



Publikationen des
Umweltbundesamtes

**Humusversorgung von
Böden in Deutschland**

Forschungsprojekt im Auftrag des
Umweltbundesamtes
FuE-Vorhaben
Förderkennzeichen 360 13 008

Prof. Dr. Dr. h.c. Reinhard F. Hüttl
Dr. Annette Prechtel
Dr. Oliver Bens
Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung

Umwelt
Bundes
Amt 
Für Mensch und Umwelt

Juni 2008

Forschungsvorhaben

Humusversorgung von Böden in Deutschland

Geschäftszeichen Z6 – 91007-4/30

Förderkennzeichen 360 13 008

von

***Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung***

Prof. Dr. Dr. h.c. Reinhard F. Hüttl

Dr. Annette Prechtel

Dr. Oliver Bens

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Juni, 2008

1.	Berichtsnummer UBA-FB	2.		3.	
4.	Titel des Berichts Humusversorgung von Böden in Deutschland				
5.	Autor(en), Name(n), Vorname(n) Hüttl, Reinhard Prechtel, Annette Bens, Oliver	8.	Abschlussdatum 30.06.2008		
		9.	Veröffentlichungsdatum		
		10.	UFOPLAN-Nr. FKZ 360 13 008		
		11.	Seitenzahl 233		
6.	Durchführende Institution (Name, Anschrift) Brandenburgische Technische Universität Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung Postfach 10 13 44 03013 Cottbus	12.	Literaturangaben 246		
		13.	Tabellen 19		
		14.	Abbildungen 56		
7.	Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin				
15.	Zusätzliche Angaben				
16.	Kurzfassung: Im Rahmen des F&E-Vorhabens 36013008 „Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland“ wurde der Stand des Wissens zur derzeitigen Humusversorgung der Böden und zu den aktuell diskutierten Strategien bzw. Handlungsoptionen zum Schutz der organischen Substanz dargestellt. Mögliche zukünftige Entwicklungen der Gehalte an organischer Bodensubstanz in Zusammenhang mit der prognostizierten Klimaveränderung und der verstärkten Nutzung im Bereich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe werden beleuchtet. Darüber hinaus wird ein Beitrag zur Begriffsbestimmung und Definition „optimaler“ beziehungsweise „standorttypischer“ Humusgehalte geleistet (Kapitel 1-3). Zur Diskussion der Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland veranstalteten die Forschungsnehmer gemeinsam mit dem Umweltbundesamt einen zweitägigen Experten-Workshop am 21. und 22. Mai 2007 in Berlin. Die Dokumentation dieses Experten-Workshops mit Kurzfassungen der Beiträge beteiligter Fachreferenten und Berichten aus den themenbezogenen Arbeitsgruppen schließt sich in Kapitel 4 an. Kapitel 5 beinhaltet die integrierende Auswertung der Erkenntnisse des Experten-Workshops und der Recherchen zu diesem Vorhaben. Die offenen Fragen und Ansätze für weitere Forschungsaktivitäten werden in Kapitel 6 ausgeführt.				
17.	Schlagwörter : Humusgehalt; organische Bodensubstanz; Bewirtschaftung; Nutzungsintensität; Bodenfunktion; Klimawandel; Humusbilanz; Landwirtschaft; Forstwirtschaft; C-Senke; C-Quelle;				
18.	Preis	19.		20.	

1.	Report No. UBA-FB	2.	3.
4.	Report Title Status of Humus Supply in Soils in Germany		
5.	Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Hüttl, Reinhard Prechtel, Annette Bens, Oliver	8.	Report Date 30.06.2008
		9.	Publication Date
		10.	UFOPLAN-Ref. No. FKZ 360 13 008
		11.	No. of Pages 233
6.	Performing Organisation (Name, Address) Brandenburg University of Technology Chair of Soil Protection and Recultivation PO Box10 13 44 D-03013 Cottbus	12.	No. of References 246
		13.	No. of Tables 19
		14.	No. of Figures 56
7.	Funding Agency (Name, Address) Federal Environmental Agency, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin		
15.	Supplementary Notes		
16.	<p>Abstract: Within the framework of the R&D Project 360 13 008 "Status of Humus Supply in Soils in Germany", state-of-the-art knowledge on the present-day humus supply in soils and on the strategies currently under discussion e.g. course of action for the protection of organic substance is presented. Possible future development in the content of soil organic matter in relation to the predicted climate change and the increased utilization in the field of cultivation of renewable resources are highlighted. In addition, a contribution to the determination of terms and the definition of "optimal" and "site-typical" humus contents is made (Chapter 1-3). On the discussion of the possibilities and limits of C-sequestration of soil in Germany, researchers together with the Federal Environment Agency held a two-day Expert-Workshop on 21. and 22. Mai 2007 in Berlin. The documentation of this workshop with abstracts of the contributions given by the participating specialists as well as reports from the thematic working groups are attached to Chapter 4. Chapter 5 includes the integrated evaluation of the results of the Expert-Workshop and research findings within this project. Open questions and approaches for further research activities are discussed in Chapter 6.</p>		
17.	Keywords: soil organic matter content; soil organic matter; farm management; management intensity; soil function; climate change; humus balance; agriculture; forestry; carbon sink; carbon source;		
18.	Price	19.	20.

Vorwort

Im Rahmen des F&E-Vorhabens 36013008 „Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland“ wurde der Stand des Wissens zur derzeitigen Humusversorgung der Böden und zu den aktuell diskutierten Strategien bzw. Handlungsoptionen zum Schutz der organischen Substanz dargestellt. Mögliche zukünftige Entwicklungen der Gehalte an organischer Bodensubstanz in Zusammenhang mit der prognostizierten Klimaveränderung und der verstärkten Nutzung im Bereich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe werden beleuchtet. Darüber hinaus wird ein Beitrag zur Begriffsbestimmung und Definition „optimaler“ beziehungsweise „standorttypischer“ Humusgehalte geleistet. Die Ergebnisse der Literaturrecherchen und Expertengespräche zu diesen Themen werden in den Kapiteln 1 bis 3 dargelegt.

Zur Diskussion der Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland veranstalteten die Forschungsnehmer gemeinsam mit dem Umweltbundesamt einen zweitägigen Experten-Workshop am 21. und 22. Mai 2007 in Berlin. Die Dokumentation dieses Experten-Workshops mit Kurzfassungen der Beiträge beteiligter Fachreferenten und Berichten aus den themenbezogenen Arbeitsgruppen schließt sich in Kapitel 4 an. Sowohl die Tagungsbeiträge der ReferentInnen, die im Kapitel 8 zusammengefasst sind, als auch die relevanten Diskussionsbeiträge in den Arbeitsgruppen geben die Meinung der jeweiligen AutorInnen beziehungsweise der TeilnehmerInnen des Experten-Workshops wieder.

Kapitel 5 beinhaltet die integrierende Auswertung der Erkenntnisse des Experten-Workshops und der Recherchen zu diesem Vorhaben. Die offenen Fragen und Ansätze für weitere Forschungsaktivitäten werden in Kapitel 6 ausgeführt.

Unser Dank gilt dem Umweltbundesamt als Mittelgeber für das Vorhaben und dem dort zuständigen Projektkoordinator Dr. Claus Gerhard Bannick. Für die Mitwirkung an der Dokumentation der Ergebnisse des Experten-Workshops bedanken wir uns besonders bei Prof. Dr. Friedrich Beese (Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen), Prof. Dr. Rainer Marggraf (Fakultät für Agrarwissenschaften, Abteilung für Umwelt- und Ressourcenökonomie, Universität Göttingen) und Dr. Matthias Drösler (Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Technische Universität München), sowie bei allen ReferentInnen und relevanten Institutionen für die konstruktiven Tagungsbeiträge.

Wir hoffen, dass mit dem hochaktuellen Thema des Vorhabens und des Symposiums unser Anspruch an eine Standortbestimmung zum Status quo der Kohlenstoffspeicherung in Böden Deutschlands gelungen ist und Perspektiven für die zukünftige Arbeit im Kontext eines vorsorgenden Bodenschutzes und einer Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen aufgezeigt zu haben.

Prof. Dr. Reinhard F. Hüttl, Dr. Annette Prechtel, Dr. Oliver Bens

Cottbus/Potsdam, im Juni 2008

Inhalt

Vorwort

Abkürzungsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Zusammenfassung

Abschnitt I.

Annette Prechtel und Oliver Bens

1. Einführung	1
1.1. Hintergrund und Motivation des F&E-Vorhabens.....	1
1.2. Zielsetzung.....	2
1.3. Vorgehensweise.....	2
1.4. Humus: Grundlagen und Stand des Wissens.....	3
1.4.1. Definition und Bedeutung.....	3
1.4.2. Fraktionen, Steuergrößen und Verteilung der organischen Bodensubstanz.....	
1.4.3. Räumliche Heterogenität und zeitliche Variabilität von Humusgehalten.....	
1.4.4. Probenahme und Bestimmung des Humusgehaltes.....	
2. Gefährdungssituation und Schutz der organischen Bodensubstanz in Deutschland	
2.1. Gefährdung der organischen Bodensubstanz durch verstärkte Nutzung – aktuelle Entwicklung im Bereich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe.....	
2.2. Globaler Wandel – regionale Effekte: Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Entwicklung der Humusgehalte in Böden.....	
2.3. Aktuelle rechtliche Regelungen zum Schutz der organischen Bodensubstanz.....	
2.3.1. Bundes-Bodenschutzgesetz.....	
2.3.2. Cross Compliance.....	
2.3.3. Entwurf zu einer Europäischen Bodenrahmenrichtlinie.....	
2.4. Schutz der organischen Bodensubstanz in der landwirtschaftlichen Praxis – Humusbilanzierung.....	
2.5. Schutz der organischen Bodensubstanz in der forstwirtschaftlichen Praxis.....	

3.	Zur Definition standort-differenzierter Boden-Humus-Gehalte
3.1.	Standorttypische Humusgehalte.....
3.2.	Kritische Humusgehalte.....
3.3.	„Optimale Humusgehalte“.....
3.4.	„Optimale Humusversorgung“.....
4.	Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland: Bericht zum Experten-Workshop
4.1.	Fragestellung und Programm.....
4.2.	Kurzfassung der Stellungnahmen beteiligter Fachreferenten.....
4.3.	Ergebnisse des Experten-Workshops und Resümee.....
5.	Diskussion der Ergebnisse
6.	Fazit und Ansätze für weitere Forschungsaktivitäten
7.	Literatur

Abschnitt II.

8.	Stellungnahmen beteiligter Fachreferenten des Experten-Workshops „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“
8.1.	Humusversorgung der (Ober-)Böden in Deutschland – Status quo..... Olaf Düwel und Jens Utermann
8.2.	Humus im Spannungsfeld von Bodenschutz und Bodennutzung in Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz..... Friedrich Beese
8.3.	Humus und Atmosphäre: Die Folgen des Klimawandels für die biosphärische Kohlenstoffsénke Deutschlands..... Christian Bernhofer, Thomas Grünwald, Barbara Köstner, Johannes Franke und Valeri Goldberg
8.4.	Humus – rechtliche Regelungen und die Ökonomie..... Rainer Marggraf
8.5.	Europäische Bodenschutzstrategie und Bodenrahmenrichtlinie zum Schutz der organischen Substanz.....

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

Luca Montanarella

- 8.6. Schutz der organischen Substanz in Deutschland: Erhalt standorttypischer Humusgehalte versus Humusbilanzierung als verbreitete Methode in der Landwirtschaft.....
Hartmut Kolbe
- 8.7. C-Sequestrierungspotenziale agrarisch genutzter Böden in Deutschland.....
Jutta Rogasik, Martin Körschens, Helmut Rogasik und Ewald Schnug
- 8.8. C-Sequestrierung und Humusbilanzierung im ökologischen Landbau.....
Günter Leithold
- 8.9. Nutzen und Grenzen der Anwendung von organischen Reststoffen (organische Primärsubstanzen) zur Humusanreicherung in landwirtschaftlichen Böden – eine ingenieurtechnische Betrachtung.....
Jürgen Reinhold
- 8.10. Anbau nachwachsender Rohstoffe: Auswirkungen auf die Humusentwicklung an den Produktionsstandorten.....
Reinhard F. Hüttl und Peter Dominik
- 8.11. C-Sequestrierung im Boden, CO₂-Bilanzierung und Klimaschutz?.....
Otto Heinemeyer und Andreas Gensior
- 8.12. Umsetzbarkeit optimaler Humusgehalte in nationales Recht.....
Stefan Hüsch
- 8.13. C-Sequestrierungspotenziale forstwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland – Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Kenntniserweiterung.....
Nicole Wellbrock und Andreas Bolte

Abkürzungsverzeichnis

AFOLU	Agriculture, Forestry and Other Land Uses
BAG	Bodenausgangsgesteine
BBodSchG	Gesetz zum Schutz des Bodens und zur Sanierung von Altlasten – Bundes-Bodenschutzgesetz in der Fassung von 1998
BGB	Bürgerliches Gesetzbuch
BFH	Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost (RAL-GZ- 251)
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BMELV	heute: BMVEL
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BtL	Biomass to Liquid
BÜK	Bodenübersichtskarte
BVB	Bundesverband Boden
BZE	Bodenzustandserhebung im Wald
BZE-L	Bodenzustandserhebung Landwirtschaft
C _{hwl}	Heißwasserlöslicher Kohlenstoff
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
C _t	Gesamt-Kohlenstoff
C _{ums}	Umsetzbarer Kohlenstoff
CBD	Convention on Biological Diversity
CC	Cross Compliance
CORINE	Coordination of Information on the Environment
CRF	Common Reporting Format
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DirektZahlVerpflG	Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz
DirektZahlVerpflV	Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung
DüMV	Düngemittelverordnung
ECCP	European Climate Change Programme
ESBN	European Soil Bureau Network
FAL	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

FISBo	Fachinformationssystem Boden
GCTE	Global Change and Terrestrial Ecosystems
GHG	Greenhouse Gas
GPS	Global Positioning System
HE	Humus-Einheit
IGBP	International Geosphere-Biosphere Programme
InVeKoS	Integriertes Verwaltungskontrollsystem
KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung (5. Auflage)
KBU	Kommission Bodenschutz des Umweltbundesamtes
KP	Kyoto-Protokoll
KSSStatG	Klimaschutzstatistikgesetz
KWB	Klimatische Wasserbilanz
LAI	Leaf Area Index
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry
LWaldG	Landeswaldgesetz
MPI-M	Max-Planck-Institut für Meteorologie
NASE	Nationales System Emissionen
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NBP	Net Biome Production
NEE	Net Ecosystem Exchange
NEP	Net Ecosystem Production
NIR	National Inventory Report
OBS	Organische Bodensubstanz
OPS	Organische Primärsubstanzen
PIK	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
PTF	Pedotransferfunktion
ROS	Reproduktionswirksame organische Substanz
SIWG	Soil Information Working Group
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
TER	Total Ecosystem Respiration
THG	Treibhausgase
UBA	Umweltbundesamt
UNCCD	United Nations Convention to Combat Desertification
UN/ECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VHE	Verband der Humus- und Erdenwirtschaft
WZE	Waldzustandserhebung

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1.: Gliederung unterschiedlich abbaustabiler Fraktionen der organischen Substanz im Boden (Reinhold, 2008).
- Abb. 2.: Konzeptionelles Modell zur Stabilisierung organischer Substanz. *Kursiv: Mechanismen*; 3 Prozess-Gruppen (primäre und sekundäre Rekalzitranz, räumlicher Einschluss und Unerreichbarkeit für die Zersetzergemeinschaft, organo-mineralische Interaktionen). Vorräte in unterbrochenen Linien wurden bisher zwar postuliert, konnten aber durch direkte Messungen noch nicht nachgewiesen werden. DOM = dissolved organic matter (gelöste organische Substanz) (v. Lützow et al., 2008).
- Abb. 3.: Differenzierung der Einflussgrößen, die auf die organische Bodensubstanz einwirken und deren Poolgröße und Zusammensetzung bestimmen (Beese, 2008 verändert nach Lal, 2001a; s. 8.2.).
- Abb. 4.: Häufigkeitsverteilung der Humusgehalte (Klassen nach KA5) von Oberböden in Deutschland differenziert nach den Hauptnutzungsarten Acker, Grünland, Wald und basierend auf bundesweit vorliegenden Punkt-/Profildaten (Düwel und Utermann, 2008; s. 8.1.).
- Abb. 5.: Prinzip der Humusbilanzierung nach VDLUFA (2004).
- Abb. 6.: Einfluss der Bewirtschaftung auf den Vorrat organischer Bodensubstanz in Wäldern (Baritz, 2003).
- Abb. 7.: Vor- und Nachteile der Methoden zur Beurteilung der Humusversorgung (nach Hülsbergen, 2003).
- Abb. 8.: Häufigkeitsverteilungen der Humusgehalte (Klassen nach KA5) für die drei Hauptnutzungsarten Acker, Grünland und Wald basierend auf bundesweit vorliegenden Punkt-/Profildaten.
- Abb. 9.: Stoffkreislauf von Biomasse.
- Abb. 10.: Schema des Stoffumsatzes in Ökosystemen.
- Abb. 11.: C-Umsatz im Spannungsfeld verschiedener Einflussgrößen.
- Abb. 12.: Einflussgrößen auf die Dynamik der organischen Bodensubstanz.
- Abb. 13.: Täglicher (oben) und täglicher, akkumulierter Kohlenstoffstrom in die Atmosphäre; Ankerstation Tharandter Wald (110 Jahre alte Fichten; Bestandeshöhe ca. 29 m, LAI=7,6); Zahlenangaben: Jahressummen in gC/m².
- Abb. 14.: Parameter der Lichtsättigungsfunktion (R_{day} , a' , NEE_{sat}) in Anhängigkeit von der Lufttemperatur und im Vergleich zu nächtlichen Gesamtatmung; 110jähriger Fichtenbestand an der Ankerstation Tharandt.
- Abb. 15.: Klimatische Wasserbilanz in mm während der Vegetationsperiode (April bis September) für Mitteldeutschland (1971 – 2000); potentielle Verdunstung nach Wendling.
- Abb. 16.: Änderung der Monatsmittel der Tagesmaximum- und Tagesmitteltemperaturen für das Zeitintervall 2041/2050 gegenüber dem Zeitintervall 1981/2000 (exemplarisch für das mitteldeutsche Tiefland).
- Abb. 17.: Konzept der Europäischen Kommission für die Bekämpfung von Erosion, Verlusten organischer Substanzen, Versalzung, Verdichtung und Erdrutschen.
- Abb. 18.: Einfluss der Temperatur auf die Humusgehalte in Deutschland (Auswertung von ca. 240 konventionellen und ökologischen Dauerversuchen).
- Abb. 19.: Einfluss der Wechselwirkung zwischen Niederschlag und Boden (Feinanteil) auf die Humusgehalte in Deutschland (Auswertung von ca. 240 konventionellen und ökologischen Dauerversuchen).
- Abb. 20.: Einfluss der Trockenmasse-Zufuhr (gesamt) auf die Humusgehalte in Deutschland (Auswertung von ca. 240 konventionellen und ökologischen Dauerversuchen).
- Abb. 21.: Vergleich zwischen berechneten und experimentell ermittelten C_{org}-Gehalten (R2, Basis = 50

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

Dauerversuche).
Abb. 22.: Prinzip der Humusbilanzierung.
Abb. 23.: Schematische Darstellung des Modells CCB (nach Franko, 2005).
Abb. 24.: Boxplot und Verteilungskurve der Häufigkeiten der Veränderung der C_{org} -Gehalte bei 100 % Bedarfsdeckung des optimierten Verfahrens.
Abb. 25.: Schätzgenauigkeit eines Simulationsmodells zur Humusbilanzierung im Vergleich zu experimentellen Werten (= 0 % C_{org}) unter Beachtung bisher bekannter Faktoren (Klima, Boden, C_{inert}); WMZ (wirksame Mineralisationszeit) mit Schätzformel LfL (der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft) bestimmt, ohne CN, C_{inert} : Falloon, n =298.
Abb. 26.: Vergleich verschiedener CCB-Verfahren zur Schätzung der WMZ (UFZ – Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung; LfL – Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft) überprüft an Differenz zwischen gemessenen (= 0 % C) und modellierten Werten (n = 298); $S^2 = 0,084$
Abb. 27.: Einfluss des Standortes auf die Ergebnisse der Humusbilanzierung bei 100 % Bedarfsdeckung, berechnet mit den unteren Werten (ROS) der Fruchtarten der VDLUFA-Methode (Ziel = 0 % C_{org} -Änderung bei 100 % Bedarfsdeckung = 0 kg C/ha Bilanzsaldo). Ausgangsbasis: vor der Anpassung.
Abb. 28.: Reproduktionswirksamkeit von Stroh.
Abb. 29.: Bewertungsschema für die Humusversorgung.
Abb. 30.: Einfluss des Standortes auf die Ergebnisse der Humusbilanzierung bei 100 % Bedarfsdeckung, berechnet mit den unteren Werten (ROS) der Fruchtarten der VDLUFA-Methode (Ziel = 0 % C_{org} -Änderung bei 100 % Bedarfsdeckung = 0 kg C/ha Bilanzsaldo). Ausgangsbasis: nach der Anpassung.
Abb. 31.: Einfluss von Humus auf die Bodenfunktionen (nach Baldock und Skjemstad, 1999)
Abb. 32.: Simulation der Verteilung der Boden-C-Flüsse (http://www.sysecol.ethz.ch/Senkentagung/pdf/Fuhrer_29jun04.pdf).
Abb. 33.: Landnutzungsänderung und Abbau der organischen Bodensubstanz (Versuchsfeld Braunschweig, 1999).
Abb. 34.: Degradative und regenerative Prozesse in Böden – Schema der Langzeitentwicklung des Kohlenstoffpools in natürlichen und anthropogen beeinflussten Ökosystemen (nach Janzen et al., 1998).
Abb. 35.: Kohlenstoff in ackerbaulich genutzten Böden.
Abb. 36.: Anteil stabiler Humusformen in unterschiedlichen organischen Düngern.
Abb. 37.: Anteil des akkumulierten zum gedüngten Humus-C in europäischen Dauerversuchen (Körschens, 2004).
Abb. 38.: Einfluss der konservierenden Bodenbearbeitung auf die C_{org} -Gehalte in der Ackerkrume eines ackerbaulich genutzten Sandbodens sowie Auswirkungen auf die Konnektivität des Porensystems (Dauerversuch Müncheberg).
Abb. 39.: Einfluss des Zeitpunkts der Probenahme auf die Gehalte des Bodens an organischem Kohlenstoff (Dauerversuch Müncheberg).
Abb. 40.: Silomaisertrag in Abhängigkeit vom C_i -Gehalt der Ackerkrume als Maßstab des Humusvorrates (x_1) und der mineralischen Stickstoffdüngung (x_2) im Bodenfruchtbarkeitsversuch Seehausen nach 20-jähriger Versuchsdurchführung.
Abb. 41.: Ertrag von Zuckerrüben in Abhängigkeit von der mineralischen Stickstoffdüngung (x_1) und der Düngung mit Stallmiststickstoff (x_2) bei differenzierten Humusgehalten auf dem Standort Seehausen (Leithold, 1981).
Abb. 42.: Humusgehalt im Fruchtfolgedüngungsversuch Seehausen 25 Jahre nach Versuchsbeginn (Leithold et al., 1986).
Abb. 43.: Gesamtkohlenstoffgehalt der Ackerkrume (C_i) in Abhängigkeit von der gestaffelten Mineral-N-Düngung, der organischen Düngung und der Fruchtfolge im Fruchtfolge-Düngungsversuch Seehausen 35 Jahre nach Versuchsbeginn (Leithold, 1995).

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

Abb. 44.: Bedarf an Stallmiststickstoff zum Erhalt des N_r -Gehaltes im Boden (Kombinationsversuch Seehausen im Mittel der Jahre 1993 – 1995 (Leithold et al., 1997; Hülsbergen, 2003).	
Abb. 45.: Gliederung unterschiedlich abbaustabiler Fraktionen der organischen Substanz im Boden (erweitert nach Körschens et al., 1997).	
Abb. 46.: Kalkulationsprinzip der Humusbilanzierung.	
Abb. 47.: Kalkulierte Substanzströme bei der einfachen Humusreproduktion.	
Abb. 48.: Humusreproduktionswirkung unterschiedlicher organischer Primärsubstanzen.	
Abb. 49.: CO_2 -Freisetzung aus dem Boden bei der einfachen Humusreproduktion mit unterschiedlichen organischen Primärsubstanzen.	
Abb. 50.: Gesamt- CO_2 -Freisetzung bei der Herstellung und Anwendung organischer Dünger und Bodenverbesserungsmittel bezogen auf deren einfache Humusreproduktionsleistung.	
Abb. 51.: Anteilige CO_2 -Freisetzung bei der Bereitstellung unterschiedlicher Humusreproduktion.	
Abb. 52.: Angestrebte Substanzströme bei der meliorativen Humusanreicherung.	
Abb. 53.: Vergleich der Mindestgehalte an C_{org} nach Cross Compliance mit den Gehalten ungedüngter Parzellen verschiedener Dauerversuche (nach Körschens, 1997).	
Abb. 54.: Aus einschlägiger Literatur abgeleitete Bodenkohlenstoff-Emissionsfaktoren der Deutschen Klimaschutzberichterstattung für Landnutzungsänderungen auf mineralischen Böden sowie für die landwirtschaftliche Nutzung organischer Böden.	
Abb. 55.: Lage der Untersuchungsflächen (Level II und BZE II).	
Abb. 56.: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte der BZE I getrennt nach Humusaufgabe und Mineralboden bis 30 cm.	

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.: Mittlere Kohlenstoff-Vorräte in unterschiedlichen europäischen Forstökosystemen (Jandl et al., 2007a).	
Tab. 2.: C _{org} -Schätzrahmen für unterschiedliche Böden, Klimabedingungen und Düngung (Schmitt und Wessolek, 2008). D _{max} : maximale organische und mineralische Düngung; D _{om} : organische und mineralische Düngung; D _o : organische Düngung; D _m : mineralische Düngung; D ₀ : Nullvariante.	
Tab. 3.: Standorttypische C _{org} -Gehalte für Ackerböden in Bayern (Capriel, 2006).	
Tab. 4.: Ausgewählte Beispiele differenziert ausgewerteter Humusgehalte in Oberböden Deutschlands.	
Tab. 5.: Ausgewählte Beispiele relativer Häufigkeiten der Humusgehalte differenziert ausgewerteter Einheiten.	
Tab. 6.: Humus als knappe Ressource (Übersicht).	
Tab. 7.: Möglicher Transformationsprozess naturwissenschaftlicher Erkenntnisse über die Ökosystemfunktionen des Humus in gesellschaftliche Werte der Ökosystemdienstleistungen des Humus (Übersicht).	
Tab. 8.: Multiple Regressionsanalyse über den Einfluss von Standort und Bewirtschaftung auf die C _{org} -Gehalte des Bodens in Deutschland (ca. 240 konventionelle und ökologische Dauerversuche, Varianten-Anzahl = 1479); * 1 = S / 2 = SI / 3 = IS / 4 = SL / 5 = sL / 6 = L / 7 = LT / 8 = T / 9 = M; nicht aufgenommen: Hackfruchtanteil, N-Abfuhr, Gesamt-N-Zufuhr, pH-Wert.	
Tab. 9.: Standortgruppen mit ähnlicher Reaktionsfolge.	
Tab. 10.: Bereiche standorttypischer Gehalte des Bodens an organischer Substanz (grundwasserferne Ackerstandorte).	
Tab. 11.: Bewertung der Humusbilanz.	
Tab. 12.: Möglichkeiten der Humusreproduktion durch Zufuhr organischer Materialien und die Veränderung von Anbautechniken.	
Tab. 13.: Beispiele für Orientierungs- und Richtwerte für Humusgehalte [TS-%] in ackerbaulich und landschaftsbaulich genutzten Böden.	
Tab. 14.: Praxisrelevante Aufwandmengen und Anforderungen an organischen Bodenverbesserungsmitteln (BVM) im Garten- und Landschaftsbau bei der Herstellung von Grünanlagen (nach Reinhold und Dressler, 1994).	
Tab. 15.: Düngemittelrechtliche Anforderungen (erweitert) an organische Primärsubstanzen für die Anwendung zur meliorativen Humusanreicherung in humusverarmten Böden.	
Tab. 16.: Jährlicher Verlust (-) oder Gewinn (+) an Humus-Kohlenstoff (t C ha ⁻¹ a ⁻¹) verschiedener Kulturen, die als NawaRo genutzt werden nach zwei Humusbilanzierungsmethoden für verschiedene Anbausysteme. Werte in Klammern bedeuten, dass das Stroh oder Kraut der Kultur auf dem Acker verbleiben.	
Tab. 17.: Flächen und organische Kohlenstoffvorräte mineralischer Böden in 0 – 30 cm Tiefe der Landwirtschaftsfläche Deutschlands 1999 (Heinemeyer und Gensior, 2003, Beitrag NIR 2004) ...	
Tab. 18.: Flächen und organische Kohlenstoffvorräte organischer Böden in 0 – 30 cm Tiefe der Landwirtschaftsfläche Deutschlands 1999, sowie die jährlichen Verluste an die Atmosphäre (Heinemeyer und Gensior, 2003, Beitrag NIR 2004).	
Tab. 19.: Parameterliste für die Kohlenstoffinventur.	

Zusammenfassung

Der Humusgehalt von Böden bestimmt wesentlich die Eigenschaften von Prozessen in Böden, die für die Aufrechterhaltung der natürlichen Bodenfunktionen relevant sind. Gleichzeitig sind Humusgehalt und Humusqualität eines Bodens Ergebnis aus Standorteigenschaften und der Nutzung durch den Menschen. Sowohl aus Gründen des Bodenschutzes, als auch im Rahmen der aktuellen Klimadebatte sind der Humus und die Kohlenstoffvorräte der Böden von wissenschaftlichem Interesse.

Im hier dokumentierten Vorhaben wird der Stand des Wissens zur Humusversorgung von Böden eruiert und sowohl die bestehenden rechtlichen Regelungen als auch die land- und forstwirtschaftliche Praxis zum Schutz der organischen Substanz in Deutschland werden dargestellt. Darüber hinaus werden die möglichen, zukünftigen Entwicklungen der organischen Bodensubstanz in Zusammenhang mit der prognostizierten Klimaveränderung und der verstärkten Nutzung im Bereich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe diskutiert. Es wird ein Beitrag geleistet zur Begriffsbestimmung und Definition „optimaler“ beziehungsweise „standorttypischer“ Humusgehalte sowie zur Frage potenzieller Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung. Zur Bearbeitung der vorgenannten Fragestellungen wurde neben Literaturrecherchen und Expertengesprächen ein zweitägiger Experten-Workshop zum Thema „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ (21. und 22. Mai 2007, Berlin) durchgeführt. Eine Dokumentation dieser Expertenveranstaltung mit den Langfassungen der Referentenbeiträge ist Bestandteil dieses Berichtes.

Die grundsätzliche Bedeutung der organischen Bodensubstanz für natürliche Bodenfunktionen ist wissenschaftlich gut belegt und relevante Zusammenhänge sind qualitativ erforscht. Eine umfassende Beurteilung des Status quo der Humusgehalte und der Humusversorgung von Böden in Deutschland und eine verlässliche Ableitung von Potenzialen zur Kohlenstoff-Sequestrierung kann auf der Basis der vorhandenen Daten derzeit jedoch nicht getroffen werden. Insbesondere für landwirtschaftlich genutzte Böden besteht ein dringender Bedarf zu einer flächenbezogenen Erfassung der Humusgehalte (C_{org}) und weiterer Parameter, die den Humushaushalt (z.B. C_{org}/N , C_{org} -Vorräte) adäquat charakterisieren. Die Forderung nach einem bundesweiten Boden-C-Monitoring für landwirtschaftliche Flächen war ein zentrales und mit Nachdruck von den beteiligten Experten geäußertes Ergebnis des Workshops „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“. Die Notwendigkeit dafür resultiert sowohl aus der Verpflichtung Deutschlands zur Treibhausgas-Berichterstattung als auch aus der Forderung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) zum Erhalt standorttypischer Humusgehalte. Ebenso bedarf die Bestimmung und Ausweisung prioritärer Gebiete für den Schutz der organischen Bodensubstanz gemäß den Anforderungen des Entwurfs zu einer europäischen Bodenrahmenrichtlinie einer entsprechenden umfangreichen Datengrundlage.

An die Konzeption und Durchführung eines anstehenden repräsentativen Boden-Humus-Monitorings (landwirtschaftlicher Flächen) müssen hohe Anforderungen gestellt werden. Dieses betrifft eine klare Spezifizierung von Zielsetzung und Zweck des Monitorings sowie von finanziellen/personellen Ressourcen und notwendiger Infrastruktur. Eine wesentliche Voraussetzung dürfte auch die Einigung auf geeignete Parameter zur Beurteilung der Humusversorgung auf wissenschaftlicher Basis sein.

Die im BBodSchG im Rahmen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft geforderten „standorttypischen“ Humusgehalte sind bisher nicht definiert, ein wissenschaftlicher Konsens über anzustrebende Humusgehalte für unterschiedliche Standorttypen und Nutzungsarten fehlt. Zur Definition von standortspezifischen

Richtwerten sind quantitative Informationen über die Leistungen der organischen Bodensubstanz in den Bereichen Landnutzung und Natur-/Umweltschutz in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften erforderlich. Vor dem Hintergrund des vorsorgenden Bodenschutzes sowie der aktuellen Debatte über eine globale Klimaveränderung und der regionalen Auswirkungen bedarf es zudem einer volkswirtschaftlichen Bewertung beziehungsweise auch einer In-Wert-Setzung der ökosystemaren Leistungen des Bodenhumus. Gleichzeitig sollte präzisiert und ein gesellschaftlicher Konsens darüber erzielt werden, zu welchen Zwecken bestimmte Humusgehalte angestrebt und erhalten werden sollen.

Zur parallel dazu geführten Debatte um ‚optimale‘ Humusgehalte wird festgestellt, dass es weder ein Konzept dafür gibt, welcher Referenzzustand als optimal angesehen werden kann, noch für quantitative Bezüge zwischen dem Gehalt organischer Bodensubstanz und der optimalen Erfüllung bestimmter Bodenfunktionen. Die Ausweisung ‚optimaler Humusgehalte‘ erscheint vor diesem Hintergrund nicht zielführend. Stattdessen sollten „standort- und nutzungstypische Humusgehalte“ für Acker- (konventionell und ökologisch bewirtschaftet), Grünland- und Forstböden definiert werden. Zur Erfüllung der Vorgabe aus dem BBodSchG müssen auf Betriebsebene gemessene, reale Humusgehalte an diesen Richtwerten bemessen werden.

Klärungsbedarf besteht bezüglich der rechtlichen Instrumente zur Einführung, Einhaltung und Überprüfung von Humus-Richtwerten sowie zu den finanziellen Anreizen im Rahmen einer Honorierung spezieller Maßnahmen zum Humuserhalt beziehungsweise zum Humusaufbau.

Kohlenstoff-Sequestrierung im Boden wird als Strategie zur Abschwächung des Treibhausgas effekts diskutiert. Menge und Dauer der Kohlenstoff-Speicherung hängen vom Stabilisierungsmechanismus und den Fraktionen/Pools, in denen der Kohlenstoff festgelegt wird, und ihrer Dynamik ab. Vor der Einführung von Instrumenten zur Honorierung spezieller Kohlenstoff-Sequestrierungs-Maßnahmen müssen diese grundsätzlich auf ihre mittel- bis langfristige Nachhaltigkeit hin geprüft werden. Um diesen Aspekt beurteilen zu können, muss die Stabilität beziehungsweise Abbaubarkeit des zusätzlich akkumulierten Humus ebenso charakterisiert werden wie die mögliche Gefährdung der organischen Bodensubstanz etwa durch Änderungen in der Bewirtschaftungsform oder -intensität.

Das Ziel des Humuserhalts beziehungsweise der verstärkten Boden-C-Sequestrierung kann durch Maßnahmen im Zusammenhang mit dem Anbau und der Nutzung nachwachsender Rohstoffe konterkariert werden. Zum einen bergen die Zunahme des Anbaus humuszehrender Kulturen sowie die Um- oder Übernutzung von CO₂-speichernden Vegetationsformen wie Wald oder Grünland eine Gefahr für die organische Bodensubstanz. Zum anderen ist der maximale Biomasse-Export von der Fläche zum Zwecke eines maximalen Ertrages an Energierohstoffen mit der Gefahr negativer Humusbilanzen und sinkender Humusgehalte verbunden. In Kapitel 2.1. werden die Empfehlungen der Kommission Bodenschutz des Umweltbundesamtes und des Sachverständigenrates für Umweltfragen beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zum Schutz der organischen Bodensubstanz im Kontext nachwachsende Rohstoffe zusammengefasst.

Neben den Zielen des vorsorgenden Bodenschutzes, der Sicherung der ökologischen Bodenfunktionen und einer möglichen Mitigation des Treibhausgas-Effekts kommt der C-Sequestrierung zur regionalen Adaption an die Folgen des globalen Klimawandels zukünftig größte Bedeutung zu. Die Entwicklung des Humushaushaltes der terrestrischen Ökosysteme vor dem Hintergrund sich wandelnder Klimabedingungen kann bisher zwar

nicht hinreichend prognostiziert werden. In jedem Fall aber werden z.B. humusreichere Böden, deren Wasserspeicherkapazität höher ist als bei vergleichbaren humusärmeren Böden, hinsichtlich der Anpassung an regional trockenere Sommer von besonderer Bedeutung sein.

Auf der Grundlage der Ergebnisse dieses F&E-Vorhabens wird die Konzeption und Einrichtung eines nationalen Förderschwerpunktes „C-Sequestrierung in Böden“ und einer Wissensplattform als integrativem Bestandteil zur Vernetzung der relevanten AkteurInnen und zum zielgerichteten Austausch relevanter wissenschaftlicher Befunde empfohlen.

Abschnitt I.

Annette Prechtel und Oliver Bens

1. Einführung

1.1. Hintergrund und Motivation des F&E-Vorhabens

Böden sind mit ihren vielfältigen natürlichen Bodenfunktionen zentraler Bestandteil des Naturhaushaltes; ebenso werden sie genutzt und stellen damit eine grundlegende Ressource jeder Volkswirtschaft dar. Der Humusgehalt von Böden bestimmt wesentlich die Eigenschaften von biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen in Böden, die für die Aufrechterhaltung der natürlichen Bodenfunktionen (Produktions-, Lebensraum- und Transformationsfunktion) relevant sind. Gleichzeitig sind Humusgehalt und Humusqualität eines Bodens Ergebnis aus Standorteigenschaften (einschließlich der Vegetation und der jeweiligen klimatischen Bedingungen) und der Nutzung durch den Menschen. Darüber hinaus ist die Wechselwirkung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C) mit der Atmosphäre aus Gründen des Einflusses auf das Klima nicht zu vernachlässigen.

Nicht allein aus Gründen des Bodenschutzes, sondern auch im Rahmen der aktuellen Klimadebatte sind der Humus und die Kohlenstoffvorräte der Böden deshalb nicht nur von wissenschaftlichem Interesse. Zum einen stellt sich die Frage, wie sich Humusgehalte und -vorräte der Böden aufgrund prognostizierter klimatischer Veränderungen in Zukunft potentiell entwickeln werden. Zum anderen muss im Zusammenhang mit der verpflichtenden Klimaberichterstattung Deutschlands der Frage nachgegangen werden, ob und welche Böden in welchem Ausmaß als C-Quelle oder C-Senke reagieren. Hierfür und für die Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung (= Kohlenstoff-Festlegung) in Böden sind Kenntnis beziehungsweise Dokumentation des aktuellen Humusversorgungszustandes der Böden unabdingbar. Die Erhaltung oder (Wieder-)herstellung eines optimalen Humusversorgungszustandes von Böden sind im Hinblick auf eine langfristige Sicherung der natürlichen Bodenfunktionspotenziale, neben der Sicherung optimaler Erträge, wichtige Bestandteile land- und forstwirtschaftlicher Tätigkeit und auch ein aktiver Beitrag zum Klimaschutz. Die Bedeutung des Gehaltes organischer Substanz wurde auch bei der Bodenschutzgesetzgebung aufgenommen und rechtlich allgemein festgeschrieben. Gemäß § 17 (2) Nr. 7 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) gehört „zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft insbesondere, dass der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität, erhalten wird.“

Die grundsätzliche Bedeutung des Humus beziehungsweise der organischen Bodensubstanz für natürliche Bodenfunktionen ist wissenschaftlich gut belegt und relevante Zusammenhänge sind qualitativ erforscht. Die im BBodSchG geforderten „standorttypischen“ Humusgehalte für unterschiedliche Standorte und Nutzungsarten, die in Form von Richtwerten der land- und forstwirtschaftlichen Praxis und Beratung an die Hand gegeben werden könnten, sind bisher allerdings nicht definiert. Ebenso wenig gibt es Hinweise inwieweit C-Sequestrierung im Rahmen der Klimadiskussion (z.B. beim Emissionshandel) einbezogen werden kann.

Zur Definition „standorttypischer“ Humusgehalte ist die Kenntnis des Status quo der Humusversorgung in Zusammenhang mit Standortdaten und Kenntnissen zur aktuellen und historischen Nutzung der Böden notwendig. Im Zuge der Erarbeitung einer Europäischen

Bodenrahmenrichtlinie zum Bodenschutz wird die Erzielung und Einhaltung „optimaler Humusgehalte“ gefordert. Obwohl bereits Zielgrößen für diesen sogenannten „optimalen“ Humusgehalt in die Diskussion gebracht wurden, existiert bislang keine wissenschaftlich konsensfähige Definition, woran sich „optimale“ Humusgehalte bemessen und woraus sie abgeleitet werden können. Das vorliegende Vorhaben zielt darauf ab, aufbauend auf einer kurzen Auswertung zum aktuellen Stand des Wissens, einen Beitrag zur Begriffsbestimmung und weiteren Diskussion um „standorttypische“, „kritische“ und „optimale“ Humusgehalte zu leisten.

Eine zusätzliche Motivation für dieses Vorhaben resultiert aus dem Spannungsfeld zwischen dem Schutz der organischen Bodensubstanz und ihrer verstärkten Nutzung durch den zunehmenden Anbau nachwachsender Rohstoffe (NawaRo). Maximaler Export der angebauten Ackerfrüchte/-kulturen von der Anbaufläche zur energetischen und stofflichen Verwertung und eine geringe Nachlieferung reproduktionswirksamer organischer Masse hat Humuszehrung zur Folge und steht sowohl im Widerspruch zum Ziel „Erhalt der organischen Bodensubstanz“ als auch zu dem Ziel „C-Sequestrierung im Boden und Nutzung des Bodens als CO₂-Senke“.

Im Zuge der prognostizierten Klimaveränderung sind regional geringere Niederschlagsmengen in der Vegetationsperiode und längere Trockenperioden vorhergesagt. Auch in diesem Zusammenhang kommt dem Humus des Bodens eine zentrale Bedeutung zu, wenn es darum geht, unter sich ändernden Klimabedingungen die Funktions- und Ertragsfähigkeit der Böden zu erhalten. Humus besitzt eine hohe Wasserspeicherkapazität und bewirkt indirekt, infolge der Beeinflussung der Porengrößenverteilung, eine verbesserte Infiltration von Wasser in den Boden. Diese zur Anpassung an sich ändernde Klimabedingungen bedeutsamen ökosystemaren Leistungen des Humus werden neben der möglichen CO₂-Senken-Funktion der Böden zunehmend von Interesse zur Bewertung des Humusversorgungszustandes sein.

1.2. Zielsetzung

Vor diesem Hintergrund verfolgte das hier dokumentierte Vorhaben folgende Ziele:

- Überblick über den Stand des Wissens zur Humusversorgung von Böden in Deutschland
- Darstellung möglicher Entwicklungen der organischen Bodensubstanz in Deutschland durch die prognostizierte Klimaveränderung und die verstärkte Nutzung im Bereich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe
- Bewertung von Möglichkeiten zu Erhalt und Optimierung der Versorgung mit organischer Bodensubstanz im Rahmen der pflanzenbaulichen Nutzung
- Beitrag zur Begriffsbestimmung und Definition „optimaler“ beziehungsweise „standorttypischer“ Humusgehalte
- Diskussion von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland
- Darstellung offener Fragen und Ansätze für weitere Forschungsaktivitäten

1.3. Vorgehensweise

Zur Bearbeitung der vorgenannten Ziele wurden im Wesentlichen zwei Ansätze verfolgt:

1. Literaturrecherchen und Expertengespräche (z.B. Arbeitskreis "Präzisierung des VDLUFA-Standpunktes Humusbilanzierung" des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA))
2. Durchführung und Auswertung des zweitägigen Experten-Workshops „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ mit folgenden Themenschwerpunkten:
 - Status quo der Humusversorgung in Deutschland
 - mögliche Folgen des Klimawandels auf die Humusentwicklung in den Klimaregionen Deutschlands
 - Humus im Spannungsfeld von Bodenschutz und Bodennutzung
 - Theorien und Grundlagen zum Schutz der organischen Bodensubstanz
 - Humusnutzung und -erhalt in der Praxis
 - Definition „optimaler Humusgehalte“
 - C-Sequestrierungspotenziale in Böden Deutschlands
 - aktuelle rechtliche Regelungen zum Schutz der organischen Bodensubstanz
 - rechtliche Instrumente und ökonomische Anreize zum Erhalt der organischen Bodensubstanz

Vor diesem Hintergrund beruhen die Kapitel 1 bis 3 des vorliegenden Berichts auf der Basis von Literaturlauswertungen beziehungsweise der Teilnahme an den Beratungen des VDLUFA-Arbeitskreises. In Kapitel 4 werden die zentralen Ergebnisse des Experten-Workshops ausgewertet sowie die Stellungnahmen der beteiligten Fachreferenten in Kurzzusammenfassungen dokumentiert. Die vollständigen schriftlichen Beiträge der Referenten des Workshops sind im Anhang angeführt.

Dem hier dokumentierten Projekt geht unmittelbar das F&E-Vorhaben 202 71 264 „Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG“ voraus (Wessolek et al., 2008). Die Autorengruppe dieses Vorhabens geht in ihrem Bericht ausführlich auf die Wirkungen der organischen Bodensubstanz auf Bodenfunktionen, den Einfluss der Standortfaktoren und landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die organische Bodensubstanz, auf Modelle zum C- und N-Kreislauf sowie auf das Thema Böden im Rahmen der Klimadiskussion ein. Außerdem enthält der Bericht unter anderem einen detaillierten Vergleich von Methoden zur Charakterisierung der organischen Bodensubstanz. Diese Themen werden deshalb hier nur insoweit ausgeführt, als sie der eigenständigen Lesbarkeit und dem Verständnis des vorliegenden Berichts dienen.

1.4. Humus: Grundlagen und Stand des Wissens

Definition und Bedeutung

Zur organischen Substanz in Böden zählen alle in und auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe und deren Umwandlungsprodukte. Auch die durch menschliche Tätigkeit eingebrachten organischen Stoffe zählen zur organischen

Bodensubstanz. Die Gesamtheit der organischen Bodensubstanz wird häufig gleichgesetzt mit dem Begriff Humus (Kögel-Knabner, 2002). Auch im vorliegenden Bericht werden die Begriffe organische Bodensubstanz und Humus synonym verwendet.

Die Bedeutung des Humus ist in der komplexen Verbesserung nahezu aller Bodeneigenschaften begründet. Humus ist die ausschließliche Energie- und Kohlenstoffquelle für heterotrophe Bodenorganismen, ein wichtiger Nährstoffspeicher und beeinflusst maßgeblich die bodenbiologische Aktivität, die Gefügestabilität, das Wasserspeichervermögen sowie die Puffer- und Filterfunktion der Böden (Kögel-Knabner, 2002; Stevenson, 1994; Sauerbeck, 1992). Der Erhalt einer ausreichenden Humusversorgung ist ein wesentlicher Grundsatz der guten landwirtschaftlichen Praxis (BMVEL, 2004) und dient der nachhaltigen Sicherung ihrer Produktivität (Hülsbergen et al., 2005; Rees et al., 2001).

Die organische Bodensubstanz nimmt eine zentrale Stellung im globalen Kohlenstoff-Kreislauf ein: Etwa 80 % der terrestrischen organischen Kohlenstoffvorräte, die im aktiven C-Kreislauf eingebunden sind, sind in den Böden gebunden und nur etwa 20 % in der Vegetation (Kögel-Knabner, 2002). Humusverlust trägt neben der Beeinträchtigung von Bodenfunktionen zur Freisetzung von CO₂ sowie weiterer Spurengase (CH₄, N₂O) und damit prinzipiell zum Treibhauseffekt bei. Andererseits können Böden unter Bedingungen, die die Biomasseakkumulation stärker begünstigen als den mikrobiellen Abbau von organischer Bodensubstanz, und unter der Voraussetzung, dass Bewirtschaftung nicht zu Humuszehrung führt, Kohlenstoff sequestrieren und somit als C-Senke fungieren. Zu berücksichtigen ist jedoch, in welcher der unterschiedlich stabilen Humusfraktionen (s.u.) der organische Kohlenstoff gebunden wird und wie nachhaltig die C-Sequestrierung tatsächlich ist.

Fraktionen, Steuergrößen und Verteilung der organischen Bodensubstanz

Humusfraktionen

Dem Boden werden über Ernte- und Wurzelrückstände sowie durch organische Dünger sogenannte organische Primärsubstanzen (OPS) zugeführt. Diese bestehen aus leicht abbaubaren und schwerer abbaubaren, also in ihrer Wirkung humusreproduktionswirksamen Anteilen. Die leicht abbaubaren Anteile der OPS werden in kurzer Zeit (meist noch im Jahr der Aufbringung) durch heterotrophe Bodenlebewesen als Nahrungs- und Energiequelle genutzt und dabei zu Kohlendioxid veratmet. Die humusreproduktionswirksamen Anteile organischer Primärsubstanzen werden durch mikrobiologische Stoffwechselforgänge und bodenchemische Prozesse in bodenintegrierte Humusbestandteile umgewandelt (Reinhold, 2008; s. 8.9.) (Abb. 1.).

Die organische Bodensubstanz stellt ein Kontinuum unterschiedlicher Substrate dar, das von leicht zersetzbaren bis hin zu sehr langlebigen Komponenten reicht. Wie lange die organische Bodensubstanz im Boden verweilt, hängt nicht nur von ihrer biochemischen Zusammensetzung (potenziellen biologischen Abbaubarkeit) ab, sondern auch von ihrer chemischen und physikalischen Stabilisierung (zum Beispiel durch die Bindung an Mineraloberflächen, Einschluss in Bodenaggregaten (Preger et al., 2006). Zur Entwicklung mechanistischer Modelle und zur Prognose von Änderungen des Vorrats organischer Bodensubstanz müssen die verschiedenen funktionellen Pools der organischen Substanz charakterisiert und quantifiziert werden (v. Lützwow et al., 2007).

Eine Reihe von Modellen zur Modellierung der Humus- und Nährstoffdynamik differenziert die organische Bodensubstanz meist in drei Kompartimente (labil, intermediär, passiv) und basiert auf empirisch gewonnenen Umsatzraten der organischen

Bodensubstanz (Falloon und Smith, 2000). Franko (1997) gliedert die organische Substanz im Boden in die umsetzbare und die inerte Humusfraktion (Abb. 1.). Den C-Pool, der sich keiner aktuellen OPS-Quelle zuordnen lässt, offenbar unabhängig von den angebauten Fruchtarten und den zugeführten organischen Düngern existiert und nicht an Umsetzungsprozessen beteiligt ist, bezeichnet der Autor als inert. Den umsetzbaren Pool differenziert Franko (1997) weiter in die aktive und die stabilisierte Fraktion.

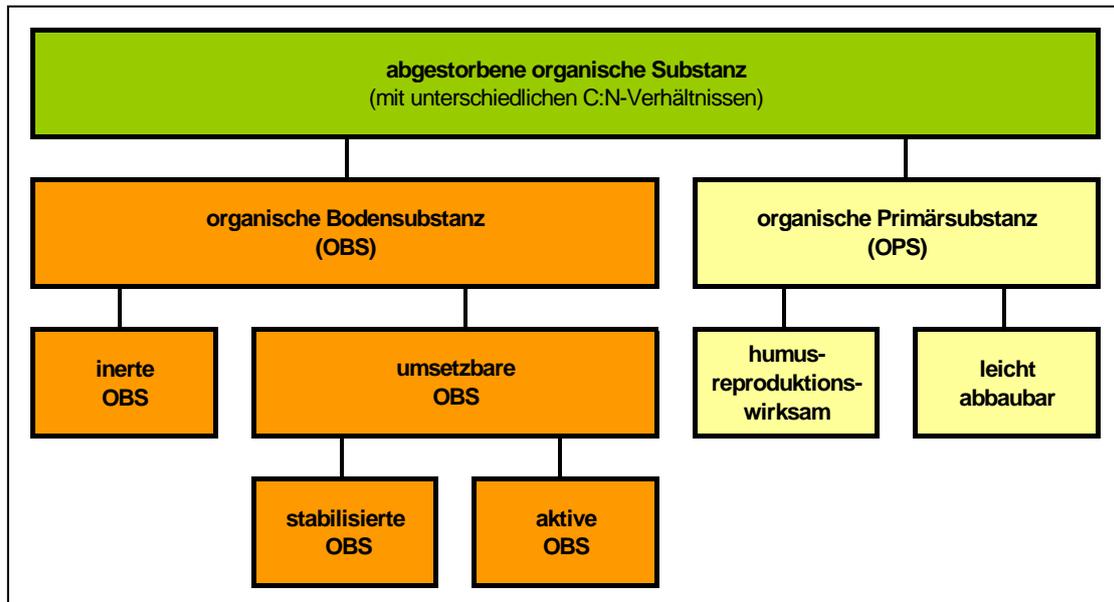


Abb. 1.: Gliederung unterschiedlich abbaustabiler Fraktionen der organischen Substanz im Boden (Reinhold, 2008).

Ergebnisse des Schwerpunktprogramms 1090 der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) "Soils as a source and sink for CO₂ – mechanisms and regulation of organic matter stabilisation in soils" deuten jedoch darauf hin, dass die biologische Zersetzergemeinschaft in der Lage ist, jegliche organische Substanz abzubauen (Kögel-Knabner et al., 2008). Auf der Grundlage dieser jüngsten Forschungsergebnisse entwickelten v. Lützw et al. (2008) ein konzeptionelles Modell zur Stabilisierung der organischen Substanz (Abb. 2.) und überprüften es am Datensatz zweier versauerter Waldböden und zweier landwirtschaftlich genutzter Böden. Über die wirksamen Prozesse der Stabilisierung kamen die Autoren zu dem Schluss, dass selektiver Schutz sogenannter rekalcitranter (durch strukturelle Eigenschaften stabilisierter) Komponenten im aktiven Pool relevant ist und besonders in Horizonten mit hohem Kohlenstoff-Gehalten. Biogene Aggregation (Bildung von und Einschluss in Aggregaten) schützt organische Bodensubstanz im intermediären Pool und sei auf Oberboden-Horizonte begrenzt. Im passiven Pool wirken physikalische Stabilisierung (Einschluss in Ton-Mikro-Aggregaten und Bildung hydrophober Oberflächen) und die Stabilisierung durch organo-mineralische Interaktionen (mit der Bodentiefe zunehmend). v. Lützw et al. (2008) stellen fest, dass die Potenziale der Stabilisierung standort- und horizontspezifisch sind und die Bewirtschaftung Einfluss auf die Stabilisierungsmechanismen hat. So verstarke z.B. das Pflügen organo-mineralische Interaktionen, so dass dieser Mechanismus in Pflughorizonten mit hoher mikrobieller Aktivität und hohem C-Umsatz auch zur Stabilisierung im intermediären Pool beitragen könne. Ein besseres Verständnis derjenigen Prozesse, die räumliche Unerreichbarkeit der organischen Bodensubstanz für Zersetzer im passiven Pool bewirke, ist nach wie vor nötig.

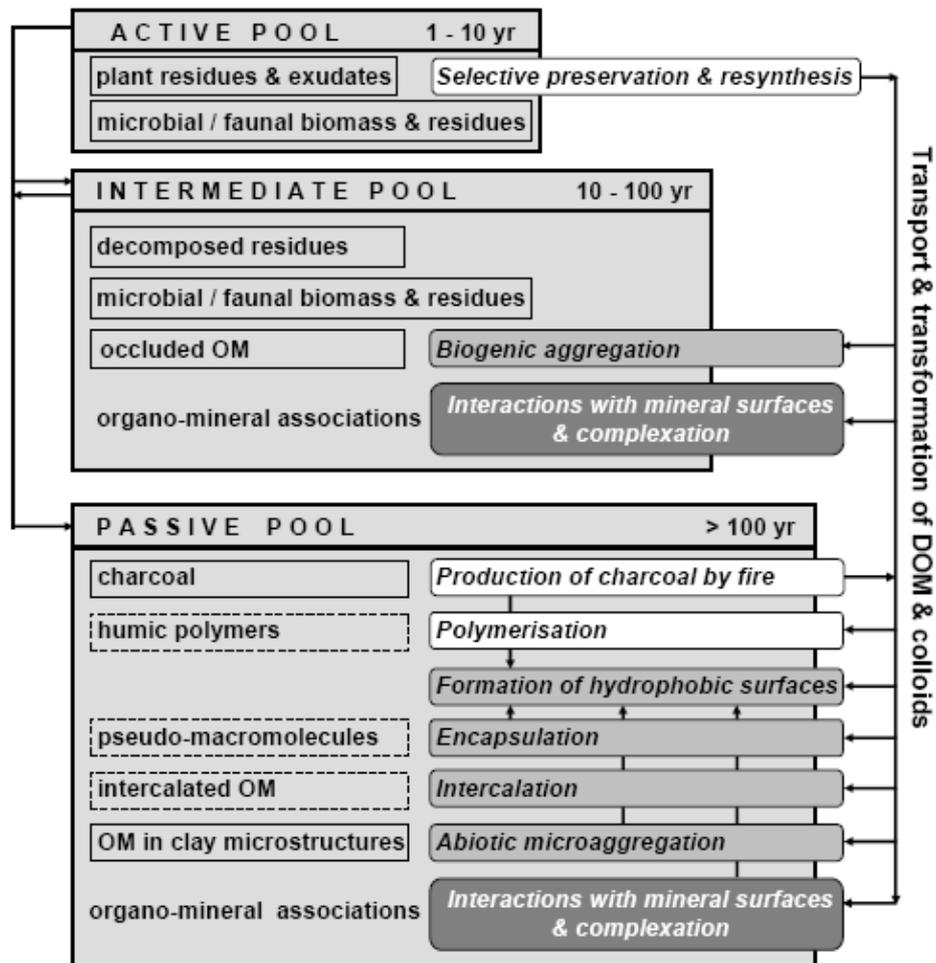


Abb. 2.: Konzeptionelles Modell zur Stabilisierung organischer Substanz. *Kursiv: Mechanismen*; 3 Prozess-Gruppen (primäre und sekundäre Rekalzitranz, räumlicher Einschluss und Unerreichbarkeit für die Zersetzergemeinschaft, organo-mineralische Interaktionen). Vorräte in unterbrochenen Linien wurden bisher zwar postuliert, konnten aber durch direkte Messungen noch nicht nachgewiesen werden. DOM = dissolved organic matter (gelöste organische Substanz) (v. Lützow et al., 2008).

Kögel-Knabner (2002) charakterisiert die organische Bodensubstanz entsprechend der Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit: Die labile Fraktion, etwa 1 – 5 % der organischen Bodensubstanz, hat vor allem Bedeutung für die kurzfristige Nährstoffversorgung in Böden und wird innerhalb von Monaten oder wenigen Jahren umgesetzt. Die intermediäre Fraktion (in ackerbaulich genutzten Böden etwa die Hälfte der organischen Bodensubstanz) wird stark durch verschiedene Bewirtschaftungs- und Bodenbearbeitungsmaßnahmen beeinflusst und hat Einfluss auf die mittelfristige (10 bis 50 Jahre) Bodenfruchtbarkeit. Die passive Fraktion hingegen wird nur wenig durch Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst und hat mittlere Verweilzeiten von Hunderten bis Tausenden von Jahren.

Steuergrößen des Humusgehaltes und Verteilung der organischen Substanz im Bodenprofil

Der Humusgehalt wird durch den Eintrag von Biomasse, deren Zersetzungsrate und der Menge an bereits vorhandener organischer Bodensubstanz gesteuert. Biomasseproduktion und Intensität der mikrobiellen Tätigkeit und damit die Wirkung eines bestimmten C-

Inputs auf den Humusgehalt eines Bodens hängen wiederum wesentlich von den durch Bodentextur und Standortklima (Bodentemperatur, Bodenwassergehalt, Aeration des Bodens etc.) gegebenen Standortbedingungen ab (Franko und Oelschlägel, 1995).

Wessolek et al. (2008) und Preger et al. (2006) diskutieren ausführlich die natürlichen und anthropogenen Steuergrößen des Humusgehaltes: Klima (Temperatur und Niederschlag), Bodenparameter (Bodenart, pH-Wert), Relief, Qualität der eingetragenen organischen Substanz, Landnutzung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) und Landbausystem (konventionell, ökologisch). Demnach haben die Standortbedingungen (Klima, Bodenart) vor der Nutzung den stärksten Einfluss auf den Humusgehalt. Beese (2008) differenziert in Anlehnung an Lal (2001a) die Vielfalt der Faktoren, die Einfluss auf die Dynamik der organischen Bodensubstanz haben, wie folgt (Abb. 3.).

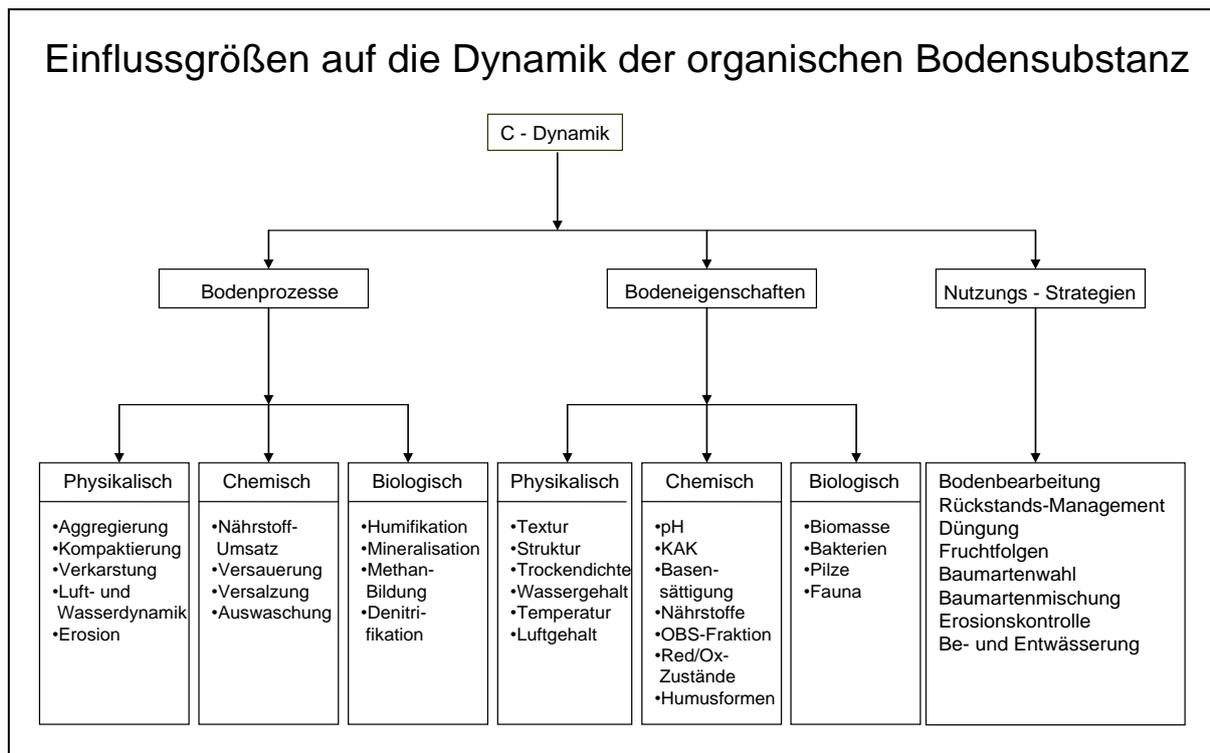


Abb. 3.: Differenzierung der Einflussgrößen, die auf die organische Bodensubstanz einwirken und deren Poolgröße und Zusammensetzung bestimmen (Beese, 2008 verändert nach Lal, 2001a; s. 8.2.).

In der Regel sind die Humusgehalte in Oberböden unter Grünland und Wald am höchsten, unter Acker deutlich niedriger (Abb. 4.). Die Bearbeitungsweise (etwa Pflug vs. pfluglos) wirkt sich im Vergleich zu den beiden vorgenannten Gruppen von Steuergrößen weniger stark auf die Humusgehalte aus (s. 3.1.). Wessolek et al. (2008) führen aus, dass je tonreicher, niederschlagsreicher und kühler ein Standort ist, je weniger ein Boden bearbeitet wird und je mehr ihm organische Substanz zugeführt wird, sich höhere Gehalte an Humus einstellen. Bei feinkörnigen Substraten ist der Humusgehalt allerdings unter Trockenheit am höchsten (Schwarzerden im „Steppenklima“).

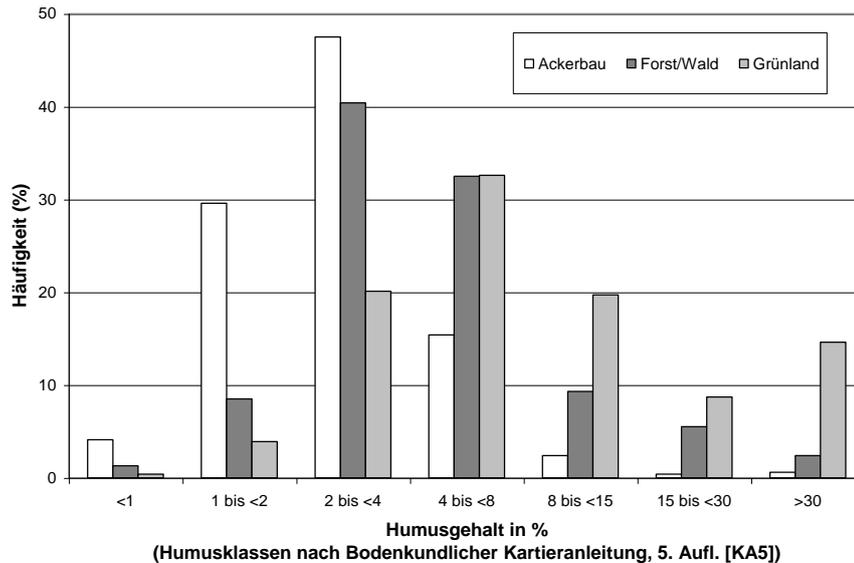


Abb. 4.: Häufigkeitsverteilung der Humusgehalte (Klassen nach KA5) von Oberböden in Deutschland differenziert nach den Hauptnutzungsarten Acker, Grünland, Wald und basierend auf bundesweit vorliegenden Punkt-/Profildaten (Düwel und Utermann, 2008; s. 8.1.).

Während die höchsten Gehalte und Umsätze der organischen Substanz in den Oberböden zu finden sind, liegen die C_{org} -Gehalte in den Unterböden, mit Ausnahme der Schwarzerden, Kolluvisole, Auenböden, Podsole und Vertisole sehr viel niedriger (Kögel-Knabner, 2002). Aufgrund der höheren Lagerungsdichte können trotz geringer C_{org} -Konzentrationen beträchtliche Vorräte organischer Substanz im Boden gespeichert sein. Der Humusvorrat ist die absolute Humusmenge in einem betrachteten Bodenvolumen (z.B. Humusvorrat des Pflughorizontes) und wird für dieses aus der Multiplikation des Humusgehaltes mit der Lagerungsdichte errechnet. Nach Kögel-Knabner (2002) erfolgt in deutschen Waldböden etwa ein Drittel bis die Hälfte der Kohlenstoff-Speicherung im Unterboden. Rumpel et al. (2002) beziffern den Anteil der Humusvorräte im Unterboden (B- und C-Horizont) zweier untersuchter Waldböden (Fichtelgebirge und Steigerwald) auf 47 und 75 % am Gesamtvorrat im Mineralboden. Diese vertikale Verteilung der Humusvorräte wurde in einer Studie von Schöning et al. (2006) bestätigt. Die Autoren schließen auf der Basis ihrer Ergebnisse auf die große Bedeutung der Unterböden als Kohlenstoff-Speicher in temperaten Waldökosystemen.

Hinsichtlich der Beurteilung der Humusentwicklung in ackerbaulich genutzten Böden weisen Preger et al. (2006) ebenso auf die Bedeutung der Tiefenverteilung der organischen Bodensubstanz hin. Diese werde durch verschiedene Durchwurzelungstiefen der einzelnen Fruchtarten beeinflusst. Bei der ausschließlichen Beprobung des Pflughorizontes beziehungsweise der oberen 30 cm des Ackerbodens wird die organische Substanz in tieferen Bodenhorizonten nicht erfasst (s.u.).

Räumliche Heterogenität und zeitliche Variabilität von Humusgehalten

Nach Preger et al. (2006) wurde die Analysetechnik zur Bestimmung von organischem Kohlenstoff in den vergangenen 20 bis 30 Jahren weitgehend standardisiert (s.u.) und kann als reproduzierbar angesehen werden. Die trotzdem unrealistisch starke zeitliche Variation der Humusgehalte von wiederholt beprobten Ackerflächen deuten die Autoren als Folge einer nicht repräsentativen Probenahme, die die räumliche Heterogenität der Ackerfläche

(kleinräumige Unterschiede in Bodenart, Aggregation und Relief, ungleichmäßige Verteilung von Düngern und Wurzeln) nicht berücksichtigt. Exemplarisch bilden sie organische Kohlenstoff-(C_{org})-Gehalte eines agrarisch genutzten Bodens ab, die bereits im 10x10 m-Raster um fast 300 % schwanken.

Humusgehalte sind sowohl der räumlichen Heterogenität als auch der zeitlichen Variabilität unterworfen. Ursache für die zeitliche Variabilität der Bodenhumusgehalte sind die kurz- und langfristige Dynamik zwischen pflanzlichem Humusbedarf, Nachlieferung und Abbau von organischer Primärschubstanz (OPS) und der Umwandlung von organischer Bodenschubstanz in Zusammenhang mit den klimatischen Bedingungen (s.o.). Entwicklungen der Humusgehalte können deshalb nur über lange Zeitreihen jährlich gemessener Werte abgeschätzt werden, um den Einfluss von Witterungsschwankungen zwischen den Jahren zu minimieren (Beerbaum, 2003). Da der Humusgehalt auch einem jahreszeitlichen Rhythmus unterliegt und die jahreszeitlich bedingten Schwankungen mitunter größer sind, als die durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen erzielbaren Veränderungen (Körschens, 1982), ist zur Vergleichbarkeit von Humusgehaltsmessungen eines Standortes ein einheitlicher Probenahmezeitpunkt anzustreben (s. 1.4.4.). In Übereinstimmung mit Literaturangaben fand Körschens (1982) in ackerbaulich genutzten Böden eines Dauerversuchsstandortes jahreszeitliche Schwankungen von 0,2 % Kohlenstoff (Prüfparameter war Gesamt-Kohlenstoff (C_t) nach Ströhlein) in 0–20 cm Tiefe.

Probenahme und Bestimmung des Humusgehaltes

Probenahme

Die Verteilung des Humus über das Bodenprofil hängt von der Nutzungs-/Bewirtschaftungsform (s.o.) ab. Dementsprechend ist in Abhängigkeit des Untersuchungsziels die Probenahmestrategie (insbesondere die Tiefenstufen der Probenahme und die insgesamt beprobte Bodentiefe) zur Bestimmung von Humusgehalt und Humusvorrat (s.o.) an Nutzung und Standort anzupassen.

Für Waldböden ist die organische Auflage – auch Humusaufgabe – sowie der Mineralboden gemäß der in Deutschland gebräuchlichen Arbeitsanleitungen „Forstliche Standortsaufnahme“ des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) und der „Bodenkundlichen Kartieranleitung“ der Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005) zu beproben. In der Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II, 2006; Kapitel 5) ist die Bodenprobenahme für die Untersuchung des Humusstatus detailliert beschrieben. Während das Standardverfahren zur Beprobung der BZE-Punkte die Satellitenbeprobung mit einem Bodenprofil darstellt, sieht das Verfahren des Level II-Programms (europäisches Intensivmonitoring) eine flächenbezogene Beprobung vor; es werden drei Mischproben aus 24 Einzelbeprobungen hergestellt und analysiert (Wellbrock und Bolte, 2008; s. 8.13.). Da in deutschen Waldböden ein großer Anteil der gesamten C-Speicherung im Unterboden erfolgt (s.o.), ist die Beprobung und Erfassung der Humusgehalte in den tieferen Bodenhorizonten im Wald von besonderer Bedeutung. Sowohl das BZE- als auch das Level II-Verfahren sehen eine Beprobung „wenn möglich“ bis in 2 m Tiefe vor.

Capriel (2006) gibt Hinweise zu Bodenprobenahmen in der Landwirtschaft, die auch kleine Veränderungen des Humusgehaltes und der Humusqualität im Laufe der Zeit erfassbar machen, jedoch aufwendig sind. Er empfiehlt die Beprobung mehrerer (ca. 5) kleiner, kreisförmiger Teilflächen (< 10 m²) pro Schlag, deren Position bekannt sind und über GPS-Koordinaten dokumentiert werden. Aus jeder Teilfläche sollen mehrere Einzelproben

aus 0 – 15 cm Tiefe entnommen und getrennt analysiert werden, so dass anschließend für jede Teilfläche Mittelwerte von C_{org} und weiteren Humusparametern vorliegen. Begründet wird dieses Vorgehen anstelle der „üblichen“ Mischprobe aus dem gesamten Schlag mit der größeren Homogenität der Teilflächen (s.o.).

Im Gegensatz zu Capriel (2006) und der in der Praxis Tiefen bezogenen Beprobung (häufig über eine Tiefenstufe von 0 – 30 cm (Pflughorizont) und 30 – 60 cm) empfehlen Preger et al. (2006) die horizontbezogene Beprobung und zur besseren Interpretierbarkeit der Werte die zusätzliche Erfassung der Lagerungsdichte. Außerdem weisen Preger et al. (2006) darauf hin, dass durch die in zahlreichen Inventuren übliche Beprobungstiefe von 0,3 m und die Tatsache, dass viele Fruchtarten bis in 1 m Tiefe und tiefer wurzeln, die organische Bodensubstanz in den tieferen Bodenhorizonten nicht adäquat berücksichtigt wird.

Als geeigneten Zeitpunkt der Probenahme empfiehlt Capriel (2006) grundsätzlich das Frühjahr vor Beginn der Vegetationszeit, wenn Pflanzenreste des Vorjahres weitgehend abgebaut sind. Die Probenahme soll vor der Ausbringung der Gülle und des mineralischen Stickstoff-Düngers oder frühestens zwei Wochen danach erfolgen und in einem Turnus von sechs bis zehn Jahren wiederholt werden. Die Cross-Compliance-Verordnung (cc; Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung, 2004) schreibt eine erneute Bestimmung des Humusgehaltes mindestens alle sechs Jahre vor (sofern die Betriebe keine jährliche Humusbilanz erstellen, s. 2.3. und 2.4.). Körschens und Spitzl (1978) weisen allerdings darauf hin, dass zum Nachweis absoluter Veränderungen des Humusgehaltes über mehrere Jahre, bedingt durch die großen Schwankungen der Untersuchungsergebnisse innerhalb eines Jahres und zwischen den Jahren, jährliche Probenahmen jeweils zum gleichen Zeitpunkt erforderlich sind (s.o.). Zusätzlich solle über die Mitbestimmung des C/N-Verhältnisses eine Plausibilitätskontrolle erfolgen. Auch Beese (2008) (s. 8.2.) betont den relativ großen Bestimmungsfehler aufgrund der hohen räumlichen Variabilität des Humusgehaltes (s.o.).

In diesem Zusammenhang wird auch auf die Probenahmевorschriften nach Bundesbodenschutzrecht verwiesen. Ausführungen finden sich dazu in Anhang 1 der BBodSchV.

Bestimmung des Humusgehaltes

Der in-situ-Humusgehalt kann mit gewissen Einschränkungen anhand der Bodenfarbe abgeschätzt und nach acht Humusgehaltsklassen (Bodenkundliche Kartieranleitung, Ad-Hoc-AG Boden, 2005) beurteilt werden. Preger et al. (2006) nennen auch die Möglichkeit der Fernerkundung und der Bestimmung des Humusgehaltes aus spektralen Informationen im sichtbaren und im Infrarotbereich. Neben diesen mit großer Unsicherheit behafteten Schätzverfahren im Feld kann der Humusgehalt nach Beprobung des Bodens und Labor-Analyse des Gehaltes an organischem Kohlenstoff bestimmt werden. Dabei errechnet sich der Humusgehalt aus der Multiplikation von C_{org} mit dem Faktor 2,0 (Kögel-Knabner, 2002). Bislang wird häufig der Faktor 1,724 verwendet (s. auch Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung, 2004), was auf der Annahme beruht, dass der Kohlenstoffgehalt von Humusstoffen ca. 58 % beträgt. Nach Kögel-Knabner (2002) werden jedoch bei der Analyse auch Streustoffe erfasst, die relativ C-arm sind, so dass die C-Gehalte eher bei 50 % liegen. Nach Capriel (2005) ist die Anwendung eines einheitlichen Umrechnungsfaktors für alle Böden unabhängig von Textur und Bewirtschaftung nicht korrekt, weshalb er ebenso wie Körschens et al. (1998) die direkte Angabe des C_{org} -Gehaltes als Maß für den Humusgehalt empfiehlt.

Für die Analyse des C_{org} -Gehaltes werden im Wesentlichen zwei Methoden in der Literatur beschrieben (Preger et al., 2006): Die Elementaranalyse (trockene Veraschung, DIN ISO 10964) und die Lichterfelde Methode (nasse Veraschung, DIN ISO 19684 Teil 2). Durch eine dritte Methode, die Bestimmung des Glühverlustes (DIN ISO 19684 Teil 3), kann in Böden mit über 80 % Sand die organische Bodensubstanz ausreichend genau ermittelt werden (Kögel-Knabner, 2002).

Neben der Bestimmung des C_{org} -Gehaltes wird die Analyse des heißwasserlöslichen organischen Kohlenstoffs (C_{hwl}) zur Beschreibung der am leichtesten umsetzbaren, labilen Humusfraktion und damit des Humusversorgungszustandes der Böden (s. auch 3.4.) diskutiert (Beerbaum, 2003; Wessolek et al., 2008; v. Lützow et al., 2007). Nach Körschens et al. (1998) ist nur diese relativ kleine, umsetzbare Fraktion durch menschliche Aktivitäten (Bewirtschaftung) beeinflussbar. Für die agrarische und ökologische Beurteilung der Kohlenstoff- und Stickstoff-Dynamik gebe der Gehalt an umsetzbarem Kohlenstoff mehr Aufschluss als der C_{org} -Gehalt. Auch das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft kritisiert, dass der Gesamtgehalt an Humus allein nur sehr wenig über den Versorgungszustand mit umsetzbarer organischer Bodensubstanz aussagt (BMVEL, 2004; s. auch 3.4.). Wessolek et al. (2008) schlussfolgern, dass die Ausprägung von Boden(teil)funktionen oder relevanter Parameter selten von der organischen Bodensubstanz als Ganzes, sondern vielmehr von einzelnen Fraktionen (s.o.) abhängt, die über den Parameter C_{org} allein nicht beschrieben werden können. Zur Charakterisierung der organischen Substanz im Boden im Hinblick auf ihre verschiedenen bodenbiologischen und bodenphysikalischen Funktionen haben die Autoren einen detaillierten Methoden-Vergleich unternommen. Sie kommen zu dem Schluss, dass für die Ermittlung und Festlegung von Ober- und Untergrenzen optimaler Humusgehalte (s. 3.3.) mittels Teil-Fraktionen der organischen Bodensubstanz und damit anderer Parameter als C_{org} als Summenparameter noch gezielte Untersuchungen durchgeführt werden sollten, da der bisherige Kenntnisstand noch nicht hinreichend sei.

Zur Bewertung der Messwerte muss, unabhängig davon, welcher Humus-Parameter untersucht wird und abgesehen von den Problemen der direkten Bestimmung (räumliche Heterogenität, zeitliche Variabilität, Messungenauigkeit; s.o.), zunächst ein wissenschaftlicher Konsens zu ‚optimalen Humusgehalten‘ beziehungsweise Richtwerten erzielt werden (s. 3.). Allein auf dieser Basis können Aussagen darüber getroffen werden, ob die Gehalte in einem anzustrebenden Bereich liegen oder nicht (Beerbaum, 2003).

2. Gefährdungssituation und Schutz der organischen Bodensubstanz in Deutschland

2.1. Gefährdung der organischen Bodensubstanz durch verstärkte Nutzung – aktuelle Entwicklung im Bereich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit hat in einem Sondergutachten „Klimaschutz durch Biomasse“ unter anderem die ökologischen Auswirkungen des zunehmenden Anbaus nachwachsender Rohstoffe (NawaRo) analysiert und bewertet. Ebenso wurde diese Thematik jüngst in einer von der Kommission Bodenschutz (KBU) des Umweltbundesamtes beauftragten Studie zum Thema „Bodenschutz und nachwachsende Rohstoffe“ durch das Institut für Internationale und europäische Umweltpolitik Ecologic bearbeitet. Die Empfehlungen der Kommission Bodenschutz zu diesem Thema sind derzeit in Vorbereitung für den Druck und lagen dieser Studie im Entwurf vor. Im nachfolgenden Kapitel sollen im Wesentlichen die für die organische Bodensubstanz relevanten Aspekte der genannten Studien ausgeführt werden.

Der Anbauanteil für nachwachsende Rohstoffe beträgt derzeit knapp 17 % der Ackerfläche in Deutschland (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.; FNR, 2007). Im Zusammenhang mit der raschen Zunahme des Energiepflanzenanbaus seit Anfang der 1990er Jahre rechnet der SRU (2007) damit, dass die Gefahren für den Naturhaushalt nur zum Teil in besonders umweltschädigenden Qualitäten neuartiger Anbauformen liegen. Viel stärker falle derzeit die flächenhafte Zunahme von risikoreichen, dies bedeutet umweltgefährdenden Kulturen wie zum Beispiel Raps oder Mais (die auch als Nahrungs-/Futterpflanzen angebaut werden) auf Kosten umweltfreundlicherer Anbauformen sowie die Um- oder Übernutzung von CO₂-speichernden Vegetationsformen wie Wald oder Grünland ins Gewicht. Die Grünlandnutzung unterliegt der Gefahr, für die Biomassenutzung in Ackerland umgewandelt zu werden (SRU, 2007).

Allerdings ist der Umbruch von Dauergrünland seit der EU-Agrarreform nur noch in geringem Umfang gestattet (KBU, 2008). Mit abnehmender Rentabilität der Milchviehhaltung, abnehmenden Ausgleichszahlungen (besonders nach dem Jahr 2013) und einer starken Subventionierung von NawaRo auf der Grundlage des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG, 2004) könnten mittelfristig aber Grünland-Flächen freigesetzt werden und der Bedarf bestehen, diese Flächen für den Anbau von NawaRo zu nutzen. Der Umbruch von Grünland zum Anbau nachwachsender Rohstoffe, so die KBU weiter, ist aus Sicht des Boden- und Gewässerschutzes strikt abzulehnen. Grünland-Umbruch bewirke eine starke initiale Umsetzung der organischen Substanz und eine Freisetzung von Stickstoff, die anschließend durch die regelmäßige Bodenbearbeitung, wie sie für Ackerkulturen nötig sei, zu wesentlich geringeren Humusgehalten als unter Grünland führe. Damit verbunden seien die massive Freisetzung des Treibhausgases CO₂ und erhebliche N-Austräge, sowohl als Nitrat in das Grundwasser als auch als N₂O in die Atmosphäre (KBU, 2008).

Für eine NawaRo-Nutzung müsse Grünland jedoch nicht umgebrochen werden. Grünland gehöre zu den produktivsten Landnutzungssystemen und mit dem Mähgut könnten in Biogasanlagen Methanerträge erzielt werden, die an diejenigen von Mais heranreichen (Prochnow et al., 2007). Durch diese Nutzung könnten auch bei veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen diese Landnutzungsformen und Lebensräume erhalten werden (KBU, 2008).

Die land- und forstwirtschaftlichen Praktiken wirken sich stark auf den Humusgehalt des Bodens aus (KBU, 2008). Bodenbearbeitung beschleunigt prinzipiell den Abbau von organischer Substanz. Eine ernst zu nehmende Gefährdung für die organische Bodensubstanz kann auch durch die intensive Nutzung von land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen (Waldrestholz, Stroh) resultieren (SRU, 2007). Das Ziel maximaler Biomasseerträge zur Energiegewinnung steht somit im Widerspruch zur Humusreproduktion und C-Sequestrierung im Boden. Die Verwertung von Ganzpflanzen und die Verwertung von landwirtschaftlichen Reststoffen wie Stroh sind mit der Gefahr negativer Humusbilanzen verbunden, da Stroh eine wichtige Rolle für die Humusbildung einnimmt (Vetter, 2001). Werden nicht nur die Körner von Mais, Getreide, Raps oder Sonnenblumen sondern auch die vegetative Masse (Stroh) vom Acker entfernt, führt dies zu einer deutlichen Reduktion des Humusgehaltes (KBU, 2008; Leithold und Hülsbergen, 1998).

Die zusätzliche Entnahme von Holz aus den Wäldern kann einen negativen Effekt auf die Waldböden bedingen. Durch die fehlende Nährstofflieferung durch den Abbau von Altholz, Rinde und Reisig kommt es zu einer Nährstoffverarmung und Versauerung der Böden (Rode et al., 2005). Spezifische Standards für den Anbau nachwachsender Rohstoffe sind laut SRU dort erforderlich, wo Auswirkungen zu befürchten sind, die beim Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln nicht vorkommen. Die Biomassenutzung eröffne vorher nicht vorhandene Verwendungsmöglichkeiten für die Reststoffe Stroh, Laub und Totholz. Deren Entnahme solle bereits aus Gründen der Treibhausgas-Optimierung von Biomasseanbau- und -nutzungsverfahren nicht dazu führen, dass der organische Gehalt des Bodens verringert wird. In Bezug auf die Entnahme organischen Materials erscheine der jeweilige Nachweis einer ausgeglichenen Humusbilanz erforderlich (SRU, 2007).

Zum Schutz der organischen Bodensubstanz empfiehlt der SRU (2007) die Einhaltung einer mindestens dreigliedrigen Fruchtfolge (gemäß der Cross-Compliance-Verordnung; s. 2.3.) ohne Ausnahmeregelungen. Zur Vermeidung großflächiger Monokulturen solle gleichzeitig die Möglichkeit eröffnet werden, die Zahl der jährlich anzubauenden Kulturen und ihre maximalen Betriebsflächenanteile rechtlich vorzugeben.

Wie sich der Anbau verschiedener Fruchtarten und Fruchtfolgen auf die organische Substanz im Boden auswirkt, kann anhand von langjährigen Erfahrungswerten aus Tabellen/Verfahren zur Humusbilanzierung (s. 2.4.) abgeschätzt werden. Dieser Aspekt wird sowohl im Ecologic-Gutachten (2005) als auch in den Empfehlungen der KBU näher beleuchtet. Ein mehrjähriger Anbau von Leguminosen (zum Beispiel Klee- und Luzernearten) sei demnach ein wirksames Mittel, den Humusgehalt der Böden konstant zu halten und zusätzlich die Fruchtbarkeit der Böden zu stärken, weil neben organischem Kohlenstoff auch Stickstoff dem Boden zugeführt werde (Ecologic, 2005). Auch beim Anbau schnellwachsender Baumarten, wie Weide oder Pappel, komme es zu positiven Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit. Jedoch seien diese stark abhängig von der Vornutzung. So könne es im Vergleich zu Dauergrünland zu Verlusten an organischer Substanz kommen (s.o.). Bei einer Vornutzung durch Getreide hingegen führt der Anbau in Kurzumtriebsplantagen zu einem Aufbau organischer Substanz. Längere Umtriebszeiten führten dabei zu einem höheren Humusaufbau.

Humuszehrende Fruchtarten wie z.B. Rüben, Kartoffeln und Mais bauen während des Wachstums mehr Humus ab als auf, weil sie in ihrer Jugendentwicklung den Boden erst spät bedecken und der Boden sich so stärker erwärmt (KBU, 2008). Zusätzlich werde der Boden in dieser Zeit zur Bekämpfung von Wildkraut und zur Mineralisierung von Stickstoff mehrmals bearbeitet. Demgegenüber seien Kulturen wie Raps oder Getreide, welche durch einen raschen Bestandesschluss gekennzeichnet sind, weniger humuszehrend. Zwischenfrüchte, die als Gründüngung verwendet werden, können einen positiven Einfluss auf den Humusgehalt haben. Ebenso bewirken mehrjährige Kulturen

einen ansteigenden Humusgehalt, da während ihres Anbaus keine Bodenbearbeitung erfolgt. Die Wirkung sei umso intensiver, je mehr organische Masse auch in Form von Wurzelrückständen auf der Fläche verbleibt (KBU, 2008). Beim Anbau dieser Arten komme es daher auf ausgewogene, geeignete Fruchtfolgen ohne Dominanz von Humuszehrern sowie eine dem Standort angepasste Düngung an (Ecologic, 2005). Bei niedrigen und mittleren Humusgehalten seien humusmehrende Maßnahmen durch den Einsatz organischer Dünger und Zwischenfruchtanbau empfehlenswert, um den jährlichen Abbau an organischer Substanz auszugleichen. Bei hohen Humusgehalten wiederum solle auf eine organische Düngung zum Zwecke der Nährstoffzufuhr verzichtet werden.

Die Empfehlungen der KBU (2008; s. 8.10.) zur Erhaltung beziehungsweise Wiederherstellung „optimaler Humusgehalte“ an den Produktionsstandorten lassen sich wie folgt zusammenfassen:

„Bei der Produktion nachwachsender Rohstoffe soll das Potenzial zur Sequestrierung von Kohlenstoff in Böden optimal ausgeschöpft werden. Mit geeigneten Anbauverfahren ist die Freisetzung klimarelevanter Spurengase auf ein Minimum zu begrenzen. Landwirtschaftlich erzeugte Biomasse ist so zu produzieren, dass die Böden mittel- und langfristig keine organische Substanz verlieren. Vor der Zufuhr organischer Stoffe aus externen Quellen müssen zunächst Erntereste vom Standort genutzt werden, um die Böden ausreichend mit organischer Substanz zu versorgen. Beim Eintrag externer Kohlenstoffquellen aus Wirtschaftsdüngern und Komposten sind die Vorgaben des vorsorgenden Bodenschutzes zu beachten. Die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und der natürlichen Bodenfunktionen muss gewährleistet sein.“

Biomasseproduktion, die mit negativen Humusbilanzen von Anbauflächen einhergeht, ist mit Netto-Emissionen von CO₂ aus dem Boden verbunden und trägt so zum Treibhauseffekt bei. Bei einem Verlust von nur 0,1 % Humus wird je Flächeneinheit ungefähr die gleiche Menge CO₂ in die Atmosphäre abgegeben, wie innerhalb eines Jahres von Pflanzen gebunden werden kann (KBU, 2008). Im Kontext eines Klimaschutzes durch Biomasse weist der SRU (2007) darauf hin, dass die für fundierte Prognosen der Umweltauswirkungen notwendige umfassende Betrachtung der Ökobilanz (Life-Cycle-Assessment) der Biomasse bisher noch nicht zufrieden stellend geleistet sei. Dies sei darauf zurückzuführen, dass die Ökobilanzierungen zum Teil sehr komplex sind (Reinhardt et al., 2006) und die Forschung mit den Entwicklungen in der Praxis nicht mehr Schritt halte (Rode et al., 2005). Eine Voraussetzung für diese Ökobilanzen sei, dass der gesamte Lebensweg vom Anbau der nachwachsenden Rohstoffe bis zur energetischen Nutzung betrachtet werde. Auch Koppelprodukte (zum Beispiel Stroh) spielen hierbei eine entscheidende Rolle.

2.2. Globaler Wandel – regionale Effekte: Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Entwicklung der Humusgehalte in Böden

Wie sich die globale Klimaveränderung auf die Entwicklung der Humusgehalte auswirken wird, kann nicht pauschal vorhergesagt werden. Sowohl die zukünftigen klimatischen Bedingungen als auch die davon abhängenden Humusgehalte müssen auf regionaler Skala differenziert beurteilt werden.

Das Max-Planck-Institut für Meteorologie (MPI-M), Hamburg und das Umweltbundesamt (UBA) haben am 25. April 2006 in Dessau mögliche zukünftige Klimaänderungen für Deutschland, Österreich und die Schweiz der Öffentlichkeit vorgestellt. In dem Workshop „Künftige Klimaänderungen in Deutschland – Regionale Projektionen für das 21. Jahrhundert“ wurden die jüngsten Modellergebnisse der Arbeitsgruppe Regionalmodellierung

präsentiert, die in einer vom UBA in Auftrag gegebenen Studie prognostiziert wurden. Erstmals konnten mit dem regionalen Klimamodell REMO des MPI-M Klimaszenarien auf einem 10x10 km Gitter berechnet werden, die nun auch für regionale Untersuchungen verwendet werden können. Grundsätzlich werden für Deutschland auf der Basis der Modellrechnungen (Szenario A1B: business-as-usual) für den Zeitraum 2071 – 2100 höhere mittlere Lufttemperaturen (in 2 m Höhe), heißere Sommer mit zunehmender Trockenheit und wärmere Winter mit höheren Niederschlagsmengen prognostiziert, (siehe detaillierte Ausführungen unter <http://www.mpimet.mpg.de/wissenschaft/ueberblick/-atmosphaere-im-erdsystem/regionale-klimamodellierung/remo-uba.html>).

Die regionale Ausprägung klimatischer Veränderungen beruht neben jahreszeitlichen Änderungen der atmosphärischen Zirkulation auf räumlich variierenden orographischen Effekten und hat daher einen klaren Bezug zu Naturräumen (Franke et al., 2006). Regionale Klimatrends der letzten 50 Jahre (1951 – 2000) wurden etwa von Franke et al. (2004) für Sachsen und von Bernhofer et al. (2003) für Thüringen dargestellt. Franke und Köstner (2007) zeigen für denselben Zeitraum in Mitteldeutschland einen Temperaturanstieg von 0,6 – 1 °C und deutlich höhere Niederschläge (bis zu +40 %) außerhalb der Vegetationsperiode. Während der Vegetationsperiode nehmen die Niederschläge bei dieser Projektion entlang eines Nord-Süd-Gradienten zwischen 40 % und 10 % ab. Die Autoren werten diese Trends hinsichtlich ihrer Bedeutung für das Verbreitungs-/Wuchsgebiet der Buche aus und folgern, dass sich durch die zunehmende Trockenheit während der Vegetationsperiode das potentiell natürliche Wuchsgebiet der Buche reduzieren wird. Daran wird deutlich, dass die klimatischen Veränderungen einen regional spezifischen Wandel der Vegetations- und Nutzungsformen nach sich ziehen können, wovon die Biomasseproduktion auf den Standorten und damit auch die Humusentwicklung abhängen wird.

Auf der Basis von Literatursauswertungen und eigenen Studien haben Wessolek et al. (2008) die Auswirkungen steigender Temperaturen, abnehmender Sommerniederschläge und eines zunehmenden Wasserbilanzdefizits auf die Humusvorräte landwirtschaftlich genutzter Böden in Brandenburg abgeschätzt. Für das zugrunde gelegte Klimaszenario des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) schlussfolgern die Autoren, dass die Kohlenstoffvorräte der sandigen und lehmigen Böden Brandenburgs abnehmen werden. Dieser Trend könne zu erheblichen Problemen auf den brandenburgischen Geschiebedecksanden führen. In anderen Regionen Deutschlands jedoch (z.B. Teilen Mecklenburg-Vorpommerns) weisen die Klimaszenarien einen Anstieg der Sommerniederschläge aus, mit der Folge, dass sich auf diesen Standorten langfristig ein höherer C_{org} -Gehalt einstellen könnte (Wessolek et al., 2008).

In Bezug auf Pflanzenwachstum und Humusentwicklung muss neben dem Faktor Erwärmung deshalb die Entwicklung der Niederschlagsmenge und der Niederschlagsverteilung über das Jahr in Betracht gezogen werden (s. auch Bernhofer et al., 2008; 8.3.). So können verringerte Niederschläge während der Vegetationsperiode in Teilregionen Deutschlands zu Ernteeinbußen/-ausfällen und zu Humusabbau führen. Eine Auswertung von Ernte-Daten (Food and Agriculture Organization Database) für Deutschland und weitere europäische Staaten ergab, dass während der Hitzeperiode 2003 die Netto-Primär-Produktion von Getreide deutlich geringer ausfiel als in den fünf Jahren zuvor (Ciais et al., 2005). In derselben Studie wurden CO_2 -Flussmessungen von 14 Waldstandorten in Europa für 2002 und 2003 hinsichtlich der Reaktion der Wälder auf die Hitzeperiode 2003 betrachtet. An den meisten Standorten nahm im Sommer 2003 sowohl die Brutto-Primär-Produktion (Netto-Primär-Produktion plus Respiration) als auch die Ökosystem-Respiration ab. Eine starke Reduktion der Brutto-Primär-Produktion bedeutete gleichzeitig eine Reduktion der Netto-Kohlenstoff-Aufnahme. Jeweils ein Standort in Deutschland

(Tharandt) und Frankreich wurden im Monat August (2003) sogar zur Netto-Quelle für CO₂. Die Autoren schlussfolgern, dass Extremereignisse wie die Dürre- und Hitzeperiode 2003 einen signifikanten Einfluss auf Langzeit-Kohlenstoff-Bilanzen haben können. Sie weisen darauf hin, dass häufige Dürreereignisse den angenommenen positiven Effekt einer Verlängerung der Vegetationsperiode aufgrund der Klimaerwärmung konterkarieren könnten, die Gesundheit und Produktivität der Ökosysteme gefährden, Senken in Quellen umkehren und zu einer positiven Kohlenstoff-Klima-Rückkoppelung beitragen könnten (Ciais et al., 2005).

Ob es zu solch einer positiven Rückkoppelung, also der Netto-Mineralisation von organischer Bodensubstanz durch Klimaerwärmung und damit zu einem beschleunigten Anstieg der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre kommt, hängt auch von der Temperaturabhängigkeit der unterschiedlich stabilen Humusfraktionen (s. 1.4.) ab. Conen et al. (2006) inkubierten (bei 5, 15, 25 und 35 °C) hierzu Bodenproben aus Pflughorizonten zweier landwirtschaftlicher Versuchsanlagen (Halle und Rothalmünster), auf deren einen Hälfte jeweils dauerhaft C3-Pflanzen angebaut wurden und auf der anderen Hälfte ein Wechsel zu C4-Pflanzen erfolgte. Die Autoren schlossen aufgrund der Isotopenverhältnisse des in den inkubierten Proben mineralisierten CO₂, dass die Unterschiede in der Temperatur-Sensitivität zwischen „jungem“ (labilem) und „altem“ (stabilen) Kohlenstoff vernachlässigbar seien. Das zu erwartende Feedback des Kohlenstoff-Kreislaufs auf die Klimaveränderung sei stetig und beständig, da die unterschiedlich alten (mehrere Dekaden Unterschied) organischen Kohlenstoff-Fraktionen gleichermaßen auf die Temperaturerhöhung reagierten. Würde bei ansteigenden Temperaturen im Wesentlichen jüngere/labilere organische Bodensubstanz mineralisiert, wäre die Freisetzung von CO₂ insgesamt relativ gering und aufgrund der limitierten Vorräte labiler organischer Substanz im Boden von kurzer Dauer (Melillo et al., 2002). Die Ergebnisse von Conen et al. (2006) stehen im Gegensatz zu der diskutierten Hypothese, dass die globale Erwärmung zu einer verstärkten Mobilisation von Kohlenstoffvorräten führen könnte, wenn alte organische Bodensubstanz stärker reagiert und abgebaut wird, als junge (Leifeld und Fuhrer, 2005; Conen et al., 2006).

Die Ausführungen zeigen, dass die Entwicklung der Humusgehalte und -vorräte im Zuge der Klimaveränderungen im Wesentlichen davon abhängen wird, wie sich die standortspezifische Biomasseproduktion auf der einen und die Mineralisation der organischen Bodensubstanz auf der anderen Seite entwickeln werden. Beide Größen sind jeweils abhängig von den Faktoren Temperatur und Niederschlag. Auch vor dem Hintergrund, dass der Humusgehalt zur Berechnung und Prognose vielfältiger, die Eigenschaften des Bodens beschreibender Parameter benötigt wird, besteht ein dringender Bedarf zur Erforschung der möglichen Reaktionen der Humusgehalte und -vorräte auf einen Klimawandel.

Im September 2005 führte das Umweltbundesamt einen Workshop zum Thema „Klimaänderungen – Herausforderungen für den Bodenschutz“ durch. Eine der Kernaussagen die abschließend getroffen wurden, ist, dass die Wirkungen der Klimaänderungen regional unterschiedlich sein werden und die für den Bodenschutz zu erarbeitenden Konzepte und Strategien daher den regionalspezifischen Aspekten Rechnung tragen müssen (UBA, 2006).

Mit Hilfe des Modells CANDY (Carbon and Nitrogen Dynamics) können die Bodentemperatur, der Bodenwasserhaushalt sowie der C- und N-Haushalt als eindimensionale Prozesse in einem Bodenprofil in der ungesättigten Zone simuliert werden. CANDY bietet die Möglichkeit, den Einfluss der Standortbedingungen auf die Mineralisierung in Form der wirksamen Mineralisierungszeit zu quantifizieren und damit einen Standortvergleich durchzuführen. Franko et al. (1995) prognostizierten für das

lößbestimmte Gebiet der Querfurter Platte mit dem Modell CANDY zukünftig eine Abnahme des Humusvorrates in Folge zunehmender Umsatzaktivität im Boden. Nach Wessolek et al. (2008) operieren einzelne Modelle zum C- und N-Kreislauf wie z.B. CANDY zufriedenstellend mit den Standortdaten, für die sie entwickelt wurden. An Standorten mit abweichenden Eigenschaften beziehungsweise mit Blick auf Fragestellungen zur landwirtschaftlichen Nutzung seien die Modelle allerdings erst durch empirisch gewonnene Daten anzupassen.

Auch im Rahmen des vom UBA geförderten Forschungsprojektes „Anpassungsstrategien bei Bodennutzungssystemen an den Klimawandel“ (FKZ 206 71 202) konnte bislang keine allgemeingültige mathematische Beschreibung zur Modellierung der zukünftigen Humusgehalte im Boden in wärmeren und feuchteren Wintern beziehungsweise heißeren und trockeneren Sommern abgeleitet werden. Die Entwicklung der Humusgehalte vor dem Hintergrund sich ändernder Klimabedingungen kann deshalb bisher nicht generell und verlässlich prognostiziert werden (Kamp, persönliche Mitteilung).

Als Folge der Klimaveränderungen könnte das Risiko für Bodenerosion besonders in höheren Lagen (zum Beispiel Süddeutschland) zunehmen. Darauf weisen erste Ergebnisse des genannten Projektes hin. Eine Folge davon wäre der Verlust an fruchtbaren Oberböden und Humus (Kamp et al., 2007) mit allen daraus resultierenden Konsequenzen für die Böden, zum Beispiel geringere Wasserspeicher- und Infiltrationskapazität (s. 1.1.). Zur effizienteren Speicherung und Ausnutzung geringer werdender Niederschläge im Sommer kommt daher dem Humuserhalt allgemein und dem Schutz vor Humusverlust durch Erosion größte Bedeutung zu.

Neben dem Versuch, durch vorsorgende Maßnahmen eine Abschwächung der Klimaveränderung (Mitigation; in der Hauptsache durch Emissionsreduktion von treibhauswirksamen Spurengasen) zu erreichen, sollten vorrangig Strategien zur regionalen Anpassung an einen Klimawandel (Adaptation) entwickelt werden. In der Land- und Forstwirtschaft kann dieses unter anderem die Züchtung und den Anbau trockenheitstoleranter und hitzeverträglicher Nutzpflanzen in den Tieflandsgebieten und den verstärkten Waldumbau zu naturnahen und gegenüber Extremereignissen stabileren Mischwaldsystemen (Franke et al., 2006) beinhalten. Angepasste Bodenbearbeitungsverfahren (konservierende Bodenbearbeitung) können in gewissem Umfang zur Verringerung der Erosion und einer größeren Bodenfeuchte beitragen. Neben der Förderung der C-Speicherfunktion des Bodens insbesondere durch den integrierten Anbau von Agrargehölzen und Ackerkulturen wird in entsprechenden, neuen Landnutzungssystemen (Agro-Forst-Systemen) auch Potenzial zur regionalen Anpassung an den Klimawandel gesehen (verbesserte Anpassung an Trockenheit durch ein verbessertes Mikroklima und höhere Wassernutzungseffizienz, Bodenschutz in Bezug auf Erosionsschutz, geringere Bodenverdichtung, verringerte Nährstoffauswaschung, reduzierte Belastung mit Pflanzenbehandlungsmitteln)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die möglichen klimatischen Auswirkungen des globalen Klimawandels auf regionaler Skala bedingt modelliert und prognostiziert werden können, die Entwicklung der Humusgehalte mit dem heutigen Stand des Wissens jedoch nicht hinreichend vorhergesagt werden kann. Mögliche Entwicklungen lassen sich bislang nur vage abschätzen: In Regionen mit zunehmendem Trockenstress für die Vegetation, erscheint vermehrter Humusabbau wahrscheinlicher als Humusaufbau. Offen bleibt allerdings, ob bei abnehmenden Niederschlägen im Sommer die nötige Bodenfeuchte für optimale Lebensbedingungen der Zersetzergemeinschaft und zur Mineralisation der organischen Bodensubstanz gegeben sein wird, oder ob der Humusabbau vielmehr durch zunehmende Trockenheit gehemmt sein wird. Zu wenige Kenntnisse liegen bis dato auch zu möglichen gekoppelten Prozessen beziehungsweise

Entwicklungen infolge von zunehmender Trockenheit vor. So kann Trockenheit unter anderem eine verstärkte Benetzungshemmung (Hydrophobizität) von organischer Bodensubstanz verursachen, was in der Folge zu einer reduzierten Mineralisierung führen kann (s. 1.4.; v. Lützow et al., 2008).

Augenmerk sollte in diesem Kontext zukünftig auch auf Moorböden gerichtet werden: Infolge der Klimaerwärmung kann es zur Absenkung des Wasserspiegels mit nachfolgender Humus-Mineralisation und Freisetzung beträchtlicher Mengen klimawirksamer Gase kommen. Die ackerbauliche Nutzung hydromorpher Böden ist von kontinuierlichem Verlust an organischer Bodensubstanz und Freisetzung klimarelevanter Gase begleitet, da der Grundwasserspiegel dazu unter das Niveau ihrer Genese abgesenkt werden muss. Grünlandnutzung ist aufgrund höherer Grundwasserstände und fehlender Bodenbearbeitung unter solchen Standortbedingungen vorzuziehen. Da natürliche, d.h. intakte Moore zwar eine Nettoquelle für N₂O und CH₄ im Gegenzug aber eine Nettosenke für CO₂ darstellen, wäre aus Klimaschutzgründen die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung von Mooren zu fordern (Wessolek et al., 2008).

2.3. Aktuelle rechtliche Regelungen zum Schutz der organischen Bodensubstanz

Bundes-Bodenschutzgesetz

Zweck des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Die Erfüllung der Vorsorgepflicht (§ 7 BBodSchG) richtet sie sich für die forstwirtschaftliche Bodennutzung nach dem Zweiten Kapitel des Bundeswaldgesetzes und den Forst- und Waldgesetzen der Länder.

Regelungen für die landwirtschaftliche Bodennutzung werden im vierten Teil des BBodSchG getroffen. Gemäß § 17 (1) wird bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung die Vorsorgepflicht durch die gute fachliche Praxis erfüllt. Zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft, die in § 17 (2) BBodSchG konkretisiert werden, gehört, dass

1. die Bodenbearbeitung unter Berücksichtigung der Witterung grundsätzlich standortangepasst zu erfolgen hat,
2. die Bodenstruktur erhalten oder verbessert wird,
3. Bodenverdichtungen, insbesondere durch Berücksichtigung der Bodenart, Bodenfeuchtigkeit und des von den zur landwirtschaftlichen Bodennutzung eingesetzten Geräten verursachten Bodendrucks soweit wie möglich vermieden werden,
4. Bodenabträge durch eine standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung möglichst vermieden werden,
5. die naturbetonten Strukturelemente der Feldflur, insbesondere Hecken, Feldgehölze, Feldraine und Ackerterrassen, die zum Schutz des Bodens notwendig sind, erhalten werden,
6. die biologische Aktivität des Bodens durch entsprechende Fruchtfolgegestaltung erhalten oder gefördert wird und

7. der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität, erhalten wird.“

Die Punkte 1, 2, 4, 5 und 6 betreffen den Erhalt der organischen Substanz des Bodens indirekt. Im Punkt 7 wird der Erhalt des – nicht näher definierten – standorttypischen Humusgehaltes (s. 3.1.) explizit eingefordert. Die Einschätzung des Versorgungszustandes des Bodens mit organischer Substanz soll mit Hilfe einer geeigneten Humusbilanzmethode (s. 2.4.) vorgenommen werden, da bisher noch keine gesicherten Richtwerte für die Humusgehalte der Böden abgeleitet beziehungsweise definiert wurden (Schumacher et al., 2002; BMVEL, 2004). In seinen Grundsätzen und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung führt das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL, 2004) weiter aus, dass für die Ackerflächen eine ausgeglichene und bei Unterversorgung eine positive Humusbilanz anzustreben und soweit notwendig, zur Erzielung eines ausreichenden Humuspiegels im Boden für ausreichende Zufuhr von organischer Substanz zu sorgen ist. Die i. d. R. geringere Bearbeitungsintensität konservierender Anbauverfahren könne wirksam zum Erhalt und zur Mehrung der organischen Bodensubstanz mit allen positiven Folgewirkungen auf die Bodenstruktur und -eigenschaften beitragen.

Zur Wirksamkeit der Humusmehrung durch konservierende Bodenbearbeitung ist anzumerken, dass ein langfristiger Effekt nur so lange bestehen bleibt, bis ein erneuter Pflugeinsatz erfolgt: Nach Heinemeyer (2004) ist der Beitrag der C-Bindung durch konservierende Bodenbearbeitung einmalig (zehnjährige Minimalbodenbearbeitung kann den C_{org} -Gehalt des Bodens einmalig um bis zu 10 % erhöhen) und reversibel. Durch erneutes Pflügen kann eine Netto-Mineralisation in einer Größenordnung initiiert werden, die den positiven Effekt der Zeit ohne Pflugeinsatz erneut aufzehrt (Diskussionsbeitrag von Prof. Christof Engels im Workshop II des Experten-Workshops „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“, Berlin, 21./22.5.2007). Nach Engels, wäre dies zwar CO_2 -neutral, könne aber zu überhöhter N-Mineralisation und den damit verbundenen Belastungen für Hydro- und Atmosphäre führen. Zudem seien positive Effekte, zum Beispiel höhere Humusgehalte durch langjährige (20 Jahre) pfluglose Bodenbearbeitung, meist nur für die oberen 0 – 15 cm des Bodens nachweisbar. Kein signifikanter Unterschied fände sich jedoch in der Gesamtmenge an organischem Kohlenstoff im durchwurzelten Bodenbereich (0 – 45 cm) von pfluglos bearbeiteten Böden im Vergleich zu Böden, die mit Pflug oder Grubber bearbeitet wurden (Dolan et al., 2006).

Cross Compliance

Mit der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (2004; Cross-Compliance-Verordnung) werden die Anforderungen zur Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU konkretisiert. Die Gewährung von Direktzahlungen an landwirtschaftliche Betriebe wurde an die Einhaltung der guten fachlichen Praxis geknüpft (Hüsch, 2008; s. 8.12.). Die Cross-Compliance-Verordnung trat am 1. Januar 2005 in Kraft und regelt die Anforderungen an die Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand. Hierzu zählen unter § 3 der Erhalt der organischen Substanz im Boden und der Schutz der Bodenstruktur. Zur Einhaltung dieser Verpflichtung für die Dauer des Bezuges von Direktzahlungen stehen dem Betriebsinhaber drei Alternativen zur Verfügung:

1. Er kann entweder sicherstellen, dass das „anbaujährliche Anbauverhältnis auf Ackerflächen aus mindestens drei Kulturen besteht, wobei stillgelegte und nicht bewirtschaftete Flächen als eine Kultur gelten und jede Kultur mindestens 15 % der Ackerfläche ausmachen muss. Unterschiedliche Getreidearten zählen als eigenständige Kultur, Zwischenfrüchte und Untersaaten hingegen nicht. Dauerkulturen oder mehrjährige Kulturen sind von den Fruchtfolgevorgaben ausgenommen (Beerbaum, 2004). Werden in einem Jahr nur ein oder zwei Kulturen angebaut, müssen in drei aufeinander folgenden Jahren jeweils eine andere Kultur angebaut werden. Auch ein Flächenwechsel mit einem Betrieb, der andere Kulturen angebaut hat, kann sicherstellen, dass zwar nicht auf betrieblicher Ebene, aber auf der jeweiligen Fläche eine Fruchtfolge eingehalten wurde.

Bei sehr engen Fruchtfolgen oder Monokulturen, die eine erhöhte Gefahr des Humusabbaus oder der Verschlechterung der Bodenstruktur darstellen, schreibt die Verordnung

2. die jährliche Durchführung einer Humusbilanz oder
3. die Bestimmung des Bodenhumusgehaltes der Ackerflächen (mindestens im Turnus von 6 Jahren) mit wissenschaftlich anerkannten Methoden vor.

Liegen die Werte der Humusbilanzierung im Durchschnitt von drei Jahren oder der Bodenhumusbestimmung unterhalb der in der Anlage zur Verordnung genannten Grenzwerte, so muss der Betriebsinhaber an einer Beratungsmaßnahme einer anerkannten Beratungsstelle teilnehmen. Spätestens im zweiten darauf folgenden Jahr muss der Grenzwert durch die Erstellung einer Humusbilanz eingehalten werden.

Die in der Verordnung für die Durchführung der Humusbilanz gelisteten Kennzahlen zur fruchtartspezifischen Veränderung des Boden-Humusvorrates (Humusbedarf) entsprechen den unteren Werten der VDLUFA-Methode Humusbilanzierung (VDLUFA, 2004) (s. 2.4.). Durch Humusreproduktion muss diese mindestens notwendige Humusmenge dem Boden wieder zugeführt werden, um eine ausgeglichene Humusbilanz zu erzielen. Der einzuhaltende Humussaldo nach Cross-Compliance-Verordnung orientiert sich am Humussaldo C (optimal) der VDLUFA-Methode: Das Bilanzdefizit darf nicht größer als 75 Kilogramm C_{org} pro Hektar und Jahr sein. Der angegebene Bereich beträgt allerdings -75 bis +125 (anstatt +100 nach VDLUFA) Kilogramm C_{org} pro Hektar und Jahr.

Im Unterschied zum BBodSchG nennt die Cross-Compliance-Verordnung Grenzwerte für den Erhalt der organischen Substanz im Boden. Es werden die Mindesthumusgehalte 1 % (entspricht 0,6 % C_{org}) und 1,5 % (entspricht 0,9 % C_{org}) bei Tongehalten von kleiner als 13 % beziehungsweise größer als 13 % festgeschrieben. Diese sehr pauschalen, für ganz Deutschland geltenden und durch wissenschaftliche Untersuchungen nicht gefestigten Grenzwerte orientieren sich ausschließlich am Tongehalt der Böden, nicht aber an klimatischen Bedingungen. Sie können „wegen besonderer Standortgegebenheiten durch die nach Landesrecht zuständige Behörde regional angepasst werden“ (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung, 2004).

Dass eine Überprüfung und regionale Differenzierung der Cross-Compliance-Grenzwerte sinnvoll sein kann, zeigen etwa die Ergebnisse eines Untersuchungsprogrammes

standorttypischer Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Die Humusgehalte von 43 % der untersuchten Ackerböden wurden nach Capriel (2006) als sehr niedrig oder niedrig eingeschätzt ($< 1,5\%$ C_{org}). Trotzdem lagen 98 % der Werte über den Cross-Compliance-Grenzwerten. Daraus schließt Capriel (2006), dass die Grenzwerte nach Cross Compliance für Bayern zu niedrig und deshalb für die Beratungszwecke in Bayern ungeeignet sind.

Das BMVEL (2004) kritisiert in diesem Kontext, dass der Gesamtgehalt an Humus allein nur sehr wenig über den Versorgungszustand mit umsetzbarer organischer Bodensubstanz aussage. Ein ackerbaulich genutzter Sandboden mit 1 % organisch gebundenem Kohlenstoff sei schon sehr reichlich mit Humus versorgt, während ein Lehmboden mit 1,5 % C_{org} bereits völlig verarmt an umsetzbarer organischer Masse sein könne.

Zum Erhalt der Humusvorräte tragen die Cross-Compliance-Regelungen bezüglich der Vermeidung von Erosion bei (Preger et al., 2006). Demnach dürfen 40 % der Ackerfläche nach der Ernte nicht vor dem 15. Februar des Folgejahres gepflügt werden, es sei denn, die gepflügten Flächen werden vor dem 1. Dezember erneut mit einer Winterfrucht eingesät.

Entwurf zu einer Europäischen Bodenrahmenrichtlinie

Angesichts der Bedeutung des Bodens und der Notwendigkeit, eine Verschlechterung der Bodenqualität zu vermeiden, wurde im sechsten Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft die Entwicklung einer thematischen Strategie für den Bodenschutz gefordert (KOM(2006)231). Diese Strategie wurde am 22.9.2006 von der Europäischen Kommission verabschiedet und enthält einen Vorschlag für eine Bodenrahmenrichtlinie. Die Kommission war nach Prüfung verschiedener Optionen zu dem Schluss gekommen, dass eine Rahmenrichtlinie sich vorrangig eignet, ein umfassendes Konzept für den Bodenschutz vorzulegen, das auch das Subsidiaritätsprinzip voll berücksichtigt (Montanarella, 2008; s. 8.5.).

Mit der Richtlinie soll ein Rahmen für den Schutz des Bodens und den Erhalt der Fähigkeiten des Bodens zur Erfüllung der ökologischen, wirtschaftlichen, sozialen und kulturellen Funktionen geschaffen werden. In Kapitel I Artikel 1 (Gegenstand und Anwendungsbereich) des Vorschlages zur Bodenrahmenrichtlinie ist explizit die Funktion des Bodens als Kohlenstoffspeicher genannt (KOM(2006)232). Der Verlust an organischer Substanz wird als Bedrohung definiert (Eckelmann et al., 2006). Demnach sind Böden im Rahmen eines nachhaltigen Bodenmanagements gegen „anhaltenden Rückgang der organischen Anteile im Boden, nicht abgebaute pflanzliche und tierische Rückstände ausgenommen, deren teilweise Zersetzungsprodukte und die Biomasse des Bodens“ zu schützen (KOM(2006)232).

Unter der Überschrift „Risikovermeidung und -minderung, Wiederherstellung“ werden in Kapitel II der Rahmenrichtlinie die Mitgliedsstaaten aufgefordert, sogenannte prioritäre Gebiete auszuweisen, „die nach ihrem Ermessen eines besonderen Schutzes vor einer Verschlechterung der Bodenqualität durch eine oder mehrere der nachstehenden Ursachen bedürfen“ (etwa Verluste organischer Substanz, negative Auswirkungen des Klimawandels auf den Boden, Verdichtung, Erosion) (siehe <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P6-TA-2007-0509+0+DOC+XML+V0//DE&language=DE>).

Zur Bestimmung prioritärer Gebiete sollen die Mitgliedstaaten berücksichtigen, „inwieweit die Verschlechterung der Bodenqualität die Probleme der Treibhausgasemissionen, der Wüstenbildung, der menschlichen Verluste, der Beeinträchtigung des menschlichen Wohlbefindens sowie des Schadens am kulturellen Erbe verschärft. Sie berücksichtigen ferner Bodennutzungsmethoden, die heute bereits zur Bekämpfung dieser

Verschlechterung angewandt werden. Zu diesem Zweck bestimmen die Mitgliedstaaten die angemessene Verwaltungsebene und geographische Einheit.“ Als gemeinsame Kriterien für die Bestimmung durch Verluste organischer Substanz im Boden bedrohter Gebiete werden im Anhang der Richtlinie die Parameter Bodentyp, Bodentextur/Tongehalt, organischer Kohlenstoff im Boden (Gesamt-Kohlenstoff und Konzentration im Humus), organischer Kohlenstoff im Boden (gespeichert), Klima (einschließlich Niederschlagsverteilung und Windverhältnisse), Topografie, Bodenbedeckung und Bodennutzung (einschließlich Bodenbewirtschaftung, landwirtschaftliche Anbauformen und Forstwirtschaft) aufgelistet. Da es weder realistisch noch unter ökonomischen Gründen vertretbar erscheint, all die vorgenannten Daten zu erheben, empfiehlt die Soil Information Working Group (SIWG) des European Soil Bureau Network (ESBN) als pragmatischeren Weg, die Kombination von Angaben über aktuelle und „optimale“ Humusgehalte (s. 3.3.) und von Grenzwerten für Humusgehalte vor, bei deren Nichteinhaltung inakzeptable Schäden für Bodenfunktionen zu befürchten sind (Eckelmann et al., 2006). Dabei könnten „obere“ und „untere“ Richtwerte für die organische Bodensubstanz ein effektives Mittel sein, um eine einheitliche Ausweisung von Risikogebieten zu erreichen. Diese Richtwerte könnten allerdings nicht einheitlich für ganz Europa definiert werden. Stattdessen würden zur Definition regional spezifischer Richtwerte regionale und lokale Informationen benötigt, die bisher noch nicht vorhanden sind und, zu deren Ableitung weitere Forschungsarbeiten notwendig sind (Eckelmann et al., 2006).

Mit dem Entwurf zu einer Bodenrahmenrichtlinie wird zum ersten Mal ein politisches Konzept für den Bodenschutz auf EU-Ebene entworfen, das sich auf eine Fläche von rund 400 Millionen Hektar bezieht. Ziel ist der Schutz des Bodens als wichtiger und grundsätzlich nicht erneuerbarer Ressource (KOM(2006)231). Als nächsten Schritt will die EU-Kommission unter anderem „in Partnerschaft mit den Mitgliedstaaten eine gemeinsame Durchführungsstrategie für die Rahmenrichtlinie und die anderen Säulen der Strategie erarbeiten, ohne dabei den offenen Dialog mit den Experten zu vernachlässigen, die an der Beteiligtenkonsultation beteiligt waren“ (KOM(2006)231). Das Europäische Parlament hat am 14. November 2007 in erster Lesung den Vorschlag der Kommission für eine Bodenrahmenrichtlinie in geänderter Fassung gebilligt (siehe <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P6-TA-2007-509+0+DOC+XML+V0//DE&language=DE>).

Im Rahmen der Sitzung der EU-Umweltminister vom 20. Dezember 2007 wurde dieser Entwurf jedoch durch das Veto der EU-Mitgliedstaaten Großbritannien, Frankreich und Deutschland abgelehnt.

2.4. Schutz der organischen Bodensubstanz in der landwirtschaftlichen Praxis – Humusbilanzierung (nach VDLUFA)

Zur Einhaltung der Anforderungen des § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG (s. 2.3.) wäre die Definition standorttypischer Humusgehalte erforderlich. Bis zur Formulierung gesicherter Richtwerte für standorttypische Humusgehalte soll die Einschätzung des Versorgungszustandes eines Bodens mit organischer Substanz im Rahmen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft mittels Humusbilanzierung vorgenommen werden (Schumacher et al., 2002). Auch die CC-Verordnung (s. 2.3.) verpflichtet landwirtschaftliche Betriebe zur jährlichen Durchführung einer Humusbilanz, sofern nicht ein bestimmtes Anbauverhältnis eingehalten wird oder der Humus-Gehalt mindestens alle sechs Jahre untersucht wird (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung, 2004).

Die im Folgenden ausgeführte Methode zur Humusbilanzierung nach VDLUFA (2004) ist aus der sogenannten ROS-Methode (**R**eproduktionswirksame **O**rganische **S**ubstanz; Asmus und Hermann, 1977) und der HE-Methode (**H**umus-**E**inheit; Leithold et al., 1997) entwickelt beziehungsweise abgeleitet worden (Kolbe, 2007a), die jeweils unterschiedliche Humuskoeffizienten der Fruchtarten berücksichtigen und zum Teil auch noch Anwendung finden. Nach Reinhold (2008) besteht mit der VDLUFA-Methode die erste bundesweit anerkannte Methodik zur Humusreproduktion, die in der Praxis und großflächig anwendbar ist. Mit Hilfe dieser „Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland“ (VDLUFA, 2004) werden die Veränderungen der Humusvorräte abgeschätzt, die durch die jeweiligen Kulturpflanzen beziehungsweise deren Fruchtfolge und die Zufuhr organischer Materialien induziert werden. Die Methode setzt lediglich leicht zu erhebende Bewirtschaftungsdaten voraus und bietet für gelistete Haupt- und Zwischenfruchtarten, mehrjähriges Feldfutter und Brache Richtwerte für die anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte. Darüber hinaus können der Methode Richtwerte für die Humus-Reproduktionsleistung verschiedener organischer Materialien entnommen werden.

Mit Hilfe der Richtwerte können für gegebene Fruchtfolgen auf schlag- oder betrieblicher Ebene sogenannte Humussalden berechnet werden. Der Humussaldo errechnet sich aus der Humuszufuhr durch organische Dünger (Ernterückstände, Stallmist, Gülle, Kompost etc.) und dem Anbau humusmehrender Kulturarten auf der einen und dem anbauspezifischen Humusbedarf auf der anderen Seite (Abb. 5.). Die Bewertung der Humussalden erfolgt sowohl mit dem Ziel der Ertragssicherheit als auch mit Blick auf das Risiko für Stickstoff-Verluste innerhalb der vier Saldengruppen A „sehr niedrig“, B „niedrig“, C „optimal“, D „hoch“ und E „sehr hoch“. Dabei wird bei einem Humussaldo A von einer ungünstigen Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistung ausgegangen. Humussaldo C gilt als optimal hinsichtlich der Ertragssicherheit bei gleichzeitig geringem Stickstoff-Verlust-Risiko und bei einem Humussaldo E kann ein erhöhtes Risiko für Stickstoff-Verluste erwartet werden. Die Einstellung einer ausgeglichenen Humusbilanz ist Bestandteil einer guten fachlichen Praxis und die Humusbilanzierungs-Methode (VDLUFA, 2004) basiert auf der Annahme, dass sich bei Einhaltung ausgeglichener, optimaler Humussalden (Humussaldo C) langfristig „standortangepasste Humusgehalte“ einstellen.

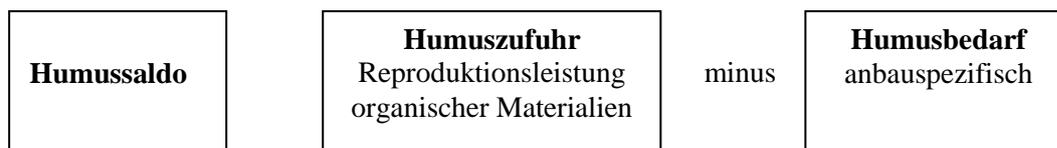


Abb. 5.: Prinzip der Humusbilanzierung nach VDLUFA (2004).

Für die Erstellung und Einhaltung der Humusbilanz ist allerdings weder eine Analyse des Ausgangszustandes der Boden-Humusversorgung notwendig, noch werden konkrete Humusgehalte angestrebt. Selbst bei einer rechnerisch ausgeglichenen Humusbilanz ist es möglich, dass der Boden aktuell unter- oder übersorgt ist und die im BBodSchG geforderten standorttypischen Humusgehalte nicht erreicht werden. Im Gegensatz zur Kommentierung des BBodSchG durch Schumacher et al. (2002) und der gängigen Praxis nach VDLUFA (2004) folgert Capriel (2003) deshalb, dass die Humusbilanzierung keine hinreichende Beurteilung des Humusversorgungszustandes von Ackerflächen erlaubt. Nur eine regelmäßige Humusuntersuchung, z.B. in einem Turnus von zehn Jahren ermögliche eine Bewertung der Humusversorgung hinsichtlich des Humusgehalts und der

Humusqualität. Auch Preger et al. (2006) erscheint es zweifelhaft, ob eine alleinige Verwendung der Humusbilanzierung zur Beurteilung der Nachhaltigkeit einer Wirtschaftsweise ausreichend sein kann. Die AutorInnen sind der Meinung, dass die Humusbilanz vielmehr nur in Verbindung mit dem Humusspiegel beurteilt werden kann, da sonst die Gefahr bestünde, eine generelle Unter- oder Überversorgung (Nitrat- auswaschungsgefahr) des Bodens mit organischer Substanz zu übersehen. Humusgehaltmessungen zur Beurteilung der Humusversorgung von Böden sind allerdings aufgrund des relativ hohen Bestimmungsfehlers und dem großen Probenahmeaufwand ebenso umstritten (s. 1.4.). Nach Preger et al. (2006) müsse ferner im Konzept der Humusbilanzierung intensiver auf verschiedene Bodenarten und klimatische Gegebenheiten eingegangen werden.

Diese standortbezogene Konkretisierung wurde bereits bei der Veröffentlichung der Humusbilanzmethode von den Verfassern als Notwendigkeit zu weiterem Forschungsbedarf formuliert. Nach VDLUFA (2004) bedarf die Methode einer weiteren Absicherung für unterschiedliche Standortbedingungen, Klimaräume und Böden. Hierfür und zur Differenzierung für verschiedene Bewirtschaftungssysteme seien Langzeitexperimente erforderlich, sowie Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen, Modellbetrieben und der Einbezug von Simulations- und Bodenprozess-Modellen. Außerdem müsse die Humus-Reproduktionsleistung von Stroh in Abhängigkeit von Standort, Bodenbearbeitung und N-Status der Böden ebenso wie der Humusbedarf im ökologischen Landbau präzisiert werden. Nach Körschens et al. (2005) sind weiterhin der Einfluss pflugloser Verfahren der Grundbodenbearbeitung, der Bodenwasserregulierung und unterschiedlicher Intensitätsgrade der Anwendung chemischer Betriebsmittel auf Humusgehalt und -dynamik sowie auf den sich daraus ableitenden Bedarf des Bodens an organischer Substanz aufzuklären.

Mit Blick auf die Konkretisierung von Anforderungen an die Humusbilanzierung im ökologischen Landbau sei auf die Veröffentlichungen von Leithold und Hülsbergen (1998), Kolbe (2006, 2007b) und die Beiträge von Kolbe und Leithold zum hier dokumentierten Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ in den Kapiteln 8.6. und 8.8. verwiesen.

Am 23.04.2007 hat sich die VDLUFA-Arbeitsgruppe „Präzisierung des VDLUFA-Standpunktes Humusbilanzierung“ erneut konstituiert. Ihr gehören VertreterInnen verschiedener landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Landesämtern und Landesanstalten für Landwirtschaft, der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, des Umweltbundesamtes, der Bundesgütegemeinschaft Kompost, dem Verband der Humus- und Erdenwirtschaft (VHE), dem Bundesverband Boden (BVB) sowie WissenschaftlerInnen aus den Bereichen Agrar/Pflanzenbau, Bodenkunde/Bodenschutz an. In Unterarbeitsgruppen sollen die Themenschwerpunkte Humusreproduktion organischer Dünger und Reststoffe (Koordination: Dr. Jürgen Reinhold, VHE, Bioplan GmbH, Potsdam), Humusumsatz in Abhängigkeit vom Standort (Koordination: Dr. Johannes Heyn, Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen) und Humusumsatz in Abhängigkeit von der Nutzung (Koordination: Prof. Christof Engels, Humboldt-Universität Berlin) differenziert bearbeitet werden.

Die Erweiterung der Humusbilanzierungs-Methode um die oben genannten Standortbedingungen wurde in der dafür zuständigen Unterarbeitsgruppe bisher kontrovers diskutiert. Zum einen wurde die Notwendigkeit gerade hinsichtlich der Forderung des BBodSchG erkannt. Zum anderen wurden aber auch die Komplexität des Themas und die mangelhafte Datengrundlage etwa zur Standort-Differenzierung der Richtwerte für Humusbedarf und -reproduktion oder zur Neufassung der Saldengruppen herausgestellt. Die Methode soll für die Praxis handhabbar sein. Zudem besteht für eine grundlegende

Weiterentwicklung Forschungsbedarf, der von der Arbeitsgruppe zwar formuliert, aber nicht eingelöst werden kann. Deshalb wird derzeit von der Arbeitsgruppe eine Verbesserung der Humusbilanzierungs-Methode nur in wesentlichen Schwachpunkten sowie die Konkretisierung der Wissensdefizite angestrebt, nicht aber eine komplette, nach Standortbedingungen differenzierte und gleichzeitig für ganz Deutschland gültige Neukonzeption des Bilanzierungsverfahrens.

2.5. Schutz der organischen Bodensubstanz in der forstwirtschaftlichen Praxis

Deutschland ist zu einem Drittel der Landesfläche bewaldet. Ziel der Forstpolitik der Bundesregierung ist es, auf möglichst großer Fläche standortangepasste, stabile, vielfältig strukturierte und vitale Wälder aufzubauen beziehungsweise zu erhalten (BMELV, 2006a). Die Waldböden sind aufgrund ihrer Funktionen im Wasser- und Stoffhaushalt ganzer Landschaften von zentraler Bedeutung. Der aktuelle Zustand der Waldböden ist das Ergebnis sehr langfristiger Entwicklungen, die allerdings in den letzten Jahrhunderten zunehmend durch menschliche Einwirkung beeinflusst und zum Teil überprägt wurden (BMELV, 2006b). In Bezug auf die organische Bodensubstanz sind hier insbesondere historische Waldnutzungen mit übermäßigen Nährstoffausträgen (Streunutzung, Waldweide, Brandrodung mit Ackernutzung, Kahlschläge, Entnahme von Leseholz), waldbauliche Entscheidungen hinsichtlich der Baumartenwahl, aber auch die Versauerung von Waldböden durch Luftverunreinigungen (s. 3.1.) sowie der Klimawandel mit seinen bisher nicht genau abschätzbaren Folgen auf die Entwicklung der organischen Bodensubstanz (s. 2.2.) zu nennen.

Einfluss der Bewirtschaftung

Nachhaltige Forstwirtschaft wird allgemein als Landnutzungsform mit „low-impact“ (geringer Eingriffsintensität) auf die Ressource Boden angesehen. In Wirtschaftswäldern nimmt jedoch jede Maßnahme der Bewirtschaftung in relevanter Form Einfluss auf den Humusauf- und -abbau, der natürlicherweise nur von Menge und Qualität des Streufalls, dem Mikroklima und der biologischen Aktivität im Boden gesteuert wird (Baritz et al., 2004). So gelten die Baumartenwahl, Betriebsform, Bestandserziehung, mineralische Düngung und Bodenbearbeitung als waldbauliche Einflussmöglichkeiten auf den Humus (Burschel und Huss, 1997). Die Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf die organische Bodensubstanz haben Baritz et al. (2004) dargestellt (Abb. 6.) und im Wesentlichen drei Gruppen von Management-Optionen zugeordnet: 1. Baumartenwahl, 2. Waldbausystem und 3. spezielle Maßnahmen, wie zum Beispiel Totholzbewirtschaftung, Umtriebslängen und Kalkung. Die Autoren weisen darauf hin, dass je nach Entwicklungszustand der organischen Bodensubstanz, Boden, Klima und historischen Nutzungen die beschriebenen Maßnahmen unterschiedlich wirken können.

Mit Blick auf Kalkungen kommen Jandl et al. (2007a) zu dem Schluss, dass diese Management-Option durch die Mobilisierung von Nährstoffen aus der organischen Bodensubstanz prinzipiell zahlreiche positive Aspekte für Forstökosysteme bieten könne, allerdings eher zu Kohlenstoffverlusten aus dem Boden anstatt zu Kohlenstoffspeicherung führe.

Ein großes und langfristiges Potenzial zum Humusaufbau bietet nach Baritz et al. (2004) insbesondere die Zunahme einer ökologischen Waldbewirtschaftung mit Standort angepassten Baumarten und der Vermeidung von Störungen des Waldbodens (Abb. 6.). Diese Entwicklung sei besonders auf humusverarmten Standorten infolge historischer Nutzungsformen zu erwarten.

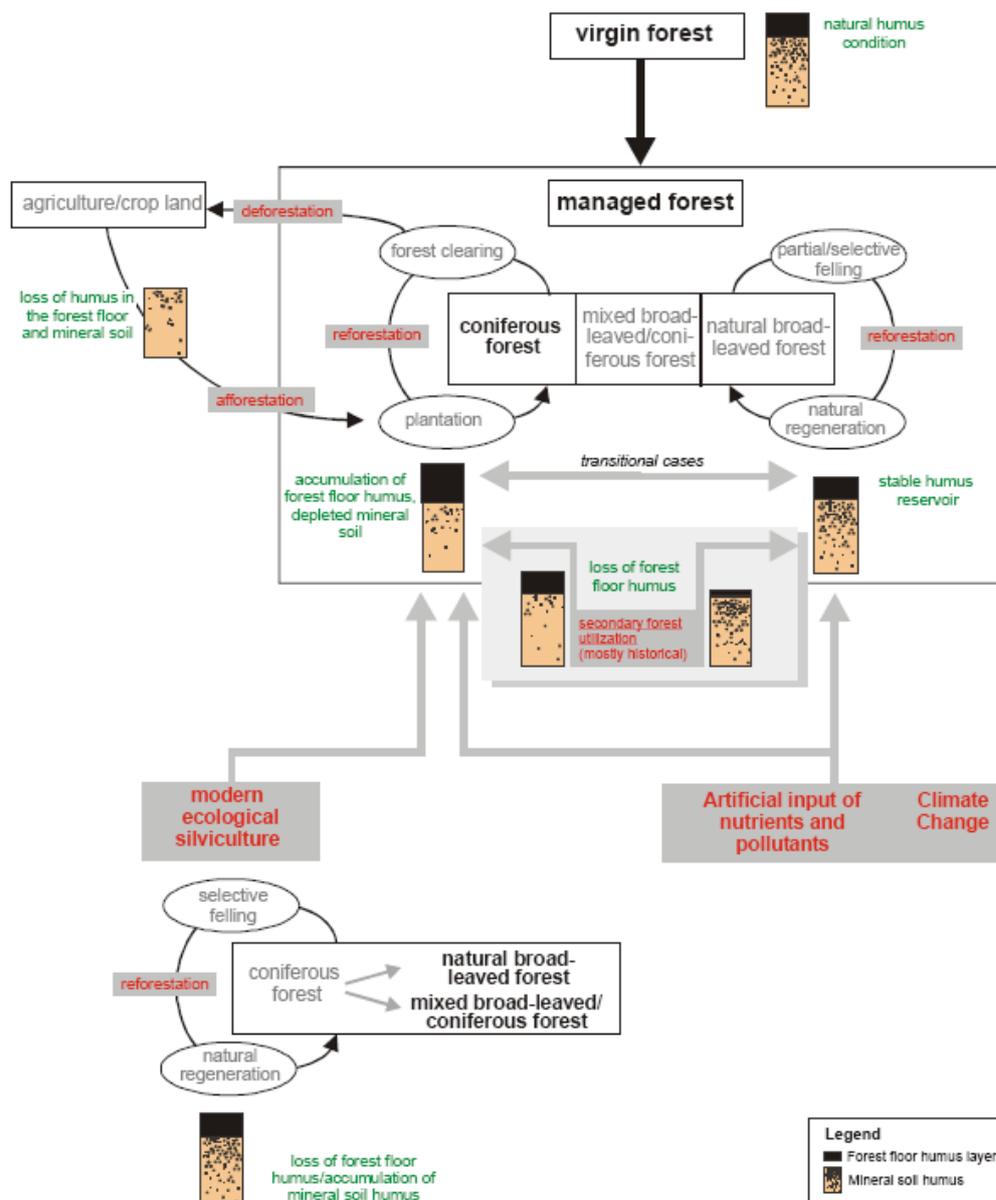


Abb. 6.: Einfluss der Bewirtschaftung auf den Vorrat organischer Bodensubstanz in Wäldern (Baritz, 2003).

Zu Beginn des Waldumbaus kann es zu initialen Humusverlusten in degradierten Humusauflagen (Rohhumus, rohhumusartigen Auflagen) kommen (Baritz et al., 2004). Diesbezüglich kommen Fischer et al. (2002) und Bens et al. (2006) zu einer differenzierten Aussage. Die Autoren untersuchten die Veränderung von Humusform, Humusvorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. Die Gesamt-Humusvorräte im Boden nahmen mit zunehmendem Umbaualter ab, wobei die Vorräte nur bis in 1 m Tiefe berechnet wurden. Die Ergebnisse des Bestandesvergleichs zeigten zunächst eine relative, initiale Zunahme des Humusvorrats in der Streuauflage und eine verstärkte räumliche und zeitliche Entkoppelung des Kohlenstoffkreislaufs nach der Buchenbeimischung wie sie ansonsten für Nadelreinbestände typisch ist. Nach Fischer et al. (2002) erfolgt erst nach etwa 90 Jahren ein Humusvorratsabbau bis zum Erreichen eines neuen Gleichgewichtszustandes. Im Endstadium führte der Waldumbau zu einer

signifikanten Verbesserung der Humusform (Verengung des C/N-Verhältnisses und Beschleunigung des Stoffumsatzes). Die Autoren verweisen darauf, dass die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Waldumbaumaßnahmen außerhalb des von Kiefernwäldern geprägten Nordostdeutschen Tieflands und für andere Baumarten in weiteren Studien zu verifizieren ist.

Neben dem Humusformenwandel findet sich unter Kiefer-Buche-Mischbeständen auch eine Veränderung der Tiefenverteilung der organischen Bodensubstanz. Mehr Kohlenstoff wird in tieferen Bodenhorizonten gespeichert, was auf die tiefer reichenden Wurzeln der Buchen zurückgeführt werden kann (Jandl et al., 2007a). Dies zeigen auch Ergebnisse einer Studie von Heinsdorf (2002), der ebenso den Einfluss der Bewirtschaftung und insbesondere der Baumartenwahl auf den Kohlenstoffhaushalt von Forstökosystemen im nordostdeutschen Tiefland untersuchte. Unter den gegebenen, trockenen Klimabedingungen Mittel- und Südbrandenburgs fand der Autor höhere Kohlenstoffvorräte in den Mineralböden der Mischbestände als unter reinen Kieferbeständen. Auf stärker degradierten Standorten Mittelbrandenburgs reicherte sich außerdem in Kieferbeständen durch Buche-/Buche-Linde-Unterbau bei gleichzeitiger Kalkung und Düngung hochwertige organische Bodensubstanz an und es wurde eine Steigerung der Bodenfruchtbarkeit ermittelt (Heinsdorf, 2002).

Jandl et al. (2007a) stellen die Mediane der Kohlenstoff-Vorräte für unterschiedliche europäische Forstökosysteme gegenüber (Tab. 1.). Dabei spiegeln die Kohlenstoff-Vorräte in der Biomasse und im Boden jedoch nicht nur den Effekt der dominierenden Baumart wider, sondern auch die Ausgangsbedingungen der verschiedenen Standorte wie Mächtigkeit und Fruchtbarkeit der vorliegenden Böden.

Tab. 1.: Mittlere Kohlenstoff-Vorräte in unterschiedlichen europäischen Forstökosystemen (Jandl et al., 2007a).

	C-Vorrat Baumbiomasse (t/ha)	C-Vorrat Boden (t/ha)	Summe (t/ha)
Pinus sylvestris (Kiefer)	60	62	122
Picea abies (Fichte)	74	140	214
Abies alba (Tanne)	100	128	228
Fagus sylvatica (Buche)	119	147	266
Quercus (Eiche)	83	102	185

Mit Blick auf Möglichkeiten zur Mitigation des Klimawandels durch zusätzliche Kohlenstoff-Sequestrierung in Waldböden wird vor allem der Effekt der Baumartenwahl auf die Kohlenstoffspeicherung in stabilen Humuspools kontrovers diskutiert. Dieser Aspekt konnte bisher nicht hinreichend beurteilt werden (Jandl et al., 2007a). Kohlenstoff-Vorratsänderungen in deutschen Waldböden sollen im Rahmen des nationalen forstlichen Umweltmonitorings auf nationaler Ebene abgeleitet werden (Wellbrock und Bolte, 2008; s. 8.13.). Durch die derzeit durchgeführte Wiederholungsinventur der Bodenzustands-

erhebung im Wald (BZE II), wird eine Beurteilung erster Trends der Humusentwicklung in den vergangenen 15 Jahren möglich.

Übernutzung von Wäldern (z.B. durch intensive Holzentnahme) führt im Vergleich zu intakten Wäldern zu einer Degradierung und zum Rückgang der Kohlenstoffspeicherung in der Vegetation, gefolgt von geringeren Kohlenstoff-Vorräten in der ober- und unterirdischen Biomasse und im Humuskörper (Kriebitzsch, 2005). In Bezug auf Kohlenstoff-Sequestrierung kommt den Wäldern in Deutschland bislang eine akkumulierende Senkenfunktion zu, die in erster Linie aus den geringen Entnahmeraten in der Vergangenheit und der damit einhergehenden Vergrößerung des Holzvorrates resultiert (SRU, 2007). Sowohl die Speicher- als auch die Senkenfunktion wird prinzipiell aufs Spiel gesetzt, wenn der Holzvorrat nicht mehr gleich bleibt beziehungsweise nicht zunimmt. Die zunehmenden Nutzungen der letzten Jahre, unter anderem durch die Entnahme von Holz für Bioenergienutzungen, spiegeln sich bereits in einem abnehmenden Trend der Senkenwirkung wider. Von 1993 bis 2004 nahm die zusätzliche Kohlenstoffeinlagerung um ca. ein Drittel ab (Statistisches Bundesamt, 2006). Eine Erhöhung der Einschlagmenge wirkt sich auf die Altersstruktur des Waldes aus und hat direkte Konsequenzen auf das Potenzial als Kohlenstoffsenke (SRU, 2007).

Rechtliche Regelungen

In Bezug auf den Schutz der organischen Substanz in Waldböden trifft das BBodSchG keine rechtlichen Regelungen. Mit Blick auf die Erfüllung der Vorsorgepflicht im Rahmen der forstwirtschaftlichen Bodennutzung verweist das BBodSchG (§ 7) auf das Bundeswaldgesetz und die Forst- und Waldgesetze der Länder (s. 2.3.). Während der Erhalt standorttypischer Humusgehalte gemäß BBodSchG Bestandteil der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft ist, gibt es keine entsprechenden bundeseinheitlichen Vorgaben für die Praxis in der Forstwirtschaft. Erste Arbeiten zur Entwicklung eines Kriterienkatalogs zur guten fachlichen Praxis in der Forstwirtschaft haben Winkel und Volz (2003) und Winkel et al. (2005) im Rahmen eines F&E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 801 840 010) erarbeitet. Als Synthese werden 17 Kriterien zur Konkretisierung der guten fachlichen Praxis in der Forstwirtschaft vorgeschlagen. Der Schutz der organischen Bodensubstanz wird durch die Kriterien 4, 5 und 6 „Befahren des Waldbodens“, „Bodenbearbeitung“ und „Walderschließung“ nur mittelbar thematisiert. Die Autoren verweisen im Kapitel „Zusammenspiel mit anderen Instrumenten“ ausführlich auf die jeweiligen gesetzlichen Grundlagen, die im Wesentlichen durch die Waldgesetze der Bundesländer geregelt sind.

In vielen Waldgesetzen der Länder werden hinsichtlich „Erhaltung und Bewirtschaftung des Waldes“ Regelungen im Rahmen der sogenannten ordnungsgemäßen Forstwirtschaft getroffen. Sie beinhalten den Schutz und Erhalt der organischen Bodensubstanz, benennen dies jedoch meist nicht explizit. Im Waldgesetz des Landes Brandenburg (LWaldG Brandenburg, 2004) Kapitel 2 § 4 heißt es etwa: „(2) Die nachhaltige Bewirtschaftung soll die Schutz-, Nutz- und Erholungsfunktionen stetig und auf Dauer gewährleisten. Damit im Zusammenhang stehen das Streben nach Erhaltung der Waldfläche sowie der Erhaltung und Wiederherstellung der Fruchtbarkeit der Waldböden. (3) Zur nachhaltigen, pfleglichen und sachgemäßen Bewirtschaftung des Waldes gehört insbesondere, 1. die natürlichen Bodenfunktionen wiederherzustellen und zu erhalten“. Zu den Kennzeichen ordnungsgemäßer Forstwirtschaft gemäß dem Hessischen Forstgesetz (2002) zählen unter anderem der „standortangepasste Einsatz von Pflanzennährstoffen zur Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, die Anwendung bestands- und bodenschonender Arbeitsverfahren im Forstbetrieb und eine bedarfsgerechte Walderschließung unter

Schonung von Landschaft, Bestand und Boden“. Die in den Waldgesetzen der Länder geregelte Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und die dauerhafte Erhaltung der Bodenfunktionen (auch § 11 LWaldG Saarland, 2006) setzt den Erhalt der organischen Substanz im Boden implizit voraus. Konkretere Regelungen zum Boden- beziehungsweise insbesondere zum Schutz der organischen Bodensubstanz werden in den Waldgesetzen des Bundes und der Länder nicht getroffen (Winkel et al., 2005).

3. Zur Definition standort-differenzierter Boden-Humus-Gehalte

Loveland et al. (2001) führen auf der Basis umfangreicher Literaturstudien aus, dass in zahlreichen Veröffentlichungen zur Bedeutung organischer Bodensubstanz für Bodenfunktionen statistisch belastbare Ergebnisse zum quantitativen Beleg dafür fehlen. Zusätzlich würden die Begriffe organische Bodensubstanz, organischer Boden-Kohlenstoff und Humus häufig ohne adäquate Definition gleichbedeutend verwendet. Als zusätzliche Quelle von Missverständnissen soll hier auf die unterschiedlichen Größen Humus-Gehalt und Humus-Vorrat hingewiesen werden (s. 1.4.). In Betrachtungen zum Humushaushalt oder in Forderungen über die Einhaltung bestimmter Humuswerte vermengen sich zudem oftmals die unterschiedlichen Ziele, die damit verfolgt werden: Erhalt der ökologischen (teilweise auch nur bodenphysikalischen) Funktionen des Bodens, Erzielung maximaler landwirtschaftlicher Erträge und/oder Nutzung des Bodens als CO₂-Senke. Literaturlauswertungen im Rahmen dieses Vorhabens haben belegt, dass auch die Begriffe ‚optimaler‘ Humusgehalt, standorttypischer Humusgehalt, kritischer Humusgehalt und ‚optimale Humusversorgung‘ zum Teil undifferenziert und bisweilen synonym gebraucht werden.

So führen etwa Schumacher et al. (2002) zur Forderung des BBodSchG (s. 2.3.) nach *standorttypischen Humusgehalten* aus: „Solange noch keine gesicherten Richtwerte für *optimale Humusgehalte* der Böden festgelegt sind, sollte die Einschätzung des *Versorgungszustandes* des Bodens mit organischer Substanz durch eine geeignete „Humusbilanzmethode“ vorgenommen werden.“ Aus dem BBodSchG wird hier wie in weiteren Studien häufig die wesentlich umfassendere Forderung nach *optimalen* Humusgehalten abgeleitet. Im Folgenden soll vor diesem Hintergrund ein Beitrag zur Begriffsbestimmung und zur Differenzierung der existierenden Definitionen für anzustrebende Humus-Gehalte geleistet werden.

3.1. Standorttypische Humusgehalte

Bei gleich bleibenden Umweltbedingungen und Vegetationsverhältnissen stellt sich im Boden ein Gleichgewicht zwischen Anlieferung und Abbau der organischen Substanz und damit ein für den jeweiligen Standort charakteristischer Humusgehalt ein. Der sogenannte standorttypische Humusgehalt bildet sich aus der an diesem Standort typischen und komplexen Interaktion der ihn bestimmenden Faktoren Bodenart, Klima, Relief und Vegetation (s. 1.4.).

Bewirtschaftete Böden unterliegen ständigen Veränderungen. Da für die Etablierung eines neuen Humusgleichgewichtszustandes in bewirtschafteten Systemen nach Rogasik et al. (2005) mehrere Jahrzehnte (> 30 Jahre) benötigt werden, stellt sich die Frage, ob in land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden mit wechselnden Fruchtfolgen beziehungsweise waldbaulichen Maßnahmen überhaupt ein Humusgleichgewichtszustand mit einem standorttypischen Humusgehalt erreicht wird oder erreicht werden kann. Ergebnisse von Springob et al. (2001) weisen darauf hin, dass nach der Umwandlung ehemaligen Grünlandes in Ackerland sogar deutlich längere Perioden (etwa 100 Jahre) nötig sein können, bis sich ein neues Humusgleichgewicht einstellt. Nach VDLUFA (2004) stellen sich im Rahmen der Humusbewirtschaftung und Humusbilanzierung bei Einhaltung ausgeglichener, optimaler Humussalden (Humussaldo C) langfristig „standortangepasste Humusgehalte“ an Ackerstandorten ein (s. 2.4.), wobei dafür keine Zeitangabe gemacht wird.

Körschens et al. (2005) erweitern in ihrem Bericht über „Bilanzierung und Richtwerte organischer Substanz“ den Begriff nach Asmus (1992) zu „standort- und nutzungstypischen“ Humusgehalten. Aus einer multiplen Regressionsanalyse über den Einfluss von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren auf die C_{org} -Gehalte des Bodens von Kolbe und Prutzer (2004) geht hervor, dass in einem Datensatz aus 240 Dauerversuchen vor allem die Standorteigenschaften den C_{org} -Gehalt mit Bestimmtheitsmaßen zwischen 60 % bis über 70 % (von insgesamt ca. 75 – 85 %) erklären. Der C_{org} -Gehalt konnte zu knapp 49 % aus der Kombination des Bodenfeinanteils und der Niederschlagsmenge und zu weiteren 12 % aus der mittleren Jahres-Temperatur am Standort abgeleitet werden. Einflüsse der ackerbaulichen Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Kenngrößen der N-Feldbilanz sowie die Trockenmassezufuhr als Summe aus organischer Düngung, Gründüngung oder Stroh) waren demgegenüber von untergeordneter Relevanz. Kolbe (2008) hält deshalb im Gegensatz zu Körschens et al. (2005) an dem Begriff „standorttypischer Humusgehalt“ fest und vertritt die Ansicht, dass das Problem in der Quantifizierung dieser Gehalte liege, dabei jedoch ein durchschnittlicher Bewirtschaftungseinfluss jeweils mit erfasst werde.

Zum Einfluss des Tongehaltes auf den C_{org} -Gehalt des Bodens und damit zur Ableitung standorttypischer Humusgehalte anhand der Textur bestehen zum Teil widersprüchliche Aussagen in der Literatur. Körschens et al. (1998) konstatieren aufgrund von Werten aus 21 Dauerfeldversuchen eine 95%ige Korrelation zwischen dem Tongehalt und dem inerten C_{org} -Gehalt der Böden. Während Untersuchungen von Hoyer et al. (2007) ebenso eine relativ starke Abhängigkeit der C_{org} -Gehalte vom Feinbodenanteil (Ton und Feinschluff) ($r^2=0,76/0,79$ konventionell/ökologisch wirtschaftende Betriebe) ausweisen, erklärte der Feinbodenanteil in einer Studie von Grabe et al. (2003) nur etwa ein Drittel der Variabilität der C_{org} -Gehalte. Die Autoren werteten die Boden-Profildatenbank für Sachsen-Anhalt aus und bestätigen anhand der Ergebnisse ($r^2=0,34$; $n=816$) die von Körschens (1980) für 115 landwirtschaftliche Oberböden gefundene geringe Beziehung ($r^2=0,38$) zwischen Feinbodenanteil und C_{org} -Gehalt für grundwasserferne Diluvial- und Löß-Standorte Nordostdeutschlands. Gleichzeitig stellen die Autoren einen mechanistischen Zusammenhang zwischen Bodentextur und C_{org} -Konzentration in Frage.

Springob et al. (2001) folgerten ihrerseits nach einer Untersuchung der C_{org} -Gehalte von Ap-Horizonten aus elf norddeutschen Landschaftsräumen entlang eines Nordwest-Südost-Niederschlagsgradienten, dass der Faktor ‚Ton‘ nur einen geringen Prognosewert für das standorttypische C_{org} -Niveau hat, sehr wohl aber der Faktor ‚Jahresniederschlag‘. Als mögliche Ursache für die hohen C_{org} -Gehalte der untersuchten Sandböden diskutieren die Autoren hohe Hintergrundwerte refraktärer organischer Substanz, die nicht durch Assoziation an Mineralpartikeln, sondern an sich stabil ist. Steigende C_{org} -Gehalte nach Nordwesten erklären sie durch die Zunahme der Faktoren Verheidung, Plaggendüngung, Podsolierung und ehemalige Grundnässe, wodurch organische Substanz in den Böden angereichert sein kann. Springob et al. (2001) schlussfolgern, dass standorttypische C_{org} -Gehalte landwirtschaftlicher Böden nicht ausschließlich aus der Bodenart abgeleitet werden können, sondern dass vielmehr die frühere Landnutzung, das Klima und die Topographie einen starken Einfluss auf die Humusgehalte haben.

Diese Befunde belegen die Komplexität der Quantifizierung standorttypischer Humusgehalte und den nach wie vor hohen Forschungsbedarf hierfür deutlich. Sie geben einen Hinweis darauf, dass neben aktuellen Standort-Faktoren (Textur, Klima) auch historische Gegebenheiten (Klima, Vorbewirtschaftung) die Ausprägung der jeweils standorttypischen Humusgehalte dominieren und steuern können. Es stellt sich deshalb die Frage, ob es einen für das gesamte Bundesgebiet einheitlich geltenden Katalog (auf der Basis weniger Einflussfaktoren abgeleiteter) standorttypischer Humusgehalte geben kann, oder ob es vielmehr erforderlich ist, standorttypische Humusgehalte auf regionaler Ebene

zu bestimmen. Regional spezifische Einflussfaktoren, etwa historische Landnutzungseinflüsse, könnten so berücksichtigt werden und einen besseren Schutz der vorhandenen organischen Bodensubstanz ermöglichen.

Zur Darstellung des Status quo der Humusversorgung der (Ober-)Böden in Deutschland haben Düwel und Utermann (2008; s. 8.1.) „typische Humusgehalte“ ermittelt. In diesem Zusammenhang wurde der Oberboden aus einer Kombination von Tiefenstufe und Horizontbezeichnung definiert. Unabhängig von der Horizontbezeichnung wurde ein tiefengemittelter C_{org} -Gehalt aus den profilbezogenen Horizontmächtigkeiten bis zu einer Tiefenstufe von 10 cm für Böden unter Grünland und forstlicher Nutzung sowie 30 cm unter ackerbaulicher Nutzung berechnet. Der Schwerpunkt des Datenerhebungszeitraumes lag zwischen 1985 und 2005. Als bestimmende Größe für die Humusgehalte wurde der Einfluss der Landnutzung, des Klimas und des Bodens berücksichtigt. Alle benötigten Flächeninformationen lassen sich aus der in der Flächendatenbank des Fachinformationssystems Boden (FISBo) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) vorgehaltenen nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000 N2.3, BGR 2006) ableiten. Insgesamt standen harmonisierte Informationen von 14.169 Profilen für die Auswertungen zur Verfügung. Bei ausschließlicher Betrachtung der Nutzungstypen Acker, Grünland, Wald sowie derjenigen stratifizierten Einheiten, deren Flächenbelegung durch >10 Profile erfolgte, beruhte das Ergebnis auf insgesamt 8.966 Profilen. Mit diesem Datenumfang können Aussagen zu Gehalten an organischer Substanz für 79 stratifizierte Einheiten und ca. 88 % der Landesfläche Deutschlands getroffen werden.

Das Hauptziel der Arbeiten waren statistische Flächenbeschreibungen, die neben „typischen“ Gehalten (z.B. Mediane, Modalwerte) Aussagen zur Variabilität der Humusgehalte in den stratifizierten Einheiten zulassen. Als geowissenschaftliche Grundlageninformationen werden die Befunde der Untersuchung Forschungs- und Beratungseinrichtungen zur Verfügung stehen (Baseline, Modelleingangsgrößen) und bilden eine Grundlage für die Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung standorttypischer Gehalte (Düwel und Utermann, 2008). Einen umfassenden Überblick über die Ergebnisse dieser Studie gibt Kapitel 8.1.

Zur Quantifizierung standorttypischer Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland haben Schmitt und Wessolek (2008) eine Initiative unternommen und einen sogenannten C_{org} -Schätzrahmen entwickelt (Tab. 2.). Die Auswertungen beruhen auf Literaturdaten, Datenbanken des Umweltbundesamtes und klimatischer Kennwerte. Unter Einbeziehung der Daten aus 16 Dauerversuchen (mit unterschiedlichen Düngervarianten) ermittelten die Autoren C_{org} -Gehalte in Abhängigkeit der drei Hauptfaktoren Düngung, Klima und Bodenart. Als Ergebnis leitet die Arbeitsgruppe eine aus empirisch ermittelten Daten erstellte Matrix für zu erwartende standorttypische C_{org} -Gehalte ab. Die C_{org} -Gehalte können für Böden innerhalb dreier Klimabereiche (klimatische Wasserbilanz (KWB) während der Vegetationsperiode in den Kategorien <-100 mm, -100 bis 0 mm und >0 mm) und den Bodenartengruppen Sande, Schluffe, Lehme+Tone je nach Düngungsstufe (fünf Düngungsstufen: Nullvariante, mineralisch, organisch, mineralisch und organisch und maximal) abgelesen werden.

Nach Preger et al. (2006) können sowohl der Schätzrahmen von Schmitt und Wessolek (2008) als auch ein ähnlicher Ansatz von Verheijen et al. (2005) für England und Wales als Diskussionsgrundlage dafür dienen, wie in untergesetzlichen Regelungen die Forderung des BBodSchG nach Erhalt standorttypischer Humusgehalte in Zukunft konkretisiert werden könnte. Die Verfasser geben jedoch zu bedenken, dass ein Großteil der Varianz in den empirischen Daten von Verheijen et al. (2005) nicht erklärt werden konnte und Schmitt und Wessolek (2008) keine Interpretation der Varianz ihrer Daten geben.

Tab. 2.: C_{org}-Schätzrahmen für unterschiedliche Böden, Klimabedingungen und Düngung (Schmitt und Wessolek, 2008). D_{max}: maximale organische und mineralische Düngung; D_{om}: organische und mineralische Düngung; D_o: organische Düngung; D_m: mineralische Düngung; D₀: Nullvariante.

Bodenart	Düngung	Klimatische Wasserbilanz [mm]		
		<- 100	- 100 – 0	>0
		C _{org} (%)		
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

Ein Großteil der Daten des Schätzrahmens von Schmitt und Wessolek (2008) sind inter- oder extrapolierte Werte aus vorausgegangenen Auswertungen zur Niederschlags- oder Texturabhängigkeit der C_{org}-Gehalte beziehungsweise berechnete Mittelwerte von C_{org}-Gehaltsergebnissen aus Dauerversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer. Für Sandböden standen keine Daten von Dauerversuchen zur Verfügung, die in einem Bereich der KWB von -100 bis 0 mm beziehungsweise >0 mm liegen. Diese Werte wurden extrapoliert. Der verwendete Anstieg der C_{org}-Gehalte pro 100 mm KWB beträgt 0,5% C_{org}. Bei Schluffen sowie Lehmen und Tonen wurden fehlende Werte durch den Mittelwert benachbarter Werte interpoliert (Schmitt und Wessolek, 2008).

Der Schätzrahmen stellt eine starke Vereinfachung in Bezug auf die berücksichtigten Einflussfaktoren und die sehr grobe Einteilung der Wasserbilanzgruppen dar. Weder der Einfluss der Temperatur (Kolbe und Prutzer, 2004), der Exposition/Hangneigung oder historischer Gegebenheiten wurden berücksichtigt. Die Autoren selbst nennen weiteren Forschungsbedarf speziell für die Ableitung der Wirkung früherer Nutzungen, in Bezug auf den Klimaeinfluss, die getrennte Darstellung von Werten für Ton- und Lehm Böden und die Verifizierung des Ansatzes anhand gezielter Beprobungen.

Eine großräumige, aktuelle Studie mit entsprechend breiter Datengrundlage zu standorttypischen Humusgehalten liegt für Ackerböden Bayerns vor (Capriel, 2006), wo 2001 mit der systematischen Beprobung (s. auch 1.4.) und Bestimmung von Humusparametern mit dem Ziel des Aufbaus einer Humusdatenbank begonnen wurde. Capriel (2006) empfiehlt die aus den Ergebnissen von 1.542 Teilflächen zusammengestellten „Standorttypischen Humuskennwerte“ in acht Bodenartengruppen für die landwirtschaftliche Beratung (Tab. 3.). Für die Bodenartengruppe Sand können aufgrund des zu geringen Stichprobenumfanges keine gesicherten Aussagen abgeleitet werden. Gleiches gilt für die Abhängigkeit der Daten von den Einflüssen Niederschlag, Temperatur (als Maß für den Klimaeinfluss wurden Topographiedaten herangezogen) und Viehhaltung. Neben diesem Manko muss weiterhin angemerkt werden, dass die Spannbreiten der C_{org}-Gehalte in den einzelnen Bodenartengruppen teilweise sehr groß sind (z.B. für schwach lehmigen Sand, stark lehmigen Sand, sandigen Lehm und schwach tonigen Lehm; Tab. 3.) und sich die Frage nach der Bewertung dieser Kenngrößen in der Praxis stellen dürfte.

Tab. 3.: Standorttypische C_{org}-Gehalte für Ackerböden in Bayern (Capriel, 2006).

Bodenartengruppe	C_{org} (%) nach Capriel (2006)
Sand	0,9 – 1,4
schwach lehmiger Sand	0,9 – 1,8
stark lehmiger Sand	1,1 – 2,4
sandiger Lehm	1,2 – 2,5
schluffiger Lehm	1,1 – 1,8
schwach toniger Lehm	1,2 – 2,9
toniger Lehm	1,5 – 2,5
lehmiger Ton	1,6 – 2,7

Preger et al. (2006) werteten für Nordrhein-Westfalen (NRW) Daten des Fachinformationssystems „Stoffliche Bodenbelastung“ des Landesumweltamtes NRW sowie von Dauerversuchsflächen hinsichtlich des aktuellen Status und der Entwicklung der Humusgehalte aus. Auf dieser Basis folgern die Autoren, dass die den Humusgehalt steuernden Rahmenbedingungen in NRW eine räumlich zum Teil sehr variable, von der regionalen Verteilung der Agrarstruktur und den naturräumlichen Gegebenheiten abhängige Ausprägung aufweisen und sich zu den vom BBodSchG geforderten standorttypischen Humusgehalten für NRW bislang keine gesicherten Aussagen treffen lassen.

Für Sachsen-Anhalt haben Grabe et al. (2003) die Kohlenstoff-Vorräte (0–100 cm) dargestellt, nicht aber die Humusgehalte. Ein detailliertes C-Inventar (C-Vorräte) landwirtschaftlicher Böden Baden-Württembergs erstellte Neufeldt (2005) auf der Basis geo-referenzierter Bodendaten, Landnutzungsinformationen und Klimadaten. Die Ergebnisse weisen sowohl auf einen starken Einfluss der Landnutzung auf die C-Vorräte

hin, als auch auf eine starke Abhängigkeit von der Hydromorphie und der Meereshöhe, was eine reduzierte Mineralisation bei hoher Bodenfeuchte und niedrigen Temperaturen widerspiegelt. Neufeldt (2005) beleuchtet ausführlich zwei Probleme seiner Vorgehensweise sowie Konkretisierungsbedarfe der zur Verfügung stehenden Datengrundlage. Zum einen führte die Ableitung der C-Vorräte aus Bodenübersichtskarten unterschiedlicher Auflösung (BÜK 200 und BÜK 1000) zu deutlichen Unterschieden (im Mittel 30 %), zum anderen konnten die CORINE-Land-Cover-Daten die kleinmaßstäbige Heterogenität und Variabilität der Bewirtschaftung nicht abbilden, die in der Landwirtschaft typisch seien. Der Autor leitet vor diesem Hintergrund den Bedarf einer zentralen Bodendatenbank für Deutschland sowie nach hoch aufgelösten georeferenzierten und regelmäßig aktualisierten Landnutzungsdaten ab.

Mit Ausnahme der Studie von Düwel und Utermann (2008), die einen Überblick über die Humusversorgung von Oberböden unter Acker, Grünland und Forst gibt, wurden standorttypische Humusgehalte bisher nur für landwirtschaftlich genutzte Böden untersucht. Auf der Basis des nationalen forstlichen Umweltmonitorings (Wellbrock und Bolte, 2008; s. 8.13.) könnten standorttypische Humusgehalte für forstlich genutzte Böden ermittelt werden. Hierzu wäre eine Auswertung der BZE I- und BZE II-Daten hinsichtlich der steuernden Faktoren der Boden-Humusgehalte im Wald erforderlich. Die BZE I-Daten der Humusgehalte liegen allerdings bei den jeweiligen Landesbehörden und nicht zentral bei der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft vor, was eine Gesamtauswertung erschweren dürfte. Die BZE II-Daten werden entsprechend aktualisiert, zentralisiert und ermöglichen eine Beurteilung der Humusentwicklung seit dem ersten Monitoring 15 Jahre zuvor.

Im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Böden, spielt der Einfluss der aktuellen Nutzung auf die Humusgehalte forstlich genutzter Böden in der Regel eine eher geringe Rolle (s. 2.5.), so dass den natürlichen Steuerungsfaktoren und Standortgegebenheiten größere Bedeutung zukommt, die sich in der Humusform und der horizontalen Verteilung der organischen Bodensubstanz widerspiegeln. Der Waldbodenbericht (BMELF, 1996) stellt bisher räumliche Muster der Humusvorräte und morphologisch abgeleiteten Humusformen dar und setzt diese in Beziehung zu Ausgangsgestein, Substratgruppen und Hauptbodentypen. Auswertungen der Humusformen-Ausprägung in Zusammenhang mit den vorherrschenden C/N-Verhältnissen und pH-Werten im Rahmen der BZE I (Wolff und Riek, 1998) ergaben, dass die bodenökologischen Transformationsprozesse durch atmogene Stickstoff- und Säureinträge überlagert sein können. Im Vergleich zu älteren Literaturbefunden beobachteten die Autoren deutlich engere C/N-Verhältnisse (insbesondere für die bodenbiologisch inaktiveren Humusformen Rohhumus, rohhumusartiger und typischer Moder) und niedrigere pH-Werte (für Mull und mullartigen Moder). Sie gehen davon aus, dass selbst relativ rasch veränderbare pedogene Merkmale wie die morphologische Humusform nicht mehr hinreichend mit den bodenchemischen Zustandsgrößen korrespondieren. Der überwiegende Anteil des kurz- und mittelfristig verfügbaren Nährstoffvorrats befand sich den Auswertungen zufolge an Standorten mit Nährstoffarmut und rohhumusartigen Humusformen in der Humusauflage. Die Autoren betonen, dass sich durch eine zeitliche und räumliche Entkoppelung der natürlichen Stoffkreisläufe (Nährstoffvorrat in der Humusauflage und Nährstoffbedarf in der Hauptwurzelzone der Bäume im oberen Mineralboden) instabile Versorgungsbedingungen für die Waldbäume einstellen können mit negativen Folgen für die Produktivität und Stabilität der Forstökosysteme. Diese Entwicklungen und die aktuelle Tendenz zur Akkumulation von organischer Substanz in der Humusauflage infolge gehemmter Zersetzung (Wolff und Riek, 1998) müssen in der Diskussion um standorttypische Humusgehalte für Waldböden und bei der Beurteilung der Humusversorgung von

Forstökosystemen berücksichtigt werden. Ferner müssen die Humusvorräte tieferer Bodenhorizonte (s. 1.4.) sowie die Humusqualität in Betracht gezogen werden.

3.2. Kritische Humusgehalte

Preger et al. (2006) dokumentieren zusammenfassend den Stand des Wissens zu sogenannten kritischen Humusgehalten, d.h. minimalen und maximalen anzustrebenden Humusgehalten. In der internationalen Literatur werden kritische Mindestgehalte nur selten genannt, da kein Konsens über deren Definition besteht und eine Pauschalisierung über viele Standorte und Parameter hinweg nicht angemessen erscheint. Andererseits werden durch die Cross-Compliance-Verordnung (s. 2.3.) erstmals Mindesthumusgehalte in Abhängigkeit des Tongehaltes vorgegeben.

Die häufig angeführte Marke von 2 % C_{org} als Mindestgehalt für ein stabiles Bodengefüge konnte in einem Review-Artikel von Loveland et al. (2001) nicht bestätigt werden. Trotzdem dominiert dieser Wert vielfach die Diskussion um kritische Humusgehalte, vor allem im Kontext der Erarbeitung einer Europäischen Bodenrahmenrichtlinie. Als Kriterium zur Identifikation von sogenannten Risikogebieten (s. 2.3.), in denen der Verlust organischer Bodensubstanz zu befürchten ist, nennt die Arbeitsgruppe des European Soil Bureau (Eckelmann et al., 2006) C_{org}-Gehalte in kontinuierlich bearbeiteten und intensiv gepflegten Ackerböden von kleiner als 2 %. Die Autoren sehen die Definition genereller Grenzwerte gleichzeitig jedoch als problematisch an, da schon der natürliche C_{org}-Gehalt bestimmter Böden darunter liegen und nur eine geringe Wahrscheinlichkeit für weitere Humusverluste bestehen könne. Ebenso betonen die Mitglieder der „Working Group on Organic Matter and Biodiversity“ zur Erarbeitung der Bodenschutzstrategie der Europäischen Kommission (Baritz et al. 2004), dass 2 % C_{org} nicht als genereller Grenzwert gelten könne (s. 2.3. und 3.3.), und anzustrebende Humusgehalte vielmehr für regionale Bodeneinheiten definiert werden sollten.

Beim Versuch der Ermittlung kritischer C_{org}-Gehalte wurden bisher laut Preger et al. (2006) die durch den Gehalt organischen Kohlenstoffs beeinflussten Bodenparameter Strukturstabilität, Produktivität landwirtschaftlich genutzter Böden, Treibhausgasemissionen und Nitratauswaschung aufgrund von Mineralisation berücksichtigt. Doch auch zu diesen Parametern sei die quantitative Beziehung des C_{org}-Gehaltes nicht hinreichend belegt, so dass aus Studien hierzu nur selten kritische Werte abgeleitet wurden.

Wessolek et al. (2008) untersuchten die wichtigsten Methoden zur Charakterisierung der organischen Bodensubstanz hinsichtlich ihrer Eignung zur Ableitung von Ober- und Untergrenzen. Die Literaturrecherche dokumentiert eine Vielzahl von Ansätzen, um mittels Pedotransferfunktionen (PTF) die Wirkung der organischen Bodensubstanz (in Verbindung mit anderen Bodenparametern) auf bodenfunktionsrelevante Parameter quantitativ zu beschreiben. Der Vergleich dieser PTF zeigt jedoch, dass diese häufig nicht auf Standorte übertragbar sind, die außerhalb der Spannweite (Boden, Klima, Nutzung) jener Standorte liegen, welche zur Ermittlung der PTF herangezogen wurden. Dies gilt besonders für komplexe Größen wie Ertrag und N-Mineralisierung.

Untergrenzen des kritischen Humusgehaltes

Für die Festlegung von Untergrenzen für den Gehalt an organischer Bodensubstanz empfehlen Wessolek et al. (2008) neben der Rolle des Humus als Nährstoffspeicher und Ort der Stoffumsetzungen auch die bodenphysikalischen Funktionen beziehungsweise

relevante Parameter einzubeziehen. Aufgrund umfangreicher Literaturrecherchen schlussfolgern Loveland et al. (2001), es gebe kaum stichhaltige Belege für einen Zusammenhang zwischen kritischen Boden-Kohlenstoff-Gehalten und signifikanten Veränderungen bodenphysikalischer Parameter. Dies führen Wessolek et al. (2008) jedoch darauf zurück, dass Loveland et al. (2001) in ihrer Auswertung nicht ausreichend zwischen verschiedenen Standortbedingungen (Textur, Klima, Wasserregime und Nutzung) differenzieren. In Bezug auf die Definition von Untergrenzen des Gehalts organischer Bodensubstanz scheint es Wessolek et al. (2008) vor allem sinnvoll, auf die Erhaltung des Bodengefüges abzielen und zwei Aspekte zu verfolgen: Zum einen müsse geprüft werden, ob die von Schulz (1997) angeführte Grenze von mindestens 200 mg C_{hwl} /kg Boden (s. 3.4.) auch für die bodenphysikalischen Funktionen anwendbar ist und standortübergreifend als Untergrenze bestätigt werden kann. Zum anderen gelte es zu prüfen, welche bodenphysikalische Methode geeignet ist, die Stabilität des Bodengefüges adäquat zu erfassen. Wessolek et al. (2008) vertreten die Auffassung, dass gegebenenfalls ein neues Verfahren zur quantitativen Analyse zu entwickeln sei.

Obergrenzen des kritischen Humusgehaltes

Bislang gibt es nur vereinzelte Studien zur möglichen Grundwassergefährdung durch Nitratfreisetzung infolge überhöhter Humusgehalte (insbesondere in Fraktionen mit engem C/N-Verhältnis). Eine systematische, quantitative Analyse dieser Zusammenhänge liegt nach Wessolek et al. (2008) nicht vor. Hinsichtlich der Festlegung von Obergrenzen für den Gehalt organischer Bodensubstanz wird gefolgert, dass belastbare, an Bodenfunktionen orientierte, standorttypische Höchstgehalte bisher nicht angegeben werden können.

3.3. „Optimale Humusgehalte“

Im Abschnitt „Optimum/minimum SOM level“ des Berichts der „Working Group on Organic Matter and Biodiversity“ zur Erarbeitung der Bodenschutzstrategie der Europäischen Kommission schlagen Baritz et al. (2004) vor, für landwirtschaftlich genutzte Böden und gut definierte Bodeneinheiten Richtwerte für den Gehalt organischer Bodensubstanz auf der Basis der beeinflussenden Faktoren Klima, Bodenart und Wasserhaushalt zu erarbeiten. Richtwerte für optimale Humusgehalte in Waldböden zu definieren, sei dagegen schwierig, da der Effekt der organischen Bodensubstanz auf die Produktivität von Wäldern nur schwer verifiziert werden kann (Baritz et al., 2004).

Im Gegensatz zu den mineralischen Pflanzennährstoffen im Boden bestehen international bisher keine Richtwerte für optimale beziehungsweise anzustrebende Humusgehalte der Böden (BMVEL, 2004). Zwar publizierten Körschens et al. (1998) für die Einstufung grundwasserferner Sand- und Löß-Standorte sogenannte Orientierungswerte für Humusgehalte. Diese ‚optimalen Humusgehalte‘ sollen jedoch nicht primär dem Erhalt ökologischer Bodenfunktionen dienen, sondern vielmehr der Erreichung eines optimalen landwirtschaftlichen Ertragsniveaus und einem möglichst effizienten Düngereinsatz. Sie wurden nur in Abhängigkeit des Feinanteil-Gehalts im Boden charakterisiert, der Einfluss weiterer Standortfaktoren und insbesondere des Klimas ist nicht berücksichtigt. Die Wertepaare (jeweils untere und obere Werte je Feinanteil-Gehaltsstufe) wurden auf der Basis von zahlreichen Dauerversuchen und Feldversuchen zum meliorativen Effekt organischer Dünger abgeleitet und reichen von 0,6 – 0,9 % C_{org} in sandigen Böden (Feinanteilgehalt 4%) bis zu 2,0 – 2,6 % C_{org} in Lehm-Böden (Feinanteilgehalt 38%). Ein oberer Grenzwert für den Gehalt an umsetzbarem Kohlenstoff (C_{ums} ; s. auch 3.4.) solle

nicht überschritten werden, da der mineralisierte Stickstoff ansonsten nur noch unzureichend von den Pflanzen aufgenommen werden könne und dies zwangsläufig zu Verlusten führt. Für den optimalen Gehalt an C_{ums} in Löß- und Lehmböden des temperaten europäischen Klimas geben die Autoren ein Minimum von 0,6 % an. Für sandige Böden sei es schwer, Gehalte über 0,4 % zu erreichen.

In den „Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats“ des European Soil Bureau (Eckelmann et al., 2006) werden folgende Indikatoren für den Schutz der organischen Bodensubstanz genannt:

1. Gehalte organischer Bodensubstanz unter potentiell natürlicher Vegetation
2. „optimale Gehalte organischer Bodensubstanz“
3. Grenzwerte zum Schutz vor Schäden aufgrund von Verlust organischer Bodensubstanz
4. Gehalte organischer Bodensubstanz unter aktueller Bewirtschaftung

Die Grenzwerte zum Schutz vor Schäden aufgrund von Verlust organischer Bodensubstanz entsprechen den in diesem Bericht unter 3.2. beschriebenen kritischen Werten. Mit „optimale Gehalte organischer Bodensubstanz“ bezeichnet die Arbeitsgruppe Grenzwerte für die nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen und gibt an, dass zur Aufstellung dieser Werte die unter 1., 3. und 4. genannten Größen erforderlich sein könnten, sowie sozio-ökonomische Daten und Kostenrechnungen hinsichtlich landwirtschaftlicher Produktivität, Bewirtschaftungsmethoden und der volkswirtschaftlichen In-Wert-Setzung von Bodeneigenschaften.

Gehalte organischer Bodensubstanz unter potentiell natürlicher Vegetation könnten zur Definition der sogenannten optimalen Humusgehalte dienen. Eine Orientierung an den C-Gehalten oder C-Vorräten natürlicher Ökosysteme schließt sich in Deutschland jedoch nach Beese (2008; s. 8.2.) aus, da derartige Ökosysteme praktisch nicht mehr existieren und ein Vergleich nur bei gleichen Standortbedingungen gestattet wäre. Die Ökosysteme sind aufgrund der Jahrhunderte währenden variablen Nutzungsgeschichte derart verändert worden, dass „natürliche“ Ökosysteme hinsichtlich der C-Gehalte und -Vorräte keine Bezugsgröße darstellen können (Beese, 2008). Dies liegt darin begründet, dass ein Landnutzungswechsel von natürlicher, permanenter Vegetation (im Klimaxstadium der Sukzession Wald) zu Ackerland häufig hohe Humusverluste zur Folge hat. Würden also die ursprünglich deutlich höheren Humusgehalte ehemaliger Wälder als ‚optimal‘ angesehen und würde angestrebt, diese wieder herzustellen, müssten z. B. hohe Düngergaben appliziert werden, mit den damit verbundenen ökologischen Risiken (Grundwassergefährdung durch Nitratfreisetzung) und dem dafür nötigen materiellen und finanziellen Aufwand (Preger et al., 2006; Wessolek et al., 2008).

Welchem Zweck sollen ‚optimale Humusgehalte‘ also dienen, wofür sollen sie ‚optimal‘ sein und wonach werden sie bemessen? Grundlage für die Bemessung könnten die ökosystemaren Leistungen der organischen Bodensubstanz sein, wie sie in Abschnitt 1.4. beschrieben werden. Nach Beese (2008) handelt es sich um Leistungen für die Bereiche Landnutzung (Wasser- und Nährstoffversorgung, Gashaushalt, Temperatur, Detoxifizierung/ Erosionsminderung, Schädlingskontrolle) und Natur-/Umweltschutz (abiotische/biotische Diversität, Minderung der Bodendegradation (physikalisch, chemisch, biotisch), Erhalt schutzwürdiger Ökosysteme). Wie in Kapitel 3.2. ausgeführt, fehlen bislang statistisch gesicherte Daten zu den quantitativen Zusammenhängen zwischen dem Humusgehalt auf der einen und der ökosystemaren Wirkung/Leistung auf

der anderen Seite. Zur Ableitung von Richtwerten sind diese quantitativen Informationen in Abhängigkeit der Standorteigenschaften (s. 3.1.), d.h. noch erhebliche Anstrengungen im Bereich der Forschung erforderlich.

Zusätzlich bedarf es einer Bewertung der Einzelleistungen der organischen Bodensubstanz und eines sowohl wissenschaftlichen als auch gesellschaftlichen Konsenses hinsichtlich ihrer ökologischen und ökonomischen Relevanz. Einige der Funktionen der organischen Bodensubstanz stehen im Zusammenhang mit drei wesentlichen internationalen Konventionen: a) der Klimarahmenkonvention (United Nations, 1992), b) der Biodiversitäts-Konvention der Konferenz der Vereinten Nationen zu Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro (UNCED, 1993) und c) dem Übereinkommen der Vereinten Nationen zur Bekämpfung der Wüstenbildung (United Nations, 1994). In Bezug auf das Kyoto-Protokoll der Vereinten Nationen (United Nations, 1998) kommt der organischen Bodensubstanz als wichtigstem Kohlenstoff-Reservoir der kontinentalen Biosphäre enorme Bedeutung als Quelle und Senke von CO₂ zu (Robert et al., 2004). Hieraus wird deutlich, dass aktuell die Suche nach einer möglichen Definition ‚optimaler Humusgehalte‘ ökologisch und ökonomisch (volkswirtschaftlicher Wert von Humus als Kohlenstoffspeicher; Marggraf, 2008; s. 8.4.) motiviert wäre, jedenfalls aber weit über das Ziel der Sicherung optimaler land- und forstwirtschaftlicher Erträge hinaus gehen müsste.

3.4. ‚Optimale Humusversorgung‘

Da Veränderungen im C_{org}-Gehalt von Böden erst nach längeren Zeiträumen quantifizierbar werden, ist nach Körschens und Schulz (1999) die Bestimmung des C_{org}-Gehalts für praktische Belange, z.B. zur Beurteilung des sogenannten Humusversorgungszustandes landwirtschaftlich genutzter Böden, nicht geeignet. Stattdessen gebe der Gehalt an leicht umsetzbarer organischer Bodensubstanz (bestimmt über den Gehalt heißwasserlöslichen Kohlenstoffs; s. 1.4.) Aufschluss über den Versorgungsgrad des Bodens. Auf der Basis von Dauerversuchsergebnissen stellte Schulz (1997) C_{hwl}-Bereiche zur Ableitung von Humus-Gehaltsklassen auf. Unabhängig von der spezifischen Bodenart könne so, für grundwasserferne Sand- und Lehm Böden mit den klimatischen Bedingungen Jahresdurchschnittstemperaturen von 6–10 °C und Jahresniederschlägen von 400–800 mm, der Versorgungszustand von Böden mit umsetzbarer organischer Bodensubstanz beurteilt werden. Einen C_{hwl}-Gehalt von >40 mg/100g (entspricht 400 mg/kg) bewertet die Autorin als sehr hoch, <20 mg/100g (entspricht 200 mg/kg) als sehr gering/völlig verarmt an leicht umsetzbarer organischer Substanz im Boden. Nach Schulz soll die Versorgungsklasse „mittel“ mit 25–30 mg/100g (entspricht 250–300 mg/kg) angestrebt werden, „um ein optimales ökologisches Niveau für eine nachhaltige Versorgung der Böden mit organischer Substanz bei hohen Erträgen zu sichern“.

Die unter 3.3. beschriebenen Orientierungswerte für die Gehalte organischer Bodensubstanz in Abhängigkeit des Feinanteil-Gehalts (Körschens et al., 1998) haben lediglich hohe landwirtschaftliche Erträge zum Ziel und nicht den Schutz spezifischer Bodenfunktionen. Gleiches trifft für die Versorgungsklassen nach Schulz (1997) und für die Bewertung der Humusversorgung auf der Basis von Humusvorratsänderungen und Humusbilanzklassen (Körschens et al., 1998; VDLUFA, 2004) zu. Auch hier bedeutet ‚optimal‘ (Humussaldo C) „optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko“. Auf die grundsätzliche Kritik an der Humusbilanzierung und die Infragestellung der prinzipiellen Eignung dieser Methode zur Beurteilung des Humus-Versorgungszustandes von Böden ohne zusätzliche Bestimmung des Humusgehaltes wurde unter 2.4. hingewiesen.

Zwischenbewertung

Aus den vorhergehenden Betrachtungen wird deutlich, dass klar zwischen standorttypischen und ‚optimalen‘ Humusgehalten sowie der ‚optimalen‘ Humusversorgung aus landwirtschaftlicher Sicht unterschieden werden sollte. Der teilweise wenig konkrete Ruf nach ‚optimalen Humusgehalten‘ ist kritisch zu hinterfragen und gegebenenfalls ist eine konsensfähige, wissenschaftliche Definition herzuleiten (s. 4.3.). Die Forderung im BBodSchG nach standorttypischen Humusgehalten, und ganz allgemein die Forderung nach Richtwerten für die organische Bodensubstanz muss in Bezug auf die Zielsetzung konkretisiert werden: Welche ökologischen Bodenfunktionen sollen durch den Erhalt der organischen Bodensubstanz geschützt werden und für welche Parameter werden daraufhin zur Ableitung standorttypischer Humusgehalte Pedotransferfunktionen benötigt? Steht die Sicherung optimaler, landwirtschaftlicher Erträge im Vordergrund oder wird vielmehr auf die CO₂-Quellen-/Senkenfunktion der Böden abgezielt? Werden Richtwerte für den Gehalt organischer Bodensubstanz zum Zwecke der C-Sequestrierung, oder zur Vermeidung von CO₂-Freisetzung aus Böden und insbesondere Mooren angestrebt und was bedeutet das für die Ableitung dieser Richtwerte?

Aufgrund der Ergebnisse bisheriger Humusinventuren wird es zudem als sinnvoll erachtet, die Eignung der in der Cross-Compliance-Verordnung festgelegten Grenzwerte für einzuhaltende Humusgehalte zu prüfen und gegebenenfalls zu modifizieren (s. 2.3.).

Auf die Problematik der Definition (Ableitung und Quantifizierung) allgemeingültiger, wissenschaftlich fundierter Richtwerte für Humusgehalte (inklusive der Festlegung geeigneter Messparameter; C_{org}, C_{hwl}, C/N) wurde bereits hingewiesen. Sollen weitere wissenschaftliche Anstrengungen zur Definition von Humusrichtwerten unternommen werden, sollte besonders ihre Sinnhaftigkeit im Hinblick auf die regelmäßige Bestimmung, Überprüfung und Überprüfbarkeit untersucht werden. Neben der Festlegung der zu beprobenden Bodentiefe (Abhängigkeit der Humusgehalte von Nutzungsform, Bodenbearbeitung und Fruchtart; s. 1.4.) ist der Aufwand zur repräsentativen Beprobung und der Fehler bei der Probenahme aufgrund der räumlichen Heterogenität der Humusgehalte zu berücksichtigen (s. 1.4.). Durch die zeitliche Variabilität der Humusgehalte werden weitere Anforderungen an die Einführung von einzuhaltenden Richtwerten gestellt (Jahresdynamik, Jahreseffekte, Überlagerung kurz- und langfristiger Veränderungen; lange Zeiträume (zum Teil >10 Jahre) bis zum sicheren Nachweis von Veränderungen) der Humusgehalte, Einfluss der Vorbewirtschaftung und des Humusausgangsgehaltes Hülsbergen (2003).

4. Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland: Bericht zum Experten-Workshop

4.1. Fragestellung und Programm

Fragestellung

Am 21. und 22. Mai 2007 wurde am Umweltbundesamt in Berlin der Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ durchgeführt. Ziel war es, den Stand des Wissens zum Thema

Humusversorgung und Potenziale der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland mit ExpertInnen aus den Bereichen Wissenschaft sowie aus Fachbehörden und Wirtschaft zu erörtern und die bestehenden Kenntnislücken und Forschungsbedarfe herauszuarbeiten. Am Beginn der Veranstaltung standen Impulsvorträge (s. 4.2.) zur Erörterung des Status quo der Humusversorgung von Böden in Deutschland charakterisiert, möglicher Folgen eines Klimawandels auf die Humusentwicklung in den Klimaregionen Deutschlands sowie zu den Themen „Humus im Spannungsfeld von Bodenschutz und Bodennutzung“ sowie „Humus – Rechtliche Regelungen und die Ökonomie“.

Daran anschließend wurden im Rahmen von parallelen Workshops die Themenkomplexe „Theorien und Grundlagen“ (Workshop I), „Humusnutzung und Humuserhalt in der Praxis“ (Workshop II) und „Rechtliche Instrumente und ökonomische Anreize zum Erhalt der organischen Bodensubstanz“ (Workshop III) erörtert.

Im Workshop I wurden fachliche Grundlagen zu Humusfraktionen und Phasen der Humusentwicklung, zur Humusbilanzierung, zur Definition „optimaler Humusgehalt“, zu Potenzialen und Grenzen der C-Sequestrierung in Böden Deutschlands sowie die Bedeutung der Unterböden für die C-Sequestrierung thematisiert. Folgende zentrale Fragen standen im Mittelpunkt des Interesses:

- Welche fachliche Bedeutung hat die Forderung nach optimalen Humusgehalten und wie könnten sie definiert werden?
- Was wäre zur Definition und Einführung von Richtwerten erforderlich?
- Welche Potenziale der C-Sequestrierung gibt es in den Böden Deutschlands und wie nachhaltig sind diese?

Der Workshop II thematisierte praxisorientierte Aspekte: Erhalt „optimaler Humusgehalte“ in der aktuellen Landnutzung; Einfluss der Fruchtfolgegestaltung; Einfluss der Bodenbearbeitungsintensität; Praktikabilität vorgeschriebener Humusgehalte; Humusbilanzierung im ökologischen Landbau; Anwendung von Kompost, Klärschlamm, Wirtschaftsdünger und Gärresten; Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe auf den Humusgehalt; gezielte C-Sequestrierung durch neue Landnutzungssysteme. Ziel dieser Arbeitsgruppe war es, folgende Fragestellungen zu klären:

- Wie wird die organische Bodensubstanz in der derzeitigen land- und forstwirtschaftlichen Praxis geschützt?
- Wie sähen Akzeptanz und Umsetzbarkeit von zu definierenden Optimalgehalten in der Praxis aus?
- Wie wirkt sich die aktuelle Entwicklung im Bereich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und neuer Landnutzungssysteme auf die organische Substanz im Boden aus?

Die rechtlichen Instrumente und ökonomischen Anreize zum Erhalt sowie zur Mehrung der organischen Bodensubstanz waren Inhalt des Workshops III. Im Einzelnen wurden vor dem Hintergrund der Europäischen Bodenschutzstrategie, dem Bundes-Bodenschutzgesetz, der Cross-Compliance-Verordnung und dem Emissionshandel (CO₂-Bilanzen) Anreizinstrumente und Honorierungsmodelle diskutiert und die nachstehenden Themenkomplexe bearbeitet:

- Wie gestaltet sich die aktuelle rechtliche Situation zum Schutz der organischen Substanz?
- Wie könnten zu definierende Optimalgehalte in geltendes Recht umgesetzt werden?
- Welche Möglichkeiten der Honorierung spezieller Maßnahmen zum Schutz der organischen Substanz in Land- und Forstwirtschaft existieren?

Programm

„Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung in Böden Deutschlands“

Experten-Workshop, 21./22.05.2007, Berlin

Veranstalter: Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

(Prof. Dr. Reinhard F. Hüttl, Dr. Oliver Bens, Dr. Annette Prechtel)
& Umweltbundesamt (Dr. Claus Gerhard Bannick)

Begrüßung

Dr. Thomas Holzmann, Vizepräsident des Umweltbundesamtes

Einführung

Prof. Dr. Reinhard F. Hüttl, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Humusversorgung der Böden in Deutschland – Status quo

Dr. Olaf Düwel, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe

Humus im Spannungsfeld von Bodenschutz und Bodennutzung in Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz

Prof. Dr. Friedrich Beese, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen

Humus und Atmosphäre: Die Folgen des Klimawandels für die biosphärischen Kohlenstoffspeicher Deutschlands

Prof. Dr. Christian Bernhofer, Professur für Meteorologie, Technische Universität Dresden

Humus – Rechtliche Regelungen und die Ökonomie

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

Prof. Dr. Rainer Marggraf, Fakultät für Agrarwissenschaften, Abteilung für Umwelt- und Ressourcenökonomie, Universität Göttingen

Europäische Bodenschutzstrategie und Bodenrahmenrichtlinie zum Schutz der organischen Substanz

Dr. Luca Montanarella, Institute of Environment & Sustainability, Joint Research Centre, Ispra, Italy

Workshop I: Theorien und Grundlagen

Moderation: Prof. Dr. Friedrich Beese

Konzept der „Optimalgehalte“ und Datengrundlage zur Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung in Böden Deutschlands

Prof. Dr. Martin Kaupenjohann, Fachgebiet Bodenkunde, Technische Universität Berlin

Bedeutung des bisher kaum betrachteten Unterbodens für die C-Sequestrierung und methodische Ansätze zur Bilanzierung

Prof. Dr. Friedrich Beese, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen

Schutz der organischen Substanz in Deutschland: Erhalt standorttypischer Humusgehalte versus Humusbilanzierung als verbreitete Methode in der Landwirtschaft

Dr. Hartmut Kolbe, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig

C-Sequestrierungspotenziale agrarisch genutzter Böden in Deutschland

Prof. Dr. Jutta Rogasik, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig-Völkenrode

C-Sequestrierungspotenziale forstwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland - Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Kenntniserweiterung

Prof. Dr. Andreas Bolte, Institut für Waldökologie und Waldinventuren Eberswalde

Workshop II: Humusnutzung und Humuserhalt in der Praxis

Moderation: Prof. Dr. Reinhard F. Hüttl

Möglichkeiten der C-Sequestrierung durch Anpassung der Bodenbearbeitung und Fruchtfolgegestaltung

Prof. Dr. Christof Engels, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Abteilung Pflanzenernährung, Humboldt-Universität zu Berlin

C-Sequestrierung und Humusbilanzierung im ökologischen Landbau

Prof. Dr. Günter Leithold, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung II, Universität Gießen

Vorgabe optimaler Humusgehalte – in der landwirtschaftlichen Praxis umsetzbar?

Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen, Lehrstuhl für ökologischen Landbau, Technische Universität München

Nutzen und Grenzen der Anwendung von organischen Reststoffen zur Humusanreicherung in landwirtschaftlichen Böden

Dr. Jürgen Reinhold, Verband der Humus- und Erdenwirtschaft (Arbeitsgruppe „Präzisierungen zur Humusbilanzierung“) und Bundesgütegemeinschaft Kompost

Anbau nachwachsender Rohstoffe: Auswirkungen auf die Humusentwicklung und Sicherung optimaler Humusgehalte an den Produktionsstandorten

Prof. Dr. Reinhard F. Hüttl, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Gezielte Boden-C-Anreicherung durch die Förderung neuer Landnutzungssysteme

Dr. Bernd Uwe Schneider, Projekt DENDROM, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Workshop III: Rechtliche Instrumente und ökonomische Anreize zum Erhalt der organischen Bodensubstanz

Moderation: Prof. Dr. Rainer Marggraf

C-Sequestrierung im Boden, CO₂-Bilanzierung und Klimaschutz

Dr. Otto Heinemeyer, Arbeitsgruppe Klimaberichterstattung LULUCF – Kohlendioxid-, Methan- und Lachgasflüsse an der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig-Völkenrode

C-Bilanz vs. Klimarelevanz von Mooren – Anforderungen an klimafreundliches Moormanagement. Vorstellung einer EU-Studie und des BMBF-Projektes: Klimaschutz durch alternative Moornutzungsstrategien

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

Dr. Matthias Drösler, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Technische Universität München

Umsetzbarkeit „optimaler Humusgehalte“ in nationales Recht

Stefan Hüsich, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz,
Referat „Acker- und Pflanzenbau“

Ort und Zeitpunkt der rechtlichen Beurteilung eines „optimalen Humusgehaltes“ und seiner Erhaltung

Prof. Dr. Felix Ekardt, Forschungsstelle für europäisches Umweltrecht, Universität
Bremen

Vorstellung der Ergebnisse aus Workshop I: Theorien und Grundlagen

Vorstellung der Ergebnisse aus Workshop II: Humusnutzung und Humuserhalt in der Praxis

Vorstellung der Ergebnisse aus Workshop III: Rechtliche Instrumente und ökonomische Anreize zum Erhalt der organischen Bodensubstanz

Diskussion und Resümee, Ausblick

Moderation: Prof. Dr. Reinhard F. Hüttl

4.2. Stellungnahmen beteiligter Fachreferenten

Die nachfolgenden Kurzfassungen geben einen zusammenfassenden Überblick zu den Beiträgen des Experten-Workshops. Die schriftlichen Langfassungen der Beiträge stellen die Kapitel 8.1. – 8.13. dar.

Humusversorgung der (Ober-)Böden in Deutschland – Status quo

Olaf Düwel und Jens Utermann

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

Mit den vorgestellten Untersuchungen wurde das Ziel verfolgt, eine möglichst exakte und flächendeckende Aussage über typische Humusgehalte in Oberböden Deutschlands sowie deren Variabilität im Raum zu treffen. Diese können bestehende und ausschließlich auf Expertenwissen beruhende Aussagen ergänzen und differenziert charakterisieren. Unter Nutzung des FISBo BGR lassen sich Humusgehalte in Oberböden Deutschlands unter Berücksichtigung des Einflusses der Landnutzung, des Klimas und des Bodens ermitteln.

Mit vorliegenden harmonisierten Daten können derzeit Aussagen zum Gehalt organischer Substanz in Oberböden für ca. 88 % der Landesfläche Deutschlands getroffen werden. Neben der z. T. sehr unterschiedlichen Datenlage, die zur Belegung der Einheiten zur Verfügung steht wird deutlich, dass die Landnutzung die Mediane der Humusgehalte differenziert. 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. Als geowissenschaftliche Grundlageninformationen stehen die Ergebnisse der Untersuchung Forschungs- und Beratungseinrichtungen zur Verfügung (Baseline, Modelleingangsgrößen) und bilden eine Grundlage für die Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung standorttypischer Gehalte.

Humus im Spannungsfeld von Bodenschutz und Bodennutzung in Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz

Friedrich Beese

Universität Göttingen

Die organische Bodensubstanz hat sowohl für die Struktur als auch für die Funktionen und Leistungen des Ökosystems entscheidende Bedeutung. Die Gesetzgebung zum Schutze des Bodens benötigt Kenngrößen des Bodens, die ökologisch fundiert und justitiabel sind. Dies gilt auch für Minimal-, Optimal- und Maximalgehalte bzw. Vorräte der organischen Substanz in Böden. Sollen derartige Werte definiert werden, so müssen sie an einem bestimmten Ziel orientiert sein, für dessen Erreichung sie unterkritisch (schädlich), optimal oder überkritisch (schädlich) sein können. Hier stellt sich die Frage, was das Ziel und was das Beurteilungskriterium ist. Vorliegende Studien belegen, dass Bezüge zwischen der organischen Substanz und aufgeführten Leistungen bestehen, diese aber überwiegend qualitativer Natur sind. Im Sinne des Bodenschutzes sind diese Bezüge zu quantifizieren. Es stellt sich die Frage, ob der Ansatz, Minimal-, Optimal- und Maximalgehalte oder Vorräte für die organische Bodensubstanz abzuleiten, zielführend ist, da sich aufgrund der Kombination der Einflussgrößen erst nach mehreren Dekaden ein standort- und nutzungsspezifischer Humusgehalt, Humusvorrat und eine Humusverteilung einstellt. Aufgrund der vielfältigen Änderungen der Landnutzung müssen die aktuellen Zustände als Übergangsstadien angesehen werden.

Humus und Atmosphäre: Die Folgen des Klimawandels für die biosphärische Kohlenstoffsенke Deutschlands

Christian Bernhofer, Thomas Grünwald, Barbara Köstner, Johannes Franke und Valeri Goldberg

Technische Universität Dresden

Der globale Klimawandel kann bereits heute beobachtet werden und wird sich wohl noch verstärken. Das Ergebnis regionaler Projektionen in die Mitte des 21. Jahrhunderts zeigt für Deutschland, dass alle Klimaelemente von diesem Wandel betroffen sind. Niederschlag und Temperatur verändern sich wahrscheinlich so, dass z.B. für das mitteldeutsche

Tiefland häufigere Trockenperioden und Trockenstress für die Vegetation zu erwarten sind. Der Erstautor erwartet eine differenzierte Antwort der Humusvorräte im Wald, in Abhängigkeit von der Lage (Kontinentalität, Seehöhe) und dem Waldmanagement. In der Landwirtschaft wird auch in Zukunft der Einfluss der Bewirtschaftung dominieren; es ist aber absehbar, dass Dauergrünland und nicht drainierte Moore eher als C-Senke in Frage kommen als Ackerflächen und drainierte Moore. Die Abschätzung der C-Sequestrierung in Böden, muss auf eine Kombination von Messung und Modell hinauslaufen. Zur Abschätzung der Humusspeicher sind folgende Wege möglich: Erfassung von Speicheränderungen (Ebenen: vom Standort bis Länder; Landschaftsinventuren), Flussmessungen (Ebenen: kontinental – Inversionen; Standort („Dauerbeobachtungsflächen“), Ableitung aus Fernerkundung (MODIS) und die Modellierung mit Prozessmodellen.

Humus – rechtliche Regelungen und die Ökonomie

Rainer Marggraf

Universität Göttingen

In Art. 3 Abs. 3 des Kyoto-Protokolls wurde festgehalten, dass im Verpflichtungszeitraum 2008 – 2012 auch biologische Quellen und Senken bei Landnutzungsänderungen und forstwirtschaftlichen Maßnahmen angerechnet werden, allerdings noch begrenzt auf „Aufforstung“, „Wiederaufforstung“ und „Entwaldung“. Der Kerngedanke zur Realisierung dieses Ansatzes war, dass die Aufnahme von Emissionen durch Senken aus Sicht des Klimaschutzes einer Reduzierung entspricht. Diese Möglichkeiten werden von Deutschland nicht genutzt, auf die Anrechnung von Einbindung durch agrarische Senkenprojekte sowie Aufforstungsprojekte wird (bis mindestens 2012) verzichtet. Der Klimaschutz und der Schutz von Biodiversität können in bestimmten Fällen als Kuppelprodukte verstanden werden. Ein Beispiel hierfür bietet das Grünland, das aufgrund des hohen Humusanteils von 5 – 10% sowohl als Kohlenstoffspeicher eine wichtige Funktion inne hat als auch für den Schutz der floristischen Biodiversität von großer Bedeutung ist. Nach den Vereinbarungen des Kyoto-Protokolls ist der volkswirtschaftliche Wert von Humus als Kohlenstoffspeicher bestimmt durch die Opportunitätskosten, d. h. abzuleiten aus dem Handelspreis für eine Tonne Kohlenstoffdioxid. Diese Vergütung würden die Land- und Forstwirte bei Teilnahme am Europäischen Emissionshandel erhalten und sie wäre auch im Rahmen eines auf den Klimaschutz ausgerichteten nationalen Förderprogramms ökonomisch gerechtfertigt.

Europäische Bodenschutzstrategie und Bodenrahmenrichtlinie zum Schutz der organischen Substanz

Luca Montanarella

Europäische Kommission

Die Verschlechterung der Bodenqualität erhält zunehmende Aufmerksamkeit in internationalen Übereinkommen und Charta. Die EU kann durch Schaffung eines angemessenen und einheitlichen Rahmens, der eine bessere Kenntnis und eine bessere

Bewirtschaftung der Böden ermöglicht, auf internationaler Ebene eine führende Rolle spielen und den Wissenstransfer und die Leistung technischer Hilfe erleichtern, während sie gleichzeitig die Wettbewerbsfähigkeit ihrer Wirtschaft sichert. Nach Prüfung verschiedener Optionen kam die Kommission zu dem Schluss, dass eine Rahmenrichtlinie sich am besten dazu eignet, ein umfassendes Konzept für den Bodenschutz festzulegen, bei dem auch das Subsidiaritätsprinzip voll berücksichtigt wird. Die Mitgliedstaaten müssen spezifische Maßnahmen zum Schutz der Böden ergreifen, wobei die Richtlinie ihnen genug Freiheit lässt, um selbst zu entscheiden, wie die gesetzten Anforderungen am geeignetsten erfüllt werden können. Das heißt, sie können selbst beschließen, welche Risiken sie akzeptieren, wie ehrgeizig die festgelegten Ziele sein sollen und welche Maßnahmen sie zur Erreichung dieser Ziele auswählen. Damit wird auch anerkannt, dass bestimmte Phänomene wie Erosion, Verluste organischer Substanzen, Verdichtung, Versalzung und Erdbeben in spezifischen Risikogebieten auftreten, die bestimmt werden müssen.

C-Sequestrierung und Humusbilanzierung im ökologischen Landbau

Günter Leithold

Universität Gießen

In welchem Maße mit Umstellung auf ökologischen Landbau humusgehaltssteigernde Prozesse vor sich gehen, es also zu einer verstärkten C-Speicherung im Boden kommt, und wie ein höherer Gehalt und/oder Umsatz an organischer Bodensubstanz in Humusbilanzen zu berücksichtigen ist, wird kontrovers diskutiert. Das Ziel dieses Beitrages ist es, vorliegende Erfahrungen zu den Besonderheiten des Humushaushaltes ackerbaulich genutzter Böden bei ökologischer Bodennutzung im Vergleich zum konventionellen Landbau mitzuteilen und auf die Konsequenzen für die Humusbilanzierung aufmerksam zu machen. Hinreichend genaue Bedarfskoeffizienten bilden eine maßgebliche Säule jeder Humusbilanzierung. Bis zur Gegenwart sind verlässliche Bedarfskoeffizienten an Erkenntnisse gebunden, die auf der Basis von langjährigen Dauerfeldversuchen abgeleitet wurden. Ein unzureichendes Wissen über die anzustrebenden standort- und nutzungsspezifischen Optimalgehalte, über die Vorbewirtschaftung der Versuchsstandorte und über die Ausgangsgehalte zu Versuchsbeginn erschweren jedoch oft eindeutige Aussagen und bilden den Nährboden für kontroverse wissenschaftliche Ansichten zu dieser Frage. Bei der in Zukunft in Aussicht stehenden Ableitung von standort- und nutzungsspezifischen Optimalbereichen für den Humusvorrat sollte bei Aussagen für das Ackerland zwischen konventioneller und ökologischer Bodennutzung unterschieden werden.

Schutz der organischen Substanz in Deutschland: Erhalt standorttypischer Humusgehalte versus Humusbilanzierung als verbreitete Methode in der Landwirtschaft

Hartmut Kolbe

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig

Durch Literatúrauswertungen und Datenrecherchen wurde eine Datenbank über Ergebnisse aus Dauerfeldversuchen des mitteleuropäischen Raumes (Deutschland und angrenzende Länder) aufgebaut. Die Datenbank enthält Merkmale des Bodens, des Klimas und verschiedener ackerbaulicher Bewirtschaftungsmaßnahmen aus ca. 240 Versuchen mit 2800 Versuchsvarianten.

Die Auswertungen mit Hilfe der multiplen Regressionsanalyse lassen die Schlussfolgerung zu, dass zur Erklärung vorliegender C_{org} -Werte des Bodens Faktoren in den Vordergrund der Betrachtung treten, die vom jeweiligen Standort bestimmt werden und auf klimatischen und bodenbürtigen Einflussgrößen zurückgeführt werden können. Diese Faktoren haben für die Ausprägung der C_{org} -Gehalte einen bestimmenden Einfluss, das Spektrum an Bewirtschaftungsmöglichkeiten des Ackerlandes hat dagegen keine große Bedeutung. Als weiterer Aspekt zu diesem Thema wurde der Frage nachgegangen, ob es mit Hilfe mathematischer Gleichungen möglich ist, standorttypische C_{org} -Gehalte auf Grund der Eingabe der einen Standort beschreibenden Merkmale zu berechnen. Erste Ergebnisse zur Güte der Berechnungsmöglichkeiten von standorttypischen C_{org} -Gehalten wurden an Hand einer Gegenüberstellung von in den Dauerversuchen gemessenen und mit Hilfe der mathematischen Gleichungen berechneten C_{org} -Werten vorgestellt.

C-Sequestrierungspotentiale agrarisch genutzter Böden in Deutschland

Jutta Rogasik¹, Martin Körschens², Helmut Rogasik³ und Ewald Schnug¹

¹ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig

² Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg

³ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg

Eine ausreichende Humusversorgung ackerbaulich genutzter Böden dient der langfristigen Sicherung ihrer Produktivität und Funktionalität. Humus beeinflusst alle wichtigen physikalischen, chemischen und biologischen Bodenfunktionen, die untereinander dynamisch interagieren. Die Interaktionen zwischen den einzelnen Bodenfunktionen erschweren die Ableitung einer allgemein gültigen optimalen Kennzahl für die organische Bodensubstanz. Gegenwärtig steht das Problem, Kohlenstoff im Boden zu speichern, um den CO_2 -Anstieg in der Atmosphäre zu begrenzen, ganz oben auf jeder Tagesordnung. Diese Zielstellung ist sehr ehrenhaft, doch die Durchsetzung teilweise fragwürdig. Ist es nicht weitaus wichtiger, die Produktivität, die Dauerhaftigkeit und Gesundheit unserer Agrarökosysteme sowie der Umwelt zu sichern? Die Speicherung von Kohlenstoff ist nur eine Maßnahme zur Erreichung dieses Ziels. Die Quantifizierung der Beziehungen zwischen C-Akkumulation, C-Mineralisation und mikrobieller Aktivität ist entscheidend, um Wege zur Optimierung von C-Verlust und C-Gewinn aufzuzeigen. In den letzten Jahrzehnten wurden verschiedene Bilanzierungsmethoden erarbeitet, die den notwendigen Humusersatz durch geeignete organische Substanzen (Stalldung, Gülle, Stroh, Gründüngung etc.) unter Berücksichtigung ihrer jeweiligen Humifizierung kalkulieren. Ziel muss es sein, C-Abbau und C-Aufbau so zu synchronisieren, dass möglichst keine Verluste zu verzeichnen sind.

Nutzen und Grenzen der Anwendung von organischen Reststoffen (organische Primärsbstanzen) zur Humusanreicherung in landwirtschaftlichen Böden – eine ingenieurtechnische Betrachtung

Jürgen Reinhold

Verband der Humus- und Erdenwirtschaft BBS e.V. und

Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Potsdam

Die Humusreproduktion in Böden kann durch verschiedene organische Primärsbstanzen erfolgen. Dabei sind die unterschiedlichen Abbaustabilitäten organischer Primärsbstanzen entscheidend für das Erreichen der jeweils angestrebten Reproduktionsleistungen, wobei hier besonders die einfache Humusreproduktion und die erweiterte Humusreproduktion (Humusanreicherung) zu unterscheiden sind.

Die einfache Humusreproduktion ist das Regelziel einer anforderungsgerechten Humuswirtschaft. Sie dient dem Erhalt eines standort- und nutzungstypischen Humusgehaltes im Boden. Sollen die Standort- und/oder Nutzungsbedingungen verändert werden oder ist solch eine Veränderung durch äußere Einflüsse eingetreten, so ist eine Angleichung der Humusgehalte an die jeweils neuen Verhältnisse notwendig. Dies kann als erweiterte Zielstellung eine Humusanreicherungen im Boden erfordern, also die erweiterte Humusreproduktion. Grundsätzlich ist eine meliorative Humusanreicherung durch Anwendung abbaustabiler organischer Primärsbstanzen auf humusverarmten Standorten möglich und wird bereits im Landschaftsbau auf Basis von Erfahrungswerten praktiziert. Solche Maßnahmen sind mit hohen ökonomischen Aufwendungen verbunden, was eine solide ingenieurtechnische Planung und Ausführungsbegleitung erfordert. Dazu sind allgemein anerkannte Leitfäden (einschließlich Orientierungs- und Grenzwerte) zu erarbeiten.

Anbau nachwachsender Rohstoffe: Auswirkungen auf die Humusentwicklung an den Produktionsstandorten

Reinhard F. Hüttl¹ und Peter Dominik²

¹ Brandenburgische Technische Universität, Cottbus und Geoforschungszentrum, Potsdam

² Geschäftsstelle der Kommission Bodenschutz am Umweltbundesamt, Dessau

Auch in Deutschland ist derzeit ein starker Anstieg des Anbaus von nachwachsenden Rohstoffen (NawaRo) zu verzeichnen, die entweder stofflich genutzt werden können oder als Energieträger zur Verfügung stehen. Zukünftig sollen Biokraftstoffe auch aus Lignozellulosen, also aus Stroh und Holz gewonnen werden, womit deutlich höhere Energieerträge pro Anbaufläche erreicht werden können. Die zunehmende Anwendung von NawaRo birgt große Chancen. Die mit dem verstärkten Anbau von NawaRo veränderte Landnutzung könnte jedoch auch Umweltprobleme mit sich bringen. Deshalb legt die KBU Empfehlungen zum Bodenschutz beim Anbau von NawaRo in Deutschland vor. Neben Erosion, Bodenschadverdichtungen, Einträgen von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln in benachbarte Umweltkompartimente, Anreicherung von Schadstoffen und Abnahme der Biodiversität betrachtet die KBU auch Verluste an organischer Bodensubstanz als potenzielle Gefährdungen für Böden infolge des Anbaus

von NawaRo. Die KBU legt deshalb Empfehlungen zur Erhaltung der Humusgehalte der Böden beim Anbau von NawaRo vor. Außerdem möchten wir eine Diskussion zu der Frage anregen, ob die Mindestgehalte für organische Substanz in Böden in den Cross-Compliance-Vorschriften (alternativ zur Humusbilanzierung) ausreichend hoch beziehungsweise hinreichend differenziert sind.

C-Sequestrierung im Boden, CO₂-Bilanzierung und Klimaschutz?

Otto Heinemeyer und Andreas Gensior

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig

Zur Berechnung von C-Vorratsänderungen in organischen und mineralischen Böden ist es erforderlich, die Flächen mit Nutzungsänderung zu Beginn und Ende des jeweiligen Inventarzeitraums zu ermitteln. Flächendeckende Boden-C Inventuren von Landwirtschaftsflächen sind in Deutschland bisher nicht durchgeführt worden. Daher haben wir C-Gehalte aus den Angaben der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000) abgeleitet. Landnutzungsinformationen wurden aus CORINE-Land-Cover-Daten gewonnen. Aus diesen Informationen wurde dann ein gewichteter kreisspezifischer Bodenkohlenstoffvorrat errechnet. C-Sequestrierung in Böden kann helfen, die deutschen Klimaschutzverpflichtungen zu erfüllen. Dies kann frühestens ab 2013 (2. Verpflichtungsperiode) wirksam werden. Neben der praktischen C-Sequestrierung ist deren Nachweis durch ein funktionsfähiges Berichtssystem zu Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen (AFOLU) erforderlich. Dies Berichtssystem benötigt rechtlich einwandfreien Zugang zu allen relevanten Datenbeständen. Zum Nachweis erfolgter C-Sequestrierung sind der Aufbau und der Betrieb eines bundesweiten Bodenkohlenstoff-Inventursystems erforderlich. Die landwirtschaftliche Nutzung organischer Böden (ehem. Moore) verursacht einen erheblichen Anteil derzeitiger Emissionen. Aufgabe und Wiedervernässung dieser Flächen hat ein großes Klimaschutzpotenzial im Bereich der deutschen Landwirtschaft.

Umsetzbarkeit optimaler Humusgehalte in nationales Recht

Stefan Hüsch

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn

Durch die Agrarreform 2003 wurde die Gewährung von Direktzahlungen an Landwirtschaftliche Betriebe an die Einhaltung der guten fachlichen Praxis geknüpft (Cross-Compliance). Deutschland hat die Vorgaben mit dem Direktzahlungen-Vereinfachungsgesetz umgesetzt, konkretisiert werden die Forderungen in der Direktzahlungen-Vereinfachungsverordnung. Danach muss jeder landwirtschaftliche Betrieb u.a. geeignete Maßnahmen zur Erhaltung der organischen Substanz im Boden ergreifen um seine Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand zu halten. Im § 3 finden sich die Vorgaben zum Erhalt der organischen Substanz und der Bodenstruktur. Können die Anforderungen an die Fruchtfolge nicht eingehalten werden, muss der Betriebsinhaber den Erhalt der organischen Substanz durch eine jährlich zu

erstellende Humusbilanzierung oder alternativ durch Bodenhumusuntersuchungen nachweisen. Die entsprechenden Regelungen zur organischen Substanz im Boden bedürfen einer moderaten Überarbeitung. Eine Weiterentwicklung der Humusbilanzierung erfolgt durch den VDLUFA. Die Regelungen sollen für den Landwirt verständlich, nachvollziehbar und leicht umsetzbar bleiben. Aufgrund bereits bestehender Belastungen sind Verschärfungen der Anforderungen nicht vorgesehen.

C-Sequestrierungspotenziale forstwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland – Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Kenntniserweiterung

Nicole Wellbrock und Andreas Bolte

Johann Heinrich von Thünen-Institut –

Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei

In diesem Beitrag werden die Möglichkeiten und Grenzen aufgezeigt, wie die Kohlenstoffvorräte der Waldböden und ihre Veränderungen auf nationaler Ebene mit Hilfe des forstlichen Umweltmonitorings abgeleitet werden können. Die bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE) und das europäische Intensivmonitoring Level II bieten die Möglichkeiten zur Ableitung von C-Vorratsänderung in deutschen Waldböden auf nationaler Ebene zwischen zwei Inventurterminen (BZE: 15 Jahre). Die geforderten Ergebnisse zu jährlichen Veränderungen können mit Hilfe von Modellen für die Jahre 2008 und 2012 (Kyoto-Protokoll Art. 3.4) kalkuliert werden. Insbesondere die Feststellung von statistisch abgesicherten Veränderungen stellt eine schwierige Aufgabe dar. Bei hohen Kohlenstoffvorräten sind relativ geringe Vorratsänderungen schwierig nachzuweisen, insbesondere bei der hohen räumlichen Heterogenität der Kohlenstoffvorräte in Waldböden. Die BZE bietet – im Gegensatz zu bodenkundlichen Fallstudienuntersuchungen, bei denen grundsätzlich dieselben Fehlerquellen bei der Herleitung von Veränderungen auftreten – die Möglichkeit der Herleitung von Veränderungen auf der Basis größerer Kollektive von Stichprobeneinheiten (= Straten) und damit der Reduktion des Standardfehlers der Schätzung. Die Bestimmung jährlicher Veränderungen des Kohlenstoffvorrates kann nur mit Hilfe von Stoffhaushaltsmodellen gelingen. Diese sollen an Level II-Daten kalibriert und validiert werden.

4.3. Ergebnisse des Experten-Workshops und Resümee

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den parallelen Arbeitsgruppen des Experten-Workshops zu den Kernthemen „Theorien und Grundlagen“ (Workshop I), „Humusnutzung und Humuserhalt in der Praxis“ (Workshop II) und „Rechtliche Instrumente und ökonomische Anreize zum Erhalt der organischen Bodensubstanz“ (Workshop III) dargestellt.

Theorien und Grundlagen

Die Teilnehmer des Workshops erörterten im Anschluss an die Impulsreferate (s. 4.2.) im Wesentlichen die Themenbereiche Humusbilanzierung beziehungsweise Humusbilanzen, Optimalgehalte, Bedeutung der Unterböden für die C_{org} -Speicherung und Sequestrierungspotenziale.

Humusbilanzierung – Humusbilanzen

Bilanzen im Sinne klassischer Input-/Outputbilanzen sind im Kontext der C_{org} -Speicherung in Böden nicht möglich. Als Herausforderung und Chance wurde eine Synthese zwischen klassischen Ansätzen und modernen Modellierungsansätzen diskutiert. Diese neuen Ansätze sollten vor allem die standörtlichen Bezüge wie Klima, Textur, Landnutzung (aktuell und historisch) einbinden. Es wurde intensiv darauf hingewiesen, durch zukünftige Arbeiten zu prüfen, inwieweit die Reproduktionsfaktoren der organischen Bodensubstanz klimaabhängig sind und wie diese dynamisiert in die Bilanzfunktionen der Modelle eingebunden werden können. Bei einigen Modellen gebe es Erfolg versprechende Ansätze, um Klimagrößen dynamisiert berücksichtigen zu können. Allgemein wurde konstatiert, dass eine umfangreiche Datenlage zu C_{org} -Gehalten in (Ober-)Böden zwar vielfach dokumentiert sei, diese jedoch noch nicht adäquat genutzt würde. Die Forderung nach Inventuren des Bodenkohlenstoffgehalts für die Bereiche der agrarisch genutzten Standorte (sowohl unter Acker als auch unter Grünland) und für Naturschutzflächen entsprechend der Inventuren, wie es sie für Forststandorte gibt (BZE II oder Level II), wurde in diesem Zusammenhang deutlich gemacht. Erst dann könnten geeignete, Flächen bezogene Datengrundlagen generiert werden.

Optimalgehalte

Es bestand Einigkeit, dass aufgrund der Historie der unterschiedlichen Standorte, insbesondere ihrer anthropogenen Nutzung, keine allgemeine Ableitung von Optimalgehalten sinnvoll möglich sei. In diesem Kontext sei zu berücksichtigen, dass selbst naturnahe Standorte bereits intensiv verändert wurden, zum Beispiel durch jahrzehntelange Emissionsbelastungen. Diese Emissionen seien jedoch z.B. nicht vergleichbar mit Schwermetallemissionen und daraus abgeleiteten Schwermetallgehalten. Allgemeine Übereinstimmung bestand darin, dass Optimalgehalte nur anhand von konkreten Zielen beziehungsweise Zielgrößen ableitbar wären. Aufgrund der Multifunktionalität der organischen Substanz sei eine Mittlung von Zielgrößen nicht sinnvoll. Zudem bestehe die Schwierigkeit, dass zahlreiche Bodenfunktionen bisher nicht hinreichend zum Gehalt an organischer Bodensubstanz quantifiziert werden konnten. Diese quantitativen Bezüge von Funktionen zu Humus-Gehalten sollten in künftigen Forschungsansätzen näher untersucht und charakterisiert werden.

Als Bezug für anzustrebende Humusgehalte könnte daher folgendes Modell dienen: Unter der Voraussetzung, dass alle Landnutzer eine geregelte Humuswirtschaft betreiben, könnte einer Flächeneinheit nur die Menge an Bestandesabfällen zugeführt werden, die auf der Fläche aufwächst abzüglich der Verluste, die durch Export innerbetrieblich zwangsläufig auftreten. Hinzuzufügen wäre der importierte Kohlenstoff, der anteilig auf die Nutzfläche umgelegt werden müsste. Der Humusgehalt oder -vorrat, der sich bei diesem Input standortspezifisch einstelle, könne jeweils als Leitgröße angesetzt werden. Treten dabei dennoch bei einzelnen Leistungen Probleme auf, wäre durch entsprechende Nutzungsstrategien entgegenzuwirken. Ein solcher Ansatz bedeute jedoch eine Abkehr vom Konzept der Minimal-, Optimal- und Maximalgehalte, das aus den oben aufgeführten Gründen wissenschaftlich nicht solide zu untermauern und nicht realisierbar sei.

Anstelle von Optimalgehalten sollten besser Zielbereiche definiert werden. Dies sei auch deshalb sinnvoll, weil eine starke räumliche Heterogenität und zum Teil auch zeitliche Variabilität durch die verschiedenen Methoden und ihrer immanenten Messfehler bestehen würde. Bei der Ermittlung von Humusvorräten beziehe sich die Varianz grundsätzlich auf beide zur Berechnung relevanten Größen, den C_{org} -Gehalt und die Lagerungsdichte/Trockenraumdichte des Solums.

Die Bedeutung der Unterböden für die C_{org} -Speicherung

Hierzu wurde einhellig festgestellt, dass die quantitative Bedeutung der Unterböden für die Kohlenstoffspeicherung trotz verschiedener Studien (z.B. DFG-Schwerpunktprogramm 1090) nicht hinreichend bekannt sei und hier ein relevantes Forschungsfeld für die Zukunft bestehen würde. Bezüglich der mindestens zu berücksichtigenden Tiefe wurde häufig die Tiefe von einem Meter genannt. Eventuell sei es jedoch auch sinnvoll, die Kohlenstoffgehalte bis zur Untergrenze des Wurzelraums (insbesondere bei Forststandorten) zu erfassen. Darüber hinaus wurde verdeutlicht, dass die Potenziale der C_{org} -Speicherung gerade mit Blick auf den Unterboden nicht hinreichend bekannt seien, dabei konkret zum Beispiel die Bindungsmechanismen von organischer Substanz an Oxide, Minerale etc. und diese auch unter den relevanten Variabilitäten der Milieubedingungen (etwa Redoxpotenzial, pH). Für die Unterböden seien auch die Quellen organischer Substanz (gelöste organische Substanz, Wurzeln, Mykorrhizen) klar zu quantifizieren. Dabei solle der gesamte Wurzelraum einbezogen werden und auch Fragen der gezielten Anreicherung nachgegangen werden. Im Unterboden würden zwar tendenziell eher geringe C-Konzentrationen vorherrschen, allerdings erfolgt aufgrund hoher Lagerungsdichten auch hier eine relevante Speicherung.

Sequestrierungspotenziale

Im Bereich der landwirtschaftlich genutzten Böden wird kein wesentliches Potenzial zusätzlicher C-Sequestrierung gesehen. Die allgemein beschriebenen Potenziale liegen im Bereich der Messfehlerbreite mit Blick auf die Analytik der Gehalte. Grundsätzlich wurde das Problem angeführt, dass Potenziale nicht aus Gehalten ableitbar seien, sondern konkrete Massenbilanzen erforderlich wären. Auch in diesem Kontext wurde noch einmal die Bedeutung der Unterböden für die C_{org} -Speicherung sowie die Wissenslücken und der Forschungsbedarf hierzu angeführt. Eine weitere Option zur Steigerung der C_{org} -Speicherung könnte die Umwidmung von Flächennutzungen sein, ebenso die Etablierung neuartiger Landnutzungsformen, zum Beispiel von Agroforstsystemen. Es wurde jedoch deutlich, dass der Kenntnisstand nicht hinreichend sei, so dass derzeit noch keine verlässlichen Daten zu diesen Optionen abgeleitet werden könnten. In diesem Zusammenhang wurde als eine zentrale Forschungsfrage formuliert, an welchen Standorten sich prinzipiell eine Umwidmung am ehesten lohnen würde. Auch mit Blick auf die forstlich genutzten Standorte wurde konstatiert, dass das maximale C-Sequestrierungspotenzial im forstlichen System noch nicht hinreichend bekannt sei und daher auch nicht verlässlich weitere Potenziale der Sequestrierung quantifiziert werden könnten. Dazu wurde besonders angemahnt, das Potenzial von Waldumbaumaßnahmen eingehend zu prüfen.

Das Fazit der Diskussion lässt sich wie folgt darstellen:

- Die Bodenzustandserhebung im Wald hat eine belastbare Basis für die Quantifizierung der C-Vorräte in Böden geschaffen. Dabei wurde auch die Bedeutung des Unterbodens besonders deutlich.
- Eine vergleichbare Basis für die landwirtschaftlich genutzten Flächen fehlt, obwohl zahlreiche Untersuchungen an Einzelstandorten durchgeführt wurden. Diese beziehen sich überwiegend auf den Oberboden, liegen meist nur als Konzentrationen vor und sind überdies für zusammenfassende Auswertungen schwer zugänglich. Daraus leitet sich eine Forderung nach einer Untersuchung analog zur BZE für Acker- und Grünlandböden ab.
- Die Leistungen der organischen Bodensubstanz werden zwar häufig prinzipiell/qualitativ beschrieben, es fehlt jedoch eine Quantifizierung. Oftmals ist die zugeschriebene Leistung gleichzeitig von anderen Faktoren abhängig und lässt sich deshalb kaum ein-faktoriell mit dem Vorrat an organischer Bodensubstanz erklären.
- Aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren lassen sich Minimal-, Optimal- und Maximalwerte nicht pauschal definieren. Ihre standortspezifische Ableitung ist nur ziel-(leistungs-)bezogen möglich und sehr aufwändig. Anstelle von Optimalgehalten sollten standort- und nutzungstypische Gehalte getrennt für die Sektoren Forst, Grünland, konventionelle Agrarwirtschaft, ökologische Agrarwirtschaft und Branche beziehungsweise Naturschutz definiert werden.
- Als Richtwerte sind die C_{org} -Gehalte und -Vorräte abzuleiten, die sich am Standort bei einer maximalen Rückführung an organischen Reststoffen einstellen, wenn alle Landnutzer humusschonend arbeiten.
- Statistische Modelle und Prozessmodelle müssen weiter entwickelt werden, um die Rolle verschiedener Einflussgrößen auf die organische Bodensubstanz zu erweitern.
- Die Humusbilanzmethode bedarf einer Weiterentwicklung, um sie handhabbar und verlässlich zu gestalten. Dazu ist das Spektrum der Bezugsflächen zu vergrößern.
- Potenziale zur C-Sequestrierung ergeben sich bei Nutzungswandel in Richtung Wald- und Grünlandnutzung. In Umkehr sollte die C-Freisetzung durch Grünlandumbruch vermieden werden. Standorte mit hohen C-Gehalten oder einem hohen Speicherpotenzial (Feuchtgebiete) sollten erhalten oder, wenn möglich regeneriert werden.
- Die C_{org} -Vorräte in den Unterböden sind nicht hinreichend bekannt. Die Dynamik des Kohlenstoff-Umsatzes in diesem Bodenkompartment bedarf grundlegender Aufklärung.
- Die Mechanismen der Bildung von persistenten Humusfraktionen sollten mittels moderner Analytik aufgeklärt werden. Nur so lassen sich sinnvolle Sequestrierungsstrategien entwickeln.

Humusnutzung und Humuserhalt in der Praxis

Die Diskussion konzentrierte sich auf den Einfluss der Bewirtschaftung auf die C-Sequestrierung in landwirtschaftlich genutzten Böden, die Möglichkeiten der Definition von Richtwerten für die organische Bodensubstanz und die C-Anreicherung im Boden durch den Einsatz neuer Landnutzungssysteme.

Einfluss der Bewirtschaftung auf die C-Sequestrierung in Ackerböden

Konservierende Bodenbearbeitung scheint eine zusätzliche Kohlenstoff-Festlegung im Boden zu befördern. Die Teilnehmer des Workshops wiesen jedoch darauf hin, dass dieser Effekt schon durch einmaliges erneutes Pflügen reversibel sei und der zuvor gespeicherte organische Kohlenstoff wieder freigesetzt werden kann. Erfahrungen aus der landwirtschaftlichen Praxis hätten belegt, dass bei konservierender Bodenbearbeitung ein Pflügen im Abstand von fünf bis zehn Jahren wegen der auftretenden Bodenverdichtung oder auch wegen Schneckenbefalls notwendig werden kann. Die C-Sequestrierung durch konservierende Bodenbearbeitung sei deshalb nur dann nachhaltig, wenn die entsprechenden Böden dauerhaft nicht gepflügt werden. Wie dieses Beispiel zeigt, müssten vor der Einführung finanzieller Anreize für Landwirte, die zusätzliche Maßnahmen zur Kohlenstoff-Anreicherung im Boden durchführen, die Maßnahmen auf ihre Nachhaltigkeit hin geprüft und Gesamtbilanzen für Stoffströme, Energie und Klimagase erstellt werden. Ansonsten könnten „Mitnahme-Effekte“ resultieren, die finanzielle Mittel binden, jedoch keine CO₂-Einsparung induzieren.

Die finanzielle Honorierung jeder langfristig und nachhaltig durch C-Sequestrierung im Boden eingesparten Menge CO₂ könne neue ökonomische Chancen für die Landwirtschaft bieten. Allerdings müsse dafür grundlegend geklärt werden, welche Zeiträume für die Beurteilung der C-Sequestrierung betrachtet würden und welcher Ausgangszustand zugrunde gelegt werde. Dieses sei vor allem deshalb relevant, da die Zeiträume für die Einstellung neuer Humusgleichgewichte nach der Änderungen des Bewirtschaftungssystems bis zu 100 Jahre betragen können. Zur Beurteilung der Humusversorgung seien zudem Kenntnisse über die Vorgeschichte der Bewirtschaftung von großer Bedeutung.

In Bezug auf die Tiefenverteilung des organischen Kohlenstoffs in Abhängigkeit von der bearbeiteten Bodentiefe konnte die Frage, wie der Einfluss der Bodenbearbeitung im Rahmen der Präzisierung der Humusbilanzierungsmethode nach VDLUFA berücksichtigt werden könne, bisher nicht beantwortet werden.

Die verschiedenen Maßnahmen, die im Rahmen der Bewirtschaftung Einfluss auf den Humusvorrat haben, wurden entsprechend ihrer Relevanz geordnet. Demnach haben Fruchtfolge und Auswahl der Kulturarten den größten Einfluss vor der organischen Düngung (kein reines Mengenproblem, sondern ein Qualitätsproblem; zum Beispiel führe Stallmistdüngung zu langfristigen C-Anreicherungs-effekten).

Auch die Umstellung auf ökologischen Landbau könne zu höheren Humusgehalten und zur C-Sequestrierung führen. Allerdings dauerten die Prozesse der C-Sequestrierung nach der Umstellung mindestens zwei Fruchtfolgen lang und maximal so lange an, bis sich ein neues Fließgleichgewicht einstelle. Erfolge mit der Umstellung auf ökologischen Landbau auch eine Änderung des Betriebssystems mit der Abschaffung des Viehbestandes, so könne dieses Vorgehen den oben beschriebenen humusanreichernden Effekt aufzehren.

Möglichkeiten zur Definition von Richtwerten für die organische Bodensubstanz

Noch vor möglichen Definitionen für anzustrebende Humusgehalte wurde zunächst auf das Problem der räumlichen Heterogenität und der zeitlichen Variabilität der Humusgehalte verwiesen. Dadurch seien repräsentative Probenahmen nur mit großem Aufwand zu realisieren und tatsächliche Veränderungen des Humusgehaltes nur schwer nachzuweisen. Die zu beprobende Bodentiefe zur Beurteilung von Humusgehalten und Humusvorräten (s. auch Dokumentation der Ergebnisse des Workshops „Theorien und Grundlagen“ – Optimalgehalte) hänge zudem von der Durchwurzelungstiefe der angebauten Fruchtart/Fruchtfolge ab. So müsse der Humusgehalt beim Anbau von Luzerne bis in 40 – 60 cm Tiefe ermittelt werden, da hier eine C-Anreicherung stattfinde.

Die bisher auf der Basis von Dauerversuchen ermittelten Richtwerte für die organische Bodensubstanz wurden insofern kritisch diskutiert, als dass klimatische Faktoren dabei nicht berücksichtigt wurden. Außerdem spiegelten Dauerversuche nur die Bedingungen wider, die vor 20 – 30 Jahren in der landwirtschaftlichen Praxis gegolten haben.

Der Vorschlag, zur Beurteilung der Humusversorgung direkte, sogenannte State-Indikatoren mit indirekten, Pressure-Indikatoren zu verschneiden, wurde kontrovers diskutiert. Hierfür müssten landwirtschaftliche Betriebe zusätzlich zur momentan üblichen Humusbilanzierung (Pressure-Indikator) jährliche Humusgehaltsmessungen auf ihren Ackerflächen durchführen, um die Dynamik der Humusgehalte zu erfassen und den Versorgungszustand besser beurteilen zu können (s. 2.4.). In Abb. 7. wird dieser Vorschlag konkretisiert und die relevanten Vor- und Nachteile der jeweiligen Methoden benannt. Als zwei grundsätzliche Probleme wurden in der Diskussion daraufhin die Eignung der Humusbilanzierung zur Beurteilung der Humusversorgung und die Frage nach einem Referenzsystem für anzustrebende Humusgehalte erörtert. Vor dem Hintergrund der sich ständig verändernden Bewirtschaftungsbedingungen, könne als Referenzsystem lediglich der Humusgehalt der vorherigen Bewirtschaftung angesehen werden, da durch jede Störung die Humus-Gleichgewichtseinstellung unterbrochen wird.

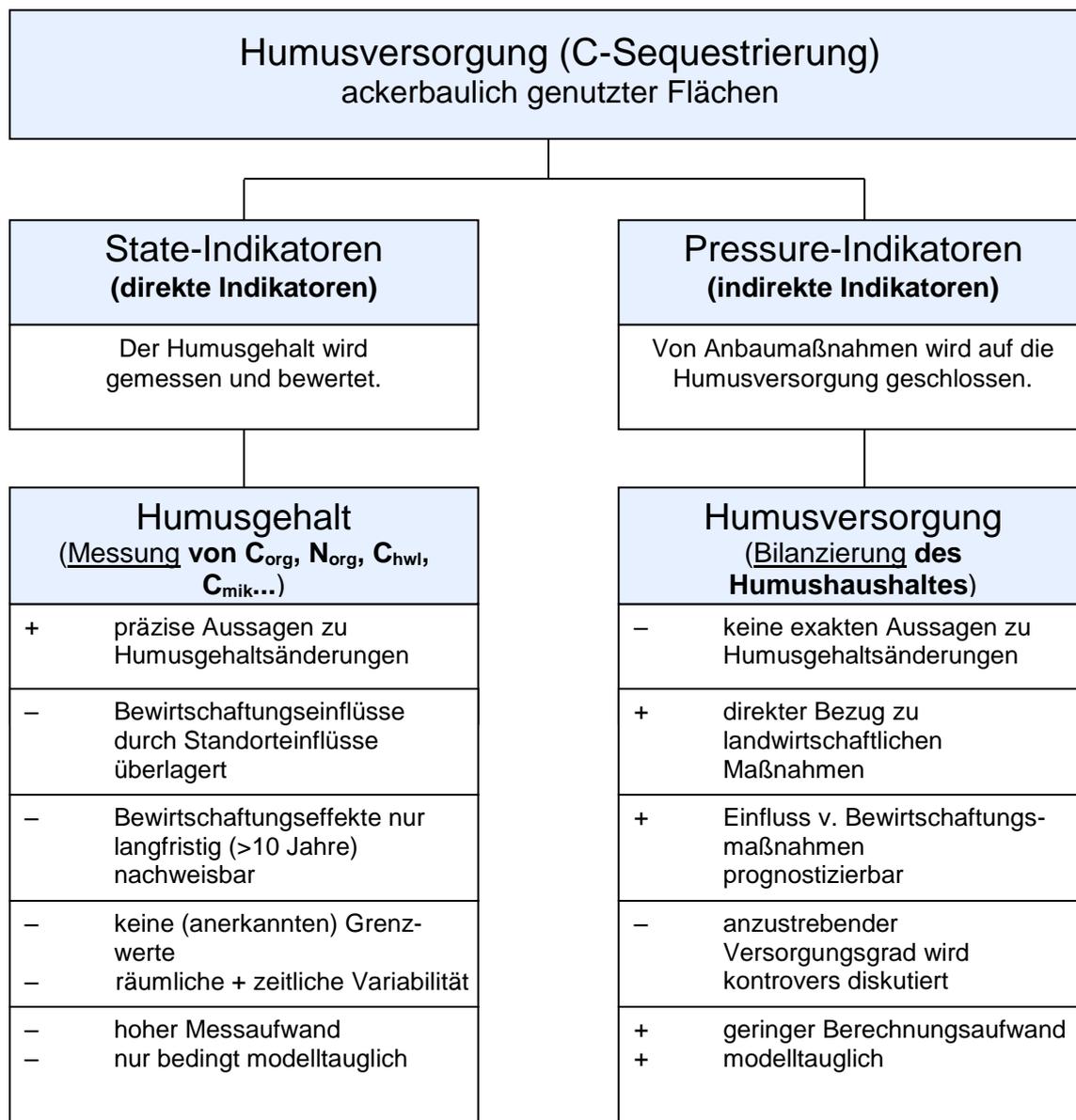


Abb. 7.: Vor- und Nachteile der Methoden zur Beurteilung der Humusversorgung (nach Hülsbergen, 2003).

Zur Frage der Definition von ‚optimalen Humusgehalten‘ wurde angeführt, dass dieser Begriff nicht zielführend sei. Humusgehalte unter potentiell natürlicher Vegetation könnten nicht als Referenz für ‚Optimalgehalte‘ herangezogen werden. Über die Frage, welcher Referenzzustand als optimal angesehen werde, gebe es keine (wissenschaftliche) Einigung. Die ExpertInnen waren sich einig, dass stattdessen von ‚standort- und nutzungstypischen Humusgehalten‘ gesprochen und eine Definition hierfür gefunden werden sollte. Diese Humusgehalte sollten für Acker-, Grünland- und Forststandorte bestimmt werden, wobei für landwirtschaftliche Flächen ferner die Differenzierung nach konventionellem und ökologischem Landbau vorgenommen werden solle. Als Ziel- und Bewertungskriterium sollten die Ökosystemleistungen des Bodenhumus zugrunde gelegt werden. Offen bleibe weiterhin, über welchen Parameter die standort- und nutzungstypischen Humusgehalte definiert würden. Zur Klärung, ob C_{org} der geeignete Parameter sei und zusätzlich Stickstoff-Parameter benötigt würden, müssten weitere Untersuchungen durchgeführt werden.

Für die wirtschaftliche und ingenieurtechnische Praxis in der Humuswirtschaft müssten Soll-Werte standort- und nutzungstypischer Humusgehalte definiert werden, die auch justiziabel sind.

C-Anreicherung im Boden durch den Einsatz neuer Landnutzungssysteme

Zur Frage der Wirkung neuartiger Landnutzungssysteme auf den Kohlenstoff-Haushalt von Böden und hinsichtlich positiver Effekte von Agroforstsystemen wurden folgende Aussagen bzw. Schlüsse gezogen:

- Förderung der C-Speicherfunktion des Bodens insbesondere durch den integrierten Anbau von mehrjährigen holzartigen (z.B. schnell wachsenden Hölzern zur Bioenergienutzung) sowie annuellen Ackerkulturen
- verbesserte Anpassung an Trockenheit während der Vegetationsperiode
- verbessertes Mikroklima und höhere Wassernutzungseffizienz
- positive Effekte für den Bodenschutz: Erosionsschutz, geringere Bodenverdichtung, verringerte Nährstoffauswaschung, reduzierte Pestizidbelastung

Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe

Der im Kontext Bodenschutz und nachwachsende Rohstoffe bestehende Forschungsbedarf wurde diskutiert (s. 2.1. und 8.10.) und folgende Punkte besonders betont:

- die Erforschung der Wirkung des Anbaus biogener Rohstoffe auf die Bodenfruchtbarkeit
- die Entwicklung neuer Landnutzungssysteme (Extensivierung)
- die Anpassung neuartiger Landnutzungssysteme an edaphische und klimatische Extreme
- ein langfristiges Monitoring (Humusvorrat, Schadstoffentzug, Nährstoffbilanzen, Grundwasserbildung etc.)
- die Erfassung des Kohlenstoff-Speichervermögens in Boden und Biomasse
- die Quantifizierung der Freisetzung klimarelevanter Gase (Input-Output-Bilanz)

Rechtliche Instrumente und ökonomische Anreize zum Erhalt der organischen Bodensubstanz

Neben den aktuellen rechtlichen Regelungen zum Schutz der organischen Bodensubstanz, der Definition von ‚optimalen Humusgehalten‘ und der Bedeutung des Erhaltes von Mooren wurden zudem in diesem Kontext die Anforderungen, die sich aus der Verpflichtung Deutschlands zur Treibhausgas-Berichterstattung ergeben, erörtert.

Aktuelle rechtliche Regelungen zum Schutz der organischen Bodensubstanz

Bezüglich rechtlicher Regelungen zum Erhalt der organischen Bodensubstanz wurde darauf verwiesen, dass weder die derzeitigen Humusgehalte in den Böden bekannt seien, noch etwaige Trends einer Veränderung in den letzten Jahren benannt sind. Daraus ergebe sich wiederum die Forderung nach der Durchführung einer allgemeinen Bodeninventur in Deutschland einschließlich regelmäßiger Folgeinventuren. Auch müsse die Optimierung der Humusbilanzierung nach VDLUFA voran gebracht werden. Für organische Böden sei die Humusbilanzmethode ohnehin nicht anwendbar und sollte durch Gasaustauschmethoden und Modellierungsverfahren ersetzt werden.

Der in der Cross-Compliance-Verordnung vorgeschriebene Erhalt der organischen Substanz erschien den Workshop-Teilnehmern wenig praktikabel. Dennoch wurde die Regelung im Grundsatz für wichtig befunden, da sie gegenüber Öffentlichkeit und Landwirten die Bedeutung des Humusgehalts verdeutliche. Dies werde vor allem vor dem Hintergrund des zunehmenden Anbaus nachwachsender Rohstoffe bedeutender. Dennoch sei eine Weiterentwicklung der Regelungen und dabei insbesondere eine Anpassung an die jeweiligen konkreten Standortbedingungen angeraten.

Definition von ‚optimalen Humusgehalten‘

Ein ‚optimaler Humusgehalt‘ betreffe eine Bandbreite von Situationen, in denen der Richtwert nicht unter- oder überschritten werden sollte. Deutschland ist in den Bereichen Klimaschutz, Biodiversität und Bodenschutz internationale Verpflichtungen eingegangen. Die Erhaltung optimaler Humusgehalte könne ein wichtiges Mittel sein, um diese Verpflichtungen zu erfüllen.

Die ExpertInnen kamen allerdings zu dem Schluss, dass ein ‚optimaler Humusgehalt‘ derzeit kaum zu bestimmen sei. Stattdessen sollten in Abhängigkeit der Standortbedingungen Mindest- und Höchstwerte des Humusgehalts vorgegeben werden. Betont wurde in diesem Kontext die Bedeutung von Dauerversuchen, die jedoch von Universitäten und außeruniversitären Forschungseinrichtungen zunehmend beendet würden. Unsicher sei insbesondere deren weitere Finanzierung, da die Verantwortung hierfür nicht hinreichend geklärt sei.

Treibhausgas-Berichterstattung

Über das Verfahren der Berichterstattung zum Bereich LULUCF („Land Use, Land Use Change, and Forestry“) der GHG National Inventory Reports in den beteiligten Ländern sei wenig bekannt, da kein international einheitliches Verfahren vereinbart wurde. Ein Problem der LULUCF-Berichterstattung in Deutschland sei, dass Qualitätskontrollen nur auf der Ebene des Umweltbundesamts durchgeführt werden, nicht jedoch auf der Ebene der Daten liefernden Einrichtungen. Bisher gebe es keine allgemein akzeptierten bzw. abgestimmten Verfahren zur LULUCF-Berichterstattung, da die Bundesregierung auf Freiwilligkeit und Selbstverpflichtungen setze. Das geplante Klimaschutzstatistik-Gesetz soll die bestehende Datenbasis verbessern, wirke sich jedoch auf den Bereich LULUCF nur geringfügig aus. Die Verpflichtungen zur Treibhausgas-Berichterstattung erfülle Deutschland bislang unzureichend, da die nötigen Datengrundlagen entweder noch nicht erhoben wurden beziehungsweise noch nicht harmonisiert sind. Eine weitere Schwierigkeit bestehe in dem zum Teil nicht hinreichenden Austausch von Daten zwischen den beteiligten Akteuren. Es wurde als notwendig erachtet, dass das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit einen klaren Rechtsrahmen hinsichtlich einer Informations- und Auskunftspflicht der für den Bereich LULUCF relevanten Einrichtungen schaffe (Heinemeyer und Gensior, 2008; s. 8.11).

Wichtig zur Verbesserung der LULUCF-Berichterstattung sei der Aufbau eines Inventursystems zu den Humusgehalten in Böden, zum Beispiel mit gleitenden Intervallen (etwa alle 10 Jahre). Eine generelle Erhöhung der Humus-Gehalte in Böden sei nicht zielführend, da nachgelagert Negativwirkungen (z.B. Nitratauswaschung) induziert werden können. Der Aufbau eines Instruments zur Umweltbeobachtung sollte hohe Priorität haben.

Mit Blick auf den Emissionshandel ist durch die Verantwortlichen eine Grundsatzentscheidung herbeizuführen, ob beziehungsweise in welchem Umfang Akteure im Landnutzungsbereich anerkannt werden. Bisher hat sich die Bundesregierung nur für die sogenannte Option „Forest Management“ (z.B. zusätzlicher Aufbau von Holzvorräten) entschieden.

CO₂-Quellen aus der Landwirtschaft werden im National Inventory Report nur dann berücksichtigt, wenn ein Land „Cropland Management“, „Grazing Land Management“ oder „Revegetation“ als „Wahl-Senken“ gewählt hat. Dies sei in Deutschland bislang nicht erfolgt, weshalb die Klima-Entlastungspotenziale von Niedermooren derzeit nicht „Kyoto-relevant“ seien.

Moore und Klimawandel

Moore sind in ihrem natürlichen Zustand Ökosystemtypen, die kontinuierlich und dauerhaft organische Substanz akkumulieren und Kohlenstoff binden. Parallel zur Aufnahme von CO₂ werden aber insbesondere in natürlichen Mooren relevante Mengen an CH₄ emittiert. Bei Entwässerung wird der gebundene Kohlenstoff als CO₂ freigesetzt und zudem auch N₂O emittiert. Dadurch werden die entwässerten Moore zu erheblichen Kohlenstoffquellen. Alternative Nutzungen oder Renaturierungsmaßnahmen haben das Potenzial, diese negativen Wirkungen zu reduzieren. Die Klimawirksamkeit von Mooren lässt sich wegen des Zusammenspiels der drei Treibhausgase nur dann realistisch bewerten, wenn sowohl der Netto-Ökosystemaustausch von CO₂ als auch die Flüsse von CH₄ und N₂O erfasst und zu CO₂-Kohlenstoff-Äquivalenten umgerechnet werden. Ein internationaler Vergleich habe belegt, dass Moore in Deutschland klimarelevante Ökosystemtypen sind: Innerhalb der EU stehe Deutschland hinsichtlich des Flächenanteils der Moore an siebter Stelle, hinsichtlich der moorbürtigen Freisetzung der genannten klimawirksamen Gase dagegen an zweiter Stelle (Byrne et al., 2004). Dies sei darauf zurückzuführen, dass mehr als 85 % der deutschen Moore als Acker und Grünland landwirtschaftlich genutzt würden und diese Nutzungsformen auf Moorböden zu einer erheblichen Klimabelastung beitragen. Die Treibhausgas-Emissionen aus deutschen Mooren entsprechen nach unterschiedlichen Quellen 2,3 – 4,5 % der anthropogenen Gesamtemissionen Deutschlands (Byrne et al., 2004; Freibauer et al., in Vorb.; NIR, 2006) und werden daher als Hauptkategorie eingestuft (Gensior, persönliche Mitteilung). Moore gelten aufgrund dessen als Hot-Spots hinsichtlich der Emission von Treibhausgasen.

Es sei zu erwarten, dass intensivierete Nutzungen von Moorflächen, wie der Anbau von Mais und intensivem Grasland für die Biogasproduktion, zu einer Verstärkung der Klimabelastung führen. Alternative Nutzungen wie Extensivierung, Renaturierung oder der Anbau von nicht-energetischen, extensiven nachwachsenden Rohstoffen („Paludikultur“) könnten zur Minderung der Negativwirkungen beitragen. Um den Kenntnisstand zu dieser Thematik umfassend zu verbessern, fördert das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) seit 2006 das Projekt „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ im Rahmen des Programms „klimazwei“. In sechs repräsentativ über Deutschland verteilten Mooregebieten werden unterschiedliche Nutzungen hinsichtlich ihrer Klimarelevanz untersucht. Neben den stoffhaushaltlichen Entlastungseffekten werden die betriebs- und volkswirtschaftlichen Effekte alternativer Moornutzungen evaluiert, um die

Kosteneffizienz von Klimaschutzmaßnahmen durch klimafreundliches Moormanagement monetär bewerten zu können. Für die Treibhausgas-Berichterstattung sind verbesserte Abschätzungen für die Flüsse aus Moorböden erforderlich, was durch das genannte Projekt für Deutschland bedient werden soll.

Resümee

In der zusammenfassenden Diskussion des Experten-Workshops wurden folgende Aspekte als zentrale, konsensuale Kernaussagen formuliert:

1. Zur Beurteilung des Status quo der Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden sind ein flächendeckendes, repräsentatives Monitoring der Boden-C-Gehalte, der Parameter zur Berechnung der Humusvorräte (Lagerungsdichte) und Kenndaten zur Bewirtschaftung erforderlich. Die Notwendigkeit für dieses Monitoring resultiert ebenso aus der Verpflichtung zur nationalen Treibhausgas-Berichterstattung. Für das Monitoring wird ein Messnetz in Anlehnung an das der Bodenzustandserhebung im Wald in einem 8x8-km-Raster mit Wiederholungsinventuren etwa nach 10 bis 15 Jahren empfohlen.
2. Als Basis für die Beurteilung der Humusversorgung von Böden soll die Erfüllung der ökosystemaren Leistungen gelten. Zur Quantifizierung dieser Zusammenhänge sind weitere Arbeiten notwendig.
3. Aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren auf die organische Bodensubstanz und in Ermangelung eines Konsenses, welcher Referenzzustand als ‚optimal‘ angesehen werden kann, können ‚optimale Humusgehalte‘ derzeit nicht definiert werden.
4. Anstelle von Optimalgehalten sollen ‚standort- und nutzungstypische Humusgehalte‘ getrennt für die Sektoren Forst, Grünland, konventionelle und ökologische Agrarwirtschaft sowie Branche beziehungsweise Naturschutz definiert werden.
5. Um C-Sequestrierungspotenziale der Böden quantifizieren zu können, müssen zunächst die bestehenden Kohlenstoff-Vorräte erfasst werden. Hierbei kommt insbesondere der Bilanzierung der Humusvorräte in den Unterböden große Bedeutung zu.
6. Maßnahmen zur C-Sequestrierung müssen grundsätzlich auf ihre Nachhaltigkeit geprüft werden.
7. Potenziale zur C-Sequestrierung werden besonders in der Verwirklichung neuer Landnutzungssysteme und bei Nutzungswandel in Richtung Wald- und Grünlandnutzung gesehen.
8. Moore sollten aufgrund ihres hohen C-Vorrats und -Speicherpotenzials erhalten beziehungsweise, wenn möglich regeneriert werden.

5. Diskussion der Ergebnisse

Die organische Bodensubstanz hat eine zentrale Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit und für die Erfüllung der natürlichen Bodenfunktionen, die mit dem Begriff Bodenqualität zusammengefasst werden können (Rees et al., 2001). Zum Erhalt der Funktionsfähigkeit von Böden sind deshalb der Erhalt und die nachhaltige Bewirtschaftung der organischen Bodensubstanz von herausragender Bedeutung. Dieser Aufgabe wird in Zukunft zunehmende Aufmerksamkeit zukommen: Bei einer wachsenden Weltbevölkerung wird die Nutzungsintensität und der Ernteertrag pro Fläche steigen. Gleichzeitig kann im Zuge des Anbaus und der Nutzung nachwachsender Rohstoffe eine weitere Beanspruchung der Böden und eine erhöhte Entnahme organischer Primärschubstanz aus den Ökosystemen, gefolgt von Humusvorratsabbau resultieren (s. 2.1.).

Vor dem Hintergrund des Ziels zur Reduktion von Treibhausgasen leitet sich ein neues Kriterium zur nachhaltigen Bewirtschaftung der organischen Bodensubstanz ab. Während der organische Bodenkohlenstoff in der Vergangenheit hauptsächlich in Bezug auf Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung von Interesse war (Lal, 2001a), stehen zunehmend die Evaluierung von C-Sequestrierungspotenzialen der Böden, die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsarten auf die CO₂-Quell-/Senkenfunktion von Böden sowie die Entwicklung der Boden-Kohlenstoffvorräte unter sich ändernden klimatischen Bedingungen im Mittelpunkt des Interesses (Janzen, 2005).

Sowohl zur Bewertung der *Humusversorgung von Böden in Deutschland* als auch zur Quantifizierung von Potenzialen zur Kohlenstoff-Speicherung ist die Kenntnis der Humusgehalte und -vorräte wichtig. Während diese Daten im Rahmen des nationalen forstlichen Umweltmonitorings erhoben und derzeit durch die Wiederholungsinventur der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) aktualisiert werden, existiert keine vergleichbare Datenbasis für die landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland. Bodenkohlenstoffgehalte und -vorräte landwirtschaftlicher Flächen wurden bislang lediglich vereinzelt im Rahmen von wissenschaftlichen (Dauer-)Versuchen und Dauerbeobachtungsflächen erhoben, ausgewertet und dargestellt. Kohlenstoff-Daten agrarisch genutzter Böden liegen zusätzlich bei geologischen Landesämtern dezentral und inhomogen vor, was eine bundesweite Auswertung erschwert.

Zwar kann aus der Studie von Düwel und Utermann (2008; s. 8.1.) ein erster Überblick über den Status quo ‚typischer‘ Humusgehalte in Deutschland (also auch der landwirtschaftlich genutzten Flächen) gewonnen, nicht aber eine umfassende Bewertung der aktuellen Humusversorgung der Böden in Deutschland abgeleitet werden: Die Basis der Auswertung sind Punktinformationen der Labor- und Profildatenbank des Fachinformationssystems Boden der BGR, die durch Daten der geologischen Dienste ergänzt wurden und aus dem Zeitraum 1985 bis 2005 stammen. Weder die Humusaufgaben im Wald noch die Kohlenstoff-Gehalte der Unterböden wurden berücksichtigt. Die tiefengemittelten C_{org}-Gehalte des jeweils ersten mineralischen Oberbodenhorizontes wurden für Böden unter Grünland und forstlicher Nutzung lediglich bis zu einer Tiefe von 10 cm, für Ackerböden bis 30 cm berechnet.

Um eine aussagekräftige und flächenhafte Datenbasis zur aktuellen Humusversorgung zu schaffen, ist zusätzlich zur BZE im Wald ein flächendeckendes, repräsentatives Monitoring der Boden-C-Gehalte landwirtschaftlicher Flächen erforderlich. Dabei sind nach standardisierten Probenahmemethoden und Analyseverfahren neben Kohlenstoff-Parametern (s. 1.4.) weitere Parameter zur Beschreibung des Humusqualität (N_t, C_{org}/N_t) und zur Berechnung der Humusvorräte (Horizontmächtigkeit, Lagerungsdichte) sowie Informationen zur Bewirtschaftung (aktuell und historisch) zu erheben. Die

Probenahmetiefe sollte entsprechend der Nutzung (Fruchtart, Bodenbearbeitung) angepasst (s. 1.4.) und die Humusvorräte im Unterboden mit erfasst werden. Außerdem sollte ein Zeitraum für die Wiederholungsinventur festgelegt werden. Auf die Bedeutung der Humusspeicherung in tieferen Bodenhorizonten (20 – 50 cm) landwirtschaftlich genutzter Flächen weisen die C_{org} -Daten einer Inventur für Ackerböden in Österreich von Gerzabek et al. (2005) eindrücklich hin.

Aktuell ermittelte Humusgehalte sind nach Preger et al. (2006) mit einer gewissen Unsicherheit hinsichtlich des Grades der Gleichgewichtseinstellung behaftet, so dass aus einer einmaligen Messung kein Trend der Humusentwicklung abgeleitet werden kann. Während die Bodenzustandserhebung im Wald und das europäische Intensivmonitoring Level II die Möglichkeiten zur Ableitung von Kohlenstoff-Vorratsänderung in deutschen Waldböden zwischen zwei Inventurterminen (im Abstand von 15 Jahren) bieten, muss Vergleichbares für landwirtschaftlich genutzte Böden erst aufgebaut werden. Um die Dynamik der Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden erfassen zu können, werden aufgrund der häufigen Änderungen in der Bewirtschaftung auf Betriebsebene jährliche Messungen für notwendig erachtet (s. 4.3.).

Die Forderung nach einem bundesweiten Boden-C-Monitoring für landwirtschaftliche Flächen war ein zentrales und mit Nachdruck der Teilnehmerschaft geäußertes Ergebnis des Experten-Workshops „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“. Ein entsprechendes Monitoring wurde bereits früher im Zusammenhang mit der Verpflichtung Deutschlands zur Klimaberichterstattung thematisiert: So lautet eine Schlussfolgerung des „National Inventory Report 2003: German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2001“ des Umweltbundesamtes (Heinemeyer, 2003), dass die derzeit nicht zufrieden stellende Datenlage zu landwirtschaftlichen Flächen im Hinblick auf die Berichterstattung zum Climate-Change-Rahmenabkommen dringend verbessert werden müsse. Für den Report konnte lediglich „eine provisorische, grobe Schätzung der C-Vorräte landwirtschaftlicher Böden“ anhand der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) und der CORINE-Landnutzungskarte als Basis herangezogen werden. Dies ist mit einer entsprechend hohen, nicht quantifizierbaren Unsicherheit behaftet (Neufeldt, 2005; Wessolek et al., 2008). Deshalb mahnen Gensior und Heinemeyer (2005) als dringendes Erfordernis zur Erfüllung der Pflichten Deutschlands zur Klimaberichterstattung die Konzeption, Implementierung und Durchführung eines periodischen, flächendeckenden Boden-C-Monitorings, eine BZE-Landwirtschaft (BZE-L) analog zur BZE im Wald und eine Erfassung von Bewirtschaftungsdaten an. Auch Neufeldt (2005) und Lal (2001a) betonen die Bedeutung von Kohlenstoff-Inventuren, unter anderem als wichtiges Instrument zur Überwachung der internationalen Klimaschutzpolitik und zur Bewertung der Effekte von Landnutzung und Klimawandel. Im Zusammenhang mit der Neuregelung der EU-Richtlinie zur Klärschlammverwertung wird ebenso über die Abfrage von Daten zur organischen Bodensubstanz in den Mitgliedsstaaten und den Vorschlag, Daten zu „Hintergrund-Gehalten“ von organischer Bodensubstanz zu erheben, berichtet (Joint Research Centre, 2001).

Da die Aussagekraft von Humusgehaltsbestimmungen aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität sowie der zeitlichen Variabilität der Humusgehalte umstritten ist, müssen an die Konzeption und Durchführung eines anstehenden repräsentativen Boden-Humus-Monitorings (landwirtschaftlicher Flächen) hohe Anforderungen gestellt werden (s. 1.4. und 3.4.). Richards et al. (2003) beschreiben den Prozess der Entwicklung eines nationalen Inventur-Designs für die Messung von Boden-Kohlenstoff und die zentralen Aspekte, die es in diesem Kontext zu berücksichtigen gilt. Dieses betrifft eine klare Spezifizierung von Zielsetzung und Zweck des Monitorings sowie von finanziellen und personellen Ressourcen einschließlich notwendiger Infrastruktur. Eine wesentliche Voraussetzung

dürfte auch die wissenschaftliche Einigung auf geeignete Parameter zur Beurteilung der Humusversorgung sein. Während die Eignung von C_{org} hierfür in Deutschland vielfach in Frage gestellt wird (s. 3.1.), sprachen sich die Teilnehmer der OECD-Konferenz zum Thema „Soil Organic Carbon and agriculture: Developing indicators for policy analyses“ (Ottawa, Canada, 2002) nachdrücklich für C_{org} -Gehalte als verlässlichsten Messparameter für die organische Bodensubstanz aus (Smith und Parris, 2003). Im Hinblick auf das Ziel der nachhaltigen Kohlenstoff-Sequestrierung bedarf es zudem einer Bestimmung und Bewertung der Kohlenstoffgehalte und -vorräte in der stabilen Humusfraktion. Der als alternativer Parameter zu C_{org} diskutierte Gehalt an heißwasserlöslichen Kohlenstoff (s. 1.4.) dient demgegenüber als Maß für die leicht umsetzbare organische Bodensubstanz.

Zur Erfüllung der Vorgabe aus dem BBodSchG müssen *standorttypische Humusgehalte* zunächst als Richtwerte definiert werden, um anschließend die auf Betriebsebene ermittelten, realen Humusgehalte daran bemessen zu können. Auch zur Beurteilung der Monitoring-Ergebnisse sind sogenannte ‚Benchmark‘-Gehalte erforderlich. Nur so kann die Veränderung der Humusgehalte im Laufe der Zeit adäquat ermittelt und beurteilt werden (Smith und Parris, 2003). In diesem Zusammenhang fehlt bisher jedoch ein wissenschaftlicher Konsens über anzustrebende Humusgehalte für die verschiedenen Standorttypen. Gemäß BBodSchG ist der standorttypische Humusgehalt, der sich im Zusammenspiel aus Standorteigenschaften (s. 3.1.) herausbildet, derzeit das (Minimal-)Ziel. Zur parallel dazu geführten Debatte um ‚optimale‘ Humusgehalte ist festzustellen, dass es weder ein Konzept dafür gibt, welcher Referenzzustand als optimal angesehen werden kann, noch für quantitative Bezüge zwischen dem Gehalt organischer Bodensubstanz und der optimalen Erfüllung bestimmter Bodenfunktionen. Auch die in der Literatur genannten Motivationen für den Ruf nach ‚optimalen‘ Humusgehalten und für erste Ansätze zur Aufstellung von Orientierungswerten sind unterschiedlich: Sie umfassen das originäre Ziel, die organische Bodensubstanz und die Bodenstruktur zu schützen, die Vermeidung von Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen durch den Verlust von Humus sowie das Ziel, optimale land- und forstwirtschaftliche Erträge zu sichern. Im Rahmen der Mitigation von Treibhausgas-Emissionen könnten ‚optimale‘ Humusgehalte auch im Sinne der maximalen Ausschöpfung der möglichen Boden-C-Speicherfunktion definiert werden.

Auf der Basis des bestehenden Wissens zur Bedeutung der organischen Bodensubstanz müsste aktuell die Suche nach einer möglichen Definition ‚optimaler Humusgehalte‘ ökologisch und ökonomisch (volkswirtschaftlicher Wert von Humus als Kohlenstoffspeicher) motiviert sein (s. 3.3.) und über die bloße Sicherung optimaler land- und forstwirtschaftlicher Erträge hinausgehen. Allein einzelwirtschaftliche Rentabilitätsüberlegungen der Land- und Forstwirtschaft tragen dem Wert der Ökosystemdienstleistungen des Humus nicht ausreichend Rechnung (Marggraf, 2008; s. 8.4.). Vielmehr verlangt die Möglichkeit, zusätzliche Maßnahmen zur Kohlenstoff-Festlegung in den Böden zu ergreifen, eine Bestimmung des „on-site/off-site“-Nutzens des Boden-Kohlenstoffs auf der einen Seite und der Kosten dieser Maßnahmen auf der anderen Seite (Lal, 2001b). Ein gesellschaftlich rationaler Umgang mit Humus erfordert die Bewertung sowie die In-Wert-Setzung der Ökosystemdienstleistungen, d.h. die Internalisierung der externen Erträge des Humuserhalts (Marggraf, 2008; s. 8.4.). Zur Aufstellung von *standortspezifischen Richtwerten* sind deshalb quantitative Informationen über die Leistungen der organischen Bodensubstanz in den Bereichen Landnutzung und Natur-/Umweltschutz in Abhängigkeit der Standorteigenschaften erforderlich. Richtwerte, die auf eine Kohlenstoff-Sequestrierung abzielen, müssten Höchstgehalte festlegen, oberhalb derer schädliche Auswirkungen auf angrenzende Umweltkompartimente zum Beispiel aufgrund von Nitratauswaschung zu erwarten wären. Doch sowohl für die Ableitung von Mindestgehalten zur Vermeidung von Beeinträchtigungen der

Bodenfunktionen durch Verlust von organischer Bodensubstanz als auch zur Ableitung standorttypischer Höchstgehalte sind weitere Forschungsarbeiten notwendig.

Die Teilnehmer des Experten-Workshops „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ äußerten übereinstimmend, dass die Ausweisung ‚optimaler Humusgehalte‘ vor dem Hintergrund der ausgeführten Aspekte nicht zielführend ist und „standort- und nutzungstypische Humusgehalte“ für Acker- (konventionell und ökologisch bewirtschaftet), Grünland- und Forstböden zu definieren seien (s. 4.3.). Zahlreiche Studien weisen darauf hin, dass der Humusgehalt im Wesentlichen von den Standortfaktoren (Temperatur, Niederschlag, Vegetation, Bodenart, Hydromorphie) determiniert wird und begrenzt durch Maßnahmen der aktuellen Bewirtschaftung beeinflusst werden kann (s. 3.1. und 4.3.). Bereits Asmus (1992) führte aus, dass aus der Wirkung der genannten Standorteigenschaften in Verbindung mit dem Einfluss der Nutzungsart, dem Anbauverhältnis, der Intensität der Bewirtschaftung sowie der Düngung ein standort- und nutzungstypischer Humusgehalt resultiert. Jede Veränderung von Einflussgrößen führt nach Asmus (1992) zu Veränderungen dieses Gehalts an organischer Bodensubstanz. Auch historische Land- und Bodennutzungsformen können regional bedeutsam für die Ausprägung der Humusgehalte und insbesondere auch für die Tiefenverteilung der C_{org} -Gehalte sein und sind bei der Ableitung standorttypischer Humusgehalte zu berücksichtigen.

Klärungsbedarf besteht bezüglich der rechtlichen Instrumente zur Einführung, Einhaltung und Überprüfung von Humus-Richtwerten sowie zu den finanziellen Anreizen im Rahmen einer Honorierung spezieller Maßnahmen zum Humuserhalt beziehungsweise zum Humusaufbau. Ebenfalls nicht hinreichend definiert sind in diesem Kontext Ansätze beziehungsweise Maßnahmen zur Sanktionierung von Bewirtschaftungstypen oder Nutzungen, die zu Humusabbau bzw. Humusdegradation führen. Um eine Überprüfbarkeit von festgelegten Humusgehalten standortbezogen zu ermöglichen, sind definierte und exakte Angaben zum Ort (Anzahl der Probenahmepunkte pro Hektar Fläche, Tiefenstufen) und Zeitpunkt der Probenahme sowie zu Zeitraum und Voraussetzungen für die Wiederholungen der Bonituren festzulegen.

Nachdem bislang keine Richtwerte für standorttypische Humusgehalte definiert werden konnten, wird derzeit im Rahmen der *guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft* die Humusvorratsänderung für relevante Fruchtfolgen (s. 2.4.) bilanziert. Diese Übergangsregelung wird in Bezug auf ihre Eignung zur Beurteilung der Humusversorgung von Böden kontrovers diskutiert. Kritiker führen aus, dass die Humusbilanz nur in Verbindung mit einem regelmäßigen Humusspiegel beurteilt werden kann, da andernfalls die Gefahr besteht, eine generelle Unter- oder Überversorgung (z.B. in Verbindung mit Nitratauswaschungsgefahr) des Bodens mit organischer Substanz zu übersehen. Parallel zum BBodSchG und alternativ zur Humusbilanzierung schreibt die Cross-Compliance-Verordnung (s. 2.3.2.) die Einhaltung definierter Mindestwerte für den Boden-Humusgehalt fest. Da diese Grenzwerte jedoch für viele Böden als zu niedrig angesehen werden, erscheint es fraglich, ob die derzeitigen Regelungen für die landwirtschaftliche Praxis einen ausreichenden Schutz der organischen Bodensubstanz garantieren können.

Hinsichtlich des Schutzes der organischen Bodensubstanz im Wald verweist das Bundesbodenschutzgesetz auf die Waldgesetze der Länder. Viele Ländergesetze treffen Regelungen zur sogenannten *ordnungsgemäßen Forstwirtschaft* (s. 2.5.), die unter anderem die Erhaltung und Wiederherstellung der Fruchtbarkeit der Waldböden und der natürlichen Bodenfunktionen zum Ziel hat. Dies setzt den Schutz und Erhalt der organischen Substanz der Waldböden zwar implizit voraus, jedoch stellt sich auch hier die Frage, ob die bestehenden Regelungen hinreichend sind.

Je nach Entwicklungszustand der organischen Bodensubstanz und weiterer Faktoren (Boden, Klima und historische Nutzungen) beeinflussen aktuelle waldbauliche Maßnahmen (Baumartenwahl, Waldbausystem, Totholznutzung, Umtriebslängen, Düngung und Kalkung) die organische Bodensubstanz. Nachhaltige Forstwirtschaft mit Standort angepassten Baumarten, einer hohen Bestandes-Produktivität und der Vermeidung von Störungen des Waldbodens bietet ein großes, langfristiges Potenzial zum Humusaufbau (Baritz et al., 2004; Jandl et al., 2007b). Die Auswirkungen von Waldumbaumaßnahmen auf die organische Substanz der Waldböden muss in weiteren Studien verifiziert werden (Jandl et al., 2007a).

Kohlenstoff-Sequestrierung im Boden wird als Strategie zur Abschwächung des Treibhausgaseffekts diskutiert (Lal, 2001a). Menge und Dauer der Kohlenstoff-Speicherung hängen vom Stabilisierungsmechanismus und den Fraktionen bzw. Pools, in denen der Kohlenstoff festgelegt wird (s. 1.4.) und ihrer Dynamik ab. Nach einer sogenannten Sättigung der Kohlenstoff-Senke wird sich ein neuer Gleichgewichtszustand im Boden einstellen. Das Niveau des neuen Gleichgewichts wird von der Fähigkeit des Bodens bestimmt, Kohlenstoff zu speichern (abhängig unter anderem vom Tongehalt), den klimatischen Bedingungen (Bodentemperatur und -feuchte), der Qualität der organischen Primärschubstanz und der Bilanz aus Kohlenstoff-Input und Respiration (Freibauer et al., 2004). In Bezug auf mögliche Potenziale der Kohlenstoff-Sequestrierung von Böden in Deutschland wiesen die Teilnehmer des Experten-Workshops darauf hin, dass Boden-Kohlenstoff, der durch land- oder forstwirtschaftliche Maßnahmen sequestriert wird, als nicht permanent gebunden gelten könne. In verschiedenen Studien wird z.B. besonders die Einmaligkeit und Reversibilität des Kohlenstoff-speichernden Effekts konservierender Bodenbearbeitung betont, wenn diese nicht dauerhaft durchgeführt wird. Ein Wechsel in der Bewirtschaftung oder dem Nutzungstyp führt zum raschen Verlust des über längere Zeiträume gespeicherten Kohlenstoffs (Freibauer et al., 2004). Zum Beispiel befördert erneutes Pflügen eine Zerstörung von Bodenaggregaten, in denen die organische Bodensubstanz zuvor vor Mineralisation geschützt war. Dies scheint ein entscheidender Mechanismus für den raschen Abbau und Verlust zumindest eines Teils des unter konservierender Bodenbearbeitung gespeicherten Kohlenstoffs zu sein (Koch und Stockfisch, 2006). Zur Beurteilung der tatsächlichen Kohlenstoffspeicherung durch konservierende Bodenbearbeitung muss außerdem das gesamte Bodenprofil betrachtet werden und nicht allein der Pflughorizont (Dolan et al., 2006), da es in Abhängigkeit der Bodenbearbeitungs- und Durchwurzelungstiefe zu unterschiedlichen Tiefenverteilungen des Bodenhumus im Bodenprofil kommt (s. 2.3.).

Größere Potenziale zur Kohlenstoff-Sequestrierung wurden im Rahmen des Experten-Workshops in der Verwirklichung neuer Landnutzungssysteme sowie infolge von Nutzungswandel in Richtung Wald- und Grünlandnutzung gesehen (s. 4.3.). Moore sollten aufgrund ihres hohen Kohlenstoff-Vorrats und -Speicherpotenzials erhalten beziehungsweise sofern möglich regeneriert werden (s. 4.3.; Janssens et al., 2005). Grundsätzliche Forderung der Experten war, vor der Einführung von Instrumenten zur Honorierung spezieller Kohlenstoff-Sequestrierungs-Maßnahmen diese grundsätzlich auf ihre mittel- bis langfristige Nachhaltigkeit hin zu prüfen. Um diesen Aspekt beurteilen zu können, muss die Stabilität beziehungsweise Abbaubarkeit des zusätzlich akkumulierten Humus ebenso charakterisiert werden, wie die mögliche Gefährdung der organischen Bodensubstanz etwa durch Erosion oder Änderungen in der Bewirtschaftung (Janzen, 2005).

Das Ziel des Humuserhalts beziehungsweise der verstärkten Boden-C-Sequestrierung kann jedoch auch durch Maßnahmen im Zusammenhang mit dem *Anbau und der Nutzung nachwachsender Rohstoffe* (s. 2.1.) konterkariert werden: Zum einen bergen die Zunahme

des Anbaus humuszehrender Kulturen sowie die Um- oder Übernutzung von CO₂-speichernden Vegetationsformen wie Wald oder Grünland eine Gefahr für die organische Bodensubstanz. Zum anderen ist der maximale Biomasse-Export von der Fläche zum Zwecke eines maximalen Ertrages an Energierohstoffen (Verwertung von Ganzpflanzen, landwirtschaftlichen Reststoffen und Totholz im Wald) mit der Gefahr negativer Humusbilanzen und sinkender Humusgehalte (Humuszehrung) verbunden. Während ein Nutzungswandel von Acker zu Grünland C-Sequestrierungspotenziale bietet, ist Grünland großflächig der Gefahr ausgesetzt, für die Biomasseproduktion in Ackerland umgewandelt zu werden (SRU, 2007). Die Folgen des Grünland-Umbruchs wären eine starke initiale Mineralisierung der organischen Substanz (verbunden mit Freisetzung von CO₂) und abnehmende Humusgehalte. Empfehlungen zum Schutz der organischen Bodensubstanz an Produktionsstandorten geben die Kommission Bodenschutz des Umweltbundesamtes und der Sachverständigenrat für Umweltfragen beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (s. 2.1.). Durch die Etablierung neuer Landnutzungssysteme zur energetischen oder stofflichen Nutzung von Biomasse als nachwachsender Rohstoff, zum Beispiel von Agro-Forst-Systemen, könnten auf geeigneten Flächen und angepasst an die jeweiligen Standortbedingungen Synergieeffekte zum Schutz der organischen Bodensubstanz und zur Kohlenstoff-Sequestrierung im Boden erzielt werden (s. 4.3.).

Auch vor dem Hintergrund sich *wandelnder Klimabedingungen* kommt dem Schutz und Erhalt der organischen Substanz im Boden aktuelle Bedeutung zu: Die zukünftige Entwicklung des Humushaushaltes der Ökosysteme kann bisher nicht hinreichend prognostiziert werden (s. 2.2.). In jedem Fall aber werden humusreichere Böden, deren Wasserspeicherkapazität höher ist, als bei vergleichbaren humusärmeren Böden, mit Blick auf eine Anpassung an regional trockenere Sommer von besonderer Bedeutung sein.

6. Fazit und Ansätze für weitere Forschungsaktivitäten

Das hier dokumentierte Vorhaben hatte zum Ziel, den Stand des Wissens zur Humusversorgung von Böden in Deutschland zu eruieren sowie Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung abzuleiten. Zentrales Ergebnis der Literaturlauswertungen und der Anhörungen von ExpertInnen aus Wissenschaft, Behörden und Praxis ist, dass gegenwärtig weder eine umfassende Beurteilung des Status quo der Humusversorgung noch eine verlässliche Ableitung von Potenzialen zur Kohlenstoff-Sequestrierung in Böden auf der Basis der derzeit vorhandenen Daten getroffen werden kann. Insbesondere für landwirtschaftlich genutzte Böden besteht ein dringender Bedarf zu einer aktuellen flächenbezogenen Erfassung der Humusgehalte und weiterer Parameter, die den Humushaushalt adäquat charakterisieren. Die Notwendigkeit dafür resultiert sowohl aus der Verpflichtung Deutschlands zur Treibhausgas-Berichterstattung als auch aus der Forderung im BBodSchG zum Erhalt standorttypischer Humusgehalte. Ebenso können prioritäre Gebiete für den Schutz der organischen Bodensubstanz gemäß der europäischen Bodenrahmenrichtlinie nur auf der Basis einer umfassenden Datengrundlage bestimmt und ausgewiesen werden.

Die wissenschaftlichen Anforderungen an ein Kohlenstoff-Monitoring für landwirtschaftlich genutzte Flächen sind aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität, der zeitlichen Variabilität der Humusgehalte und langer Zeiträume bis zum sicheren Nachweis von Gehaltsänderungen sehr hoch. Im Rahmen des forstlichen Boden-Monitorings wurden bereits Standards gesetzt, so dass sich das Inventur-Design einer Bodenzustandserhebung-Landwirtschaft an dem der BZE im Wald orientieren könnte. Zusätzlich werden für die Bewertung der Messergebnisse Daten über die aktuelle und historische Bewirtschaftung der Agrarflächen benötigt. Darüber hinaus ist die Bilanzierung der Humusvorräte in den Unterböden zur Ableitung von Potenzialen der C-Sequestrierung notwendig. Dieses gilt insbesondere für die landwirtschaftlich und die forstlich genutzten Flächen.

Parallel zur Konzeption und Implementierung eines Monitorings von Humusgehalten und Humusvorratsänderungen sind Richtwerte für anzustrebende Humusgehalte zur Beurteilung der Monitoring-Daten zu definieren. Hierbei erweist sich der Begriff „optimale Humusgehalte“ als nicht zielführend. Es kann weder ein ‚optimaler‘ Referenzzustand definiert werden, noch existiert eine wissenschaftliche Einigung darüber, wann bestimmte Bodenfunktionen ‚optimal‘ erfüllt sind. Stattdessen sollten standort- und nutzungstypische Humusgehalte auf der Basis der beeinflussenden Faktoren Klima, Bodenart und Wasserhaushalt für Acker- (getrennt für ökologisch und konventionell bewirtschaftete Flächen), Grünland- und Forstböden abgeleitet werden. Grundlage für die Ableitung dieser Richtwerte für die organische Bodensubstanz müssen quantitative Bezüge zwischen Humusgehalten und Bodenfunktions-Parametern darstellen. Hierin besteht ein weiteres Wissensdefizit, das es zu schließen gilt.

Zur Umsetzung von § 17 (2) BBodSchG und zu den darin geforderten standorttypischen Humusgehalten stellen sich neben den skizzierten, primär naturwissenschaftlichen beziehungsweise bodenkundlichen Herausforderungen auch rechtliche und sozio-ökonomische Fragen. Vor dem Hintergrund des vorsorgenden Bodenschutzes sowie der aktuellen Debatte über die globale Klimaveränderung und die regionalen Auswirkungen bedarf es einer volkswirtschaftlichen Bewertung beziehungsweise auch einer In-Wert-Setzung der ökosystemaren Leistungen des Bodenhumus. Gleichzeitig sollte präzisiert und ein gesellschaftlicher Konsens darüber erzielt werden, zu welchen Zwecken bestimmte Humusgehalte angestrebt und erhalten werden sollen. Sollen über den Erhalt der am Standort typischen, im Wesentlichen durch die naturräumlichen Standorteigenschaften und die Bewirtschaftung geprägten Humusgehalte hinaus weitere Ziele verfolgt werden? Neben

den Zielen des vorsorgenden Bodenschutzes und der Sicherung der ökologischen Bodenfunktionen stellt auch die C-Sequestrierung zur Adaption an Folgen eines Klimawandels (z.B. zunehmende Sommertrockenheit) sowie auch zur Mitigation des Treibhausgas-Effektes ein potenzielles Ziel dar, an dem sich Richtwerte für die organische Bodensubstanz orientieren könnten.

Die rechtliche Umsetzung zu definierender Richtwerte für den Humusgehalt von Böden ist bislang offen. Die bodenkundlichen Anforderungen an die Bestimmung und Überprüfung von Humusgehalten müssen in Einklang gebracht werden mit justiziablen Regelungen zu Ort und Zeitpunkt der Bemessung. Hierzu sowie zu wirksamen Instrumenten der Honorierung für spezielle Maßnahmen zum Humuserhalt beziehungsweise der Sanktionierung bei Nichteinhaltung der Richtwerte sind weitere Arbeiten notwendig.

Auf der Grundlage der Ergebnisse dieses F&E-Vorhabens empfehlen wir die Konzeption und Einrichtung eines nationalen Förderschwerpunktes „C-Sequestrierung in Böden“ unter anderem mit den folgenden Themenkomplexen:

1. Weiterentwicklung und Standardisierung von Untersuchungsverfahren (Messparameter zur Beschreibung des Humushaushalts)
2. Optimierung von Monitoring und Inventurdesign
3. Fernerkundung (neue Verfahren der Detektion, großflächig präzise Erfassung der Humusgehalte, Übertragung von Punktdaten auf die Fläche)
4. Modellierung/Prognoseverfahren zur Vorhersage der Humusentwicklung in Böden unter sich wandelnden Rahmenbedingungen (Klimawandel, Anbau nachwachsender Rohstoffe, neue Landnutzungssysteme)
5. Quantifizierung ökologischer Bodenfunktionen und Richtwerte für standorttypische Humusgehalte (Ableitung, juristische Dimension, Aspekte der Honorierung beziehungsweise Sanktionierung)
6. Erfassung und Bilanzierung der Kohlenstoff-Vorräte in Unterböden sowie Ableitung von gesamtheitlichen Potenzialen der C-Sequestrierung in Böden Deutschlands

National wie international existieren eine Reihe von Forschungsvorhaben direkt oder indirekt zu den Themen Humusversorgung, Bodenschutz und Klimawandel mit jeweils unterschiedlichen Schwerpunkten. Wir empfehlen zur Vernetzung der relevanten AkteurInnen und zum zielgerichteten Austausch der wissenschaftlichen Befunde, den Aufbau einer Wissensplattform als Bestandteil in den oben skizzierten Förderschwerpunkt zu integrieren unter Einbezug der jeweiligen AkteurInnen aus den Bereichen der universitären und außeruniversitären Forschung sowie auch der Ressortforschung.

7. Literatur

- Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- AK Standortkartierung (2003): Forstliche Standortaufnahme. IHW, Eching.
- Asmus, F. (1992): Einfluss organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusproduktion. Berichte über Landwirtschaft Sonderheft 206, Verlag Paul Parey, Hamburg, 127 – 139.
- Asmus, F., Hermann, V. (1977): Reproduktion der organischen Substanz des Bodens, Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft, 15, 11.
- Baritz, R. (2003): Humus forms in forests of the northern German lowlands. Geologisches Jahrbuch, Reihe SF, Vol. 3. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Baritz, R., De Neve, S., Barancikova, G., Gronlund, A., Leifeld, J., Katzensteiner, K., Koch, H.-J., Palliere, C., Romanya, J., Schaminee, J. (2004): Organic matter and biodiversity – task group 5 on land use practices and SOM. *IN: Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.-K.: Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/3, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.*
- BBodSchG (1998): Bundesbodenschutzgesetz: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Gesetz zum Schutz des Bodens. Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998 Teil I Nr. 16.
- Beerbaum, S. (2003): Measuring agricultural soil organic carbon – the situation in Germany. *IN: Smith, C.A.S. (Hrsg.): Soil Organic Carbon and Agriculture: Developing Indicators for Policy Analyses. Proceedings of an OECD expert meeting, Ottawa Canada. Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa and Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 105 – 112.*
- Beerbaum, S. (2004): Erläuterungen zur Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung. B&B Agrar, 6/04, S. I–III.
- Beese, F. (2008): Humus im Spannungsfeld von Bodenschutz und Bodennutzung in Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 121 – 128, Cottbus.*
- Bernhofer, Ch., Goldberg, V., Franke, J. (2003): REKLI – Aufbau einer Klimadatenbank und Regionale Klimadiagnose für Thüringen. Final Report of the Thuringia State Office for Environment and Geology, Jena.
- Bernhofer, Ch., Grünwald, T., Köstner, B., Franke, J., Goldberg, V. (2008): Humus und Atmosphäre: Die Folgen des Klimawandels für die biosphärische Kohlenstoffsenke Deutschlands. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von

- Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN*: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 129 – 136, Cottbus.
- BGR (2006): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000 N2.3). – Auszugskarten Acker, Grünland, Wald; Digit. Archiv FISBo BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover und Berlin.
- BMELF (1996): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- BMELV (2006a): Bericht über den Zustand des Waldes 2006. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin.
- BMELV (2006b): Zielsetzung und Konzeption der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin.
- BMVEL (2004): Grundsätze und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. <http://edok.ahb.niedersachsen.de/07/380037246.pdf>.
- Burschel, P., Huss, J. (1997): Grundriß des Waldbaus – Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Parey, Berlin.
- Byrne, K.A., Chojnicki, B., Christensen, T.R., Drösler, M. (2004): EU peatlands: Current carbon stocks and trace gas fluxes. CarboEurope-GHG Concerted Action – Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget, Report 4/2004, Specific Study, Tipo-Lito Recchioni, Viterbo.
- BZE II (2006): Arbeitsanleitung für die zweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) 2. Auflage vom November 2006. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin.
- Capriel, P. (2003): Humusversorgung der Böden. Unterlagen zur FÜAK-Fortbildungsmaßnahme „Grundsätze der guten fachlichen Praxis in der landwirtschaftlichen Bodennutzung“. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Agrarökologie. Freising-Weihenstephan.
- Capriel, P. (2005): Humusversorgung der Ackerböden. Freising-Weihenstephan. http://www.lfl.bayern.de/iab/bodenbearbeitung/13479/linkurl_0_3.pdf.
- Capriel, P. (2006): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 16, 2006. Freising-Weihenstephan.
- Ciais, Ph., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Oge´e, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, Ch., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J. M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J. F., Sanz, M. J., Schulze, E. D., Vesala, T., Valentini, R. (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Letters to nature*, 437, 22. September 2005.

- Conen, F., Leifeld, J., Seth, B., Alewell, C. (2006): Warming mineralises young and old soil carbon equally. *IN: Biogeosciences*, 3, 515 – 519.
- Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (2004): Bundesgesetzblatt, 2004; I S. 2778. Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung – DirektZahlVerpflV vom 04.11.2004.
- Dolan, M.S., Clapp, C.E., Allmaras, R.R., Baker, J.M., Molina, L.A.E. (2006): Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *IN: Soil & Tillage Research*, 89, 221 – 231.
- Düwel, O., Utermann, J. (2008): Humusversorgung der (Ober-)Böden in Deutschland – Status quo. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 115 – 120, Cottbus.*
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carre, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Yli Halla, M., Zupan, M. (2006): Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report No. 20, EUR 22185 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Ecologic (2005): Bodenschutz und nachwachsende Rohstoffe. Gutachten für die Kommission Bodenschutz des Umweltbundesamtes. Ecologic, Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik, Berlin.
- EEG (2004): Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien. Kurztitel: Erneuerbare-Energien-Gesetz. BGBl. I S. 1918. http://www.gesetze-im-internet.de/eeg_2004/.
- Falloon, P.D., Smith, P. (2000): Modelling refractory soil organic matter. *IN: Biol. Fertil. Soil*, 30, 388 – 398.
- Fischer, H., Bens, O., Hüttl, R.F. (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. *IN: Forstw. Cbl.*, 121, 322 – 334.
- FNR (2007): Nachwachsende Rohstoffe – alter Hut auf neuen Köpfen. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.. <http://www.fnr.de/>.
- Franke, J., Köstner, B. (2007): Effects of recent climate trends on the distribution of potential natural vegetation in Central Germany. *IN: International Journal of Biometeorology*, published online 15 May 2007.
- Franke, J., Goldberg, V., Bernhofer, Ch. (2004): Regionale Klimatrends für Mitteldeutschland. Article on Conference of Meteorology, (September 2004), Karlsruhe.
- Franke, J., Goldberg, V., Bernhofer, Ch. (2006): Risiken des regionalen Klimawandels in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. *IN: Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden*, 55, 97 – 104.
- Franko, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. *IN: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.*, 41, 527 – 547.

- Franko, U., Oelschlägel, B. (1995): Einfluss von Klima und Textur auf die biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. *IN: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.*, 39, 155 – 163.
- Franko, U., Oelschlägel, B., Schenk, S. (1995): Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. Abschlussbericht zum BMFT-Projekt 01LK9106/2: Modell und Parameter für die Simulation von Klimaveränderungseffekten auf die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden sowie auf die Änderung von Bodeneigenschaften in Kombination mit Ertragsmodellen. *UFZ-Bericht 3/1995*, Leipzig.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *IN: Geoderma*, 122, 1 – 23.
- Freibauer, A., Glatzel, S., Borken, W., Angenendt, E., Badeck, W., Baritz, R., Benndorf, R., Butterbach-Bahl, K., Drösler, M., Flessa, H., Gensior, A., Kuzyakov, Y., Schmidt, T., Wirth, C. (in Vorbereitung): Present greenhouse gas budget and mitigation in the German biosphere. German national IPCC workshops “Present Greenhouse Gas Budget and Mitigation in the German Biosphere”, Dornburg, Germany, 7 – 9 March 2003 and 17 – 19 September 2003.
- Gensior, A., Heinemeyer, O. (2005): Erstellung von Kohlenstoffinventaren der landwirtschaftlichen Böden Deutschlands für die Klimaberichterstattung im Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUC) – Anforderungen, Datenbedarf- und -verfügbarkeit. *IN: Weigel, H.-J., Dämmgen, U. (Hrsg.): Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff. Landbauforschung Völknerode Sonderheft 280*, 93 – 102.
- Gerzabek, M.H., Strebl, F., Tulipan, M., Schwarz, S. (2005): Quantification of organic carbon pools for Austria's agricultural soils using a soil information system. *IN: Can. J. Soil Sci.*, 85, 491 – 498.
- Grabe, M., Kleber, M., Hartmann, K.-J., Jahn, R. (2003): Preparing a soil carbon inventory of Saxony-Anhalt, Central Germany using GIS and the state soil data base SABO_P. J. *IN: Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, 642 – 648.
- Heinemeyer, O. (2003): *IN: Federal Environmental Agency (UBA; Hrsg.): National Inventory Report 2003. German Green House Gas Inventory 1990 – 2001. Berlin*, S. 143f. <http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-1/2347.pdf>.
- Heinemeyer, O. (2004): Kann die konservierende Bodenbearbeitung einen Beitrag zum Klimaschutz leisten? *IN: UBA (Hrsg.): Bodenschutz und landwirtschaftliche Bodennutzung – Umweltwirkungen am Beispiel der konservierenden Bodenbearbeitung. Texte 35/04*.
- Heinemeyer, O., Gensior, A. (2008): C-Sequestrierung im Boden, CO₂-Bilanzierung und Klimaschutz? Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN: Hüttl, R., Pechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7*, S. 214 – 218, Cottbus.
- Heinsdorf, D. (2002): Einfluss der Bewirtschaftung auf den Kohlenstoffhaushalt von Forstökosystemen im nordostdeutschen Tiefland. *IN: Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 36, 4, 168 – 174.

- Hessisches Forstgesetz (2002): Vom 10. November 1954 GVBl. S. 211 in der Fassung vom 10. September 2002 GVBl. I S. 582. http://www.hessenrecht.hessen.de/gesetze/86_Forstwesen/86-7-ForstG/ForstG.htm.
- Hoyer, U., Lemnitzer, B., Hülsbergen, K.-J. (2007): Einfluss des ökologischen Landbaus auf unterschiedliche Humuspools im Boden und Schlussfolgerungen zur Humusbilanzierung. 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. <http://orgprints.org/view/projects/wissenschaftstagung-2007.html>.
- Hülsbergen, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Shaker Verlag, Aachen, 78.
- Hülsbergen, K.-J., Küstermann, B., Schmid, H. (2005): Humusmanagement im ökologischen Betrieb. *IN*: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Forschung für den Ökologischen Landbau in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 6, 2005, 55 – 70.
- Hüsch, S. (2008): Umsetzbarkeit optimaler Humusgehalte in nationales Recht. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN*: Hüttl, R., Prechtel, A., Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 219 – 221, Cottbus.
- Jandl, R., Vesterdal, L., Olsson, M., Bens, O., Badeck, F., Rock, J. (2007a): Carbon sequestration and forest management. *CAB Reviews: Perspectives in agriculture, veterinary science, nutrition and natural resources 2007 (2) No. 017*.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A. (2007b): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *IN*: *Geoderma*, 137, 253 – 268.
- Janssens, I.A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Heimann, M., Nabuurs, G.-J., Smith, P., Valentini, R., Schulze, E.D. (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *IN*: *Biogeosciences*, 2, 15 – 26.
- Janzen, H.H. (2005): Soil carbon: A measure of ecosystem response in a changing world? *IN*: *Can. J. Soil Sci.*, 85, 467 – 480.
- Joint Research Centre (2001): Trace element and organic matter contents of European Soils. Progress Report – First results of the second phase of the “Short term action”. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- Kamp, T., Hera, U., Rötzer, T., Choudhury, K., Ruser, R. (2007): Adaptation strategies of soil functions to climate change in Germany. Posterpräsentation: Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice SBSTTA-12 (2 – 6 July 2007) on Biodiversity and Climate Change, Paris.
- KBU, 2008: Empfehlungen der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt: Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe, im Erscheinen.
- Koch, H.-J., Stockfisch, N. (2006): Loss of soil organic matter upon ploughing under a loess soil after several years of conservation tillage. *IN*: *Soil and Tillage Research*, 86, 1, 73 – 83.

- Kögel-Knabner, I. (2002): Organische Substanz. *IN*: Scheffer, F., Schachtschabel, P. (Hrsg.): Lehrbuch der Bodenkunde. Neu bearbeitet und erweitert von Blume, H.-P. et al., Spektrum, Heidelberg, 51 – 82.
- Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., v. Lützw, M. (2008): Editorial – An integrative approach of organic matter stabilization in temperate soils: linking chemistry, physics and biology. *IN*: J. Plant Nutr. Soil Sci, im Erscheinen.
- Kolbe, H. (2007a): Methode zur standortangepassten Humusbilanzierung von Ackerland unterschiedlicher Anbauintensität. Infodienst der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft 05/07.
- Kolbe, H. (2007b): Anforderungen an die Humusbilanzierung in der Praxis des Ökologischen Landbaus. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft Heft 9, 58 – 69. <http://orgprints.org/3516/>.
- Kolbe, H. (2008): Schutz der organischen Substanz in Deutschland: Erhalt standorttypischer Humusgehalte versus Humusbilanzierung als verbreitete Methode in der Landwirtschaft. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, FB Pflanzliche Erzeugung, Leipzig. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN*: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 155 – 167, Cottbus.
- Kolbe, H., Prutzer, I. (2004): Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus an Hand von Langzeitversuchen des Ackerlandes. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, FB Pflanzliche Erzeugung, Leipzig. <http://orgprints.org/00003130>.
- Körschens, M. (1982): Untersuchungen zur zeitlichen Variabilität der Prüfmerkmale C_t und N_t auf Löß-Schwarzerde. *IN*: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., 26, 9 – 13.
- Körschens, M., Spitzl, M. (1978): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung des C_t - und N_t -Gehaltes im Boden. *IN*: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., 22, 11, 705 – 711.
- Körschens, M., Weigel, A., Schulz, E. (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. *IN*: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 161, 409 – 424.
- Körschens, M., Rogasik, J., Schulz, E. (2005): Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. *IN*: Landbauforschung Völkenrode 55, 1, 1 – 10.
- KOM(2006)231 endgültig/2: Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Thematische Strategie für den Bodenschutz. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/kom_bodenschutz_mitteilung.pdf.
- KOM(2006)232 endgültig: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG.

http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/kom_bodenschutz_vorschlag.pdf.

- Kriebitzsch, W.-U. (2005): Waldökosysteme als Quellen und Senken für CO₂: Prozesse und Bilanzierung. *IN*: Weigel, H.-J., Dämmgen, U. (Hrsg.): Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff. *IN*: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 280, 15 – 26.
- Lal, R. (2001a): Myths and facts about soils and the greenhouse effect. *IN*: Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Hrsg.): Soil Carbon Sequestration and the greenhouse effect. Soil Science Society of America, Madison, WI 53711, USA, 9 – 26.
- Lal, R. (2001b): The response of soil science to global climate change. *IN*: Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Hrsg.): Soil Carbon Sequestration and the greenhouse effect. Soil Science Society of America, Madison, WI 53711, USA, 227 – 236.
- Leifeld, J., Fuhrer, J. (2005): The temperature response of CO₂ production from bulk soils and soil fractions is related to soil organic matter quality. *IN*: Biogeochemistry, 75, 433 – 453.
- Leithold, G. (2008): C-Sequestrierung und Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN*: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 178 – 188, Cottbus.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J. (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie & Landbau*, 105, 32 – 35.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D., Schönmeier, H. (1997): Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Initiativen zum Umweltschutz. *In*: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Zeller Verlag, Osnabrück, 5, 43 – 55.
- Loveland, P.J., Webb, J., Bellamy, P. (2001): Critical Levels of soil organic matter: the evidence for England and Wales. *IN*: Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Hrsg.): Sustainable Management of soil organic matter. CAB International, 23 – 33.
- LWaldG Brandenburg (2004): Waldgesetz des Landes Brandenburg (LWaldG). Vom 20. April 2004 (GVBl. I S. 137), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 21. Juni 2007 (GVBl. I S. 106, 108). <http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2318/lwgesetz.pdf>.
- LWaldG Saarland (2006): Waldgesetz für das Saarland. In der Fassung vom 26.10.1977, zuletzt geändert am 5.4.2006. http://www.rechtliches.de/Saar/info_LWaldG.html.
- Marggraf, R. (2008): Humus – Rechtliche Regelungen und die Ökonomie. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN*: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum

- Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 137 – 143, Cottbus.
- Melillo, J.M., Steudler, P. A., Aber, J. D., Newkirk, K., Lux, H., Bowles, F. P., Catricala, C., Magill, A., Ahrens, T., Morrisseau, S. (2002): Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *IN: Science*, 298, 2173 – 2176.
- Montanarella, L. (2008): Europäische Bodenschutzstrategie und Bodenrahmenrichtlinie zum Schutz der organischen Substanz. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 144 – 154, Cottbus.*
- Neufeldt, H. (2005): Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *IN: J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 168, 202 – 211.
- NIR (2006): Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990–2004. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2006. Umweltbundesamt (Hrsg.). <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3040.pdf>.
- Preger, A., Welp, G., Marquardt, U., Koleczek, B., Amelung, W. (2006): Humusgehalte in nordrhein-westfälischen Ackerböden: Aktueller Status und zeitliche Entwicklung. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Band 45.*
- Prochnow, A., Heiermann, M., Idler, C., Linke, B., Pia Mähnert, P., Plöchl, M. (2007): Biogas vom Grünland: Potenziale und Erträge. *Schriftenreihe des Deutschen Grünlandverbandes, Berlin, Heft 1/2007, 11 – 22.*
- Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (2001): Introduction. *IN: Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Hrsg.): Soil Carbon Sequestration and the greenhouse effect. Soil Science Society of America, Madison, WI 53711, USA, 1 – 7.*
- Reinhardt, G., Gärtner, S., Patyk, A., Rettenmaier, N. (2006): Ökobilanzen zu BTL: Eine ökologische Einschätzung. Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU), Heidelberg.
- Reinhold, J. (2008): Nutzen und Grenzen der Anwendung von organischen Reststoffen (organische Primärsbstanzen) zur Humusanreicherung in landwirtschaftlichen Böden. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 189 – 206, Cottbus.*
- Richards, G.P., Skjemstad, J.O., Swift, R.S., McDonald, W. (2003): What are the current impediments and research needs to improving soil carbon measurement? *IN: Smith, C.A.S. (Hrsg.): Soil Organic Carbon and Agriculture: Developing Indicators for Policy Analyses. Proceedings of an OECD expert meeting, Ottawa Canada. Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa and Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.*

- Robert, M., Nortcliff, S., Yli-Halla, Markku, Pallière, C., Baritz, R., Leifeld, J., Bannick, C. G., Chenu, C. (2004): Task Group 1 on functions, roles and changes in SOM. *IN: Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C.,d Selvaradjou, S-K.: Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.*
- Rode, M., Schneider C., Ketelhake, G., Reißhauer, D. (2005): Naturschutzverträgliche Erzeugung und Nutzung von Biomasse zur Wärme- und Stromgewinnung. Bundesamt für Naturschutz (BfN). BfN-Skripten, 136. Bonn.
- Rogasik, J., Funder, U., Schnug, E., Rogasik, H., Körschens, M. (2005): Zentrale Stellung des Humus für die Bodenfruchtbarkeit. *IN: Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit: Stand des Wissens und zukünftige Herausforderungen. Tagungsband zur Fachveranstaltung von ilu und GKB am 22. September 2005 in Bonn. Fördergemeinschaft Nachhaltige Landwirtschaft, Bonn, 51 – 64.*
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., Bruhn, F. (2002): Vertical distribution, age, and chemical composition of organic carbon in two forest soils of different pedogenesis. *IN: Organic Geochemistry, 33, 1131 – 1142.*
- Sauerbeck, D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit – ein Überblick. *Berichte über Landwirtschaft SH 206, 13 – 29.*
- Schöning, I., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I. (2006): Small scale spatial variability of organic carbon stocks in litter and solum of a forested Luvisol. *IN: Geoderma, 136, 631 – 642.*
- Smith, C.A.S., Parris, K. (2003): Meeting: Summary and recommendations. *IN: Smith, C.A.S. (Hrsg.): Soil Organic Carbon and Agriculture: Developing Indicators for Policy Analyses. Proceedings of an OECD expert meeting, Ottawa Canada. Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa and Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.*
- Schmitt, A., Wessolek, G. (2008): Ableitung eines C_{org}-Schätzrahmens. *IN: Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Dominik, P., Ilg, K., Schmitt, A., Zeitz, J., Gahre, F., Schulz, E., Ellerbrock, R., Utermann, J., Düwel, O., Siebner, C. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, UFOPLAN 202 71 264.*
- Schulz, E. (1997): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihrer Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. *IN: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., 41, 465 – 483.*
- Schumacher, J., Schumacher, A., Wagner, J. (2002): Kommentierung zu § 17 BBodSchG. 7. Katalog der Grundsätze der guten fachlichen Praxis (Abs. 2 Satz 2). *IN: Schumacher, J., Phillips, R., Wagner, J. (Hrsg.): Bodenschutzrecht-Praxis: Kommentar und Handbuch für die geo- und ingenieurwissenschaftliche Praxis.*
- Springob, G., Brinkmann, S., Engel, N., Kirchmann, H., Böttcher, J. (2001): Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. *IN: J. Plant Nutr. Soil Sci., 164, 681 – 690.*

- SRU (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Sachverständigenrat des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Hausdruck, Juli 2007.
- Statistisches Bundesamt (2006): Preise und Preisindizes für gewerbliche Produkte (Erzeugerpreise). Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Stevenson, F.J. (1994): Humus Chemistry – Genesis, Composition, Reactions (2nd Edition), John Wiley and Sons, Chichester.
- UBA (2006): Klimaänderungen – Herausforderungen für den Bodenschutz. UBA-Workshop am 28. und 29. September 2005. Umweltbundesamt (Hrsg.) Texte 06/06. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3008.pdf>.
- UNCED (1993): Convention on Biological Diversity. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-un-en.pdf>.
- United Nations (1992): United Nations Framework Convention on Climate Change, New York 1992. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>.
- United Nations (1994): Elaboration of an international convention to combat desertification in countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. <http://www.unccd.int/>.
- United Nations (1998): Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Kyoto 1997. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>.
- VDLUFA (2004): VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Bonn, 30. April 2004.
- Verheijen, F.G.A., Bellamy, P.H., Kibblewhite, M.G., Gaunt, J.L. (2005): Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. *IN: Soil Use Management*, 21, 2 – 9.
- v. Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B. (2007): Review. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *IN: Soil Biol. Biochem.*, 39, 2183 – 2207.
- v. Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K. (2008): Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *IN: J. Plant Nutr. Soil Sci*, im Erscheinen.
- Vetter, A. (2001): Qualitätsanforderungen an halmgutartige Bioenergieträger hinsichtlich der energetischen Verwertung. *IN: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) (Hrsg.): Energetische Nutzung von Stroh, Ganzpflanzengetreide und weiterer halmgutartiger Biomasse. Stand der Technik und Perspektiven für den ländlichen Raum. Gülzower Fachgespräche 17, 36 – 50.*
- Wellbrock, N., Bolte, A. (2008): C-Sequestrierungspotentiale forstwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland – Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Kenntniserweiterung. Tagungsbeitrag zum Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“ am 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt, Berlin. *IN: Hüttl, R., Prechtel, A, Bens, O. (Hrsg.) (2008): Zum Stand der Humusversorgung der Böden in Deutschland. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Band 7, S. 222 – 230, Cottbus.*

- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Dominik, P., Ilg, K., Schmitt, A., Zeitz, J., Gahre, F., Schulz, E., Ellerbrock, R., Utermann, J., Düwel, O., Siebner, C. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, UFOPLAN 202 71 264.
- Winkel, G., Volz, K.-R. (2003): Naturschutz und Forstwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn – Bad Godesberg. Angewandte Landschaftsökologie, 52.
- Winkel, G., Schaich, H., Konold, W., Volz, K.-R. (2005): Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald. Ergebnisse aus dem F&E-Vorhaben „Gute Fachliche Praxis in der Forstwirtschaft“ (FKZ 801 840 010) des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn – Bad Godesberg. Naturschutz und biologische Vielfalt, 11.
- Wolff, B., Riek, W. (1998): Chemischer Waldbodenzustand in Deutschland. AFZ/Der Wald, 10, 503 – 506.

Abschnitt II.

8. Stellungnahmen beteiligter Fachreferenten des Experten-Workshops „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland“

8.1. Humusversorgung der (Ober-)Böden in Deutschland – Status quo

Olaf Düwel und Jens Utermann

Einleitung und Ziel

Das Wissen um Gehalte an organischer Substanz in Böden spielt für eine Reihe von nationalen und Europa weiten bodenschutzbezogenen Fragestellungen und gesetzlichen Regelwerken eine wichtige Rolle. Aus nationaler Sicht ergibt sich aktueller Bedarf beispielsweise im Zusammenhang mit der Novellierung der BBodSchV, dem Gebot zum Erhalt der organischen Substanz nach der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV), dem zu erwartenden Klimaschutzstatistikgesetz (KSStatG) sowie parlamentarischer Anfragen (vgl. Deutscher Bundestag, 2006). Europa weit gewinnen Informationen über die Humusversorgung u.a. im Hinblick auf die vorgeschlagene Risikogebietsausweisung im Rahmen der geplanten europäischen Bodenrahmenrichtlinie an Bedeutung (Kommission der europäischen Gemeinschaften, 2006; Eckelmann et al., 2006).

Vor diesem Hintergrund wird mit den vorgestellten Untersuchungen das Ziel verfolgt, eine möglichst exakte und flächendeckende Aussage über typische Humusgehalte in Oberböden Deutschlands sowie deren Variabilität im Raum zu treffen. Diese können bestehende und ausschließlich auf Expertenwissen beruhende Aussagen (s. Referenzprofile BÜK 1000) ergänzen und differenzierter charakterisieren.

Datengrundlagen

Für die verfolgte Fragestellung werden definierten Mindestanforderungen entsprechende Punktinformationen der Labor- und Profildatenbank des bei der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) eingerichteten Bodeninformationssystems (FISBo BGR) ausgewertet. Die Untersuchungen beschränken sich auf die Ermittlung typischer Humusgehalte in Oberböden. In diesem Zusammenhang wird der Oberboden aus einer Kombination aus Tiefenstufe und Horizontbezeichnung definiert, indem unabhängig von der Horizontbezeichnung ein tiefengemittelter C_{org} -Gehalt aus den profilbezogenen Horizontmächtigkeiten bis zu einer Tiefenstufe von 10 cm für Böden unter Grünland und forstlicher Nutzung sowie 30 cm unter ackerbaulicher Nutzung berechnet wird. Der Schwerpunkt des Datenerhebungszeitraumes liegt zwischen 1985 und 2005.

Als bestimmende Größe für die Humusgehalte wird der Einfluss der Landnutzung, des Klimas und des Bodens berücksichtigt. Alle diesbezüglich benötigten Flächeninformationen lassen sich aus der in der Flächendatenbank des FISBo BGR vorgehaltenen nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000 N2.3) (BGR, 2006) ableiten. Das Kartenwerk erlaubt zur Berücksichtigung des Bodeneinflusses eine pedolithologische

Aggregation zu insgesamt 15 Gruppen von Bodenausgangsgesteinen (BAG) (Utermann et al., 1999).

Weiterhin ermöglicht das Kartenwerk eine Regionalisierung in vier Klimagebiete nach Finke et al. (1998). Hinsichtlich der Nutzung sind Informationen über die Verbreitung der Hauptlandnutzungsarten Acker, Grünland und Wald zu entnehmen. Diese Informationen gehen auf das europaweite Vorhaben CORINE (Coordinated Information on the European Environment) der Europäischen Gemeinschaft zurück.

Methodisches Vorgehen

Methodisch wurde das zur Verfügung stehende Gesamtprobenkollektiv anhand der geographischen Lagekoordinaten den flächenhaft verbreiteten Gruppen der Bodenausgangsgesteine zugewiesen und entsprechend der Flächeninformationen nach Bodenausgangsgesteinsgruppen und Klimaregion sowie entsprechend der vorliegenden Punkt-/Profilangaben nach Nutzung unterschieden.

Für die so stratifizierten Einheiten wurden die gemessenen C_{org} -Gehalte in Humusgehalte umgerechnet und entsprechend der Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung der Ad-hoc-AG Boden (2005), 5. Auflage (KA5) klassifiziert. Die Umrechnung erfolgte mittels des Faktors 1,72 für Mineralböden und 2 für Torfe. Anschließend wurden Kollektive der stratifizierten Einheiten mit einem Stichprobenumfang von $n > 10$ statistisch ausgewertet und Häufigkeitsverteilungen für C_{org} - und Humusgehalte sowie für die ermittelten Humusklassen erstellt. Als statistische Kennwerte wurden für die C_{org} - und Humusgehalte neben den Minima und Maxima die 25., 50., 75. und 90. Perzentilwerte sowie der Modalwert ermittelt. Die Humusklassen wurden hinsichtlich ihrer relativen Häufigkeit für die gebildeten Straten ausgewertet und die Klasse ausgewiesen, die am häufigsten vorgefunden wird.

Damit stellen die zur Ableitung der Humusgehalte zur Verfügung stehenden Daten eine zufällige Stichprobe zur Beschreibung der tatsächlichen Humusgehalte dar. Mit dem Ziel einer Aussage, wie repräsentativ die Datenkollektive für die nach Bodenausgangsgestein, Klima und Landnutzung unterschiedenen Straten sind, wurden (i) die punktbezogenen Profilangaben mit den im FISBo BGR vorgehaltenen Flächeninformationen verglichen (inhaltliche Repräsentanz) und (ii) die jeweils zur Verfügung stehende Anzahl von Profilen mit Bezug auf die zu belegende Flächengröße bewertet (flächenhafte Repräsentanz).

Ergebnisse

Nach einer Verknüpfung der inhaltlichen mit der flächenhaften Repräsentanz zeigt sich, dass der überwiegende Anteil der gebildeten Straten (66 von 79 Straten mit einem Gesamtflächenanteil von ca. 80 %) durch die Datenkollektive ausreichend repräsentiert wird. Für alle gebildete Straten (unterschieden nach Nutzung, Klima und Bodenausgangsgestein) liegen Häufigkeitsverteilungen und statistische Kennwerte der organischen Substanz in Oberböden Deutschlands sowohl für die C_{org} - als auch für Humusgehalte vor.

Wenngleich eine sich aus den Einzelwerten ergebende Differenzierung weitgehend durch die nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) vorgenommene Klassenbildung verloren geht, eignen sich diesbezügliche Darstellungen für eine zusammenfassende Ergebnisübersicht. Abb. 8. zeigt die relativen Häufigkeiten der Gehalte an organischer Substanz, klassifiziert nach KA5 für die drei Hauptlandnutzungen Acker, Grünland und Forst.

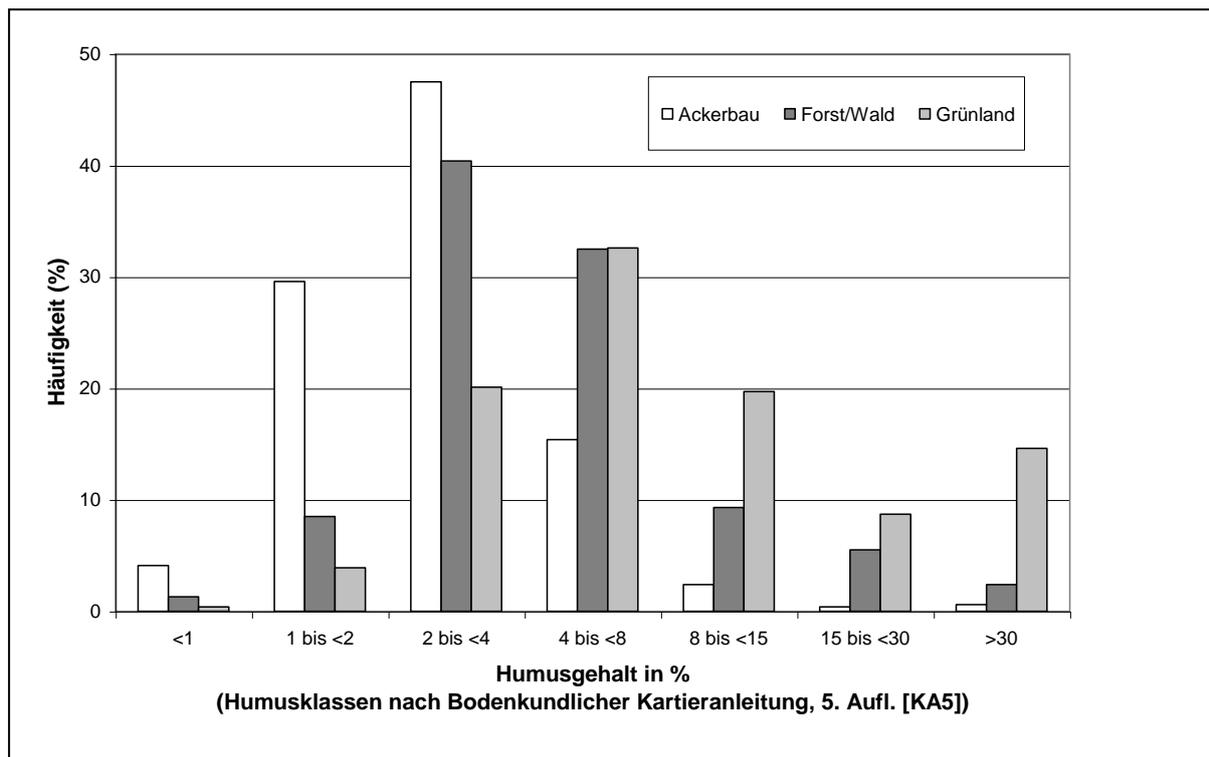


Abb. 8.: Häufigkeitsverteilungen der Humusgehalte (Klassen nach KA5) für die drei Hauptnutzungsarten Acker, Grünland und Wald basierend auf bundesweit vorliegenden Punkt-/Profildaten.

Grundsätzlich ist 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.

Die eigentliche Zielgröße sind jedoch Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands unterschieden nach o. g. Differenzierung. Wie oben beschrieben, sind hierfür derzeit 79 stratifizierte Einheiten mit „typischen“ Humusklassen und deren Variabilität belegt. In Tab. 4. werden beispielhaft Mediane des Humusgehaltes und die daraus abgeleiteten Humusklassen von Oberböden aus Sanden und Lössen der nordwestlichen Klimaregion sowie von Böden aus Tongesteinen der südwestlichen Klimaregion nutzungs-differenziert aufgeführt. Neben der z. T. sehr unterschiedlichen Datenlage, die zur Belegung der Einheiten zur Verfügung steht wird deutlich, dass die Landnutzung die Mediane der Humusgehalte differenziert.

Tab. 4.: Ausgewählte Beispiele differenziert ausgewerteter Humusgehalte in Oberböden Deutschlands.

Klima- gebiet	Bodenaus- gangsgesteins- gruppe	Nutzung	Anzahl Mess- werte	Mediane der Humusgehalte [Mass. %]	Häufigste Humusklasse (nach KA 5)
------------------	---------------------------------------	---------	--------------------------	--	---

33	Sande	Acker	377	3,3	h3
33	Sande	Grünland	292	6,5	h4
33	Sande	Forst	491	4,3	h3
33	Lösse	Acker	86	2,2	h3
33	Lösse	Grünland	19	6,7	h4
33	Lösse	Forst	107	4,8	h3
34	Tongesteine	Acker	277	2,9	h3
34	Tongesteine	Grünland	183	5,0	h4
34	Tongesteine	Forst	822	5,3	h3

Wie bereits erwähnt, geht diese Differenzierung zwar weitgehend durch die nach KA5 vorgenommene Klassenbildung verloren, dennoch kann mit den vorliegenden Daten bereits auf der Ebene der Humusklassen eine Aussage über die Variabilität der Humusklassen innerhalb der stratifizierten Einheiten getroffen werden. In Tab. 5. werden beispielhaft die relativen Häufigkeiten der o.g. Einheiten aufgeführt.

Tab. 5.: Ausgewählte Beispiele relativer Häufigkeiten der Humusgehalte differenziert ausgewerteter Einheiten

Klima- gebiet	Bodenaus- gangsge- steinsgruppe	Nutzung	Häufigkeit der Humusklasse in %						
			h1	h2	h3	h4	h5	h6	h7
33	Sande	Acker	3	19	49	26	3,0	--	--
33	Sande	Grünland	<1	4	20	37	20	9	10
33	Sande	Forst	4	12	43	27	5	5	4
33	Lösse	Acker	--	40	47	13	--	--	--
33	Lösse	Grünland	--	5	32	47	16	--	--
33	Lösse	Forst	1	12	40	32	5	8	3
34	Tongesteine	Acker	1	16	59	24	--	--	--
34	Tongesteine	Grünland	1	1	34	49	13	2	1
34	Tongesteine	Forst	--	5	42	36	9	6	3

Mit Bezug auf das verwendete Kartenwerk lassen sich diese Ergebnisse ebenfalls flächenhaft darstellen. Ziel der flächenhaften Darstellung ist es, einen visuellen Eindruck der ermittelten Kennwerte zu vermitteln. Dazu wurden die Medianwerte der Gehalte an organischer Substanz der jeweiligen Straten im Bereich < 10 Masse-% in vier gleich große Klassen klassifiziert. Die Spannweiten der einzelnen Klassen beträgt 2,5 %.

Zusammenfassung

Insgesamt standen harmonisierte Informationen von 14169 Profilen für die Auswertungen zur Verfügung. Bei ausschließlicher Betrachtung der Nutzungstypen Acker, Grünland, Wald sowie derjenigen stratifizierten Einheiten, deren Flächenbelegung durch > 10 Profile erfolgt, beruht das Ergebnis auf insgesamt 8966 Profilen. Mit diesem Datenumfang können Aussagen zu Gehalten an organischer Substanz für 79 stratifizierte Einheiten getroffen werden.

Unter Nutzung des FISBo BGR lassen sich Humusgehalte in Oberböden Deutschlands unter Berücksichtigung des Einflusses der Landnutzung, des Klimas und des Bodens ermitteln. Mit vorliegenden harmonisierten Daten können derzeit Aussagen zum Gehalt organischer Substanz in Oberböden für ca. 88 % 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. Als geowissenschaftliche Grundlageninformationen werden die Ergebnisse der Untersuchung Forschungs- und Beratungseinrichtungen zur Verfügung stehen (Baseline, Modelleingangsgrößen) und bilden eine Grundlage für die Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung Standort typischer Gehalte.

Literatur

- Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BGR (2006): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000 N2.3). – Auszugskarten Acker, Grünland, Wald; Digit. Archiv FISBo BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover und Berlin.
- Deutscher Bundestag (2006): Einführung der Humusreproduktion und der Humusbilanzierung in das Dünge- und Bodenschutzrecht; Bundestags-Drucksachen 16/2117 und 16/2411.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carre, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Yli-Halla, M. / Zupan, M. (2006): Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report No.20, EUR 22185 EN, 94pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- 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).
- Kommission der europäischen Gemeinschaften (2006): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG (KOM(2006)232 endgültig).

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.

Dank

Eine Grundlage der oben vorgestellten Ergebnisse bilden Daten, die von den Staatlich Geologischen Diensten bereitgestellt wurden. Den Verantwortlichen sei an dieser Stelle ausdrücklich für die problemlose Übermittlung wertvoller Daten gedankt.

8.2. Humus im Spannungsfeld von Bodenschutz und Bodennutzung in Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz

Friedrich Beese

Hintergrund

Die abgestorbene organische Substanz spielt in terrestrischem Ökosystem eine herausragende Rolle für deren Funktionen. Zum einen dient die im Zuge der Photosynthese in der Biomasse gespeicherte chemische Energie und Nährstoffe den heterotrophen Organismen im Boden als „Quelle“ für die Aufrechterhaltung ihrer Lebensvorgänge. Zum anderen werden im Zuge der Zersetzung die in der Biomasse gebundenen Elemente und Nährstoffe in den Stoffkreislauf zurückgeführt und stehen für die Primärproduktion erneut zu Verfügung (Abb. 9. und Abb. 10.).

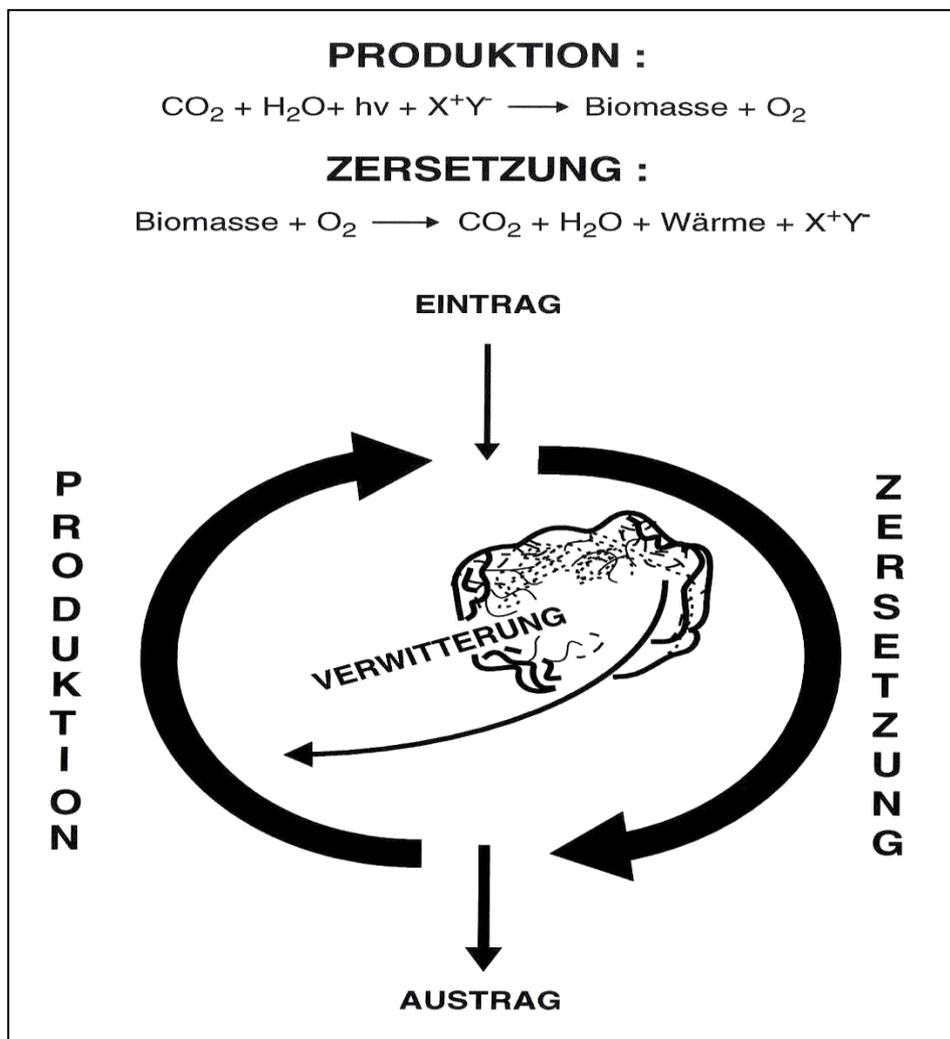


Abb. 9.: Stoffkreislauf von Biomasse.

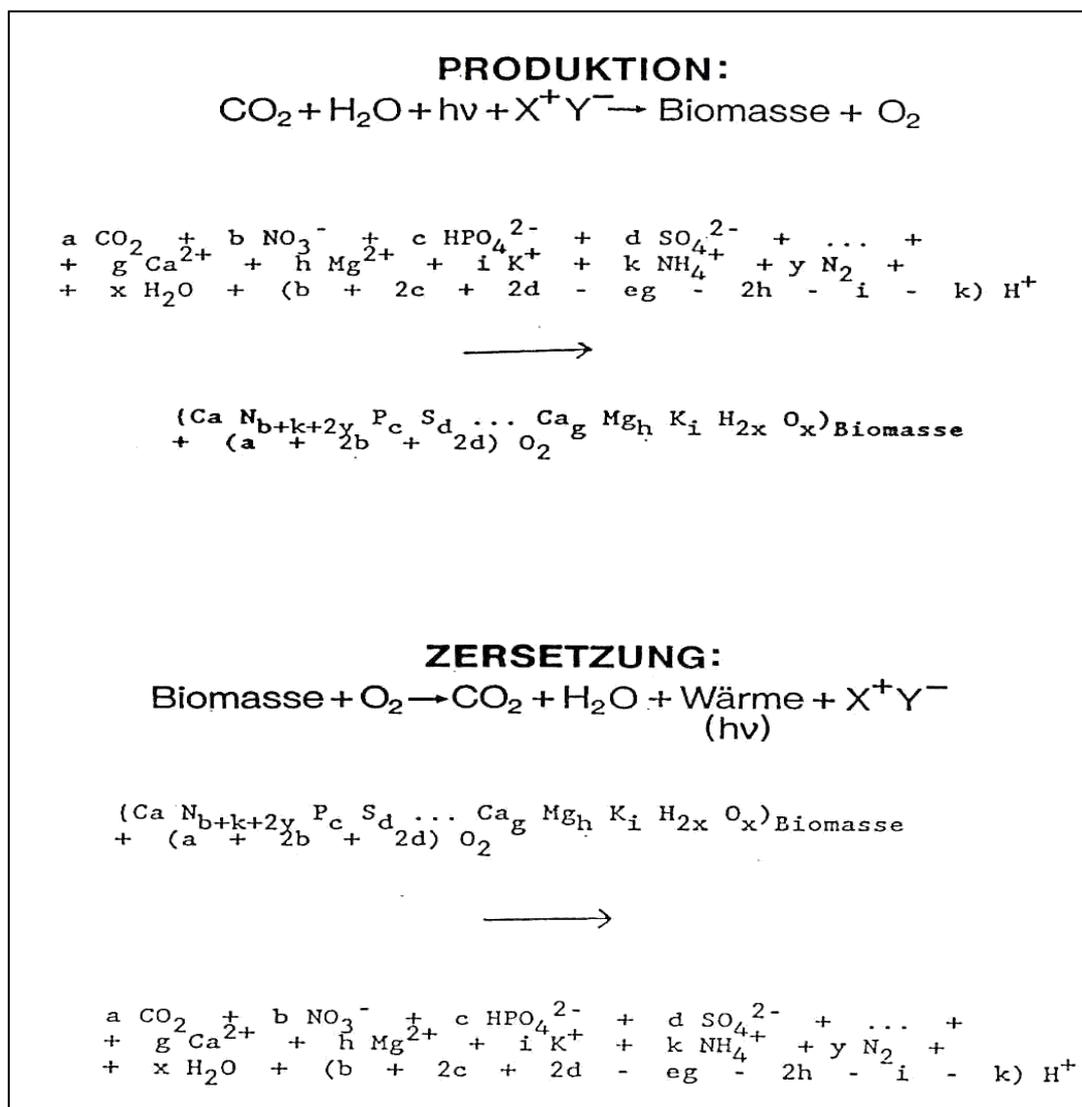


Abb. 10.: Schema des Stoffumsatzes in \u00d6kosystemen.

Die \u00fcbergeordneten Prozesse der Biomassebildung und Zersetzung deren Verkn\u00fcpfung im Boden stattfindet, sind durch unterschiedliche Raten und Muster gekennzeichnet. Als Folge davon akkumuliert sich im Boden w\u00e4hrend der Bodenbildung eine standortspezifische Menge und Verteilung an organischen Bodensubstanz (OBS) mit charakteristischer, chemischer und physischer Zusammensetzung.

Diese organische Bodensubstanz hat sowohl f\u00fcr die Struktur als auch f\u00fcr die Funktionen und Leistungen des \u00d6kosystems entscheidende Bedeutung. Die aktive Oberfl\u00e4che der organischen Makromolek\u00fcle kann die Mineralpartikelchen des Ausgangsmaterials verbinden und durch ein stabiles Gef\u00fcgesystem aufbauen. Dieses Gef\u00fcge pr\u00e4gt ma\u00dfgeblich den Wasser-, Gas- und W\u00e4rmehaushalt des Bodens. Das heterogene Porensystem bietet einen vielf\u00e4ltigen Lebensraum f\u00fcr Bodenbiota und erm\u00f6glicht, dass in demselben Raum Lebewesen mit unterschiedlichen Bed\u00fcrfnissen aktiv sind und ein Nahrungsnetz bilden, das den Abbau organischer Substanzen gew\u00e4hrleistet. Die OBS ist dabei sowohl Substrat als auch N\u00e4hrstoffquelle, wobei im Zuge fortschreitenden Abbaus die mineralischen N\u00e4herelemente freigesetzt werden. Diese zeitliche Retardation erm\u00f6glicht eine relativ gleichm\u00e4\u00dfige N\u00e4hrstoffzufuhr der Prim\u00e4rproduzenten (Synchronisation von Abbau- und

Aufnahmeprozessen). Gleichzeitig können an der aktiven Oberfläche der OBS große Mengen der wichtigen Nährelemente (wie NH_4^+ , K^+ , Mg^{++} , Ca^{++}) gebunden werden. Sie fungiert dadurch praktisch als Speicher, der die Nährstoffe vor Abwaschung schützt. Die im Porensystem gebundene Bodenlösung vermittelt zwischen den freigesetzten und gebundenen Nährstoffen und dem Wurzelsystem der Pflanzen.

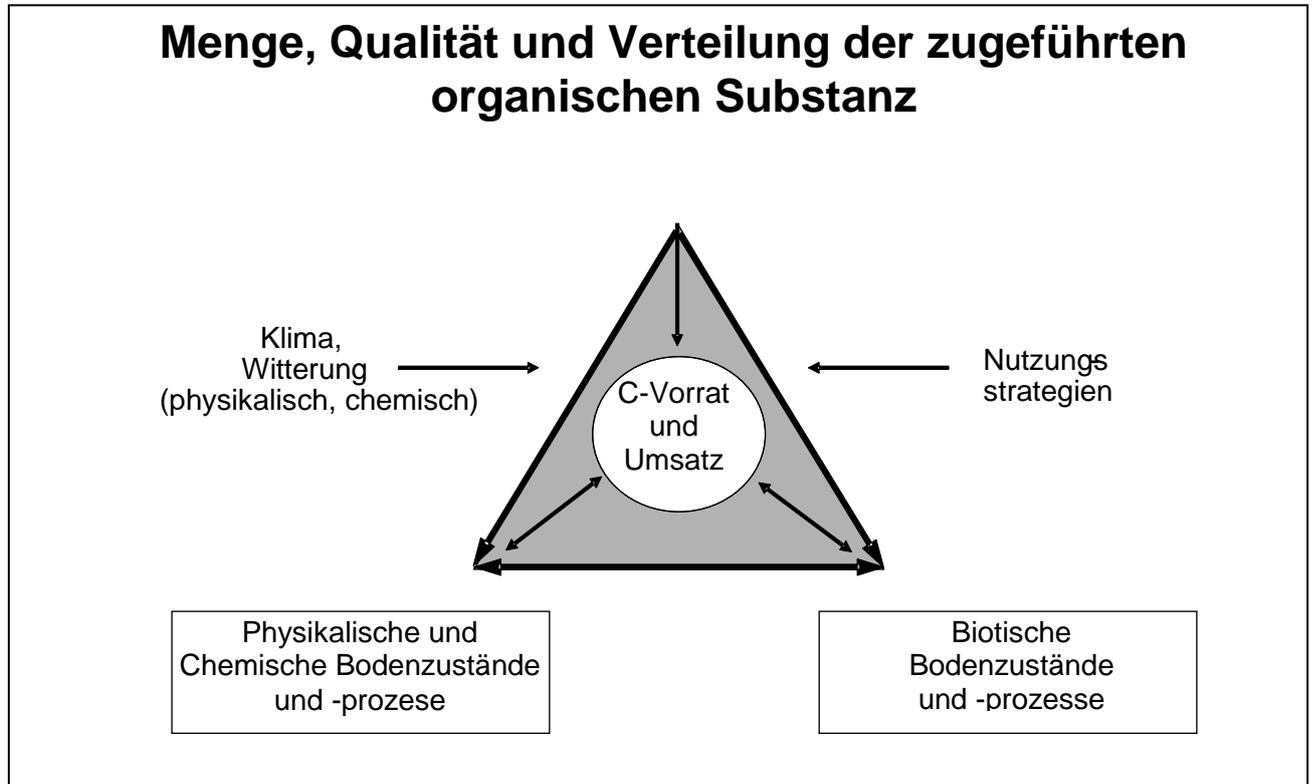


Abb. 11.: C-Umsatz im Spannungsfeld verschiedener Einflussgrößen.

Diese knappe Betrachtung macht deutlich, dass es sich bei der organischen Substanz in Böden nicht um eine statische Fraktion handelt, sondern um eine Komponente, die von einer Vielzahl von Faktoren gesteuert wird und äußerst dynamisch reagiert. In der Abb. 11. ist dargestellt, wie sich der C- und N-Umsatz im Boden im Spannungsdreieck zwischen den physischen und chemischen Bodeneigenschaften, die durch Klima und Ausgangsmaterial geprägt werden, der standortspezifischen Bodenbiota und der Menge, Qualität und Verteilung der Bestandesabfälle darstellt. Dabei zeigt sich, dass diese Größen nicht nur auf den C- und N-Status des Bodens wirken, sondern sich auch gegenseitig beeinflussen.

Als zusätzlicher Faktor, der im Umsatzgeschehen der organischen Substanz in terrestrischen Ökosystemen zunehmend eingreift, ist der Mensch zu nennen. Er beeinflusst das chemische und physikalische Klima durch CO_2 -Emissionen, setzt große Mengen von Säurebildnern frei und eutrophiert die Biosphäre durch Stickstoffemissionen. Durch chemische und physikalische Eingriffe in den Boden verändert er die Zusammensetzung der Bodenbiota ebenso wie durch die Einbringung ursprünglich nicht vorhandener Pflanzen und deren assoziierte Organismen. Darüber hinaus verändert er die Menge, Qualität und Verteilung der Bestandesabfälle durch Baumartenwahl und -Zusammensetzung, Veränderungen in der Landnutzung oder durch Bearbeitung der Böden.

Alle diese Aktivitäten wirken sich auf das Umsatzgeschehen der organischen Substanz aus, und entscheiden darüber, ob sich der organische Pool im Boden zu einer zusätzlichen C-Senke oder zu einer C-Quelle entwickelt. Dabei muss daran erinnert werden, dass C immer auch für andere Elemente steht, die in der OBS enthalten sind.

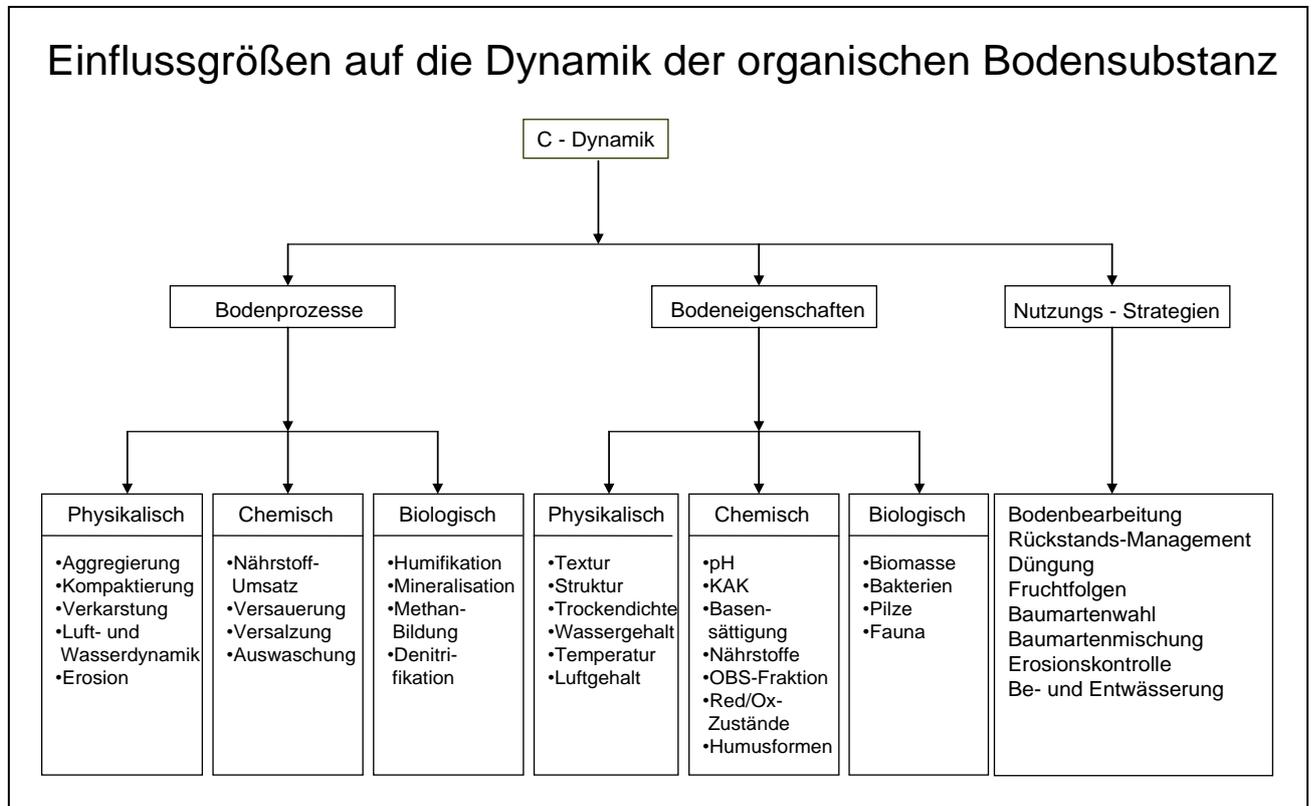


Abb. 12.: Einflussgrößen auf die Dynamik der organischen Bodensubstanz.

Die Abb. 12. zeigt eine Zusammenschau der Einflussgrößen, die auf die OBS einwirken und deren Poolgröße und Zusammensetzung bestimmen. Bereits hierbei wird deutlich, dass aufgrund der großen standörtlichen Vielfalt und der mannigfaltigen Eingriffe durch den Menschen eine Festlegung von allgemeingültigen Minimal-, Optimal- oder Maximalgehalten schwierig ist. Besonders auch deshalb, weil derartige Gehalte oder Vorräte nur standorts- und zielbezogen zu ermitteln sind und keinen Selbstzweck haben.

Minimal-, Optimal- und Maximalgehalte

Die Gesetzgebung zum Schutze des Bodens benötigt Kenngrößen des Bodens, die ökologisch fundiert und justitiabel sind. Dies gilt auch für Minimal-, Optimal- und Maximalgehalte bzw. Vorräte der organischen Substanz in Böden. Sollen derartige Werte definiert werden, so müssen sie an einem bestimmten Ziel orientiert sein, für dessen Erreichung sie unterkritisch (schädlich), optimal oder überkritisch (schädlich) sein können. Hier stellt sich sofort die Frage, was ist das Ziel oder sind die Ziele und was ist die Messlatte, die angelegt werden soll.

Eine Orientierung an den C-Gehalten oder C-Vorräten an natürlichen Ökosystemen schließt sich in Deutschland aus, da derartige Ökosysteme praktisch nicht mehr existieren

und ein Vergleich nur bei gleichen Standortbedingungen gestattet wäre. Darüber hinaus sind unsere Ökosysteme aufgrund der Jahrhunderte währenden variablen Nutzungsgeschichte so stark verändert worden, dass „natürliche“ Ökosysteme hinsichtlich der C-Gehalte und -Vorräte keine Bezugsgröße darstellen können.

Somit stellt sich die Frage nach den Zielen und ihrer quantitativen Beziehungen zum C-Gehalt und -Vorrat und dies unter unterschiedlichen Standortbedingungen. Hierzu bieten sich die Leistungen an, die durch die organische Substanz erbracht werden sollen und die im Folgenden aufgelistet sind:

Landnutzung:

- Nährstoffversorgung
 - Schließen interner Stoffkreisläufe
 - Minimierung von Nährstoffverlusten durch Erhöhung der Austauschkapazität
 - Intensivere und tiefere Durchwurzelung
- Wasserversorgung
 - Verbesserung der Aggregation
 - Erhöhung der nutzbaren Wasserkapazität
 - Erhöhung der Wasserinfiltration
- Gashaushalt
 - Sicherung der O₂-Versorgung
- Temperatur
 - Verbesserte Bodenerwärmung
- Detoxifizierung
- Erosionsminderung
- Schädlingskontrolle

Natur- und Umweltschutz:

- Erhalt und Erhöhung der abiotischen und biotischen Diversität
- Minderung der Bodendegradation (physikalisch, chemisch, biotisch)
- Erhalt schutzwürdiger Ökosysteme
- Vermeidung von Belastungen benachbarte Ökosysteme sowie des Grundwassers und der Atmosphäre

Generell kann festgestellt werden, dass durch Studien belegt ist, dass Bezüge zwischen der organischen Substanz und den aufgeführten Leistungen bestehen, diese aber überwiegend qualitativer Natur sind. Im Sinne des Bodenschutzes müssen diese Bezüge jedoch quantifiziert werden. Was bedeutet z.B. ein C-Gehalt von 1 % oder 1,2 % für die Nährstoffauswaschung oder den Gashaushalt etc. für verschiedene Standorte. Ohne quantitative Informationen für die verschiedenen Leistungen ist eine Bewertung nicht

möglich, da erst dann über Richtwerte entschieden werden kann. Auf diesem Gebiet besteht ein gravierender Mangel und es ist ein dringendes Erfordernis, hier Abhilfe zu schaffen. Das nächste Problem ergibt sich aus der Vielzahl der Leistungen. Kann gemittelt werden? Gibt es Schlüsselleistungen, die es unbedingt zu erhalten gibt? Aus all diesen Überlegungen stellt sich die Frage, ob der Ansatz, Minimal-, Optimal- und Maximalgehalte oder Vorräte der org. Bodensubstanz abzuleiten, zielführend ist, da sich aufgrund der Kombination der Einflussgrößen ein standort- und nutzungsspezifischer Humusgehalt, Humusvorrat und eine Humusverteilung einstellt und dies erst nach mehreren Dekaden. Aufgrund der vielfältigen Änderungen der Landnutzung müssen die aktuellen Zustände als Übergangsstadien angesehen werden.

Als Bezug kann daher ein anderes Modell dienen: Wenn alle Landnutzer geregelte Humuswirtschaft betreiben, so kann einer Flächeneinheit nur die Menge an Bestandesabfällen zugeführt werden, die auf der Fläche aufwächst abzüglich der Verluste, die durch Export innerbetrieblich zwangsläufig auftreten. Hinzuzufügen wäre der importierte Kohlenstoff, der anteilig auf die Nutzfläche umgelegt werden müsste. Der Humusgehalt oder -vorrat, der sich bei diesem Input standortspezifisch einstellt, kann jeweils als Leitgröße angesetzt werden. Treten dabei dennoch bei einzelnen Leistungen Probleme auf, ist durch entsprechende Nutzungsstrategien entgegenzuwirken. Ein solcher Ansatz bedeutet jedoch eine Abkehr vom Minimal-, Optimal- und Maximalkonzept, das aus den oben aufgeführten Gründen wissenschaftlich nicht solide zu untermauern und nicht realisierbar ist.

Humusgehalte und -vorräte

Die Auswertungen des bisherigen Kenntnisstandes haben ergeben, dass die Standortbedingungen (Boden, Klima) und die Nutzungsgeschichte die Gehalte der OBS dominieren. Nutzungsbedingte Änderungen fallen aber weniger ins Gewicht, wenn es sich nicht um Nutzungswandel handelt. Auswertungen von Dauerversuchen ergaben, dass durch die Nutzungsstrategien im Ackerbau ohne externe C-Zufuhr die Veränderungen der C-Gehalte in der Größenordnung von 0,1 bis 0,2 % lagen. Bezogen auf den Pflughorizont bedeutet dies eine Zunahme von 4 bis 8 t C pro ha. Gleichzeitig werden dabei 330 bis 660 kg N, 80 bis 160 kg P und 60 bis 120 kg S gebunden.

Veränderungen der C-Gehalte in dieser Größenordnung sind allerdings nur mit extrem hohem Aufwand statistisch zu sichern, da der Bestimmungsfehler aufgrund der hohen räumlichen Variabilität bei 10–20 % liegt. Die Unterschiede in den C-Gehalten und -Vorräten dagegen bewegen sich auf unterschiedlichen Standorten im Prozentbereich. Zur flächendeckenden Abschätzung fehlen im Agrarbereich jedoch die notwendigen Daten. Daraus resultiert die von allen Teilnehmern unterstützte Forderung, analog zur Bodenzustandserfassung im Wald eine Inventarisierung der Zustände der Acker- und Grünlandböden durchzuführen. Diese sollte einem Raster folgen und durch ein gemeinsames, abgestimmtes Probenahme- und Analysenprogramm gestützt werden. Legt man die Kosten auf Beprobungszeiträume von 15 Jahren um, so ist dies eine vertretbare Belastung, wenn man die Bedeutung der Böden betrachtet. Die Reichsbodenschätzung, die einzige flächendeckende Untersuchung, erfolgte aus fiskalischen Gründen und wird den heutigen Anforderungen in keiner Weise gerecht.

Sequestrierung von C in Unterböden

Als Quellen für die C-Anreicherung in Unterböden stehen die Wurzelrückstände und die mit dem Sickerwasser verlagerten org. Substanzen zur Verfügung. Für beide Quellen

bestehen hinsichtlich ihrer Menge, Qualität und Verteilung erhebliche Kenntnislücken. Gleiches gilt für den C-Umsatz und die Sequestrierung. Untersuchungen der Waldböden (BZE) und an Dauerbeobachtungsflächen zeigen jedoch, dass im Wurzelraum und sogar noch darunter erhebliche Mengen an Kohlenstoff gespeichert sind. Aufgrund der großen Bodenmassen summieren sich auch geringe C-Gehalte zu beachtlichen Mengen. Generell wurde die Auffassung vertreten, dass es sich hierbei um ein Forschungsfeld handelt, welches aufgrund der Kenntnislücken dringend zu bearbeiten ist. Dabei soll der gesamte Wurzelraum einbezogen werden und auch Fragen der gezielten Anreicherung nachgegangen werden.

Humusqualität

Soll Humus in Böden gezielt angereichert werden? Ist es erforderlich, die Bildungsbedingungen dauerhafter Humusformen und -strukturen zu kennen und dies wiederum für unterschiedliche Standortbedingungen? Die Bildung von persistenten Humusformen im Zuge des Turnover 1 der org. Substanz bedarf dringend der Aufklärung. Hier besteht Forschungsbedarf. Neue Methoden können weiterführen.

Humusbilanzen

Das als Humusbilanzen bekannte Verfahren stellt im „klassischen“ Sinn keine Bilanz dar, da es nicht auf einer Input/Output-Analyse beruht, sondern auf die Humuszufuhr und empirisch abgeleiteten Reproduktionsfaktoren. Der Vorteil liegt auf der schlagweisen Anwendbarkeit, der Nachteil auf der relativ kleinen Zahl von Dauerversuchen, auf der der Ansatz fußt. Dadurch wird die standörtliche Vielfalt der C-Gehalte nicht hinreichend berücksichtigt. Auch fehlen die Reproduktionsfaktoren von neu eingetragenen Stoffen wie z.B. von Gärprodukten.

Völlig offen ist bisher die Frage, in welchem Umfang die Reproduktionsfaktoren von den jeweiligen Bodeneigenschaften und den Klimabedingungen abhängen. Neuere Untersuchungen (Kolbe), die auf der Analyse von 200 Dauerversuchen basieren, zeigen, dass die Standortbedingungen einen wesentlich höheren Einfluss auf die C-Gehalte haben als die Bewirtschaftungsmaßnahmen. Bewegen sich die Unterschiede im ersten Fall im Prozentbereich, so liegen diese im letztgenannten Bereich nur bei 0,1 – 0,3 %. Es wird daher empfohlen, die neueren Erkenntnisse in das Konzept der Humusbilanzen zu integrieren und fehlende Informationen zu ergänzen.

Wenngleich statistische Modelle in der Lage sind, retrospektiv den Ist-Zustand zu erklären, so erscheint die Vorhersage der zukünftigen Entwicklung mittels solcher Modelle sehr zweifelhaft. Ursache sind die vielfältigen und z.T. neuartigen Veränderungen der Umwelt unserer Ökosysteme und ihrer Kombinationen. Soll dies erreicht werden, erfordert es die Weiterentwicklung bestehender und zu generierender Prozessmodelle. Nur mit deren Hilfe können die benötigten Szenarien der künftigen Entwicklung abgeleitet werden. Die Modellierung bedarf dringend einer Stärkung, um die drängenden Fragen zu beantworten.

8.3. Humus und Atmosphäre: Die Folgen des Klimawandels für die biosphärische Kohlenstoffsенke Deutschlands

Christian Bernhofer, Thomas Grünwald, Barbara Köstner, Johannes Franke und Valeri Goldberg

Einleitung

Seit der Industrialisierung haben die Konzentrationen der Treibhausgase in der Atmosphäre deutlich zugenommen (siehe www.ipcc.ch), vor allem von Kohlendioxid (von ca. 280 ppm um 1800 auf ca. 380 ppm im Jahr 2006), Lachgas, Methan, Ozon und den Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKWs). Aus der statistischen Analyse der globalen Temperaturdaten lässt sich bestimmen, dass dadurch die zusätzliche Erwärmung von 0,7°C im 20. Jahrhundert erklärt werden kann. Diese Aussage ist zu 99% sicher, die Auswirkungen auf andere für die Vegetation wichtigere Größen, wie Niederschlag und Verdunstung sind aber schwierig. Durch Rückkopplungsprozesse sind alle Größen des Energie-, Wasser- und Kohlenstoffhaushaltes miteinander in komplexer, nicht-linearer Weise miteinander verknüpft. So führt die höhere Temperatur zunächst zu größerer Verdunstung, in der Folge aber auch zu mehr Wolken und damit weniger Strahlung, was die Verdunstung dämpft. Ähnliches gilt für den Niederschlag, der zwar durch die größere Wassermenge in der Atmosphäre gefördert wird, aber gleichzeitig durch die Erwärmung des Erdbodens und eine Erhöhung der Wolkenbasis gedämpft.

Die Entwicklung der Verdunstung und des Niederschlags lässt sich daher – im Gegensatz zur Temperaturentwicklung – zurzeit noch nicht zuverlässig vorhersehen. Gleichzeitig wird die Vegetation gerade durch Niederschlag und den Verdunstungsanspruch der Atmosphäre stark beeinflusst, was sich in geändertem Baumwachstum und Abbauprozessen im Boden niederschlagen sollte. Die typische Rolle der mitteleuropäischen Wälder als Kohlenstoffspeicher (Valentini et al., 2000; Ciais et al., 2005) ist daher unmittelbar vom Klimawandel bedroht, aus heutiger Sicht lassen sich aber nur erste Vermutungen über Richtung und Umfang dieser Änderungen anstellen.

Der Austausch von Kohlenstoff zwischen Landoberfläche und Atmosphäre

Der Austausch von Kohlenstoff zwischen Vegetation und Atmosphäre ist eine komplexe Bilanz zwischen mehreren Prozessen, die in vielen Raum- und Zeitskalen variieren und nur exemplarisch durch Messungen zugänglich sind. An einem typischen Waldstandort sind das: C-Gewinn durch Photosynthese, C-Verlust durch a) Atmung der lebenden, oberirdischen und unterirdischen Organe der Bäume, b) Atmung beim Abbau organischer Substanz (vor allem mikrobielle Atmung im Boden) und c) Waldbrand u.a. Störungen. Die vollständige Bilanz dieser Prozesse wird als NBP (Net Biome Production) bezeichnet und kann mit etwa 1 – 2 Gt C/Jahr gut die heute beobachtete terrestrische C-Senke erklären (Quelle: GCTE, Global Change and Terrestrial Ecosystems / IGBP, International Geosphere-Biosphere Programme). Unter Vernachlässigung von c) – also an einem ungestörten Standort, z.B. einem Wald sehr lange nach dem letzten Waldbrand – beträgt die typische Kohlenstoffaufnahme nach Messungen aus dem europäischen Verbundprojekt „CarboEurope IP“ (Papale et al., 2006) zwischen 0 und 600 g/m²yr (NEP, Net Ecosystem Production). Die große Variation hat ihre Ursache in den völlig unterschiedlichen Standortbedingungen in Europa. Aber selbst wenn die Betrachtung auf einen einzigen Standort (hier der CarboEurope-Fichtenbestand im Tharandter Wald) beschränkt wird, ergeben sich große zwischenjährliche Schwankungen (Abb. 13.). Aus Sicht der Atmosphäre wird hier NEE (Net Ecosystem Exchange) angegeben, NEE ist daher gleich

minus NEP: Ein Verlust für die Atmosphäre entspricht einem C-Gewinn für das Ökosystem. Einem Wert von fast 700 gC/m² im Jahr 1999 stehen knapp 400 gC/m² im Trockenjahr 2003 gegenüber. Nachdem die Häufigkeit solcher Sommer wie 2003 im 21. Jh. zunehmen sollten, ist es eine legitime Spekulation die Verhältnisse von 2003 als Anhaltspunkt für die Entwicklung der Kohlenstoffspeicher von Wäldern heranzuziehen (Reichstein et al., 2005). Gleichzeitig wurde die Anomalie des Jahres 2003 für die CarboEurope-Standorte als eine durch die Trockenheit verursachte beschrieben.

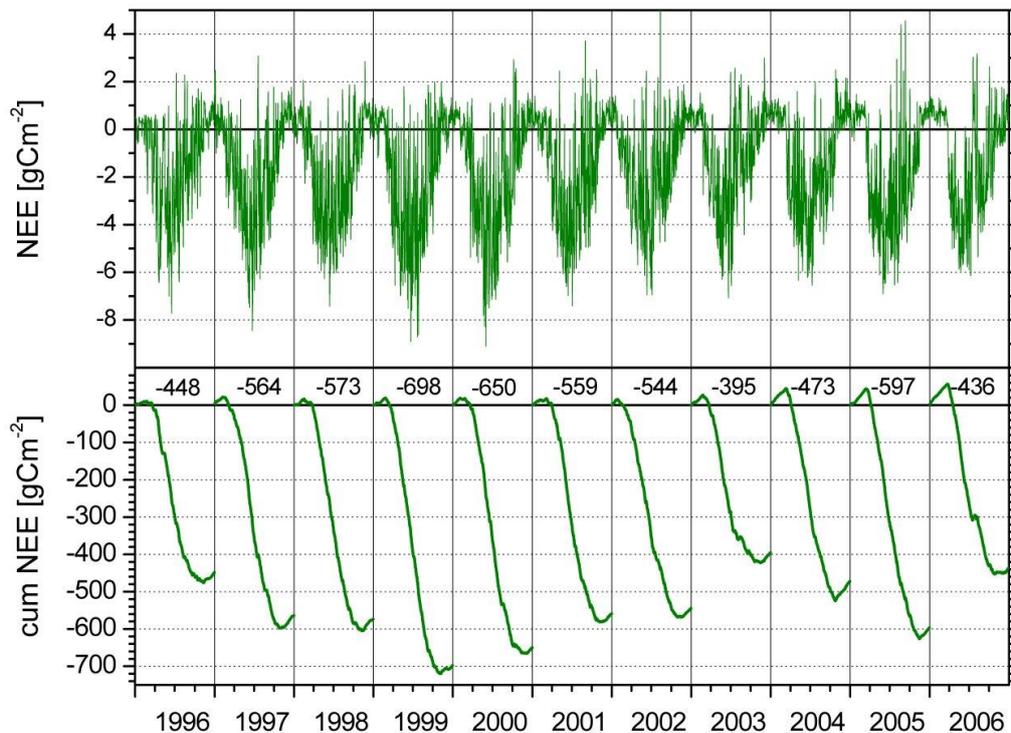


Abb. 13.: Täglicher (oben) und täglicher, akkumulierter Kohlenstoffstrom in die Atmosphäre; Ankerstation Tharandter Wald (110 Jahre alte Fichten; Bestandeshöhe ca. 29 m, LAI=7,6); Zahlenangaben: Jahressummen in gC/m².

Dabei ist es notwendig, zumindest den Beitrag der nächtlichen Gesamatmung (TER, Total Ecosystem Respiration; aus nächtlichen Messungen ableitbar) und den Beitrag der Nettosenke tagsüber getrennt zu betrachten (NEE_{day}; von der Photosynthese dominiert). Die Ursache der geringen Senke 2003 war eine durch die Trockenheit reduzierte Photosynthese, die Atmung 2003 entsprach einem Normaljahr – der Temperatureffekt wurde durch die geringe Bodenfeuchte ausgeglichen.

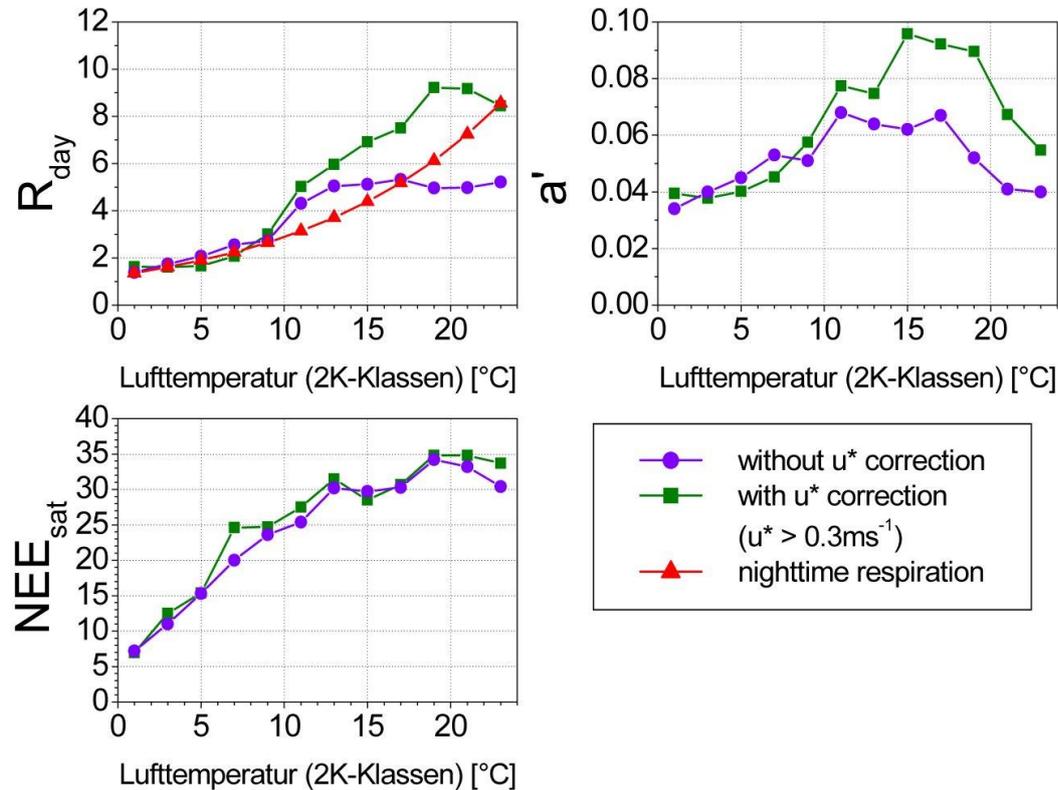


Abb. 14.: Parameter der Lichtsättigungsfunktion (R_{day} , a' , NEE_{sat}) in Anhängigkeit von der Lufttemperatur und im Vergleich zu nächtlichen Gesamtatmung; 110jähriger Fichtenbestand an der Ankerstation Tharandt.

Zur Verallgemeinerung solcher Aussagen müssen Modelle herangezogen werden, typische Modellparameter und ihre Temperaturabhängigkeit sind in Abb. 14. dargestellt: Die nächtliche Atmung (ohne Berücksichtigung der Bodenfeuchte!) steigt exponentiell an, während die Tagatmung R_{day} bei höheren Temperaturen scheinbar nicht weiter zunimmt. Die Lichtnutzungseffizienz a' hat ihr Optimum zwischen 10 und 20°C, während NEE_{sat} bei ca. 20°C nicht weiter steigt oder sogar zurückgeht. Eine Temperaturerhöhung kann an diesem Standort also auch zu einer Erhöhung der C-Aufnahme führen (solange die Temperaturen nicht zu oft über 20°C steigen) und die C-Abgabe durch Atmung nicht gleichzeitig zu stark steigt.

Erwarteter Klimawandel in Mitteleuropa

Klimawandel im 20. Jahrhundert

Durch detaillierte regionale Untersuchungen kennen wir die bereits eingetretenen Änderungen einzelner Gebiete ziemlich genau (z.B. Franke et al., 2004). Dabei zeigt sich bereits in Deutschland eine Differenzierung: Während im Westen und Süden die Niederschläge im Winter so deutlich zugenommen haben, dass die Jahressumme ebenfalls steigt, sinkt im Osten Deutschlands die Regenmenge im Sommer stark, so dass ohnedies trockene Gebiete wie das Thüringer Becken oder Teile Brandenburgs kaum über 400 mm Jahresniederschlag erreichen. Dabei handelt es sich um einen stabilen, regionalen Trend, der sich in den letzten 50 Jahren etabliert hat. Gleichzeitig hat sich die Charakteristik der Sommerniederschläge geändert: Die Niederschläge sind seltener, von höherer Intensität

und von längeren niederschlagsfreien Perioden unterbrochen (Bernhofer und Goldberg, 2001).

Die Temperaturen sind ganzjährig gestiegen, im Sommer ging die Bewölkung zurück und damit die Einstrahlung hinauf. Der Verdunstungsanspruch wuchs, die klimatische Wasserbilanz (Differenz aus Niederschlag und potentieller Verdunstung) verringerte sich. Heute ist sie während der Vegetationsperiode in den Ländern Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt flächenhaft negativ (Abb. 15.). Der Winterniederschlag kann das in vielen Gebieten noch kompensieren (in etwa der Bereich mit einer sommerlichen Bilanz von minus 100 mm und darunter). Damit ist die Wasserversorgung vermehrt vom Speichervermögen der Böden abhängig.

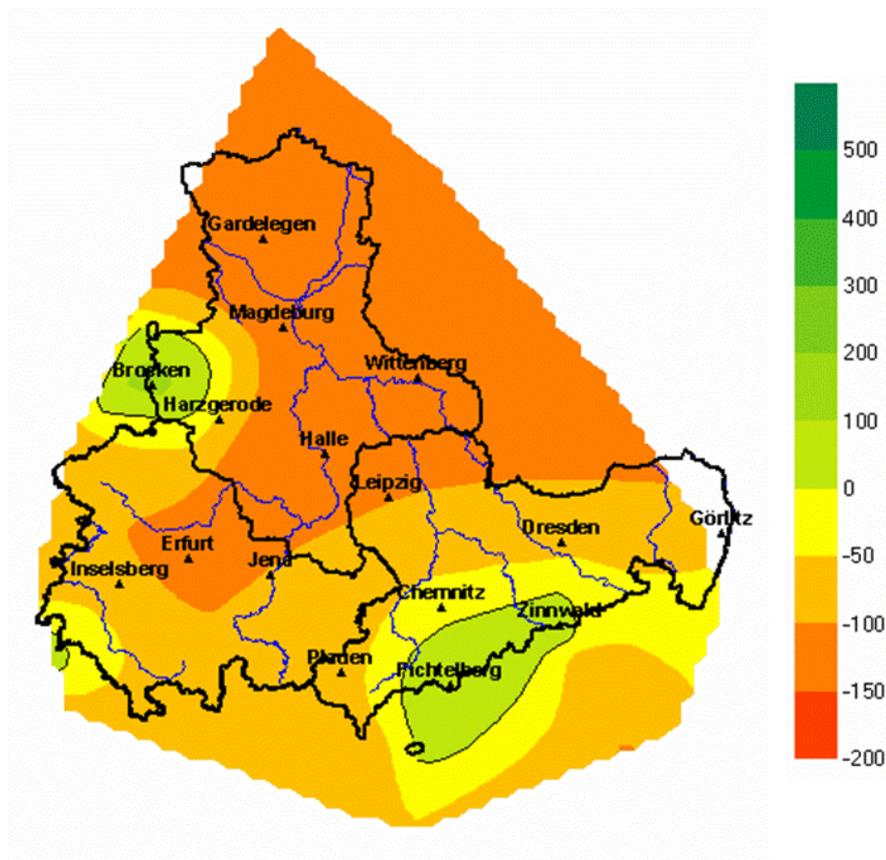


Abb. 15.: Klimatische Wasserbilanz in mm während der Vegetationsperiode (April bis September) für Mitteldeutschland (1971 – 2000); potentielle Verdunstung nach Wendling.

Projektionen des Klimawandels für das 21. Jahrhundert

Aus den Ergebnissen der globalen Klimamodelle können mit geeigneten Methoden (Bernhofer et al., 2006) die zukünftigen Klimabedingungen auch regional abgeschätzt werden. Für Deutschland kamen dabei deterministische (siehe www.dkrz.de) und statistisch-dynamische (Enke, 1997) Methoden zum Einsatz. Nach den Arbeiten von Enke (2001) sind praktisch alle Klimaelemente betroffen, wobei die zu erwartenden Änderungen z.T. deutlich über dem globalen Ergebnissen liegen. Hier sollen nur einige Punkte beleuchtet werden:

- Die bereits beobachteten Trends verstärken sich: Niederschlagsrückgang im Sommer bei gleichzeitiger Erhöhung der Starkniederschläge, die Mitteltemperaturen steigen weiter deutlicher im Winter als im Sommer.
- Die bereits beobachteten Trends verringern sich: In den Mittelgebirgen, bes. im Erzgebirge, steigen die Winterniederschläge vermutlich kaum weiter an (Enke et al., 2005).
- Neue Aspekte in der jahreszeitlichen Verteilung: Die projizierten Temperaturänderungen bis 2050 (Abb. 16.) zeigen eine deutliche Zunahme im Winter und Sommer, eine geringere im Frühjahr und Herbst, wobei die Maximaltemperaturen im Sommer um etwa 2.5 bis 3°C ansteigen, die Minimaltemperaturen nur um 1,5°C.

Nimmt man vereinfacht an, dass Trockenstress durch hohe Lufttemperaturwerte charakterisiert werden kann, bedeutet diese drastische Änderung in den sommerlichen Höchsttemperaturen eine deutliche Zunahme des Trockenstress und damit u.U. eine Reduktion der Kohlenstoffsенке in Wäldern. Gleichzeitig steigen die Chancen, im Frühjahr eine verlängerte Vegetationsperiode zum Wachstum zu nutzen. Andererseits muss vermehrt mit „Störungen“ gerechnet werden: Waldbrände werden wahrscheinlich genauso häufiger werden wie Probleme mit Schadinsekten.

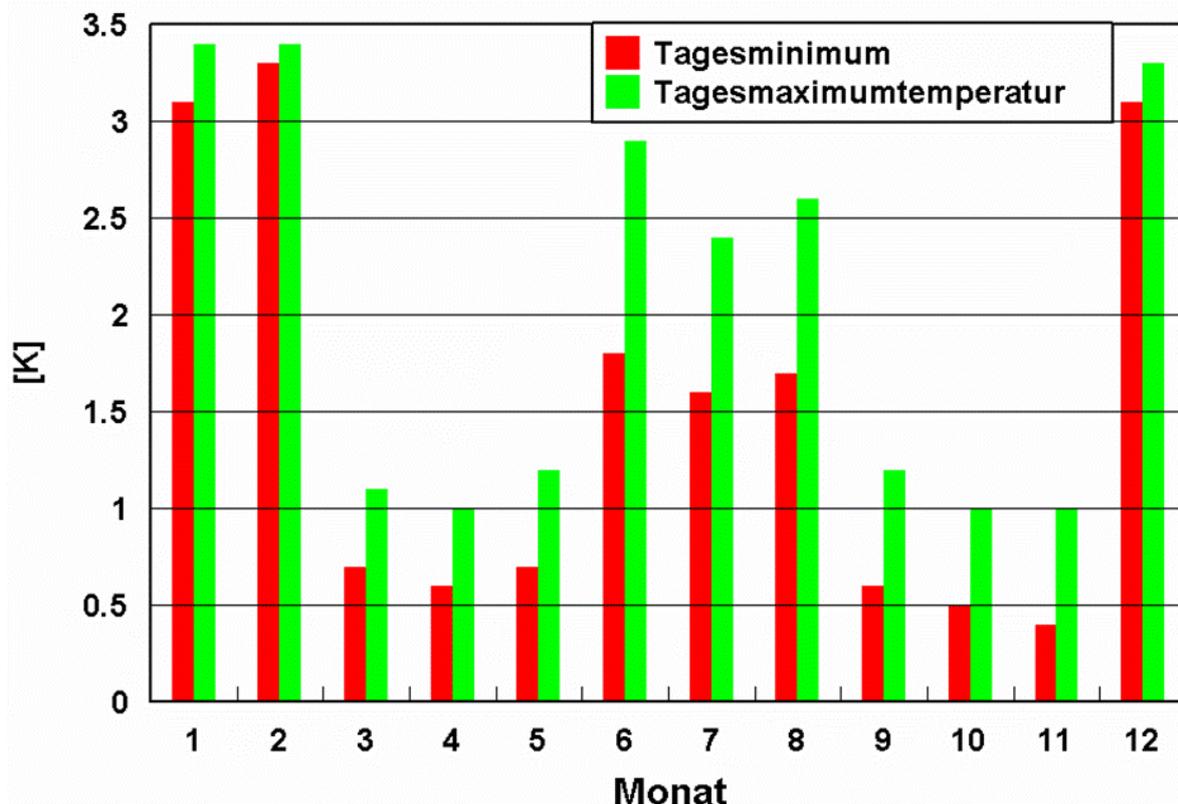


Abb. 16.: Änderung der Monatsmittel der Tagesmaximum- und Tagesmitteltemperaturen für das Zeitintervall 2041/2050 gegenüber dem Zeitintervall 1981/2000 (exemplarisch für das mitteldeutsche Tiefland).

Konsequenzen des Klimawandels für die die biosphärische Kohlenstoffsенke Deutschlands?

Der globale Klimawandel kann also bereits heute beobachtet werden und wird sich wohl noch verstärken. Das Ergebnis regionaler Projektionen in die Mitte des 21. Jahrhunderts zeigt für Deutschland, dass alle Klimaelemente von diesem Wandel betroffen sind. Niederschlag und Temperatur verändern sich wahrscheinlich so, dass z.B. für das mitteldeutsche Tiefland häufigere Trockenperioden und Trockenstress für die Vegetation zu erwarten sind. Die Wirkungen dieser Effekte können durch Waldbrände und Schadinsekten verstärkt werden, so dass die Risiken der Holzproduktion im Wald zunehmen dürften. Die Temperaturerhöhung allein wird das Wachstum von Wäldern eher fördern, dieser mögliche positive Effekt hängt wohl vor allem von der gleichzeitigen Niederschlagsentwicklung ab. Damit zeichnet sich ein nach Höhenlage differenziertes Bild ab, bei dem artenreiche Waldökosysteme mit einem breiten Spektrum an Altersklassen und einer generell hohen ökologischen Amplitude die größte Chance haben, die zwischenjährlichen Schwankungen und die zu erwartende Zunahme von Extremen zu vertragen. Humusvermehrung ist dabei von der Intensität der Abbauprozesse im Boden abhängig, diese wiederum vom Temperaturregime und dem Niederschlagsangebot. Der Erstautor erwartet eine differenzierte Antwort der Humusvorräte im Wald, in Abhängigkeit von der Lage (Kontinentalität, Seehöhe) und natürlich dem Waldmanagement. In der Landwirtschaft wird auch in der Zukunft der Einfluss der Bewirtschaftung dominieren; es ist aber absehbar, dass Dauergrünland und nicht drainierte Moore eher als C-Senke in Frage kommen als Ackerflächen und drainierte Moore.

Die Abschätzung der C-Sequestrierung in der Landschaft, d.h. weitgehend C-Sequestrierung in Böden, muss dabei auf eine Kombination von Messung und Modell hinauslaufen. Folgende Wege zur Abschätzung der Humusspeicher sind möglich:

- Änderung der Speicher (Ebenen: vom Standort bis Länder; Landschaftsinventuren)
- Flussmessung (Ebenen: kontinental – Inversionen; Standort („Dauerbeobachtungsflächen“, vorhandene Messnetze und Daten nutzen!)
- Ableitung aus Fernerkundung (MODIS)
- Modellierung mit Prozessmodellen

Die Potentiale der C-Sequestrierung in terrestrischen Ökosystemen und ihr Änderungspotential lassen sich zwar schwer aus den vorhandenen Beobachtungen zuverlässig abschätzen, dennoch existieren die folgenden Hinweise:

- aus Messungen: C-Sequestrierung in terrestrischer Biosphäre existiert; Einflussgrößen: Temperatur, Wasserversorgung, Vegetation (Struktur und Zusammensetzung) und organischer Bodenvorrat
- für den Klimawandel in Deutschland (Tendenzen mit regionalen Differenzen): wärmer – zunächst Anstieg der C-Senke; sommertrocken – langsamer Anstieg der Atmung? (C-Quelle)
- für den Klimawandel global: Speicher nimmt vorerst zu, aber es sind auch andere Treibhausgase wichtig (N₂O, CH₄); z.T. existieren sehr große Bodenspeicher (Arktis, Steppensysteme) mit unsicherer Zukunft

Die Herausforderungen an das Landschaftsmanagement werden durch den Klimawandel jedenfalls verstärkt – ist es doch nicht mehr möglich, die Erfahrungen aus der Vergangenheit auf die transienten Bedingungen der Zukunft anzuwenden.

Literatur

- Bernhofer, Ch., Franke, J., Goldberg, V., Seegert, J., Kuchler, W. (2006): Regional climate change – to be included in future flood risk analysis? *IN: Schanze, J.; Zeman, E.; Marsalek, J. (Eds.): Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures. Dordrecht, Springer (= NATO Science Series - IV. Earth and Environmental Sciences, 67).*
- Bernhofer, Ch., Goldberg, V. (2001): CLISAX-Statistische Untersuchungen regionaler Klimatrends in Sachsen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben des Sächs. Landesamtes für Umwelt und Geologie, AZ: 3-8802.3521/48.
- Ciais, Ph., M. Reichenstein, N. Viovy, Granier, A. et al. (2005): Unprecedented reduction in European primary productivity caused by heat and drought in 2003. *IN: Nature, 437 (7058), 529 – 533.*
- Enke, W. (1997): Downscaling climate model outputs into local and regional weather elements by classification and regression. *IN: Clim. Res., 8, 195 – 207.*
- Enke, W. (2001): Regionalisierung von Klimamodell-Ergebnissen des statistischen Verfahrens der Wetterlagenklassifikation und nachgeordneter multipler Regressionsanalysen für Sachsen. Abschlussbericht des Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, AZ 13-8802.3521/44.
- Enke, W., Deutschländer, T., Schneider, F., Kuchler, W. (2005): Results of five regional climate studies applying a weather pattern based downscaling method to ECHAM4 climate simulations. *IN: Met. Z., 14, 247 – 257.*
- Franke, J., Goldberg, V., Eichelmann, U., Freydank, E., Bernhofer, Ch. (2004): Statistical analysis of regional climate trends in Saxony. *IN: Clim. Res., 27, 145 – 150.*
- Papale, D., Reichstein, M., Aubinet, M., Canfora, E., Bernhofer, C., Kutsch, W., Longdoz, B., Rambal, S., Valentini, R., Vesala, T., D. Yakir, 2006: Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: algorithms and uncertainty estimation. *IN: Biogeosciences, 3, 571 – 583.*
- Reichstein, M., Ciais, P., Papale D., Valentini, R. et al. (2006): Reduction of ecosystem productivity and respiration during the European summer 2003 climate anomaly: a joint flux tower, remote sensing and modelling analysis. *Global Change Biology, 12, 1 – 18.*
- Valentini, R., Matteucci, G., Dolman, A. J., Schulze, E.-D. et al. (2000): Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *IN: Nature, 404, 861 – 865.*

Dank

Wir danken dem Deutschen Wetterdienst für die Daten, den Ländern Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt für das frühe Interesse an regionalen Klimafragen und insbesondere dem *CarboEurope IP* für die Teilfinanzierung der Arbeiten rund um die Ankerstation Tharandt.

8.4. Humus – Rechtliche Regelungen und die Ökonomie

Rainer Marggraf

Humuserhalt als politische Aufgabe

Die nachfolgende Übersicht (Tab. 6.) verdeutlicht, dass Humus eine knappe Ressource ist: Es gibt eine Vielzahl von Gründen, warum die Gesellschaft ein Interesse an Humus hat, aber auch eine Vielzahl von Faktoren, die das Angebot an Humus begrenzen.

Tab. 6.: Humus als knappe Ressource (Übersicht)

Fruchtfolge	Angebot → Humus ← Nachfrage	Wasserhaushalt
Zwischenfruchtanbau		Bodenfruchtbarkeit
Düngung		Pflanzenernährung
Klimawandel		Erosionsschutz
Umwandlung landw. Nutzfläche		Klimaschutz
...		Biodiversitätserhalt
...		Schadstoffabbau

Die „Lösung“ dieses Knappheitsproblems wird durch die Aktivitäten der Land- und Forstwirte determiniert. Diese orientieren sich an den einzelwirtschaftlichen Rentabilitätsüberlegungen der Humuswirtschaft.

Besondere Bedeutung erlangte die Humuswirtschaft am Beginn des 19. Jahrhunderts durch das Wirken Albrecht Daniel Thaers. Dieser erkannte die bodenverbessernde Wirkung des Humus, sowie die positiven Effekte desselben auf die Pflanzenentwicklung. Mit der allgemeinen Verfügbarkeit künstlicher Düngemittel geriet die Humuswirtschaft zum Zwecke der Pflanzenernährung jedoch in Vergessenheit. Die weiteren Vorteile des Humus (Verbesserung der Bodenstruktur und langfristige Speicherung von Nährstoffen) traten angesichts der hohen Ertragswirksamkeit des angebotenen Handelsdüngers in den Hintergrund.

Ausschlaggebend für den Erfolg der künstlichen Düngung war unter anderem die Ersparnis in Bezug auf die Arbeitskraft, welche zum Ausbringen des, für den Humuserhalt notwendigen, Wirtschaftsdüngers aufgebracht werden musste. Auch heute ist, trotz fortgeschrittener Technisierung, die Ausbringung von Wirtschaftsdünger arbeits- und somit auch kostenintensiver als jene von künstlichen Düngemitteln. Hinzu kommt die wachsende Größe der landwirtschaftlichen Betriebe, welche durch die weitere Hof/Feld-Entfernung einen höheren Transportaufwand nach sich zieht. Es zeigt sich, dass in der landwirtschaftlichen Praxis jedoch auch – soweit Wirtschaftsdünger vorhanden ist – versucht wird, diesen gleichmäßig auf die verfügbaren Ackerflächen zu verteilen, um so die positiven Einflüsse auf die Bodengare nutzbar zu machen. In Folge der genannten Aufwendungen lässt sich eine vermehrte Ausbringung insbesondere auf hofnahen Flächen beobachten.

Durch die Trennung von Ackerbau und Viehhaltung in Folge der Spezialisierung der landwirtschaftlichen Betriebe sind, insbesondere in den Ackerbauregionen, die klassischen Nährstoffkreisläufe zwischen Feld und Stall unterbrochen. In den reinen Ackerbauregionen stehen somit keine Wirtschaftsdünger als Humuslieferant zur Verfügung. Eine Einbringung von organischer Substanz in den Boden findet hier über die Einarbeitung von Zwischenfrüchten statt, deren Anbau spätestens mit Begründung des integrierten Pflanzenbaues als obligatorisch anzusehen ist, sowie durch die Einarbeitung von Stroh der Hauptfrüchte, welches für die Tierhaltung von abnehmender Bedeutung ist.

Ziel des Zwischenfruchtanbaues ist in erster Linie die Vermeidung von Nährstoffauswaschungen, insbesondere von mobilem Stickstoff. So kann auch dieser Wirtschaftsweise keine Intension zum aktiven Humuserhalt zugesprochen werden.

Die einzelwirtschaftlichen Rentabilitätsüberlegungen der Land- und Forstwirtschaft tragen dem Wert der Ökosystemdienstleistungen des Humus nicht ausreichend Rechnung. Ein gesellschaftlich rationaler Umgang mit Humus erfordert deshalb die Bewertung sowie In-Wert-Setzung der Ökosystemdienstleistungen (in ökonomischer Terminologie: die Internalisierung der externen Erträge des Humuserhalts).

Damit ist zunächst eine Aufgabe der Forschung thematisiert. Notwendig ist eine Transformation naturwissenschaftlicher Erkenntnisse über die Ökosystemfunktionen des Humus in gesellschaftliche Werte der Ökosystemdienstleistungen des Humus (Tab. 7.). Des Weiteren geht es um die Bestimmung und Umsetzung von Politikmaßnahmen zur In-Wert-Setzung.

Tab. 7.: Möglicher Transformationsprozess naturwissenschaftlicher Erkenntnisse über die Ökosystemfunktionen des Humus in gesellschaftliche Werte der Ökosystemdienstleistungen des Humus (Übersicht).

Ökosystem-funktionen →	Ökosystemdienst-leistungen I →	Ökosystemdienst-leistungen II →	Bewertung der Öko-systemdienstleistungen
	(ökosystemare Zu-stände, Strukturen sowie Prozesse, die für das menschliche Wohlergehen wichtig sind)	(für die Planung sowie Durchführung von Projekten und Maßnahmen nutzbare Aufbereitung der Ökosystemdienst-leistungen)	

Der Begriff „Humus“ taucht in der gültigen Gesetzgebung nur marginal auf. Als charakteristischer Bodenbestandteil sind jedoch die entsprechenden Gesetze den Boden betreffend auch für den Humus relevant. In erster Linie haben die betreffenden Gesetze einen ordnenden Charakter im Sinne der Gefahrenabwehr. Mit der EU-Agrarreform und den mit ihr eingeführten Vorgaben der Direktzahlungen ist die Notwendigkeit entstanden, gesetzliche Vorgaben für die landwirtschaftliche Praxis zum Zwecke der öffentlichen Mittelvergabe einzurichten.

Das Bodenschutzgesetz

Das Bodenschutzgesetz wurde als Bundesgesetz im Jahre 1998 erlassen und dient in erster Linie dazu „... die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen“ (Bundesministerium der Justiz, 1998a: 502). Es löste die zum Teil entstandenen Bodenschutzgesetze der einzelnen Bundesländer ab. Gegenstand des Gesetzes ist es, schädliche Einflüsse auf den Boden, soweit dieses durch andere Gesetze noch nicht geregelt ist, im Rahmen der Gefahrenabwehr zu vermeiden.

Für die Landwirtschaft von besonderer Bedeutung ist § 17 dieses Gesetzes, in dem der Begriff der „guten fachlichen Praxis“ eingeführt wird. Demzufolge ist durch die Einhaltung der entsprechenden Grundsätze die Vorsorgepflicht, welche sich aus dem Bodenschutzgesetz ergibt, erfüllt. Neben Grundsätzen zur Bodenbearbeitung enthält der Paragraph auch die Forderung, den standorttypischen Humusgehalt des Bodens zu erhalten bzw. zu regulieren.

Die Bioabfallverordnung

Die Bioabfallverordnung trat 1998 auf Grundlage des § 8 (1) und (2) des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes vom 27. September 1994 (Bundesministerium der Justiz, 1994: 2705 – 2728) in Kraft. Durch seine Eigenart werden durch diese Verordnung auch Wirtschaftsdünger erfasst, welche auf einer landwirtschaftlichen Fläche ausgebracht werden. Wird die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auch durch die Verordnung grundsätzlich erlaubt, so ist deren Ausbringung gleichermaßen auf 20 Tonnen, in Ausnahmefällen auf 30 Tonnen Biomasse je Hektar innerhalb von drei Jahren beschränkt (vgl. Bundesministerium der Justiz, 1998b: 2958). Für den Landwirt ergibt sich aus dieser Regelung eine Beschränkung in der Zufuhr von Wirtschaftsdüngern zum Ausgleich eines evtl. Humusabbaus.

Düngeverordnung

Die Düngeverordnung wurde 2007 auf Grundlage der Verordnung 91/676/EWG des Europäischen Rates neu erlassen. Zweck des Gesetzes ist die Regelung der guten fachlichen Praxis „bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen“ (Bundesministerium der Justiz, 2007: 222) und die Minderung der damit verbundenen stofflichen Risiken. Unter § 4 (6) ist ausdrücklich die Ausbringung von Wirtschaftsdünger vor dem Winter und nach Ernte der Hauptfrucht zum Ausgleich des Stickstoffgehaltes, in Folge der Strohrotte gestattet.

Gesetzliche Regelungen im Rahmen der Direktzahlungen

Während die angeführten Gesetze in erster Linie das Ziel verfolgen, die Belastung von Luft und Gewässern durch unsachgemäße Anwendung von Düngemitteln, allen voran Stickstoff, zu verhindern, wurde es mit Einführung der Direktzahlungen notwendig, konkrete Regelungen als Voraussetzung für deren Auszahlung festzulegen. Zu diesem Zweck ist 2004 die „Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ (Bundesministerium der Justiz, 2004a: 2778 – 2784) erlassen worden. Als Ausführung der Bestimmung nach § 1 (1) des „Gesetz zur Umsetzung der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik“ (Bundesministerium der Justiz, 2004b: 1763 – 1775) von 2004 enthält die

Verordnung neben Vorschriften zur Erosionsvermeidung und Landschaftselementen auch Angaben über den Erhalt der organischen Bodensubstanz. Ausschlaggebend ist hier der § 3; in ihm wird der Inhaber eines landwirtschaftlichen Betriebes derart verpflichtet, dass sein Anbauverhältnis anbaujährlich mindestens drei Kulturen aufweist, welche mindestens 15 v. H. der Ackerfläche ausmachen. Stillgelegte und nicht bewirtschaftete Ackerflächen gelten in diesem Sinne als Kultur, wobei die Bestimmungen des § 4 derselben Verordnung Anwendung finden.

Die Verpflichtung, jährlich drei Kulturen anbauen zu müssen, entfällt, soweit der Betriebsinhaber über den Zeitraum von drei Jahren eine dreigliedrige Fruchtfolge auf der entsprechenden Ackerfläche nachweisen kann. Gleichmaßen verhält es sich bei Dauerkulturen. Hält ein Betriebsinhaber die genannten Anforderungen nicht ein, so hat er jährlich eine Humusbilanz auf betrieblicher Ebene zu erstellen und alle sechs Jahre eine Bestimmung des Bodenumusgehaltes nach wissenschaftlich anerkannten Methoden durchzuführen. „Der Humusbilanzsaldo soll im Bereich zwischen -75 kg C/ha/a und +125 kg C/ha/a liegen und darf den Wert von -75 kg C/ha/a nicht unterschreiten“ (Bundesministerium der Justiz, 2004a: 2780). Als Grenzwerte für den Humusgehalt gelten >1 v. H. bei einem Tonanteil von <= 13 v. H. bzw. >1,5 v. H. bei einem Tonanteil von > 13 v. H..

Politische Gestaltungsoptionen im Rahmen von Klimaschutz und Biodiversitätsschutz

In Art. 3 Abs. 3 des Kyoto-Protokolls wurde festgehalten, dass im Verpflichtungszeitraum 2008 – 2012 auch biologische Quellen und Senken bei Landnutzungsänderungen und forstwirtschaftlichen Maßnahmen (Land-Use Change and Forestry, LUCF) angerechnet werden, allerdings noch begrenzt auf „Aufforstung“, „Wiederaufforstung“ und „Entwaldung“. Der Kerngedanke zur Realisierung dieses Ansatzes war, dass die Aufnahme von Emissionen durch Senken aus Sicht des Klimaschutzes einer Reduzierung entspreche; mit dem Art. 3 Abs. 4 des Kyoto-Protokolls wurde darüber hinaus festgelegt, auf weiteren Konferenzen zusätzliche Aktivitäten im Bereich „landwirtschaftliche Böden sowie Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft“ festzulegen, die auf Reduktionsverpflichtungen anrechenbar sind.

Durch den „Bonner Beschluß“ und die „Marrakesh Accords“ wurde u. a. der Themenbereich LUCF weitgehend konkretisiert: so wurde der Anwendungsbereich von Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung (Art. 3 Abs. 3 des Kyoto-Protokolls) abgesteckt; eine mengenmäßige Begrenzung der Anrechenbarkeit von Senken auf die Emissionsreduktionsziele erfolgte nicht; darüber hinaus wurden gemäß Art. 3 Abs. 4 des Kyoto-Protokolls zusätzliche Maßnahmen in diesem Bereich festgelegt. Demnach können auch Maßnahmen zur Begrünung von Ödland sowie zur Bewirtschaftung von Wäldern, Äckern und Weiden zur Erfüllung der Verpflichtungen berücksichtigt werden.

Die auf der internationalen Ebene vereinbarten Möglichkeiten Deutschlands, Senkenprojekte in Deutschland (D) und in anderen Ländern (Non-D) zur Erreichung des Reduktionsziels zu nutzen, beschreibt die folgende Gleichung:

$$\begin{aligned} \text{zulässige Nettoemission}_D &= \text{Bruttoemission}_D \\ &\quad - \text{induzierte Bruttoemissionsreduktion}_{\text{Non-D}} \\ &\quad - \text{Einbindung}_D \\ &\quad - \text{induzierte Einbindung}_{\text{Non-D}} \end{aligned}$$

mit $\text{Einbindung}_D + \text{Einbindung}_{\text{Non-D}} \leq \text{Obergrenze}$

Diese Möglichkeiten werden von Deutschland nicht genutzt. Der aktuelle Sachstand wird beschrieben durch:

zulässige $\text{Nettoemission}_D = \text{Bruttoemission}_D$

- induzierte $\text{Bruttoemission}_{\text{Non-D}}$
- Einbindung durch Waldbewirtschaftung_D
- induzierte $\text{Einbindung}_{\text{Non-D}}$

Auf die Anrechnung von Einbindung durch agrarische Senkenprojekte sowie Aufforstungsprojekte wird (bis mindestens 2012) verzichtet.

Der Klimaschutz und der Schutz von Biodiversität können in bestimmten Fällen als Kuppelprodukte verstanden werden. Ein Beispiel hierfür bietet das Grünland, das aufgrund des hohen Humusanteils von 5 – 10% sowohl als Kohlenstoffspeicher eine wichtige Funktion inne hat als auch für den Schutz der floristischen Biodiversität von großer Bedeutung ist. So hat insbesondere das extensiv bewirtschaftete Grünland eine wichtige Funktion für den Erhalt und die Förderung seltener Grünlandgesellschaften und -arten. Diese sind heute sowohl durch eine Nutzungsaufgabe als auch durch eine Intensivierung der Bewirtschaftung bedroht.

Mit dem Fokus auf den Erhalt und die Förderung von Biodiversität auf landwirtschaftlichen Nutzflächen wurde am Forschungs- und Studienzentrum für Landwirtschaft und Umwelt der Georg-August-Universität Göttingen gemeinsam mit einem regionalen Beirat in der Modellregion, dem Landkreis Northeim, ein marktbasierendes Honorierungssystem zur Honorierung von Umweltleistungen der Landwirtschaft entwickelt. Zentrale Ziele des Honorierungssystems sind das Erreichen einer höheren Effizienz und einer verbesserten Akzeptanz von Agrarumweltprogrammen. Im Rahmen eines solchen Honorierungssystems können Klimaschutz und Biodiversitätsschutz simultan gefördert werden.

Nach den Vereinbarungen des Kyoto-Protokolls ist der volkswirtschaftliche Wert von Humus als Kohlenstoffspeicher bestimmt durch die Opportunitätskosten, d. h. abzuleiten aus dem Handelspreis für eine Tonne Kohlenstoffdioxid. Diese Vergütung würden die Land- und Forstwirte bei Teilnahme am Europäischen Emissionshandel erhalten. Diese Vergütung wäre auch im Rahmen eines auf den Klimaschutz ausgerichteten nationalen Förderprogramms ökonomisch gerechtfertigt.

Zusammenfassung

Festzustellen ist:

1. Humuserhalt ist eine Aufgabe der Politik.
2. Als Ziel ist die Sicherung der Ökosystemdienstleistungen zu sehen.
3. Ein sinnvoller Anknüpfungspunkt liegt in den Agrarumweltprogrammen zur extensiven Grünlandbewirtschaftung.

Literatur

- Bundesministerium der Justiz (Hrsg.) (1994): Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 66,
Bundesanzeigerverlagsgesellschaft mbH, Bonn.
- Bundesministerium der Justiz (Hrsg.) (1998a): Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 16,
Bundesanzeigerverlagsgesellschaft mbH, Bonn.
- Bundesministerium der Justiz (Hrsg.) (1998b): Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 65,
Bundesanzeigerverlagsgesellschaft mbH, Bonn.
- Bundesministerium der Justiz (Hrsg.) (2004a): Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 58,
Bundesanzeigerverlagsgesellschaft mbH, Bonn.
- Bundesministerium der Justiz (Hrsg.) (2004b): Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 38,
Bundesanzeigerverlagsgesellschaft mbH, Bonn.
- Bundesministerium der Justiz (Hrsg.) (2007): Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 7,
Bundesanzeigerverlagsgesellschaft mbH, Bonn.

8.5. Europäische Bodenschutzstrategie und Bodenrahmenrichtlinie zum Schutz der organischen Substanz

Luca Montanarella

Der Zustand des Bodens in Europa

Die Verschlechterung der Bodenqualität ist in Europa ein ernsthaftes Problem. Auslösender oder erschwerender Faktor sind menschliche Tätigkeiten wie nicht angepasste land- und forstwirtschaftliche Praktiken, industrielle Tätigkeiten, Tourismus, die Zersiedelung der Landschaft durch Ausbreitung von Städten, Industrie und Bauarbeiten. Diese Tätigkeiten verhindern aufgrund ihrer negativen Auswirkungen, dass der Boden seine vielfältigen Funktionen für Mensch und Ökosysteme erfüllt. Dadurch kommt es zu einem Rückgang von Bodenfruchtbarkeit, Kohlenstoffgehalt und biologischer Vielfalt, einer niedrigeren Wasserrückhaltungskapazität, zu Störungen des Gas- und Nährstoffkreislaufs und zu einem verringerten Abbau von Schadstoffen.

Die Verschlechterung der Bodenqualität hat direkte Auswirkungen auf die Qualität von Wasser und Luft, die biologische Vielfalt und den Klimawandel. Zudem wird die Gesundheit der europäischen Bürger beeinträchtigt und die Sicherheit von Lebens- und Futtermitteln bedroht.

Obwohl die Verschlechterung der Bodenqualität sich aufgrund der unterschiedlich schweren Belastungen von Mitgliedstaat zu Mitgliedstaat jeweils anders darstellt, ist sie ein Problem für die gesamte EU.

- Die Erosion durch Wasser betrifft schätzungsweise 115 Mio. Hektar bzw. 12 % der gesamten Fläche Europas; bei der Erosion durch Windeinwirkung sind dies 42 Mio. Hektar (Europäische Umweltagentur, 1995).¹
- Rund 45 % der europäischen Böden weisen einen verringerten Gehalt an organischen Substanzen auf; dies gilt hauptsächlich für die südeuropäischen Länder, aber auch für bestimmte Gebiete von Frankreich, dem Vereinigten Königreich und Deutschland.
- Die Anzahl potentiell kontaminierter Standorte wird in der EU-25 auf ungefähr 3,5 Mio. geschätzt.

Die CORINE-Datenbank über die Bodenbedeckung (siehe <http://terrestrial.eionet.eu.int/CLC2000/docs/publications/corinescreen.pdf>) verdeutlicht die signifikanten Veränderungen der Flächennutzung in Europa, die sich auch auf die Böden auswirken. Zwischen 1990 und 2000 änderte sich bei mindestens 2,8 % der Fläche Europas die Nutzungsweise; hier ist insbesondere eine deutliche Ausweitung städtischer Gebiete festzustellen. Zwischen den einzelnen Mitgliedstaaten und Regionen bestehen diesbezüglich erhebliche Unterschiede; der Anteil der Flächen, die in diesem Zeitraum versiegelt wurden, liegt zwischen 0,3 % und 10 %.

Auf der Grundlage der beschränkten Daten, die derzeit vorhanden sind, ist es schwierig, aktuelle Trends in die Zukunft zu extrapolieren. Allerdings besteht bei den menschlichen Tätigkeiten, die zu Belastungen führen, eine Tendenz nach oben. Die Klimaveränderung verschärft aufgrund steigender Temperaturen und extremer Witterungsbedingungen sowohl die Treibhausgasemissionen aus dem Boden als auch schädliche Phänomene wie Erosion, Erdbeben, Versalzung und Verluste organischer Substanzen. Alles dies lässt

¹ Kapitel 7 über die Qualität der Böden bezieht sich auf das geographische Europa.

darauf schließen, dass die Verschlechterung der Bodenqualität sich in Europa – möglicherweise in schnellerem Tempo – fortsetzen wird.

Es gibt umfassende Belege dafür, dass der Großteil der Kosten, die aufgrund der Verschlechterung der Bodenqualität entstehen, nicht von den unmittelbaren Landnutzern getragen wird, sondern häufig auf die Gesellschaft und auf Wirtschaftsteilnehmer entfällt, die sich weit weg vom Ort des Problems befinden.

Europäische, nationale und internationale Politik – Hintergrund

Die Politik der Gemeinschaft trägt auf unterschiedlichen Bereichen zum Bodenschutz bei; dies gilt insbesondere für die Umweltpolitik (z.B. Luft und Wasser) und die Agrarpolitik (umweltfreundliche Maßnahmen in der Landwirtschaft und Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen (Cross Compliance)). Die Landwirtschaft kann durchaus positive Auswirkungen auf den Zustand der Böden haben. Landwirtschaftliche Praktiken wie der organische und integrierte Anbau oder der extensive Anbau in Berggebieten können den Gehalt an organischen Substanzen im Boden erhalten und steigern und Erdrutsche verhindern helfen. Bestimmungen mit positiven Auswirkungen auf den Bodenschutz stammen jedoch aus ganz unterschiedlichen Bereichen und da sie häufig dem Schutz anderer Umweltmedien bzw. der Erfüllung anderer Ziele dienen, stellen sie keine einheitliche Bodenschutzpolitik dar. Dies bedeutet, dass bestehende politische Maßnahmen selbst bei voller Nutzung keineswegs alle Böden und alle festgestellten Belastungen erfassen. Deshalb setzt sich die Verschlechterung der Bodenqualität fort.

Seit Verabschiedung der Mitteilung im Jahr 2002 wurde danach gestrebt, dass aktuelle umweltpolitische Maßnahmen in den Bereichen Abfall, Wasser, Luft, Klimaveränderung, Chemikalien, Hochwasserschutz, biologische Vielfalt und Umwelthaftung zu einer Verbesserung des Bodenschutzes beitragen. So schafft beispielsweise die Richtlinie über die Umwelthaftung (Richtlinie 2004/35/EG (ABl. L 143 vom 30.04.2004, S. 56)) einen harmonisierten Rahmen für eine Haftungsregelung, die in der gesamten EU anzuwenden ist, wenn eine Bodenkontaminierung ein signifikantes Risiko für die menschliche Gesundheit schafft. Allerdings gilt sie nicht für Verunreinigungen aus der Vergangenheit und für Schäden, die vor Inkrafttreten der Richtlinie entstanden sind. Die Mitgliedstaaten verfolgen unterschiedliche Konzepte des Bodenschutzes. Neun Mitgliedstaaten haben spezifische Rechtsvorschriften für den Bodenschutz. Diese regeln häufig jedoch nur eine ganz bestimmte Gefahr wie zum Beispiel die Kontaminierung der Böden und bieten nicht immer einen einheitlichen Rahmen.

Das stärkere internationale Bewusstsein für die Bedeutung des Bodenschutzes zeigte sich bei der Überarbeitung der Charta des Europarats für den Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung der Böden im Jahr 2003.

Alle Mitgliedstaaten und die Gemeinschaft selbst sind Vertragspartei des Übereinkommens der Vereinten Nationen zur Bekämpfung der Wüstenbildung (UNCCD). Einiger Länder des Mittelmeerraums und die meisten neuen Mitgliedstaaten sind von dem Phänomen betroffen und arbeiten deshalb an der Verabschiedung regionaler und nationaler Aktionsprogramme zur Bekämpfung der Versteppung.

Das im Rahmen der Alpenkonvention verabschiedete Protokoll für den Bodenschutz dient dem Ziel, die ökologischen Funktionen des Bodens zu erhalten, die Verschlechterung der Bodenqualität zu verhindern und eine sinnvolle Nutzung der Böden in dieser Region zu gewährleisten.

Im Kyoto-Protokoll wurde hervorgehoben, dass der Boden ein wichtiger Kohlenstoffspeicher ist, der geschützt und soweit möglich vergrößert werden muss. Die durch bestimmte landwirtschaftliche Praktiken geförderte Kohlenstoffbindung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen kann dazu beitragen, den Klimawandel abzuschwächen. Die Arbeitsgruppe Kohlenstoffsinken in der Landwirtschaft des Europäischen Programms zur Klimaänderung (ECCP) schätzte dieses Potenzial auf 1,5 % bis 1,7 % der durch menschliche Tätigkeiten bewirkten CO₂-Emissionen der EU des ersten Verpflichtungszeitraums des Kyoto-Protokolls (siehe http://ec.europa.eu/comm/environment/climat/pdf/finalreport_agricsoils.pdf).

Im UN-Übereinkommen über die biologische Vielfalt (UNCBD) wurde die biologische Vielfalt des Bodens als Thema genannt, das besondere Aufmerksamkeit erfordert. Eine internationale Initiative für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt des Bodens wurde bereits eingeleitet.

Mehrere Länder, einschließlich der USA, Japans, Kanadas, Australiens, Brasiliens und verschiedener Entwicklungsländer, haben eine Bodenschutzpolitik formuliert, die Rechtsvorschriften, Leitlinien, Überwachungssysteme, die Beschreibung von Risikogebieten, die Erstellung von Verzeichnissen, Sanierungsprogramme und Finanzierungsmechanismen für kontaminierte Standorte, für die keine verantwortliche Partei gefunden werden kann, umfassen. Solche Maßnahmen gewährleisten ein Schutzniveau für die Böden, das mit dem Konzept dieser Strategie verglichen werden kann.

Ziel der Strategie: Gewährleistung einer nachhaltigen Nutzung des Bodens

Vor diesem Hintergrund ist die Kommission der Ansicht, dass eine umfassende EU-Strategie für den Bodenschutz erforderlich ist. Diese sollte alle Funktionen, die Böden wahrnehmen können, ihre Variabilität und Komplexität und die unterschiedlichen Prozesse, die eine Verschlechterung der Bodenqualität bewirken, berücksichtigen, und sozioökonomischen Aspekten Rechnung tragen.

Das Gesamtziel ist der Schutz und die nachhaltige Nutzung des Bodens auf der Grundlage folgender Grundprinzipien:

1. Vermeidung einer weiteren Verschlechterung der Bodenqualität und Erhaltung der Bodenfunktionen:
 - Maßnahmen für Bodennutzung und -bewirtschaftung, wenn der Boden und seine Funktionen genutzt werden, und
 - Maßnahmen an der Quelle, wenn der Boden die Auswirkungen von menschlichen Tätigkeiten oder Umweltphänomenen aufnimmt/absorbiert.
2. Wiederherstellung von Böden, deren Qualität sich verschlechtert hat, auf einem Funktionalitätsgrad, der der derzeitigen und geplanten zukünftigen Nutzung zumindest gerecht wird, wobei auch die Kosten für eine Sanierung des Bodens zu berücksichtigen sind.

Auf welcher Ebene sind Maßnahmen zu ergreifen?

Um diese Ziele zu erreichen, sind Maßnahmen auf lokaler, nationaler und europäischer Ebene erforderlich. Die europäische Ebene ist aus folgenden Gründen eine notwendige Ergänzung zu Maßnahmen der Mitgliedstaaten:

- Eine Verschlechterung der Bodenqualität beeinträchtigt andere Umweltbereiche, für die gemeinschaftsrechtliche Bestimmungen existieren. Wenn der Boden nicht geschützt wird, entstehen Probleme für die Nachhaltigkeit und langfristige Wettbewerbsfähigkeit in Europa. Der Boden ist in einer solchen Weise eng mit Luft und Wasser verbunden, dass er deren Qualität beeinflusst. Darüber hinaus tragen die Bodenfunktionen in hohem Maße zum Schutz der Biodiversität und der Meere, zum Küstenmanagement sowie zur Minderung des Klimawandels bei.
- Störung der Funktion des Binnenmarktes. Die – insbesondere im Hinblick auf die Bodenverunreinigung – großen Unterschiede bei den nationalen Regelungen für den Bodenschutz führen mitunter zu ganz unterschiedlichen Verpflichtungen der Wirtschaftsteilnehmer und bewirken somit ein Ungleichgewicht bei den Fixkosten. Das Fehlen solcher Regelungen und die Ungewissheit hinsichtlich des Ausmaßes der Verschlechterung der Bodenqualität können sich in bestimmten Fällen auch als Hindernis für private Investition erweisen.
- Grenzüberschreitende Auswirkungen. Boden verbleibt im Allgemeinen zwar am gleichen Ort, ist aber nicht völlig unbeweglich, so dass eine Verschlechterung der Bodenqualität eines Mitgliedstaats oder einer Region auch grenzüberschreitende Folgen haben kann. Verluste organischer Substanzen im Boden in einem Mitgliedstaat beeinträchtigen die Erfüllung der im Kyoto-Protokoll festgelegten Ziele der EU. Eine massive Bodenerosion führt dazu, dass durch weggespülte Sedimente flussabwärts in einem anderen Land Dämme blockiert und Infrastruktureinrichtungen geschädigt werden. Grundwasser in Nachbarländern wird durch kontaminierte Standorte auf der anderen Seite der Grenze verschmutzt. Deshalb ist es wichtig, bereits an der Quelle tätig zu werden und Schäden und anschließende Abhilfemaßnahmen zu vermeiden, da die Kosten für die Wiederherstellung der Umweltqualität andernfalls von einem anderen Mitgliedstaat getragen werden müssen.
- Lebensmittelsicherheit. Der Übergang von Schadstoffen aus dem Boden in Lebens- und Futtermittelkulturen sowie deren Aufnahme durch Nutztiere kann dort zu einer Anreicherung gefährlicher Substanzen führen und somit die Sicherheit von Produkten beeinträchtigen, die innerhalb des Binnenmarktes frei gehandelt werden. Dies kann ein Risiko für die Gesundheit von Mensch und Tier darstellen. Maßnahmen an der Quelle und auf europäischer Ebene, die die Bodenkontamination verhindern oder ihr Ausmaß reduzieren, ergänzen die Kontrollen zur Gewährleistung der Lebens- und Futtermittelsicherheit.
- Internationale Dimension. Die Verschlechterung der Bodenqualität erhält zunehmende Aufmerksamkeit in internationalen Übereinkommen und Charta. Die EU kann durch Schaffung eines angemessenen und einheitlichen Rahmens, der eine bessere Kenntnis und eine bessere Bewirtschaftung der Böden ermöglicht, auf internationaler Ebene eine führende Rolle spielen und den Wissenstransfer und die Leistung technischer Hilfe erleichtern, während sie gleichzeitig die Wettbewerbsfähigkeit ihrer Wirtschaft sichert.

Darüber hinaus entfalten Maßnahmen auf europäischer Ebene dadurch einen Mehrwert, dass sie zum Schutz der Gesundheit der europäischen Bürgerinnen und Bürger beitragen, die in verschiedener Weise durch die Verschlechterung der Bodenqualität beeinträchtigt werden kann; z.B. durch die direkte oder indirekte Aufnahme von Schadstoffen (Kinder auf Spielplätzen bzw. durch belastete Lebensmittel oder Trinkwasser). In vergleichbarer Weise können Unfälle im Fall von Erdbeben zu Gesundheitsschäden führen.

Deshalb schlägt die Kommission vor, durch gezielte politische Maßnahmen die vorhandenen Lücken zu schließen und einen umfassenden Bodenschutz zu gewährleisten.

Dabei ist dem Subsidiaritätsprinzip Rechnung zu tragen und sind Entscheidungen und Maßnahmen auf der am besten geeigneten Ebene zu treffen. Die Bodenpolitik ist ein hervorragendes Beispiel für die Notwendigkeit, global zu denken und lokal zu handeln.

Maßnahmen und Mittel

Die von der Kommission vorgeschlagene Strategie baut auf vier zentralen Säulen auf:

1. Rechtliche Rahmenbestimmungen mit dem Hauptziel des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung der Böden;
2. Einbeziehung des Bodenschutzes in Formulierung und Durchführung politischer Maßnahmen der Mitgliedstaaten und der Gemeinschaft;
3. Schließung der derzeitigen Kenntnislücken auf bestimmten Gebieten des Bodenschutzes durch Forschungstätigkeiten, die von der Gemeinschaft und durch einzelstaatliche Forschungsprogramme gefördert werden;
4. Zunehmende Sensibilisierung der Öffentlichkeit für die Notwendigkeit des Bodenschutzes.

Vorschlag für einen Rechtsakt

Nach Prüfung verschiedener Optionen kam die Kommission zu dem Schluss, dass eine Rahmenrichtlinie sich am besten dazu eignet, ein umfassendes Konzept für den Bodenschutz festzulegen, bei dem auch das Subsidiaritätsprinzip voll berücksichtigt wird. Die Mitgliedstaaten müssen spezifische Maßnahmen zum Schutz der Böden ergreifen, wobei die Richtlinie ihnen genug Freiheit lässt, um selbst zu entscheiden, wie die gesetzten Anforderungen am besten erfüllt werden können. Das heißt, sie können selbst beschließen, welche Risiken sie akzeptieren, wie ehrgeizig die festgelegten Ziele sein sollen und welche Maßnahmen sie zur Erreichung dieser Ziele auswählen.

Damit wird auch anerkannt, dass bestimmte Phänomene wie Erosion, Verluste organischer Substanzen, Verdichtung, Versalzung und Erdrutsche² in spezifischen Risikogebieten auftreten, die bestimmt werden müssen. Für die Bekämpfung von Verunreinigung und Versiegelung sind nationale oder regionale Konzepte besser geeignet. Durch den Vorschlag wird ein Rahmen geschaffen, der es ermöglicht, Pläne zur Bekämpfung von Gefahren auf der jeweils angemessenen geographischen und administrativen Ebene zu verabschieden.

Erosion, Verluste organischer Substanzen, Versalzung, Verdichtung und Erdrutsche

Bei der Bekämpfung von Erosion, Verlusten organischer Substanzen, Versalzung, Verdichtung und Erdrutschen wird nach folgendem Konzept vorgegangen:

² Überschwemmungen sind Gegenstand eines eigenen Vorschlags für eine Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Hochwasser (KOM(2006)15).

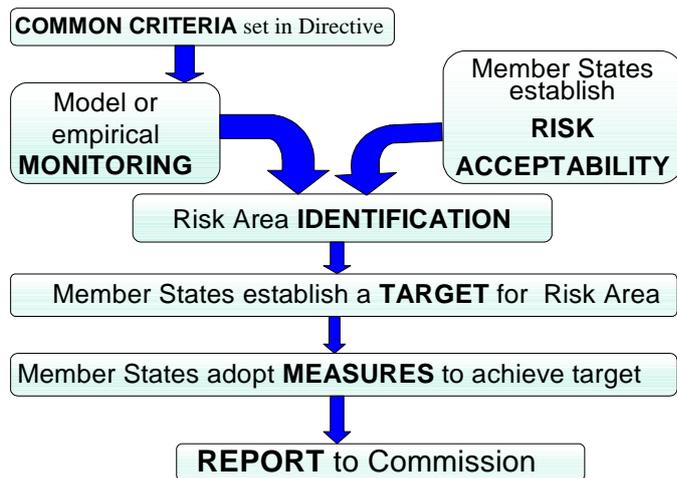


Abb. 17: Konzept der Europäischen Kommission für die Bekämpfung von Erosion, Verlusten organischer Substanzen, Versalzung, Verdichtung und Erdbeben.

Die Mitgliedstaaten werden in der vorgeschlagenen Richtlinie aufgefordert, auf der Grundlage gemeinsamer Elemente Risikogebiete zu bestimmen, für diese Gebiete Risikominderungsziele zu beschreiben und Maßnahmenprogramme zur Erreichung der Ziele festzulegen. Die Kommission ermutigt die Mitgliedstaaten dazu, sich bei der Beschreibung von Risikogebieten auf bestehende Überwachungsprogramme zu stützen. Im Laufe der Zeit können Überwachungskonzepte und Verfahren entwickelt werden, die stärker harmonisiert sind; Grundlage hierfür werden die laufenden Arbeiten des Netzes für Verfahrensharmonisierung des Europäischen Büros für Böden sein. Risikoakzeptanz und Maßnahmen werden je nach Schwere der Verschlechterung, lokalen Gegebenheiten und sozioökonomischen Überlegungen variieren.

Die Programme können auf bereits laufenden Maßnahmen auf nationaler und gemeinschaftlicher Ebene (z.B. Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen (Cross Compliance) und Entwicklung des ländlichen Raums im Rahmen der GAP) aufbauen sowie auf Regeln der guten landwirtschaftlichen Praxis und Aktionsprogrammen gemäß der Nitratrichtlinie, künftigen Maßnahmen der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete gemäß der Wasserrahmenrichtlinie, Plänen des Hochwasserrisikomanagements, nationalen Waldbauprogrammen, nachhaltigen Forstwirtschaftspraktiken und Maßnahmen zur Vermeidung von Waldbränden. Bei der Prüfung von Maßnahmen zur Bekämpfung der Verluste organischer Substanzen im Boden ist zu bedenken, dass nicht alle Arten organischer Substanzen sich hierfür eignen. Lediglich organische Bodenverbesserer wie Dung und Kompost können sich in Humus umwandeln und dadurch die Eigenschaften des Bodens verbessern.

Es steht den Mitgliedstaaten frei, Konzepte zur Bekämpfung aktueller Belastungen zu kombinieren. Dies kommt insbesondere Mitgliedstaaten zugute, die im Rahmen des UNCCD die Versteppung bekämpfen, und hilft, Doppelarbeit zu vermeiden.

Rückgang der organischen Substanz

Die organische Substanz setzt sich aus organischem Material (Wurzelüberreste, Blätter, Exkrementen), lebenden Organismen (Bakterien, Pilze, Regenwürmer und andere

Bodenfauna) und Humus zusammen, bei dem es sich um das stabile Endprodukt der Zersetzung organischer Stoffe im Boden durch die langsame Einwirkung der Bodenorganismen handelt. Die Substanz befindet sich somit in einem ständigen Auf- und Abbauprozess, so dass Kohlenstoff als CO₂ in die Atmosphäre entweicht und durch die Photosynthese wieder eingefangen wird.

Die organische Substanz spielt eine zentrale Rolle für die Aufrechterhaltung der wichtigsten Bodenfunktionen und bestimmt Erosionsbeständigkeit und Bodenfruchtbarkeit. Sie gewährleistet die Binde- und Pufferkapazität des Bodens und trägt so dazu bei, diffuse Verunreinigungen des Wassers durch den Boden zu beschränken.

Die land- und forstwirtschaftlichen Praktiken wirken sich stark auf die organische Substanz aus. Der Gehalt an organischer Substanz im Boden sollte unbedingt aufrechterhalten bleiben, aber die sich im Boden zersetzende organische Substanz wird bei einer Ackerbewirtschaftung, die zu verstärkter Spezialisierung und zu Monokultur tendiert, häufig nicht in ausreichendem Maße ersetzt. Die Spezialisierung in der Landwirtschaft hat zur Trennung von Viehzucht und Ackerbau geführt, mit der Folge, dass die Wechselwirtschaft, mit der die organische Substanz erneuert wird, oftmals nicht mehr angewandt wird. Der Aufbau der organischen Substanz im Boden ist ein langsamer Prozess (viel langsamer als ihr Rückgang). Dieser Prozess wird durch positive Landbaumethoden wie die reduzierte Bodenbearbeitung gefördert; hier wären der pfluglose Ackerbau, ökologischer Landbau, Dauerweiden, Deckfrüchte, Mulchen, Düngung mit Grüngemüse, Mist und Kompost, Streifenanbau und Bodenbearbeitung quer zum Hang zu nennen. Die meisten dieser Methoden haben sich auch für die Erosionsverhütung, die Erhöhung der Fruchtbarkeit und die Förderung der biologischen Vielfalt des Bodens als wirksam erwiesen.

Eine der Hauptkomponenten der organischen Substanz ist Kohlenstoff, und die organische Substanz spielt ihrerseits eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Wie Forschungen zeigen, werden jährlich rund 2 Gt Kohlenstoff in organischer Substanz eingefangen. Ein Vergleich dieser Zahl mit den 8 Gt anthropogenen Kohlenstoffs, die jährlich in die Atmosphäre entweichen, verdeutlicht, wie wichtig die organische Substanz im Zusammenhang mit den Klimaänderungen ist. Die Menge an organischer Substanz ist jedoch begrenzt und damit auch die Menge Kohlenstoff, die in den Böden gespeichert werden kann. Zudem bedarf es eines engagierten Bewirtschaftungskonzepts, um den Gehalt an organischer Substanz im Boden aufrechtzuerhalten oder zu erhöhen.

Der Rückgang der organischen Substanz gibt insbesondere in den Mittelmeergebieten Anlass zu Sorge. Laut dem Europäischen Büro für Böden weisen den begrenzten verfügbaren Daten zufolge nahezu 75 % der in Südeuropa untersuchten Flächen einen geringen (3,4 %) oder sehr geringen (1,7 %) Gehalt an organischer Substanz auf. Nach Ansicht der Agrarwissenschaftler befinden sich Böden mit einem Gehalt an organischer Substanz von weniger als 3,6 % im Vorstadium der Wüstenbildung. Das Problem ist jedoch nicht auf den Mittelmeerraum beschränkt. Die Zahlen aus England und Wales zeigen, dass der Prozentsatz an Böden mit einem Gehalt an organischer Substanz von weniger als 3,6 % aufgrund veränderter Bewirtschaftungsmethoden im Zeitraum 1980 – 1995 von 35 % auf 42 % angestiegen ist. Im gleichen Zeitraum ist die organische Substanz in der Beauce, einem Gebiet südlich von Paris, aus dem gleichen Grund um die Hälfte zurückgegangen.

Da es sich bei dem Schwund der organischen Substanz um eine Problem handelt, das auch andere Fragenkomplexe wie die Fruchtbarkeit der Böden und die Bodenerosion berührt, ist eine Schätzung der damit verbundenen Kosten äußerst schwierig.

Schlussfolgerungen

Die in der Folgenabschätzung vorgenommene Analyse zeigt, dass der Nutzen eines flexiblen Rechtsinstruments wie der Rahmenrichtlinie zum Bodenschutz mit ehrgeiziger Zielsetzung, aber ohne zu starre Vorschriften, deren Kosten bei Weitem übersteigen wird.

Theoretisch besteht der Nutzen der vollen Umsetzung der Richtlinie in der Vermeidung der Kosten, die durch eine Verschlechterung der Bodenqualität entstehen. Danach dürfte dieser Nutzen jährlich 38 Mrd. € betragen. Der Nutzen etwaiger Maßnahmen zum Bodenschutz wird allerdings nicht den Gesamtkosten der Bodenverschlechterung entsprechen, was insbesondere darauf zurückzuführen ist, dass es in der Praxis technisch und wirtschaftlich schwierig, wenn nicht sogar unmöglich ist, alle Bodenverschlechterungsprozesse zu vermeiden oder deren Auswirkungen völlig auszugleichen. Außerdem werden die Mitgliedstaaten Sollwerte zur Eindämmung der Bodenverschlechterung festsetzen, die sich nach dem Umfang des jeweiligen Problems, der wahrgenommenen Akzeptanz der betreffenden Risiken und den jeweiligen politischen, gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Gegebenheiten richten.

In der Richtlinie ist nicht festgelegt, wer die Kosten der Durchführung trägt; dies werden die Mitgliedstaaten jeweils selbst entscheiden. Je nach der Finanzierungsregelung die die Mitgliedstaaten in ihren Maßnahmenprogrammen und nationalen Sanierungsstrategien beschließen, werden die Kosten in unterschiedlichem Umfang von den Landnutzern, den betreffenden Wirtschaftszweigen, den Staatshaushalten oder dem EU-Haushalt getragen.

Organische Substanzen spielen eine wichtige Rolle im Kohlenstoffzyklus des Bodens. Denn der Boden ist sowohl ein Emittent als auch ein wichtiger Speicher von Treibhausgasen, der 1500 Gt von organischem und nichtorganischem Kohlenstoff enthält. Der Gehalt an organischen Substanzen ist bei etwa 45 % der Böden in Europa gering oder sehr gering (0 – 2% organischer Kohlenstoff) und liegt bei weiteren 45 % im mittleren Bereich (2 – 6% organischer Kohlenstoff). Dieses Problem ist insbesondere in südlichen Ländern, aber auch in Teilen Frankreichs, des Vereinigten Königreichs, Deutschlands und Schwedens zu verzeichnen.

Die nächsten Schritte der Europäischen Kommission

- Aufforderungen zur Einreichung von Vorschlägen für Forschungsprojekte veröffentlichen, um in Einklang mit den Zielen dieser Strategie die Entscheidungsfindung zu unterstützen und ab 2006 neue Erkenntnisse über die biologische Vielfalt des Bodens einzubeziehen,
- im Jahr 2007, wie in der thematischen Strategie für Abfallvermeidung und -recycling (KOM(2005)666) angekündigt, die Klärschlammrichtlinie überarbeiten, um sicherzustellen, dass die Wiedereinbringung von Nährstoffen einen maximalen Nutzen bringt und die Freisetzung gefährlicher Stoffe in den Boden begrenzt wird,
- im Jahr 2007 die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung³ (IVU-Richtlinie) überarbeiten, um Aspekte des Bodenschutzes und der Vermeidung von Verschmutzungen zu stärken, indem insbesondere eine mögliche Harmonisierung der grundlegenden Verpflichtung geprüft wird, jedes Verschmutzungsrisiko zu vermeiden, IVU-Standorte wieder in einen „zufrieden

³ Richtlinie 96/61/EG (ABl. L 257 vom 10.10.1996, S. 26).

stellenden Zustand“ zu bringen und den Boden am Standort regelmäßig zu überwachen,

- gründlich überwachen, ob die Notwendigkeit des Bodenschutzes in den Plänen für die ländliche Entwicklung für 2007 – 2013 und im Zeitraum danach angemessen berücksichtigt wird ,
- prüfen, welchen Beitrag die von den Mitgliedstaaten gemäß Art. 5 und Anhang IV von Verordnung 1782/2003 festgelegten Mindestanforderungen für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand zum Bodenschutz leisten,
- im Jahr 2007 Maßnahmen zur Entwicklung einer besten Praxis einleiten, um negative Auswirkungen der Versiegelung auf die Bodenfunktionen abzuschwächen,
- in Partnerschaft mit den Mitgliedstaaten eine gemeinsame Durchführungsstrategie für die Rahmenrichtlinie und die anderen Säulen der Strategie erarbeiten, ohne dabei den offenen Dialog mit den Experten zu vernachlässigen, die an der Beteiligtenkonsultation beteiligt waren. In diesem Rahmen können die Mitgliedstaaten bei der Festlegung und Durchführung besonders kostenwirksamer Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der Strategie unterstützt werden. Dies wird darüber hinaus eine bessere Zusammenarbeit zwischen den Mitgliedstaaten bei der Erreichung vergleichbarer Vorgehensweisen im Bodenschutz erlauben,
- ein robustes Konzept für Wechselwirkungen zwischen Bodenschutz und Klimawandel entwickeln, das die Bereiche Forschung, Wirtschaft, ländliche Entwicklung und integriertes Küstenmanagement berücksichtigt, so dass politische Maßnahmen auf diesen Gebieten sich gegenseitig ergänzen,
- im Jahr 2009 mögliche Synergieeffekte zwischen Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung des Bodens einerseits sowie Maßnahmen der gemäß der Wasserrahmenrichtlinie erstellten Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete andererseits bewerten,
- die Einbeziehung von Aspekten des Bodenschutzes in die Produktpolitik sicherstellen, um eine Verunreinigung des Bodens zu verhindern,
- sicherstellen, dass die Maßnahmen dieser Strategie und der Initiativen im Rahmen von UNCCD, CBD, Kyoto-Protokoll und Alpenschutzkonvention miteinander vereinbar sind und sich sinnvoll ergänzen.

Die Bodenschutz Strategie enthält die Maßnahmen, die in dieser Phase auf EU-Ebene von der Kommission als angemessen betrachtet werden. Die Fortschritte zur Erfüllung der Ziele dieser Strategie werden gegebenenfalls im Rahmen der Überarbeitung des sechsten Umweltaktionsprogramms bewertet.

Literatur

Europäische Umweltagentur (1995): Dobbris Lagebericht – Ein Überblick. Herausgegeben von Stanners, D., Bourdeau, P. <http://reports.eea.europa.eu/92-826-5409-5/en>.

8.6. Schutz der organischen Substanz in Deutschland: Erhalt standorttypischer Humusgehalte versus Humusbilanzierung als verbreitete Methode in der Landwirtschaft

Hartmut Kolbe

Über einen längeren Zeitabschnitt wurde durch Literaturbeschaffung, Anfragen und akribisches Recherchieren eine Datenbank über Ergebnisse aus Dauerfeldversuchen des mitteleuropäischen Raumes (Deutschland und angrenzende Länder) aufgebaut. Die Datenbank enthält Merkmale des Bodens, des Klimas und verschiedener ackerbaulicher Bewirtschaftungsmaßnahmen aus ca. 240 Versuchen mit 2800 Versuchsvarianten.

Zur Beantwortung des Themas dieses Beitrages werden zwei bedeutende Nutzungsmöglichkeiten des Datenfonds vorgestellt:

1. Nutzung in Form einer Meta-Studie durch mathematisch statistische Auswertungen zur quantitativen Beschreibung der Einflussfaktoren Klima, Boden und Bewirtschaftung auf die Veränderung der C_{org}-Gehalte des Bodens
2. Nutzung von besonders „sicheren“ und repräsentativen Datensätzen zur Überprüfung und Verbesserung bestehender Verfahren der Humusbilanzierung.

Durch viele Auswertungsschritte mit Hilfe der multiplen Regressionsanalyse (lineare, quadratische u. lineare Wechselwirkungsglieder, Nutzung des Programms SPSS) wurde ermittelt, dass vor allen Dingen Standorteigenschaften den C_{org}-Gehalt mit Bestimmtheitsmaßen zwischen 60 % bis über 70 % (von insgesamt ca. 75 – 85 %) erklären können (Beispiel: Tab. 8.).

Tab. 8.: Multiple Regressionsanalyse über den Einfluss von Standort und Bewirtschaftung auf die C_{org}-Gehalte des Bodens in Deutschland (ca. 240 konventionelle und ökologische Dauerversuche, Varianten-Anzahl = 1479); * 1 = S / 2 = SI / 3 = IS / 4 = SL / 5 = sL / 6 = L / 7 = LT / 8 = T / 9 = M; nicht aufgenommen: Hackfruchtanteil, N-Abfuhr, Gesamt-N-Zufuhr, pH-Wert.

Rang	Merkmal	Multipl. Bestimmtheitsmaß r ² (%)
1	Wechselwirkungen Feinanteil x Niederschlag	48,9
2	Temperatur, Temperatur ²	12,3
3	Feinanteil, Feinanteil ²	6,2
4	Niederschlag, Niederschlag ²	5,2
5	Getreideanteil	4,3
6	N-Saldo	1,5
7	Bodenart, Bodenart ² *	1,5
8	Leguminosenanteil, Legumin.-Anteil ²	0,7
9	Gesamt-Trockenmasse-Zufuhr	0,3
	Insgesamt	80,9

Zu diesen Einflussgrößen gehören vor allen Dingen die mittlere Jahres-Temperatur, die Summe der mittleren Jahres-Niederschläge sowie Bodeneigenschaften (insbesondere der Ton- oder Feinanteil). Als Einzelkomponenten wurden der deutliche negative Einfluss steigender Temperaturen (Abb. 18.) sowie eine der vielen spezifischen Wechselwirkungen, z.B. zwischen Niederschlag und Feinanteil (Abb. 19.), auf die C_{org} -Werte des Bodens aufgeführt. Im gesamten in Deutschland auftretenden Variationsbereich haben diese Kenngrößen einen deutlichen Einfluss, der zwischen einer und mehreren Prozenteinheiten C_{org} betragen kann. Diese Faktoren sind vom Menschen nicht direkt beeinflussbar; sie zeigen aber auf, welche Veränderungen durch den Klimawandel z.B. in Folge steigender Temperaturen auftreten werden.

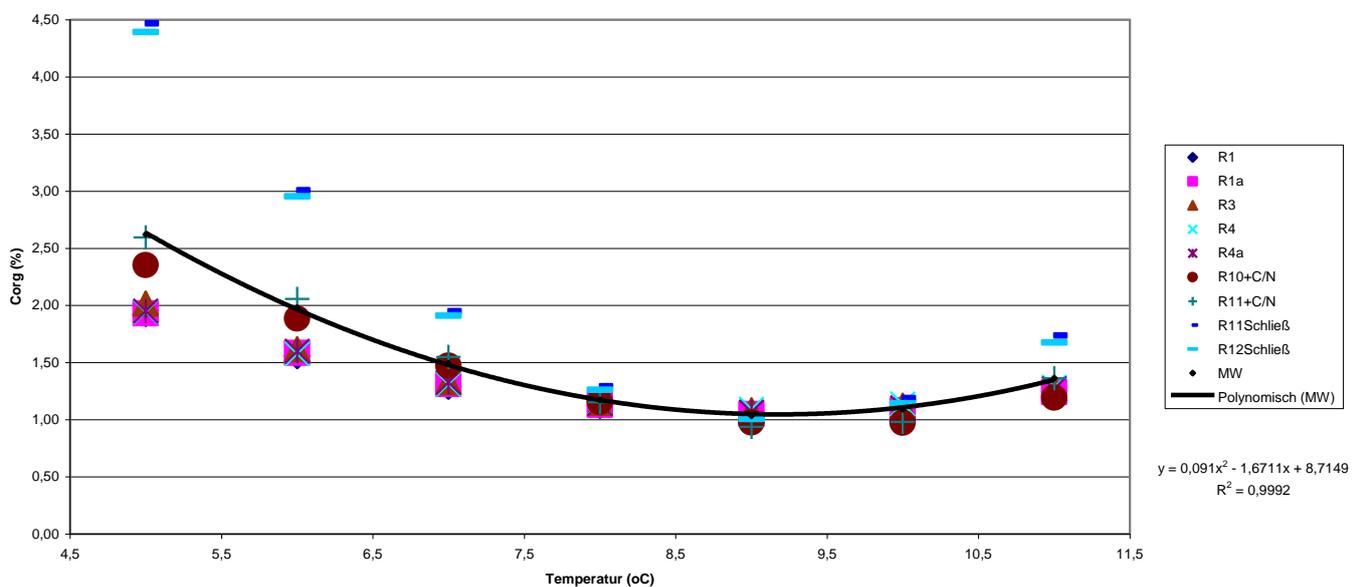


Abb. 18.: Einfluss der Temperatur auf die Humusgehalte in Deutschland (Auswertung von ca. 240 konventionellen und ökologischen Dauerversuchen).

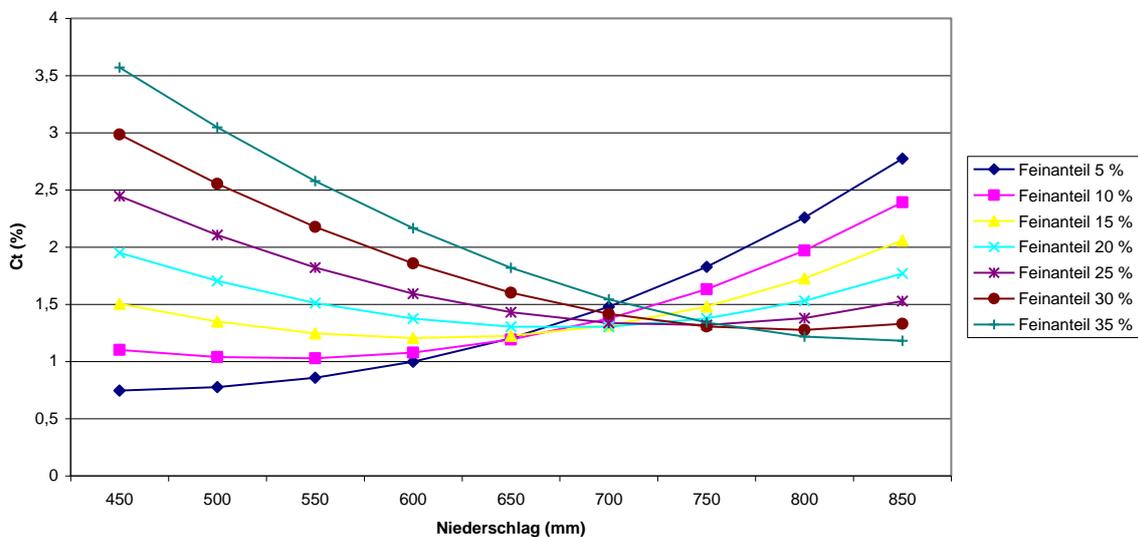


Abb. 19.: Einfluss der Wechselwirkung zwischen Niederschlag und Boden (Feinanteil) auf die Humusgehalte in Deutschland (Auswertung von ca. 240 konventionellen und ökologischen Dauerversuchen).

Der Rest der erklärten Varianz (Bestimmtheitsmaße zwischen 10 – 20 %) beruht auf Einflüssen der ackerbaulichen Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Kenngrößen der N-Feldbilanz sowie die Trockenmassezufuhr als Summe aus organischer Düngung, Gründüngung oder Stroh, etc.). Diese Faktoren geben einen Eindruck über die Spannweite der anthropogen möglichen Wirkungen wieder, die C_{org} -Werte des Bodens zu verändern. Es wurde das Beispiel der Trockenmassezufuhr aufgeführt, durch die eine Anhebung der C_{org} -Gehalte im Zehntel-Bereich einer Prozenteinheit erfolgen kann (0,1 – 0,3 % C_{org} ; Abb. 20.). Die Möglichkeiten des Ackerbaus erscheinen auf den ersten Blick gering zu sein, ein hohes direktes C-Sequestrierungspotenzial besteht daher nicht (im Gegensatz zur Nutzungsänderung z.B. von Ackerland zu Grünland oder Forst, wobei das Potenzial dann größer sein kann). Auf der anderen Seite ist das geringe ackerbaulich nutzbare Potenzial nicht zu unterschätzen, wegen der überaus günstigen Einflüsse der organischen Substanz auf verschiedene Bodenfunktionen (u.a. Ertragspotenzial, Nährstoffdynamik, Bodenstruktur, Bodenbiologie etc.).

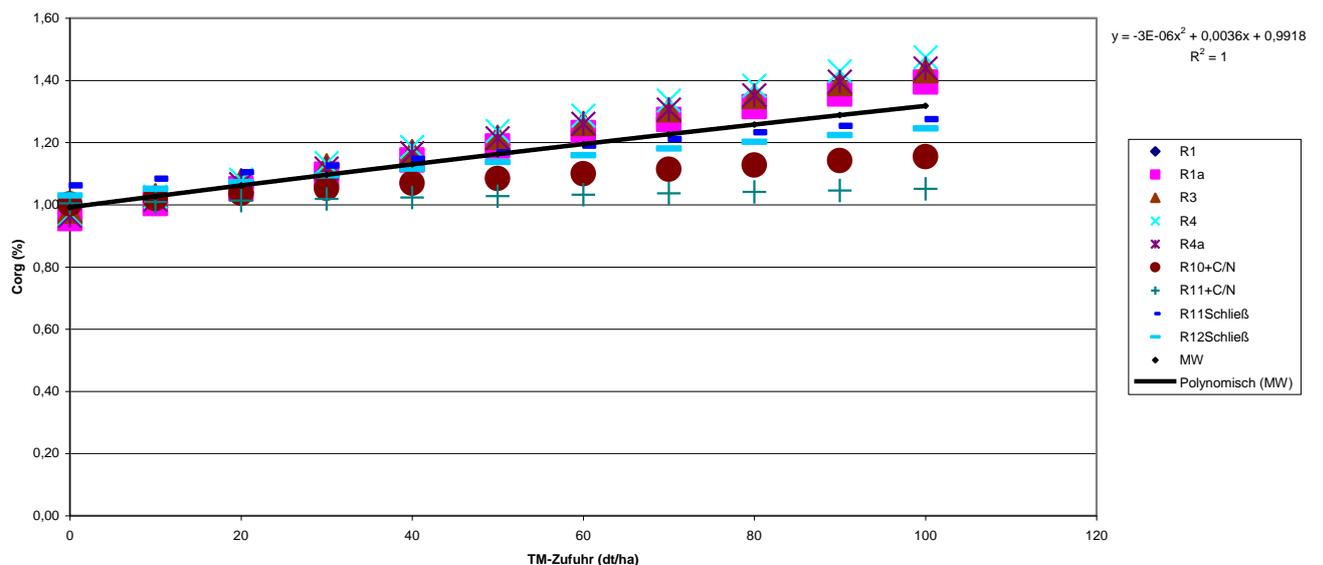


Abb. 20.: Einfluss der Trockenmasse-Zufuhr (gesamt) auf die Humusgehalte in Deutschland (Auswertung von ca. 240 konventionellen und ökologischen Dauerversuchen).

Die Auswertungen lassen die Schlussfolgerung zu, dass zur Erklärung vorliegender C_{org} -Werte des Bodens Faktoren in den Vordergrund der Betrachtung treten, die vom jeweiligen Standort bestimmt werden und auf klimatischen und bodenbürtigen Einflussgrößen zurückgeführt werden können. Diese Faktoren haben für die Ausprägung der C_{org} -Gehalte einen bestimmenden Einfluss, das Spektrum an Bewirtschaftungsmöglichkeiten des Ackerlandes hat dagegen keine große Bedeutung. Daher ist es sicherlich auch angebracht, von einem „standorttypischen Humusgehalt“ zu sprechen (wobei ein durchschnittlicher Bewirtschaftungseinfluss jeweils mit erfasst wird), dessen Quantifizierung aber eine äußerst schwierige Angelegenheit darstellt. Die statistischen Auswertungen hatten zum Ergebnis, dass die gefundenen mathematischen Gleichungssysteme vergleichsweise

komplexer Natur sind. Einfache Tabellenwerte, insbesondere monokausaler Zusammensetzung alleine (z.B. in Abhängigkeit vom Tongehalt), scheinen daher nicht in der Lage zu sein, repräsentative Werte zu liefern.

Als weiterer Aspekt zu diesem Thema wurde die Frage aufgeworfen, ob es mit Hilfe der gefundenen mathematischen Gleichungen möglich ist, standorttypische C_{org} -Gehalte auf Grund der Eingabe der einen Standort beschreibenden Merkmale in das Gleichungssystem (z.B. mit Hilfe eines kleinen Excel-Programms) zu berechnen. Aus diesem Grund wurden bei der Erstellung der Gleichungssysteme von vorne herein wichtige Einflussfaktoren nach ihrer Zugänglichkeit bzw. allgemeinen Verfügbarkeit ausgesucht. Erste Ergebnisse zur Güte der Berechnungsmöglichkeiten von standorttypischen C_{org} -Gehalten wurden an Hand einer Gegenüberstellung von in den Dauerversuchen gemessenen und mit Hilfe der mathematischen Gleichungen berechneten C_{org} -Werten vorgestellt (Abb. 21.). Die Berechnung gelingt offenbar bis zu C_{org} -Werten von etwas über 3 % mit einer relativ hohen Genauigkeit ($\pm 0,3$ % bei niedrigen und ca. $\pm 0,5$ % C_{org} bei höheren Gehalten). C_{org} -Gehalte über 3,5 % können nur mit relativ hoher Genauigkeit berechnet werden, wenn Angaben über die C_{org} -Qualität des Standortes in Form der mittleren C/N-Verhältnisse als Eingabemerkmale vorliegen (was allerdings für praktische Zwecke nicht sinnvoll erscheint). Die Arbeiten zu diesem Fragenkomplex sollten fortgeführt werden.

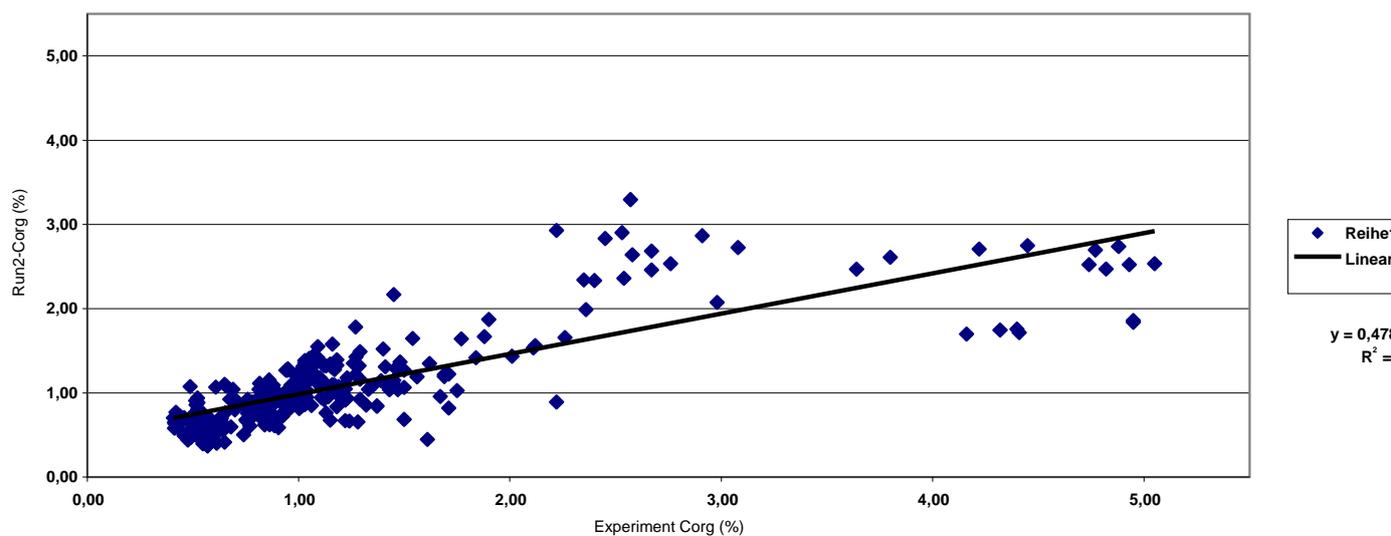


Abb. 21.: Vergleich zwischen berechneten und experimentell ermittelten C_{org} -Gehalten (R^2 , Basis = 50 Dauerversuche).

In Deutschland gibt es im Wesentlichen zwei generell verschiedene Modell- bzw. Verfahrensentwicklungen bei der Humusbilanzierung. Mit einfachen Worten ausgedrückt wurde auf der einen Seite versucht, über mehr oder weniger statistische Parameter aus der Auswertung von einer Reihe an Dauerversuchen aus Ostdeutschland Verfahren zur Humusbilanzierung zu etablieren. Hieraus ist letztlich die VDLUFA-Methode zur Humusbilanzierung entstanden (Abb. 22.), die in der landwirtschaftlichen Praxis zum Einsatz empfohlen wird.

Humussaldo		=	Humuszufuhr	-	Humusabbau
Veränderung der Humusvorräte im Boden			Menge und Qualität der Ernte- und Wurzelreste incl. Rhizodeposition sowie der organischen Düngemittel		Wirkung von Bodenart, Klima und Anbauverfahren (z.B. Bodenbearbeitung) auf die Mineralisation

Abb. 22.: Prinzip der Humusbilanzierung.

Die VDLUFA-Methode ist aus folgenden Verfahren entstanden:

- der ROS-Methode (Reproduktionswirksame Organische Substanz) für die unteren Werte, die für die „Einfache Humusreproduktion“ steht (Autorenkollektiv, 1977; Körschens und Schulz, 1999) und
- der HE-Methode (Humus-Einheiten) für die oberen Werte, die für Produktionsbedingungen mit „erweiterter Humusreproduktion“ steht (Leithold et al., 1997).

In Anlehnung an die HE-Methode wurde eine ÖKO-Methode für die Bedingungen des ökologischen Landbaus zur stark erweiterten Humusreproduktion erstellt (Leithold und Hülsbergen, 1998)

Auf der anderen Seite wurden über die mehr oder weniger direkte Nutzung von physikalischen und anderen sachlogischen Gesetzmäßigkeiten dynamische Modelle der C- und N-Bilanzierung entwickelt. Von diesen Modellen wurde schließlich wieder ein vereinfachtes Verfahren abgeleitet, welches auch außerhalb des Wissenschaftsbereiches zum Einsatz kommen kann (CCB, Abb. 23.). Diese vorgestellten Verfahren wurden nun von uns in mehrjährigen Arbeiten ausführlichen Prüfungen unterzogen. Hierfür wurden sorgfältig ausgewählte Ergebnisse aus Dauerfeldversuchen von vielen repräsentativen Standortbedingungen Deutschlands verwendet (39–50 Versuche mit über 300–500 Varianten und einer durchschnittlichen Laufzeit von 21 Jahren).

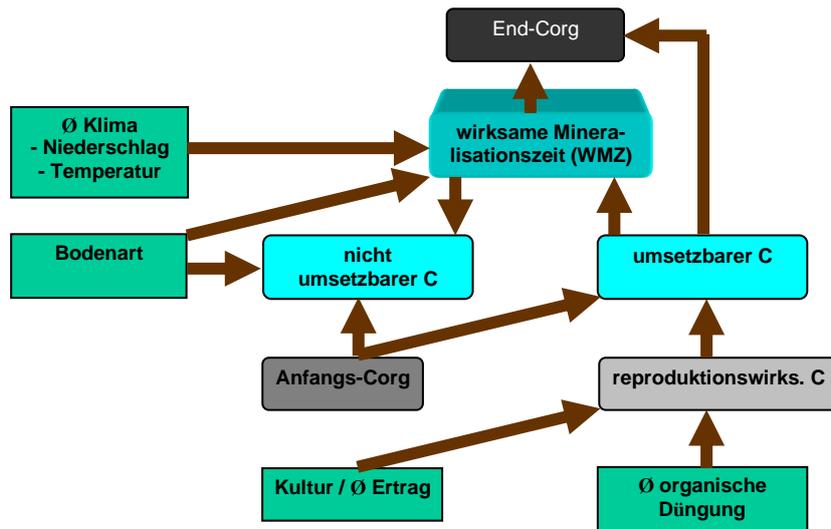


Abb. 23.: Schematische Darstellung des Modells CCB (nach Franko, 2005).

Neben anderen wichtigen Aspekten, die hier aber nicht angesprochen werden sollen, wurde zusammenfassend festgestellt, dass die Berechnungsgenauigkeit der VDLUFA-Methode eine erhebliche Fehlerstreuung aufweist. Im Vergleich zu in den Feldversuchen experimentell ermittelten C_{org} -Gehalten und deren Änderungen im Verlauf der Versuchszeit bestehen z.T. deutliche Abweichungen, die für die unteren Werte (ROS) der Methode eine Varianz von 0,034 (Abb. 24.) und für die oberen Werte (HE) eine Varianz von 0,036 aufweisen. Bei gleichem Berechnungsergebnis (z.B. 0 kg C_{org} /ha u. Jahr) kann somit weder eine Gewährleistung gegeben werden ob ein standorttypischer Humusgehalt noch eingehalten wird noch in welche Richtung sich die C_{org} -Werte des Bodens verändern werden. Sie können ansteigen, abfallen oder gleich hoch bleiben.

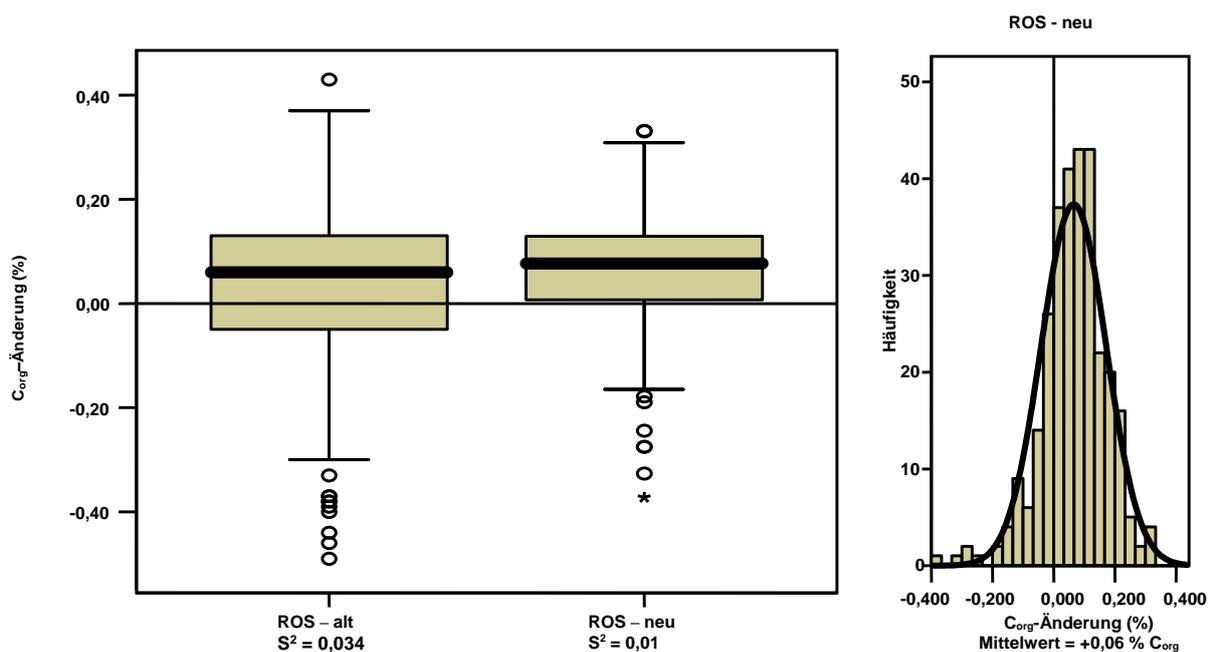


Abb. 24.: Boxplot und Verteilungskurve der Häufigkeiten der Veränderung der C_{org} -Gehalte bei 100 % Bedarfsdeckung des optimierten Verfahrens.

Als Ergebnis der Prüfung des CCB-Verfahrens wurde sogar mit einer Varianz von 0,084 eine nochmals deutlich höhere Ungenauigkeit festgestellt (Abb. 25. u. 26.), so dass zurzeit kein praktischer Einsatz dieser Methode empfohlen werden kann. Neben noch deutlichen Lücken in den Validierungsarbeiten wurde die höhere Ungenauigkeit des CCB-Verfahrens dahingehend interpretiert, dass allgemein gesehen Simulationsverfahren immer dann ungenaue Ergebnisse erzeugen, wenn in den Verfahren noch nicht alle notwendigen Gesetzmäßigkeiten in genügender Präzision abgebildet worden sind. Die Arbeiten zur Verbesserung des Verfahrens werden fortgesetzt. Ziel ist es nicht nur eine genaue Berechnung der Humusbilanzierung, sondern auch die Dynamik des Stickstoffs im Boden quantitativ abzubilden.

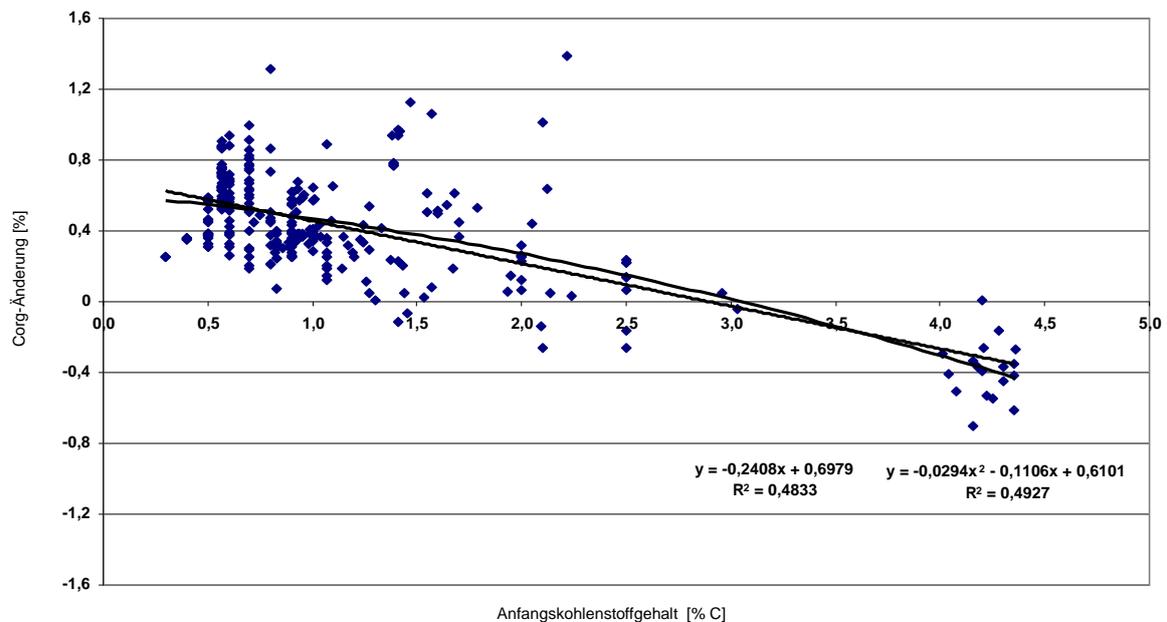


Abb. 25.: Schätzgenauigkeit eines Simulationsmodells zur Humusbilanzierung im Vergleich zu experimentellen Werten (= 0 % C_{org}) unter Beachtung bisher bekannter Faktoren (Klima, Boden, C_{inert}); WMZ (wirksame Mineralisationszeit) mit Schätzformel LfL (der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft) bestimmt, ohne CN, C_{inert} ; Falloon, n =298.

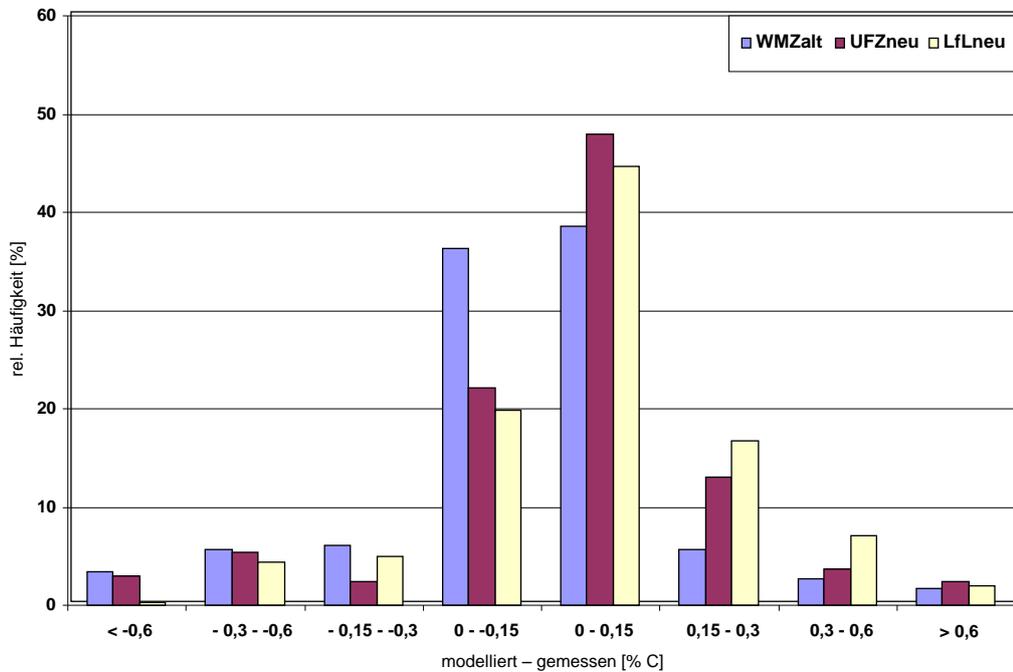


Abb. 26.: Vergleich verschiedener CCB-Verfahren zur Schätzung der WMZ (UFZ – Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung; LfL – Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft) überprüft an Differenz zwischen gemessenen (= 0 % C) und modellierten Werten (n = 298); $S^2 = 0,084$.

Ein Vorteil von statistischen Verfahren wie der VDLUFA-Methode ist es, dass auch noch teilweise unbekannte Prozesse des Bodens über mathematisch statistische Parameter quasi indirekt mit erfasst werden können, so dass deren Fehlermöglichkeit auf diese Weise eingeschränkt werden kann und darüber hinaus eine Weiterentwicklung des Verfahrens relativ einfach durchzuführen ist. Ein Nachteil dieser Verfahren ist, dass sie nicht universell eingesetzt werden können. Dieser Tatbestand konnte in den eigenen Überprüfungen wieder eindrucksvoll bestätigt werden. Da die VDLUFA-Methode auf Grund von Versuchsauswertungen entstanden ist, die ausschließlich in Ostdeutschland angesiedelt sind, war die Übereinstimmung mit den Versuchsergebnissen aus diesen Standorten z.T. deutlich höher als von Standorten z.B. aus Westdeutschland. Auf Grund dieser ersten Erkenntnisse zur Fehlerursache wurden die Ergebnisse der Methodenüberprüfungen nach verschiedenen Standortkriterien sortiert und wiederum den Feldversuchsergebnissen gegenüber gestellt (Abb. 27.).

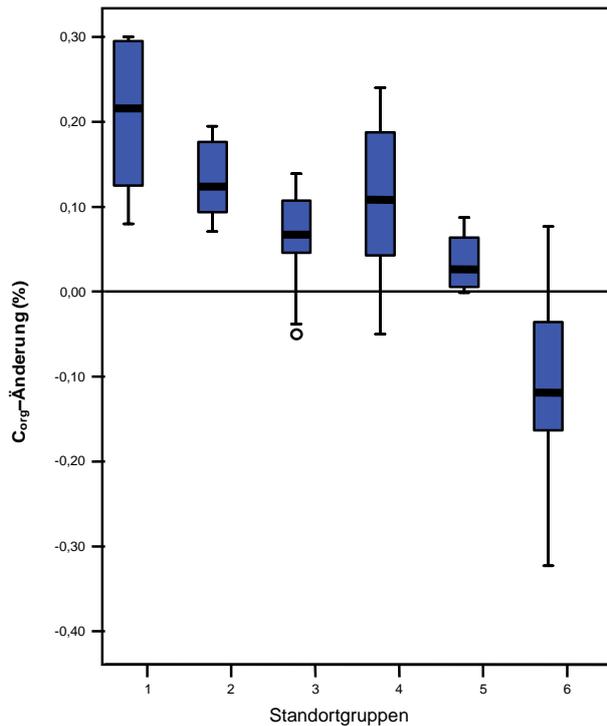


Abb. 27.: Einfluss des Standorts auf die Ergebnisse der Humusbilanzierung bei 100 % Bedarfsdeckung, berechnet mit den unteren Werten (ROS) der Fruchtarten der VDLUFA-Methode (Ziel = 0 % C_{org} -Änderung bei 100 % Bedarfsdeckung = 0 kg C/ha Bilanzsaldo). Ausgangsbasis: vor der Anpassung.

Schließlich gelang es, bestimmte Standortgruppen mit ähnlicher Reaktionsfolge zusammenzustellen (Tab. 9.).

Tab. 9.: Standortgruppen mit ähnlicher Reaktionsfolge.

Standortgruppe 1	Schwarzerden Tonböden (über 700 mm Niederschlag/Jahr) Sandböden (C/N-Verhältnis über ca. 12 – 15)
Standortgruppe 2	Sand, anlehmiger Sand und lehmiger Sand (unter 8,5 °C Durchschnittstemperatur) toniger Lehm, Tonböden
Standortgruppe 3	Sand, anlehmiger Sand und lehmiger Sand (über 8,5 °C Durchschnittstemperatur)
Standortgruppe 4	stark sandiger Lehm, sandiger Lehm (unter 8,5 °C Durchschnittstemperatur)
Standortgruppe 5	stark sandiger Lehm, sandiger Lehm (über 8,5 °C Durchschnittstemperatur)
Standortgruppe 6	Lehm (C/N-Verhältnis unter 9,5)

Ähnlich unterschiedliche Wirkungen des Standortes brachten auch Versuchsauswertungen zutage, die z.B. über die Wirkung von Strohdüngungsmaßnahmen auf die C_{org} -Reproduktion angestellt worden sind (Abb. 28.).

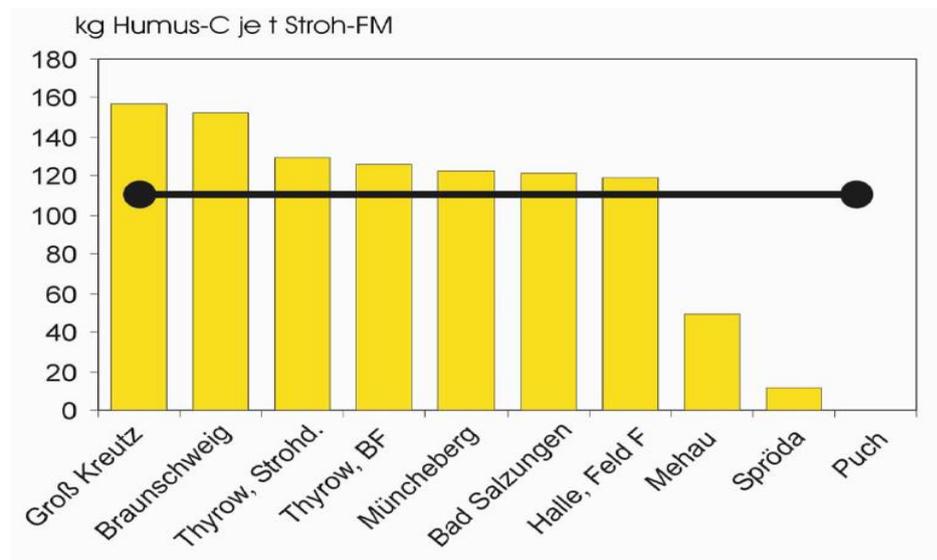


Abb. 28.: Reproduktionswirksamkeit von Stroh (Körschens, 2005).

Auf Grund der gefundenen Ergebnisse fand schließlich eine anregende Diskussion über die Anforderungen und Ziele der Humusbilanzierung statt, dessen methodenbedingte Schlussfolgerungen wie folgt zusammengefasst worden sind:

Danach ist aus heutiger Sicht besonders Wert darauf zu legen, dass eine Eichung zwischen Berechnungsergebnissen der Bilanzmethode und den Humusgehalten des Bodens erfolgt. Da der Standorteinfluss von entscheidender Bedeutung für die Methodengenauigkeit ist, muss darüber hinaus eine Ausrichtung auf wichtige Standortfaktoren möglich sein.

Da die Beziehung zwischen Humusversorgungsgrad und den Erträgen als sehr locker und ungenau angesehen wird, ist die Festlegung von hierauf ausgerichteten Optimalwerten in der Humusversorgung in einem Bewertungssystem als ungeeignet anzusehen. Es ist vielmehr ein breiter Handlungsrahmen im Bewertungssystem vorzusehen, in dem der Versorgungsgrad mit organischer Substanz als ausreichend angesehen wird (VDLUFA-Versorgungsgruppen C – D, Abb. 29.). Hierunter müssen alle möglichen spezifischen Intensitäten und Betriebsspezialisierungen der „guten fachlichen Praxis“ abgedeckt werden (Marktfruchtbau mit hohem Anteil nachwachsender Rohstoffe genau so wie ein Veredlungsbetrieb mit hohem Viehanteil). Im Bewertungssystem wird weiterhin ein unterer Bereich ausgewiesen (Versorgungsgruppen A – B), der nicht unterschritten werden darf, damit standorttypische Humusgehalte und die Nachhaltigkeit der Betriebe gewährleistet werden. Diese untere Grenze ist auch aus juristischen Gründen für alle Betriebsarten und -intensitäten gleich hoch angesiedelt. Darüber hinaus werden obere Grenzen der Versorgung ausgewiesen (Übergang zur Gruppe E), damit Belange des Umwelt- und Ressourcenschutzes gewahrt werden. Für die Festlegung von oberen Grenzen konnten Auswertungen der N-Flächenbilanzierung der verwendeten Dauerfeldversuche verwendet werden. Diese oberen Grenzen sind auf Grund von Unterschieden in der Anwendung von N-Mineraldüngern zwischen verschiedenen intensiven Anbausystemen (Integrierter u. Ökologischer Landbau) unterschiedlich hoch ausgewiesen worden.

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

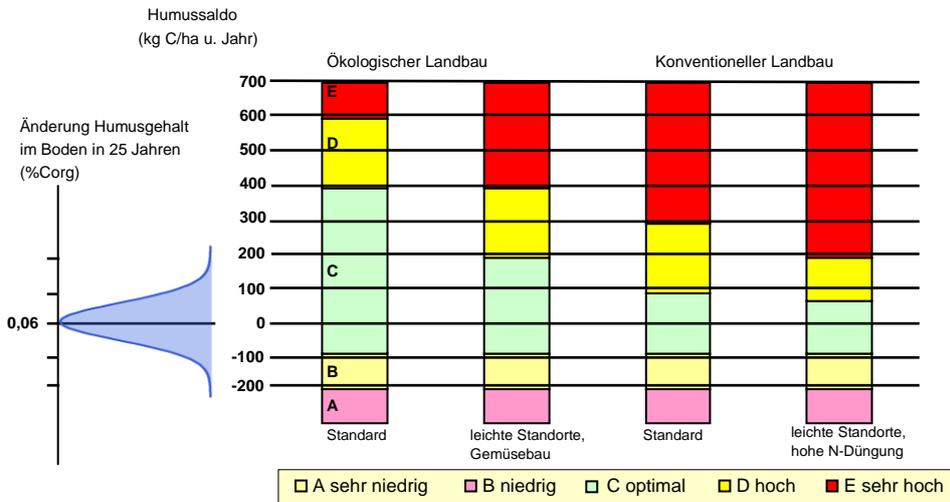


Abb. 29.: Bewertungsschema für die Humusversorgung.

Auf Grund vieler Optimierungsversuche wurden daraufhin die Koeffizientensätze der Fruchtarten entsprechend 6 Standortgruppen, die Reproduktionskoeffizienten der organischen Düngemittel entsprechend der durchschnittlichen Zufuhrhöhe und das Bewertungssystem für verschiedene Ackerbausysteme differenziert. Mit diesen Schritten zur Weiterentwicklung der VDLUFA-Methode ist es gelungen, die Varianz der Methode auf ein Drittel zu reduzieren (Abb. 30., auch Abb. 24. und Abb. 29.).

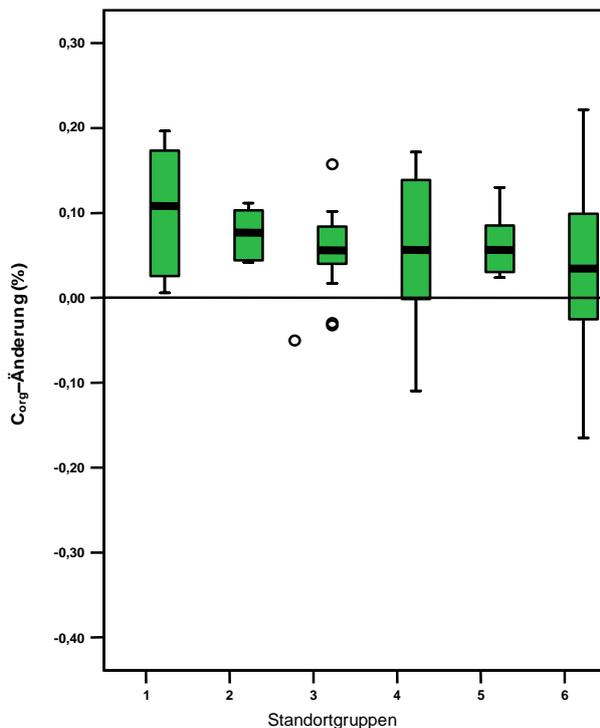


Abb. 30.: Einfluss des Standorts auf die Ergebnisse der Humusbilanzierung bei 100 % Bedarfsdeckung, berechnet mit den unteren Werten (ROS) der Fruchtarten der VDLUFA-Methode (Ziel = 0 % C_{org}-Änderung bei 100 % Bedarfsdeckung = 0 kg C/ha Bilanzsaldo). Ausgangsbasis: nach der Anpassung.

Literatur

- Autorenkollektiv (1977): Empfehlungen zur effektiven Versorgung der Böden mit organischer Substanz. Akad. D. Landw.-Wissensch. d. DDR, agrarbuch, Leipzig.
- Franko, U., Kuka, K., Kolbe, H. (2005): Modelling SOM-dynamics in arable soils. *IN: International Conference on the Role of Long-term Field Experiments in Agricultural and Ecological Science*. Research Institute of Crop Production, Prague.
- Körschens, M. (2005): Reproduktionswirksamkeit von Stroh. Halle (persönliche Mitteilung).
- Körschens, M., Schulz, E. (1999): Die Organische Bodensubstanz, Dynamik – Reproduktion – ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Bericht Nr 13, UFZ Leipzig-Halle, Halle.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D., Schönmeier, H. (1997): Humusbilanz – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. *Initiativen zum Umweltschutz 5*, Zeller Verlag, Osnabrück, 43 – 54.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J. (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *IN: Ökologie & Landbau 105*, 32 – 35.

8.7. C-Sequestrierungspotentiale agrarisch genutzter Böden in Deutschland

Jutta Rogasik, Martin Körschens, Helmut Rogasik und Ewald Schnug

Bodenart, Klima, Management, Mineralzusammensetzung, Topographie, Bodenbiota und die Wechselbeziehungen zwischen diesen Faktoren beeinflussen die Humusmenge im Boden sowie ihre Verteilung im Bodenprofil. Eine ausreichende Humusversorgung ackerbaulich genutzter Böden dient daher der langfristigen Sicherung ihrer Produktivität und Funktionalität. Humus beeinflusst alle wichtigen physikalischen, chemischen und biologischen Bodenfunktionen, die untereinander dynamisch interagieren (Abb. 31.).

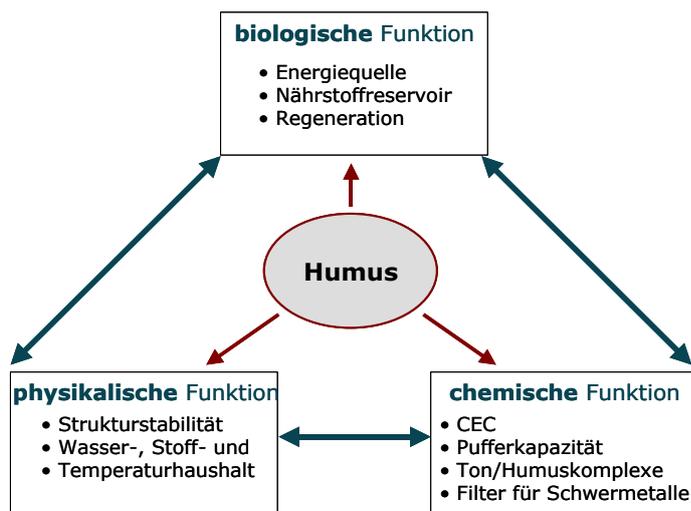


Abb. 31.: Einfluss von Humus auf die Bodenfunktionen (nach Baldock und Skjemstad, 1999).

Die Interaktionen zwischen den einzelnen Bodenfunktionen erschweren die Ableitung einer allgemein gültigen optimalen Kennzahl für die organische Bodensubstanz. Hinzu kommt, dass in Abhängigkeit von Bodenfunktion, Bodenart und Klima die Anforderungen an den Humusgehalt des Bodens variieren. Ebenso beeinflussen Bodennutzung, Düngung und Intensität der Bodenbearbeitung den Humusgehalt. Optimale Humus- bzw. OBS-Gehalte können deshalb nur standort- und nutzungsspezifisch definiert werden.

Die Erhaltung standort- und bewirtschaftungstypischer Humusgehalte ist ein wesentlicher Grundsatz guter landwirtschaftlicher Praxis. Optimale Humusgehalte leisten direkt, aber auch über die positive Wirkung auf die Pflanzenentwicklung und Bodenbedeckung, einen Beitrag zum Schutz des Bodens vor Schadverdichtungen und Erosion und damit zur Erhaltung der Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand. Es ist keineswegs sinnvoll, die Humusgehalte über substrat- und standortspezifische Optimalwerte hinaus anzuheben (Tab. 10.), da durch überhöhte Mineralisation und dadurch bedingte Freisetzung von Nährstoffen das potenzielle Risiko von Nährstoffverlusten ansteigt.

Tab. 10.: Bereiche standorttypischer Gehalte des Bodens an organischer Substanz (grundwasserferne Ackerstandorte).

Bodenarten	Ton [%]	C _{org} [%]	OBS [%]
Sand	5	0,7	1,3
lehmiger Sand	5 – 17	0,8 – 1,6	1,4 – 2,7
sandiger Lehm, schluffiger Lehm, stark toniger Lehm	17 – 25	1,7 – 2,1	2,8 – 3,7

Gegenwärtig steht das Problem, Kohlenstoff im Boden zu speichern, um den CO₂-Anstieg in der Atmosphäre zu begrenzen, ganz oben auf jeder Tagesordnung. Diese Zielstellung ist sehr ehrenhaft, doch die Durchsetzung teilweise fragwürdig. Ist es nicht weitaus wichtiger, die Produktivität, die Dauerhaftigkeit und Gesundheit unserer Agrarökosysteme sowie der Umwelt zu sichern? Die Speicherung von Kohlenstoff ist nur eine Maßnahme zur Erreichung dieses Ziels. Janzen (2006) kritisiert in seinem Essay „The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it?“, die Bedeutung des Kohlenstoffs im Boden auf seine alleinige Speicherfunktion zu reduzieren. Die organische Bodensubstanz ist weit mehr als ein potentieller Pool für überschüssiges CO₂, sie gewährleistet einen beständigen Fluss von C-Atomen durch das Ökosystem, um biotische Prozesse zu aktivieren.

Wie viel Humus braucht unser Boden?

Die Bilanzierung von Humusverbrauch und Humusnachlieferung – das Grundprinzip der Humuswirtschaft – ist für die Aufrechterhaltung einer hohen Bodenfruchtbarkeit, die ganz erheblich vom Humusgehalt getragen wird, unabdingbar. In den letzten Jahrzehnten wurden verschiedene Bilanzierungsmethoden erarbeitet, die den notwendigen Humusersatz durch geeignete organische Substanzen (Stalldung, Gülle, Stroh, Gründüngung etc.) unter Berücksichtigung ihrer jeweiligen Humifizierung kalkulieren (Literatur in: Körschens et al., 2004). Auf dieser Basis wurden Systeme entwickelt, die anhand von Indikatoren Gefährdungspotentiale und direkte, mit einer Produktionsweise verbundene Umweltwirkungen aufzeigen. Beispiele dafür sind die Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft (KUL) (Eckert et al., 1998, 1999; Eckert und Gernand, 2002) und das System REPRO (Leithold et al., 1997; Leithold und Hülsbergen, 1998). In beiden Systemen werden die vielseitigen direkten Umweltwirkungen, die mit einer Produktionsweise verbunden sind, aufgezeigt und bewertet. Humussaldo und Humusversorgungsgrad sind hierbei wesentliche Indikatoren. Um die Anforderungen von Umwelt- und Bodenschutz in nationalen Regelwerken jedoch nachhaltig umsetzen zu können, wurden vereinheitlichte Kriterien für eine anzustrebende Versorgung der Ackerböden mit Humus erarbeitet. Der Begriff „Humusäquivalent“ (Häq, ausgedrückt als kg C ha⁻¹) wird einheitlich als Richtwert für diejenigen Humusmengen verwendet, die im Boden nutzungsbedingt durch Abbau verloren gehen und durch organische Düngung ersetzt werden sollten (anbauspezifischer Humusbedarf). Dem steht bei der Bilanzierung die sehr unterschiedliche Humusreproduktion durch verschiedene organische Substanzen gegenüber, die ebenfalls in Humusäquivalenten, d.h. in kg des daraus durch Humifizierung entstehenden Boden-C je Tonne des betreffenden Substrats ausgedrückt wird.

Die Humusbilanzierung zielt darauf ab, Veränderungen der Bodenhumusvorräte, die durch den Anbau verschiedener Kulturpflanzen entstehen, zu quantifizieren und Fehlbeträge durch Gaben an organischen Materialien auszugleichen. Stimmen Humusbedarf und -zufuhr nicht überein, kann es je nach Ausgangssituation und Vorbewirtschaftung zu einer An- oder Abreicherung an Humus kommen.

In reinen Marktfruchtfolgen mit überwiegend humuszehrenden Fruchtarten im Anbau muss z.B. durch Zwischenfruchtanbau und Strohdüngung der Humusbedarf gedeckt werden. Beim Anbau von Zuckerrüben ist eine Abnahme der Humusvorräte von mehr als 700 kg pro Hektar und Jahr Humus-Kohlenstoff zu verzeichnen, bei Mais liegt der Wert um 500 kg. Im Gegensatz dazu wirkt sich die Eingliederung von mehrjährigen Futterpflanzen wie Ackergras- oder Klee-grasgemischen langfristig positiv auf den Humusgehalt aus. Bestimmende Faktoren für diese Humusakkumulation, die bis zu 800 kg pro Hektar und Jahr Humus-Kohlenstoff betragen kann, sind die großen Mengen an Ernte- und Wurzelrückständen sowie die während der Nutzungsdauer bestehende Bodenruhe. Auch Ansaatverfahren, Nutzungsdauer und Ertrag haben hierauf Einfluss.

Der jeweilige Humussaldo wird anhand von Humusbilanzklassen von sehr niedrig (A) bis sehr hoch (E) bewertet. Diese Klassifizierung dient der Interpretation der Werte und der Ableitung von Managementmaßnahmen (Tab. 11.).

Tabelle 11.: Bewertung der Humusbilanz.

Humussaldo		Bewertung
Humus-C kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Gruppe	
< -200	A sehr niedrig	ungünstige Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistungen
-200 bis -76	B niedrig	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus angereicherten Böden
-75 bis 100	C optimal	optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko langfristig Einstellung standortangepasster Humusgehalte
101 bis 300	D hoch	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus verarmten Böden
> 300	E sehr hoch	erhöhtes Risiko für Stickstoffverluste, niedrige N-Effizienz

Humus im Spiegel der CO₂-Diskussion – Ist der Boden eine Kohlenstoffsенke?

Die Nutzung des Bodens als Kohlenstoffsенke wird seit Jahren kontrovers diskutiert. Unumstritten ist, dass der Boden ein enormer C-Pool ist. Ackerbaulich genutzte Böden sind aber keine Kohlenstoff-Senken, denn ihre organische Bodensubstanz ist leicht abbaubar – die Mineralisierungsrate übersteigt bei nicht nachhaltiger Produktionsweise oftmals die Nettoprimärproduktion. Das Resultat sind dann abnehmende Gehalte an organischer Bodensubstanz. Nach Angaben von Smith (2004) verlieren europäische Ackerböden jährlich etwa 300 Mt C. Dies zeigen auch Simulationsrechnungen von Vleeshouwers und Verhagen (2002; Abb. 32.). Der experimentelle Nachweis für eine derartige Quellwirkung konnte bisher allerdings noch nicht erbracht werden.

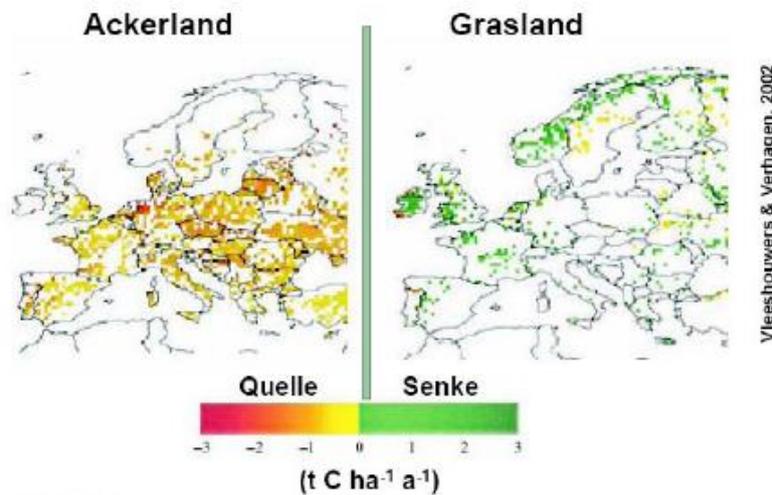


Abb. 32.: Simulation der Verteilung der Boden-C-Flüsse (http://www.sysecol.ethz.ch/Senkentagung/pdf/Fuhrer_29jun04.pdf).

Die Dauer der Bewirtschaftung und Art der Landnutzung beeinflussen den Abbau der organischen Bodensubstanz ganz entscheidend. Vergleichende Untersuchungen auf dem Versuchsfeld Braunschweig ergaben, dass 50 Jahre nach der Waldrodung und Beginn der Ackernutzung der C-Gehalt im Oberboden um ca. 60 % gesunken ist (Rogasik et al., 2004). Auf Flächen, die noch länger landwirtschaftlich genutzt werden, beträgt der C_{org} -Gehalt sogar nur noch 20 % des ursprünglichen Wertes (Abb. 33.).

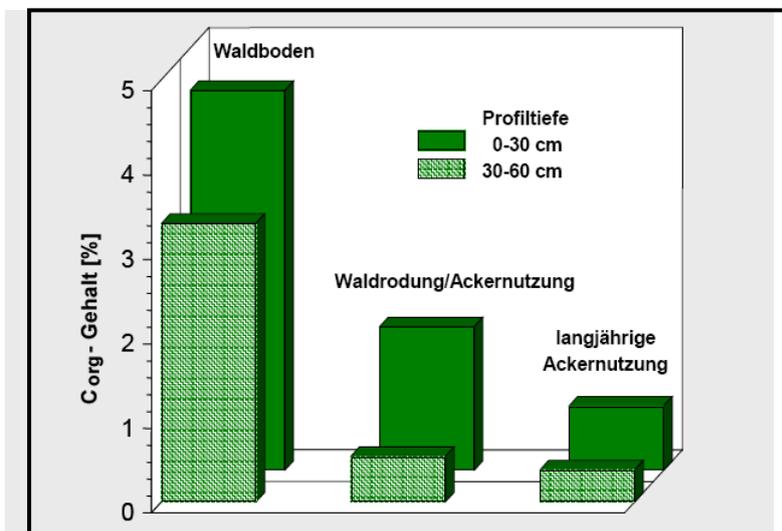


Abb. 33.: Landnutzungsänderung und Abbau der organischen Bodensubstanz (Versuchsfeld Braunschweig, 1999).

Die gegenwärtig geforderte C-Speicherung in Ackerböden bedeutet nichts anderes als eine Auffüllung der C-Verluste aus der Vergangenheit. Dies ist ein nicht immer leichtes Unterfangen (Abb. 34.), erfordert es doch ein spezielles Wissen über die C-Flüsse und nicht nur über die zu speichernde C-Menge. Die Gewährleistung standorttypischer Humusgehalte durch nachhaltige Landnutzung stellt neben einem Beitrag zur

Verbesserung der Funktionalität der Böden einen bedeutsamen Beitrag zur Verbesserung der Kohlenstoffbilanz dar (Giuffré et al., 2003).

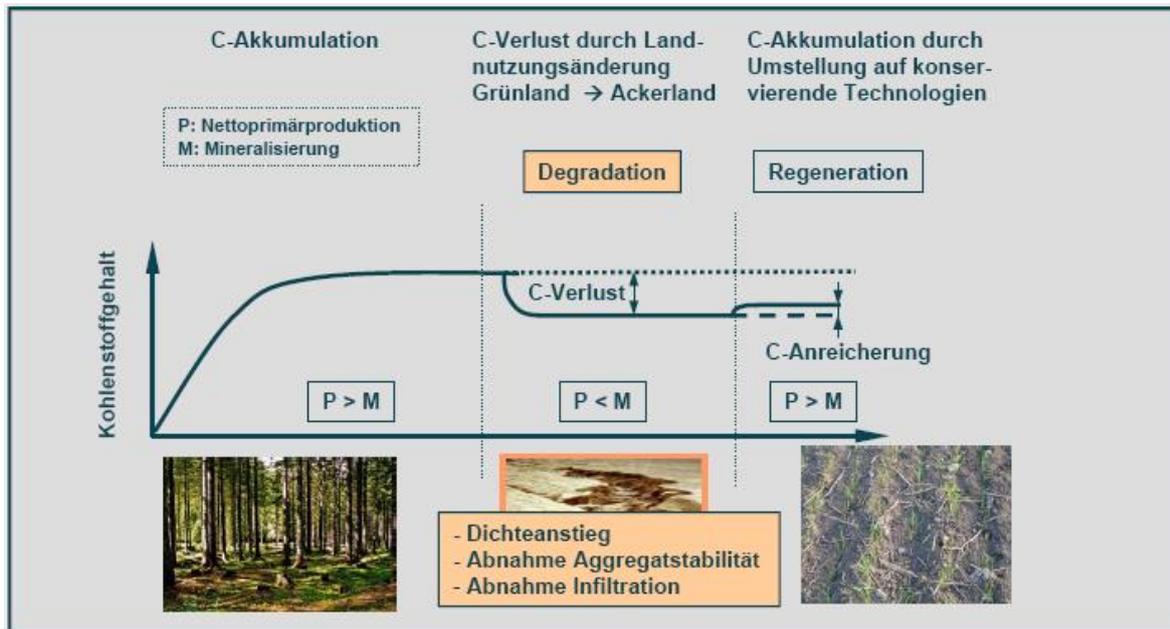


Abb. 34.: Degradative und regenerative Prozesse in Böden – Schema der Langzeitentwicklung des Kohlenstoffpools in natürlichen und anthropogen beeinflussten Ökosystemen (nach Janzen et al. (1998)).

Die Quantifizierung der Beziehungen zwischen C-Akkumulation, C-Mineralisation und mikrobieller Aktivität ist entscheidend, um Wege zur Optimierung von C-Verlust und C-Gewinn aufzuzeigen. Zielstellung muss es sein, den enormen C-Pool zu erhalten (Abb. 35.).

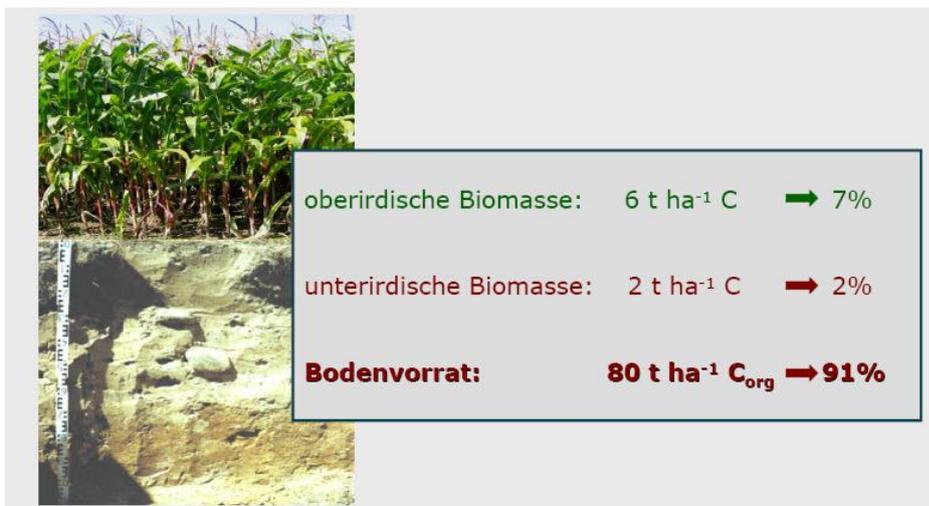


Abb. 35.: Kohlenstoff in ackerbaulich genutzten Böden.

Maßnahmen zur Humusreproduktion unter Ackerland

Die nachfolgende Übersicht zeigt Möglichkeiten auf, Humus im Boden durch organische Düngung oder auch angepasste Anbautechniken zu speichern (Tab. 12.).

Tab. 12.: Möglichkeiten der Humusreproduktion durch Zufuhr organischer Materialien und die Veränderung von Anbautechniken; * nach Angaben von Fuhrer (2004).

	Humusreproduktion [t ha ⁻¹ C]
Stallmist (10 t ha⁻¹ a⁻¹, 35 % TM)	0,56
Fertikompost (10 t ha⁻¹ a⁻¹, 40 % TM)	0,46
Ernterückstände/ Stroh (10 t ha⁻¹ a⁻¹)	0,80
Gärrückstände (10 t ha⁻¹ a⁻¹, 35 % TM)	0,50
No till *	0,2 – 0,4
Acker in Grünland*	0,3 – 1,0
Extensivierung*	0,50
Körnerleguminosen	0,16 – 0,24
mehrwähriges Ackergras	0,6 – 0,8

Die Humusreproduktion ist nicht nur von der zugeführten Menge organischer Substanz, sondern auch von deren Abbaustabilität abhängig (Abb. 36.).

Gründüngung, Rübenblatt, Grünschnitt	< 15 %
Gülle, Stroh, Gärprodukte flüssig	20 – 30 %
Frischkompost, Festmist, Gärprodukte fest	35 – 45 %
Fertigkompost	> 50 %

Abb. 36.: Anteil stabiler Humusformen in unterschiedlichen organischen Düngern.

Zum Beispiel ist für die Akkumulation von Humus (C_{org}) im Boden eine vielfache Menge an Stalldung-C notwendig. Auf Grund der hohen Mineralisierungsrate werden in Sandböden nur 11 % des gedüngten Stalldung-C akkumuliert, auf Lehmböden etwa 25 %. Nach Erreichen des Fließgleichgewichtes ist die Akkumulation gleich Null. Im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt wurden in den ersten 50 Jahren 25 % des Stalldung-C akkumuliert, in den zweiten 50 Jahren nur noch 2 % (Körschens, 2004; Abb. 37.).

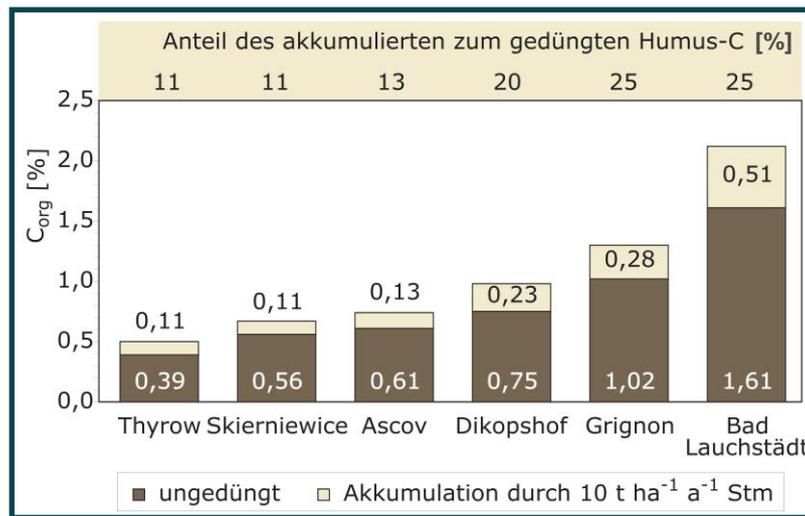


Abb. 37.: Anteil des akkumulierten zum gedüngten Humus-C in europäischen Dauerversuchen (Körschens, 2004).

Bei gleicher Versorgung mit organischer Substanz kommt es bei konservierender Bodenbearbeitung zu einer Akkumulation von Humus im oberen und zu einer Reduktion im unteren Krumenbereich. Aufgrund der erhöhten Lagerungsdichte des Bodens konnte bei nicht wendender Bodenbearbeitung insgesamt ein Anstieg der C-Vorräte im Boden nachgewiesen werden (Abb. 38.).

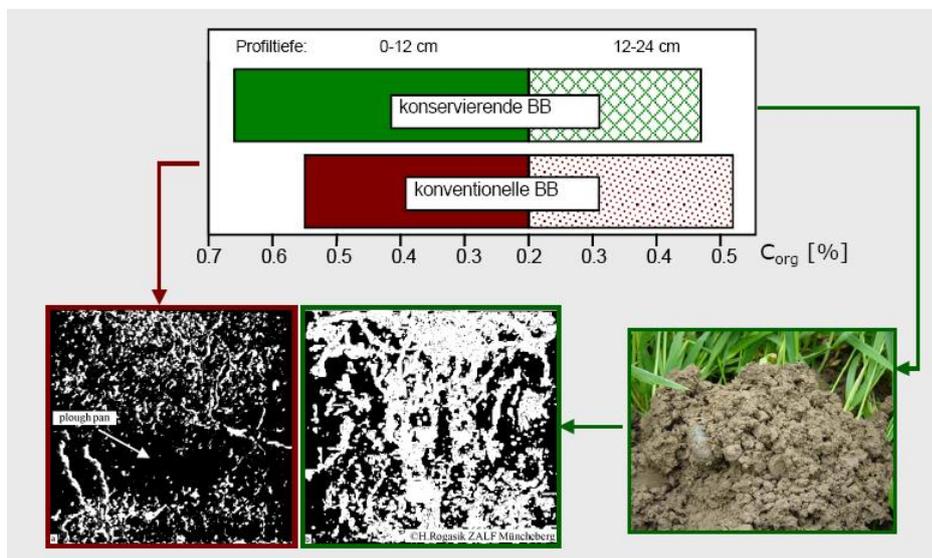


Abb. 38.: Einfluss der konservierenden Bodenbearbeitung auf die C_{org} -Gehalte in der Ackerkrume eines ackerbaulich genutzten Sandbodens sowie Auswirkungen auf die Konnektivität des Porensystems (Dauerversuch Müncheberg).

Einzelne Messungen des Humusgehaltes führen zu Fehlinterpretationen!

Häufig werden Aussagen zur Veränderung der C_{org} -Gehalte im Boden nach weniger als 10 Jahren und nur auf der Grundlage von einzelnen Messungen getroffen. Dies muss zwangsläufig zu Fehlschlüssen führen. Eine Quantifizierung der C-Dynamik ist nur durch kontinuierliche Untersuchungen in Dauerversuchen oder Dauerbeobachtungsflächen über

mehrere Jahrzehnte möglich. Zwei über einen Zeitraum von 12 bzw. 10 Jahren herausgegriffene Perioden eines Versuches führen zu gegensätzlichen Ergebnissen. Erst nach 40 Jahren Versuchsdauer kann die Aussage getroffen werden, dass der C_{org} -Gehalt in der untersuchten Variante nahezu unverändert geblieben ist (Abb. 39.).

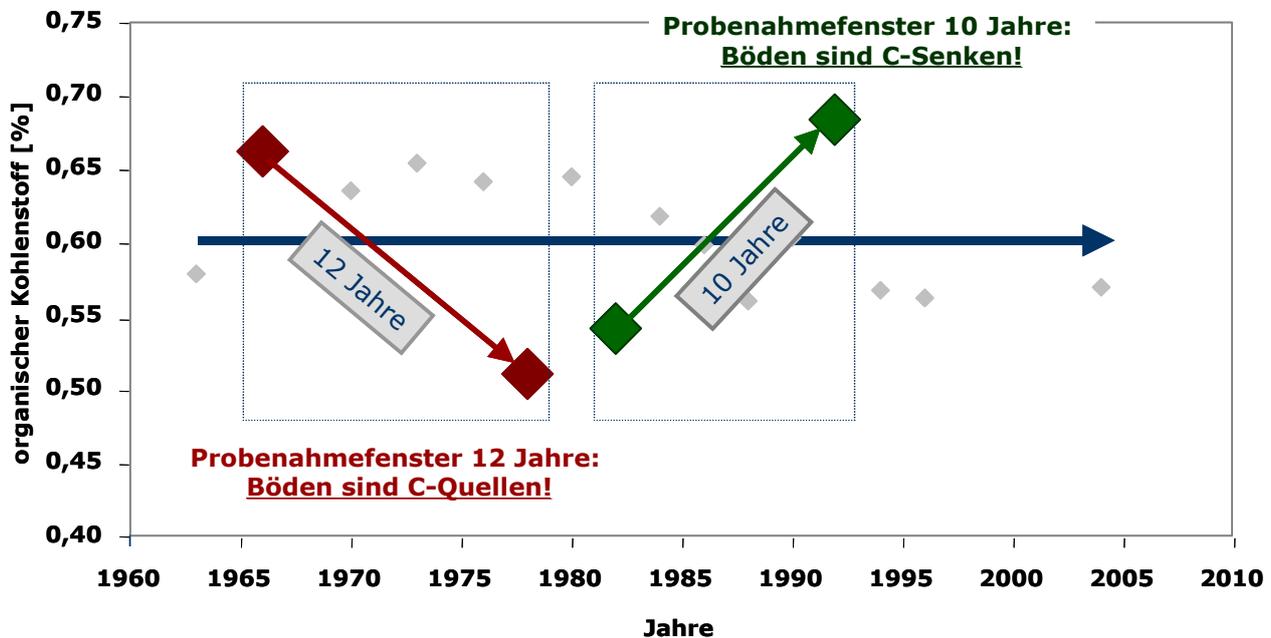


Abb. 39.: Einfluss des Zeitpunkts der Probenahme auf die Gehalte des Bodens an organischem Kohlenstoff (Dauerversuch Müncheberg).

Schlussfolgerung

Die Erhaltung der organischen Bodensubstanz ist eine wichtige Voraussetzung für viele Bodenfunktionen.

Aber – der Nutzen der organischen Bodensubstanz erwächst nicht aus ihrer Akkumulation, sondern aus ihrem Abbau (Mineralisierung)! Ziel muss es deshalb sein, C-Abbau und C-Aufbau so zu synchronisieren, dass möglichst keine Verluste zu verzeichnen sind.

Literatur

- Baldock, J.A., Skjemstad, J.O. (1999): Soil organic carbon/soil organic matter. *IN:* Peverill, K.I., Sparrow, L.A., Reuter, D.J. (Hrsg.): Soil Analysis: an Interpretation Manual. CSIRO Publishing, Collingwood, 159 – 170.
- Eckert, H., Breitschuh, G., Hege, U., Heyn, J., Sauerbeck, D. (1998): VDLUFA Standpunkt; Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft. Darmstadt.
- Eckert, H., Breitschuh, G., Sauerbeck, D. (1999): Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft (KUL) – ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *IN:* Agribiological Research 52 (1), 57 – 76.

- Eckert, H., Gernand, U. (2002): Praktische Erfahrungen mit der Umweltverträglichkeitsbewertung KUL – Ergebnisse und Schlussfolgerungen, TLL Jena.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *IN: Geoderma*, 122 (1), 1 – 23.
- Fuhrer, J., Leifeld, J. (2004): Kohlenstoff-Senken und -Quellen landwirtschaftlicher Flächen und Böden. Chance und Risiken biologischer Kohlenstoffsenken – Was und wie viel wissen wir? FAL Reckenholz. http://www.sysecol.ethz.ch/Senkentagung/pdf/Fuhrer_29jun04.pdf.
- Giuffré, L., Heredia, O., Pascale, C., Cosentino, D., Conti, M., Schnug, E. (2003): Land use and carbon sequestration in arid soils of northern Patagonia (Argentina). *IN: Landbauforsch Völkenrode* 53 (1), 13 – 18.
- Janzen, H.H. (2006): The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *IN: Soil Biology and Biochemistry*, 38 (3), 419 – 424.
- Janzen, H.H., Campbell, C.A., Izaurrealde, R.C., Ellert, B.H., Juma, N., McGill, W.B., Zentner, R.P. (1998): Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *IN: Soil and Tillage Research*, 47, (3 – 4), 181 – 195.
- Körschens, M. (2004): Soil organic matter and environmental protection. *IN: Archives of Agronomy and Soil Science*, 50, 3 – 9.
- Körschens, M., Rogasik, J., Schulz, E., Böning, H., Eich, D., Ellerbrock, R., Franko, U., Hülsbergen, K.-J., Köppen, D., Kolbe, H., Leithold, G., Merbach, I., Peschke, H., Prystav, W., Reinhold, J., Zimmer, J. (2004): Humusbilanzierung – Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA).
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J. (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *IN: Ökologie & Landbau*, 105, 32 – 35.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D., Schönmeier, H. (1997): Humusbilanz – Methoden und Anwendung als Agrar-Umwelt-Indikator. *IN: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Initiativen zum Umweltschutz*. Osnabrück, Zeller-Verlag, Bd. 5, 43 – 54.
- Rogasik, J., Schroetter, S., Funder, U., Schnug, E., Kurtinecz, P. (2004): Long-term fertilizer experiments as a data base for calculating the carbon sink potential of arable soils. *IN: Archives of Agronomy and Soil Science*, 50, 11 – 19.
- Smith, P. (2004): Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *IN: European Journal of Agronomy*, 20, 3, 229 – 236.
- Vleeshouwers, L.M., Verhagen, A. (2002): Carbon emissions and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *IN: Glob.Change Biol.*, 8, 519 – 530.

8.8. C-Sequestrierung und Humusbilanzierung im ökologischen Landbau

Günter Leithold

Einführung

Fragen des Humushaushaltes der Böden stoßen vor dem Hintergrund des sich vollziehenden Klimawandels sowie im Zusammenhang mit Problemen des Bodenschutzes und der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion auf ein zunehmendes Interesse. Bereits in der Denkschrift des Schwäbisch Haller Agrarkolloquiums der Robert Bosch Stiftung wird empfohlen, die positiven Humuseffekte angesichts wachsender ökonomischer und ökologischer Probleme und ihrer Folgekosten stärker zu bedenken und auszunutzen (Robert Bosch Stiftung, 1994). Das Bundesbodenschutzgesetz, § 17 (2), bekräftigt folgerichtig die Verpflichtung zur Erhaltung standorttypischer Humusgehalte des Bodens.

Den besonderen Wirtschaftsbedingungen im ökologischen Landbau Rechnung tragend wird u.a. in den Richtlinien des Biolandverbandes die Notwendigkeit einer Erhaltung bzw. Erhöhung des Humusgehaltes gefordert (Bioland, 2006). In welchem Maße mit Umstellung auf ökologischen Landbau humusgehaltssteigernde Prozesse vor sich gehen, es also zu einer verstärkten C-Speicherung im Boden kommt, und wie ein höherer Gehalt und/oder Umsatz an organischer Bodensubstanz in Humusbilanzen zu berücksichtigen ist, wird kontrovers diskutiert (Leithold und Brock, 2005; Kolbe und Prutzer, 2004). Das Ziel dieses Beitrages ist es, vorliegende Erfahrungen zu den Besonderheiten des Humushaushaltes ackerbaulich genutzter Böden bei ökologischer Bodennutzung im Vergleich zum konventionellen Landbau mitzuteilen und auf die Konsequenzen für die Humusbilanzierung aufmerksam zu machen.

Optimale Humusgehalte bei konventioneller und ökologischer Bodennutzung unter sonst gleichen Standortbedingungen

Unter ökologischen Anbaubedingungen wird kein Mineraldüngerstickstoff verabreicht. Im Interesse einer ausreichenden N-Ernährung der Nichtleguminosen liegt es daher nahe, dem Humus als Speicher und Transformator für Stickstoff, der vorrangig über die N₂-Bindung der Leguminosen sowie über die betriebseigenen organischen Dünger bereitgestellt wird, eine größere Bedeutung beizumessen, als dies im konventionellen Landbau der Fall ist. Dies gilt als ein erster Anhaltspunkt, bei Nichtanwendung von Mineraldüngerstickstoff gegenüber dem konventionellen Landbau einen höheren Humusvorrat – und damit eine stärkere N-Nachlieferung aus dem Boden – zu bevorzugen.

Untersuchungen zur Beziehung zwischen dem Humusgehalt des Bodens und dem Ertrag von Nichtleguminosen stützen diese Schlussfolgerung. Anhand von Resultaten des 1963 von Rauhe et al. (1984) angelegten Bodenfruchtbarkeitsversuchs Seehausen wurde u.a. eine signifikante funktionale Beziehung zwischen dem C_t- bzw. Humusgehalt des Bodens und dem Ertrag von Silomais festgestellt (N. the Dang, 1991; Leithold, 1996). Die engste Beziehung zwischen dem Humusgehalt und dem Ertrag war dann gegen, wenn kein Mineraldüngerstickstoff – wie im ökologischen Landbau üblich – verabreicht wurde (Abb. 40.).

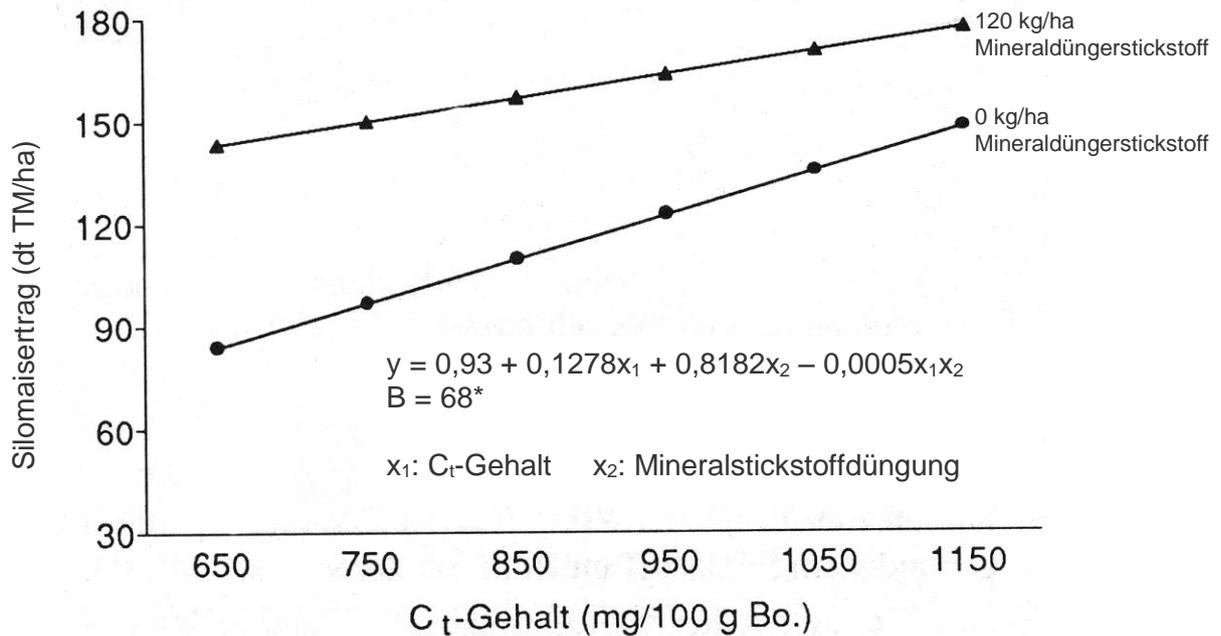


Abb. 40.: Silomaissertrag in Abhängigkeit vom C_t-Gehalt der Ackerkrume als Maßstab des Humusvorrates (x₁) und der mineralischen Stickstoffdüngung (x₂) im Bodenfruchtbarkeitsversuch Seehausen nach 20-jähriger Versuchsdurchführung.

Besteht hingegen die Möglichkeit der Anwendung von Mineraldüngerstickstoff, scheinen eher mittlere standortspezifische Humusvorräte vorteilhaft zu sein, wie Ergebnisse des 1957 von Wicke angelegten Fruchtfolge-Düngungs-Versuch Seehausen belegen (Wicke et al., 1990; Leithold, 1981, 1994). Die höchsten Erträge und die höchste Wirksamkeit der Düngungsmaßnahmen waren demnach unter Bedingungen eines mittleren Humusgehaltes gegeben (Abb. 41.).

Humusgehaltsveränderungen mit Umstellung auf ökologischen Landbau

Mit Umstellung auf ökologischen Landbau wird auf die Anwendung von Mineraldünger-N verzichtet. Dies zwingt zu einem verstärkten Anbau von Leguminosen auf Kosten von Nichtleguminosen. Die Effekte auf den Gehalt und Umsatz an organischer Bodensubstanz sind aufgrund vorliegender Erkenntnisse aus Dauerfeldversuchen vorhersehbar. So belegt der o.g. Fruchtfolge-Düngungs-Versuch Seehausen nach 25 Jahren Versuchsdurchführung eine signifikante Steigerung des Humusgehaltes infolge des Ersatzes von Getreide durch Futterleguminosen (Leithold, 1984; Abb. 42.).

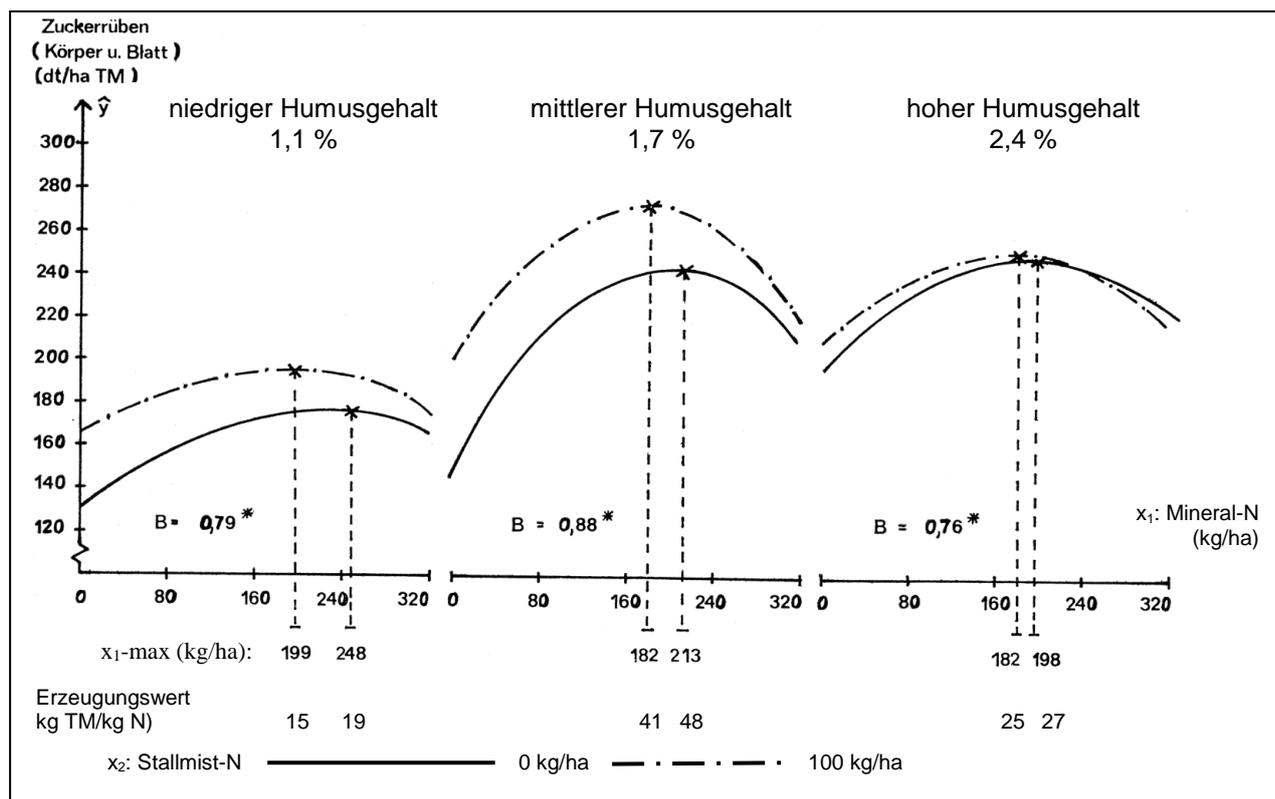


Abb. 41.: Ertrag von Zuckerrüben in Abhängigkeit von der mineralischen Stickstoffdüngung (x_1) und der Düngung mit Stallmiststickstoff (x_2) bei differenzierten Humusgehalten auf dem Standort Seehausen (Leithold, 1981).

Dass im Vergleich zu C_{org} leichter umsetzbare Komponenten der organischen Bodensubstanz (heißwasserlöslicher Kohlenstoff, mikrobielle Biomasse, Dehydrogenaseaktivität etc.) noch stärker auf Bewirtschaftungsunterschiede reagiert haben, wurde von Deubel (1994) beschrieben und stimmt mit prinzipiellen Aussagen dazu von Beck (1991) überein.

Derartige humusgehaltssteigernde Effekte aufgrund o.g. Fruchtfolgemaßnahmen (Dreifacheffekt des Leguminosenanbaus, vgl. Leithold und Brock, 2005) dürften mit Umstellung auf ökologischen Landbau „automatisch“ in Gang kommen, sofern nicht gleichzeitig humusgehaltssenkende Maßnahmen die Fruchtfolgeeffekte teilweise oder ganz wieder aufheben. Von Nachteil ist demnach der Verzicht auf die direkte Humusersatzwirkung des Mineraldüngerstickstoffs (höhere Erträge, mehr Ernte- und Wurzelrückstände). Wiederum belegen die o.g. Dauerfeldversuche die Humusersatzwirkung des Mineraldüngerstickstoffs. So waren im Fruchtfolge-Düngungsversuch Seehausen 35 Jahre nach Versuchsbeginn signifikante humusgehaltssteigernde Effekte gestaffelter Mineralstickstoffgaben im Vergleich zu den Nullparzellen nachweisbar (Abb. 43.). Im Übrigen ist der Verzicht auf diesen Effekt ein *erster* Hinweis auf einen erhöhten Bedarf des Bodens an organischer Substanz im ökologischen Landbau im Vergleich zur konventionellen Wirtschaftsweise. Die entgangene Humusersatzleistung des Mineraldüngerstickstoffs muss demnach durch andere Maßnahmen (Anbau humusmehrender Fruchtarten, organische Düngung) ausgeglichen werden.

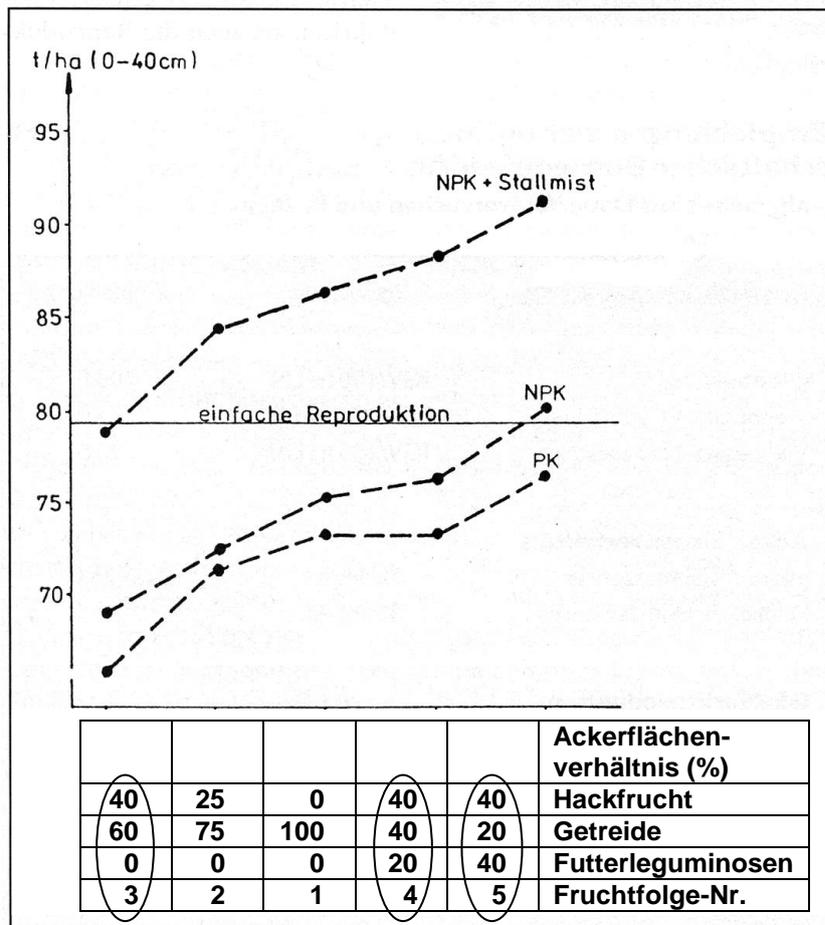


Abb. 42.: Humusgehalt im Fruchtfolgedüngungsversuch Seehausen 25 Jahre nach Versuchsbeginn (Leithold et al., 1986).

Auch die Senkung des Viehbesatzes bis hin zum Verzicht auf die Nutztierhaltung, wie von Hülsbergen (2003) für den Öko-Hof Seeben beschrieben, sind nachteilig für die Humusreproduktion des Ackerlandes und gehen in Verbindung mit dem Verzicht auf Mineraldünger-N eher mit einer Minderung des Humusgehaltes einher, was den Prinzipien des ökologischen Landbaus widerspricht.

Unterschiedliche Studien liefern folgerichtig unterschiedliche Aussagen zu den Effekten einer Betriebsumstellung auf den Humushaushalt des Ackerbodens. Emmerling (1998), Piorr und Werner (1999) sowie Munro et al. (2002) berichten im Vergleich zur konventionellen Bodennutzung über höhere Humusgehalte in einer Spanne von 10 – 30 %, ferner über höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse zwischen 17 und 36 % sowie über höhere Fermentaktivitäten zwischen 40 und 100 %. Stattdessen konnten Kolbe und Prutzer (2004) im Ergebnis der Auswertung zahlreicher Dauerfeldversuche sowie Capriel (2007) auf der Grundlage von Beobachtungen an bayerischen Dauertestflächen keine prinzipiellen Systemunterschiede feststellen.

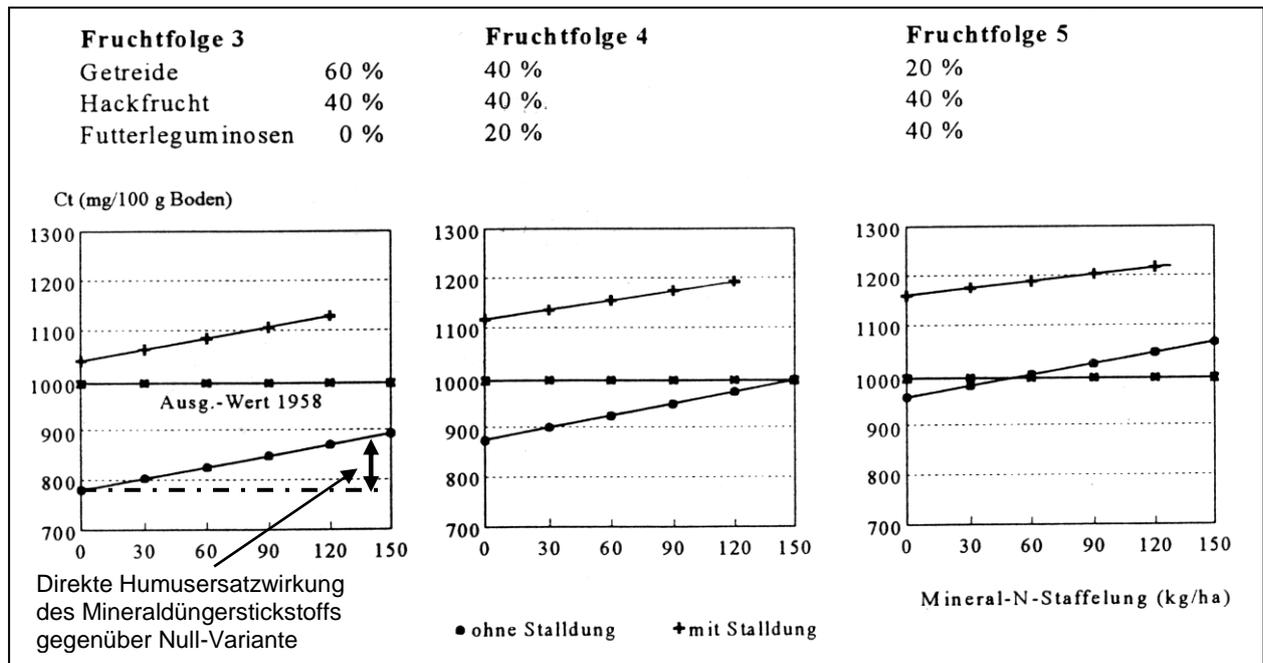


Abb. 43.: Gesamtkohlenstoffgehalt der Ackerkrume (C_t) in Abhängigkeit von der gestaffelten Mineral-N-Düngung, der organischen Düngung und der Fruchtfolge im Fruchtfolge-Düngungsversuch Seehausen 35 Jahre nach Versuchsbeginn (Leithold, 1995).

Die erwähnte Theorie zu den Besonderheiten des Humushaushaltes und der Humusersatzwirtschaft ökologisch bewirtschafteter Ackerflächen gegenüber konventionell genutzter Böden – unter sonst gleichen Standortverhältnissen – fußt, und dies wird hier aufgrund der kontroversen Diskussion besonders hervorgehoben, auf Erkenntnissen über vorteilhafte Veränderungen des Humushaushaltes infolge Ausdehnung des Leguminosenanbaus (humusmehrend) auf Kosten von Nichtleguminosen (mit Ausnahme von Feldgras humuszehrend). Als Bedingung gilt, vgl. Leithold (2000), dass keine wesentlichen Tierbestandsveränderungen erfolgen, der Betriebstyp also beibehalten wird.

Bedarf des Bodens an organischer Substanz bei konventioneller und ökologischer Bodennutzung

Hinreichend genaue Bedarfskoeffizienten bilden eine maßgebliche Säule jeder Humusbilanzierung. Bis zur Gegenwart sind verlässliche Bedarfskoeffizienten an Erkenntnisse gebunden, die aus langjährigen Dauerfeldversuchen stammen. Ein unzureichendes Wissen über die anzustrebenden standort- und nutzungsspezifischen Optimalgehalte, über die Vorbewirtschaftung der Versuche und über die Ausgangsgehalte zu Versuchsbeginn erschweren jedoch oft eindeutige Aussagen und bilden den Nährboden für kontroverse wissenschaftliche Ansichten zu dieser Frage.

Prinzipiell bildet das in Dauerfeldversuchen realisierte Ackerflächenverhältnis die Basis für die Ableitung von Bedarfswerten, die jedoch noch nicht fruchtartendifferenziert sind, sondern den Bedarf an organischer Primärschubstanz – z.B. Rottemist – für die langjährig realisierten Fruchtfolgen beschreiben (vgl. Asmus und Herrmann, 1977; Leithold et al., 1997). Gewöhnlich wird nach der optimalen Kombination der mineralischen Stickstoffdüngung einerseits und der organischen Düngung andererseits gesucht, die zur Aufrechterhaltung des für optimal gehaltenen Humusvorrates notwendig ist. Versuche mit gestaffelten Gaben an Mineraldüngerstickstoff und Stallmist-N wie die von Hülsbergen

(2003) beschriebenen Kombinationsversuche Seehausen, Groß Kreuz und Lauterbach sind dafür nahezu ideal geeignet. Werden andere Zielgrößen als die Humusreproduktion definiert (z.B. Ertrag, Umwelteffekte, Ökonomie) so ergeben sich mehr oder weniger abweichende Aussagen zur optimalen Kombination der mineralischen und organischen Düngung (Hülsbergen, 2003).

Die Kombinationsversuche lassen allerdings auch Aussagen zum Bedarf an Rottemist bei variabler Höhe der Mineralstickstoffgaben, also bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität, zu. Wie aus Abb. 44. für den Kombinationsversuch Seehausen zu entnehmen ist, waren im Verlauf einer nahezu 30-jährigen Versuchsdurchführung bei einer mittleren jährlichen Mineral-N-Gabe von 150 kg/ha^{-1} jährlich ca. 55 kg N/ha^{-1} aus Stalldung notwendig, um den Gehalt von Gesamtstickstoff N_t bzw. den Humusspiegel aufrecht zu erhalten.

Wurde hingegen, wie im ökologischen Landbau, kein Mineraldüngerstickstoff appliziert, waren ca. $90 \text{ kg/ha}^{-1}/\text{a}^{-1}$ Stallmiststickstoff und damit die entsprechenden Stallmistgaben nötig, den ursprünglichen Humusvorrat zu erhalten. Es liegt somit ein klarer Anhaltspunkt vor, in welchem Maße der Bedarf des Bodens an organischer Substanz bei Nichtanwendung von Mineraldüngerstickstoff steigt. Die dargelegten Erkenntnisse bildeten einen maßgeblichen Ansatz für eine erste Anpassung konventioneller Humusbilanzkoeffizienten an Bedingungen des ökologischen Landbaus (Leithold et al., 1997; Leithold und Hülsbergen, 1998).

Auch die besten Kombinationsversuche liefern allerdings keine klaren Aussagen zur unterschiedlichen Beteiligung der verschiedenen Fruchtarten am Zustandekommen des Humusbedarfs des Gesamtsystems. Als Hilfsmittel, näherungsweise einen Anhaltspunkt zur Beteiligung der einzelnen Nichtleguminosen am zustande gekommenen Bedarf eines Fruchtfolgesystems zu gewinnen, bietet sich die Nutzung fruchtartendifferenzierter N-Bilanzen an (Leithold 1983, 1991; Hülsbergen, 2003). Wesentliche Eingangsgrößen für die Berechnung bilden der Ertrag bzw. der N-Entzug, die Höhe der Mineral-N-Gabe und die Verwertung des Düngerstickstoffs im System Boden-Pflanze. Die für einzelne Kulturen errechneten Bedarfskoeffizienten müssen schließlich mit den Bedarfswerten des Fruchtfolgesystems abgeglichen werden. Die skizzierte Methodik bildete das zweite Entscheidungsinstrument zur o.g. Modifikation „konventioneller“ Bedarfskoeffizienten an Bedingungen des ökologischen Landbaus (geringerer Ertrag, kein Mineraldüngerstickstoff; Leithold und Hülsbergen, 2004; Leithold und Brock, 2005).

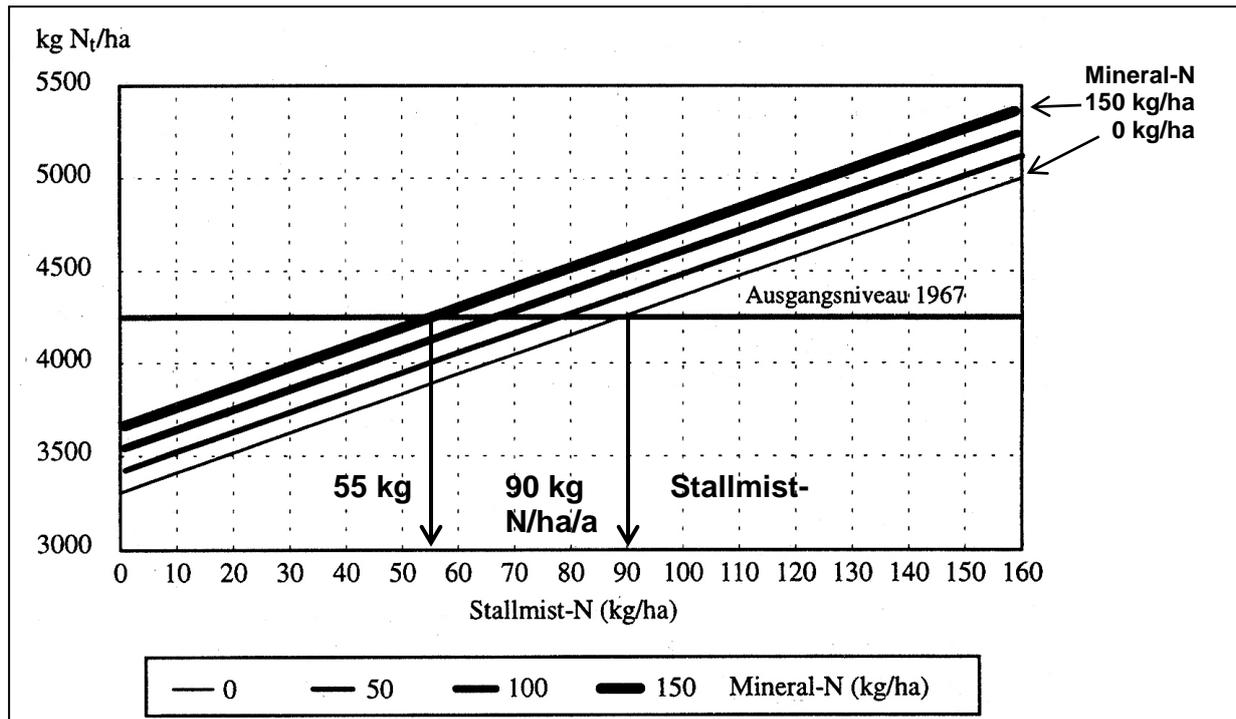


Abb. 44.: Bedarf an Stallmiststickstoff zum Erhalt des N_t-Gehaltes im Boden (Kombinationsversuch Seehausen im Mittel der Jahre 1993 – 1995 (Leithold et al., 1997; Hülsbergen, 2003).

Fazit und Ausblick

Um wie viel höher der Gehalt bzw. der Umsatz an organischer Bodensubstanz bei ökologischer Bodennutzung gegenüber konventioneller Bewirtschaftung – gleiche Betriebstypen vorausgesetzt – ist bzw. sein sollte, um auf diesem Wege als Ersatz für die Nichtanwendung von Mineraldüngerstickstoff eine höhere Beteiligung des Bodens an der Ertragsbildung von Nichtleguminosen zu erzielen, wird sich wohl kaum endgültig beantworten lassen. Dass ein höherer Gehalt und/oder Umsatz an organischer Bodensubstanz insbesondere vor dem Hintergrund der Nichtanwendung von Mineraldüngerstickstoff vorteilhaft ist, wird nur noch selten infrage gestellt.

Bei der in Zukunft in Aussicht stehenden Ableitung von standort- und nutzungsspezifischen Optimalbereichen für den Humusvorrat sollte bei Aussagen für das Ackerland aus o.g. Gründen zwischen konventioneller und ökologischer Bodennutzung unterschieden werden. Als Konsequenz daraus ergeben sich für den ökologischen Landbau erhöhte Anforderungen an die bereit zu stellende Menge an reproduktionswirksamer organischer Substanz, um die höheren Gehalte sowohl zu erzielen (*zeitweilige* Senkenfunktion des Bodens für Kohlenstoff) als auch aufrecht zu erhalten.

Im Rahmen der Humusbilanzierung kann der erhöhte Bedarf, auf dessen Größenordnung man sich einigen sollte, auf unterschiedlichen Wegen ausgedrückt werden:

1. Durch höhere Bedarfskoeffizienten für Humuszehrer – wie im Rahmen einer ersten Annäherung und nicht ohne Hinweis auf den weiterhin bestehenden hohen Forschungsbedarf vorgenommen (Leithold et al., 1997; Leithold und Hülsbergen, 1998);
2. Durch die Empfehlung, im Rahmen der weiter zu vervollkommnenden VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode (Körshens et al., 2004) bei ökologischer Bodennutzung C-Salden der Bilanzgruppe D zu erreichen. Kohlenstoffsalden in der Bilanzgruppe E dürften

überdies unbedenklich sein, da im ökologischen Landbau kaum wesentliche N-Überhänge zu befürchten sind.

Auf die Tatsache, dass Böden unter gleichen Standortbedingungen, jedoch bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität und daraus resultierenden unterschiedlichen Humusgehalten jeweils einen unterschiedlichen Bedarf an organischer Substanz zur Reproduktion dieser differenzierten Gehalte besitzen, verweisen auch Lykov et al. (1984), Kauričev und Lykov (1979), Asmus et al. (1979) und Djakonova et al. (1984).

Literatur

- Asmus, F. et al. (1979): Richtwerte für die Reproduktion der OSB und den Bedarf unter den Bedingungen der industriemäßigen Pflanzen- und Tierproduktion. F/E-Bericht, IDF Leipzig-Potsdam, Bereich Potsdam.
- Asmus, F., Herrmann, V. (1977): Reproduktion der organischen Substanz des Bodens, Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft, Berlin 15, 11.
- Beck, Th. (1991): II. Bodenmikrobiologische Untersuchung. *IN*: Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen – 2. Mitteilung. Landwirtschaftliches Jahrbuch 68, 4, 416 – 423.
- Bioland (2007): Bioland-Richtlinien vom 23. April 2007. Bioland e.V.
- Capriel, P. (2006): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 16.
- Deubel, W.-D. (1994): Einfluß verschiedener Ackerflächenverhältnisse, Düngungsmaßnahmen und Fruchtarten auf die mikrobielle Biomasse des Bodens und Beziehungen zur Reproduktion der organischen Substanz. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Diss.
- Djakonova, K.W., Aleksandrowa, L.N., Kauričev, I.S. (1984): Empfehlungen für die Erforschung der Bilanz und Transformation der organischen Substanz bei landwirtschaftlicher Nutzung und intensiver Kultivierung der Böden (russ.). Dokučajev-Institut, Moskau, UDK 6.31.42: 631.417.2.
- Emmerling, C. (1998): Bodenbiologische und -ökologische Aspekte nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung. Univ. Trier, Habil.
- Hülsbergen, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Habil. Shaker-Verlag.
- Kauričev, I.S., Lykov, A.M. (1979): Probleme des Humus der Ackerböden bei intensiver Bodenbearbeitung (russ.). *Počvovedenie*, Moskaus 12, 5 – 14.
- Kolbe, H., Prutzer, I. (2004) Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus an Hand von Langzeitversuchen des Ackerlandes. Abschlussbericht, Fachbereich Pflanzliche Erzeugung der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig, Organic eprints, ID-Code:3130.
- Körschens, M., Rogasik, J., Schulz, E., Hülsbergen, K.-J., Leithold, G. et al. (2004): Humusbilanzierung – Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Standpunkt der VDLUFA. http://www.vdlufa.de/vd_00.htm?4.

- Leithold, G. (1981): Zur Rolle des Humus und des Boden-N-Vorrates im intensiven Ackerbau. *IN: Wiss. Z. Univ. Halle XXX'81M*, 5, 127 – 132.
- Leithold, G. (1983): Die Berechnung von fruchtarten- und ertragsorientierten Kennziffern für den Bedarf der Böden an organischer Substanz am Beispiel der Zuckerrübe auf sandigem Lehmboden. *IN: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.*, 27, 59 – 67.
- Leithold, G. (1984): Untersuchung der Beziehungen zwischen ackerbaulichen Maßnahmen, Ertrag und Humusreproduktion sowie Erarbeitung einer Methode zur Berechnung des Bedarfs des Bodens an organischer Substanz. Univ. Halle, Landwirtsch. Fakultät, Diss.
- Leithold, G. (1991): Über den Zusammenhang von Humus und Stickstoff im System Boden – Pflanze und Möglichkeiten einer quantitativen Beschreibung. *IN: Wiss. Z. Univ. Halle XXXX'91M*, 3, 67 – 75.
- Leithold, G. (1994): Wieviel Humus für die Böden? *IN: Ökologie & Landbau*, 22, 92, 5 – 7.
- Leithold, G. (1995): Anforderungen an die Versorgung der Böden mit organischer Substanz im ökologischen Landbau. *IN: Info-Dienst der Sächsischen Agrarverwaltung* 9, 59 – 63.
- Leithold, G. (1996): The special qualities of humus- and nitrogen budget in organic farming. *IN: Proceedings of 11th International Scientific IFOAM Conferenc*, 2, 52 – 55.
- Leithold, G. (1998): Stand und Perspektiven des ökologischen Landbaus. 22. Hochschultagung des Fachbereichs 17 der Univ. Gießen, 3 – 12.
- Leithold, G. (2000): Bodenfruchtbarkeit im ökologischen Landbau. *IN: Hülsbergen, K.-J., Diepenbrock W. (Hrsg.): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. UZU-Schriftenreihe, Sonderband*, 56 – 68.
- Leithold, G., Brock, C. (2005): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. Vortrag anlässlich des KTBL-Fachgespräches „Systembewertung im ökologischen Landbau“ am 14./15. April 2005 in Freising. Giessen, Univ. <http://geb.unigiessen.de/geb/volltexte/2006/3134/>.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J. (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie & Landbau*, 26, 105, 32 – 35.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J. (2004): Analyse und Bewertung des Humushaushaltes ackerbaulich genutzter Böden im ökologischen Landbau mit Hilfe der Humusbilanz. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 60, Kongressband 2004.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D., Schönmeier, H. (1997): Humusbilanzierung – Methoden und Anwendungen als Agrar-Umweltindikator. *IN: Initiativen zum Umweltschutz*, 5, 43 – 54.
- Lykov, A.M., Bointschan, B.P., Vjugin, S.M. (1984): Organische Substanz und Fruchtbarkeit des Bodens im intensiven Ackerbau (russ.). Moskau, Obsornaja informazia.
- Munro, T.L., Cook, H.F., Lee, H.C. (2002): Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. *IN: Biol. Agric. Hortic.* 20, 201 – 214.
- Pierr, A., Werner, W. (1999): Nachhaltige Landwirtschaftssysteme im Vergleich – Bewertung anhand von Umweltindikatoren. *IN: Nachhaltige Landwirtschaft – Wege zum neuen Leitbild, Arbeiten der DLG*, 195, 121 – 149.

- Rauhe, K., Leithold, G., Urban, G. (1984): Bodenfruchtbarkeitsversuch Seehausen. *IN: Akad. d. Landwirtschaftswiss. d. DDR (Hrsg.): Dauerfeldversuche der DDR*, 131 – 136.
- Robert Bosch Stiftung (1994): Für eine umweltfreundliche Bodennutzung in der Landwirtschaft. Denkschrift des Schwäbisch Haller Agrarkolloquiums zur Bodennutzung, den Bodenfunktionen und der Bodenfruchtbarkeit. Gerlingen, Bleicher Verlag.
- The Dang, N. (1990): Untersuchungen zum Einfluss langjähriger ackerbaulicher Maßnahmen auf die Ausprägung wichtiger Bodenfruchtbarkeitseigenschaften. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Diss.
- Wicke, H.-J., Michel, D., Leithold, G. Matthies, H. (1990): Fruchtfolgedüngungsversuch Seehausen. *IN: Akad. d. Landwirtschaftswiss. d. DDR (Hrsg.): Dauerfeldversuche der DDR*, 1990, 139 – 154.

8.9. Nutzen und Grenzen der Anwendung von organischen Reststoffen (organische Primärsubstanzen) zur Humusanreicherung in landwirtschaftlichen Böden – eine ingenieurtechnische Betrachtung

Jürgen Reinhold

Grundsätzliches zur Humusreproduktion

Organische Reststoffe sind aus der Sicht der Humusversorgung von Böden den organischen Primärsubstanzen zuzuordnen, die alle dem Boden zugeführte abgestorbene organische Substanzen umfassen. Die Anwendung organischer Primärsubstanzen in Böden muss, ähnlich wie das für Pflanzennährstoffe und Kalk seit längerem gute fachliche Praxis ist, nach den Erfordernissen der Erhaltung und Verbesserung von Bodenfruchtbarkeit, insbesondere der Humusreproduktion gestaltet werden. Dabei steht der angestrebte Nutzen im Vordergrund. Anwendungsgrenzen werden durch Nährstoff- und Humusüberschüsse im Boden und durch besorgniserregende Schadstoffe gesetzt.

Eine gezielte Humusreproduktion ist nur bei Berücksichtigung der komplexen Wirkungsstruktur der organischen Substanzen im Boden erreichbar. Dazu ist in der Abb. 45. eine Untersetzung der für die Humusreproduktion bedeutsamen Fraktionen organischer Substanzen aufgezeigt, die auf folgender Humusdefinition von Müller (1980) aufbaut: „Unter organischer Bodensubstanz wird allgemein die im Boden integrierte lebende und abgestorbene organische Substanz verstanden, wobei erstere die bodenbürtigen (autochthonen) Kleinlebewesen, das Edaphon, und letztere den Humus darstellt.“ Im Unterschied zu der im Boden integrierten organischen Substanz werden dabei unter organischen Primärsubstanzen solche Materialien verstanden, die dem Boden über abgestorbene ober- und unterirdische Pflanzenrückstände sowie über organische Dünger und Bodenhilfsstoffe zufließen und hier anteilig in Humus umgewandelt werden.

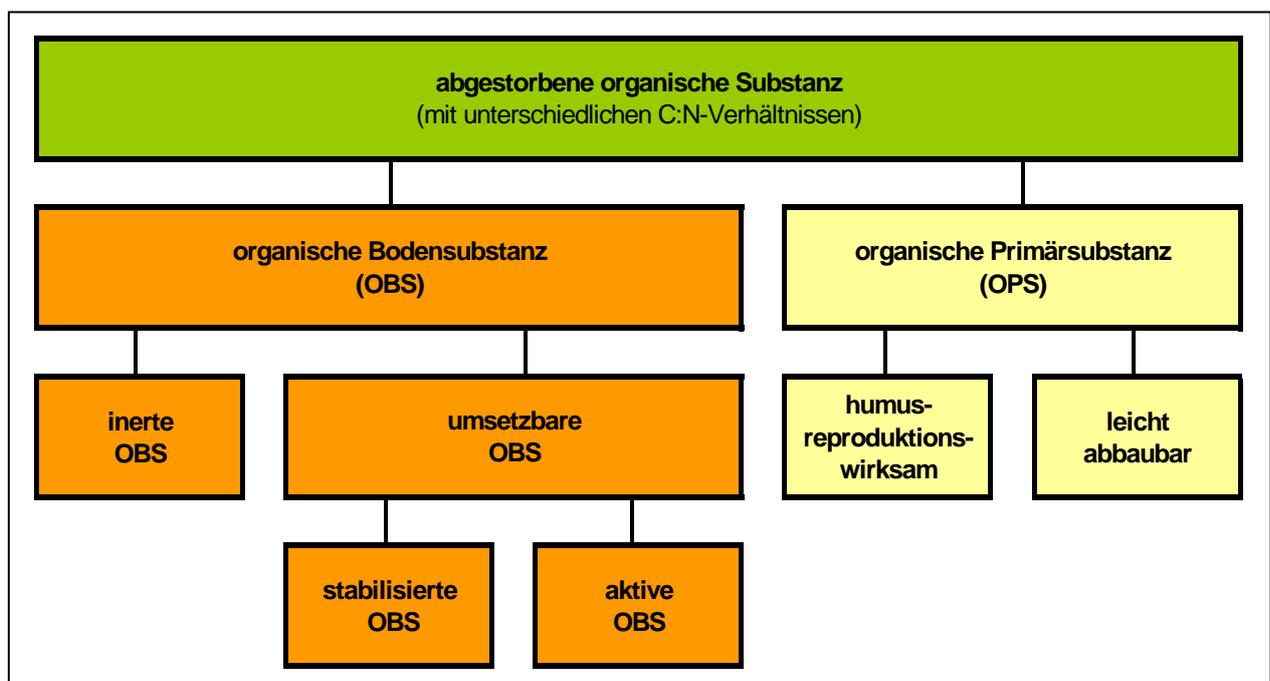


Abb. 45.: Gliederung unterschiedlich abbaustabiler Fraktionen der organischen Substanz im Boden (erweitert nach Körschens et al., 1997).

Die organischen Primärsubstanzen bestehen aus leicht abbaubaren und humusreproduktionswirksamen Anteilen. Die leicht abbaubaren Anteile organischer Primärsubstanzen werden in kurzer Zeit (meist noch im Jahr der Aufbringung) durch heterotrophe Bodenlebewesen als Nahrungs- und Energiequelle genutzt und dabei zu Kohlendioxid veratmet. Die humusreproduktionswirksamen Anteile organischer Primärsubstanzen werden durch mikrobiologische Stoffwechselforgänge in bodenintegrierte Humusbestandteile umgewandelt.

Die organische Bodensubstanz (Humus) wird derzeit in drei grobe Fraktionen unterteilt, wobei stets gleitende Übergänge und Fließgleichgewichte zwischen diesen Fraktionen auftreten. Grundsätzlich wird unterschieden in umsetzbare und inerte Humusbestandteile. Die inerte organische Bodensubstanz entspricht dem Humusgehalt im Boden, der sich unter den Bedingungen des langfristigen Verzichts auf jegliche Düngungsmaßnahmen stabil im Boden einstellt. Das heißt jedoch nicht, dass dieser Anteil aus jeglichen organischen Umsetzungsprozessen des Bodens ausgeschlossen ist.

Die umsetzbare organische Bodensubstanz wird noch einmal unterteilt in stabilisierte und aktive Anteile. Der aktive Anteil wird auch landläufig als Nährhumus bezeichnet und dient den heterotrophen Bodenorganismen als eine wichtige Nahrungs- und Energiequelle. Beim mikrobiologischen Abbau der aktiv umsetzbaren organischen Bodensubstanz wird Kohlendioxid freigesetzt, das anteilig in die Bodenatmung einfließt. Die stabilisierten Humusbestandteile bilden das mittelfristig abbaustabile Ergebnis der Stoffwechselforgänge von Bodenorganismen.

Die Humusreproduktion in Böden kann durch verschiedene organische Primärsubstanzen erfolgen. Dabei sind die unterschiedlichen Abbaustabilitäten organischer Primärsubstanzen entscheidend für das Erreichen der jeweils angestrebten Reproduktionsleistungen, wobei hier besonders die einfache Humusreproduktion und die erweiterte Humusreproduktion (Humusanreicherung) zu unterscheiden sind.

Die einfache Humusreproduktion ist das Regelziel einer anforderungsgerechten Humuswirtschaft. Sie dient dem Erhalt eines standort- und nutzungstypischen Humusgehaltes im Boden. Bei gleichbleibenden Standort- und Nutzungsbedingungen wird durch eine im Saldo ausgeglichene einfache Humusreproduktion ein fließgleichgewichtiger Humusgehalt im Boden eingestellt.

Sollen die Standort- und/oder Nutzungsbedingungen verändert werden oder ist solch eine Veränderung durch äußere Einflüsse eingetreten so ist eine Angleichung der Humusgehalte an die jeweils neuen Verhältnisse notwendig. Das kann als erweiterte Zielstellung eine Humusanreicherungen im Boden erfordern, also die erweiterte Humusreproduktion. Die Humusanreicherung schließt als erweiterte Humusreproduktion stets die einfache Humusreproduktion mit ein, weshalb diese vorab beschrieben werden soll.

Wirkungen organischer Primärsubstanzen zur einfachen Humusreproduktion

Bei der einfachen Humusreproduktion wird ein Gleichgewicht von Humusabbau und -aufbau angestrebt, das anhand des VDLUFA-Standpunktes „Humusbilanzierung“ kalkulierbar ist (Körschens et al., 2004). Danach erfolgt eine Quantifizierung der Veränderungen der Bodenhumusvorräte, die durch den Anbau verschiedener Kulturpflanzen entstehen. Fehlbeträge werden durch Gaben an organischen Materialien ausgeglichen (Abb. 46.).

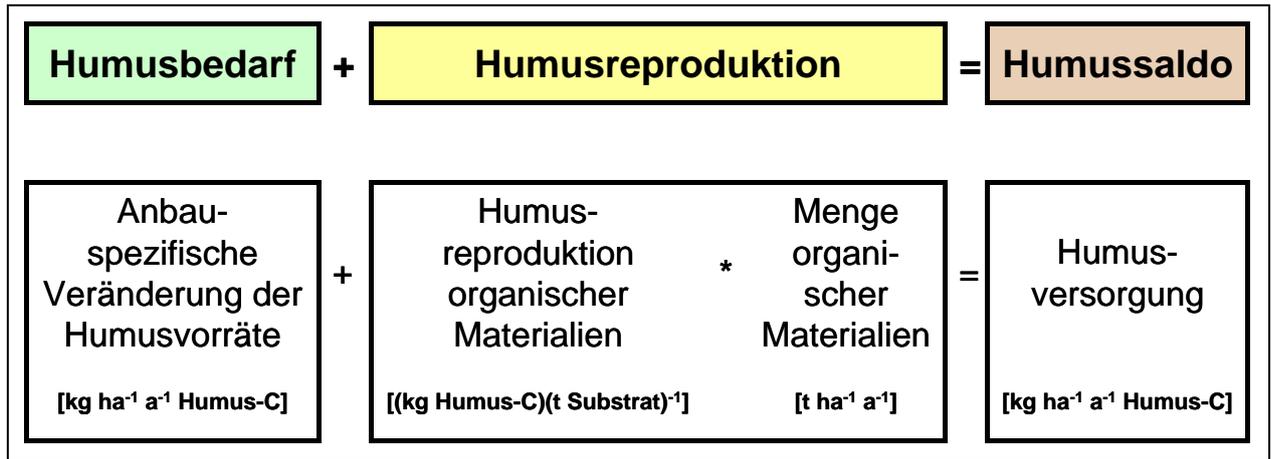


Abb. 46.: Kalkulationsprinzip der Humusbilanzierung.

Die Bodenhumusgehalte werden bei dieser Bilanzierung der einfachen Humusreproduktion nicht berücksichtigt, bilden jedoch hinsichtlich des Erhalts von oft stark voneinander abweichenden standort- und nutzungstypischen Gehalten grundsätzlich die Zielfunktion der Humusbilanzierung. Eine Betrachtung der Beziehungen von organischen Primärsubstanzen zur Humusfraktionen der Böden ist somit angebracht. Dazu ist in der Abb. 47. ein Schema der nach VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode kalkulierten Substanzströme dargestellt.

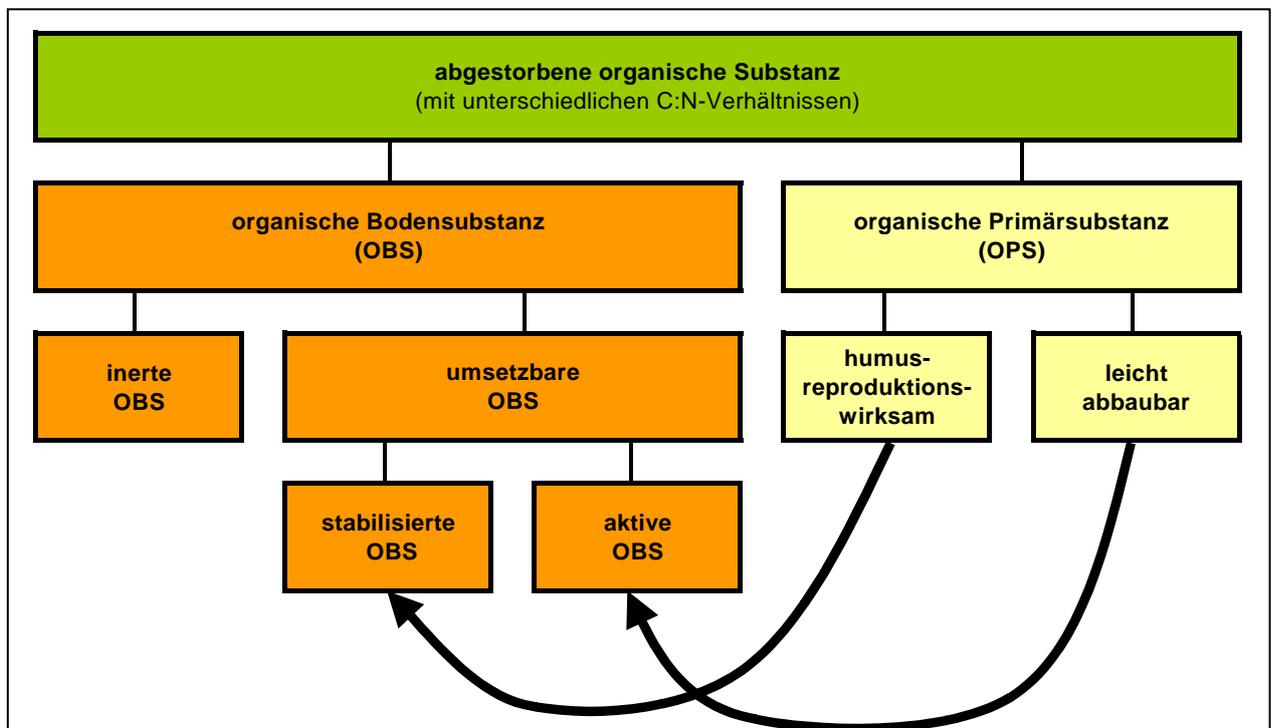


Abb. 47.: Kalkulierte Substanzströme bei der einfachen Humusreproduktion.

Die leicht abbaubare organische Primärsubstanz wird als nicht humusreproduktionswirksam bewertet. Sie entspricht in ihrer Verhaltensweise im Boden in etwa der aktiv umsetzbaren organischen Bodensubstanz (Nährhumus). Beide bilden kurzfristig wirksame Nahrungs- und Energiequellen für heterotrophe Bodenorganismen und werden dabei letztendlich als Kohlendioxid freigesetzt. Da die leicht abbaubare organische Primärsubstanz nach VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode keinen Beitrag zur einfachen Humusreproduktion im Boden leistet, ist ähnliches für die aktiv umgesetzte organische Bodensubstanz anzunehmen. Die aktiv umsetzbare organische Bodensubstanz stellt zumindest keine Hauptzielfunktion der VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode dar.

Die humusreproduktionswirksame organische Primärsubstanz wird durch die Bodenorganismen stofflich in Humus umgewandelt und geht dann vorwiegend in die stabilisierte organische Bodensubstanz ein, die erst in den Folgejahren nach der Anwendung der organischen Primärsubstanz allmählich abgebaut wird. Die einfache Humusreproduktion wird somit durch die VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode vor allem als Umwandlung der humusreproduktionswirksamen organischen Primärsubstanzen in stabilisierte organische Bodensubstanzen beschrieben.

Für die einzelnen organischen Materialien ist im VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“ bei der Abschätzung ihrer Humusreproduktionsleistungen von unterschiedlichen humusreproduktionswirksamen Anteilen der organischen Primärsubstanzen ausgegangen worden (Abb. 48.). Diese Unterschiede sind auf die Beschaffenheit der Ausgangsstoffe und auf vorgelagerte biologische Behandlungen bzw. natürliche Umwandlungs- bzw. Stabilisierungsprozesse zurückzuführen.

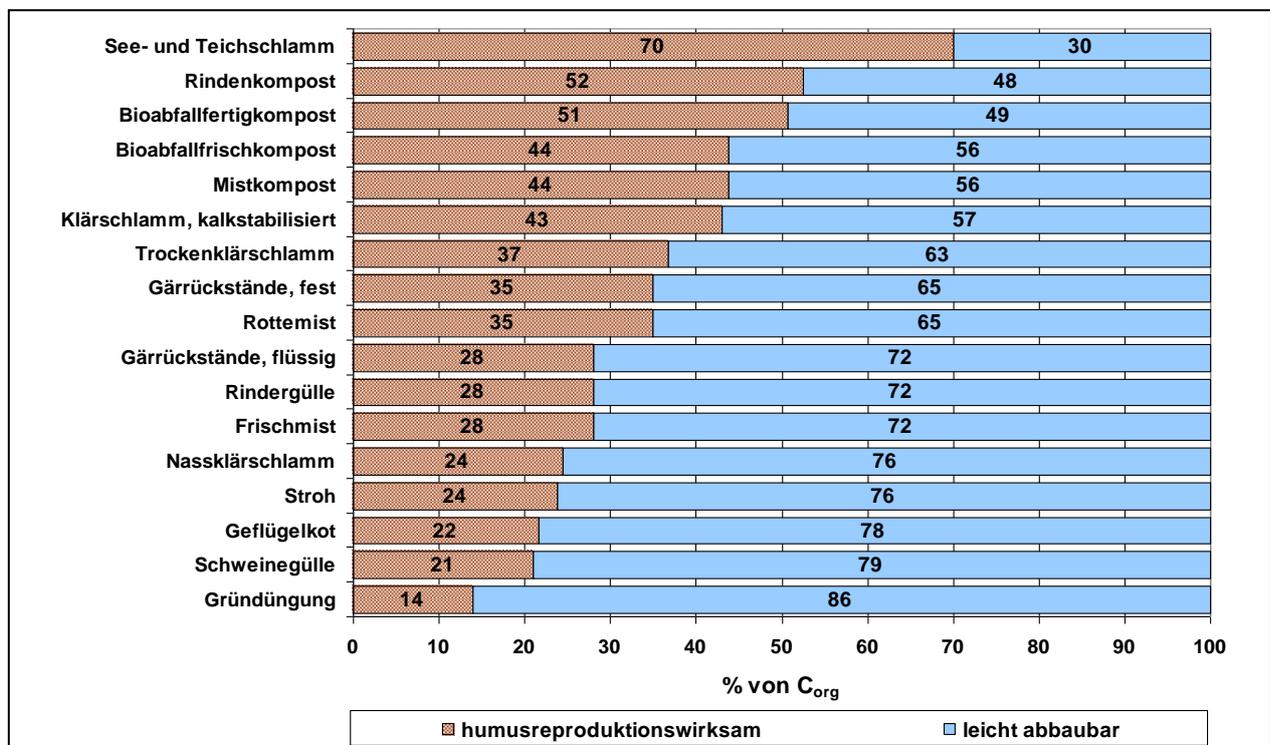


Abb. 48.: Humusreproduktionswirkung unterschiedlicher organischer Primärsubstanzen.

Der humusreproduktionswirksame Anteil der organischen Primärsubstanzen geht bilanztechnisch im Anwendungsjahr vor allem in die stabilisierte organische

Bodensubstanz ein. Anschließend wird diese in der Humusbilanzperiode (= Fruchtfolge) durch Bodenlebewesen anteilig zu Kohlendioxid abgebaut. Der leicht abbaubare Anteil wird schon im Anwendungsjahr abgebaut und als Kohlendioxid aus dem Boden freigesetzt. Nach Ablauf der Humusbilanzierungsperiode gilt somit die gesamt zugeführte organische Primärschubstanz als abgebaut.

Wegen der oben genannten stofflichen Umsetzungen und der unterschiedlichen humusreproduktionswirksamen Anteile in der organischen Primärschubstanz ergibt sich, dass die gleiche Humusreproduktionsleistung bei unterschiedlichem Abbau an organischer Schubstanz im Boden erfolgt (Abb. 49.). Dabei wird der humusreproduktionswirksame Teil der organischen Primärschubstanz für alle Materialien in gleichem Maße abgebaut. Der leicht abbaubare Teil fällt jedoch sehr unterschiedlich hoch aus. Aus der Sicht des Klimaschutzes ist das bedeutsam, weil die Humusreproduktion in Böden als eine bodenschutzorientierte landwirtschaftliche Leistung bei stark differierender Kohlendioxidfreisetzung erfolgt.

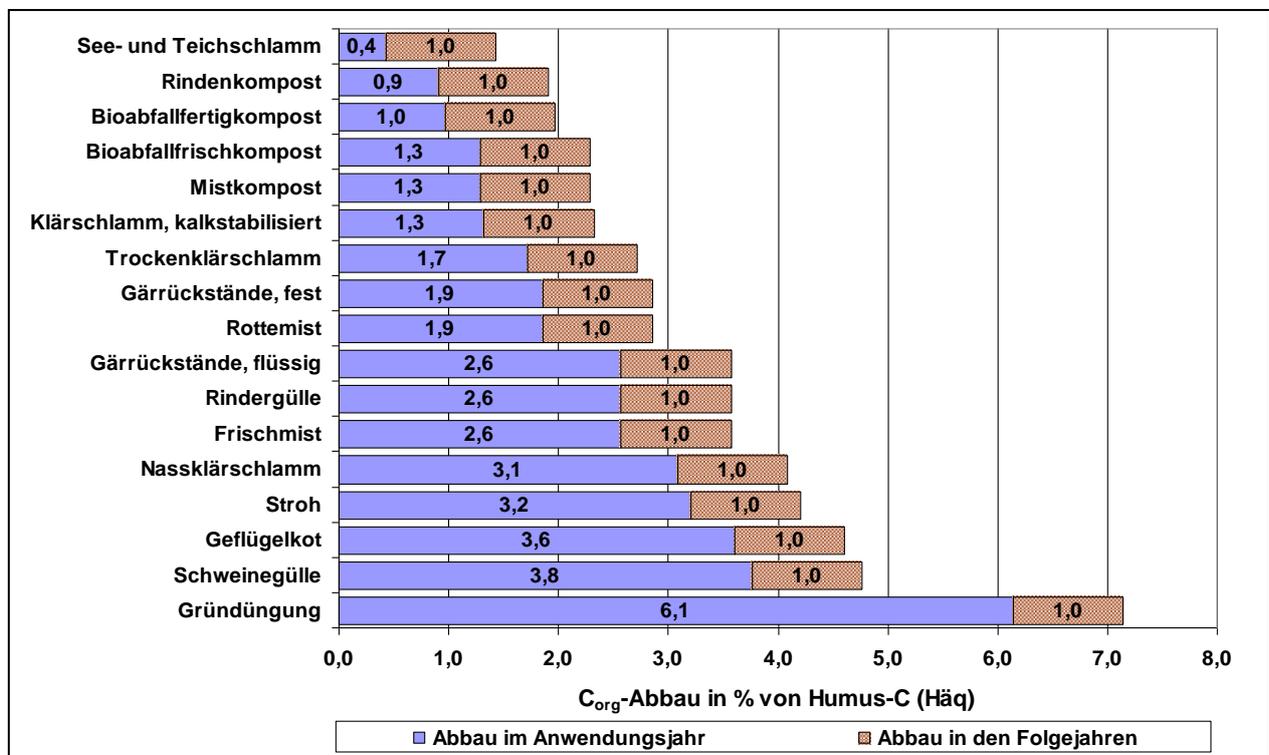


Abb. 49.: CO₂-Freisetzung aus dem Boden bei der einfachen Humusreproduktion mit unterschiedlichen organischen Primärschubstanzen.

Um insgesamt eine klimarelevante Bewertung der einzelnen organischen Primärschubstanzen vornehmen zu können muss neben dem Abbau organischer Schubstanz im Boden auch noch das vorgelagerte Abbaugeschehen aus Behandlungs- und Lagerungsprozessen der organischen Materialien Berücksichtigung finden. Sind mit den Behandlungsprozessen wertgebende Vorteile (z.B. Energieträgererzeugung, Hygienisierung, Reinigungsleistungen) verbunden sind die dafür anteiligen Ausschleusungen bzw. Abbausätze diesen Vorteilen zuzuordnen und können nicht der Humusreproduktionsleistung angelastet werden. In den Abb. 50. und Abb. 51. sind dazu grafische Darstellungen enthalten).

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

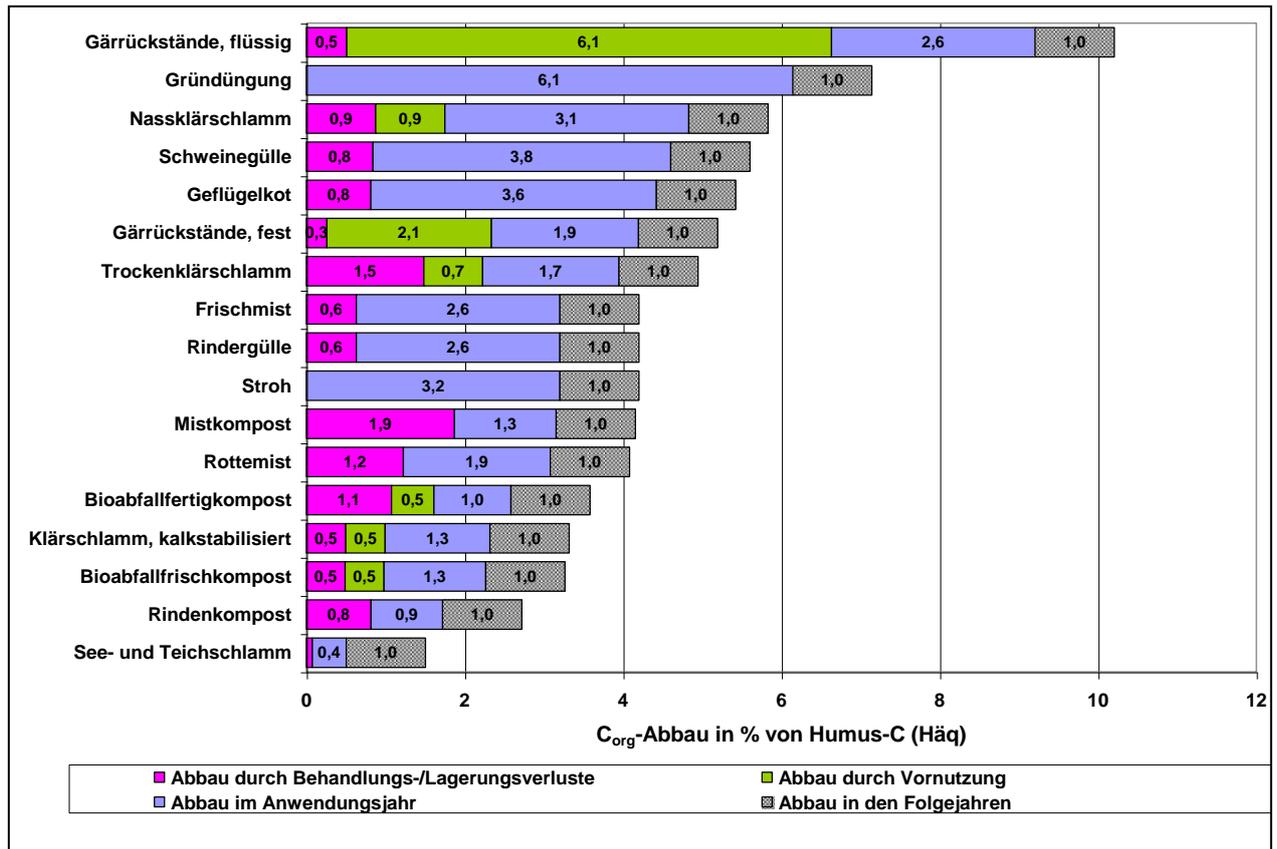


Abb. 50.: Gesamt-CO₂-Freisetzung bei der Herstellung und Anwendung organischer Dünger und Bodenverbesserungsmittel bezogen auf deren einfache Humusreproduktionsleistung.

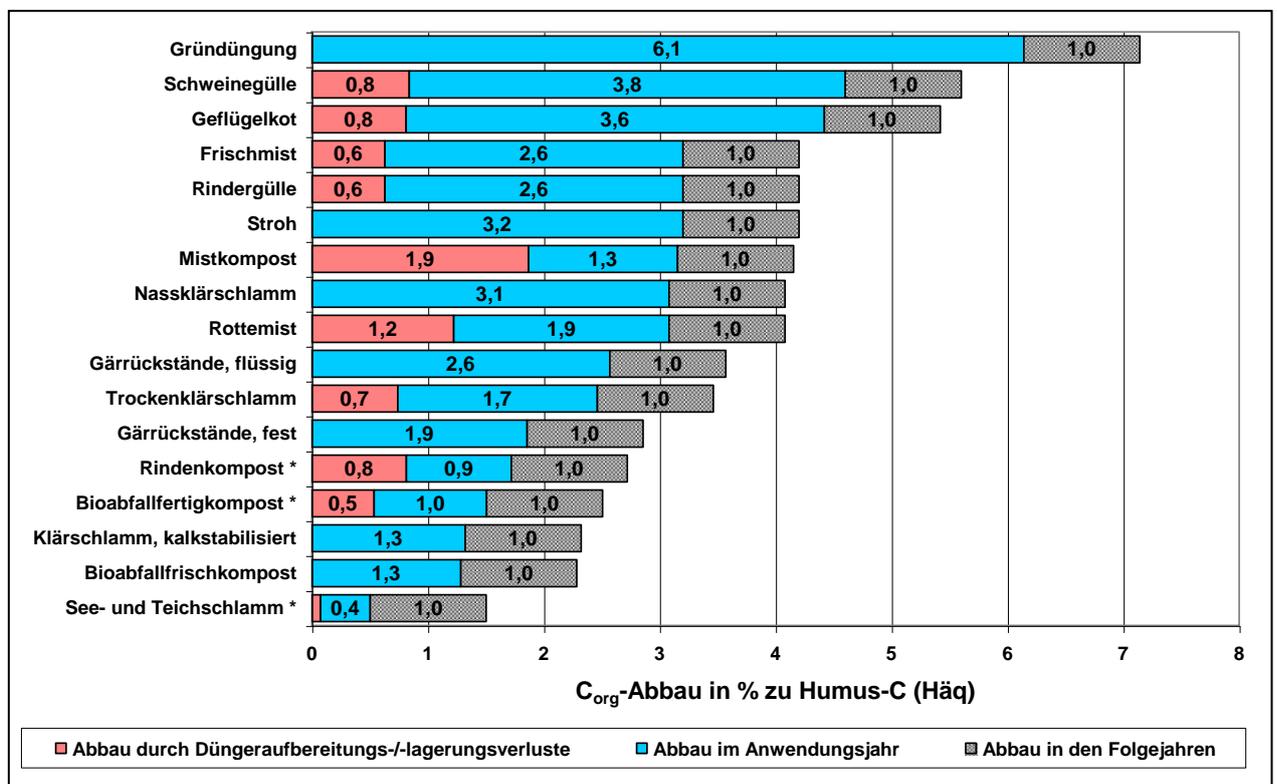


Abb. 51.: Anteilige CO₂-Freisetzung bei der Bereitstellung unterschiedlicher Humusreproduktion.

Bleibt also festzustellen, dass die einfache Humusreproduktionsleistung bei Nutzung unterschiedlicher organischer Primärsubstanzen mit stark voneinander abweichender Klimarelevanz verbunden ist. Dabei bilden sich folgende Gruppierungen der Klimabeeinträchtigung bei Anwendung unterschiedlicher organischer Primärsubstanzen zur Humusversorgung von Böden:

- sehr stark klimarelevant sind:
 - Gründüngung
 - Schweinegülle
 - Geflügelkot
- stark klimarelevant sind:
 - Rindergülle
 - Stallung unterschiedlicher Rottegrade
 - Stroh
 - Nassklärschlamm
- mäßig klimarelevant sind :
 - flüssige Gärrückstände
 - Trockenklärschlamm
- gering klimarelevant sind :
 - feste Gärrückstände
 - kalkstabilisierter Klärschlamm
 - Frisch- und Fertigkomposte
- sehr gering klimarelevant sind:
 - See- und Teichschlämme

Insgesamt ergibt sich, dass die gleiche Humusreproduktionsleistung durch einzelne organische Primärsubstanzen mit sehr unterschiedlicher Kohlendioxidfreisetzung und damit unterschiedlicher Klimabelastung verbunden ist. Das sollte künftig in Entscheidungsfindungen über die im Wettbewerb stehenden Nutzungen von Biomasse zur Humusversorgung oder zur Energieerzeugung stärker einfließen. Organische Primärsubstanzen mit hoher Humusreproduktionsleistung sind besser für die Humusproduktion geeignet – solche mit hoher Klimarelevanz bei der Humusversorgung sind dagegen bevorzugt auf ihre Eignung zur Energieerzeugung zu prüfen.

Wirkungen organischer Primärsubstanzen zur erweiterten Humusproduktion

Die ingenieurtechnischen Betrachtungen zur Nutzung von organischen Primärsubstanzen bei der einfachen Humusreproduktion sind erforderlich, um darauf aufbauenden die sehr komplexen Zusammenhänge bei der erweiterten Humusreproduktion durch Anwendung organischer Reststoffe verständlich darstellen zu können.

Eine erweiterte Humusproduktion ist grundsätzlich durch die nachfolgend genannten zwei Herangehensweisen erreichbar:

1. langfristig durch Maßnahmen der Kulturführung als Ergebnis einer möglichst humusmehrenden Standortnutzung bis zur fließgleichgewichtigen Einstellung des standort- und nutzungstypischen Humusgehaltes (z.B. Wald- oder Dauergrünlandnutzung – Anpassungszeit meist über 20 Jahre)
2. kurzfristig durch Maßnahmen der Bodenverbesserung als Ergebnis einer einmaligen bzw. mehrstufigen meliorativen Humusanreicherung durch Anwendung nährstoffarmer abbaustabiler organischer Primärsubstanzen (Anpassungszeit meist unter 3 Jahre) In diesem Beitrag sollen nur die bodenverbessernden (meliorativen) Maßnahmen zur Humusanreicherung betrachtet werden.

Anhand einer Darstellungen der bei einer Humusanreicherung grundsätzlich anzustrebenden Einbindung der organischen Primärsubstanzen in die Fraktionen der organischen Bodensubstanz soll verdeutlicht werden, dass hier qualitativ und quantitativ andere Prozesse im Boden stattfinden müssen, als das bei der einfachen Humusproduktion der Fall ist (Abb. 52.).

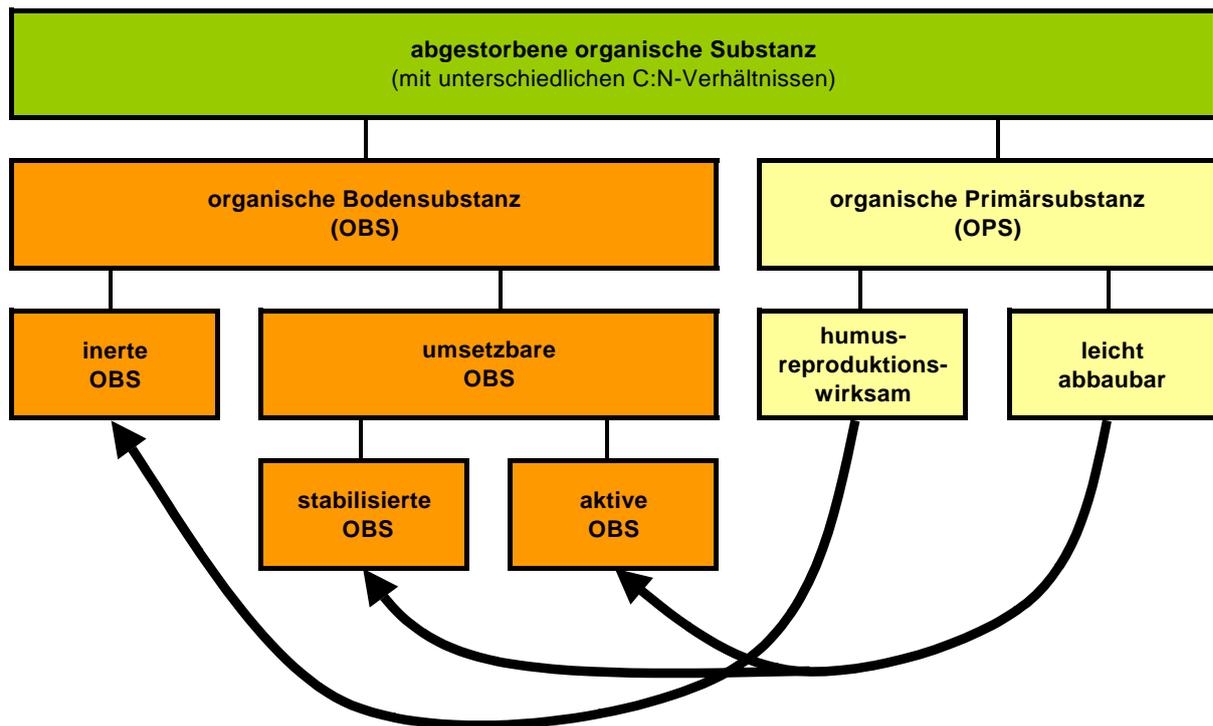


Abb. 52.: Angestrebte Substanzströme bei der meliorativen Humusanreicherung.

Die humusreproduktionswirksamen Anteile der organischen Primärsubstanz sollten vollständig in die inerte organische Bodensubstanz eingehen, also auch bei fehlender weiterer Versorgung mit organischen Düngern bzw. Bodenverbesserungsmitteln stabil im Boden erhalten bleiben. Die leicht abbaubare organische Primärsubstanz kann sich dann auf die stabilisierte und die aktive umsetzbare organische Bodensubstanz verteilen. Der Boden muss also eine deutlich höhere Aneignungskapazität für organische Primärsubstanzen aufweisen als im Rahmen der einfachen Humusproduktion. Dabei

können z.B. Entstehungsmöglichkeiten von Ton-Humus-Komplexen und stabile Auflageschichten (z.B. Mull, Mulch) eine Rolle spielen. Die Humusreproduktionsleistung organischer Primärsubstanzen bei der Humusanreicherung muss somit, wesentlich stärker als das bei der einfachen Humusreproduktion möglich ist, durch Bodeneigenschaften und durch Materialzusammensetzungen der eingesetzten Bodenverbesserungsmittel auf ein höheres Niveau gehoben werden. Das kann nur bei Humusverarmung von Böden geschehen.

Eine meliorative Humusanreicherung ist grundsätzlich an bestimmte Standort- und Nutzungsbedingungen der betreffenden Böden gebunden. Dazu nachfolgenden einige praktische Beispiele:

a) Der standort- und nutzungstypische Humusgehalt wird deutlich unterschritten.

- Beispiele für absolute Humusverarmung:

- Neuanlage von Grünflächen
- Erosionsgeschädigte Standorte
- Kippenrohböden
- Ackerflächen, auf denen dauerhaft keine Humuswirtschaft erfolgt ist

- Beispiele für relative Humusverarmung:

- Gärtnerische Spezialkulturen

b) Die eingetragene organische Primärsubstanz ist hinreichend abbaustabil.

- Praktische Beispiele für die Anwendung abbaustabiler organischer Bodenverbesserungsmittel:

- Plaggenwirtschaft
- Traditionelle Kompostwirtschaft (z.B. Kloostergärten)
- Torfanwendung (z.B. auf erodierten Mergelkuppen)
- Muddeanwendung (z.B. auf humusarmen Sandstandorten)

Für die ingenieurtechnische Planung und die praktische Durchführung von meliorativen Humusanreicherungen in Böden ist also ein hinreichender Wissensstand erforderlich

a. zu standort- und nutzungstypischen Bodenumusgehalten (Sollwerte) und

b. zur erweiterten Humusreproduktionsleistung von organischen Primärsubstanzen

Die standort- und nutzungstypischen Bodenumusgehalte werden durch eine Vielzahl verschiedener Faktoren beeinflusst, deren wichtigste nachfolgend aufgezählt werden sollen (dominante Einflüsse sind durch Fettdruck hervorgehoben):

- wesentliche Standorteinflüsse auf Bodenumus-Sollwerte sind:
 - **Wärmeverhältnisse**
 - **Hydrologische Bedingungen**
 - **Geländere relief**

- Substrat und Textur
 - Schichtenaufbau
 - Ionenaustauschkapazität
 - Trophiestatus
 - Pufferkapazität
- wichtige Nutzungseinflüsse auf Bodenumus-Sollwerte sind:
 - Nutzungsart bzw. -klasse (z.B. Wald, Dauergrünland, Acker, Gartenanlagen, Sportrasen)
 - mechanische Bodenbelastung
 - Bewässerung
 - Bodenbedeckung
 - Bodenbearbeitung
 - Kalkung
 - Nährstoffgaben

Schon anhand dieser Aufstellung wird ersichtlich, welche ein Forschungsbedarf zur Ableitung von ingenieurtechnischen Sollwerten für die Einstellung standort- und nutzungstypischer Bodenumusgehalte durch Anwendung organischer Primärsbstanzien noch besteht. Wie weit die bestehenden Vorstellungen einzelner Autoren für unterschiedliche Nutzungsarten und Bodengruppen auseinandergehen können, soll die Tab. 13. beispielhaft aufzeigen.

Tab. 13.: Beispiele für Orientierungs- und Richtwerte für Humusgehalte [TS-%] in ackerbaulich und landschaftsbaulich genutzten Böden.

für den ostdeutschen Ackerbau (nach Körschens, 2007)		für den Landschaftsbau (nach Roth-Kleyer und Reinhold, 2005)		
Bodentyp	Ackerkrume	Bodengruppe nach DIN 18915	Oberböden	Unterböden
Sand	0,8 bis 1,0	nicht bindig	1,5 bis 2,5	bis 0,5
lehmiger Sand	1,1 bis 1,8	schwach bindig	2,0 bis 3,5	bis 1,0
sandiger Lehm bis lehmiger Schluff	1,9 bis 2,6	bindig	3,0 bis 4,5	bis 2,0
Lehm bis Schlufflehm	2,7 bis 3,8			
lehmiger Ton bis Ton	über 3,8	stark bindig	4,0 bis 8,0s	bis 3,0

Sind ingenieurtechnische Sollwerte für standort- und nutzungstypische Bodenumhumusgehalte verfügbar, kann durch Nachweise der aktuell vorhandenen Gehalte an organischer Bodensubstanz auf humusverarmten Flächen die Zielstellung für eine meliorative Humusanreicherung ermittelt werden. Für die Bewertung von Messwerten und die Anreicherung von Bodenumhumusgehalten sind die folgend genannten Randbedingungen zu berücksichtigen:

- Landwirtschaftlich bedeutsame Veränderungen der Bodenumhumusgehalte beginnen schon bei 0,1%.
- Der Laborfehler von Bodenumhumuseinzelmessungen liegt bei mindestens 0,1%.
- Bodenumhumusgehalte können nur standortspezifisch bewertet werden, wobei innerhalb eines Schläges Messwertunterschiede weit über 0,1 % auftreten können, woraus sich ein hohes probenahmetechnisches Fehlerpotenzial ergibt.
- Bodenumhumusgehaltsmessungen ermöglichen deshalb nur eine Aussage über deutliche Abweichungen vom standort- und nutzungstypischen Gehalt und sind daher nur für die grundsätzliche Orientierung, nicht aber für die Steuerung der einfachen Humusreproduktion geeignet.
- Meliorative Humusanreicherungen (kurzfristig erweiterte Humusreproduktion) sind ab einer Minstdifferenz zwischen Ist- und Soll-Humus-Gehalten über 0,2 bis 0,4 % (entspricht etwa 5 bis 10 Mg Humus-C/ha) oder mehr sinnvoll.
- Wegen der hohen wirtschaftlichen Aufwendungen für die meliorative Humusanreicherung (Praxisgaben im Landschaftsbau heute schon etwa 5 bis 50 Mg Humus-C/ha) sind sehr exakte Nachweisführungen für die Bemessungen der Aufwandmengen an organischen Bodenverbesserungsmitteln erforderlich.

Über diese allgemein humusorientierten Randbedingungen hinaus bestehen im Landschaftsbau für die meliorative Humusanreicherung durch Anwendung organischer Primärschubstanz seit längerem Erfahrungswerte über zu empfehlende Aufwandmengen und zur anforderungsgerechten Beschaffenheit standort- und nutzungsoptimaler organischer Bodenverbesserungsmittel. Als Beispiel sollen hier in Tab. 14. die Angaben von Reinhold und Dressler (1994) aufgezeigt werden.

Tab. 14.: Praxisrelevante Aufwandmengen und Anforderungen an organischen Bodenverbesserungsmitteln (BVM) im Garten- und Landschaftsbau bei der Herstellung von Grünanlagen (nach Reinhold und Dressler, 1994).

Bindigkeit des Bodens und Nährstoffgehalt der organischen BVM	einmaliger Bedarf an organischen Bodenverbesserungsmitteln in m ³ /ha			
	Humusbedürftigkeit der Pflanzen			
	sehr hoch	hoch	mittel	gering
nicht bindig Nährstoffgehalt	600 ²⁾³⁾⁴⁾ sehr nährstoffarm	400 ¹⁾³⁾⁴⁾ sehr nährstoffarm bis	250 ¹⁾³⁾⁴⁾ sehr nährstoffarm bis nährstoffarm	150 ¹⁾³⁾⁴⁾ sehr nährstoffarm bis

		nährstoffarm		nährstoffarm
schwach bindig Nährstoffgehalt	400 ²⁾³⁾⁴⁾ sehr nährstoffarm	250 ¹⁾³⁾⁴⁾ sehr nährstoffarm bis nährstoffarm	15 ¹⁾³⁾⁴⁾ nährstoffarm	100 ¹⁾³⁾⁴⁾ nährstoffarm bis nährstoffreich
bindig Nährstoffgehalt	300 ²⁾³⁾ sehr nährstoffarm	150 ³⁾ nährstoffarm	100 ³⁾ nährstoffarm bis nährstoffreich	50 ³⁾ nährstoffarm bis nährstoffreich
stark bindig Nährstoffgehalt	500 ²⁾³⁾⁵⁾ sehr nährstoffarm	300 ²⁾³⁾⁵⁾ nährstoffarm	200 ²⁾³⁾⁵⁾ nährstoffarm bis nährstoffreich	100 ³⁾⁵⁾ nährstoffarm bis nährstoffreich
Legende:	¹⁾ : vererdete (bindige) organische BVM ²⁾ : strukturstarke organische BVM ³⁾ : Rottegrad 5 ⁴⁾ : stark bindige Zuschlagstoffe vorteilhaft ⁵⁾ : kiesige Zuschlagstoffe vorteilhaft			

Für die breite Spanne der Bodengruppen und unterschiedlicher Anforderungen an die Bodenhumusgehalte landschaftsbaulicher Pflanzenarten werden hier für die Neuerrichtung von Grün- und Parkanlagen Aufwandmengen organischer Bodenverbesserungsmittel zwischen 50 bis 600 m³/ha empfohlen. Das entspricht einzuarbeitenden Schichtstärken organischer Bodenverbesserungsmittel zwischen 0,5 bis 6 cm.

Dementsprechend unterschiedlich sind auch die Anforderungen an die wertgebenden Eigenschaften der organischen Bodenverbesserungsmittel, die für einzelne Merkmale in folgenden Spannen genannt werden:

- sehr nährstoffarm bis nährstoffreich
- lockere bis bindige Struktur
- kiesige bis bindige Zuschlagstoffe

Eine erfolgversprechende meliorative Humusanreicherung verlangt also die gezielte Auswahl geeigneter organischer Primärsbstanzten und deren Kombination mit strukturkorrigierenden Zuschlagstoffen. Lediglich die Forderung nach einem Rottegrad von 5 (z.B. abbaustabiler Fertigkompost) ist für alle Anwendungsbedingungen einheitlich genannt.

Grenzen für die Anwendung organischer Primärsbstanzten zur meliorativen Humusanreicherung auf humusverarmten Bodenflächen werden sowohl durch wertgebende Inhaltsstoffe als auch durch potentielle Schadstoffe gesetzt.

Einzuhaltende Grenzen ergeben sich seitens der wertgebenden Inhaltsstoffe aus:

- einer bedarfsgerechten Düngung nach guter fachlicher Praxis und der Vermeidung von Nährstoff-Überschüssen im Boden und
- der Vermeidung von Wasser- und Luftgefährdungen durch die Anwendung organischer Bodenverbesserungsmittel.

Seitens der Schadstoffe sind folgende Grenzen zu berücksichtigen:

- Maximalforderung: Vorsorgewerte in den humusanzureichernden Böden einhalten. Minimalforderung: Schutzgutgefährdende Anreicherungen in den Böden vermeiden.

Bei der Nahrungsgütererzeugung liegen diese Maximal- und Minimalforderungen recht dicht beieinander. Die Humusanreicherung auf vorbelasteten Standorten erlaubt dagegen schutzgutbezogene Einzelfallentscheidungen.

Zu möglichen Schadstoffeinträgen bei der Humusanreicherung in Böden durch einmalige bzw. zeitbegrenzte Anwendung organischer Primärschubstanzen sind folgende ergänzende Bemerkungen angebracht:

- a. Die primären Quellen erhöhter Schadstoffgehalte müssen erforscht, bewertet und eingeschränkt werden. Eine "end of pipe"-Begrenzung kann dazu führen, dass die humuswirtschaftlich bedeutsame Nutzung von effizient und umweltschonend wirkenden abbaustabilen organischen Primärschubstanzen erheblich eingeschränkt wird.
- b. Die Eintragungspfade für Schadstoffe durch einmalige Anwendung organischer Bodenverbesserungsmittel müssen standort- und nutzungsabhängig limitiert werden, wobei vorhandene regionale Hintergrundbelastungen in ihrer flächigen Ausbreitung zu begrenzen sind.

Zudem muss berücksichtigt werden, dass vor allem auf sandigen Standorten eine meliorative Humusanreicherung häufig mit solch einer Erhöhung der Bodenbonität einhergehen kann, dass eine Anpassung bei der Zuordnung von bodenartgebundenen Vorsorgewerten als zielführend erscheint.

Die Bewertung der organischen Primärschubstanzen hinsichtlich ihrer Eignung zur einmaligen bzw. zeitbegrenzten Anwendung bei der meliorativen Humusanreicherung in Böden ist derzeit sowohl abfallrechtlich, bodenschutzrechtlich als auch düngemittelrechtlich geregelt. Da die abfallrechtlichen Schadstoffgrenzwerte nur spezifisch für Bioabfälle und Klärschlämme gelten und in der Höhe von Gehaltsgrenzwerten extrem unterschiedlich sind, soll hier vor allem auf die landwirtschaftlichen Grenzwerte der Düngemittelverordnung für Bodenhilfsstoffe zurückgegriffen werden, deren Anwendung jedoch für Bioabfälle und Klärschlämme den vollständigen Übergang vom Abfallstatus in einen Produktstatus verlangt. Bleibt der Abfallstatus dieser organischen Primärschubstanzen erhalten ist die nicht harmonisierte Grenzwertdifferenziertheit weiterhin zu berücksichtigen. Hier besteht für die meliorative Humusanreicherung auf humusverarmten Standorten noch Regelungsbedarf. Darüber hinaus sind spezielle Merkmale aus der RAL-Gütesicherung Kompost bewertungsgeeignet.

In der Tab. 15. sind die vorwiegend düngemittelrechtlich definierten Qualitätsanforderungen als Vorschlag zur Bewertung von organischen Materialien hinsichtlich ihrer Eignung für die meliorative Humusanreicherung zusammengestellt. Bei Einhaltung dieser Qualitätsvorgaben können aus düngerechtlicher Sicht organische Bodenverbesserungsmittel auf humusverarmten Standorten nach heutigem Stand der Technik einmalig bzw. zeitbegrenzt zur erweiterten Humusproduktion eingesetzt werden, wobei ergänzend die zulässigen Nährstofffrachten für Bodenhilfsstoffe und organische Düngemittel zu beachten sind. Zu letzterem erscheinen Einzelfallentscheidungen in Abstimmung mit den zuständigen Landwirtschaftsbehörden angeraten.

Tab. 15.: Düngemittelrechtliche Anforderungen (erweitert) an organische Primärsubstanzen für die Anwendung zur meliorativen Humusanreicherung in humusverarmten Böden.

Parameter	Grenz- bzw. Richtwerte	Quelle
Anforderungen an die organische Substanz		
organische Substanz	> 15 % Glühverlust in der TS	BGK
Rottegrad	5	BGK
bzw. Stabilitätsfaktor	>1,4	VDLUFA
Nährstoffbegrenzungen nach Düngemittelverordnung		
Gesamtstickstoff	<1,5 % N in der TS	DüMV
Gesamtphosphor	<0,5 % P ₂ O ₅ in der TS	DüMV
Gesamtkalium	<0,75 % K ₂ O in der TS	DüMV
Gesamtschwefel	<0,3 % S in der TS	DüMV
basisch wirksame Bestandteile	<10 % CaO in der TS	DüMV
Schadstoffbegrenzungen nach Düngemittelverordnung (ergänzt für Cadmium)		
Arsen	< 40 mg/kg TS	DüMV
Blei	< 150 mg/kg TS	DüMV
Cadmium	< 1,5 mg/kg TS	BioAbfV (BBodSchV)
Nickel	< 80 mg/kg TS	DüMV
Quecksilber	< 1,0 mg/kg TS	DüMV
Thallium	< 1,0 mg/kg TS	DüMV
Kupfer	< 70 mg/kg TS	DüMV
Zink	< 1000 mg/kg TS	DüMV

Schlussfolgerungen zur meliorativen Humusanreicherung durch organische Bodenverbesserungsmittel

Die erweiterte Humusproduktion geht über den vorhandenen Kenntnisstand zur einfachen Humusproduktion (Humusbilanzierung) hinaus – muss aber auf das hier

verfügbare Wissen zum Umwandlungsprozess organischer Primärsubstanzen in Bodenumus und zum klimarelevanten Abbauverhalten aufbauen sowie die möglichen Veränderungen der Abbaustabilität bei Humusverarmung in Böden berücksichtigen.

Grundsätzlich ist eine meliorative Humusanreicherung durch Anwendung abbaustabiler organischer Primärsubstanzen auf humusverarmten Standorten möglich und wird auch schon im Landschaftsbau auf Basis von Erfahrungswerten praktiziert. Solche Maßnahmen sind mit hohen ökonomischen Aufwendungen verbunden, was eine solide ingenieurtechnische Planung und Ausführungsbegleitung erfordert. Dazu sind allgemein anerkannte Leitfäden (einschließlich Orientierungs- und Grenzwerte) zu erarbeiten.

Eine Gesamtbewertung der Betrachtungen zur meliorativen Humusanreicherung in Böden führt zu folgenden Aussagen über den Handlungsbedarf zu Forschungs- und Entwicklungsleistungen:

- a) Die Aussagen zu standort- und nutzungstypischen Humusgehalten gehen weit auseinander: Daher besteht Forschungsbedarf zur Ableitung und Bewertung ingenieurtechnischer Sollwerte für diese standort- und nutzungstypischen Humusgehalte
- b) Die Bewertungen des Abbauverhaltens organischer Primärsubstanzen liegen nur für die einfache Humusreproduktion vor. Darauf aufbauend sind Bewertungen und Anwendungsempfehlungen für organische Bodenverbesserungsmittel zur Bodenumusanreicherung angemessen zu entwickeln.

Die Nutzung organischer Reststoffe zur Düngung bzw. Bodenverbesserung wird durch unterschiedliche Rechtsvorgaben stark differenziert geregelt. Die Fragen der meliorativen Humusanreicherung sind dabei bislang unzureichend berücksichtigt worden, woraus sich auch hier Handlungsbedarf ableitet. Den Erfordernissen der meliorativen Humusanreicherungen kommen dabei die düngemittelrechtlichen Regelungen am nächsten.

Literatur

- Körschens, M., Schulz, E., Klimanek, E.-M., Franko, U. (1997): Die organische Bodensubstanz – Bedeutung, Definition, Bestimmung. IN: Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 41, 427 – 433.
- Körschens, M. et al. (2004): Standpunkt Humusbilanzierung, Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Bonn, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.
- Körschens, M. (2007): Humus – Humusgehalt – Humusbilanz. Fachvortragsreihe der Gütegemeinschaft Kompost BBS e.V., „Bioabfallverwertung und -anwendung“ auf der Grünen Woche, Berlin, den 26. Januar 2007.
- Müller, G. (1980): Bodenkunde, 1. Auflage. Berlin, Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- Reinhold, J. & Dressler, L. (1994): Verwendung von Kompost im Landschaftsbau. Zweite Brandenburger Komposttage, Potsdam, den 19. Oktober 1994.
- Roth-Kleyer, S. & Reinhold, J. (2005): Vorschlag für ein Regelwerk zur Qualität von Bodensubstraten im Landschaftsbau. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Naturschutz Brandenburg, Bodenschutz-Symposium 2005, Potsdam, den 22. April 2005.

8.10. Anbau nachwachsender Rohstoffe: Auswirkungen auf die Humusentwicklung an den Produktionsstandorten

Reinhard F. Hüttl und Peter Dominik

Die Kommission Bodenschutz am Umweltbundesamt (KBU) berät als Sachverständigen-Gremium das Umweltbundesamt. Auch in Deutschland ist derzeit ein starker Anstieg des Anbaus von nachwachsenden Rohstoffen (NawaRo) zu verzeichnen, die entweder stofflich genutzt werden können oder als Energieträger wie

- Raps und Getreide zur Biokraftstoffproduktion,
- Ganzpflanzensilage (Mais oder Getreide) zur Biogaserzeugung und
- trockene Biomasse zur direkten Verbrennung

zur Verfügung stehen. Zukünftig sollen Biokraftstoffe (Bioethanol oder BtL) auch aus Lignozellulosen, also aus Stroh und Holz gewonnen werden, womit deutlich höhere Energieerträge pro Anbaufläche erreicht werden können. Die verstärkte Anwendung von NawaRo birgt große Chancen, indem sie

- das Einkommen von Landwirten steigert,
- Arbeitsplätze in strukturschwachen Regionen schafft,
- dort eine dezentrale Energieversorgung sichert und
- insgesamt zum Klimaschutz beitragen kann.

Die mit dem verstärkten Anbau von NawaRo veränderte Landnutzung könnte aber auch Umweltprobleme mit sich bringen. Deshalb legt die KBU Empfehlungen zum Bodenschutz beim Anbau von NawaRo in Deutschland vor. Dabei geht die KBU von folgenden, teilweise weiter reichenden Grundannahmen aus:

1. Bei der Ökobilanz (life-cycle-analysis) sollen die NawaRo eine positive Klima- und Energiebilanz aufweisen. In die Klimabilanz müssen relevante Treibhausgasemissionen der Produktion von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, des Maschineneinsatzes und der Transportwege, aber auch anbaubedingte Freisetzung an Treibhausgasen (THG) aus dem Boden (z.B. CO₂, CH₄, N₂O) einfließen. Da zum Anbau von NawaRo nur ein bestimmtes Flächenareal zur Verfügung steht, stellt der Anbau von NawaRo nur dann eine substanzielle Perspektive dar, wenn diejenigen NawaRo-Nutzungen bevorzugt werden, welche die günstigsten Energiegewinne und gleichzeitig die höchsten THG-Minderungen je Flächeneinheit aufweisen.
2. NawaRo sollen die Nahrungsmittelversorgung nicht gefährden.
3. NawaRo sollen gegenüber der derzeitigen Landnutzung keine zusätzlichen Umweltbelastungen bewirken.
4. Die Produktionsfunktion des Bodens und die natürlichen Bodenfunktionen müssen nachhaltig gesichert werden.

Neben Erosion, Bodenschadverdichtungen, Einträgen von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln in benachbarte Umweltkompartimente, Anreicherung von Schadstoffen und Abnahme der Biodiversität betrachtet die KBU auch Verluste an organischer Bodensubstanz als potenzielle Gefährdungen für Böden infolge des Anbaus von NawaRo.

Bei den meisten derzeit als NawaRo angebauten Kulturen handelt es sich um klassische landwirtschaftliche Kulturen, deren Wirkung auf den Humusgehalt aus Dauerversuchen weitgehend bekannt ist. Aus diesen Dauerversuchen wurden Humusbilanzierungsmethoden (Körschens et al., 2004; Leithold und Hülsbergen, 1998) entwickelt, die den Kulturen einen jährlichen Zuwachs (positives Vorzeichen) oder Verlust (negatives Vorzeichen) an Humus zuschreiben. In diese Humusbilanzen werden auch organische Düngung oder auf der Fläche verbleibende Erntereste eingerechnet. Über die absoluten Zahlen der durch eine Kultur bewirkten Humusgehaltsänderungen dauern die Diskussionen an, daher wird im VDLUFA-Standpunkt (Körschens et al., 2004) jeder Kultur eine Spannbreite bzw. ein unterer Wert (geringere Humuszehrung) und ein oberer Wert (stärkere Humuszehrung) zugewiesen. Die unteren Werte wurden in die Cross-Compliance-Vorschriften⁴ aufgenommen. Das dreijährige Mittel soll dabei nicht unter $-75 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen. Die für den biologischen Landbau entwickelte HE-Methode (Leithold und Hülsbergen, 1998) weist für jede Kultur eine noch stärkere Humuszehrung als die oberen Werte aus. Die HE-Methode berücksichtigt, dass bei diesen Anbausystemen keine N-Mineraldüngung erfolgt und daher die N-Ernährung der Pflanze primär über die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz (Humuszehrung) erfolgen muss, wodurch sich ein erhöhter Bedarf an organischer Substanz ergibt.

Tab. 16. zeigt Humusbilanzen derzeit relevanter NawaRo-Kulturen für mittlere Erträge. Je nach gewählter Bilanzierungsmethode kann das Ergebnis in absoluten Zahlen unterschiedlich ausfallen, aber die Abfolge der einzelnen Kulturen bleibt erhalten. Hackfrüchte haben eine negative, Getreide eine ausgeglichene Humusbilanz. Mehrjährige Kulturen weisen aufgrund des Laubfalls und der fehlenden Bodenbearbeitung stark positive Humusbilanzen auf. Ebenfalls in Tab. 16. aufgeführt sind erste Literaturdaten für neuartige Kulturen, für die noch keine Werte mit Bezug auf Humusbilanzierungsmethoden vorliegen.

Einen großen Einfluss auf die Humusbilanz hat die Abfuhr der Erntereste. Die Belassung bzw. Abfuhr von Stroh bzw. Blattmasse entscheidet bei vielen Kulturen über das Vorzeichen des Saldos. Dieser Aspekt ist insbesondere für NawaRo relevant, da hier möglichst große Biomasse-mengen geerntet werden sollen. Folgerichtig wird bei Ganzpflanzensilage für Biogasanlagen oder für die direkte thermische Verwertung auch die gesamte oberirdische Biomasse vom Acker entfernt.

⁴ Ein Teil der Direktzahlungen an die Landwirte wird seit der Änderung der gemeinsamen Agrarpolitik der EU im Jahr 2003 an die Einhaltung von Umweltauflagen geknüpft (BMELV, 2006).

Tab. 16.: Jährlicher Verlust (-) oder Gewinn (+) an Humus-Kohlenstoff ($t\ C\ ha^{-1}\ a^{-1}$) verschiedener Kulturen, die als NawaRo genutzt werden nach zwei Humusbilanzierungsmethoden für verschiedene Anbausysteme. Werte in Klammern bedeuten, dass das Stroh oder Kraut der Kultur auf dem Acker verbleiben.

	Cross Compliance	HE-Methode ökologischen (Leithold Hülsbergen, 1998) für Anbau und
Zuckerrüben	-0,8 (-0,4)	-2,0 (-1,6)
Kartoffeln	-0,8 (-0,8)	-1,6 (-1,6)
Silomais (Körnermais)	-0,6 (+0,2)	-1,2 (-0,6)
Winterraps	-0,3 (+0,3)	-0,6 (-0,1)
Wintergetreide	-0,3 (+0,3)	-0,6 (0)
Sonnenblumen	-0,3 (+0,4)	-0,6 (0)
Ackergras/Wiese	+0,8	+0,6
<i>Miscanthus</i>	+1,2 (Kahle et al., 2001)	
Kurzumtriebsplantagen	+1,3 (Strähle, 2007); +1,5 (Kahle et al., 2005)	

Es gibt bisher keine langjährigen Erfahrungen, wie sich Gärreste von Biogasanlagen nach Aufbringung auf den Boden auf den Bodenumusgehalt auswirken. Die hierzu bisher angestellten Überlegungen kommen zu widersprüchlichen Resultaten:

- Erste Berechnungen mit der Cross-Compliance-Methode ergaben negative Humusbilanzen für Energiemais, und zwar dann, wenn man von Gärresten aus Praxisbetrieben ausgeht, die durch Covergärung mit Gülle entstanden sind (Göhler und Emmerling, 2007) sowie unter Berücksichtigung, dass gemäß Düngeverordnung maximal 170 kg N aus Wirtschaftsdüngern ausgebracht werden dürfen.
- Willms et al. (2007) dagegen berechnen mittels des Modells REPRO bei Monovergärung von Mais und kompletter Rückführung auf die Anbaufläche eine ausgeglichene Humusbilanz.
- Ahl et al. (2007) wiederum berechnen mittels der verbesserten Bilanzmethode von Kolbe und Prutzer (2004) nach zehnjährigem Anbau von Energiemais Abnahmen des Humusgehaltes bis unter den Grenzwert von Cross Compliance (s.u.).

Diese unterschiedlichen Ergebnisse beleuchten die aktuell bestehenden Grenzen der Humusbilanz-Methoden. Diese berücksichtigen weder Standortfaktoren wie Bodenart oder Klima (Ausnahme Kolbe und Prutzer, 2004) noch, dass nach Änderung der Bewirtschaftung die Veränderung des Humusgehalts prinzipiell nichtlinear verläuft, also der Humusgehalt auf ein neues Gleichgewicht zustrebt.

Die KBU empfiehlt deshalb beim Anbau von NawaRo zur Erhaltung der Humusgehalte der Böden:

1. Die Wirkung von Gärresten auf den Humusgehalt und die biologische Aktivität von Böden soll im Rahmen von Dauerversuchen untersucht werden.
2. Die Rückführung von Gärresten aus Biogasanlagen und Schlempen der Ethanolherstellung auf die Anbauflächen ist sinnvoll, um Nährstoffkreisläufe zu schließen; dabei sollten jedoch Anreicherungen von Schadstoffen ausgeschlossen bzw. minimiert werden.
3. Um die Humusreproduktion zu sichern, sind auf dem Standort gewachsene Reststoffe externen C-Quellen (Kompost oder Klärschlamm) vorzuziehen. Es ist ratsam, stärker belastete Reststoffe energetisch zu nutzen.
4. Die KBU empfiehlt, mehrjährige Kulturen stärker als bisher als NawaRo zu berücksichtigen.

Abschließend möchten wir eine Diskussion zu der Frage anregen, ob die Mindestgehalte für organische Substanz in Böden in den Cross-Compliance-Vorschriften (alternativ zur Humusbilanzierung) ausreichend hoch bzw. hinreichend differenziert sind. Diese Mindestgehalte betragen 0,87 % C_{org} (= 1,5 % Humus) für Böden mit mehr als 13 % Ton und 0,58 % C_{org} (= 1% Humus) für Böden mit weniger als 13 % Ton. Die Einhaltung dieser Mindestgehalte können die Landwirte alternativ zur Einhaltung eines Humussaldo von > -75 kg C ha⁻¹ a⁻¹ wählen, wenn ihre Fruchtfolge nicht ausreichend vielfältig ist (BMELV, 2006).

In Abb. 53. sind diese Mindestgehalte den C_{org}-Gehalten der ungedüngten Parzellen von Dauerversuchen aus Körschens (1997) gegenüber gestellt.

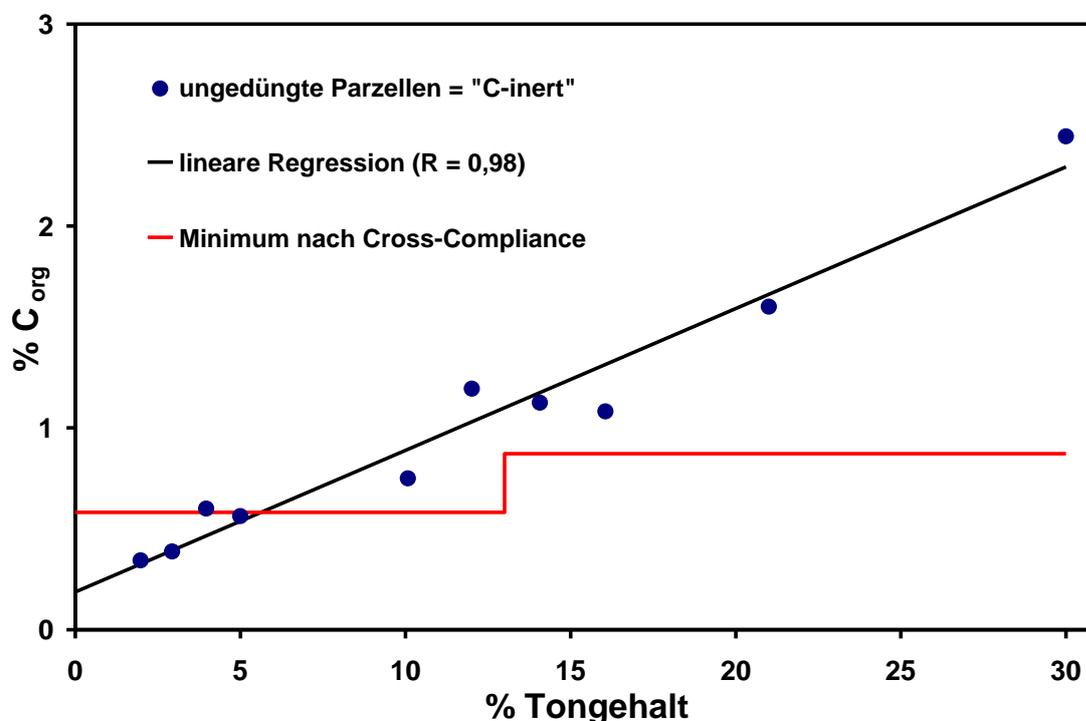


Abb. 53.: Vergleich der Mindestgehalte an C_{org} nach Cross Compliance mit den Gehalten ungedüngter Parzellen verschiedener Dauerversuche nach Körschens (1997).

Körschens (1997) bezeichnet den C_{org} -Gehalt von ungedüngten Parzellen als inerten Kohlenstoff, der durch Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht weiter reduziert werden kann. Abb. 53. zeigt, dass diese inerten C_{org} -Gehalte, bzw. deren lineare Regression lediglich bei Tongehalten unter 5% die Mindestgehalte nach Cross Compliance unterschreiten. Auf Sandböden in Brandenburg können sich Landwirte auch niedrigere C_{org} -Gehalte genehmigen lassen. Falls die minimalen C_{org} -Gehalte nach Cross Compliance tatsächlich durch landwirtschaftliche Praxis nicht zu unterschreiten sind, verfehlen sie ihren Zweck in der Verordnung, nämlich eine ausgeglichene Humuswirtschaft und Fruchtfolge zu sichern. In jedem Fall sollten diese Mindestgehalte nach weiteren Standortparametern wie Temperatur, Niederschlag und Grundwasserstand differenziert werden. So weisen die Sandböden Nordwestdeutschlands aufgrund der höheren Niederschläge wesentlich höhere C_{org} -Gehalte auf als diejenigen in Ostdeutschland (Springob et al., 2001).

Die Mitglieder der KBU der Berufungsperiode 2004 – 2007 sind:

Wolf Eckelmann, BGR, Hannover; Felix Ekardt, Uni Bremen; Jens-Uwe Fischer, Deutsche Bahn AG; Klaus Fricke, TU Braunschweig; Peter Grathwohl, Universität Tübingen; Jürgen Heß, Uni Kassel-Witzenhausen; Kerstin Hund-Rinke, Fraunhofer-Institut Schmallenberg; Ulrich Köpke, Uni Bonn; Yeong Heui Lee, TU Berlin; Franz Makeschin, TU Dresden; Rainer Marggraf, Uni Göttingen; Friedrich Rück, FH Osnabrück; Margret Schlumpf, Uni Zürich; Ewald Schnug, FAL Braunschweig; Hubert Wiggering, ZALF Müncheberg; Jutta Zeitz, HU Berlin; Vorsitzender Reinhard F. Hüttl, BTU Cottbus/GFZ Potsdam.

Literatur

- Ahl, C., Lange, M., Henke, S. (2007): Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus zur Biogaserzeugung auf die Humuswirtschaft. Tagungsband Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, im Druck.
- BMELV (2006): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Die EU-Agrarreform – Umsetzung in Deutschland. http://www.bmelv.de/nn_750578/SharedDocs/downloads/01-Broschueren/eu-agrarreform2006,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/eu-agrarreform2006.pdf.
- Göhler, H., Emmerling, C. (2007): Landwirtschaftliche Verwertung von Gärrückständen aus NAWARO-Biogasanlagen. Poster auf der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2007 in Dresden.
- Kahle, P., Beuch, S., Boelcke, B., Leinweber, P., Schulten, H-R. (2001): Cropping of Miscanthus in Central Europe: biomass production and influence on nutrients and soil organic matter. *IN: European Journal of Agronomy*, 15, 171 – 184.
- Kahle, P., Baum, C., Boelcke, B. (2005): Effect of afforestation on soil properties and mycorrhizal formation. *IN: Pedosphere*, 15, 754 – 760.
- Kolbe, H., Prutzer, I. (2004): Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungs-Modellen für Humus anhand von Langzeitversuchen des Ackerlandes, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, FB Pflanzliche Erzeugnisse, Leipzig.
- Körschens M. (1997): Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluß auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *IN: Archives of Agronomy and Soil Science*, 41, 435 – 463.

Körschens, M. et al. (2004): Humusbilanzierung – VDLUFA Standpunkt, Bonn.

Leithold, G., K.-J. Hülsbergen (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie & Landbau* 105, 32 – 35.

Springob, G., S. Brinkmann, N. Engel, H. Kirchmann, and J. Böttcher (2001): Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. *IN: Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164, 681 – 690.

Strähle, M. (2007): Diplomarbeit im Fachgebiet Bodenkunde der TU-Berlin, unveröffentlicht.

Willms, M., Hufnagel, J., Eulenstein, F., Wagner, B., Vetter, A. (2007): Anbau Humus- und Stickstoffbilanzen beim Anbau von Energiepflanzen. Tagungsband Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, im Druck.

8.11. C-Sequestrierung im Boden, CO₂-Bilanzierung und Klimaschutz?

Otto Heinemeyer und Andreas Gensior

Deutschland ist Unterzeichnerstaat mehrerer internationaler Vereinbarungen zum Klimaschutz. Der Klimarahmenkonvention (UNFCCC, UN 1992), dem Kyoto-Protokoll (KP; UN, 1998) mit Folgevereinbarungen und der Rechtsetzung durch EU-Beschluss 280/2004/EG kommt im Kontext des organischen Kohlenstoffvorrats des Bodens besondere Bedeutung zu. Kern des KP ist, dass die unterzeichnenden Industriestaaten sich rechtsverbindlich gegenüber der UN verpflichten, ihren jährlichen CO₂ Ausstoß um durchschnittlich 5,2 % bezogen auf das Jahr 1990 zu reduzieren. Dies ist für die Verpflichtungsperiode 2008 – 2012 vereinbart. Einzelne Staaten tragen dazu in sehr unterschiedlichem Umfang bei (EU-Staaten im Mittel 8 %, Russland 0 %, Japan 6 %); die USA (geplant 7 %) haben sich völlig verweigert. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, wie ambitioniert der deutsche Beitrag von 21 % zu werten ist.

Aus den Vereinbarungen erwächst für Deutschland die Verpflichtung jährlich nationale Emissionsinventare zu Treibhausgasen, die nicht unter das Montrealer Protokoll fallen, zu erstellen, periodisch auf den neuesten Stand zu bringen, und zu veröffentlichen. Mittels verbindlicher Regelwerke (IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 1 – 3, (1996); IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (2003); IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 1 – 5 (2006); UNFCCC Kyoto Protocol Reference Manual on Accounting of Emissions and Assigned Amounts (2007)) ist festgelegt, was nach welchen Verfahren und in welcher Form zu berichten ist.

Im Regelwerk des KP wurde auf Betreiben der USA festgelegt, dass nicht nur Reduktionen im Verbrauch fossiler Energieträger, sondern auch Festlegung von Kohlenstoff u.a. in Form von organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) auf Reduktionsverpflichtungen angerechnet werden können. Da weiterhin Reduktionsverpflichtungen bzw. Emissionsrechte durch ein komplexes Zertifizierungssystem international handelbar gemacht werden sollen (Leitidee der Befürworter war: Emissionen dort zu reduzieren, wo es am billigsten ist), ist ein erhebliches, überwiegend aus Gewinnsucht getriebenes Interesse, auch von Nichtfachleuten, an der Sequestrierung von Kohlenstoff in Böden entstanden. Häufig wird dabei übersehen, dass die Regelwerke enge Grenzen dafür setzen. Entscheidend ist hier der Artikel 3.4 des KP. Dieser sagt u.a., dass die hier relevanten zusätzlichen Aktivitäten (Waldbewirtschaftung, Ackerlandbewirtschaftung, Weidelandbewirtschaftung und Wiederbegrünung) in Hinsicht auf eine Anrechnung auf eingegangene Verpflichtungen in der ersten Verpflichtungsperiode (2008 – 2012), zunächst vom Vertragsstaat auch gewählt werden müssen. Deutschland hat sich nur für die Wahl der Waldbewirtschaftung entschieden. Damit dürfte die Sequestrierung von C in Böden bis mindestens 2012 in Deutschland wirtschaftlich wenig interessant bleiben.

Die vertragsgemäße Erfüllung der eingegangenen Berichtspflichten ist aber, unbenommen von Anrechnungsmöglichkeiten, Voraussetzung für die Teilnahme an Emissionshandel und weiteren Mechanismen des KP. Die Berichtspflicht, bei der im Wesentlichen über die Gase CO₂, N₂O, CH₄, NO_x und CO zu berichten ist, umfasst nach neuester Gliederung (IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006) die Bereiche Energie, industrielle Prozesse und Produkt Nutzung, Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen (AFOLU), sowie die Abfallwirtschaft und Andere. Der für Bodenkohlenstoff relevante Bereich Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen war bisher in die Bereiche Landwirtschaft (Agriculture) und Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft gegliedert (LULUCF). Die zu

berücksichtigenden Quellen und Senken sind Boden, ober- und unterirdische Biomasse, tote organische Substanz (Streu, Totholz). Nach dem vorgeschriebenen Berichtsformat (Common Reporting Format, CRF) sind bei LULUCF die Kategorien 5.A Wald (Forest land), 5.B Ackerland (Cropland), 5.C Grünland (Grassland), 5.D Feuchtgebiete (Wetlands), 5.E Siedlungsflächen (Settlements), sowie 5.F Andere Landflächen (Other land) zu unterscheiden. Der Bericht erfolgt in zwei Teilen, dem Nationalen Inventarbericht (NIR), der den beschreibenden Text zu Vorgehensweisen und Ergebnissen enthält und den (Excel) Tabellen des CRF.

In Deutschland ist das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (BMU) für die Berichterstattung zuständig. Dieses hat das Umweltbundesamt (UBA) mit der Durchführung beauftragt. Dazu hat das UBA das Nationale System Emissionen (NASE) eingerichtet. Wegen fehlender Kompetenz hat das BMU das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) gebeten, zu CRT 4. (Agriculture) und 5. LULUCF zuzuliefern. BMELV hat dann die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig mit CRT 4 und Teilen von CRT 5 (LULUC) beauftragt (LULUC), während mit (F) die Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH) in Hamburg beauftragt wurde. Bedauerlicherweise ist diese Aufgabenverteilung aber nicht rechtsverbindlich vereinbart worden. Daher erfolgte keine Institutionalisierung in BMELV oder FAL (Finanz- oder Personalmittel), sind die angewendeten Verfahren und Vorgehensweisen noch unverbindlich und ist der Zugang zu erforderlichen Quelldaten rechtlich nicht gesichert. Dies steht in krassem Widerspruch zu den Regelwerken. Daher entspricht die Berichterstattung derzeit nicht den Vorschriften. Anzumerken ist, dass nach dem Zeitpunkt des Workshops zu dem dieser Beitrag verfasst wird, immerhin durch eine Staatssekretärsvereinbarung vom Juni 2007, die Übernahme der LULUCF Berichtspflichten durch BMELV rechtsverbindlich gemacht wurde. Weitere Aktivitäten sind aber seither nicht erfolgt.

In Einklang mit dem Regelwerk wenden wir für C-Vorratsänderungen in organischen Böden und mineralischen Böden verschiedene Rechenverfahren an. Erforderlich ist es dafür die Flächen mit Nutzungsänderung, gegliedert nach Landkategorien und Landnutzung, flächendeckend zu Beginn und Ende des jeweiligen Inventarzeitraums zu ermitteln. Für diese ist dann der C_{org} -Gehalt zu ermitteln. Als Datenquellen haben wir dafür Flächenerhebung und Agrarstrukturerhebung aus der Offizialstatistik verwendet. In Deutschland stehen bisher keine geeigneten Informationen zu Bewirtschaftungsverfahren und Intensitäten (konventionell/ökologisch, bodenschonend, pfluglos, Direktsaat, N-Versorgung) zur Verfügung. Zu vorhandenen Daten des Integrierten Verwaltungskontrollsystems (InVeKoS) haben wir keinen Zugang. Flächendeckende Boden-C Inventuren von Landwirtschaftsflächen sind in Deutschland bisher nicht durchgeführt worden, daher haben wir C-Gehalte aus den Angaben der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000) abgeleitet. Landnutzungsinformationen wurden aus CORINE-Land-Cover-Daten gewonnen. Aus diesen Informationen wurde dann ein gewichteter kreisspezifischer Bodenkohlenstoffvorrat errechnet. Die durch die Nutzungsänderung erfolgte Änderung im C-Gehalt wird durch Multiplikation mit so genannten Emissionsfaktoren ermittelt. Die von uns verwendeten haben wir aus der Literatur zu den wenigen, geeigneten einschlägigen Studien abgeleitet. Sie sind in Abb. 54. zusammengestellt.

Abgeleitete Emissionsfaktoren	
Mineralböden:	
Ackerland zu Grünland/Wald/Brache/Dauerkultur:	1,156
Grünland/Wald/Brache/Dauerkultur zu Ackerland:	0,696
Rebland zu Brache:	1,078
Brache zu	0,848
organische Böden:	
Ackernutzung:	11 t/ha*a
Grünland:	5 t/ha*a

Abb. 54.: Aus einschlägiger Literatur abgeleitete Bodenkohlenstoff-Emissionsfaktoren der Deutschen Klimaschutzberichterstattung für Landnutzungsänderungen auf mineralischen Böden sowie für die landwirtschaftliche Nutzung organischer Böden.

Tab. 17. zeigt die aggregierten Ergebnisse für die organischen Kohlenstoffvorräte in 0 – 30 cm Tiefe für die mineralischen Böden der Landwirtschaftsfläche Deutschlands 1999, Tab. 18. Vorräte und Änderungen für die organischen Böden. Bei aller Beschränktheit dieser Daten lässt sich das Potential von Vorratsänderungen im Bodenkohlenstoff für Deutschland erkennen, entspricht doch bereits eine 1-prozentige Änderung ca. 6 % des gesamten CO₂-Ausstoßes Deutschlands in 2006. Eine durch Bodenmanagement erreichte Einsparung wäre allerdings einmalig, während die CO₂-Emissionen Deutschlands wohl noch etliche Jahre anhalten werden. Dass die jährlich aus den landwirtschaftlich genutzten organischen Böden freigesetzte CO₂-Menge derzeit einen Anteil von ca. 3,7 % an den jährlichen CO₂-Emissionen Deutschlands hat, zeigt zudem wo Ansatzpunkte für Emissionsreduzierungen in der landwirtschaftlichen Bodennutzung zu suchen sind.

Tab. 17.: Flächen und organische Kohlenstoffvorräte mineralischer Böden in 0 – 30 cm Tiefe der Landwirtschaftsfläche Deutschlands 1999 (Heinemeyer und Gensior (2003), Beitrag NIR 2004)

Alle Böden (BOHE 99 korrigiert n. FE 01)				
Nutzung	Fläche (km ²)	C _{org} -Vorrat (Mt)		
		Summe	min.	max.
Ackerland	125.384	989	693	1901
Grünland	54.207	559	315	1129
Gartenland/Brache	11.437	108	65	211

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

ges. Ldw.-Fläche	191.028	1655	1029	3241
------------------	---------	------	------	------

Tab. 18.: Flächen und organische Kohlenstoffvorräte organischer Böden in 0–30 cm Tiefe der Landwirtschaftsfläche Deutschlands 1999, sowie die jährlichen Verluste an die Atmosphäre (Heinemeyer und Gensior (2003), Beitrag NIR 2004)

Organische Böden (BOHE 99 korrigiert n. FE 01 – BOHE 91 korrigiert. n. FE 93)				
Nutzung	Fläche (km ²)	C _{org} -Vorrat (Mt)		
	Summe	Summe	min.	max.
Ackerland	5049	131,4	37,9	295,7
Grünland	8746	220,3	62,9	495,7
Gartenland/Brache	536	12,9	3,6	28,9
ges. Ldw.-Fläche	14331	364,6	104,5	820,4
Mineralisierungsverluste (Bezug BOHE 1999, korrigiert n. FE 2001)				
Nutzung	Rate(t ha ⁻¹ a ⁻¹)	C _{org} -Vorratsänderung (Mt a ⁻¹)		
		Summe	min.	max.
Ackerland	11	5,55	5,35	8,33
Grünland	5	4,37	2,15	6,67
Gartenland/Brache	5	0,27	0,13	0,41
ges. Ldw.-Fläche		10,19	7,64	15,41

Zusammenfassend lässt sich feststellen: C-Sequestrierung in Böden kann helfen, die deutschen Klimaschutzverpflichtungen zu erfüllen. Dies kann frühestens ab 2013 (2. Verpflichtungsperiode) wirksam werden. Neben der praktischen C-Sequestrierung ist deren Nachweis durch ein funktionsfähiges Berichtssystem zu AFOLU erforderlich. Dies Berichtssystem benötigt rechtlich einwandfreien Zugang zu allen relevanten Datenbeständen. Zum Nachweis erfolgter C-Sequestrierung sind der Aufbau und der Betrieb eines bundesweiten Bodenkohlenstoff-Inventursystems erforderlich. Die landwirtschaftliche Nutzung organischer Böden (ehem. Moore) verursacht einen erheblichen Anteil derzeitiger Emissionen. Aufgabe und Wiedervernässung dieser Flächen hat ein großes Klimaschutzpotential im Bereich Deutsche Landwirtschaft.

Literatur

Heinemeyer, O., Gensior, A. (2003): Co₂-Emissionen und Festlegungen im Boden. *IN:* UBA (Hrsg.) (2004): Nationaler Inventarbericht Deutschland – 2004. http://unfccc.int/files/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/application/zip/deu_2004_nir_30apr.zip.

- IPCC (1996): Intergovernmental Panel on Climate Change: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 1 – 3.
- IPCC (2003): Intergovernmental Panel on Climate Change: Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry.
- IPCC (2006): Intergovernmental Panel on Climate Change: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 1 – 5.
- UN (1992): United Nations Framework Convention on Climate Change, New York. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>.
- UN (1998): Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Kyoto. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>.
- UNFCCC, 2007: Kyoto Protocol Reference Manual on Accounting of Emissions and Assigned Amounts, 2007. http://unfccc.int/files/national_reports/accounting_reporting_and_review_under_the_kyoto_protocol/application/pdf/rm_final.pdf.

8.12. Umsetzbarkeit optimaler Humusgehalte in nationales Recht

Stefan Hüsch

Zusammenfassung:

Durch die Agrarreform 2003 wurde die Gewährung von Direktzahlungen an Landwirtschaftliche Betriebe an die Einhaltung der guten fachlichen Praxis geknüpft (Cross Compliance). Die entsprechenden Regelungen zur organischen Substanz im Boden bedürfen einer moderaten Überarbeitung. Eine Weiterentwicklung der Humusbilanzierung erfolgt durch den VDLUFA. Die Regelungen müssen für den Landwirt verständlich, nachvollziehbar und leicht umsetzbar bleiben. Aufgrund bereits bestehender Belastungen sind Verschärfungen der Anforderungen nicht vorgesehen.

Vorgaben des Gemeinschaftsrechtes

Auf Grund der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 wird die Gewährung von Direktzahlungen seit dem 1. Januar 2005 an die Einhaltung von Vorschriften in den Bereichen Umwelt, Tierkennzeichnung, Futter- und Lebensmittelsicherheit, Tierschutz und Tiergesundheit geknüpft. Verstöße gegen diese Verpflichtungen führen zu Kürzungen der Direktzahlungen.

Für den Ackerbau sind vor allem die Verpflichtungen des Anhangs IV der EG-Verordnung Nr. 1782/2003 zur Erhaltung der Flächen in einem guten landwirtschaftlichen Zustand von Bedeutung. Die benannten Gegenstände betreffen die Bodenerosion, die organische Substanz im Boden, die Bodenstruktur und das Mindestmaß an Instandhaltung von Flächen.

Der Anteil der organischen Substanz im Boden ist durch geeignete Praktiken zu erhalten. Diese genannten Vorgaben wurden in deutsches Recht umgesetzt.

Vorgaben deutsches Recht

Deutschland hat die Vorgaben mit dem Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz umgesetzt, was der Durchführung der EG-Verordnung 1782/2003 dient. Danach muss jeder landwirtschaftliche Betrieb u.a. geeignete Maßnahmen zur Erhaltung der organischen Substanz im Boden ergreifen um seine Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand zu halten. Konkretisiert werden die Forderungen in der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung. Im § 3 finden sich die Vorgaben zum Erhalt der organischen Substanz und der Bodenstruktur. Das Anbauverhältnis muss aus mindestens 3 Kulturen bestehen, wobei jede Kultur einen Mindestflächenanteil von 15 % haben muss. Ausgenommen davon sind Dauerkulturen oder mehrjährige Kulturen. Besteht die Fruchtfolge aus vielen Kulturen, kann der Mindestanteil von 15 % durch Zusammenfassung kleinerer Anteile erfolgen. Ebenfalls wird der Mindestanteil erreicht, wenn er bei Anbau nur einer Kultur auf der Fläche in den Folgejahren jeweils dort andere Kulturen folgen. Auch kann die notwendige Fruchtfolge auf andere Betriebe „ausgelagert“ werden, d.h. bei einem Flächenwechsel mit einem anderen Betrieb muss entsprechend die Fruchtfolge genauso nachgewiesen werden.

Können die Anforderungen an die Fruchtfolge nicht eingehalten werden, muss der Betriebsinhaber den Erhalt der organischen Substanz durch eine jährlich zu erstellende Humusbilanzierung oder alternativ durch Bodenhumusuntersuchungen, die alle 6 Jahre auf allen Flächen durchzuführen sind, nachweisen. Die Vorgaben sind als Anhang in der

Verordnung aufgeführt und stellen die Mindestanforderungen zur Humusversorgung der landwirtschaftlichen Böden dar.

Hintergründe und Ausblick der Humusbilanzierung

Die Humusbilanzierung stellt eine erste bundesweit anerkannte Methode zur Humusreproduktion dar, die einfach umsetzbar ist. Die Grundlagen sind vom VDLUFA entwickelt worden. Auch die Weiterentwicklung erfolgt durch den VDLUFA. Aus Sicht der Landwirtschaft muss für die Erstellung einer Humusbilanzierung eine hohe Akzeptanz gegeben sein. Diese muss daher einfach zu erstellen sein, darf nicht kompliziert und muss sich für den Landwirt schnell erschließen.

Bei einer notwendigen Weiterentwicklung der Humusbilanz kommen folgende Themen zukünftig in Betracht. Die Humusreproduktionswirkung organischer Dünger und Reststoffe. Bei der derzeit großen Zunahme an Biogasanlagen wird es zunehmend wichtiger eine Bewertung von Gärsubstraten und Stroh vorzunehmen. Ferner muss der Humusumsatz in Abhängigkeit vom Standort und Nutzung stärker in die Betrachtung genommen werden. Die Humuswirtschaft in spezifischen Nutzungssystemen, wie dem ökologischen Landbau und Energiefruchtfolgen, ist nicht hinreichend beschrieben. Darüber hinaus erhält die C- und N-Dynamik bei sich ändernden klimatischen Bedingungen eine immer größere Bedeutung.

Eine Verschärfung der jetzigen Anforderungen ist hinsichtlich der bereits bestehenden Belastungen der Landwirtschaft bei Cross Compliance nicht vorgesehen.

Rechtsgrundlagen

- Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe und zur Änderung der Verordnungen (EWG) Nr. 2019/93, (EG) Nr. 1452/2001, (EG) Nr. 1453/2001, (EG) Nr. 1454/2001, (EG) Nr. 1868/94, (EG) Nr. 1251/1999, (EG) Nr. 1254/1999, (EG) Nr. 1673/2000, (EWG) Nr. 2358/71 und (EG) Nr. 2529/2001 (Amtsblatt der Europäischen Union L 270 vom 21.10.2003 S. 1)
- Gesetz zur Regelung der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen durch Landwirte im Rahmen gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften über Direktzahlungen (Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz – DirektZahlVerpflG) vom 21. Juli 2004 (BGBl. I S. 1763, 1767)
- Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung – DirektZahlVerpflV) vom 4. November 2004, zuletzt geändert durch Artikel 3 der Verordnung vom 4. April 2007 (BGBl. I S. 489)

8.13. C-Sequestrierungspotentiale forstwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland – Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Kenntniserweiterung

Nicole Wellbrock und Andreas Bolte

Einleitung

Die deutsche Regierung hat im Dezember 2006 entschieden, die Waldsenkenoption für die Treibhausgasberichterstattung entsprechend dem Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls anzunehmen. Die Berichtspflichten sollen u.a. mit Hilfe von Daten des nationalen forstlichen Umweltmonitorings erfüllt werden.

Die bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE) und das europäische Intensivmonitoring Level II bieten die Möglichkeiten zur Ableitung von C-Vorratsänderung in deutschen Waldböden auf nationaler Ebene zwischen zwei Inventurterminen (BZE: 15 Jahre). Die geforderten Ergebnisse zu jährlichen Veränderungen können mit Hilfe von Modellen für die Jahre 2008 und 2012 (KP. Art. 3 Abs. 4) kalkuliert werden.

Insbesondere die Feststellung von statistisch abgesicherten Veränderungen stellt eine schwierige Aufgabe dar. Bei hohen Kohlenstoffvorräten sind relativ geringe Vorratsänderungen schwierig nachzuweisen, insbesondere bei der hohen räumlichen Heterogenität der Kohlenstoffvorräte in Waldböden (Liski et al., 2002; Baritz und van Ranst, 2006). Im Gegensatz zu anderen europäischen Ländern ist das forstliche Monitoring in die föderalen Strukturen der Bundesrepublik eingebettet. Dies spiegelt sich auch in der Organisationsstruktur der BZE wider. Die Bundesländer sind für die Geländeerhebung und die Analysen im Rahmen des Monitoring zuständig, während die BFH für die Koordination und bundesweite Auswertung verantwortlich ist.

Im Folgenden werden die Möglichkeiten und Grenzen aufgezeigt, wie die Kohlenstoffvorräte der Waldböden und ihre Veränderungen auf nationaler Ebene mit Hilfe des forstlichen Umweltmonitorings abgeleitet werden können.

Nationales forstliches Umweltmonitoring

Das nationale forstliche Umweltmonitoring stellt ein System aus flächenrepräsentativer Erhebung der bundesweite Bodenstandserhebung (BZE) und prozessorientiertem Intensivmonitoring an 89 Level II-Flächen dar (Abb. 55.).

Die BZE soll den Zustand der Waldböden charakterisieren, Veränderungen des Waldzustandes gegenüber der Erstinventur aufdecken und neu hinzugekommene Fragestellungen beantworten, z.B. zum Kohlenstoffinventar. Die BZE stellt eine bundesweite, systematische Stichprobeninventur zum Zustand der Waldböden dar. Die Erstinventur der BZE (BZE I: 1987 – 1993) erfolgte im 8x8-km-Raster auf denselben Stichprobenpunkten der Waldzustandserhebung (WZE). Teilweise wurde das Stichprobennetz verdichtet, so dass die Gesamtstichprobe der BZE ca. 1900 Punkte umfasst. 15 Jahre nach der BZE I wird die erste Wiederholungsinventur die Außenaufnahmen von 2006 bis 2008 als ein Gemeinschaftsvorhaben des Bundes und der Länder durchgeführt. Anschließend erfolgen umfangreiche laboranalytische und statistische Auswertungen auf Landes- und Bundesebene.

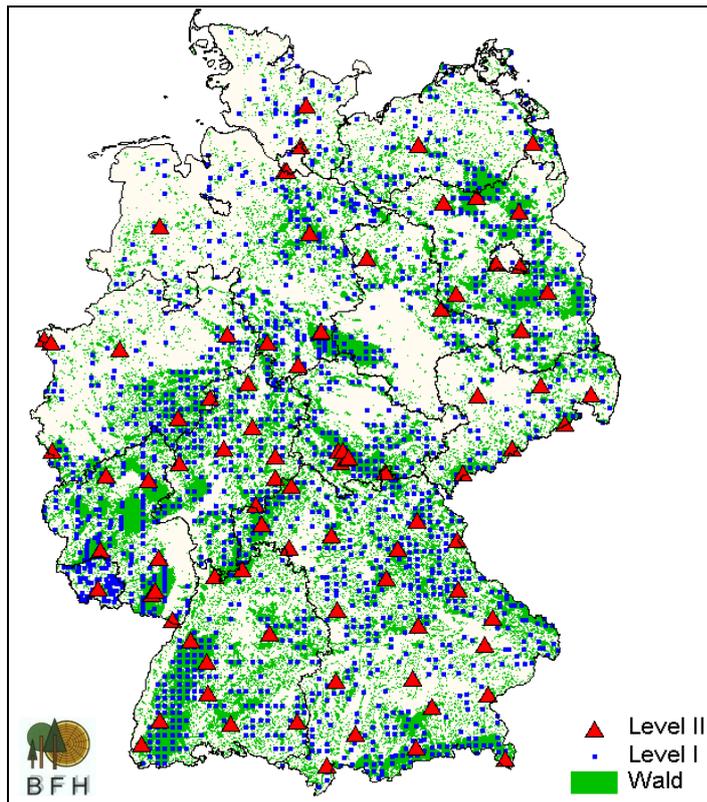


Abb. 55.: Lage der Untersuchungsflächen (Level II und BZE II).

Das europäische Intensivmonitoring (EU Level II) wurde von der UN/ECE initiiert und von der EU kofinanziert. Die Bundesländer haben ab 1995 begonnen, 89 Level II-Flächen einzurichten und kontinuierlich zu untersuchen; die BFH koordiniert diese Aufgabe und fungiert als nationales Datenzentrum. Ziel ist es, Hypothesen zu Ursache-Wechselwirkungen in Waldökosystemen zu entwickeln. Im Rahmen von Level II wird der Bodenzustand alle 10 Jahre erhoben.

Bodenkundliche Beprobung

Das Standardverfahren zur bodenkundlichen Beprobung der BZE-Punkte ist die Satellitenbeprobung mit einem Bodenprofil am BZE-Mittelpunkt. Die Probennahme für die chemischen Analysen erfolgt – wie bereits bei der BZE I – grundsätzlich nach Tiefenstufen (0 – 5, 5 – 10, 10 – 30, 30 – 60, 60 – 90 cm; wenn möglich für 90 – 140 und 140 – 200 cm), um die bundesweite Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Am Profil wird zusätzliche eine Profilansprache zur Bodenklassifikation durchgeführt.

Das Verfahren des Level II-Programms sieht eine flächenbezogene Beprobung vor. Es werden drei Mischproben anhand von 24 Einzelbeprobungen hergestellt und analysiert. Die Beprobung erfolgt ebenfalls nach Tiefenstufen (0 – 5, 5 – 10, 10 – 20, 20 – 40, 40 – 80 cm; wenn möglich für 80 – 120 und 120 – 200 cm).

Merkmalspektrum für das Kohlenstoffmonitoring

Durch Bund und Länder wurde für die BZE ein Mindestmerkmalssatz definiert, mit dem die bundesweite Auswertung durchgeführt und die Berichtspflichten für die europäischen Programme erfüllt werden sollen (Wellbrock et al., 2006). Das Merkmalspektrum des Level II-Programmes wurde von der EU festgelegt (UN/ECE, 2006). Da es sich um ein Intensivmonitoring handelt, werden gegenüber der BZE zusätzliche Parameter wie Elementkonzentrationen in der Bodenlösung und auch meteorologische Größen in hoher zeitlicher Auflösung erhoben.

Für das Kohlenstoffinventar der Böden wird nur eine Auswahl an Parametern des Monitorings benötigt (Tab.19.). Das ‚up-scaling‘ von Punktinformationen erfolgt mit Hilfe von Karten und Modellen.

Tab. 19.: Parameterliste für die Kohlenstoffinventur.

Komponenten	Parameter
Punkt-Ebene	
Beprobung im Gelände	Mächtigkeit der Tiefenstufen, Feinwurzeln, Totholz (< 2cm), Steingehalt, Trockenrohdichte, Fläche der beprobten Humusauflage, Höhe ü. N.N., Streufall
Analyse	C-Gehalt, Feinbodenvorrat, Gewicht der Humusauflage
Berechnung der Kohlenstoffvorräte	Kohlenstoffvorräte
Regionale Ebene	
Plot	Bodentyp, Ausgangsmaterial, Vegetationstyp oder „Forest type“, Management
Regionalisation	Boden-Landnutzungskarte, Statistische Modelle, Öko-Regionen, digitale Höhenmodelle, Klimaregionen

BZE I (1989/1992) – Ergebnisse zu Kohlenstoff-Vorräten

Die räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte an den BZE I-Punkten zeigt eine typische räumliche Differenzierung (Abb. 56.). So weisen die mit Kiefern bestockten, sandigen Böden Nordostdeutschlands geringe C-Vorräte auf. Im Gegensatz dazu liegen die Vorräte in den höheren Lagen wie dem Schwarzwald oder dem Thüringer Wald über dem Durchschnitt. Auffällig sind die hohen Werte in Nordwestdeutschland. Die damit im Zusammenhang stehenden engen C/N-Verhältnisse deuten auf eine Kohlenstoff-Akkumulation im Auflagehumus aufgrund von versauernden Stickstoffeinträgen hin, die zu einer verminderten Umsetzung der Streu geführt haben (Baritz, 1996, 1998; Wolff und Riek, 1997).

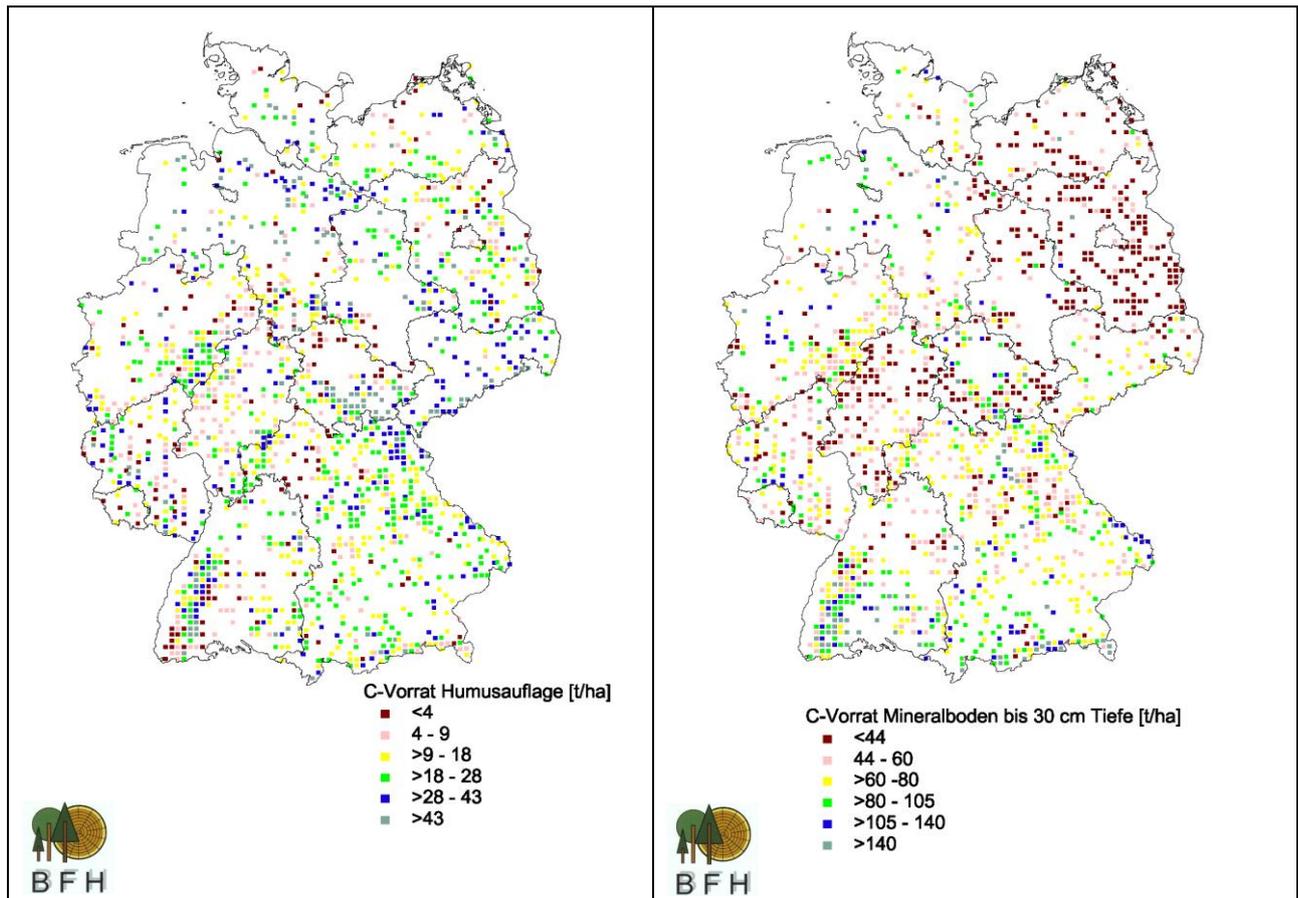


Abb. 56.: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte der BZE I getrennt nach Humusauflage und Mineralboden bis 30 cm.

Fehlerbetrachtung

Im Rahmen einer Inventur führen zufällige und systematische Fehler zu einer Verfälschung der Ergebnisse. Wenn Veränderungen zwischen zwei Inventuren festgestellt werden sollen, sind die Fehler möglichst zu minimieren. Dies gilt insbesondere für systematische Fehler, da diese die Ergebnisse in eine bestimmte Richtung hin verfälschen. Fehler treten auf verschiedenen Ebenen und bei verschiedenen Komponenten auf.

Änderungen der Analysenmethoden können zu einer Erhöhung des Standardfehlers und damit zu einer erhöhten Unsicherheit bei der Schätzung der Kohlenstoffvorratsänderung führen (Wolff und Wellbrock, 2005). Für die Bestimmung der Kohlenstoffgehalte kann jedoch davon ausgegangen werden, dass kaum gravierende Änderungen in der Analytik gegeben sind.

Bei der BZE fallen folgende Fehler besonders ins Gewicht:

- Feldaufnahmen:
 - Anzahl der BZE-Punkte geändert, Kein Wiederfinden der alten Aufnahmefläche, Aufnahmefehler, kleinräumige Variabilität des Standorts
- Chemische Analysen:
 - Neue Labormethoden, Methodenvergleichbarkeit, unterschiedliche Labore und Bearbeiter, Analysefehler

- Fehlende Werte oder Daten

Im Rahmen der BZE II wird versucht, die wichtigsten Fehler zu minimieren. Wie dies erreicht werden soll, wird im Folgenden dargestellt.

Räumliche Heterogenität

Die räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaft führt auch bei Großrauminventuren zu Schwierigkeiten bei der Ableitung von Vorratsveränderungen. Um den Einfluss der kleinräumigen standörtlichen Variabilität zu minimieren, muss eine ausreichende Anzahl an Bodenproben entnommen werden. Restriktiv wirken sich hierbei aber Arbeitsaufwand und Kosten aus.

Nach dem unter diesen Bedingungen gewählten Probenahmedesign werden acht Proben auf einem Kreis von 10 m Radius entnommen, zu einer Mischprobe vereinigt und analysiert. Wie eine Vorstudie zeigen konnte, sind die Proben innerhalb des 10 m Kreises autokorreliert, repräsentieren somit eine möglichst homogene Fläche (Pedon) und minimieren so die Variabilität (Mellert et al., 2007).

Feinbodenvorrat

Der Feinbodenvorrat berechnet sich aus Trockenrohddichte und Steingehalt. Die Messung der Trockenrohddichte ist mit Hilfe verschiedener Methoden zuverlässig möglich (Heinkele et al., 2005). Der Steingehalt wird jedoch häufig vernachlässigt, was zu einer systematischen Überschätzung der Vorräte führt. Bei der BZE I war es erlaubt, die Lagerungsdichte zu schätzen; auch dies hat zu systematischen Fehlern geführt (Wirth et al., 2004). Im Rahmen der BZE II wurden daher in Voruntersuchungen die Vergleichbarkeit der verschiedenen Methoden getestet und anhand der Ergebnisse vergleichbare Methoden festgelegt (Heinkele et al., 2005; Riek und Wolff, 2006). Bei der Auswertung werden nur Standorte einbezogen, die mit den getesteten vergleichbaren Methoden aufgenommen wurden.

Chemische Analysen

Die Vergleichbarkeit der Laboranalysen von verschiedenen Laboren hat im Rahmen der BZE einen hohen Stellenwert, da 12 Labore mit den Analysen beauftragt sind. Zudem haben sich z.T. die Methoden seit der Erstinventur verändert. Aus diesem Grund werden zu jedem Parameter Ringanalysen in den deutschen Laboren durchgeführt. Zusätzlich erfolgen aber auch Vergleichsanalysen mit den Laboren des europäischen Bodenmonitorings (BioSoil) bzw. im europäischen Zentrallabor (König und Wolff, 1993; Blum und Heinbach, 2006; Cools et al., 2006). Die zulässigen Methoden sind in einem Handbuch der forstlichen Analytik (GAFA, 2005) beschrieben und zusätzlich in der BZE II-Arbeitsanleitung dargestellt. Des Weiteren werden die Daten im Rahmen des Bundesdatenmanagements geprüft.

„Up-scaling“-Ansatz:

Es gibt verschiedene Ansätze zur flächenhaften Darstellung von Kohlenstoffvorräten (Baritz et al., 2006). Wenn georeferenzierte Punkte vorliegen, können die Punktinformationen sehr genau mit Karteninformationen verschnitten werden. Für

Deutschland wurde ein Ansatz getestet, der Regressionsanalysen mit einer räumlichen Datenanalyse kombiniert (Zirlewagen, 2003).

Ableitung von Vorratsveränderungen

Die BZE bietet – im Gegensatz zu bodenkundlichen Fallstudienuntersuchungen, bei denen grundsätzlich dieselben Fehlerquellen bei der Herleitung von Veränderungen auftreten – die Möglichkeit der Herleitung von Veränderungen auf der Basis größerer Kollektive von Stichprobeneinheiten (= Straten) und damit der Reduktion des Standardfehlers der Schätzung. Die Straten sollten vordringlich nach ökologischen Kriterien gebildet werden. Innerhalb dieser Straten ist, z.B. bei unterschiedlicher Stichprobendichte (Gitternetzabstand), ggf. weiter zu stratifizieren (= flächenproportionale Gewichtung der Mittelwerte und Fehler). Als ökologische Straten können ähnlich wie bei der BZE I pedo- bzw. geogene Straten, aber aufgrund der verbesserten waldkundlichen Beschreibung auch Bestandestypen gewählt werden. Des Weiteren bieten sich die bundesweit neu bearbeiteten waldökologischen Naturräume als regionale Stratifizierungseinheiten an (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2005).

Trotz der vergleichsweise hohen Stichprobenzahl sind der Poststratifikation bei der BZE jedoch Grenzen gesetzt. Da der Waldzustand von einer Vielzahl von Faktoren bestimmt wird, würde die Klassifikation nach nur einem Merkmal zu in sich weiterhin sehr inhomogenen Klassen führen. Die dann zwingend erforderliche weitere Stratifizierung dieser Gruppen reduzierte den Stichprobenumfang in unzulässiger Weise. Diesem Problem könnte durch multivariat-statistisch abgeleitete Waldzustandstypen (Riek und Wolff, 2000) oder ähnliche statistisch abgeleitete komplexe Typen (z.B. Maßnahmentypen) begegnet werden, da diese bereits durch eine spezifische Parameterkonstellation hinsichtlich Bestandes-, Boden-, Kronen- und Ernährungszustand sowie Witterungs- und Depositionssituation charakterisiert sind (vgl. auch Wellbrock et al., 2006). Für Merkmale, die ausschließlich für eine Unterstichprobe erhoben wurden, wie dies bei Totholz oder Streufall der Fall ist, ist zu prüfen, ob die Daten der BZE II zusammen mit Daten aus anderen, bundesweit oder regional vorliegenden Datenquellen zu einem Bundesergebnis hochgerechnet werden können.

Die Bestimmung jährlicher Veränderung des Kohlenstoffvorrates kann nur mit Hilfe von Stoffhaushaltsmodellen gelingen. Diese sollen an Level II kalibriert und validiert werden.

Zusammenfassung

- Für die Treibhausgas-Berichterstattung (THG 2008 – 2012) wird Deutschland das forstliche Umweltmonitoringsystem (BZE, Level II) nutzen.
- Im Rahmen der BZE II werden besondere Anstrengungen unternommen, die im Rahmen des THG-Monitoring zu berichtenden Fehler der Kohlenstoffvorratsveränderung in Waldböden zu minimieren.
- Eine Fehlerbetrachtung wird für jede Komponente der Vorratsberechnung getrennt durchgeführt.
- Die Auswertungen werden voraussichtlich stratifiziert erfolgen; die Ergebnisse werden aber nachfolgend für das gesamte Bundesgebiet als Berichtseinheit für das Treibhausgasmonitoring hochgerechnet.

Literatur

- AK STANDORTSKARTIERUNG in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (2005): Waldökologische Naturräume – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. (= Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung, 43.)
- Baritz, R. (1996): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands, Teil I Kohlenstoffinventar. Reports Institute for Forest Ecology and Forest Inventory 1/1996, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg.
- Baritz, R. (1998): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands, Teil I Kohlenstoffinventar. Reports Institute for Forest Ecology and Forest Inventory 1/1998, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg.
- Baritz, R., van Ranst, E. (2006): Methodological standards to detect forest soil carbon stocks and stock changes related to land use change and forestry: Part I: plot level aspects. Johanneum research Forschungsgesellschaft mbH.
- Blum, U., Heinbach, R. (2006): Endbericht zum Ringversuch Humus. BMELV, Berlin.
- Cools, N., Verschelde, P., Quartaert, P., Mikkelsen, J., DeVos, B. (2006): Quality assurance and quality control in forest soils analysis: 4th FSCC Interlaboratory Comparison. Inbo, Brüssel.
- Gutachterausschuss Forstliche Analytik (2005): Handbuch Forstliche Analytik. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. GAFA.
- Heinkele, T., Martin, N., Scherzer, J. (2005): Erarbeitung von Empfehlungen zur Erfassung von Trockenrohdichte und Grobbodenanteil des Waldbodens im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Studie im Auftrag des BMELV. Unpublished report.
- König, N., Wolff, B. (1993): Abschlußbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd.33.
- Liski, J., Palosou, T.A., Peltoniemi, M., Sievänen, R. (2002): Carbon and decomposition data sets for 1990 and 2000. *IN: Geoderma* 127, 11 – 23.
- Mellert, K., Weis, W., Rücker, G. (2007): Ermittlung der (potentiell) zu erwartenden Signalstärke von Bodenveränderungen – Grundlage für die Bewertung und Interpretation von Ergebnissen der BZE II. Veröffentlichter Bericht.
- Riek, W., Wolff, B. (2000): Ansätze zur Ableitung von Waldzustandstypen auf der Grundlage nationaler Inventurdaten. Tagungsberichte der Arbeitsgruppe Ökologie. Deutsche Region der internationalen biometrischen Gesellschaft. Ljubljana, 138 – 151.
- Riek, W., Wolff, B. (2006): Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden. Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald. WBU. Endbericht.
- UN/ECE (2006): ICP Forests Manual on methods and criteria for harmonised sampling,

assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. update
Soil sampling 2006. BFH, Hamburg.

- Wellbrock, N., Aydin, C.-T., Block, J., Bussian, B., Deckert, M., Diekmann, O., Evers, J., Gauer, J., Gehrman, J., Kölling, C., König, N., Liesebach, M., Martin, J., Meiwes, K.-J., Milbert, M., Raben, G., Riek, W., Schäffer, W., Schwerhoff, J., Ullrich, T., Utermann, J., Volz, H.-A., Weigel, A., Wolff, B. (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. BMELV, Berlin.
- Wellbrock, N., Riek, W., Wolff, B. (2001): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Arbeitsbericht Fachhochschule Eberswalde und Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, 1.
- Wolff, B., Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung in Wald (BZE) 1987 – 1993. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, Bd. 1 u. 2.
- Wolff, B., Wellbrock, N. (2005): Forstliches Bodenmonitoring am Beispiel der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). *IN: Beiträge Diskussionsforum Bodenwissenschaften*. 5, 17 – 33.
- Zirlewagen, D. (2003): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topografisch stark gegliederten Waldlandschaften. (= Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 19)

Verzeichnis der Autorinnen und Autoren

Prof. Dr. Friedrich Beese

Georg-August-Universität Göttingen
Ökopedologie der gemäßigten Zonen
Büsgen-Institut
Büsgenweg 2
37077 Göttingen

Dr. Oliver Bens

Helmholtz-Zentrum Potsdam · Deutsches GeoForschungsZentrum (GFZ)
Leiter Wissenschaftlicher Vorstandsbereich
Telegrafenberg G, 14473 Potsdam

Prof. Dr. Christian Bernhofer

Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Pienner Straße 23, 01737 Tharandt

Prof. Dr. Andreas Bolte

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Waldökologie und Waldinventuren
Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

Dr. Peter Dominik

Umweltbundesamt
Geschäftsstelle der Kommission Bodenschutz
Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau

Dr. Olaf Düwel

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Geozentrum Hannover
Stilleweg 2, 30655 Hannover

Dipl.-Geogr. Johannes Franke

Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Piener Straße 23, 01737 Tharandt

Dr.-Ing. Andreas Gensior

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Dr. Valeri Goldberg

Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Piener Straße 23, 01737 Tharandt

Dr. Thomas Grünwald

Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Piener Straße 23, 01737 Tharandt

Dr. Otto Heinemeyer

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Stefan Hüsch

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
Referat Acker- und Pflanzenbau
Rochusstr. 1, 53123 Bonn

Prof. Dr. Reinhard F. Hüttl

Helmholtz-Zentrum Potsdam · Deutsches GeoForschungsZentrum (GFZ)
Wissenschaftlicher Vorstand und Sprecher des Vorstands
Telegrafenberg, 14473 Potsdam

Dr. Hartmut Kolbe

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Humusversorgung von Böden in Deutschland (FKZ 360 13 008)

Fachbereich Pflanzliche Erzeugung

G.-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

Prof. Dr. Martin Körschens

Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg

Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung

Weidenplan 14, 06108 Halle

PD Dr. Barbara Köstner,

Technische Universität Dresden

Institut für Hydrologie und Meteorologie

Pienner Straße 23, 01737 Tharandt

Prof. Dr. agr. Günter Leithold

Justus-Liebig-Universität Gießen

Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung

Geschäftsführender Direktor

Alter Steinbacher Weg 32, 35394 Gießen

Prof. Dr. Rainer Marggraf

Georg-August-Universität Göttingen

Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung

Arbeitsbereich Umwelt- und Ressourcenökonomik

Platz der Göttinger Sieben 5, 37073 Göttingen

Dr. Luca Montanarella

Europäische Kommission

Institut für Umwelt und Nachhaltigkeit

Abteilung Land Management und Naturgefahren

Via Fermi 1, 21020 Ispra

Italien

Dr. Annette Prechtel

Brandenburgische Technische Universität

Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung

Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus

Dr. Jürgen Reinhold

Verband der Humus- und Erdenwirtschaft BBS e.V. und
Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Potsdam
Stahnsdorfer Damm 39
14532 Kleinmachnow

Dr. agr. Helmut Rogasik

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg
Institut für Bodenlandschaftsforschung
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Dr. sc. agr. Jutta Rogasik

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Prof. Dr. sc. agr. Ewald Schnug

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Dr. Jens Utermann

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Geozentrum Hannover
Stilleweg 2, 30655 Hannover

Dr. Nicole Wellbrock

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Waldökologie und Waldinventuren
Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde