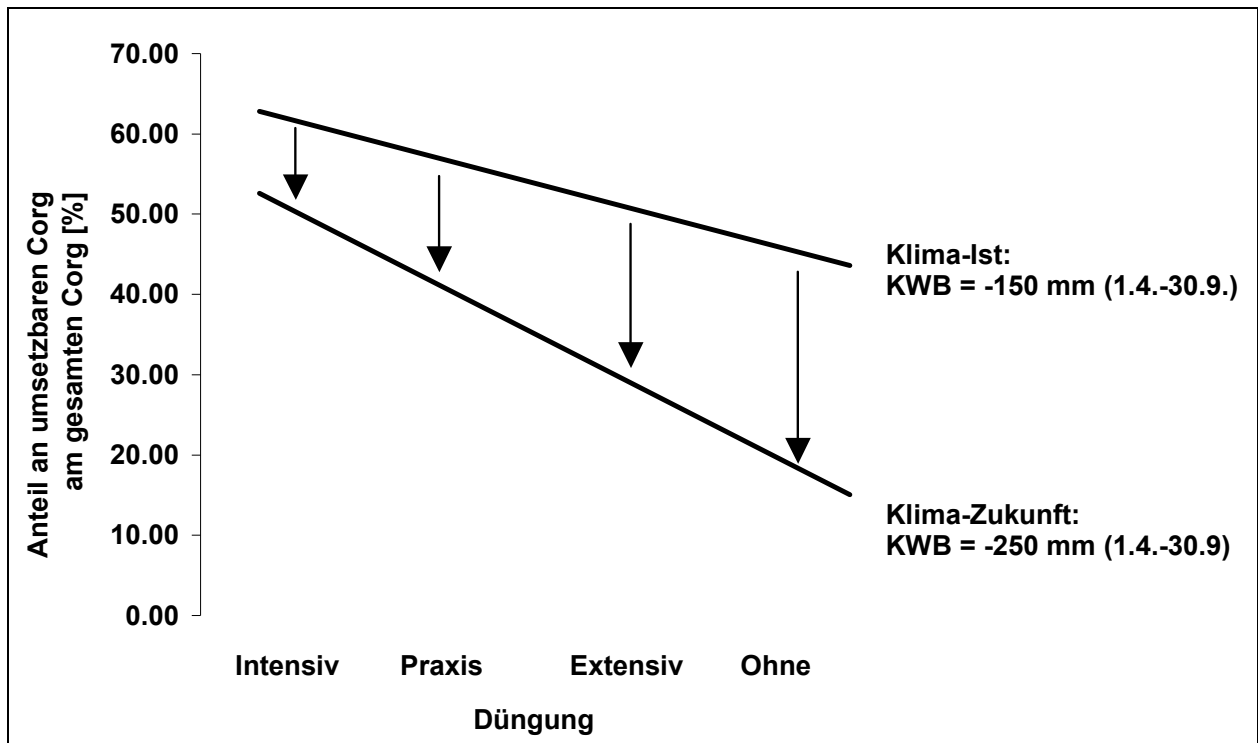


Abb. 7-5: Veränderung des Verhältnisses von C_{ums}/C_{org} infolge von Klimaänderungen in Sandböden Brandenburgs

Durch die Klimaänderung ist ein gesamter C-Verlust von 0.23% zu erwarten, was einer Abnahme von $10.500 \text{ kg C ha}^{-1}$ entspricht. Unter der Annahme, dass sich das neue Gleichgewicht innerhalb der nächsten 50 Jahre einstellen wird, ergibt sich daraus ein mittlerer jährlicher C-Verlust von ca. 210 kg C ha^{-1} .

Dieser mittlere jährliche C-Verlust wird in der nächsten Abbildung (Abb.7-6) mit den CO_2 -C-Verlusten verglichen, die bei Niedermooren ausschließlich infolge von Klimaänderungen zu erwarten sind. Die dabei verwendeten Klimaszenarien sind konsistent, d.h. sie entsprechen gleichfalls einer Abnahme der Sommerniederschläge (1.4.-30.9.) um 50 mm und einer Temperaturzunahme von 1.5°K innerhalb der nächsten 50 Jahre. Beide Faktoren resultieren in einer Zunahme des klimatischen Wasserbilanzdefizits um 100 mm.

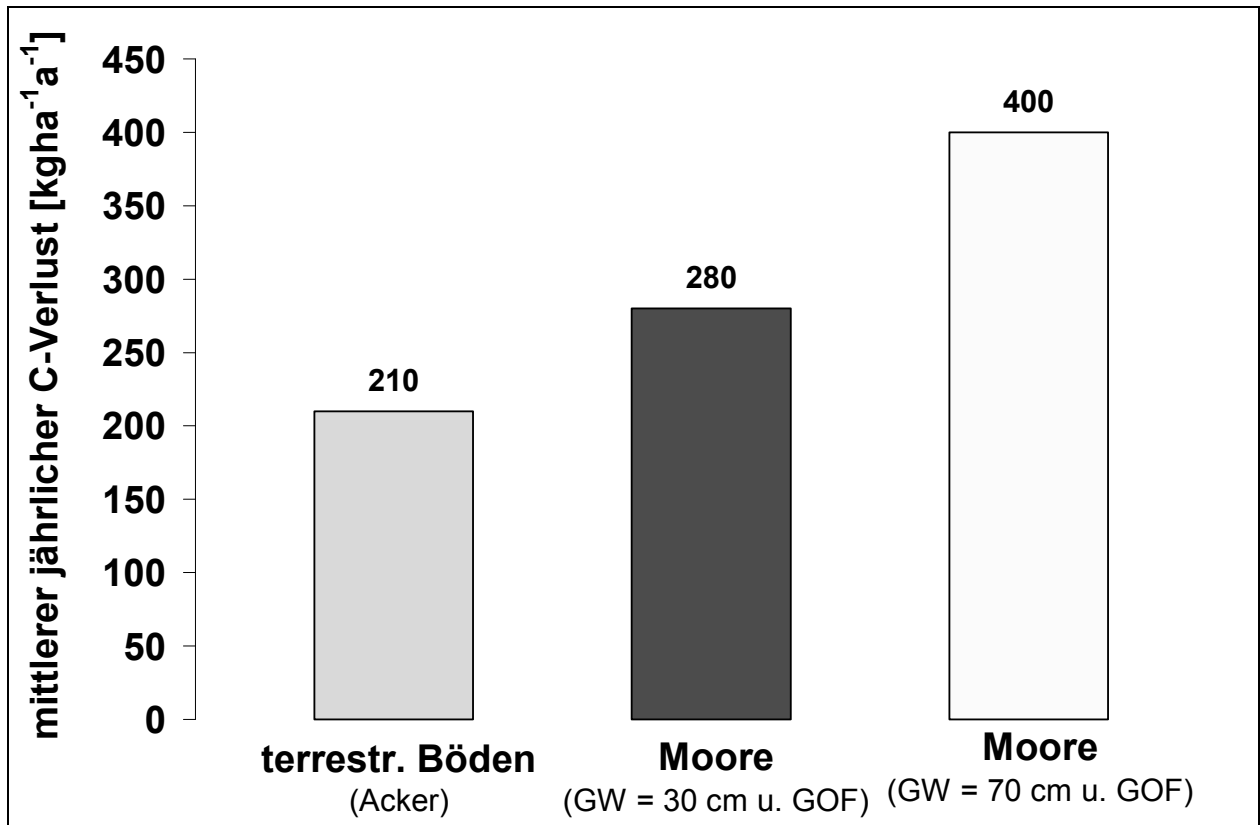


Abb. 7-6: Mittlerer jährlicher flächenbezogener C-Verlust durch prognostizierte Klimaänderung (+1.5K, -50mm Niederschläge) von Geschiebedecksanden im Vergleich zu Mooren im Raum Brandenburg

Die mittleren jährlichen C-Verluste für Niedermoore in Abb. 7-7 beziehen sich auf Untersuchungen von Renger et al. (2003). Die Ergebnisse dieser Arbeit sind in Abb. 7-7 dargestellt. Es wurde auf Moore die prognostizierte Klimaänderung angewendet und die CO₂-C-Freisetzung für unterschiedliche Grundwasserstände untersucht. Dabei lag bei einem GW-Stand von 70 cm das mittlere Niveau der CO₂-C Freisetzung in den Jahren 1950 bis 2000 bei 6100 kg ha⁻¹ a⁻¹. Dieses Niveau erhöht sich aufgrund der prognostizierten Klimaänderung auf 6500 kg ha⁻¹ a⁻¹.

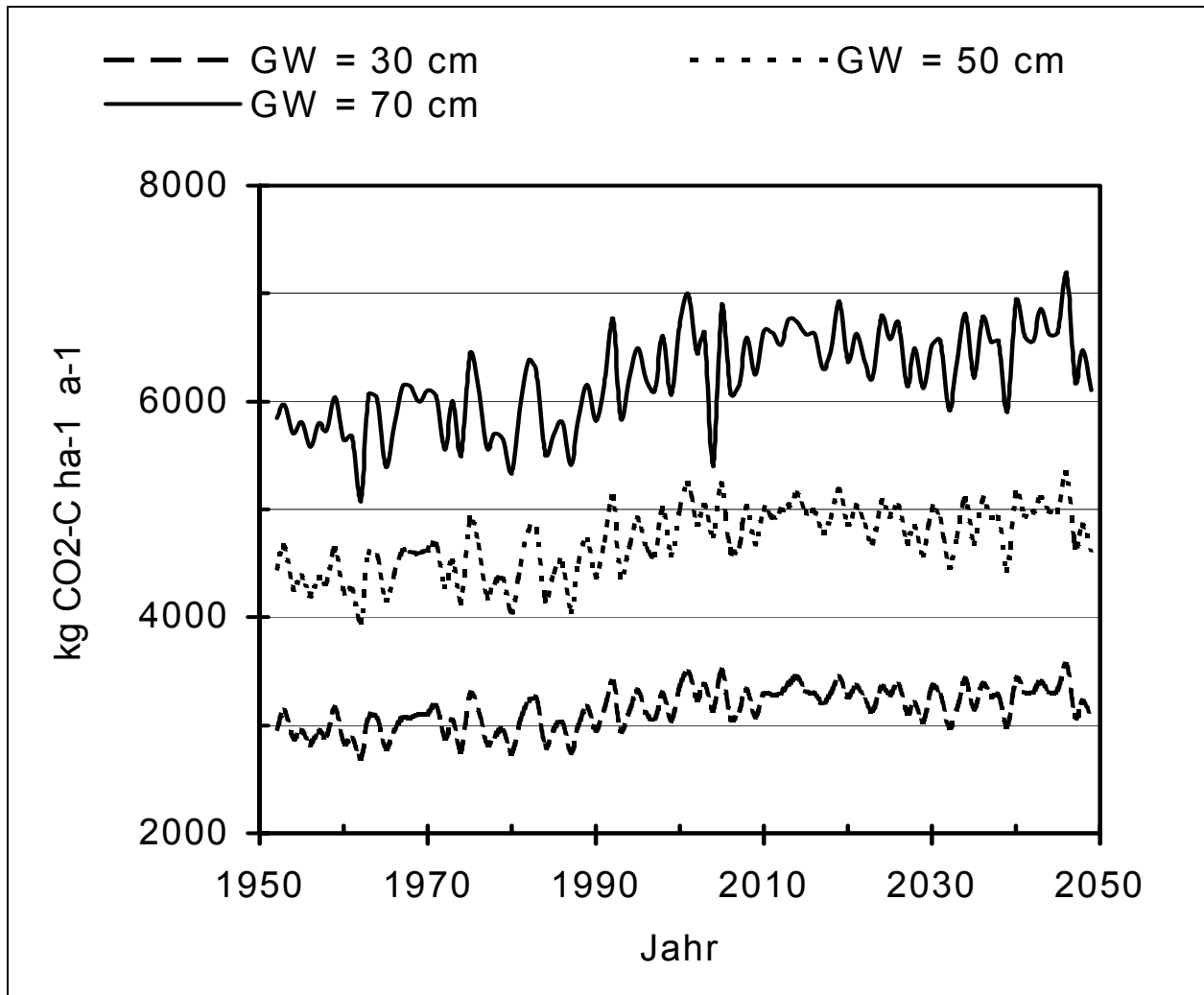


Abb. 7-7: CO₂-C-Freisetzung im Niedermoor (Erdfen) unter Berücksichtigung der Klimaänderung (KWB verringert sich um 100 mm (Wessolek et al., 1999))

Es wird deutlich, dass die mittleren jährlichen CO₂-C-Verluste infolge von Klimaänderungen bei den entwässerten Niedermoorstandorten deutlich höher ausfallen als bei den terrestrischen Ackerstandorten. Berücksichtigt man jedoch den relativ geringen Flächenanteil der Feuchtgebiete und dagegen den verhältnismäßig großen Anteil mineralischer Böden im Raum Brandenburg, dann ist zu erwarten, dass die absoluten CO₂-C-Freisetzungen anders ausfallen.

Dies wird deutlich in Abb. 7-8, die den mittleren jährlichen absoluten CO₂-C-Verlust für Acker- und Niedermoorstandorte für das Land Brandenburg vergleichend darstellt. Für Brandenburg wurde eine Ackerfläche von 13.500 km² (entspricht 1.35 Millionen Hektar, Ergebnisse Landwirtschaftszählung 1999, Landesbetrieb für Datenverarbeitung und Statistik – Land Brandenburg) zugrunde gelegt und für die Niedermoore eine Fläche von 2.494 km² (Kühn, GLA, persönliche Mitteilung). Diese Werte wurden auf die flächenbezogen Angaben der Abb. 7-6 angewendet.

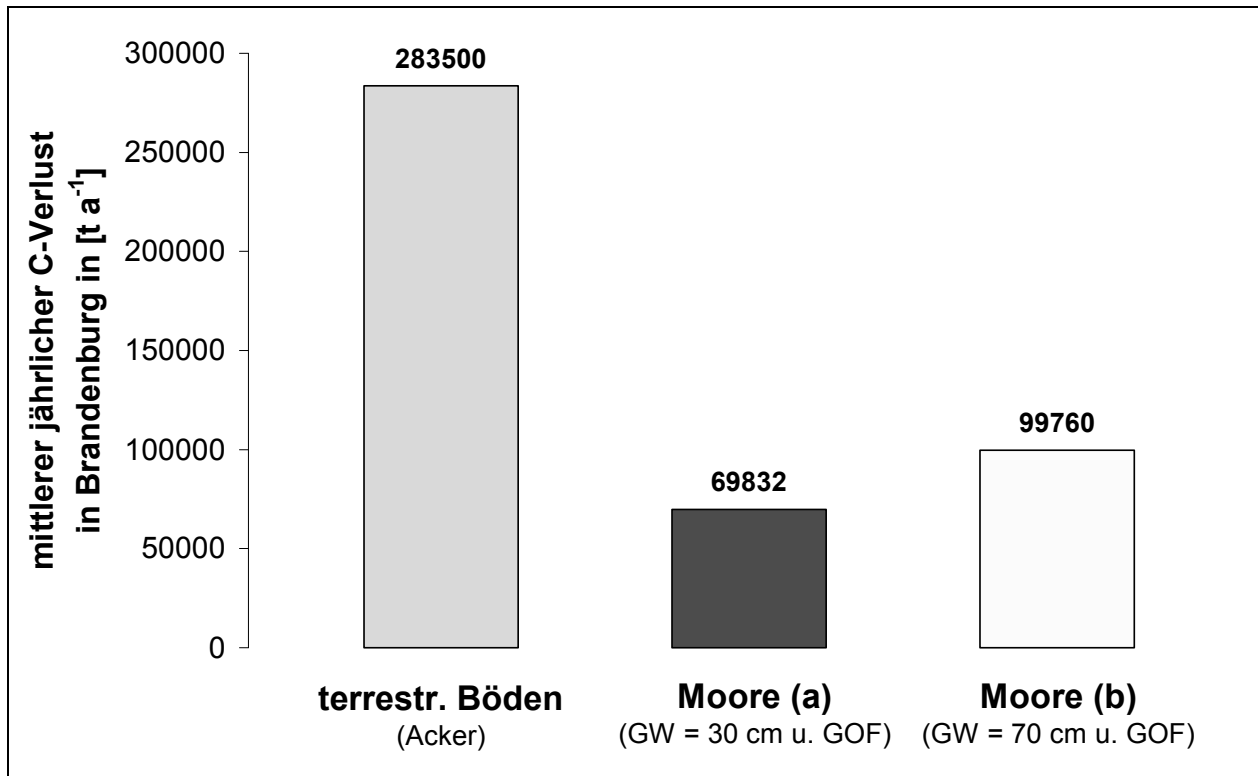


Abb. 7-8: Mittlerer jährlicher absoluter C-Verlust durch prognostizierte Klimaänderung (+1.5 °K, -50mm Niederschläge) von Geschiebedecksanden im Vergleich zu Mooren für die Grundwasserstände 30 cm (a) und 70 cm (b) unter GOF für den Raum Brandenburg

Bedingt durch veränderte Maßnahmen der landwirtschaftlichen Bodennutzung, bestehen zweifelsohne Potenziale zur Minderung des atmosphärischen CO₂-Gehalts durch eine geförderte C-Speicherung bzw. eine Minimierung von Verlusten in landwirtschaftlich genutzten Böden. Bezüglich der vorgestellten Maßnahmen, ist jedoch grundsätzlich zwischen (Wieder-) Speicherungsmaßnahmen (terrestrische Böden) und Vermeidungsstrategien (hydromorphe Böden) zu differenzieren.

Wichtig für die Beantwortung der Frage, ob Ackerstandorte als CO₂-Senke fungieren können, ist nicht zuletzt von den regional zu erwartenden Klimaszenarios abhängig. Wenn die Klimaänderung dazu führen wird, dass die Sommerniederschläge abnehmen und das klimatische Wasserbilanzdefizit zunimmt, ist davon auszugehen, dass auf den sandigen und lehmigen Böden die Kohlenstoffvorräte abnehmen. Dieser Trend könnte zu erheblichen Problemen auf den brandenburgischen Geschiebedecksanden führen. In anderen Regionen Deutschlands jedoch (z.B. Teile der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns) zeigen die Klimaszenarien einen Anstieg der Sommerniederschläge mit der Folge (Gerstengabe and Werner, 2003), dass sich auf diesen Standorten langfristig ein höherer C_{org}-Gehalt einstellen könnte.

Unabhängig von der Klimaänderung ist zu berücksichtigen, dass der Ertrag in den letzten 50 Jahren um 100% zugenommen hat. Da dieser Trend (aufgrund neuer Sorten,

etc.) noch nicht abgeschlossen ist, kann damit gerechnet werden, dass dies der Abnahme der Kohlenstoffvorräte entgegenwirken wird.

Die Einschätzung der Größenordnung der C-Senken- oder auch Quellenfunktion von Böden sollte insbesondere von folgenden Punkten abhängig gemacht werden:

- Einbeziehung der klimarelevanten Gase CH_4 und N_2O und Berechnung von Netto-Potenzialen entsprechend der Aussagen von Smith et al. (2001).
- Abschätzung einer realistischen Potenzialgröße, die binnen eines vorgegeben Zeitraumes (z.B. erster Verpflichtungszeitraum 2008 - 2012) überhaupt erreichbar ist.
- Prüfung, ob ein Anreizsystem für die landwirtschaftliche Praxis in Hinsicht auf verfahrenstechnische Maßnahmen zur C-Speicherung („Carbon Farming“) sinnvoll und umsetzbar ist, dies betrifft besonders die Rolle des Unterbodens.
- Weiterführende Untersuchungen zur reduzierten Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat, die neben acker-/pflanzenbaulichen auch auf klimarelevante Fragestellungen abzielen (unter Einbeziehung von Punkt 1 und 2).
- Infolge von Grundwasserstandsabsenkungen verlieren Moore ihre Funktion als CO_2 -Senke und werden zu Quellen dieses Gases; da Moornutzung seitens der Landwirtschaft grundsätzlich mit Grundwasserabsenkung verbunden ist, lässt sich absoluter Moorschutz und eine Sicherung der CO_2 -Senkenfunktion unter landwirtschaftlicher Nutzung nicht realisieren.
- Berücksichtigung des lokalen Klimas und der dort zu erwartenden Klimaänderungen, insbesondere in Bezug auf Niederschläge und klimatische Wasserbilanz.
- Von der vorherrschenden Bodenart; d.h., es ist zu erwarten, dass die C_{org} -Gehalte von Sanden, Lehmen und Tonen sich in Bezug auf Klimaänderungen anders verhalten werden als bei Schluffen.

8 Abschließende Betrachtung und Ausblick

Die OBS beeinflusst die natürlichen Bodenfunktionen i.d.R. positiv. Es gibt jedoch auch negative Wirkungen überhöhter OBS-Gehalte. Darauf basiert die Herangehensweise dieser Arbeit: Aus den Beziehungen zwischen OBS und den einzelnen Bodenfunktionen sollen Optimalgehalte an OBS abgeleitet werden. Dafür ist es allerdings nötig, die Zusammenhänge zwischen den jeweiligen Bodenfunktionen und dem OBS-Gehalt quantitativ zu kennen.

Nach derzeitigem Stand der Forschung können belastbare Pedotransferfunktionen für Zusammenhänge zwischen dem OBS-Gehalt und Bodenfunktionen jedoch allenfalls für Teilfunktionen wie die Wasserspeicherung und die Kationenaustauschkapazität angegeben werden. Deshalb führte der o.g. Ansatz nicht zu den angestrebten OBS-Optimalgehalten. Nach Auswertung der Literatur ist dies darauf zurückzuführen, dass die Zusammenhänge zwischen Bodenfunktionen und der OBS in der Regel (von o.g. Ausnahmen abgesehen) weniger auf den Gesamtgehalten basieren als auf einzelnen Fraktionen. So dient z.B. insbesondere die leicht abbaubare OBS als Lebensgrundlage für Bodenorganismen und daran geknüpfte Prozesse (Aggregation, Abbau organischer Schadstoffe, Nährstofffreisetzung). Stark umgewandelte OBS ist besonders wichtig für die Sorption von Kationen und Organika. Beide Fraktionen zusammen genommen spielen dagegen eine wichtige Rolle für die Wasser- und Nährstoffspeicherung. Einzelne Untersuchungen zeigen, dass überhöhte OBS-Gehalte, insbesondere in Fraktionen mit engem C/N-Verhältnis, zur Grundwassergefährdung durch Nitratfreisetzung führen können.

Eine systematische, quantitative Analyse dieser Zusammenhänge liegt bisher jedoch nicht vor, sodass belastbare, an Bodenfunktionen orientierte, standorttypische Höchstgehalte an OBS nicht angegeben werden können. Auch für die Festlegung für OBS-Untergrenzen reicht der bisherige Kenntnisstand nicht aus. Es scheint jedoch möglich, dass nach Schließung von Kenntnislücken an den Bodenfunktionen ausgerichtete Optimalgehalte an OBS abgeleitet werden können. Dazu müssten jedoch z.B. die Zusammenhänge zwischen Humusfraktionen und z.B. der Nitratauswaschung aus Böden systematischer als bisher untersucht werden.

Als vielversprechende Methoden zur Kennzeichnung von Fraktionen in der OBS, die zur Ableitung optimaler OBS-Gehalte geeignet erscheinen, können die C_{hwl} -, Permanganat-Methode und die Dichtefraktionierung angesehen werden. Für die Ermittlung/Festlegung eines Höchstgehalts an OBS sind Versuche zur N-Mineralisierung bei variablen Wasser- und Bodentemperaturen oder NIR-Spektrometrie die vielversprechendsten Methoden.

Weil eine wissenschaftliche, auf den quantitativen Beziehungen zwischen OBS-Gehalten von Böden und ihren Funktionen basierte Ableitung von Optimalwerten aufgrund fehlender Daten derzeit also nicht möglich ist, entwickelten wir in dieser Arbeit einen einfachen Schätzrahmen für OBS-Gehalte in Abhängigkeit von Bodenart klimatischer Wasserbilanz und Bewirtschaftungsintensität. Dieser Schätzrahmen erlaubt eine erste Klassifizierung der Versorgung von Böden mit OBS. Die Auswertung der umfangreichen Datensätze führte darüber hinaus zu einem einfachen Ansatz, um boden- und klimaspezifisch Anhaltswerte für stark erniedrigte und erhöhte C_{org} -Gehalte zu definieren.

Aus diesem Schätzrahmen ist z.B. ersichtlich, dass Kohlenstoff-Mindestgehalte von 2%, wie in den Entwürfen der „Working Group on Organic Matter“ vorgeschlagen, z.B. auf den meisten der in Brandenburg ackerbaulich genutzten Böden auch mit extrem hohen C-Zufuhren nicht erreichbar sind. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussionen zur Verwertung von organischen Abfällen auf Böden zu berücksichtigen. Für diese Böden liegt ein anzustrebender Gehalt nach unserer Einschätzung eher bei 1% C_{org} , wobei auch hier die Obergrenze an der N-Mineralisierung orientiert werden müsste.

Der C_{org} -Schätzrahmen ist bei lehmigen und tonigen Substraten noch mit Unsicherheiten verbunden; daher wäre es sinnvoll, den Schätzrahmen a) anhand unabhängiger Daten sowie b) direkt an ausgewählten Standorten zu überprüfen und ggf. weiter zu entwickeln. Eine Übertragung des Schätzrahmens auf die europäischen Klimagebiete erscheint fachlich sinnvoll. Auch sollte der Versuch unternommen werden, die Rolle des Unterbodens als Kohlenstoffspeicher besser zu berücksichtigen. Dazu würde es sich zunächst anbieten, vorhandene Datenbanken der BGR bzw. der geologischen Landesämter auszuwerten.

Nach einer globalen Inventur ließen sich zwischen 5 und 15% des emittierten Kohlendioxids über einen Zeitraum von 20 bis 50 Jahren in Oberböden binden. Inwieweit sich diese Angaben aufgrund der spezifischen Klimaabhängigkeit der C-Speicherkapazität der Böden auf Deutschland übertragen lassen, müsste weiter geprüft werden. In Deutschland könnte durch reduzierte Bodenbearbeitung der C-Vorrat terrestrischer Ackerböden einmalig um etwa 10% erhöht werden, was 37% der CO_2 -Äquivalent-Emissionen der BRD aus dem Jahr 2000 entsprechen würde. Da jedoch dieser Speicherungsprozess Jahrzehnte in Anspruch nehmen würde und die Menge bei veränderter Bodenbearbeitung wieder frei würde, erscheint das Klimapotenzial dieser Maßnahme zurzeit aber auf lange Sicht eher unbedeutend. Weitgehend unklar ist in diesem Zusammenhang das Speicherpotenzial von Unterböden.

Vor dem Hintergrund der aktuellen EU Diskussion zur „Soil Thematic Strategy“ ist von besonderer Bedeutung, dass sich die Gehalte an OBS in Abhängigkeit von den

Standortsbedingungen (Klima, Substrat) sehr stark, den Nutzungen (Wald, Grünland, Acker) stark und der Bearbeitungsweise (z.B. Pflug vs. pfluglos) weniger stark unterscheiden. Je tonreicher, niederschlagreicher und kühler ein Standort ist sowie je weniger der Boden bearbeitet wird, und je mehr organische Substanz ihm zugeführt wird (Wurzel- und Ernterückstände sowie organische Düngung), desto höhere Gehalte an OBS stellen sich ein. Bei feinkörnigen Böden ist jedoch der OBS-Gehalt unter Trockenheit am höchsten (Schwarzerden im „Steppenklima“). Einheitliche Grenzwerte über klimatische Regionen hinweg oder sogar für ganz Europa sind nicht angemessen. Wichtig ist aufgrund des überragenden Klimaeinflusses die regionale Differenzierung.

Aus der vorliegenden Arbeit lässt sich Forschungsbedarf für folgende Bereiche ableiten:

- 1) Identifizierung der qualitativer und quantitativer Zusammenhänge von OBS und seiner Fraktionen zu den Bodenfunktionen über das gesamte Bodenprofil (Oberboden/Unterboden)
- 2) Untersuchung und Bewertung von Einflussfaktoren, die die OBS und seine Fraktionen beeinflussen (Quellen-/Senkenfunktion)
- 3) Identifizierung, Entwicklung und Validierung geeigneter Methoden zur Kennzeichnung der für die Bodenfunktionen relevanten Fraktionen der OBS
- 4) Entwicklung bzw. Validierung geeigneter Prognosemodelle, mit denen die Entwicklung der OBS vorhergesagt werden kann.

9 Zusammenfassung

Die organische Bodensubstanz (OBS) ist von herausragender Bedeutung für nahezu alle Bodenfunktionen. Als potentielle Kohlenstoffsénke spielt sie darüber hinaus auch für die globale Klimaentwicklung eine Rolle. Der OBS-Gehalt von Böden ist nicht nur von Standort- und Klimafaktoren abhängig, sondern wird auch maßgeblich von der Bewirtschaftung beeinflusst.

Ziel dieser Literaturstudie war es daher

- die Abhängigkeit des OBS-Gehalts von Standort-, Klima- und Bewirtschaftungsfaktoren (Steuergrößen), wenn möglich, quantitativ zu erfassen,
- die aktuellen OBS-Gehalte (sowie deren Spannbreiten) der landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands in Abhängigkeit von Standort-, Klima- und Bewirtschaftungsfaktoren zu ermitteln,
- die Wirkungen der OBS auf Bodenfunktionen zusammenzufassen und möglichst zu quantifizieren,
- die weltweit bisher verfolgten Konzepte zur Ableitung von Optimalgehalten an OBS zu erfassen und zu bewerten,
- den Versuch zu unternehmen, Ober- sowie Untergrenzen des Optimalgehalts an OBS für landwirtschaftliche Böden in Deutschland abzuleiten,
- Methoden zur Charakterisierung der OBS hinsichtlich ihrer Eignung zur Ableitung von Ober- und Untergrenzen eines Optimalgehalts an OBS zu bewerten,
- die Bedeutung der OBS als Quelle bzw. Senke für klimarelevante Gase sowie die aufgrund des Klimawandels zu erwartenden Veränderungen der OBS-Gehalte darzustellen.

Die Prozesse, welche den OBS-Gehalt von Böden steuern, sind auf qualitativer Ebene weitgehend bekannt. So steigt der OBS-Gehalt je kühler und niederschlags- und tonreicher ein Standort ist, bei permanenter Wassersättigung kommt es zur Moorbildung. Schluffböden weisen jedoch unter Sommertrockenheit (Schwarzerden) höhere OBS-Gehalte auf als unter feuchterem Klima. Bodenbearbeitung und Abfuhr der Ernterückstände reduzieren den OBS-Gehalt. Jedoch können diese Prozesse bis heute nur teilweise quantitativ beschrieben werden. So existiert bisher kein OBS-

Simulationsmodell, das für alle Böden und Bewirtschaftungen Deutschlands anwendbar wäre.

Eine Literaturlauswertung zu den Wirkungen der OBS auf Bodenfunktionen ergab, dass die OBS die bodenfunktionsrelevanten Parameter (Biomasse und Aktivität von Bodenorganismen, Aggregation und Erosionsschutz, nutzbare Feldkapazität, Nährstoffspeicherung und Freisetzung, KAK, pH-Pufferung, Bindung von Schadstoffen sowie Abbau organischer Schadstoffe) in der Regel positiv beeinflusst.

Es können aber auch negative Wirkungen überhöhter Gehalte an OBS eintreten, wie z.B. Nitrat-Austrag aufgrund von N-Mineralisierung, welche den Pflanzenbedarf quantitativ oder zeitlich übersteigt. Es existieren jedoch bisher keine für Deutschland gültigen Pedotransferfunktionen, mit denen die Wirkung unterschiedlicher OBS-Gehalte auf o.g. Parameter vorhergesagt werden kann (möglicherweise mit Ausnahmen für die Wasserspeicherung und KAK).

Es ist jedoch zu erwarten, dass Teilfraktionen der OBS engere Beziehungen der zu o.g. Parametern aufweisen als der Summenparameter C_{org} . Allerdings liegen bisher zu wenige Daten vor, um Ober- und Untergrenzen für optimale OBS-Gehalte mittels anderer Fraktionen als C_{org} abzuleiten. Hierfür wäre ein speziell abgestimmtes Untersuchungsprogramm erforderlich. Als vielversprechende Methoden zur Kennzeichnung von Fraktionen in der OBS, die zur Ableitung optimaler OBS-Gehalte geeignet erscheinen, können die C_{hwl} , die Permanganat-Methode und die Dichtefraktionierung angesehen werden.

Aktuelle OBS-Gehalte landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland wurden aus Literaturdaten sowie Datenbanken ausgewertet und nach Bodenart und Klimaregion gegliedert. Unter Hinzunahme der Ergebnisse von Dauerversuchen wurde ein Schätzrahmen für mittlere C_{org} -Gehalte in Abhängigkeit von Bodenart, klimatischer Wasserbilanz und Düngungsintensität erarbeitet.

Im Hinblick auf die Klimadiskussion ist zu berücksichtigen, dass eine durch veränderte Bewirtschaftung mögliche Steigerung der C-Speicherung in Böden über Jahrzehnte mit abnehmenden Raten stattfinden würde, da der OBS-Gehalt asymptotisch einem neuen Gleichgewichtszustand zustrebt. Die jährlichen Speicherraten sind im Vergleich zur Freisetzung aus der Verbrennung fossiler Energieträger gering. Die höchste zusätzliche C-Speicherung könnte durch Nutzungsänderung (Acker in Grünland oder Wald) erzielt werden, der dabei gespeicherte Kohlenstoff würde jedoch bei erneutem Umbruch wieder freigesetzt.

10 Literatur

Achtnich, C., Bak, F. und R. Conrad (1995): Competition for electron donors among nitrate reducers, ferric iron reducers, sulfate reducers and methanogens in anoxic paddy soil. *Biology & Fertility of Soils* 19, 65-72

Ad-hoc-AG Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5)*. 5. Aufl., 438 S., Hannover

AG Boden (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4)*. 4. Aufl., Hannover, 392 S.

Ahmad, R., Kookana, R. S., Alston, A. M. und J. O. Skjemstad (2001): The nature of soil organic matter affects sorption of pesticides. 1. Relationships with carbon chemistry as determined by C-13 CPMAS NMR spectroscopy. *Environmental Science & Technology* 35, 878-884

Alef, K. (1991): *Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie, Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung*. ecomed, Landsberg

Alef, K. und Nannipieri, P. (1995): *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London

Amberger, A. (1996): *Pflanzenernährung*. Eugen Ulmer, Stuttgart

Amelung, W. und W. Zech (1999): Minimisation of organic matter disruption during particle-size fractionation of grassland epipedons. *Geoderma* 92, 73-85.

Anderson, J.P.E. und Domsch, K.H. (1978): A physiological Method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 215-221

Anderson, T. H. und K. H. Domsch (1989): Ratios of microbial biomass to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology & Biochemistry* 21, 471-479

Angers, D. A. und M. R. Carter (1996): Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils. In Carter, M.R. and B.A. Stewart (eds.): *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. *Advances in Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL, 193-211

Anonymus (1998): Regierungsentwurf: Bodenschutz und Altlastenverordnung - BBodSchV. In: Rosenkranz, D., Einsele, D. und H.-M. Harreb (Hrsg.): *Bodenschutz*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. vor 8005, 128

Armstrong, R. D., Kuskopf, B. J., Millar, G., Whitbread, A. M. und J. Standley (1999): Changes in soil chemical and physical properties following legumes and opportunity cropping on a cracking clay soil. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 39, 445-456

Armstrong-Brown, S., Cook, H.F. und S.G. McRae (1995): Investigations into soil organic matter as affected by organic farming in south-east England. In: Cook, H.F. and H.C. Lee (eds.): *Soil Management in Sustainable Agriculture*. Wye College Press, 189-200

Arshad, M. A. und S. Martin (2002): Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 88, 153-160

Arshad, M.A., Schnitzer, M., Angers, D. A. und J.A. Ripmeester (1990): Effects of till versus no-till on the quality of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 22(5), 595-599

Asmus, F. (1987): Zur Bereitstellung von Stickstoff aus der organischen Substanz des Bodens. In *Tagungsberichte* 257. Akademie der Landbauwissenschaften der DDR, Berlin.

Asmus, F. (1992): Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion. *Berichte der Landwirtschaft* 206, 127-139, Parey, Hamburg

Augustin J. und D. Eschner (2001): Enhancement of Carbon dioxide sink potential. In: Lozan, J. L., Graßl, H. and P. Hupfer (eds.): *Climate of the 21th Century: Changes and Risks*. Hamburg, 385-387

Augustin, J. (2001): Emission, Aufnahme und Klimarelevanz von Spurengasen. In: Succow, M. und H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

Augustin, J. (2003): Einfluss des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse in nordostdeutschen Niedermooren. In: *Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren*. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2/2003, 38-54

Augustin, J., Merbach, W., Steffens, L. und B. Snelinski (1998): Nitrous Oxide Fluxes of Disturbed Minerotrophic Peatlands. *Agribiol. Res.* 51 (1), 47-57

Augustin, J.; Merbach, W., Schmidt, W. Schmidt, W. und E. Reiming (1996): Effect of changing Temperature and Water Table on Trace gas emission from minerotrophic Mires. *Angew. Bot.* 70, 45-51.

Autorenkollektiv (1977): Empfehlungen zur effektiven Versorgung der Böden mit organischer Substanz. *Agrarbuch. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Leipzig.*

Autorenkollektiv (1987): Modell und Parameter der Umsetzung der organischen Substanz, der N-Speicherung und -Freisetzung in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der organischen Ausgangsstoffe, den Standortfaktoren und dem Ertrag. *Forsch.-Bericht. Forschungszentr. Bodenfruchtbarkeit. Müncheberg, Ber. Bad Lauchstädt. Unveröffentlicht.*

Bachmann, G., Bannick, C.G., Giese, E., Glante, F., Kiene, A., Konitzka, R., Rück, F., Schmidt, S., Terytzke, K., von Borries, D. (1998): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. *Bodenschutz und Altlasten, Band 4, Erich Schmidt Verlag, Berlin.*

Bailey, V.L., Smith, J.L. und H. Bolton (2002): Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biology and Biochemistry* 34(7), 997-1007

Baldock, J. A. und P. N. Nelson (2000): Soil organic matter. In Sumner, M.E. (ed.) *Handbook of soil science.* CRC Press, Boca Raton, B 25-85.

Balesdent, J., Chenu, C. und M. Balabane (2000): Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53(3-4), 215-230

Balesdent, J., Mariotti, A. und D. Boisgontier (1990): Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science* 41, 587-596

Ball, B.C., Lang, R.W., O'Sullivan, M.F. und M.F. Franklin (1995): Cultivation and nitrogen requirements for continuous winter barley on a Gleysol and a Cambisol. *Soil & Tillage Research* 13, 333-352

Bamforth, S. S. (2000): Protozoa. In Sumner, M.E. (ed.) *Handbook of soil science.* CRC Press, Boca Raton, C 45-C 52.

Bartels, R. (1994): Die landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden. *NNA-Berichte, 7. Jhrg., Heft 2, Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen, 49-54.*

Basch, G. und F. Tebrügge (2001): The importance of conservation tillage with regard to the Kyoto Protocol. International Meeting on Climate Change and the Kyoto Protocol, Evora, Portugal, <http://www.gkb-ev.de/Aktuelles/abstract-kyoto.pdf>

Bauer, A. und A. L. Black (1981): Soil carbon, nitrogen and bulk density comparison on two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland. Soil Science Society of America Journal 45, 1166-1170.

BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz- BBodSchG), BGBl I 1998, 502.

Beare, M. H., Hendrix, P. F. und D. C. Coleman (1994): Water-Stable Aggregates and Organic-Matter Fractions in Conventional-Tillage and No-Tillage Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58, 777-786.

Behrendt, A. (1995): Moorkundliche Untersuchungen an nordostdeutschen Niedermooren unter Berücksichtigung des Torfschwundes, ein Beitrag zur Moorerhaltung. Diss., Humboldt-Univ. zu Berlin, 170 S.

Behrendt, A., Mundel, G. und D. Hölzel (1994): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 200-208.

Bell, M. J., Moody, P. W., Connolly, R. D. und B. J. Bridge (1998): The role of active fractions of soil organic matter in physical and chemical fertility of Ferrosols. Australian Journal of Soil Research. 3, 809-819.

Bell, M. J., Moody, P. W., Yo, S. A. und R. D. Connolly (1999): Using active fractions of soil organic matter as indicators of the sustainability of Ferrosol farming systems. Australian Journal of Soil Research. 37, 279-287.

Benbi, D. K. und J. Richter (2002): A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. Biology and Fertility of Soils 35, 168-183.

Benito, E. and F. Diaz-Fierros (1992): Effects of cropping on the structural stability of soils rich in organic matter. Soil Tillage Res. 23, 279-287.

Besnard, E., Chenu, C., Balesdent, J., Puget, P. und D. Arrouays (1996): Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. European Journal of Soil Science. 47, 495-503.

Beyer, L. (1990): Die Standortsbewertung der biologischen Aktivität von Böden über die Ermittlung der Bodenatmung und der zellulolytischen Aktivität. Z. Pflanzen. Bodenk. 153, 261-269.

Blackmer, A. M. (2000): Bioavailability of nitrogen. In Sumner, M.E. (ed.): Handbook of soil science. CRC Press, Boca Raton, D 3-18.

Blair, G. J., Lefroy, R. D. B. und L. Lisle (1995): Soil carbon fractions, based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. Australian Journal of Agricultural Research. 46, 1459-1466.

Blair, G. J., Chapman, L., Whitbread, A. M., Ball-Coelho, B., Larsen, P., und H. Tiessen (1998): Soil carbon changes resulting from sugarcane trash management at two locations in Queensland, Australia and in North-East Brazil. Australian Journal of Soil Research. 36, 873-881.

Blevins, R.L., Thomas, G.W., Smith, M.S., Frye, W.W. und P.L. Cornelius (1983): Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. Soil & Tillage Research 3, 135-146.

Blume, H.-P., Müller, W., Borchert, H., Fleige, H., Horn, R. und H. Wolkewitz (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Paul Parey, Hamburg.

BMU (Hrsg.) (2000): Hydrologischer Atlas von Deutschland, Berlin.

Bossio, D.A., Horwath, W.R., Mutters, R.G. und C. van Kessel (1999): Methane pool and flux dynamics in a rice field following straw incorporation. Soil Biology & Biochemistry. 31, 1313-1322.

Bouchez, M., Blanchet, D., Haeseler, F. und J. P. Vandecasteele (1996): Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment - Microbial degradation. Revue De L Institut Francais Du Petrole. 51, 797-828.

Bowmann, R.A., Reeders, J.D. und R.W. Lober (1990): Changes in soil properties in a central plains rangeland soil after 3, 20 and 60 years of cultivation. Soil Science. 150(6), 851-857.

Boyle, J. J. und J. R. Shann (1998): The influence of planting and soil characteristics on mineralization of 2,4,5-T in rhizosphere soil. Journal of Environmental Quality. 27, 704-709.

Breitschuh, G. et al. (2000): Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele. UBA-Texte 50/00, Umweltbundesamt, Berlin, 130 S.

Briemle, G. (1986): Grünlandumbruch auf Moorböden – Raubbau und Stickstoffverschwendung. Allgäuer Bauernblatt, Kempten, 1304-1305.

Brunotte, J., Joschko, M., Rogasik, H. und C. Sommer (1996): Dem Boden „ins Maul geschaut“. Zuckerrübe 45 (1), 20-24.

BÜK 1000: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 2006): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000). – Digit. Archiv FISBo BGR; Hannover und Berlin

Burke et al. (1989): Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U. S. grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 800.

Burke, C., Yonker, C. M., Parton, W. J., Cole, C. V., Flach, K. und D. S. Schimmel (1989): Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 800-805.

Cabrera, M. L. (1993): Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 63-66.

Cambardella, C. A. und E. T. Elliott (1992): Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 777-783.

Cambardella, C. A. und E. T. Elliott (1993): Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 1071-1076.

Cannel, M. G. R. (2003): Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical, potential and achievable capacities globally, in Europe and the UK. Biomass and Bioenergy. 24, 97-116.

Cannell, R. Q. and J. D. Hayes (1994): Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. Soil & Tillage Research 30(2-4), 245-282

Capriel, P. (1997): Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. Eur. J. Soil Sci. 48, 457-462.

Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., Gronholz, J. und G. Zachmann (1995): Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1453-1458.

Carter, M. R. (1996): Analysis of soil organic matter storage in agroecosystems. In: Carter, M.R. and B.A. Stewart (eds.): *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL.

Carter, M. R. (2002): Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94, 38-47.

Carter, M. R., Angers, D. A., Gregorich, E. G. und M. A. Bolinder (2003): Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. *Can. J. Soil Sci.* 83, 11-23.

Carvahlo, M. und G. Basch (1995): Long term effects of two different soil tillage treatments on a vertisol in alentejo region of Portugal. Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West European countries. Tagungsband, Wissenschaftlicher Fachverlag Gießen.

Celi, L., Schnitzer, M. und Negre, M. (1997): Analysis of carboxyl groups in soil humic acids by a wet chemical method, Fourier-transform infrared spectrophotometry and solution-state carbon-13 nuclear magnetic resonance. A comparative study. *Soil Science*. 162, 189-197.

Chefetz, B., Deshmukh, A. P., Hatcher, P. G. und E. A. Guthrie (2002): Pyrene sorption by natural organic matter. *Environmental Science & Technology* 34, 2925-2930.

Chervet, A., Mauerer-Troxler, Ch., Hofer, P. und W. Sturny (2003): Demonstrationsversuch auf der Dauerbeobachtungsfläche „Oberacker“. Amt für Landwirtschaft des Kantons Bern, Abt. Umwelt und Landwirtschaft, <http://www.pfluglos.de/Direktsaat%20Oberacker.pdf>, Zugriff am 08.12.2003, 9:35 Uhr

Christensen, B. T. (1992): Physical fractionation of soil and organic matter in primary partical sizes and density separates. *Advances in Soil Science*. 20, 1-90.

Clark, M.S., Horwath, W.R., Shennan, C. und K.M. Scow (1998): Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agron. J.* 90, 662-671.

Claupen, W. und K. Baeumer (1990): Einfluß der Bodenbearbeitung auf den Stickstoffumsatz in Ackerböden. Tagungsbericht. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin 295, 145-159.

Cole, V., Cerri, C., Minami, K., Mosier, A., Rosenberg, N. und D. Sauerbeck (1996): Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson, R. T., Zinyowera, M. C., Moss, R. H. and D. J. Dokken (Eds.): Climate Change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change; scientific-technical analysis. Cambridge, 745-771.

Conteh, A., Lefroy, R. D. B. und G. J. Blair (1997): Dynamics of organic matter in soil as determined by variations in C-13/C-12 isotopic ratios and fractionation by ease of oxidation. Australian Journal of Soil Research. 35, 881-890.

Curtin, D., C. A. Campbell und D. Messer (1996): Prediction of titrable acidity and soil sensitivity to pH change. Journal of Environmental Quality 25, 1280-1284.

da Silva, A. P. und B. D. Kay (1997): Estimation the least imiting water range of soils from properties and management. Soil Sci. Soc. Am. J. 61, 877-883.

Davidson, E. et al. (1995): Group Report: What are the physical, chemical, and biological processes that control the formation and degradation of nonliving organic matter? In: C. Sonntag (ed): The Role of Nonliving Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle. John Wiley & Sons.

Davidson, E. A. und I. L. Ackermann (1993): Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. Biogeochemistry. 20, 161-193.

Davies, D. B. und R. Sylvesterbradley (1995): The contribution of fertilizer nitrogen to leachable nitrogen in the UK - a review. J. Sci. Food. Agric. 68, 399-406.

De Neve, S., Sleutel, S., Roibas, P., Chaves, M. R., Dagular, B., Vandervreken, A. and G. Hofman (2003): The influence of model choice and incubation time on the estimation of stable organic carbon in organic materials. Soil Biology & Biochemistry, submitted.

Debruck, J. (2003): Humuswirtschaft – Die organische Bewirtschaftung der Böden und Fruchtfolgen. Neue Landwirtschaft. 12, 42-44.

Degens, B. P. (1997): Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: A review. Aust. J. Soil Res. 35, 431-459.

del Rio, J. C., McKinnery, D. E., Knicker, H., Nanny, M. A., Minard, R. D. und P. G. Hatcher (1998): Structural characterization of bio- and geo-macromolecules by off-line thermochemolysis with tetramethylammonium hydroxide. *Journal of Chromatography*. 823, 433-448.

Delle Site, A. (2001): Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants. A review. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*. 30, 187-439.

Di, H. J., Aylmore, L. A. G. und R. S. Kookana (1998): Degradation rates of eight pesticides in surface and subsurface soils under laboratory and field conditions. *Soil Science*. 163, 404-411.

Dick, W. A. (1983): Organic carbon, nitrogen and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by soil tillage intensity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 102-107.

Dick, W. A., McCoy, E. L., Edwards, W. M. and R. Lal (1991): Continuous application of no-tillage to Ohio soils. *Agron. J.* 83, 65-73.

Diez, T., Beck, T., Brandhuber, R. Capriel, P. und M. Krauss (1997): Veränderungen der Bodenparameter im internationalen organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuch (IOSDV) Puch nach 12 Versuchsjahren. *Arch. Acker- Pfl. Bodenk.*: 41, 113-121.

Doran, J. W. (1980): Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 765-741.

Douglas, J. T. und M. J. Goss (1982): Stability and organic matter content of surface soil aggregates under different methods of cultivation and in grassland. *Soil & Tillage Re-search*. 2, 155-175.

Douglas, J. T., Jarvis, M. G., Howse, K. R. und M. J. Goss (1986): Structure of a silty soil in relation to management. *Journal of Soil Science*. 37, 137-151.

Droogers, P. und J. Bouma (1996): Biodynamic vs. conventional farming effects on soil structure expressed by simulated potential productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1552-1558.

DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblatt 238, ISSN: 0722-7167, 176.

ECAF - European Conservation Agriculture Federation (1999): Konservierende Bodenbearbeitung in Europa: Umweltrelevante, ökonomische und EU politische Perspektiven.

ECCP (2001): European Climate Change Programme (ECCP). Working Group on Sinks Related to Agricultural Soils. Executive Summary.

http://europa.eu.int/comm./environment/climat/execsummary_agricsoils.pdf.

Eggelsmann, R. (1978): Oxidativer Torfverzehr in Niedermoor in Abhängigkeit von Klima und mögliche Schutzmaßnahmen. *Telma*, 8, Hannover, 75-81

Ehrmann, O. (2002): Regenwürmer. In Sommer, M. et al. (Hrsg.): Böden als Lebensraum für Organismen - Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte. Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Stuttgart-Hohenheim, 13-52.

Ekschmitt, K. et al. (2001): Nematode community structure as indicator of soil functioning in European grassland soils. *Eur. J. Soil Biol.* 37, 263-268.

Elias, E. A., Alaily, F. und Siewert, C. (2002): Characteristics of organic matter in selected soil profiles from the Gezira Vertisols determined by thermogravimetry. *Int. Agrophysics*, 2002, 16, 20-24.

Ellerbrock, R. H., A. Höhn und J. Rogasik (1999): Functional analysis of soil organic matter as affected by long-term manorial treatment. *European Journal of Soil Science*, 50:65-71.

Elliott, E. T. und C. A. Cambardella (1991): Physical separation of soil organic matter. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 34, 407-419.

Emmerling, C. und D. Schröder (1999): Mikrobielle Biomasse, mikrobielle Aktivitäten sowie strukturelle und metabolische Vielseitigkeit von Bodenmikroorganismen in unterschiedlich intensiven Bodenbewirtschaftungssystemen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. 91, 597-600.

Emmerling, C. und U. Happpel (2002): Wie sich reduzierte Bodenbearbeitung auswirkt. *Ökologie und Landbau*. 124, 4.

Erickson, L. E., Davis, L. C. und M. Narayanan (1995): Bioenergetics and Bioremediation of Contaminated Soil. *Thermochimica Acta*. 250, 353-358.

Eschner, D., Siewert, V. und Sauerbrey, R. (1998): Einfluß von Torfart und Zersetzungsgrad auf Lachgas- und Methanemissionen. *Mitt. der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft* 88, 11-14.

EUSTS (2003): European Union Soil Thematic Strategy. Working Group on Organic Matter. Task Group 5 on Responses: Land Use Practices and soil organic matter. Interim Report, October 2003.

Finke, P., Hartwich, R., Dudal, R., Ibanez, J., Jamangne, M., King, D., Montanarella, L. und N. Yassoglou (1998): Georeferenced soil database for Europe Manual of procedures. Vers. 1.0. Report EUR Commission of the European Communities 18092, Research Report European Soil Bureau 5, Ispra, Italy.

Fischer, W.R. (1987): Standard potentials (E_o) of iron(III) oxides under reducing conditions. Zeitschrift Pflanzenernährung Bodenkunde. 150, 286-289.

Follett, R. F. (2001): Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. Soil & Tillage Research. 61, 77-92.

Forman, T. (1981): An introductory study of the bio-dynamic method of agriculture. Diploma Thesis, University of Sydney, New South Wales.

Franko, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker- Pfl. Boden. 41, 527-547.

Franko, U. (2003): CANDY Carbon balance, vorläufige Version, download unter: <http://www.bdf.ufz.de/index.php?de=877>.

Franzluebbers, A.J. (2002): Soil organic matter stratification ratio as indicator of soil quality. Soil & Tillage Research, 66, 95-106.

Gale, W. J., Cambardella, C A und T. B. Bailey (2000): Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 201-207.

Gamerding, A. P., Achin, R. S. und R. W. Traxler (1997): Approximating the impact of sorption on biodegradation kinetics in soil-water systems. Soil Science Society of America Journal 61, 1618-1626.

Garcia, C., Alvarez, C. E., Carracedo, A. und E. Iglésis (1989): Soil fertility and mineral nutrition of a biodynamic avocado plantation in Tenerife. Biological Agriculture and Horticulture 6, 1-10.

Gardner, J.C. und S.A. Clancy (1996): Impact farming practices on soil quality in North Dakota In: Methods for Assessing Soil Quality, Soil Science Society of America Special Publication 49, 337-343.

Gäth, S. und B. Schug (2000): Regionalisierung der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen am Beispiel des Cadmiums. Bodenschutz. 6-10.

GCTE SOMNET (2003): The official GCTE Soil Organic Matter Network Database. <http://saffron.rothamsted.bbsrc.ac.uk/cgi-bin/somnet-models>, Zugriff am 23.10.2003.

Geissler, G. (1980): Pflanzenbau – Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. Paul Parey, Berlin.

Gerhard, R.-A. (1997): A comparative analysis of the effects of organic and conventional farming systems on soil structure. Biological Agriculture and Horticulture 14 (2), 139-157.

Gerstengabe, F.W. und Werner, P.C. (2003): Klimaänderungen für die Station Burg Forschungsbericht des BMBF-Vorhabens GLOWA-Elbe.

Gerzabek, M.H., Habenauer, G. und H. Kirchmann (2001): Soil organic matter pools and carbon-13 natural abundances in particle-size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments. Soil Sci. Soc. Am. J. 65, 352-358.

Gerzabek, M.H., Pichlmayer, F., Kirchmann, H. und G. Habenauer (1997): The response of soil organic matter to manure amendment in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. Eur. J. Soil Sci. 48, 273-282.

Ghani, A., Dexter, M. und Perrott, K. W., (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biology & Biochemistry. 35, 1231-1243.

Gieska, M. (2003): Auswirkungen langjähriger Intensiv-Landwirtschaft auf das Gefüge von Lössböden - unter besonderer Berücksichtigung der Aggregatstabilität. Dissertation am Institut für Bodenkunde, Universität Hannover.

Giraldez, J.V., Gonzalez, P., Ordonez, R., de Hase, J. M. und A. Laguna (1995): Nutrient enrichment and straw evolution under reduced tillage in heavy clay soils of southern Spain. Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West European countries. Tagungsband, Wissenschaftlicher Fachverlag Gießen.

Goffman, P. M. (2000): Nitrogen in the environment. In M.E. Sumner (Hrsg.) Handbook of soil science. CRC Press, Boca Raton, C 190-C 200.

Goldstein, W.A: (1986): Alternative crops rotations and management systems for the Palouse. PhD Dissertation Washington State University.

Gregorich, E. G. und B. H. Ellert (1993): Light fraction and macroorganic matter in mineral soils. In: Carter, M. R. (ed.): Soil Sampling and Methods of Analysis. Lewis Publishers, Boca Raton, 397-407.

Gregorich, E. G., Carter, M. R., Angers, D. A., Monreal, C. M. und 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.

Grocholl, J. (1991): Der Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungssysteme auf den mikrobiellen Status von Böden verschiedener Standorte unter besonderer Berücksichtigung der C-Umsetzungen. Dissertation, Universität Giessen.

Grosse-Brauckmann, G. (1997): Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme. Telma 27, 183-215.

Guggenberger, G. und K. M. Haider (2001): Effect of mineral colloids on biogeochemical cycling of C, N, P, and S in soil. IUPAC Series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems: "Interactions between Soil Particles and Microorganism and Their Impact of the Terrestrial Environment". J.-M. B. P. M. Huang, and N. Senesi.

Guggenberger, G., Frey, S. D., Six, J., Paustian, K. und E. T. Elliott (1999): Bacterial and fungal cell-wall residues in conventional and no- tillage agroecosystems. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 1188-1198.

Hesse, H., Meier, H. und Zeeh, B. (2002): Spektroskopische Methoden in der organischen Chemie. Thieme, Stuttgart.

HAD (2002): Hydrologischer Atlas Deutschland, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg). Bonn.

Haider, K. (1996): Biochemie des Bodens. Enke, Stuttgart, 174 S.

Haitzer, M., Abbt-Braun, G., Traunspurger, W. und C. E. W. Steinberg (1999): Effects of humic substances on the bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons: Correlations with spectroscopic and chemical properties of humic substances. Environmental Toxicology and Chemistry. 18, 2782-2788.

Hamblin, A. P. und D. B. Davies (1977): Influence of organic matter on the physical properties of some East Anglian soils of high silt content. *Journal of Soil Science* 28, 11-22.

Handbuch der Bodenuntersuchung. Beuth-Verlag, Berlin.

Harris, P. A., Schomberg, H. H., Banks P. A. und J. Giddens (1995): Burning, tillage and herbicid effects on the soil microflora in a wheat soybean double-crop system. *Soil Biology and Biochemistry*. 27(2), 153-156.

Harrison, A.F. und K.L. Bockock (1981): Estimation of soil bulk density from loss-on-ignition values. *Journal of Applied Ecology*. 8, 919-927.

Hartmann, I., Wessolek G. und M. Renger (1986): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen, DFG-Bericht, unveröffentlicht.

Hassink, J. (1996): Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 487.

Hassink, J. (1997): The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*. 191, 77-87.

Havlin, J.L., Kissel, D. E., Maddux, L.D., Claassen, M.M. und J.H. Long (1990): Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*. 54, 448-452.

Haynes, R. J. und 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.

Haynes, R. J. und M. H. Beare (1996): Aggregation and organic matter storage in meso-thermal, humid soils. In Carter, M. R. and B.A. Stewart (eds.): *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, 213-262.

Heinemeyer O., Insam H., Kaiser E. A. und Walenzik G. (1989): Soil biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared. *Plant and Soil*. 116, 191-195.

Heinemeyer, O. (2003): Kann die konservierende Bodenbearbeitung einen Beitrag zum Klimaschutz leisten? Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Inst. F. Agrarökologie, Präsentation.

Helling, C. S., Chesters, G. und R. B. Corey (1964): Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. Soil Science Society of America Proceedings. 28, 517-520.

Heß, J. und J. Mayer (2003): Biologischer Landbau als Lösung der Stickstoffprobleme? Schriftenreihe der FAL. 43, 47-55.

Heumann, S. (2003): Parameterizing net N mineralization in NW German sandy arable soils with different former land uses. Dissertation, Universität Hannover.

Heumann, S., Böttcher, J. und G. Springob (2002): N mineralization parameters of sandy arable soils. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 165, 441-450.

Heumann, S., Böttcher, J. and G. Springob (2003): Pedotransfer functions for the pool size of slowly mineralizable organic N. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 166, 308-318

Hoegen, B. und W. Werner (1991): Chemische und mikrobiologische Charakterisierung des N-Haushalts langjährig begüllter bzw. mineralisch gedüngter Podsolflächen. VDLUFA-Schriftenreihe Vol. 33, Kongressband 1991, 263-268.

Holland, M. J. (2004): The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. Agriculture, Ecosystems and Environment, 103, 1-25.

Hollis, J. M., Jones, R. J. A. und R. C. Palmer (1977): The effects of organic matter and particle size on the water-retention properties of some soils in the West Midlands of England. Geoderma 17, 225-238.

Höper, H. und J. Blankenburg (2000): Emissionen klimarelevanter Gase aus niedersächsischen Mooren und Möglichkeiten der Reduzierung. NNA-Berichte, 13. Jg., Heft 2, Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen, 110-117.

Hur, J. M. und J. A. Park (2003): Effect of sewage sludge mix ratio on the biodegradation of diesel-oil in a contaminated soil composting. Korean Journal of Chemical Engineering 20, 307-314.

Hütsch, B. W. (1998): Sources and Sinks of Methane in German Agroecosystems in Context of the Global Methane Budget. Agrobiological Research. 51, 75-87.

IPCC (1996): Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

Isermann, K. (1993): Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase – Ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 69, 231-238.

Isermeyer, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 56, 26-38.

Izaurrealde, R.C., Solberg, E.D., Nyborg, M. und S.S. Mahli (1998): Immediate effects of topsoil removal on crop productivity loss and its restoration with commercial fertilizers. Soil & Tillage Research 46 (3-4), 251-259.

Jäggi, W. (1976): Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schweizer. Landw. Forschung 15 (314), 317-380.

Janssens, I. A., Freibauer, A., Ciais, Ph., Smith, P., Nabuurs, Folberth, G., Schlamadinger, B., Hutjes, R. W. A., Ceulemans, R., Schulze, E.-D., Valentini, R. und A. Dolman (2003): Europe's Terrestrial Biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. Science. 300 (5625), 1538-1542.

Janzen, H. H., Campbell, C. A., Gregorich, E. G. und B. H. Ellert (1998): Soil Carbon Dynamics in Canadian Agroecosystems. In R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follet und B.A. Stewart (Hrsg.): Soil Properties and the Carbon Cycle. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, 57-80.

Jastrow, J. D. (1996): Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. Soil Biology and Biochemistry. 28, 665-676.

Jastrow, J. D. and R. M. Miller (1998): Soil aggregate stabilization and Carbon sequestration: feedbacks through organomineral associations. In: Lal, R., Kimble, J. M.,

Finke, P.; Hartwich, R.; Dudal, R.; Ibáñez, J.; Jamagne, M.; King, D.; Montanarella, L. & Yassoglou, N. (1998): Georeferenced soil database for Europe manual of procedures. Vers. 1.0. Report EUR Commission of the European Communities 18092; Research report European Soil Bureau 5, Ispra(Italy), 170 S. + 1 Beil. in Rückentasche

Follet, R. F. and B.A. Stewart (eds.): Soil Properties and the Carbon Cycle. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, 207-223.

Jastrow, J. D., Boutton, T. W. und R. M. Miller (1996): Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 801-807.

Jenkinson, D. S. (1988): Soil organic matter and its dynamics. In: Waid, A. (Ed.): *Russell's soil conditions and plant growth*, 11. Ausgabe, Longman, Bunt Mill. p. 564-607.

Jenkinson, D. S. und D. S. Powlson (1976a): The effect of biocidal treatments on metabolism in soil-I. Fumigation with chloroform. *Soil Biology & Biochemistry*. 8, 167-177.

Jenkinson, D. S. und D. S. Powlson (1976b): The effect of biocidal treatments on metabolism in soil-V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry*. 8, 209-213.

Jenkinson, D. S. and J. H. Rayner (1977): The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*. 123, 298-305.

Jenkinson, D.S. und J.N. Ladd (1981): Microbial biomass in soils: measurement and turnover. *Soil Biochemistry*. 5, 415-471.

Jenny, H. (1980): *The soil resource*, Springer-Verlag.

Jørgensen R. G., Meyer B. und T. Müller (1992): Zeitgang der mikrobiellen Biomasse in der Ackerkrume einer mitteleuropäischen Löß-Parabraunerde. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*. Vol. 100.

Jørgensen, R. G. (1997): Die Beurteilung von Böden mit mikrobiologischen Parametern. *VDLUFA-Schriftenreihe, Kongressband 1997*. 767-770.

Jursch, H. (1997): Abschätzung der klimarelevanten Emissionen aus biogenen und nicht erfassten Quellen im Land Brandenburg. *Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg*, 26, 33. S., Potsdam.

Kaiser, E.-A., Eiland, F., Germon, J.C., Gispert, M. A., Heinemeyer, O., Henault, C., Lind, A. M., Maag, M., Saguer, E., Van Cleemput, O., Vermoesen, A. und C. Webster (1996): What predicts nitrous oxide emissions and denitrification N-loss from European soils? *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 541-547.

Kalbitz, K. und S. Knappe (1997): Einfluß der Bodeneigenschaften auf die Freisetzung der gelösten organischen Substanz (DOM) aus dem Oberboden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 160, 475-483.

Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B. und E. Matzner (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. Soil Science. 165, 277-304.

Kandeler, E., Eder, G. und M. Sobotik (1994): Microbial Biomass, N-Mineralization, and the Activities of Various Enzymes in Relation to Nitrate Leaching and Root Distribution in a Slurry-Amended Grassland. Biology and Fertility of Soils. 18, 7-12.

Karlen, D. L., Wollenhaupt, N. C., Erbach, D. C., Berry, E. C., Swan, J. B., Eash, N. S. und J. L. Jordahl (1994): Long-term tillage effects on soil quality. Soil & Tillage Research. 32, 313-327.

Karpouzias, D. G. und A. Walker (2000): Factors influencing the ability of *Pseudomonas putida* epl to degrade ethoprophos in soil. Soil Biology & Biochemistry. 32, 1753-1762.

Kästner, M. und B. Mahro (1996): Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils affected by the organic matrix of compost. Applied Microbiology and Biotechnology. 44, 668-675.

Kätterer, T., Reichstein, M., Andrén, O. und A. Lomander (1998): Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. Biology and Fertility of Soils. 27, 258-262.

Kay, B. D., da Silva, A. P. und J. A. Baldock (1997): Sensitivity of the structure of different soils to changes in organic carbon content: predictions using pedotransferfunctions. Can. J. Soil Sci. 77, 655-667.

Kay, B. D. und D. A. Angers (2000): Soil structure. In: Sumner, M. E. (ed.): Handbook of soil science, CRC Press, Boca Raton, 229-276.

Kay, B. D. und A. J. Van den Bygaart (2002): Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. Soil & Tillage Research. 66, 107-118.

Keeler, C. und Maciel, G. E. (2003): Quantitation in the solid-state C-13 NMR analysis of soil and organic soil fractions. Analytical Chemistry. 75, 2421-2432.

Kern, J.S. und M.G. Johnson (1993): Conservation tillage impact on national soil and atmospheric carbon levels. Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 200-210.

Kilian A., Gutser, R. und N. Claasen (1997): Erhöhte N₂O-Emissionen durch Kohlenstoffanreicherung von Ackerböden infolge organischer Düngung. In: Köpke, U. und J-A Eisele (Hrsg): 4. Wissenschaftliche Tagung Ökologischer Landbau, Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau, Bonn. 70-76.

Klüber, H.D. und R. Conrad (1998): Effects of nitrate, nitrite, NO and N₂O on methanogenesis and other redox processes in anoxic rice field soil. FEMS Microbiology Ecology 25, 301-318.

Kluge, B. (2003): Moorschwund und C-Verlust von entwässerten Niedermoorböden. Diplomarbeit am Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenschutz, Technische Universität Berlin, unveröff.

Kofalk, S. (1998): Einfluss von Bodenvariabilität und Relief auf Wasserhaushalt und Stickstoffgehalte eines Grundmoränenstandorts. Dissertation an der TU-Berlin, Bodenökologie und Bodengenese, Heft 29, 166pp.

Kögel-Knabner, I. (2000): Analytical approaches for characterizing soil organic matter. Organic Geochemistry. 31, 609-625.

Kögel-Knabner, I. und L. Beyer (1995): Bodenökologie und organische Substanz. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 78, 57-62.

Kögel-Knabner, I., Totsche, K. U. und B. Raber (2000): Desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil in the presence of dissolved organic matter: Effect of solution composition and aging. Journal of Environmental Quality. 29, 906-916.

Kolbe, H. (2004): Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Leipzig, Persönliche Mitteilung aus laufendem, unveröffentlichten Projekt.

Kolbe, H.: „Überprüfung und Anpassung Humus-Bilanzierungsmodelle. Fachmaterial Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft; 115 S.
(www.landwirtschaft.sachsen.de/Lfl)

Kookana, R. S., Phang, C. und L. A. G. Aylmore (1997): Transformation and degradation of fenamiphos nematicide and its metabolites in soils. Aust. J. Soil Res. 35, 753-761.

Kordel, W., Dassenakis, M., Lintemann, J. und S. Padberg (1997): The importance of natural organic material for environmental processes in waters and soils. Pure and Applied Chemistry. 69, 1571-1600.

Körschens, M. (1980): Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortsfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz, Dissertation, Akademie der Landbauwissenschaften der DDR, Bad Lauchstädt.

Körschens, M. (1995): Zur Frage optimaler Humusgehalte in Ackerböden. VDLUFA-Schriftenreihe, 157-160.

Körschens, M. (1997): Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluss auf Ertrag und Bodeneigenschaften. Arch. Acker- Pfl. Boden. 41, 435-463.

Körschens, M. (1999): Experimentelle Möglichkeiten zur Ableitung optimaler C_{org} -Gehalte in Ackerböden. In: Körschens, M. und E.-M. Klimanek (Hrsg.): Beziehungen zwischen organischer Bodensubstanz und bodenmikrobiologischen Prozessen. Ehrenkolloquium anlässlich des 60. Geburtstages von Frau Dr. habil. Eva-Maria Klimanek. UFZ, Umweltforschungszentrum, Leipzig-Halle, 75-94.

Körschens, M. and E. Schulz (1999): Die organische Bodensubstanz: Dynamik - Reproduktion - ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ, Umweltforschungszentrum, Leipzig-Halle.

Körschens, M. und U. Waldschmidt (1995): Ein Beitrag zur Quantifizierung der Beziehungen zwischen Humusgehalt und bodenphysikalischen Eigenschaften. Arch. Acker & Pflanzenbau u. Bodenkunde. 39, 165-173.

Körschens, M., Weigel, A. und E. Schulz (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - Tools for evaluating sustainable productivity of soils. Z. Pflanzen. Bodenk. 161, 409-424.

Krauss, M. und U. Hege (1999): Erträge und N-Verbleib im internationalen organischen Stickstoffdüngungsversuch (IOSDV) Puch. Arch. Acker. Pfl. Boden. 44, 457-471.

Kuntze, H. (1990): Moorkultivierung und konservierende Bodennutzung (Statusbericht). Arch. Acker- Pfl. Boden. 34 (8), 503-509.

Kuntze, H. (1993): Moore als Senken und Quellen für C und N. Mitt. Deut. Bodenk. Gesell. 69, 277-280.

Kyoto-Protokoll (1997): Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen.

Lal, R. (1997): Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil & Tillage Research* 43, 81-107.

Lal, R. et al. (1996): Soil processes and the carbon cycle. Ohio State University, CRC Press.

Larson, W. E. und F. J. Pierce (1991): Conservation and enhancement of soil quality, Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. IBSRAM Proc. 12, 2 Technical Papers. International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand, 175-203.

Lefroy, R. D. B., Blair, G. J. und W. M. (Strong 1993): Changes in Soil Organic-Matter with Cropping as Measured by Organic-Carbon Fractions and C-13 Natural Isotope Abundance. *Plant and Soil*. 156, 399-402.

Leifeld, J., Bassin, S. and J. Fuhrer (2003): Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland. *Schriftenreihe der FAL*. 44.

Leinweber P. und H. R. Schulten (1992): Pyrolysis-mass spectrometry studies on the formation of soil organic-matter, *Thermochimica Acta*. 200, 151-167.

Leinweber P., Schulten H. R. und M. Körschens (1994): Seasonal-variations of soil organic-matter in a long-term agricultural experiment, *Plant and Soil*. 160, 225-235.

Leinweber, P. und H. R. Schulten (1998): Advances in analytical pyrolysis of soil organic matter. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. 47, 165-189.

Leinweber, P., Schulten, H. R. und M. Körschens (1995): Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biol. Fertil Soils*. 20, 17-23.

Leithold, G. (1994): Wieviel Humus für die Böden. *Ökologie und Landbau*. 92, 5-7.

Leithold, G. und K. J. Hülsbergen (1997): Grundlagen und Methoden zur Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. In: U. Köpke und J.-A. Eisele (Hrsg), 4. Wissenschaftliche Tagung Ökologischer Landbau. *Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau*. Verlag Dr. Köster, Bonn, 56-62.

Leithold, G. und K.-J. Hülsbergen (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie und Landbau* 105, 32-35.

Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Maier, D. und Schönmeier, H. (1997): Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Heft 3, 19-28.

Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D. und H. Schönmeier (1996): Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Conference Proceedings „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion- Indikatoren Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen.

LGRB (2003): freundliche Überlassung der Daten durch das Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg.

Liebman, J. F. und M. Levy (1985): Pyrolysis and GC in Polymer Analysis. Dekker, New York.

Linn, D. M. und Doran, J. W. (1984): Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. Soil Sci. Am. J. 48, 1267-1272.

Lipson, D. A., Schmidt, S. K. und R. K. Monson (2000): Carbon availability and temperature control the post-snowmelt decline in alpine soil microbial biomass. Soil Biology & Biochemistry. 32, 441-448.

Logan, T.J., Lal, R. und W.A. Dick (1991): Tillage systems and soil properties in North-America. Soil & Tillage Research. 20, 241-270.

Loginow, W., Wisniewski, W., Gonet, S. S. und B. Ciescinska (1987): Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. Polish Journal of Soil Science. 20, 47-52.

Lord, E.I., Anthony, S.G. und G. Goodlass (2002): Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. Soil Use and Management. 18, 363-369.

Loveland, P. and 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.

LUA Brandenburg (1999): Abschätzung der klimarelevanten Emissionen aus biogenen und nicht erfassten Quellen im Land Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Heft 26, Potsdam, 33.

Lützow et al. (2006): Sonderband J. Plant Nutrition and Soil Science, 2008 in Press

Malinda, D. K. (1995): Factors in conservation farming that reduce erosion. *Aust. J. Exp. Agric.* 35, 969-978.

Mathieu, N., Powlson, D. S. und Randall E W (1999): Statistical analysis of published carbon-13 CPMAS-NMR spectra of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal.* 63, 307-319.

Marschner, B. (1999): Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) in soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde.* 162, 1-14

McKissock I., Gilkes, R.J. und W. van Bronswijk (2003): The relationship of soil water repellency to aliphatic C and kaolin measured using DRIFT. *Australian J. Soil Res.* 41, 251-265.

McTiernan, K. B. et al. (2003): Changes in chemical composition of *Pinus sylvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. *Soil Biology & Biochemistry.* 35, 801-812

Mendham, D. S., O'Connell, A. M. und T. S. Grove (2002a): Organic matter characteristics under native forest, long-term pasture, and recent conversion to Eucalyptus plantations in Western Australia: microbial biomass, soil respiration, and permanganate oxidation. *Australian Journal of Soil Research.* 40, 859-872.

Mendham, D. S., Sankaran, K. V., O'Connell, A. M. und T. S. Grove (2002b): Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology & Biochemistry.* 34, 1903-1912.

Meyer, K., Höper, H. und J. Blankenburg (2001): Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. In: Kratz, R. und J. Pfadenhauer (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 104-110.

Moreal, C.M. und H.H. Janzen (1993): Soil organic-carbon dynamics after 80 years of cropping a Dark Brown Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science.* 73, 133-136.

Moreno, F., J. M. Murillo, F. Pelegrin und I. F. Giron (2006): Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil & Tillage Research,* 85, 86-93.

Moron, A. und J. Sawchik (2002): Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. In: 17th World Conference of Soil Science, Bangkok, Thailand.

Mosier, A. R. (1993): State of Knowledge about Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Fields. Mitt. Deut. Bodenkundl. Gesell. 69, 201-208.

Mundel, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 20, 669-679.

Murage, E. W., Karanja, N. K., Smithson, P. C. und P. L. Woomer (2000): Diagnostic indicators of soil quality in productive and non-productive smallholders' fields of Kenya's Central Highlands. Agriculture Ecosystems & Environment. 79, 1-8.

Nichols, J. D. (1984): Relation of Organic Carbon to Soil Properties and Climate in the Southern Great Plains. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 1382-1384.

Nierop, K. G. J., Pulleman, M. M. und J.C.Y. Marinissen (2001): Management induced organic matter differentiation in grassland and arable soil: a study using pyrolysis techniques. Soil Biology & Biochemistry. 33, 755-764.

Nortcliff, S. (2003): Some considerations on threats to soil and its protection in Europe Bulletin of the European Land and Soil Alliance, 3-4.

Norton, J. M. (2000): Nitrogen mineralization immobilization turnover. In M.E. Sumner (Hrsg.) Handbook of soil science. CRC Press, Boca Raton, C 148-C 160.

Oades, J. M. and A. G. Waters (1991): Aggregate hierarchy in soils. Aust. J. Soil Res. 29, 815-828.

Oberholzer, H. R. und H. Höper (2000): Reference system for the microbiological evaluation of soils, Nachhaltige Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongressband. 19-34.

Okruszko, H. und P. Ilnicki (2003): The Moorsh Horizons as Quality Indicators of Reclaimed Organic Soils. In: Parent, L.-E. and P. Ilnicki (eds.): Organic Soils and Peat Materials for Sustainable Agriculture, CRC Press, 1-14.

Overesch, M., Broll, G. und H. Höper. (2002): Humusversorgung von ackerbaulich genutzten Dauerflächen in Niedersachsen, Möglichkeiten des Einsatzes von Kompost. Institut für Strukturforschung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA) Hochschule Vechta, Vechta.

Panikov, N. S. (1999): Understanding and prediction of soil microbial community dynamics under global change. *Appl. Soil Ecol.* 11, 161-176.

Pankhurst, C. E., Doube, B. M., Gupte, V. V. S. R. und P.R. Grace (eds.) (1994): Soil biota – management on sustainable farming systems. CIRSRO, East Melbourne, 221-239.

Papiernik, S. K., Gan, J. Y. und S. R. Yates (2002): Characterization of propargyl bromide transformation in soil. *Pest Management Science.* 58, 1055-1062.

Park, J. A., Hur, J. M., Jang, B. K. and B. S. Son (2001): Evaluation of compost addition and its effect on biodegradation of diesel-oil in contaminated soil composting. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 7, 127-136

Parton, W. J., Ojima, D. S. und D. S. Schimel (1996): Models to Evaluate Soil Organic Matter Storage and Dynamics. In: Carter, M. R. and Stewart, B. A. (Eds.): *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*, CRC Press, S. 421-484.

Patrick, W.H. und A. Jugsujinda. (1992): Sequential Reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese and iron in flooded soil. *Soil Science Society of America Journal.* 56, 1071-1073.

Perminova, I. V., Grechishcheva, N. Y. und V. S. Petrosyan (1999): Relationships between structure and binding affinity of humic substances for polycyclic aromatic hydrocarbons: Relevance of molecular descriptors. *Environmental Science & Technology.* 33, 3781-3787.

Petelkau, H. (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschadverdichtungen, in: *Bodenbearbeitung und Bodenschutz*, Kuratorium für Technik und Bauswesen in der Landwirtschaft, Arbeitspapier 266.

Peters, V. und R. Conrad (1996): Sequential reduction processes and initiation of CH₄ production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology & Biochemistry.* 28, 371-283.

Petruzzelli, L., Celi, L., Cignetti, A. und F. A. Marsan (2002): Influence of soil organic matter on the leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Journal of Environmental Science and Health, Part B - Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes.* 37, 187-199.

Prochnow, A. (1999): Landschaftspflege in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. *Angepasstes Befahren von Niedermoorgrünland. Schriftenreihe des Landschafts-Fördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung e.V., Heft 3, Eigenverlag*, 106

Puget, P., Besnard, E. und C. Chenu (1996): Particulate organic matter fractionation according to its location in soil aggregate structure. *Comptes Rendus De L' Academie Des Sciences Serie II Fascicule a- Sciences De La Terre Et Des Planetes*. 322, 965-972.

Puget, P., Angers, D. A. und C. Chenu (1999): Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 31, 55-63.

Puget, P., Chenu, C. und J. Balesdent (2000): Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *European Journal of Soil Science*. 51, 595-605.

Pulleman, M. M., Bouma, J., van Essen, E. A. und E.W. Meijles (2000): Soil organic matter content as a function of different land use history. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 689-693.

Raber, B. und I. Kögel-Knabner (1997): Influence of origin and properties of dissolved organic matter on the partition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Europ. J. Soil Sci.* 48, 443-455.

Rasmussen, P. E. und C. R. Rohde (1988): Long-term tillage and nitrogen fertilization effects on organic nitrogen and carbon in a semiarid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1114-1117.

Rasp, H. (1976): Physikalische Kenngrößen eines Standortes, ihre Beziehung zum Ertrag und einigen chemischen Bodendaten. *Landwirtschaftliche Forschung* 29, 169-187.

Ratzke, U. und Knickmeyer, E. H. (2002): Höhenverluste von Niedermooren durch langjährige Grünlandentwässerung und –nutzung. *Wasser & Boden* 54/4, 27-32.

Rauhe, K. (1969): Der Einfluß des Futterbaues sowie der organischen Düngung auf den C- und N-Gehalt des Bodens im Fruchtfolgeversuch Seehausen. *Albrecht-Thaer-Archiv* 13, 455-462.

Raupp, J. (1995): The long-term trial in Darmstadt. Mineral fertilizer composted manure and composted manure plus all biodynamic preparations. In: Raupp, J. (ed.): *Proceedings of the Concerted Action AIR3-CT94-1940, Fertilization Systems in Organic Farming*, Institute of Biodynamic Research Darmstadt, 28-36.

Reganold, J. P. (1988): Comparison of soil properties as influenced by organic and conventional farming systems. *American Journal of Alternative Agriculture*. 3, 144-155.

Reganold, J. P. (1995): Soil quality and farm profitability studies of biodynamic and conventional farming. In: Cook, H.F. and H. C Lee (eds.): *Soil Management in Sustainable Agriculture*. Wye College Press, 1-11.

Reichelt, H. (1990): Dauerversuche auf Berglehmbraunerde im Erzgebirge. In: *Dauerfeldversuche - Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer* (2. Aufl.), Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin.

Reicosky D. C. und Forcella, F. (1998): Cover crop and soil quality interactions in agroecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation* 53(3), 224-229.

REM (2003a): Register of Ecological Modelling.

http://eco.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/somnet/soil_input.html, Zugriff am 17. Mai 2003.

REM (2003b): Register of Ecological Modelling.

http://eco.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/somnet/landuse_input.html, Zugriff am 17. Mai 2003.

REM (2003c): Register of Ecological Modelling.

http://eco.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/somnet/soil_output.html, Zugriff am 17. Mai 2003.

Remmler M., Kopinke F. D. und Stottmeister U. (1995): Thermoanalytical Methods for characterizing hydrocarbon-sludge-soil mixtures. *Thermochimica Acta*. 263, 101-112.

Renger, M. (1965): Berechnung der Austauschkapazität der organischen und anorganischen Anteile der Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 110, 10-26.

Renger, M., Wessolek, G. und R. Sauerbrey (2003): Einfluss des Grundwasserflurabstandes auf Kohlenstoff- und Stickstofffreisetzung von Niedermooren. *Wasser und Boden*. 55, 39-47.

Renger, M., Wessolek, G., List, B. und R. Seyfert (1987): Beziehung zwischen Bodenfarbe und Humusgehalt. *Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell.* 55, 821-826

Renger, M., Wessolek, G., Schwärzel, K., Sauerbrey, R. und C. Siewert (2002): Aspects of peat conservation and water management. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 487-493.

Rhoton, F. E., Bruce, R. R., Buehring, N. W., Elkins, G. B., Langdale, C. W. und D. D. Tyler (1993): Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems. *Soil & Tillage Research.* 28, 51-61.

Richnow, H. H. et al. (1997): Organic pollutants associated with macromolecular soil organic matter: Mode of binding. *Organic Geochemistry.* 26, 745-758.

Riek, W., Wessolek, G., Renger, M. und Facklam, M. (1992): Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus Basisdaten auf der Grundlage von bodenkundlichen Labordatenbanken. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, unveröffentlicht.

Ringe, H., Springob, G., Mohnke, M. und W. Raue (1992): N-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Wassereinzugsgebiet Fuhrberger Feld mit und ohne Berücksichtigung der Stickstoff-Mineralisation über Winter. *Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell.* 68, 119-122.

Rogasik, J., Dämmgen, U. und M. Lüttich (1995): Ökosystemare Betrachtungen zum Einfluß klimatischer Faktoren und veränderter Intensität der Landnutzung auf Quellen- und Senkeneigenschaften von Böden für klimarelevante Spurengase. Symposium Klimaveränderung und Landwirtschaft - Wechselwirkungen, mögliche Entwicklungen und Handlungserfordernisse, *Ökologische Hefte der Landw.-Gärtn. Fak.*, Heft 3, Humboldt-Univ. zu Berlin, 37-57.

Rosenbrock, P., Martens, R., Buscot, F., Zadrazil, F. und J. C. Munch (1997): Enhancing the mineralization of [U-C-14]dibenzo-p-dioxin in three different soils by addition of organic substrate or inoculation with white-rot fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology.* 48, 665-670.

Ryan, M. (1999): Is an enhanced soil biological community, relative to conventional neighbours, a consistent feature of alternative (organic and biodynamic) agricultural systems? *Biol. Agric. Hortic.* 17, 131-144.

Sakamoto, K. und Y. Oba (1991): Relationship between the amount of organic material applied and soil biomass content. *Soil Science and Plant Nutrition.* 37, 387-397.

Sauerbeck, D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick. In: *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*, Band 4, Humushaushalt, Paul Parey, Hamburg, S. 13-29.

Sauerbeck, D. und K. Haider (1992): Schlußbetrachtung und Generaldiskussion. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, Humushaushalt, Paul Parey, Hamburg, S. 168-179.

Sauerbeck (2001): CO₂ emissions and C sequestration by agriculture – perspectives and limitations. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 60, 253-266.

Sauerbrey, R., Lehrkamp, H., Eschner, D. und J. Zeitz (1998): Nachhaltige Landnutzung in den Niedermoorgebieten Brandenburgs? Ökologische Hefte der Landw.-Gärtn. Fak., Humboldt-Universität zu Berlin. Heft 9, 57-62.

Scheffer, B. (1994): Zur Stoffdynamik von Niedermoorböden. NNA-Berichte, 7. Jg., Heft 2, Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen, 67-73.

Scheffer, F. und P. Schachtschabel (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag.

Scherer, H. W., Werner, W. und A. Kohl (1988): Einfluß langjähriger Gülledüngung auf den Nährstoffhaushalt des Bodens. 1. Mitteilung: N-Akkumulation und N-Nachlieferungs-vermögen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 151, 57-61.

Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. und R. Margesin (1996): Methods in soil biology. Springer-Verlag, Berlin.

Schlesinger, W. H. (1999): Carbon and agriculture: Carbon Sequestration in Soils. Science. 284 (5423), 2095.

Schlichting E., Blume H.-P. und K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Auflage, Blackwell, Berlin.

Schmid, M., Neftel, A. und J. Fuhrer (2000): Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft, Schriftenreihe der FAL 33, 131 S.

Schmidt, M. W. I. und A. G. Noack (2002): Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. Global biogeochemical cycles. 14, 777-793.

Schmidt, W. (1997): Die Niedermoore in Mecklenburg-Vorpommern als Schutzgut und als Quelle stofflicher Belastungen. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell. 83, 119-122.

Schnieder, E. (1990): Die Dauerversuche in Thyrow. In: Dauerfeldversuche. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin, 205-229.

Scholz, A. (1989): Moornutzung und Moorerhaltung als Aufgaben der Forschung. In: Intensivierung der Futterproduktion – Ergebnisse und Aufgaben: 40 Jahre Institut Paulinenaue. Paulinenaue, 25-35.

Schulten, H.-R., Hempfling, R., Haider, K., Gröbblinghoff, F.F., Lüdemann, H.-D. und R. Fründ (1990): Characterization of cultivation effects on soil organic matter. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 153, 97-105.

Schulz, E. (1990): Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tag. Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295, 269-275.

Schulz, E. (1997): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. Arch. Acker-Pfl. Boden. 41, 465-484.

Schulz, E. (2003): Persönliche Mitteilung über Datenauswertung im Rahmen des UBA-Vorhabens 20271264.

Schulz, E.; Deller, B. und G. Hoffmann (2003): Heißwasserextrahierbarer Kohlenstoff und Stickstoff (A4.3.2). In: VDLUFA - Methodenbuch I. 4. Teillieferung, VDLUFA - Verlag, Bonn.

Schwertmann, U., Volg, W. und M. Kainz (1987): Bodenerosion durch Wasser. Eugen Ulmer, Stuttgart.

Seiffert, S., Kohl, R., Delschen, T. und W. Dinkelberg (2003): LABO Vollzugshilfe zu den Anforderungen an das Aufbringen von Materialien auf und in den Boden gemäß § 12 BBodSchV. Bodenschutz, 4-9.

Seyfarth, W., Joschko, M., Rogasik, J., Höhn, W., Augustin, J. und S. Schroetter (1999): Bodenökologische und pflanzenbauliche Effekte konservierender Bodenbearbeitung auf sandigen Böden. ZALF-Berichte, Nr. 39.

Shaw J. N., Truman C. C. and D. W. Reeves (2002): Mineralogy of eroded sediments derived from highly weathered Ultisols of central Alabama. Soil & Tillage Research. 68, 59-69.

Shepherd, M.A., Harrison, R. and J. Webb (2001): Managing soil organic matter – implications for soil structure on organic farms. *Soil Use and Management*. 18, 284-292.

Siebner, C. S., Düwel, O. und J. Utermann (2002): Humusklassen in Oberböden Deutschlands: bundesweite Auswertung von Punktinformationen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Siewert, C. (1995): Untersuchungen zur thermischen und biologischen Stabilität der organischen Bodensubstanz. *Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Gesell.* 76, 449-453.

Siewert, C. (1999): Thermogravimetrische Analyse der organischen Bodensubstanz an Schwarzerden der Uckermark. In: Schmidt, R., Bork, H.-R. und U. Fischer-Zuikov (Hrsg.): Paläoböden und Kolluvien auf glazialen Sedimenten Nordostdeutschlands. ZALF-Bericht Nr. 37, Müncheberg, 57-61.

Siewert, C. (2000): Diagnostik menschlicher Eingriffe in Ökosysteme mittels thermogravimetrischer Bodenanalyse. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Band 30, 2000, 196-197.

Siewert, C. (2001): Investigations of the thermal and biological stability of soil organic matter. *Habil., TU-Berlin*, Shaker Verlag, Berlin.

Siewert, C. (2002): Method for determining the qualitative composition of the organic soil substance of mineral soils. App. No.: 09/601,256; PCT Filed: Jan. 30 (1998; PCT Pub. No.: WO99/39180, Aug. 5 (1999; Patent No.: US 6,382,830 B1; (erteilt am 7. Mai 2002).

Siewert, C. (2004a): Persönliche Mitteilung.

Siewert, C. (2004b): Rapid scanning of soil properties using thermogravimetry. *Soil Science Society of America Journal*, in press.

Siewert, C. und T. Nitschke (1998): Bodenbewertung mittels Thermischer Analyse. *Laborpraxis*, Juli/August, 46-50.

Siewert, C. und J. Zeitz (2003): Überlegungen zur experimentellen Unterscheidung naturnaher und genutzter Böden mittels Thermogravimetrie. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Band 102, Heft 2, S. 797-798.

Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S. J., Gregorich, E. G., Paul, E. A. and K. Paustian (2002a): Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1981-1987.

- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. und K. Paustian (2002b): Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*. 241, 155-176.
- Six, J., Elliott, E. T. und K. Paustian (1999): Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1350-1358.
- Six, J., Elliott, E. T. und K. Paustian (2000): Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*. 32, 2099-2103.
- Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. und J. W. Doran (1998): Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1367-1377.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S. M., Sa, J. C. D. und A. Albrecht (2002c): Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomy*. 22, 755-775.
- Six, J., Guggenberger, G., Paustian, K., Haumaier, L., Elliott, E. T. und W. Zech (2001): Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. *European Journal of Soil Science*. 52, 607-618.
- Skjemstad, J. O., Clarke, P., Taylor, J. A., Oades, J. M. und Newman R H (1994): The removal of magnetic-materials from surface soils - A solid-state C-13 CP/MAS NMR-Study. *Australian J. Soil Research*. 32, 1215-1229.
- Smith, P. (2004): Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *Europ. J. Agronomy*. 20, 229-236.
- Smith, P. et al. (1997): A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*. 81, 153-225.
- Smith, P., Goulding, K. W., Smith, K. A., Powlson, D. S., Smith, J U., Falloon, P. und K. Coleman (2001): Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 60, 237-252.
- Soane, B. D. (1990): The role of organic matter in soil compactability – a review of some practical aspects. *Soil & Tillage Research*. 16, 179-201.

Sommer, C. (1999): Konservierende Bodenbearbeitung – ein Konzept zur Lösung agrarrelevanter Bodenschutzprobleme. *Landwirtschaft und Bodenbearbeitung*, 1, 15-19.

Sparks, D. L. (1995): *Environmental soil chemistry*. Academic Press, San Diego.

Sparling, G., Vojvodic-Vukovic, M. und L. A. Schipper (1998): Hot-water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*. 30, 1469-1472.

Sparling, G., Parfitt, R. L., Hewitt, A. E. and Schipper, L. A. (2003): Three approaches to define desired soil organic matter contents. *Journal of Environmental Quality*. 32, 760-766.

Springob, G., Brinkmann, S., Engel, N., Kirchmann, H. und J. Böttcher (2001): Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture and history of land-use. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 681-690.

Springob, G., und H. Kirchmann (2002): C-rich sandy Ap horizons of specific historical land use contain large fractions of refractory organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*. 34, 1571-1581.

Springob, G. und H. Kirchmann (2003): Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. *Soil Biology & Biochemistry*. 35, 629-632.

Stanford, G und Smith, S. J. (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal*. 36, 465-472.

Stangroom, S. J., Lester, J. N. und C. D. Collins (2000): Abiotic behaviour of organic micropollutants in soils and the aquatic environment. A review: I. Partitioning. *Environmental Technology*. 21, 845-863.

Steffens, G. (1980): Feldversuche und Messungen mit Grundwasserlysimetern auf humosen und lehmigen Sandböden Nordwest-Deutschlands zur Ertragswirkung und Auswaschung von N, P, K, Na, Cl und organisch gebundenem C bei Düngung mit Schweinegülle in steigenden Gaben. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*. Vol. 65.

Steinle, P., Thalmann, P., Hohener, P., Hanselmann, K. W. und G. Stucki (2000): Effect of environmental factors on the degradation of 2,6-dichlorophenol in soil. *Environmental Science & Technology*. 34, 771-775.

Stemmer, M., Gerzabek, M. H. und E. Kandeler (1998): Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained after low-energy sonication. *Soil Biology and Biochemistry*. 30, 9-17.

Stevenson, F. J. (1994): *Humus chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons.

Strebel, O., Böttcher, J. und W. H. M. Duijnsveld (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes. UBA-Texte 46/93.

Swift, R. S. (1996): Organic matter characterization. In: Sparks, D. L. (ed.): *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods*. Soil Sci. Soc. Am. and American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.

Tanchandrphongs, S. und M. Davidson (1970): Bulk density, aggregate stability and organic matter content as influenced by two wheatland soil management practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 34, 302-305.

Tebrügge (2003): Pflugverzicht im Dauertest. *Neue Landwirtschaft*, 11/2003, dlv, Berlin, 50-53.

Tebrügge, F. und R. A. Düring (1999): Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany. *Soil & Tillage Research*. 53, 15-28.

Thermogravimetrische Bodenanalyse im Internet: www.tgba.de, www.csiewert.de.

Thiele, S. und G. W. Brümmer (1998): PAH decrease in soil samples from different polluted industrial sites by activating the autochthonous microflora. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 161, 221-227.

Thimm, C. (1979): Humusgehalte und -mengen in den Ap-Horizonten ostniedersächsischer Sandbodentypen in Abhängigkeit von Standortfaktoren und Nutzungsbedingungen, Diplomarbeit, Universität Göttingen.

Tisdall, J. M. und J. M. Oades (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*. 33, 141-163.

Trettin, C. C., Song, B., Jurgensen, M. F. und C. Li (2001): Existing Soil Carbon Models Do Not Apply to Forested Wetlands. General Technical Report SRS-46, United States Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.

Umweltministerium MV (2003): Landschaftsökologische Grundlagen und Ziele zum Moorschutz in M-V, Kapitel 3: Eigenschaften und Funktionen entwässerter Moore (Fortsetzung),

<http://www.um.mv-regierung.de/moore/grundlagen/pages/gz-kapitel3-teil2.html#fortsetzung>

Urban, H., Hartl, W. und W. Wenzl (2001): Umweltmonitoring (Mobile Mapping) und digitalisierte Basisanalytik – innovative Ermittlungsverfahren von biologischen Standort- und Prozessparametern für ein umfassendes GIS zur Optimierung ökologisch orientierter Landbewirtschaftung. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Schriftenreihe. 9, 237-242.

Utermann, J., Düwel, O., Fuchs, M., Gäbler, H.-E., Gehrt, E., Hindel, R. & J. Schneider (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Forschungsbericht 29771010, UBA-FB 99-066. UBA Texte 95/99, 141 pp.

Van der Peijl, M.J. und J.T.A. Verhoeven (1999): A model of carbon, nitrogen and phosphorus dynamics and their interactions in river marginal wetlands. Ecological Modelling. 118, 95-130.

Vance, E. D., Brookes, P. C. und D. S. Jenkinson (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology & Biochemistry 19, 703-707

VDLUFA (2004): Körschens, M. et al.: Humusbilanzierung – Methode zur Beurteilung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA Standpunkt. Bonn, 2004

Vleeshouwers, L. M. und A. Verhagen (2002): Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. Global Change Biology. 8, 519-530.

von Lützow, M., Leifeld, J., Kainz, M., Kögel-Knabner, I. und J. C. Munch (2002): Indications for soil organic matter quality in soils under different management. Geoderma 105, 243-258.

Wagner, B., Gutser, R., Schmidhalter, U. und Nätscher L. (2000): Einsatzmöglichkeiten der NIR-Spektroskopie zur Erfassung verschiedener N-Potenzialgrößen in landwirtschaftlich genutzten Böden. VDLUFA-Kongressband, 169-176.

Wendland, F., Albert, H., Bach, M. and R. Schmidt (eds.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag, Berlin.

Wenzl, W. (1990): Extraktion und Charakterisierung von stickstoffreichen Nichthuminstoffen einer Braunerde. VDLUFA Schriftenreihe II/X, Kongressband Berlin, 337-344.

Wenzl, W. (1994): Eine neue Methode zur Bestimmung der stickstoffreichen Nichthuminstoffe („Nährhumus“) mit der nahen Infrarotreflexionsspektroskopie. VDLUFA Schriftenreihe 38, Kongressband, 309-312.

Wenzl, W. (1995): Nahe Infrarotanalyse zur Bestimmung der Standortdynamik löslicher organischer Bodenbestandteile. VDLUFA Schriftenreihe 40, Kongressband, 323-326.

Werner, W., Scherer, H. W. und D. Drescher. (1985): Untersuchungen über den Einfluß langjähriger Gülledüngung auf N-Fractionen und N-Nachlieferung des Bodens. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau 155, 137-144

Wessolek, G., Gerstengarbe, F. W. und P. C. Werner (1998): A new climate scenario model and its application for regional water balance studies. Proceedings of the second international conference on climate and water, Espoo, Finland, Vol I, 160-171.

Wessolek, G., Riek, W. und M. Renger (1994): Neue Ergebnisse zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. Standortökologische Untersuchungen als Beitrag zu Landeskultur und Umweltschutz. Tagungsband der Universität Rostock, 53-61.

Wessolek, G; Siewert, C. (2001): Diagnostik von Artefakten in der organischen Bodensubstanz. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 96, Heft 1, 2001, S. 47-50.

Wessolek, G., Schwärzel, K. Renger, M., Sauerbrey, R. und C. Siewert (2002): Soil hydrology and CO₂ release of peat soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 494-500.

West, T. O. und W. Post (2002): Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 1930-1946.

Whitbread, A. M., Blair, G. J. und R. D. B. Lefroy (2000): Managing legume leys, residues and fertilisers to enhance the sustainability of wheat cropping systems in Australia 2. Soil physical fertility and carbon. Soil & Tillage Research. 54, 77-89.

Wilcke, (2000): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil - a review. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 163, 229-248.

Wischmeier, W. H. und D. D. Smith (1978): Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. USDA Handbook Nr 537.

Wlodarczyk, T., Stepniewska, Z., und M. Brzezinska (2003): Denitrification, organic matter and redox potential transformations in Cambisols. *Int. Agrophysics*. 17, 219-227.

Zeitz, J. (1997): Zur Geochemie von Mooren. In: Matschullat, J., Tobschall, H. J. und H.-J. Voigt (Hrsg.): *Geochemie und Umwelt*. Springer Verlag, 75-94.

Ziechmann, W. (1980): *Huminstoffe: Probleme, Methoden, Ergebnisse*. Verlag Chemie, Weinheim.

Zsolnay, A. (1996): Dissolved humus in soil waters. In: Piccolo, A. (ed.): *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Chapter 4, Elsevier Science B.V., 171-223.

Zsolnay, A. und H. Görlitz (1994): Water extractable organic matter in arable soils: Effect of drought and long-term fertilization. *Soil Biology and Biochemistry*. 26, 1257-1261.

Zsolnay, A. und H. Steindl (1991): Geovariability and Biodegradability of the Water-Extractable Organic Material in an Agricultural Soil. *Soil Biology & Biochemistry*. 23, 1077-1082.

11 Anhänge

11.1 Anhang 1: Methoden zur Charakterisierung der OBS

Für die Bestimmung der organischen Substanz in Böden gibt es vielfältige Methoden.

Jede der im Folgenden aufgeführten Methoden ist in der Lage, eine oder mehrere Fraktionen der OBS zu erfassen. Die potenzielle Eignung einer Methode zur Beschreibung von Ober- bzw. Untergrenzen von OBS in Böden ergibt sich dann aus den Fraktionen, die mit ihr erfasst werden können (Tab. A-1). In Tab. A-1 sind außerdem für alle Methoden weitere Charakteristika aufgelistet, die ihre mögliche Eignung für eine breite Anwendung zur Ableitung einer Ober- bzw. Untergrenze des optimalen OBS-Gehalts anzeigen. Als Kriterien zur Bewertung der unterschiedlichen Verfahren wurden benutzt:

- Grad der Standardisierung der Methode
- Vergleichbarkeit der mittels der Methode auf unterschiedlichen Standorten gewonnenen Werte (sei es direkt oder nach Anwendung standorttypischer Korrelationen zu Bodenfunktionen)
- bislang vorhandene Datenbasis
- erforderlicher apparativer und manueller Aufwand.

Im Anschluss an die beiden Tabellen erfolgt eine ausführliche Darstellung der Methoden, die neben einer Kurzbeschreibung auch die durch sie erfassten OBS-Fraktionen mit Literaturzitaten belegt. Auch die anderen Bewertungen der Tab. A-1 (o.g. Charakteristika) werden dort ausführlich begründet.

Wie im Kap. 2.2 dargestellt, hängt die Ausprägung von Boden(teil)funktionen bzw. relevanten Parametern selten von der OBS in ihrer Gesamtheit ab, sondern vielmehr von einzelnen Fraktionen der OBS. Daher ist eine Ober- oder Untergrenze für den optimalen OBS-Gehalt eher an einer limitierenden Fraktion festzumachen als an der OBS in ihrer Gesamtheit (vgl. Kap. 4).

Eine Obergrenze für den OBS-Gehalt wird sich unter den Bedingungen der Landwirtschaft am ehesten an einer Nährstoff-Nachlieferung, die quantitativ oder zeitlich über den Pflanzenentzug hinausgeht und damit zu einer Belastung anderer Umweltmedien (besonders dem Grundwasser) führt, zu definieren sein. Aufgrund der hohen Mobilität von Nitrat bzw. der klimaschädigenden Wirkung von N_2O ist diesbezüglich sicherlich zuerst die N-Mineralisierung zu beachten. Hier sind die OBS-Fraktionen beteiligt, die eher leicht mineralisierbar sind.

Im Gegensatz dazu kommen für die Beschreibung von Untergrenzen an OBS eher die Fraktionen in Betracht, die sich nicht mehr stark verändern und deren physikalische

Eigenschaften im Vordergrund stehen. Während Sandböden besonders auf die Wasser- und Nährstoffspeicherung der OBS angewiesen sind, gilt für alle Böden, dass sich ihre Aggregatstabilität (und damit der Grad der Erosionsanfälligkeit) sehr stark und die Lebensraumfunktion für Bodenorganismen sogar ausschließlich auf die leicht umsetzbare Fraktion der OBS stützen. Eine Übersicht zu den OBS-Fractionen und deren Auswirkungen auf die Bodenfunktionen zeigt die Tab. A-1.

Die Eignung der verschiedenen Methoden, die für eine Ableitung von Ober- und Untergrenzen für die OBS in landwirtschaftlichen Böden herangezogen werden können, wird nachfolgend in Tab. A-2 dargestellt.

Anhänge

Tab. A - 1: Funktionaler Zusammenhang zwischen Fraktionen der OBS und kritischen Bodenfunktionen (oben). Daraus leitet sich die Eignung einer Fraktionen zur Ermittlung der Ober- bzw. Untergrenze des OptimalGehalts an OBS ab (unten).

Prozesse & Bodenfunktionen	Fraktionen der OBS					
	C _{org}	Stabilisierte	Leicht Umsetzbare	Mikrobielle Biomasse	Molekulare Gruppen	Kurz- & Mittelfristig mineralisierbarer Stickstoff
Stickstoff-Auswaschung	-	-	-	-	-	+
Lebensraum für Bodenorganismen	-	-	+	+	-	-
Aggregation & Erodierbarkeit	-	o	+	+	o	-
Wasser-Speicherung	+	+	+	-	o	-
Eignung für Obergrenze an OBS	-	-	-	-	-	+
Eignung für Untergrenze an OBS	(-)	-	+	+	-	-

3-stufige Bonitur:

+/o/- steht oben für starken/geringen/keinen funktionalen Zusammenhang zwischen der Fraktion und der Bodenfunktion.

+/- steht unten für geeignet/ungeeignet zur Ableitung einer Ober- bzw. Untergrenze, () schwächen die Bewertung ab.

Anhänge

Tab. A - 2: Übersicht über die Bewertung der Methoden für ihre Eignung zur Ableitung von Ober- bzw. Untergrenze des optimalen Gehalts an OBS

Bewertungskriterium		Erfasste Fraktion	Indikatorwirkung		Standardisierung	Vergleichbarkeit d. Erg. anderer Standorte	Datenbasis	Apparativer Aufwand	Arbeitsaufwand
	Methode		Eignung für Untergrenze	Eignung für Obergrenze					
Indikator	C _{org}	Gesamt	-	-	++ (DIN ISO)	++	++	+/-	+
	Huminstoffanalyse	chem. stabilisiert	-	-	+/-	++	+	+	-
	Brutversuch	leicht abbaubare	+	-(N-Mineralisation+)	0 (DIN ISO)	++	+	+/-	+/-
	C _{mik} (SIR-Methode)-	C _{mik}	+	-	++ (DIN ISO)	+	+	+/-	++
	C _{mik} (FE-Methode)	C _{mik}	+	-	++ (DIN ISO)	++	++	+/-	+
	C _{mik} (FI-Methode)	C _{mik}	+	-	+	0	+	+/-	+
	Thermogravimetrie	leicht abbaubare + stabilisierte	+	-	-	+	-	-	+
	(FT-) IR	molekulare Gruppen	-	+(NIR)	-	+(NIR)	--	--	++
	NMR	molekulare Gruppen	-	-	-	0	-	--	++
	py-GC-MS	molekulare Gruppen	-	-	-	0	-	--	++
	C _{hwf}	leicht abbaubare	+	- ?	+(VDLUFA)	?	0-	+	+/-
	C _{kwl}	leichtest abbaubare	?	-	-	?	-	+/-	+
	Phosphat-Puffer	„Nichthuminstoffe“	?	?	0	?	-	+/-	+
	Permanganat	leicht abbaubare + stabilisierte	++	-	0	+/-	0-	+	+
	physikal. Trennverf.	leicht abbaubare + stabilisierte	++	-	-	?	+	+	--
	französische Norm	Streustoffe (nicht in Böden!)	-	-	++ (Norm)	+	?	+	--

5-stufige Bonitur, die Kennzeichnung wurde so gewählt, dass sich eine geeignete Methode durch möglichst viele „+“ auszeichnet, also ist auch ein geringer Aufwand mit + gekennzeichnet. Ist der Aufwand für verschiedene Submethoden/Instrumentierungen unterschiedlich zu bewerten, so ist er mit +/- gekennzeichnet.

11.1.1 Gesamtgehalt des Kohlenstoffes

a) Elementaranalyse – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung

Kurzbeschreibung

Im Boden vorhandener Kohlenstoff wird durch Aufheizen im sauerstoffhaltigen, CO₂-freien Gasstrom bei mindestens 900 °C zu CO₂ oxidiert. Das freigesetzte CO₂ wird mittels Titrimetrie, Gravimetrie, Konduktometrie, Gaschromatographie oder Infrarot-Spektrometrie bestimmt. Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffs erfolgt nach Entfernen des Carbonats oder durch Abzug des separat ermittelten Carbonat-Kohlenstoffs. Die Vorbereitung der Bodenprobe umfasst Lufttrocknung und Sieben auf 2 mm. Ist bei der Bestimmung des organischen Kohlenstoffs der Carbonatgehalt unbekannt, so ist das Carbonat vorher mit Salzsäure zu entfernen. Dafür wird Salzsäure im Überschuss zugegeben und mit der luftgetrockneten Bodenprobe gemischt. Dieses Gemisch wird 4 h stehen gelassen und dann 16 h bei 60 °C bis 75 °C getrocknet.

Erfasste Fraktionen

Durch diese Methode wird der Gesamtkohlenstoff bzw. durch Subtraktion oder vorheriges Entfernen des Carbonats der organische Kohlenstoff ermittelt.

Grad der Standardisierung

Diese Methode ist ein international vereinheitlichtes Verfahren (DIN ISO 10964), das dem derzeitigen Stand der Technik entspricht. Diese Norm wird in der BBodSchV, Anhang 1, Abschnitt 3.1.3 aufgegriffen.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

In Anhang A der DIN ISO 10964 sind die Ergebnisse von Laboratoriumsvergleichsuntersuchungen, die 1993 von der Landwirtschaftlichen Universität Wageningen, Niederlande, durchgeführt wurden, aufgeführt. In dieser Vergleichsuntersuchung wurden von fünf Bodenproben aus unterschiedlichen Ländern der Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff durch neun Laboratorien bestimmt.

Es fehlen derzeit noch vergleichbare Untersuchungen zu gerätespezifischen Unterschieden. Diese Fehlerquelle wird aber als gering eingeschätzt.

Datenbasis

Wird als sehr gut eingeschätzt, da es seit einigen Jahren für Mineralböden die Standard-Methode ist.

Aufwand

Für diese Methode ist ein relativ hoher technischer Aufwand notwendig. Für die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs bzw. organischen Kohlenstoffs wird ein Gerät zur Verbrennung der Probe bei mindestens 900 °C, einschließlich eines Detektors für das freigesetzte Kohlenstoffdioxid, benötigt.

Anmerkung: Einige moderne Geräte sind geeignet, den organischen und anorganischen Kohlenstoff getrennt in einem Messdurchgang zu bestimmen, indem die Temperaturen schrittweise erhöht und die Messung des Kohlenstoffdioxids kontinuierlich erfolgt.

b) Bestimmung des Glühverlustes

Kurzbeschreibung

Eine bei 105°C getrocknete Bodenprobe wird bei 550°C geblüht. Der Massenverlust ergibt den Glühverlust. Die organische Bodensubstanz entspricht dem Glühverlust und kann somit mit dieser Methode direkt bestimmt werden.

Die luftgetrocknete Bodenprobe wird auf 2 mm gesiebt und danach bei 105°C bis zur Massekonstanz getrocknet. Anschließend kommt die Probe in den Muffelofen, wo die Temperatur schrittweise auf 550°C gebracht wird. Bei dieser Temperatur wird die Probe 2 h bis 4 h bis zur Massekonstanz erhitzt.

Erfasste Fraktionen

Es wird die organische Bodensubstanz als Massenanteil in Prozent bestimmt.

Grad der Standardisierung

Diese Methode ist ein international vereinheitlichtes Verfahren (DIN ISO 19684).

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Dieses einfache Verfahren findet für die Bestimmung der organischen Bodensubstanz bei tonarmen, humusreichen und carbonatfreien Böden sowie bei Torfen Anwendung; sie ist weniger für Böden mit höherem Gips-, Ton- oder Sesquioxidgehalt geeignet, da diese Minerale im relevanten Temperaturbereich Kristallwasser abgeben. Soll der Gehalt an OBS und nicht der C_{org} -Gehalt bestimmt werden, so ist in Böden mit hohen Gehalten an OBS diese Methode der Ableitung der organischen Bodensubstanz aus dem organischen Kohlenstoff überlegen, da der Kohlenstoffgehalt der organischen Bodensubstanz variabel ist (Gregorich et al., 1994).

Datenbasis

Für humusreiche Böden sehr gut.

Aufwand

Für diese Methode ist ein nur geringer technischer Aufwand nötig, es werden folgende Geräte benötigt: Trockenschrank, Muffelofen, Exsikkator und Waage. Der Aufwand zur

Auswertung hingegen ist etwas hoch, da neben der organischen Bodensubstanz das Kristallwasser von Mineralen sowie Masseverluste durch die Zerstörung von Tonmineralen und anderen Mineralen mit erfasst werden. Dies kann korrigiert werden, indem diese Masseverluste abgezogen werden. Dafür ist der Ton- bzw. Gipsgehalt zu bestimmen.

c) Bestimmung des Kohlenstoffgehalts durch nasse Veraschung

Kurzbeschreibung

Die Bodenprobe wird mit $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ oxidiert (Lichterfelder Methode). Die entstehenden Cr^{3+} -Ionen werden kolorimetrisch (DIN 19684) oder titrimetisch bestimmt. Bei der nassen Veraschung wird die gemahlene Bodenprobe in einem Messkolben mit 20 ml konzentrierter H_2SO_4 und 25 ml 2 M $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ versetzt. Der Kolben mit dem Gemisch wird auf einem Sandbad bei 145-150°C erhitzt. Nach dem Abkühlen wird der Kolben mit Wasser aufgefüllt. Um die Cr^{3+} -Konzentration zu bestimmen, werden 10-20 ml der Lösung zentrifugiert und in einer Küvette bei 590 nm gegen den Blindwert mit einem Spektralphotometer bzw. Filterphotometer gemessen. Der dem ermittelten Cr^{3+} -Gehalt entsprechende Kohlenstoffgehalt wird einer Eichkurve entnommen.

Erfasste Fraktionen

Mit dieser Methode werden genau genommen die von oxidierbaren Verbindungen abgegebenen Elektronen gezählt, also außer organischem Kohlenstoff auch reduzierte N-, S-, Fe- und Mn-Verbindungen. Auch kann die mittlere Oxidationszahl des organischen Kohlenstoffs von „null“ verschieden sein. Dennoch werden immer wieder gute Übereinstimmungen mit den anderen Methoden festgestellt.

Grad der Standardisierung

DIN 19 864 Teil 2 liegt seit 1977 vor.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Für fast alle Böden anwendbar, bei höheren Gehalten an Graphit, Kohle oder Ruß ist zu beachten, dass mit dieser Methode nur ca. 10% des elementaren Kohlenstoffs mit erfasst werden. Bei Böden, die hohe Gehalte an reduzierten N-, S-, Fe- und Mn-Verbindungen enthalten oder die mittlere Oxidationszahl von organischem Kohlenstoff deutlich von „null“ abweicht, könnte die Übertragbarkeit eingeschränkt sein. Jedoch zeigen Kontrolluntersuchungen immer wieder eine ausreichende Übereinstimmung mit der Elementaranalyse (Schlichting et al., 1995).

Datenbasis

Sehr hoch, weil diese Methode über Jahrzehnte die Standardmethode für Mineralböden war. Viele kleinere Institute, bei denen sich die Anschaffung einer teuren Analysetechnik nicht lohnt, verwenden nach wie vor diese Methode.

Aufwand

Für diese Methode ist nur ein relativ geringer technischer Aufwand in Form von üblichen Laboratoriumsgeräten und Chemikalien nötig, dafür ist der Arbeitsaufwand etwas höher als bei den anderen Methoden.

Bemerkungen

Die Arbeit im Labor mit konzentrierter H_2SO_4 ist weniger empfehlenswert, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ist sehr gesundheitsschädlich.

11.1.2 Huminstoffanalyse / -fraktionierung

Kurzbeschreibung

Huminstoffe sind dunkelgefärbte amorphe organische Kolloide der Größenordnung $<2\ \mu\text{m}$ mit großer spezifischer Oberfläche. Da bislang ihre chemische Struktur kaum aufgeklärt ist, teilt man die Huminstoffe vorläufig nach Farbe und Verhalten gegenüber Laugen und Säuren ein. Man unterscheidet dabei in Humine, Huminsäuren (bzw. Humate als deren Salze) und Fulvosäuren (bzw. Fulvate als deren Salze), die sich gegenüber Laugen und Säuren wie folgt verhalten:

- Humine laugeunlöslich
- Huminsäuren laugelöslich, säurefällbar
- Fulvosäuren laugelöslich, nicht säurefällbar

Die zur Gewinnung von Huminstoffen aus Böden notwendigen Operationen verursachen eine Folge tiefgreifender und keinesfalls immer in Einzelheiten bekannter Vorgänge und Veränderungen. Huminstoffe sind nicht isolierte Bestandteile eines Gemenges, sondern auf vielerlei Art mit Substanzen ihrer Umwelt verbunden. Die Huminstoffe können fraktioniert oder als Gesamtheit bestimmt werden. Die Vorgehensweise zur fraktionierten Extraktion der Huminstoffe zeigt beispielhaft die folgende Abb. A-3.

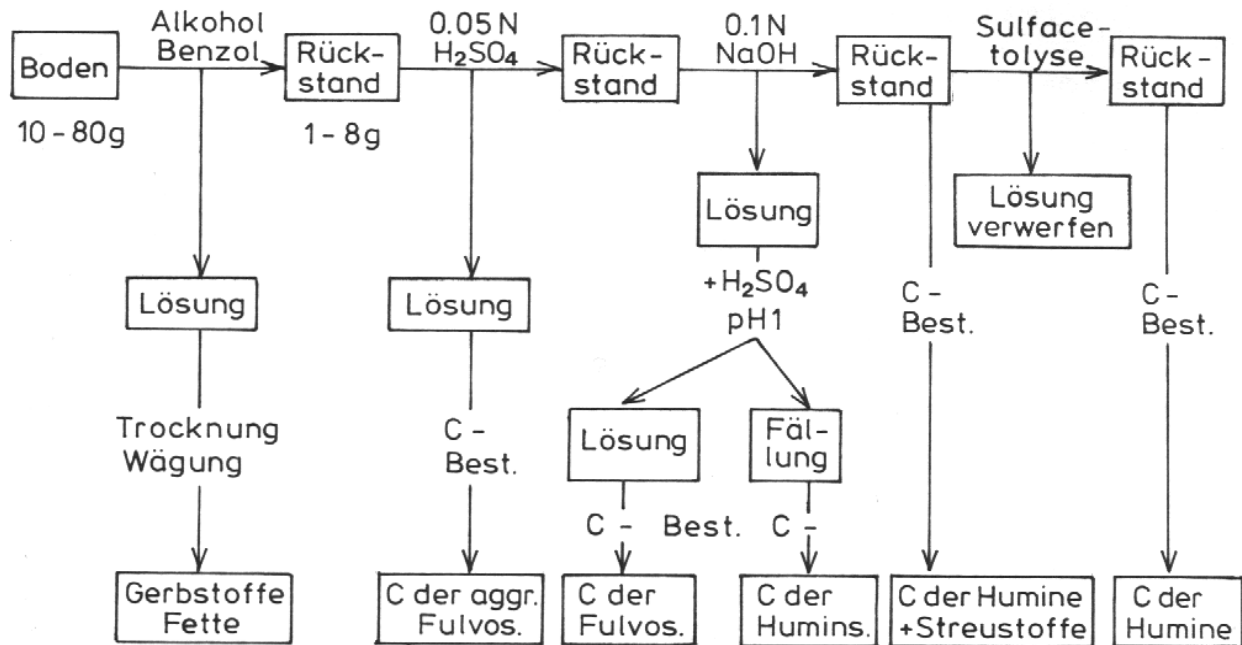


Abb. A - 1: beispielhafter Arbeitsgang bei der Huminstofffraktionierung (nach Schlichting, 1995)

In Ziechmann (1980) werden außerdem die Verfahren der Ca-fällenden Salze (keine Fraktionierung), die Dispergierung von H-Brücken bildenden Substanzen, sowie die Verwendung von organischem Lösungsmittel aufgeführt.

Ergänzend soll die Bestimmung des Humifizierungsgrades genannt werden. Bei dieser Bestimmung werden keine Fraktionen, sondern eine grobe Messung aller Huminstoffe durchgeführt. Die Huminstoffe werden dabei mit NaOH + Na-Oxalat extrahiert und die Farbintensität des Extraktes wird photometrisch bestimmt. Bei dieser Methode wird unterstellt, dass die gelösten Huminstoffe als repräsentativ für alle angesehen werden können und dass keine anderen färbenden Stoffe in Lösung gehen. Außerdem muss angenommen werden, dass die extrahierten Huminstoffe in allen Proben in ihrem optischen Verhalten unter sich und mit dem Standardpräparat übereinstimmen. Keine dieser Voraussetzungen kann als wirklich gegeben angesehen werden. Es gibt jedoch keine andere Methode, die ebenso einfach wäre.

Erfasste Fraktionen

Erfassung der Gesamtheit der Huminstoffe oder fraktioniert in Humine, Huminsäuren oder Fulvosäuren. Die Fraktionen sind recht heterogen, deren Bestandteile meist gleitende Übergänge zu anderen Fraktionen zeigen.

Außerdem werden in der Fulvosäurefraktion Zucker, Stärke sowie z.T. Eiweiß erfasst, in der Huminstofffraktion z.T. Eiweiße sowie Cellulose- und Ligninderivate. Die Gehalte an Huminen sind abhängig von den gewählten Bedingungen (z.B. von der NaOH-Konzentration). Dazu kommt, dass auch Streustoffe ähnliche Löslichkeitseigenschaften besitzen. Es können H₂SO₄- und NaOH-lösliche Streustoffe miterfasst werden.

Grad der Standardisierung

Für die Huminstofffraktionierung existiert keine internationale Norm, aber die Methode der International Humic Substance Society (IHSS) wird allgemein akzeptiert (Swift, 1996).

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Die Methode ist für alle Böden anwendbar. Da in kalkhaltigen Böden die Huminsäuren vielfach unlösliche Calciumhumate bilden, ist hier deren alkalische Extraktion stark verringert und kann durch eine Extraktion mit alkalischer Natriumpyrophosphat-Lösung deutlich verbessert werden.

Datenbasis

Wird als sehr gut eingeschätzt, da die Huminstofffraktionierung schon seit langem durchgeführt wird. Es wird jedoch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse bezweifelt.

Aufwand

Hoher zeitlicher und apparativer Aufwand.

11.1.3 Kohlenstoff-Mineralisierung, Respiration, Basalatmung

Kurzbeschreibung

Die Bodenprobe wird auf einen optimalen Wassergehalt (i.d.R. 55% der Wasserhaltekapazität (WHK)) eingestellt und meist bei 22 oder 25 °C bebrütet. Während der Inkubation wird durch unterschiedliche Apparaturen entweder die CO₂-Bildung (Heinemeyer et al., 1989; Isermeyer, 1952; Jäggi, 1976) (Wösthoff-Apparatur, Respirocond oder Gaschromatograph) oder der O₂-Verbrauch (Sapromat) gemessen. In DIN 19737 (Handbuch der Bodenuntersuchung) sind alle genannten Messverfahren zugelassen. Es muss unterschieden werden zwischen Methoden, welche die Atmung kontinuierlich (Heinemeyer et al., 1989) (Wösthoff-Apparatur, Respirocond, Sapromat und i.d.R. gaschromatographische Messung) erfassen und solchen, welche lediglich die Atmungssumme integriert über einen Versuchszeitraum erfassen (Isermeyer, 1952; Jäggi, 1976). Bei den beiden letzten wird das freigesetzte CO₂ in Lauge adsorbiert und nach Versuchsende die restliche Lauge zurücktitriert. Man kann bei diesen Methoden mehrere Versuchszeiträume hintereinander schalten und so ebenfalls einen Zeitverlauf der Atmung bestimmen.

Erfasste Fraktionen der OBS

Es wird die über den Messzeitraum umgesetzte Fraktion erfasst. Die kontinuierlichen Messverfahren erlauben eine Anpassung kinetischer Modelle an die Daten. So können unterschiedlich stabile Pools (die sich in der Halbwertszeit unterscheiden) mengenmäßig erfasst werden. Im anderen Fall kann nur die bis zum jeweiligen

Zeitpunkt freigesetzte C-Menge angegeben werden, die aber weder eine Interpolation noch eine Extrapolation der Atmung zulässt.

Grad der Standardisierung

DIN 19737 liegt seit 2001 vor. Allerdings ist dort für den Wassergehalt lediglich eine Spanne von 40-60% WHK und für die Inkubationstemperatur von 20-30 °C empfohlen. In dieser Spanne liegen auch die anderen Vorschriften. Allein zwischen 20 und 30°C können sich aber die Atmungsraten um den Faktor 2-5 (-10) unterscheiden.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Im Prinzip sehr gut, da die gesuchte Größe direkt gemessen wird. Allerdings sind nur Messungen direkt vergleichbar, die unter identischen Bedingungen (Temperatur, Wassergehalt, Zeitspanne) gewonnen wurden. Da meist auch unterschiedlich lange inkubiert wird, ist es ratsam, ein kontinuierliches Verfahren zu wählen und durch Anpassen eines kinetischen Modells, Poolgrößen und Ratenkonstanten zu ermitteln. Letztere sind auch vergleichbar, wenn unterschiedlich lange inkubiert wurde. Diese Größen fließen auch in Humus-Modelle ein. Zur Berechnung der Atmungsraten im Feld muss aber die Abhängigkeit der Atmungsrate von Temperatur und Wassergehalt bekannt sein. Methoden, bei denen CO₂ in Lauge absorbiert wird (Isermeyer, 1952; Jäggi, 1976) (Respirocond), haben als Fehlerquelle möglicherweise eine abiotische CO₂-Freisetzung, beispielsweise aus Carbonaten. Beim Sapromat dagegen wird die O₂-Aufnahme gemessen. Diese muss nicht identisch mit der CO₂-Freisetzung sein, sondern beinhaltet beispielsweise die Netto-Nitrifikation.

Datenbasis

Sehr hoch (im ISI-WOS finden sich für den Zeitraum 1988-2003 mehr als 3500 peer-reviewed Artikel über Bodenatmung).

Aufwand

Für die kontinuierlichen Methoden sind relativ teure Messgeräte erforderlich, die aber mit vergleichsweise wenig Arbeitsaufwand kontinuierliche Daten mehrerer bis vieler Proben gleichzeitig liefern. Die Laugenfalle-Methoden sind dagegen arbeitsintensiv, benötigen aber lediglich eine standardmäßige Laborausrüstung.

11.1.4 Mikrobielle Biomasse

a) Substrat-Induzierte-Respiration (SIR)

Anderson und Domsch (1978)

Kurzbeschreibung

Der Boden wird mit soviel Glukose versetzt, dass die Enzymsysteme der physiologisch aktiven Mikroorganismen gesättigt sind und mit maximaler Rate atmen. Die Atmungsrate kann mittels verschiedener Geräte und Ausrüstungen bestimmt werden. Die maximale Rate bleibt über mehrere Stunden stabil, bevor sie durch Vermehrung der Organismen weiter ansteigt. Aus dieser Plateau-Atmungsrate kann die metabolisch aktive Biomasse berechnet werden. Da nicht alle Böden den typischen Atmungsverlauf zeigen, muss jeweils der Verlauf der Atmung über 6-8 Stunden erfasst werden, um die niedrigste Atmungsrate zu ermitteln. Aus dieser Atmungsrate [$\text{ml CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$] wird die metabolisch aktive Biomasse [$\text{mg C}_{\text{mik}} \text{ kg}^{-1} \text{ Boden}$] berechnet:

$$(17) \quad C_{\text{mik}} = \text{Rate} \times 40,04 + 0,37$$

Die Konzentration, ab welcher Glukose osmotisch hemmend wirkt, kann für unterschiedliche Böden recht verschieden sein kann, daher muss die optimale Glukosekonzentration, bei der die Bodenorganismen mit maximaler Rate atmen, für jeden Boden neu ermittelt werden. Meistens wird empfohlen die Bodenproben zu sieben, um Wurzelreste und Makrofauna zu entfernen. Es ist eine Vorinkubation feldfrischer Bodenproben erforderlich, damit Artefakte durch den Siebvorgang eliminiert werden.

Erfasste Fraktionen der OBS

Mit dieser Methode wird die physiologisch aktive, mikrobielle Biomasse (Bakterien & Pilze) erfasst. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass durch ihre Respiration auch Bodentiere (Mikro- und Mesofauna) teilweise miterfasst werden. Da jedoch sowohl die Biomasse als auch die Respiration der Bodentiere – verglichen mit der mikrobiellen Biomasse – sehr gering ist, kann dies vernachlässigt werden. Man kann daher vereinfachend sagen, dass diese Methode den lebenden Teil der OBS erfasst.

Grad der Standardisierung

Die DIN ISO Norm 14240-1 liegt seit 1999 vor.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Sehr gut untersucht, in diversen Arbeiten wurden die Korrelationen zu den anderen hier dargestellten Methoden sowie zu mikroskopischer Direkt-Bestimmung der Biomasse für die unterschiedlichsten Boden- und Nutzungstypen sowie Probevorbehandlungen untersucht. Gegenüber der FI-Methode hat sie den Vorteil, dass auch Böden mit niedrigem pH-Wert untersucht werden können. Die Kalibrierfunktion gilt nur für Bakterien, die sich in stationärer Phase befinden, exponentiell wachsende Bakterien haben eine wesentlich höhere spezifische Respirationsrate und würden daher zur Überschätzung der Biomasse führen. Böden, denen vor kurzer Zeit leicht zersetzbare organische Substanz (Ernterückstände, Gründüngung oder organische Dünger) zugeführt wurde, dürfen daher mit dieser Methode nicht untersucht werden.

Im Gegensatz zu den Fumigations-Methoden wird mit diesem Verfahren nur die metabolisch aktive Biomasse erfasst. Die Kalibrierfunktion gilt nur für landwirtschaftlich genutzte Böden Mitteleuropas. Die Methode ist nicht geeignet, um die Biomasse von staunassen oder mit toxischen Chemikalien belasteten Böden zu ermitteln. Bei Böden mit $\text{pH} > 6,5$ sollten keine Analysemethoden verwendet werden, die das gebildete CO_2 im Headspace bestimmen, da größere Mengen als HCO_3^- in der Bodenlösung verbleiben. Bei kalkhaltigen Böden können bei Verwendung einer Laugenfalle zur CO_2 -Bestimmung größere Mengen an abiotisch gebildetem CO_2 das Ergebnis verfälschen.

Datenbasis

Recht groß (im ISI-WOS finden sich für den Zeitraum 1988-2003 105 peer-reviewed Artikel, in denen C_{mik} mittels SIR gemessen wurde).

Aufwand

Ein Hauptvorteil der Methode ist, dass sie mittels unterschiedlichster Laborausrüstungen, also auch ohne größeren technischen Aufwand, gemessen werden kann. Bei solchen wenig-technisierten Messverfahren ist jedoch der Arbeitsaufwand für die stündliche Bestimmung der Rate über einen Zeitraum von 6 Stunden erheblich. Aufwändigere Laborausrüstungen erlauben dagegen eine automatische Messung vieler Proben gleichzeitig (z.B. „Heinemeyer“-Anlage). In jedem Fall bleibt die Bestimmung der für den jeweiligen Boden optimalen Glukosekonzentration - verglichen mit den anderen Methoden zur C_{mik} -Bestimmung - ein großer zusätzlicher Arbeitsaufwand.

Bemerkungen

Verglichen mit den anderen Methoden zur C_{mik} -Bestimmung genügen sehr kleine Bodenmengen. Siehe auch Handbuch der Bodenuntersuchung; Alef (1991); Alef und Nannipieri (1995); Schinner et al. (1996).

b) Fumigations-Extraktions-Methode (FE)

Vance et al. (1987)

Kurzbeschreibung

In einem Exsikkator werden Bodenproben mit unverändertem Wassergehalt über einen Zeitraum von 22 - 24 Stunden bei 25°C mit Chloroform begast. Diese Begasung führt zur Auflösung der Biomembranen und zum nachfolgenden enzymatischen Abbau der Zellen (Autolyse). Die freigesetzten Zellbestandteile werden mittels 0,5 M K_2SO_4 extrahiert und deren C-Gehalt kann mit verschiedenen Methoden analysiert werden. Die Differenz zu einem K_2SO_4 -Extrakt der unbegasten Kontrolle (Boden) wird über einen Umrechnungsfaktor (Extraktionseffizienz k_{EC}) in die mikrobielle Biomasse umgerechnet.

Erfasste Fraktionen der OBS

Mit dieser Methode wird die gesamte lebende mikrobielle Biomasse, also auch die inaktiven Zellen erfasst. Die Fumigation beeinflusst auch die Bodenfauna, da jedoch deren Anteil an der Biomasse üblicherweise unter 5% liegt, kann dieser Einfluss vernachlässigt werden. Man kann daher vereinfachend sagen, dass diese Methode den lebenden Teil der OBS erfasst.

Grad der Standardisierung

Die DIN ISO Norm 14240-2 liegt seit 1999 vor.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Sehr gut untersucht. Es existieren viele Untersuchungen, die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Methode auf unterschiedlichen Böden, Nutzungen und Vorbehandlungen zum Thema haben. Es können Böden mit Wassergehalten von 30% mWK (darunter ist die Wirkung der Begasung oder evtl. auch die Autolyse eingeschränkt) bis zur Wassersättigung untersucht werden. Bei hohen Wassergehalten ist darauf zu achten, dass der Boden beim Sieben nicht verschmiert. Auch die Untersuchung anaerober Böden liefert vergleichbare Ergebnisse. Es können Böden aller pH-Werte untersucht werden. Der Umrechnungsfaktor k_{EC} ist unabhängig von Parametern wie pH-Wert, Ton- und C_{org} -Gehalt. Für den Umrechnungsfaktor (k_{EC}) wurden in unterschiedlichen Untersuchungen Werte von 0,33 bis 0,45 ermittelt. DIN ISO 14240-2 schreibt je nach Analysenmethode 0,38 oder 0,45 vor. Die mikrobiellen Populationen müssen sich nicht im Ruhezustand, sondern können sich auch im logarithmischen Wachstum befinden. Daher können im Gegensatz zur SIR-Methode mit der FE-Methode auch Bodenproben untersucht werden, die kurz vor der Probenahme leicht umsetzbare organische Substanz (Ernterückstände, Gründüngung oder organische Dünger) erhalten haben.

Datenbasis

Sehr hoch (im ISI-WOS finden sich für den Zeitraum 1988-2003 326 peer-reviewed Artikel, in denen C_{mik} mittels der FE-Methode gemessen wurde).

Aufwand

Nicht sonderlich hoch. Die Analyse der relativ geringen C-Gehalte der Extrakte kann neben der Verwendung relativ teurer Geräte auch durch die Bestimmung des unverbrauchten Dichromats mittels Oxidation und Rücktitration erfolgen.

Bemerkungen

Siehe auch Handbuch der Bodenuntersuchung; Alef (1991); Alef und Nannipieri (1995); Schinner et al. (1996).

c) Fumigations-Inkubations-Methode (FI)

Jenkinson and Powlson (1976a, b)

Kurzbeschreibung

Durch Chloroform-Begasung wird die mikrobielle Biomasse von Bodenproben abgetötet. Diese Bodenprobe wird mit wenig unbegaster Bodenprobe inokuliert, bei 25°C bebrütet und die Respiration gemessen. Die Differenz der Respiration zu einer unbegasten Kontrollprobe nach 10 Tagen ist der mittels mikroskopischer Direktmessung bestimmten Biomasse direkt proportional (Faktor k_C).

Erfasste Fraktionen der OBS

Siehe b) Fumigations-Extraktions-Methode.

Grad der Standardisierung

Es liegt keine Norm vor, aber die Methode hat mindestens einen VDLUFA-Ringversuch durchlaufen und die Arbeitsvorschriften sind nahezu identisch.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Die k_C -Werte wurden bisher nicht für natürliche Populationen, sondern nur für dem Boden zugesetzte Mikroorganismen bestimmt. Die Methode ist nur geeignet für Böden mit einem Wassergehalt von 50 - 60% mWK und pH-Werten größer 5. Sie eignet sich nicht für Waldböden und -auflagen. Da auch Feinwurzeln miterfasst werden, wird empfohlen, die Bodenproben nach der Probenahme 7 Tage vorzuinkubieren. Die Methode liefert keine befriedigenden Ergebnisse für Böden, denen kurz zuvor umsetzbare organische Substanz (Ernterückstände, Gründüngung, organische Düngung) zugeführt wurde.

Datenbasis

Relativ groß. Eine Literaturrecherche im ISI-WOS ergab für den Zeitraum 1988-2003 100 peer-reviewed Artikel, in denen C_{mik} mittels der FI-Methode gemessen wurde. Allerdings scheint ihre Bedeutung in den letzten Jahren zugunsten der FE-Methode abgenommen zu haben.

Aufwand

Gering, aber lange Bebrütungszeit.

Bemerkungen

Neben mikroskopischen Direktbestimmungen von C_{mik} diene diese Methode zur Kalibrierung der später entwickelten Methoden. Siehe auch Handbuch der Bodenuntersuchung; Alef (1991); Alef und Nannipieri (1995); Schinner et al. (1996).

11.1.5 Thermogravimetrische Bodenanalyse

Kurzbeschreibung

Bei der TGBA nach Siewert (2001) wird eine Bodenprobe, deren Wassergehalt ins Gleichgewicht mit 76% relativer Luftfeuchte gebracht wurde, mit einer Aufheizrate von 5 °C je Minute von 25 °C bis auf 1000 °C erhitzt. Der Gewichtsverlust wird kontinuierlich aufgezeichnet (Summenkurve) und deren erste Ableitung berechnet. Da sich unterschiedliche Bodenbestandteile in unterschiedlichen Temperaturbereichen zersetzen, kann damit grundsätzlich auf den Anteil bestimmter Substanzen in der Bodenprobe geschlossen werden. Die Auswertung der Gewichtsverlustkurven erfolgt über eine Software.

Erfasste Fraktionen der OBS

Verschiedene Temperaturbereiche können grob der Zersetzung unterschiedlicher Bodenbestandteile zugeordnet werden:

- 25-190 °C Abgabe gebundenen Wassers
- 200-450 °C Zersetzung umsetzbarer OBS
- 460-650 °C Zersetzung stabiler OBS
- 650-1000 °C Zersetzung von Karbonaten

Für diese Unterscheidung von umsetzbarer und stabilisierter OBS spricht,

- dass Pflanzenproben ihre Gewichtsverluste hauptsächlich im Bereich 200-400°C zeigen
- dass sich die Gewichtsverluste der Varianten von Dauerversuchen (unter der Annahme, dass sich diese nur in der Menge der umsetzbaren, nicht aber der stabilisierten OBS unterscheiden) sich hauptsächlich im Temperaturbereich 200-450°C unterscheiden.
- Gleiches gilt für den Vergleich genutzter Standorte mit benachbarten Naturstandorten, den Vergleich von Oberboden- mit Unterbodenproben, und den Vergleich rezenter und reliktscher A_h-Horizonte.
- Der Temperaturbereich der humifizierten OBS korreliert auch mit dem Tongehalt (Elias et al., 2002)

Allerdings existieren keine scharfen Temperaturgrenzen zwischen der Zersetzung unterschiedlicher Anteile, sondern die Zersetzungsbereiche überlappen sich. Es gibt aber engere Temperaturbereiche, die weniger von anderen Bestandteilen beeinflusst sind.

Diese schmalen Temperaturbereiche korrelieren recht eng mit den Ergebnissen unabhängiger Methoden. So betrug das Bestimmtheitsmaß der Korrelation des Temperaturbereiches 280-290°C mit dem im Brutversuch (20 d) freigesetzten CO₂ bei einem Probenkollektiv von deutschen und russischen Bodenproben $r^2 = 0,64$. Für Bodenproben von 10 deutschen Dauerversuchen betrug das Bestimmtheitsmaß der Korrelation mit C_{hwl} $r^2 = 0,94$, was allerdings hauptsächlich auf einen Standort mit extrem hohen C_{hwl}-Gehalten zurückzuführen war. Wurde die Korrelation ohne diesen Versuch berechnet (nur für die Dauerversuchsstandorte, deren C_{hwl} Gehalte zwischen 110 und 540 mg kg⁻¹ lag und damit den gesamten Bereich der in Kap. 11.1.9 (Anhang) angegebenen Gehaltsklassen abdeckte) verschlechterte sich r^2 auf 0,42.

Zwar korreliert der Gewichtsverlust des engen Temperaturbereich 280-290 °C besser mit diesen unabhängigen Parametern, aber er stellt dafür nur einen kleinen Anteil der umsetzbaren OBS dar (vgl. Kap. 11.1.5 (Anhang)). Es handelt sich dabei also um einen Indikator für die umsetzbare OBS, der absolute Gehalt an umsetzbarer OBS lässt sich bislang nur für ausgewählte Böden bestimmen (Siewert, 2004a). Gleiches gilt für die stabilisierte OBS.

Dagegen lassen sich die Gehalte der Bodenproben an organischem Kohlenstoff ($r^2 = 0,98$), organischem Stickstoff (N_t $r^2 = 0,97$) und Karbonat ($r^2 = 0,996$) bestimmen und der Tongehalt ($r^2 = 0,90$) mit hoher Sicherheit (Siewert, 2004b; 2001) angeben. Daneben wird zusätzlich der Gesamtgehalt an OBS über den Glühverlust bestimmt. Es liegen auch erste Ergebnisse zur Diagnose von bodenfremden Kohlenstoffs vor (Wessolek und Siewert, 2001 und Siewert und Zeitze, 2003).

Grad der Standardisierung

Diese Methode wurde an der TU-Berlin von PD Dr. Ch. Siewert und Mitarbeitern entwickelt und ist international patentiert. Im Rahmen der Patentierung wurde sie in den USA einem umfangreichen Testprogramm unterzogen. Die zur Bestimmung verwendete Analysenprozedur entspricht den Richtlinien der Gesellschaft für Thermoanalytik (GEFTA). Die Methode wurde so bisher nur in einer Arbeitsgruppe angewendet, aber eine einheitliche Durchführung wird durch geringe Anzahl manueller Arbeitsschritte sowie die extrem einfache und vollautomatische Analysenprozedur erleichtert.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Die thermische Bodenanalyse kann für alle Substrate, Böden und Materialien angewendet werden (Siewert und Nitschke, 1998). Die Ergebnisse der thermogravimetrischen Bestimmung des C_{org} und Karbonatgehalts sind mit konventionellen Methoden direkt vergleichbar, die Tongehaltsbestimmung liefert eine gute Abschätzung (Siewert, 2001; 2004b).

Für die Quantifizierung der umsetzbaren und humifizierten OBS liefert die TGBA (für Böden ohne Grundwassereinfluss und bodenfremden Kohlenstoff) gute relative Indikator-Werte, die mit anderen Methoden korrelieren und zwischen Standorten verglichen werden können. Die Angabe absoluter Mengen, die zwischen unterschiedlichen Standorten verglichen werden können, ist zur Zeit noch nicht gesichert (Siewert, 2004a).

Datenbasis

Ausgangspunkt der Methodenentwicklung war ein Probenet aus 52 Proben, die in unterschiedlichen Klimazonen von der Taiga bis zur Trockensteppe entnommen wurden und sowohl natürliche Böden enthielten als auch forstwirtschaftlich und ackerbaulich genutzte Standorte. Die Gesamtzahl der mit unterschiedlichen Geräten durchgeführten Analysen liegt bei ca. 6000 Proben, jedoch ist nur ein Teil der Daten veröffentlicht.

Aufwand

Der Arbeitsaufwand zur Untersuchung einer Probe ist sehr gering:

- Mischproben müssen lediglich luftgetrocknet, auf 2 mm gesiebt werden und anschließend im Exsikkator bei 76% rel. Luftfeuchte konditioniert werden, um identische Ausgangsbedingungen zu gewährleisten.
- Die Analysenprozedur beinhaltet lediglich eine Befüllung des Analysentiegels und den Start der automatischen Analysenprozedur durch Eingabe der Probandaten in den Steuercomputer.

Der technische Aufwand wird durch die Notwendigkeit einer Thermowaage mit Kühlwasserkreislauf und Luftspülung, Steuercomputer und Software zur Datenauswertung bestimmt. Der Probendurchsatz ist bei einer reinen Messzeit von etwas über 3 Stunden für jede Probe etwas eingeschränkt, ein Umstand, der aber durch die gleichzeitige Bestimmung von C_{org} , N_t und Karbonatgehalt, sowie eine Abschätzung des Tongehalts gemildert wird.

11.1.6 Fourier-Transformierte-Infrarot-Spektroskopie bzw. Infrarot-Spektroskopie

Kurzbeschreibung

Hinsichtlich der Analytik bestehen zwischen FT-IR und IR keine prinzipiellen Unterschiede. Im IR-Spektrometer wird ein Monochromator verwendet. An dessen Stelle tritt bei der FT-IR ein Interferometer (z.B. Michelson). Das mit dem FT-IR-Spektrometer erhaltene Interferogramm wird rechnerisch auf ein IR-Spektrum der bekannten Art zurückgeführt. Daher unterscheidet sich die Auswertung von IR-Spektren

und FT-IR- Spektren nicht voneinander. Allerdings lassen sich FT-IR-Spektren quantitativ besser auswerten. Die Spektren können in Transmission und in Reflexion aufgenommen werden. Transmissionsmessungen an Feststoffen erfordern eine relativ aufwändige Probenvorbereitung.

Messungen in diffuser Reflexion (DRIFT) erfordern keine ganz so aufwendige Vorbereitung und werden in daher in der Bodenkunde häufiger eingesetzt. Hierzu wird der Boden (i.A. lufttrocken und < 2mm gesiebt) homogenisiert, feingemahlen (um eine möglichst einheitliche Oberfläche erzeugen zu können) und in Küvetten gefüllt (Capriel, 1995; Capriel et al., 1997; Gerzabek et al., 1997 und Gerzabek et al., 2001). Die gefüllten Küvetten werden den Herstellerangaben entsprechend in den Strahlengang gebracht und ein DRIFT Spektrum aufgenommen. Das Signal im Wellenzahlen-Bereich $3500 - 500\text{cm}^{-1}$ wird quantitativ ausgewertet (mit der entsprechenden Software des FT-IR). Die erhaltenen Daten werden mit mikrobiologischen und Textur-Daten der untersuchten Böden korreliert. Signifikante Korrelationen ergeben sich z.B. zwischen der Bodentextur und der OBS-Zusammensetzung. Messungen im Nahen IR erfolgen dagegen bei Wellenzahlen von $10000 - 3700\text{cm}^{-1}$.

Erfasste Fraktionen der OBS

Prinzipiell gibt die IR Auskunft über die Mengenanteile funktioneller Gruppen der organischen Substanz. In Bodenuntersuchungen erlaubt die FT-IR vor allem Rückschlüsse auf C-H- und C=O-Gruppen, da in den entsprechenden Bereichen keine Mineralbanden auftreten (Ellerbrock et al., 1999). C-H-Banden stehen für die Hydrophobizität der OBS sind damit im Wesentlichen ein Maß für die Benetzbarkeit evtl. Aggregatstabilität. C=O- Gruppen stehen dagegen für den hydrophilen Charakter und die KAK der OBS (Celi et al., 1997).

Capriel (1995) konnte zeigen, dass OBS aus Sandböden mehr Alkyl-C enthält als die OBS aus lehmigen Böden. Auch wird davon ausgegangen, dass das C-H/OBS-Verhältnis dazu dienen kann, den Grad der Hydrophobizität der OBS ackerbaulich genutzter Böden abzuleiten.

Im Gegensatz dazu sind DRIFT-Messungen im Nahen IR-Bereich (NIR) geeignet, die N-Mineralisierung von Bodenproben vorherzusagen (Wagner et al., 2000). Es wurden 106 Bodenproben aus ganz Bayern mit einer weiten Spanne von Eigenschaften (6 - 42% Ton, pH 4,7 - 7,5 und 0,59 - 4,24% C_{org}) untersucht. Das N-Mineralisierungspotenzial (Summe der Pflanzenentzüge in Gefäßversuchen über 12 Monate) konnte mittels NIR-Spektroskopie mit einem r^2 von 0,8 vorhergesagt werden. Zusätzlich konnten Bodenart, C_{org} und N_t der Bodenproben abgeschätzt werden.

Grad der Standardisierung

Die Analyse an sich ist sehr ausgreift, so gibt es ein DIN ISO Verfahren mit FT-IR zur Öl in Wasser Analytik. Allerdings ist die FT-IR nicht übergreifend hinsichtlich ihrer Anwendung auf Böden geprüft.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Die Bestimmung von C-H- und C=O-Gruppen im fernen IR ist von Textur und Klima abhängig (McKissock et al., 2003). Die Übertragbarkeit kann zurzeit aufgrund nicht ausreichender Datenbasis nicht eingeschätzt werden.

Datenbasis

Die Datenbasis für die bayerischen Böden ist gut (Dauerbeobachtungsflächen), bundesweit fehlen die Daten jedoch. Gleiches gilt international: zwar gibt es seit 1997 ca. 230 Artikel in internationalen Fachzeitschriften (Peer reviewed) zu diesem Verfahren und seiner Anwendung in der Bodenkunde, jedoch haben die verschiedenen AG's mit sehr unterschiedlichen Böden die verschiedensten Fragestellungen untersucht, so dass Analysen der Beziehung FT-IR Daten und Bodeneigenschaften eher dünn gesät sind. Bisher gibt es in Deutschland nur die Arbeitsgruppe in Weihenstephan (Wagner et al., 2000) die NIR-Spektroskopie auf Böden anwendet, sonst wird sie hauptsächlich auf Lebens- und Futtermittel angewendet.

Aufwand

Es werden nur kleine Bodenmengen benötigt. Die Probenvorbereitung beträgt ca. 30 Minuten, kann jedoch gestaffelt werden, sodass pro Tag ein hoher Probendurchsatz möglich ist. Die Messung selber kann automatisch mit Probenehmern durchgeführt werden und dauert maximal 2 Minuten/Probe. Sofern die Geräte vorhanden sind, ist kein großer Aufwand zu erwarten. Entsprechend ausgebildetes Personal (Laboranten) kann diese Messungen ohne großen Aufwand routinemäßig durchführen.

11.1.7 Kernmagnetische Resonanzspektroskopie (^1H - bzw. ^{13}C -NMR)

Kurzbeschreibung

Die NMR Spektroskopie nutzt die Tatsache aus, dass sich die kernmagnetischen Spins verschiedener Isotope z.B. des Wasserstoffs (^1H) und des Kohlenstoffs (^{13}C) in einem Magnetfeld ausrichten und man diese Ausrichtung durch Energieeinwirkung von außen gezielt ändern kann (Spinumkehr). Die dazu benötigte Energie ist abhängig von der chemischen Umgebung des jeweiligen Isotops (Hesse et al., 2002), sie spiegelt also die Art der H- bzw. C-Bindung wieder. Sie wird in den Spektren als chemische Verschiebung relativ zu einem Standard (in der Chemie üblicherweise Tetramethylsilan (TMS)) angegeben. Die Intensität des Signals in der ^1H -NMR ist zur Menge der beteiligten Protonen direkt proportional. Bei der ^{13}C -NMR ist dies nur bedingt der Fall,

da die Anregung der ^{13}C -Isotope nicht direkt, sondern indirekt über die an das ^{13}C gebunden Protonen erfolgt. Damit geben C-Atome, an welche 3 Protonen gebunden sind, ein intensiveres Signal als solche mit 2 oder weniger Protonen. Bei der ^{13}C -NMR kommt erschwerend hinzu, dass das ^{13}C -Isotop nur in geringen Konzentrationen in der Umwelt vorkommt und daher mit Verstärkern gearbeitet werden muss. Die NMR Spektroskopie wird in der chemischen und pharmazeutischen Industrie zur Qualitätskontrolle und zur Strukturaufklärung von Molekülen eingesetzt.

Das Verfahren kann sowohl für Feststoffe, als auch für Lösungen eingesetzt werden. Letzteres ist das in der Chemie üblichere Verfahren. Für die Analyse von OBS Fraktionen und Böden wird dieses Verfahren vielfach eingesetzt (z.B. Celi et al. (1997)). Die Auswertung der Spektren wird allerdings in Gegenwart von paramagnetischen Elementen wie Fe oder Mn erheblich gestört (Keeler und Maciel, 2003; Skjemstad et al., 1994). Dies gilt insbesondere für die ohnehin schwachen Signale der Carboxylgruppen, welche durch die Wechselwirkung mit Fe häufig im Untergrundrauschen „verschwinden“.

Erfasste Fraktionen

Die NMR gibt Auskunft über die Bindungsformen des Kohlenstoffs. Prinzipiell sind alle funktionellen Gruppen bestimmbar, in denen Kohlenstoff vorhanden ist (mit ^{15}N -NMR auch für Stickstoff). So können Alkyl-C, O-Alkyl-C, Aromaten-C und Carboxyl-C quantifiziert werden. ^{13}C -MNR-Spektren für den Gesamtboden ergaben jedoch für alle Bodenproben eine erstaunlich ähnliche Zusammensetzung (Mathieu et al., 1999). Der Einsatz von Isotopen-markierter Streu und neuer Techniken wie PSRE und Bloch-Zerfall könnten aber genauere Aussagen, wie zum Beispiel über den Anteil von Pflanzenresten und Holzkohle, ermöglichen (Kögel-Knabner, 2000). Bisher gibt es aber kaum Informationen über Korrelationen von NMR-Daten mit Bodenfunktionen, außer vielleicht dem Sorptionsverhalten organischer Schadstoffe.

Grad der Standardisierung

Das Verfahren selbst ist eine Standardmethode in Chemie und Physik. Trotz einer hohen Anzahl von Publikationen (s.u.), liegt im Bereich der Bodenkunde aber noch keine Standardisierung vor, weil für wissenschaftliche Fragestellungen die unterschiedlichsten Gerätekombinationen und OBS-Fraktionen untersucht wurden. Hinzu kommt, dass die Referenzsubstanzen zur Erfassung der chemischen Verschiebung teilweise nicht einheitlich sind.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Sofern es gelingt die Störungen durch paramagnetische Elemente zu eliminieren, sollte die Übertragbarkeit prinzipiell machbar sein. Dies ist zur Zeit aber noch nicht der Fall.

Datenbasis

Die Methode wird inzwischen häufig zur Untersuchung von OBS angewendet, allerdings wurden aufgrund der Nachweisgrenze mehr C_{org}-reiche Böden als Mineralböden untersucht (Kögel-Knabner, 2000). Daher ist die Datenbasis zwar umfangreich aber nicht einheitlich (s.o.). Obwohl viele Untersuchungen (560 peer-reviewed Publikationen im ISI Web of Science im Zeitraum 1989-2003) der OBS mit NMR publiziert sind, liegen zu Zeit keine flächendeckenden Daten vor. Hinzu kommt, dass mit diesen Analysen teilweise sehr unterschiedliche Ziele verfolgt wurden, so z.B. die Sorption markierter Pestizide an die OBS oder unterschiedlichste OBS Fraktionen mit verschiedenen Methoden/Geräten und Kopplungsverfahren untersucht wurden.

Aufwand

Die Messung ist ausgesprochen zeitaufwendig. Die Gerätetechnik ist sowohl in der Anschaffung als auch im Unterhalt (Kühlmittel und u.U. Raumklimatisierung) teuer.

11.1.8 Pyrolyse-Gaschromatographie-Massenspektrometrie

Kurzbeschreibung

GC-MS ist ein in Chemie und Physik weit verbreitetes Analyseverfahren zur Bestimmung der Zusammensetzung organischer Komponenten. Dabei wird ein wie auch immer geartetes Gemisch mittels Gaschromatographie (GC) in die Einzelbestandteile aufgetrennt. Die isolierten Komponenten werden danach in ein Massenspektrometer (MS) weitergeleitet. Dort erfolgt zunächst eine Ionisierung (Mechanismus ist Geräte abhängig), bei der aus dem Molekül ein Elektron entfernt wird und so ein Molekülkation entsteht. Da die für die Ionisierung aufgewendete Energie sehr hoch ist, werden auch chemische Bindungen in dem Molekül gebrochen und es entstehen definierte, positiv geladene Bruchstücke (Bausteine des ursprünglichen Moleküls). Diese und die Molekülkationen werden in ein Magnetfeld weitergeleitet und nach ihrem Molekulargewicht getrennt. Durch die MS werden die Molekulargewichte des entstandenen Molekülkations und der kationischen Bruchstücke, und deren Mengenverhältnisse erfasst. Das Molekulargewicht und die „Bruchstück-Bildung“ sind für reine definierte Substanzen spezifisch. Daher lassen sich auf diese Weise in Kombination mit anderen spektroskopischen Verfahren Molekülstrukturen ermitteln. Voraussetzung für die GC ist dabei, dass sich die zu untersuchenden Komponenten in die Gasphase überführen lassen.

Eine Möglichkeit, feste, nicht destillierbare Komponenten in die Gasphase zu bringen ist die Pyrolyse (py), die thermische Zersetzung chemischer Verbindungen unter Ausschluss von Sauerstoff (z.B. Schwelung von Steinkohle). Die Pyrolyse geht i.A. mit dem Bruch chemischer Bindungen einher und es entstehen kleinere, evtl. einfacher gebaute Moleküle. Diese sind, da sie bei der Pyrolyse häufig strukturell verändert

werden, nicht im eigentlichen Sinn Bausteine des Ausgangsmaterials. Allerdings kann das Verteilungsmuster der Zersetzungsprodukte, welches sich z.B. durch GC, GC-MS ermitteln lässt, charakteristisch für das Ausgangsmaterial sein. Dies wird schon lange für die Kunststoffanalyse eingesetzt (Liebman und Levy, 1985). Py-GC-MS ist eine Kombination der oben beschriebenen Verfahren, die seit einiger Zeit zur Analyse der organischen Bodensubstanz eingesetzt wird (Leinweber und Schulten, 1998). Da bei der Pyrolyse von OBS vielfach Artefakte (Substanzen, die nicht im Ausgangsmaterial vorkommen) gebildet werden (Kögel-Knabner, 2000), wird in den letzten Jahren häufig ein verändertes Verfahren eingesetzt, bei dem funktionelle Gruppen während der Pyrolyse durch Methylierung geschützt werden (del Rio et al., 1998).

Erfasste Fraktionen

Es können Strukturelemente (Aromaten, Aliphaten, Polysaccharide) der OBS und von OBS-Fractionen ermittelt werden. Analysiert werden allerdings nur die durch Pyrolyse in die Gasphase überführten Komponenten; diese sind in starkem Maß von den Pyrolysebedingungen abhängig. Zur Zeit wird es eingesetzt um Stoffgruppen-Muster (z.B. Polysaccharide, Fettsäuren) innerhalb der OBS zu erfassen. Es gibt aber bisher keine Erkenntnisse über den Zusammenhang von Strukturelementen und Bodenfunktionen.

Grad der Standardisierung

Für Chemie, Physik und Pharmazie bekanntes und standardisiertes Verfahren, dort gibt es z.B. für den pharmazeutischen Bereich DIN und DIN ISO Verfahren. Für die Analyse der OBS wird py-GC-MS vielfach eingesetzt, allerdings liegen noch keine systematischen Reihenuntersuchungen vor. Hinzu kommt, dass die verwendeten Verfahren häufig nicht einheitlich und die Fragestellungen teilweise sehr unterschiedlich sind. Es wird auch dadurch erschwert, dass bei der Pyrolyse von Böden die Pyrolyseprodukte nicht nur von den Pyrolysebedingungen und der OBS Zusammensetzung abhängen, sondern auch durch die bei der Pyrolyse wirksamen anorganischen Bodenbestandteile beeinflusst werden.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Die Übertragbarkeit kann zur Zeit aufgrund nicht ausreichender Datenbasis nicht eingeschätzt werden.

Datenbasis

Für Chemie, Physik und Pharmazie, anerkanntes und standardisiertes Verfahren zur Ermittlung von Eigenschaften organischer Verbindungen. Die Datenbasis für Böden ist mäßig hoch (ca. 120 peer-reviewed Publikationen im ISI Web of Science). Eine Analysenreihe für Langzeitfeldexperimente (auch Zeitreihe) liegt bei Prof. Dr. Leinweber in Rostock vor.

Aufwand

Es werden nur kleine Bodenmengen und wenig Arbeitsaufwand benötigt. Allerdings ist das Verfahren gerätetechnisch kostenintensiv.

11.1.9 Heisswasserlöslicher Kohlenstoff

Kurzbeschreibung

Die luftgetrocknete Bodenprobe wird im Verhältnis 1:5 mit Wasser eine Stunde lang am Rückfluss gekocht. Nach Zugabe von MgSO_4 als Flockungshilfe wird die Suspension zentrifugiert und der Kohlenstoffgehalt mittels C/N-Elementaranalysator oder nass-chemisch mit Dichromat bestimmt. Bei der Entwicklung des Verfahrens wurden Böden aus Dauerdüngungsversuchen Europas herangezogen.

Erfasste Fraktionen der OBS

Leinweber et al. (1995) fanden keine Unterschiede in der Zusammensetzung des C_{hwl} zwischen den Varianten im Statischen Dauerversuch Bad Lauchstädt. Die organische Fraktion setzte sich hauptsächlich aus hydrolysierten Kohlehydraten und Aminosäuren/Proteinen, aber kaum aus aromatischen Verbindungen zusammen. Sie vermuten, dass die Fraktion hauptsächlich aus der Boden- und der Wurzelbiomasse stammt.

Da eine enge Korrelation zum im Brutversuch nach 35 d freigesetzten Kohlenstoff besteht ($r^2 = 0,97$ für Varianten in Bad Lauchstädt (Schulz, 1990), über drei Dauerversuche (Bad Lauchstädt, Prag & Rothamsted) hinweg $r^2 = 0,83$ (Körschens und Schulz, 1999)) und beide Parameter eine ähnliche Größe aufweisen (Körschens und Schulz, 1999), kann angenommen werden, dass C_{hwl} annähernd die am leichtesten umsetzbare Fraktion der OBS darstellt.

Da C_{hwl} mit dem umsetzbaren Anteil der OBS (C_{ums}) korreliert, welcher hauptsächlich von der Bewirtschaftung abhängt, aber der stabilisierte Teil der OBS (C_{inert}) stark von den Standortfaktoren abhängt (Körschens und Schulz, 1999), ist die Korrelation von C_{org} über C_{hwl} standortspezifisch. Die Steigung sollte den Umrechnungsfaktor zwischen C_{hwl} und C_{ums} angeben (während der Achsenabschnitt C_{inert} darstellt). Schulz (1990) gibt einen generellen Umrechnungsfaktor von 15 an, aber tatsächlich variiert dieser Wert für deutsche Dauerversuche zwischen 12 und 21 (Schulz, 2003).

Über die Korrelation von C_{hwl} mit der N-Mineralisierung gibt es widersprüchliche Angaben. Schulz (1990) verweist anhand unveröffentlichter Daten (Autorenkollektiv, 1987) darauf, dass der C_{hwl} bei $r^2 = 0,91$ mit der Netto-N-Mineralisierung korreliert ist. Im Gegensatz dazu zeigen Daten von Körschens und Schulz (1999) ein Bestimmtheitsmaß

von 0,37 über alle drei oben genannten Standorte hinweg und für die einzelnen Standorte von 0,05 bis 0,6.

Grad der Standardisierung

Es wurden zwei Ringuntersuchungen durchgeführt um die Abweichungen zwischen Laboratorien zu ermitteln. Die Methode liegt als standardisierte Arbeitsvorschrift vor und ist als VDLUFA-Verbandsmethode bestätigt (Schulz et al., 2003). Eine Standardisierung als DIN EN wird abgestrebt.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Die Methode ist für alle Böden anwendbar. Der Umrechnungsfaktor zwischen C_{hwl} und C_{ums} ist allerdings von Standort zu Standort verschieden (s.o.). Schulz (1997) sowie Körschens und Schulz (1999) geben C_{hwl} -Gehaltsklassen an, die den Versorgungsgrad grundwasserferner Böden (Jahresmitteltemp. 6-10°C; 400-800 mm NS) mit C_{ums} anzeigen sollen:

▪ <200	mg kg ⁻¹	= sehr gering
▪ 200-250	mg kg ⁻¹	= gering
▪ 250-300	mg kg ⁻¹	= mittel, anzustreben
▪ 300-350	mg kg ⁻¹	= hoch
▪ >400	mg kg ⁻¹	= sehr hoch

Es ist allerdings fraglich, ob diese Werte tatsächlich für alle entsprechenden Standorte gültig sind. Im Grünentwurf Humusbilanzierung der VDLUFA sind für verschiedene deutsche Dauerversuche die ermittelten, optimalen organischen Düngungsstufen angegeben. In Körschens und Schulz (1999) finden sich für die Versuchsvarianten mit der jeweils optimalen organischen Düngung jedoch gemessene C_{hwl} -Gehalte von < 250 bis 530 mg kg⁻¹. Daher scheinen o.g. Richtwerte noch einer weiteren Differenzierung nach Standorten zu bedürfen.

Datenbasis

Die Datenbasis ist relativ groß, die untersuchten Böden entstammen allerdings überwiegend (> 1000 Proben) europäischen Dauerfeldversuchen mit definierten Versuchsvarianten. In geringerem Umfang wurden auch Praxisflächen beprobt, vor allem, um Untersuchungen zur Heterogenität des Parameters zu prüfen.

Aufwand

Die Mischprobe muss luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt werden. Danach werden 20 g Boden mit Wasser (1:5, w/v) eine Stunde am Siedepunkt der Suspension unter Rückfluss extrahiert, das Hydrolysat zentrifugiert und ggf. filtriert (DOC-Filtermaterial). Anschließend erfolgt die Bestimmung des Kohlenstoffs und Stickstoffs mit den zur Verfügung stehenden apparativen Möglichkeiten des jeweiligen Labors.

Bemerkungen

Der Jahresgang von C_{hwl} ist weniger ausgeprägt als etwa bei der mikrobiellen Biomasse (Jørgensen et al., 1992). Über die gesamte Vegetationsperiode lag im Statischen Dauerversuch Bad Lauchstädt der Variationskoeffizient bei 11 bzw. 7,6% in der Nullparzelle bzw. der Stallmist+NPK Variante. Das Maximum (29 bzw. 17% über dem Mittelwert) lag jeweils im Juni, das absolute Minimum im Juli bei Reife und Ernte des Winterweizens (Leinweber et al., 1995). Die Probenahme sollte nicht direkt nach einer organischen Düngung erfolgen, weil hier der C_{hwl} -Gehalt um bis zu 50% erhöht sein kann (Schulz, 1990).

11.1.10 Phosphatpufferextrakt

Kurzbeschreibung

Die Methode basiert auf der Extraktion löslicher, leicht zersetzlicher organischer Substanz aus dem lufttrockenen Oberboden (<2mm) unter Verwendung eines Phosphatpuffers unterschiedlicher Ionenstärke bei tiefen bzw. erhöhten Temperaturen. Das Extraktionsverhältnis variiert von 1:2 (w/v) bei einer Temperatur von 20 °C bzw. bei unterschiedlichen Phosphationenkonzentrationen bei 3-5 °C bis zu einem Extraktionsverhältnis von 1:10 (w/v) bei 80 °C. Die Extraktion mit Phosphatpufferlösung in der Hitze lieferte die höchsten extrahierten N-Mengen. Im nahen Infrarotbereich wird der Anteil an stickstoffreichen Nichtthuminstoffen bestimmt. Im Extrakt wird über automatisierte Spektroskopie im Nahen Infrarot (NIR) ein standortspezifisches die Menge an stickstoffreichen Nichtthuminstoffen (SRNH) und kulturbedingte Veränderungen der WEOM bestimmt (Wenzl, 1990; Wenzl, 1994; Wenzl, 1996; Urban et al., 2000).

Erfasste Fraktionen

Durch Einsatz eines austauschenden Phosphatpuffers wird es möglich, den proteinähnlichen Stickstoff weitgehend in Lösung zu bringen. Mit dieser Methode wird ein „Vollextrakt“ von stickstoffreichen Nichtthuminstoffen (SRNH) mit Phosphatpuffer in der Hitze hergestellt, um die Gesamtheit an organisch gebundenem Stickstoff, im Detritus sowie der Biomasse zu erfassen. Damit soll der Umfang der Stickstoffspeicherung als Kapazitätseigenschaft des Bodens einschließlich der auch noch ertragswirksamen tieferen Bodenschichten abgeschätzt werden. Auf diese Weise sollen aktuelle Veränderungen im Stickstoffhaushalt eines Standortes durch unterschiedliche Düngung ermittelt werden. Ziel ist eine Optimierung von standortbezogenen Düngungssystemen im Hinblick auf ausgeglichene Ertrags- und Umweltbilanzen, wie sie vor allem im ökologischen Landbau angestrebt wird.

Bisher wurden aber weder Daten publiziert, an denen sich eine Korrelation der SRNH mit der N-Mineralisierung im Labor noch im Feld, noch mit der N-Aufnahme von Pflanzen ablesen ließe. Alle formulierten Erwartungen haben deshalb bisher nur Konzeptcharakter.

Grad der Standardisierung

Die Methode wird bisher nur von einer Arbeitsgruppe angewendet. Aufgrund der Automatisierbarkeit der NIR-Messungen wird eine Standardisierung und Kopplung mit Fernerkundungsverfahren angestrebt.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Nicht getestet

Datenbasis

Es wurden bisher Böden verschiedener Regionen und Nutzungsarten untersucht. Dies reicht von Ackerland in alpinen und pannonischen Gebieten über Grünlandstandorte und Almböden zu Waldböden. Auch verschiedene Komposterden wurden in die Untersuchungen einbezogen.

Aufwand

Der Arbeitsaufwand für die Extraktion ist mäßig, zur Analyse der SRNH wird ein IR-Spektrometer benötigt, für größeren Probendurchsatz mit Autosampler.

11.1.11 Kaltwasser extrahierbare organische Substanz

Kurzbeschreibung

Die Methode basiert auf der Gewinnung von löslicher organischer Substanz durch Kaltwasserextraktion. Der Kaltwasserextrakt enthält die auch so bezeichnete wasserlösliche organische Substanz (WEOM, Zsolnay, 1996). Diese wird quantifiziert über ihren C-Gehalt (WEOC). Zur Extraktion wird Boden mit einer 4 mM Kalziumsulfat- oder Kalziumchloridlösung (1:2, w/v) 10 Minuten bei Raumtemperatur geschüttelt, der Extrakt zentrifugiert und über DOC-Filter filtriert. In aliquoten Mengen des zentrifugierten Extraktes erfolgt die Bestimmung der Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalte. Die Analyse der C- und N- Gehalte kann auf verschiedene Weise erfolgen:

- Trockene Verbrennung im Sauerstoffstrom (C/N-Elementaranalysatoren für Wasser)
- Nass-chemische Bestimmung des Kohlenstoffs durch Nassoxidation mit Kaliumdichromat im schwefelsauren Milieu bzw. des Stickstoffs durch eine Gesamt-Stickstoffbestimmung einschließlich Nitrat und Nitrit nach Kjeldahl.

Erfasste Fraktionen der OBS

Da beim Schütteln Aggregate aufgebrochen werden, ist die erfasste Fraktion größer als bei der Bestimmung von DOM. Sie entspricht nach Zsolnay (1996) dem in situ tatsächlich mobilen Teil der DOM, der aus Porenräumen $> 6 \mu\text{m}$ herausgelöst werden kann. Die Fraktion wird als sehr mobil angesehen, die theoretisch über Diffusions- und Konvektionsprozesse für alle angrenzenden Kompartimente verfügbar ist. Im Gegensatz zu DOM sind die extrahierten Substanzen zum größten Teil bioverfügbar (Zsolnay und Steindl, 1991). Dennoch zeigte sich keine Korrelation zur kurzfristigen C-Mineralisierung (Zsolnay und Görlitz, 1994). Es gibt in der Literatur unterschiedliche Ergebnisse zum Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen (Düngung) auf die Menge an WEOM (Zsolnay und Görlitz, 1994; Linn und Doran, 1984). Meist wird dies durch andere Parameter überlagert (z.B. der Feuchtegehalt des Bodens, Temperatur etc.) und ist eng mit der Dynamik der mikrobiellen Bodenbiomasse verknüpft. Es ergibt sich daraus eine hohe Variabilität über Raum und Zeit.

Grad der Standardisierung

unbekannt

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

ungeprüft

Datenbasis

Die Datenbasis ist eher gering. Beispielhaft wurden repräsentative Lehmböden und Moorboden aus ackerbaulicher und Forstnutzung untersucht. Dabei ging es im wesentlichen um methodische Aspekte des Einflusses der Ionenstärke der wässrigen Extraktionslösung, der Extraktionstemperatur und -zeit.

Aufwand

Der Arbeits- und Geräteaufwand ist als gering einzustufen.

11.1.12 Permanganat-Methode

Kurzbeschreibung

Die luftgetrocknete Bodenprobe wird mit ungepufferter KMnO_4 -Lösung geschüttelt und dabei ein Anteil der organischen Substanz durch Permanganat oxidiert. Nach Ende der Extraktion wird das verbrauchte Permanganat durch Rücktitration oder fotometrische Bestimmung des verbliebenen bestimmt (Blair et al., 1995; Loginow et al., 1987).

Erfasste Fraktionen

Es wird meist davon ausgegangen, dass Permanganat jenen Teil der OBS oxidiert, welcher auch biologisch am leichtesten abbaubar ist. Andererseits ist bekannt, dass Permanganat bevorzugt auch mit Aromaten der Huminstoffe reagiert (Stevenson, 1994). Dennoch wird regelmäßig festgestellt, dass stark bearbeitete Böden, denen nur wenig organische Substanz zugeführt wird, geringere Gehalte an KMnO_4 -oxidierbarer OBS aufweisen, als naturbelassene Referenzböden oder solche, denen häufig größere Mengen an organischer Substanz zugeführt werden (Armstrong et al., 1999; Blair et al., 1998; Conteh et al., 1997; Murage et al., 2000; Whitbread et al., 2000).

Blair et al. (1995) berechnen aus KMnO_4 -oxidierbarem C und C_{org} einen Management Index (CMI), der anzeigt wie stark ein bewirtschafteter Boden - relativ zu einem Referenzboden - an labiler OBS verarmt ist. Allerdings ist zur Bestimmung des CMI stets ein Referenzstandort erforderlich, und es können weder Optimal- noch Minimalwerte für CMI ermittelt werden (Blair et al., 1995). Blair et al. (1995) empfehlen die Verwendung von 333 mM KMnO_4 , andere Autoren berichten jedoch, dass der 33 mM-Ansatz am sensitivsten auf Bewirtschaftungsunterschiede reagiert (Bell et al., 1998; Bell et al., 1999; Lefroy et al., 1993; Mendham et al., 2002a).

Bell et al. (1999) leiteten anhand von Korrelationen zwischen 33 mM KMnO_4 einerseits und der Aggregatstabilität bzw. der Infiltrationsrate andererseits Minimalgehalte an KMnO_4 -oxidierbarem Kohlenstoff ab, die nötig sind, um bei Starkregenereignissen Oberflächenabfluss und Erosion auf Ferrosolen zu verhindern.

Grad der Standardisierung

Es werden derzeit mehrere Varianten der Methode angewendet. Erstmals beschrieben wurde sie von Loginow et al. (1987). Nach dieser Vorschrift wird eine Bodenprobe, die 15-30 mg C_{org} enthält, 30 Minuten mit 50 ml KMnO_4 -Lösung unterschiedlicher Konzentration (33,3, 167 und 333 mM) geschüttelt. Nach Blair et al. (1995) wird eine Bodenprobe, die exakt 15 mg C_{org} enthält, 60 Minuten mit 25 ml einer 333 mM KMnO_4 -Lösung geschüttelt. Diese Methodenvorschrift wird oft angewendet. Weitere Autoren zitieren zwar Blair et al. (1995), verwenden jedoch nicht (nur) die 333 mM Konzentration (Bell et al., 1998; Bell et al., 1999; Mendham et al., 2002a; Mendham et al., 2002b).

Da bei der Reaktion je umgesetztem KMnO_4^- ein OH^- gebildet und kein pH-Puffer verwendet wird, besteht die Gefahr, dass nicht die Umsetzbarkeit der organischen Substanz, sondern der pH-Wert das Ausmaß der Reaktion begrenzt. Wie Blair et al. (1995) feststellten, ist es daher erforderlich, dass die eingewogene Bodenprobe stets eine konstante Menge C_{org} enthält, um reproduzierbare Ergebnisse zu erhalten. Auch die beschriebenen Maßnahmen zur Vermeidung des Zerfalls von KMnO_4 müssen unbedingt beachtet werden.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Nur Daten, die mit derselben Methodenvorschrift gewonnen wurden sind vergleichbar. Bell et al. (1999) fanden für Ferrosole unterschiedlicher Bundesländer von Australien jeweils unterschiedliche Korrelationen zwischen KMnO_4 -oxidierbaren Kohlenstoff und Infiltrationsrate.

Datenbasis

Die Methode(n) werden hauptsächlich in Australien angewendet. Eine Literaturrecherche im ISI Web of Science für den Zeitraum 1988-2003 ergab ca. 20 peer-reviewed Artikel.

Aufwand

Sowohl der gerätetechnische als auch der Arbeitsaufwand sind gering.

11.1.13 Physikalische Trennverfahren (Dichtefraktionen und partikuläre organische Substanz)

Kurzbeschreibung

Bei diesen Verfahren wird die OBS mittels physikalischer Methoden fraktioniert. Weil diese Methoden meist kombiniert angewendet werden, sollen sie hier gemeinsam dargestellt werden.

Dispergierung

Da die partikuläre organische Substanz (POM) bevorzugte Zentren der Aggregation darstellt, können durch unterschiedliche Intensität der Dispergierung verschiedene Fraktionen gewonnen werden. Undispergiert wird nur die freie, schwach dispergiert auch die in Makroaggregaten ($250\text{-}2000\ \mu\text{m}$) gebundene und mit starker Dispergierung auch die in Mikroaggregaten ($53\text{-}250\ \mu\text{m}$) gebundene POM gewonnen (Amelung und Zech, 1999). Sukzessive oder auf Parallelproben angewendet, können alle Fraktionen getrennt erfasst werden. Die Dispergierung erfolgt entweder allein mechanisch (Schütteln, Rühren oder Ultraschall) oder kombiniert mit milden Dispergierungsmitteln wie Hexametaphosphat.

Dichtefraktionierung

Mit Natriumjodid bzw. Natriumpolywolframat (seltener Zinkchlorid) können wässrige Lösungen bis zu einer Dichte von $1,9\ \text{g cm}^{-3}$, bzw. $3,1\ \text{g cm}^{-3}$ hergestellt werden. Die früher gebräuchlichen halogenierten Kohlenwasserstoffe sollen aufgrund ihrer Giftigkeit nicht mehr verwendet werden (Swift, 1996). Bodenbestandteile, die eine geringere Dichte als die verwendete Lösung haben, schwimmen auf und können abgesaugt/dekantiert werden. Durch Verwendung von Lösungen unterschiedlicher Dichte können so Fraktionen mit definierten Dichte-Bereichen gewonnen werden.

Fraktionierung nach Korngröße

Partikel und Aggregate werden durch Nasssiebung nach der Korngröße fraktioniert.

Analytik

Die gewonnenen Fraktionen werden bei Bedarf gewaschen und dann getrocknet. Anschließend kann ihr C-Gehalt bestimmt werden, aber auch weitere Charakterisierungen vorgenommen werden (z.B. C/N-Quotient, Isotopen-Zusammensetzung, Gehalt an Kohlehydraten, Lignin, Aminosuktern u.ä.). Solche Charakterisierungen bieten sich hier besonders an, da bei diesen Verfahren die Anwendung von reaktiven Chemikalien, extreme pH-Werte und erhöhten Temperaturen vermieden wird und daher die OBS weniger verändert wird als bei anderen Fraktionierungen (Swift, 1996).

Erfasste Fraktionen

Bei der leichten Dichtefraktion und der freien partikulären OBS handelt es sich um junge, wenig zersetzte Pflanzenreste (Puget et al., 1999; Six et al., 2002b). Die Abbauresistenz, das Alter und der Grad der mikrobiellen Veränderung der OS nimmt in der Reihenfolge:

freie POM < POM in Makroaggregaten < POM in Mikroaggregaten < an Schluff und Tonpartikel gebundene OS

zu (Gale et al., 2000; Gregorich and Ellert, 1993; Jastrow et al., 1996; Puget et al., 2000; Six et al., 2002b). Auch mit zunehmender Dichte der Fraktionen steigt der mineralische Anteil und damit das Alter der darin enthaltenen OBS (Carter, 2002; Six et al., 1998) sowie der Grad der mikrobiellen Veränderung der ursprünglich pflanzlichen Substanz an (Six et al., 2001). Daher stellt POM auch ein gutes Maß für die am leichtesten abbaubare OBS dar und korreliert mit der mikrobiellen Biomasse (von Lützow et al. 2002). POM ist ein wesentlich besserer Indikator für die Zufuhr an organischer Substanz als C_{org} (Kay und Angers, 2000; Moron and Sawchik, 2002).

Die beginnende mikrobielle Zersetzung der POM bewirkt die Aggregierung des Bodens um diese Partikel herum (Jastrow, 1996; Puget et al., 2000; Six et al., 2002a). Die dadurch entstehende räumliche Trennung zwischen Substrat und Mikroorganismen verlangsamt den weiteren Abbau der POM (Six et al., 2002b). Bodenbearbeitung zerstört insbesondere die Makroaggregate (Six et al., 1999) und bewirkt so einen beschleunigten Abbau, insbesondere der POM (Beare et al., 1994; Six et al., 1998). Deshalb ist POM ein guter Indikator für die Aggregierung und die Intensität der Bodenbearbeitung. Mit zunehmender Intensität der Bodenbearbeitung nimmt der Gehalt an POM ab (Cambardella und Elliott, 1993; Guggenberger et al., 1999).

Da die Menge der fest an die Mineralphase gebundenen C-Fraktion (abgesehen vom Klima (Six et al., 2002c)) hauptsächlich vom Gehalt an Ton und Schluff abhängt, unterscheidet sich die Größe dieser Fraktion auf benachbarten Flächen zwischen Grünland- und Ackerböden und unterschiedlich starker Bodenbearbeitung kaum (Carter, 2002; Körschens and Schulz, 1999; Six et al., 2002a). Durch Aggregierung kann aber zusätzlich POM vor dem Abbau geschützt werden. Daher ist die POM ein guter Indikator dafür, wie nahe ein Boden seiner maximalen C-Speicherung ist (Carter et al., 2003; Jastrow, 1996; Six et al., 2002b).

Die meisten bisher verwendeten Modelle für den C-Haushalt von Böden definieren unterschiedlich stabile C-Pools, deren Größe und Umsatzrate aber analytisch bisher nicht zugänglich sind. Daher müssen solche Modelle bisher aufwändig an Messreihen kalibriert werden. Weil physikalisch definierte Fraktionen aber direkt messbar sind und deutlich unterschiedliche, messbare Umsatzraten haben, empfehlen Six et al. (2002b) diese Methoden für die zukünftige Modellierung.

Grad der Standardisierung

Je nachdem in welche Fraktionen die OBS aufgeteilt werden soll, verwendet in der Regel jede Arbeitsgruppe bisher ihre eigene Methodenvorschrift (Beispiele in (Amelung and Zech, 1999; Besnard et al., 1996; Cambardella and Elliott, 1992; Puget et al., 1996; Six et al., 2002a; Stemmer et al., 1998) (Gregorich and Ellert, 1993) (Swift, 1996), Übersichten in (Christensen, 1992) (Elliott and Cambardella, 1991; Six et al., 2002b)). Bisher sind die Ergebnisse der verschiedenen Methoden in der Regel nicht direkt vergleichbar.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Standorte ist bisher kaum getestet worden. Da die Methoden jedoch auf physikalischen Verfahren beruhen, sollten sie auf allen Standorten vergleichbare Ergebnisse liefern. Die Übertragbarkeit wäre demnach nur eine Frage der Standardisierung der Methoden.

Datenbasis

Diese Methoden wurden in den letzten Jahren immer häufiger eingesetzt. Eine Literaturrecherche im ISI Web of Science für den Zeitraum 1988-2003 ergab ca. 310 peer-reviewed Artikel für die leichte Dichtefraktion und POM.

Aufwand

Die Methoden erfordern einen relativ hohen manuellen, aber nur einen geringen gerätetechnischen Aufwand.

11.1.14 Französische Norm XP U 44-162 - Methode zur Fraktionierung und Bestimmung der biologischen Stabilität von Bodenverbesserungsmitteln und Kultursubstraten

Kurzbeschreibung

Durch sukzessive Extraktionen werden näherungsweise definierte organische Verbindungen abgetrennt:

- mit kochender neutraler Tensidlösung werden lösliche organische Verbindungen (teilweise auch Pektin) abgetrennt
- mit kochender saurer Tensidlösung werden Hemizellulosen und restliches Pektin abgetrennt
- mit 72-prozentiger H_2SO_4 wird Cellulose abgetrennt

Da die Extraktionen an drei Parallelproben durchgeführt werden, kann nach jeder Extraktion an einer Probe der Glühverlust bestimmt werden. Die Differenzen dieser Glühverluste stehen dann für die jeweils abgetrennten Komponenten bzw. der letzte Rückstand für die Summe aus Lignin und Cutin. An einer vierten Probe werden mit kochender verdünnter H_2SO_4 , dann mit kochender verdünnter NaOH und schließlich mit Aceton alle Fraktionen außer Cellulose abgetrennt und diese wieder über den Glühverlust bestimmt. Aus allen diesen Fraktionen wird der abbauresistente Anteil der organischen Substanz berechnet, der für längere Zeit im Boden stabilisiert wird. Die Methode ist nur auf Proben anwendbar, die mindestens 20% organische Substanz an der Trockenmasse ausmachen. Daher ist die Methode auf die meisten landwirtschaftlichen Böden nicht anwendbar!

Erfasste Fraktionen der OBS

Lösliche OS, Hemicellulosen und Pektin, Cellulose, Lignin und Cutin.

Grad der Standardisierung

Französische Norm XP U 44-162.

Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Standorte

Entfällt (siehe Bemerkungen)

Datenbasis

Entfällt (siehe Bemerkungen)

Aufwand

Entfällt (siehe Bemerkungen)

Bemerkungen

Diese Methode ist nur anwendbar für Bodenverbesserungsmittel und Kultursubstrate mit > 20% organischer Trockenmasse. Daher kann diese Methode für die meisten landwirtschaftlichen Böden nicht angewendet werden.

11.2 Anhang 2: Übersicht der verwendeten Dauerversuche (Teil I)

Tab. A - 3: Übersicht der verwendeten Dauerversuche (Teil 1)

Ort	Bodenart	KWB	Düngung	Corg [%]
Bad Lauchstädt	Schluff	-102	D3	2.37
			D2b	2.19
			D2a	2.07
			D1	1.89
			D0	1.71
Bad Salzungen	Sand	-151	D3	0.98
			D2b	0.91
			D2a	0.71
			D1	0.73
			D0	0.64
Berlin-Dahlem	Sand	-148	D3	0.51
			D2b	0.44
			D2a	0.50
			D1	0.47
			D0	0.42
Bernburg	Schluff	-204	D3	
			D2b	2.56
			D2a	
			D1	2.41
			D0	
Darmstadt	Sand	-148	D3	
			D2b	
			D2a	0.81
			D1	0.75
			D0	
Groß Kreutz	Sand	-153	D3	0.79
			D2b	0.65
			D2a	0.55
			D1	0.54
			D0	0.49
Halle	Sand	-102	D3	1.63
			D2b	1.63
			D2a	1.53
			D1	1.41
			D0	1.33
Lauterbach	Lehm	1	D3	2.8
			D2b	2.67
			D2a	
			D1	2.59
			D0	2.46
Methau	Lehm	-53	D3	1.64
			D2b	1.20
			D2a	1.12
			D1	1.07
			D0	1.16
Müncheberg	Sand	-149	D3	0.90
			D2b	0.72
			D2a	
			D1	0.54
			D0	0.42

11.3 Anhang 3: Übersicht der verwendeten Dauerversuche (Teil II)

Tab. A - 4: Übersicht der verwendeten Dauerversuche (Teil 2)

Ort	Bodenart	KWB	Düngung	Corg [%]
Puch	Schluff	125	D3	
			D2b	1.19
			D2a	
			D1	1.08
			D0	0.77
Rostock	Sand	-112	D3	
			D2b	
			D2a	0.95
			D1	0.65
			D0	0.55
Rothalmünster	Schluff	42	D3	
			D2b	1.30
			D2a	
			D1	1.15
			D0	
Seehausen	Lehm	-102	D3	0.99
			D2b	0.95
			D2a	0.91
			D1	0.87
			D0	0.82
Spröda	Sand	-168	D3	1.01
			D2b	0.70
			D2a	0.76
			D1	0.81
			D0	0.83
Thyrow	Sand	-153	D3	0.76
			D2b	0.66
			D2a	0.52
			D1	0.43
			D0	0.34