Trierer Bodenkundliche Schriften

Band 21

Dipl.-Biogeograph

Daniel Felten

Boden-Biodiversität, Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial und Energie- und Treibhausgasbilanzen von Energiepflanzen-Anbausystemen sowie Handlungsempfehlungen für die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung

Vom Fachbereich VI (Geographie/Geowissenschaften) der Universität Trier
zur Verleihung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

Betreuender & Berichterstattender: Prof. Dr. Christoph Emmerling
Berichterstattender: Prof. Dr. Reinhard Hendler

Datum der wissenschaftlichen Aussprache: 25.10.2013

Trier 2013

Herausgeber: Fach Bodenkunde, Universität Trier

Daniel Felten:

Boden-Biodiversität, Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial und Energie- und Treibhausgasbilanzen von Energiepflanzen-Anbausystemen sowie Handlungsempfehlungen für die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung

978-3-9816141-0-7

© 2013 Fach Bodenkunde der Universität Trier

Impressum

Herausgeber: Fach Bodenkunde, Universität Trier
Campus II
D- 54286 Trier
Fax: +49 (0) 651 201 3809
bodenkunde@uni-trier.de

Schriftleitung: Prof. Dr. Christoph Emmerling

Druck: Universitäts-Druckerei Trier

Layout: Fach Bodenkunde, Universität Trier

Der Druck der Dissertation wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (Graduiertenkolleg GRK 1319).

Printed in Trier, Germany

Vorwort

Die vorliegende kumulative Dissertation entstand im Rahmen des interdisziplinären DFG-Graduiertenkollegs *„Verbesserung von Normsetzung und Normanwendung im integrierten Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation“* (GRK 1319) in der Abteilung Bodenkunde der Universität Trier. Das Konzept des Graduiertenkollegs beruht auf einem intensiven Austausch der am Kolleg beteiligten Rechts- und Naturwissenschaftler. Diese fachübergreifende Kooperation soll insbesondere zu einer Bewältigung der Schwierigkeiten und Unsicherheiten beitragen, die beim Erlass und der Anwendung von Rechtsnormen auf dem Gebiet des integrierten Umweltschutzes bestehen. Arbeitsschwerpunkte der beteiligten Wissenschaftler liegen unter anderem in der Konkretisierung unbestimmter Rechtsbegriffe, welche insbesondere im Bereich des Umweltrechts vielfach anzutreffen sind, sowie in der Erarbeitung von Strategien zur Wahrnehmung von Chancen und zur Bewältigung von Risiken im integrierten Umweltschutz.

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. rer. nat. Christoph Emmerling für die Betreuung der Arbeit, die konstruktiven Diskussionen, die Möglichkeit, diese Arbeit nach meinen eigenen Vorstellungen zu verwirklichen sowie die Unterstützung in allen weiteren Belangen.
Herrn Prof. Dr. iur. Reinhard Hendler danke ich für die Übernahme der Zweitbetreuung.

Bei Herrn Dr.-Ing. Norbert Fröba vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) bedanke ich mich für die Modellierung des Dieselbedarfs der landwirtschaftlichen Arbeiten zur *Miscanthus*-Ernte und die Bereitstellung der Daten sowie bei Herrn B.Sc. Jérôme Fries für die Datenerhebung im Rahmen der ökologischen Bilanzierung des Mais- und Raps-Anbausystems.

Die naturwissenschaftlichen Studien wären ohne die Mithilfe der Landwirte nicht möglich gewesen. Vielen Dank an Franz-Josef Koch, Johann Hilsamer und Matthias Johaentges für die Zurverfügungstellung der landwirtschaftlichen Flächen und die Bereitstellung von Betriebsdaten. Herrn Thomas Mohn vom Maschinenring Trier-Wittlich (MBR) danke ich in diesem Zusammenhang zudem für die Übermittlung der Klärschlamm-Lieferscheine.

Vielen Dank an die ehemaligen Diplomandinnen, Bachelor- und Master-Kandidatinnen sowie wissenschaftlichen Hilfskräfte Maike Cremer, Ines Häfele, Daniela Matenaar, Lisa Rheinheimer, Dorothée Schuster, Catherine Sander, Nicole Thien und Beatrice César Zomera für die Unterstützung bei den Gelände- und Laborarbeiten.

Bei allen aktuellen und ehemaligen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Trierer Bodenkunde bedanke ich mich für ihre Unterstützung und die schöne Zeit. Insbesondere danke ich Dr. Marco Hümann und Dipl. Geographin Nadine Koch für die abwechslungsreiche Zeit im KHMB. Danke Dr. Gregor Ernst für die gemeinsame Zeit im Graduiertenkolleg. Dipl. Umweltwissenschaftlerin Marie Ludwig danke ich, neben ihrer Hilfe bei den freilandökologischen Untersuchungen und dem fachlichen Austausch, für Kaffee und Fairtrade-Schokolade. Dr. Raimund Schneider danke ich für die Überlassung bodenphysikalischer Daten sowie Petra Ziegler und Elvira Sieberger für die Betreuung und Arbeit im Labor.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sowie der Nikolaus Koch Stiftung Trier danke ich für die finanzielle Unterstützung meiner Arbeit in Form der entsprechenden Stipendien.

„Unser Berufsleben allein wäre kein sehr glücklicher Zustand, hätten wir nicht unsere Familie […]“ (Anaïs Nin). In diesem Sinne danke ich insbesondere meinen Eltern, Brigitte und Ferdinand Felten, meinen Schwiegereltern, Charly und Elisabeth Marnitz-Habeth und ganz besonders meiner Frau Isabell. Danke Euch allen!

Trier, im März 2013

Daniel Felten

Inhaltsverzeichnis

Vorwort ..... **I**

Abbildungsverzeichnis ..... **IV**

Tabellenverzeichnis ..... **V**

Abkürzungsverzeichnis ..... **VII**

Zusammenfassung ..... **XII**

1. Einleitung **1**

1.1 Der globale Klimawandel und seine Folgen *1*

1.2 Nationale Folgen des Klimawandels *2*

1.2.1 Klimaschutzziele 2

1.2.2 Anbau und Verwertung nachwachsender Rohstoffe in Deutschland 3

1.3 Das Schutzgut Boden *4*

1.4 Das Gutachten der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt zum Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe *5*

2. Regionaler Anbau von Energiepflanzen **7**

2.1 Ziele und Aufbau der Arbeit *7*

2.2 Der Bioenergiepflanzen-Anbau im Untersuchungsgebiet Kenner Flur und Ehranger Flur *8*

2.3 Konkretisierung der naturwissenschaftlichen und umweltrechtlichen Problem- und Fragestellungen *10*

2.3.1 Effekte des NaWaRo-Anbaus auf die Biodiversität des Bodens 10

2.3.2 Potenzial des NaWaRo-Anbaus für die C-Sequestrierung 15

2.3.3 Energie- und Treibhausgasbilanzen nachwachsender Rohstoffe 20

2.3.4 Die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft 22

3. Ergebnisse **24**

3.1 Effekte des Bioenergiepflanzen-Anbaus auf die Regenwurmpopulationen von Standorten – Eine vergleichende Untersuchung perennierender (Miscanthus) und annueller Kulturen unter Berücksichtigung der Landnutzungsintensität *24*

3.2 Akkumulation von Miscanthus-bürtigem Kohlenstoff in kommerziell bewirtschafteten Böden in Abhängigkeit von Bodentiefe und Landnutzungsdauer *36*

3.3 Energiebilanzen und Treibhausgas-Minderungspotenziale kommerziell bewirtschafteter Bioenergiepflanzen-Anbausysteme in Westdeutschland *43*

3.4. Die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung *53*

3.4.1 Bundes-Bodenschutzgesetz 54

3.4.2 Landwirtschaftliches Fachrecht 56

3.4.2.1 Düngemittelrecht 56

3.4.2.1.1 Klärschlammverordnung 59
3.4.2.2 Pflanzenschutzrecht 61
3.4.3 Bundesnaturschutzgesetz 63
3.4.4 Das gegenseitige Verhältnis der Grundsätze-Kataloge zur guten fachlichen Praxis des Bundes-Bodenschutzgesetzes und Bundesnaturschutzgesetzes 65
3.4.5 Vollzug der guten fachlichen Praxis im Bundes-Bodenschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz und landwirtschaftlichen Fachrecht 66
3.4.6 Die Bedeutung der Beratung für die Umsetzung der Regelungen zur guten fachlichen Praxis bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung 70
3.4.7 Ökonomische und kooperative Instrumente zur Umsetzung einer natur- und landschaftsverträglichen Landwirtschaft: Agrarsubventionen (Cross Compliance) und Agrarumweltmaßnahmen (ELER-Verordnung) 71

4. Bewertung der Ergebnisse – Eine natur- und rechtswissenschaftliche Synthese 75

4.1 Bodenschutz vs. Klimaschutz durch die Nutzung erneuerbarer Energien: Der interne Zielkonflikt des § 1 Abs. 3 Nr. 2 und 4 BNatSchG 75
4.1.1 Beurteilung der Angemessenheit des NaWaRo-Anbaus zum Schutze des Klimas durch Bewertung der gleichzeitigen Effekte auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Bodens (Verhältnismäßigkeitsprüfung) 76

5. Konkretisierungsvorschläge zur guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft 83

Literaturverzeichnis 93

Rechtsquellenverzeichnis 102

Anhang 105

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Triplot for RDA (combined sampling years), consisting of samples (symbols), species (thin arrows) and environmental variables (bold arrows). Abbreviations: *Ab_*: abundance, of epigeics (*_epi*), anecics (*_an*), endogeics (*_en*) and *Lumbricus* (*_Lum*); *Ab_tot*: total abundance of earthworms; *NoS*: number of species. The displayed sample scores (symbols) represent the 'fitted sample scores', which are linear combinations of the environmental variables (cf. TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002) of a respective sampling site and therefore mainly characterise the six crops by their intensity of land-use as well as by C:N ratio of harvest residues (CN_{hr}). 29

Abbildung 2: Total number of earthworm species (arithmetic mean ± SD) related to land-use. Data are presented for sampling years 2009 and 2010 in common (*n* = 10 per crop). Individuals classified as the genus *Lumbricus* were only considered for calculation, if no distinct *Lumbricus*-species was present at the respective sampling site. Significant differences (H-test, $p<0.05$) between the crops are marked by different lowercase letters. 33

Abbildung 3: Total and ecological category-specific abundance of earthworms (arithmetic mean ± SD) related to land-use. Data are presented for sampling years 2009 and 2010 in common (*n* = 10 per crop). The total abundance is the sum of anecics, endogeics, epigeics, and individuals of the genus *Lumbricus*. Significant differences ($p<0.05$) of total and ecological category-specific abundance between the crops are marked by different lowercase letters (performed tests: ANOVA for total abundance and anecic category; H-test for categories endogeic, epigeic, and *Lumbricus*). 33

Abbildung 4: Carbon stocks of the study area *Kenner Flur* related to soil-depth classes. Stocks for *Miscanthus* age classes and reference sites were estimated using bulk densities from Tab. 5 and concentrations of TOC and *Miscanthus*-derived C from Tab. 8. The portion of *Miscanthus*-C (C4-C) on TOC is marked by hachures. 41

Abbildung 5: Emissions related to energy supply and CO_2-eq-reduction potential of renewable energy carriers (main products from cropping systems maize (electricity), rapeseed (biodiesel), and *Miscanthus* (chips)) compared to the respective fossil energy supply. Additional CO_2-eq-reduction potentials of each carrier, taking into account credits from the use of by-products (actual and potential waste heat use (maize), rapeseed cake, glycerin (rapeseed)) or additional credits (sequestered carbon from *Miscanthus* residues), are indicated by light grey color. It is mentioned that each energy carrier has to be evaluated discretely. As the resource, substituted by each of the renewable carriers differs, a direct quantitative comparison of different energy carriers is not admissible. 50

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ökologische Funktionen, Habitatansprüche und Toleranzgrenzen von in Deutschland häufig vorkommenden Regenwurmarten (aus ERNST (2010); verändert). 12

Tabelle 2: Environmental variables. Physical, chemical, and management-specific characteristics of earthworm sampling sites. 25

Tabelle 3: Results of Redundancy Analysis (RDA) and Monte-Carlo permutation tests. RDA was performed with the combined data of both sampling years, consisting of abundance data of earthworm ecological categories and the total number of species (species data), respectively, and environmental variables of sampling sites (cf. Tab. 2). Results for Monte-Carlo permutation tests are presented for ordination axis 1 and all canonical axes in common. 29

Tabelle 4: Dominance (*d*) and frequency (*f*) of earthworm species related to land-use. Dominance is the relative percentage abundance of a species on the total abundance within a sample; it is presented in % (arithmetic mean ± SD) for each particular crop and all samples, respectively. Frequency is expressed as the percentage of samples wherein individuals of the species were present. 32

Tabelle 5: Characteristics of reference sites and *Miscanthus* age classes. Ref = reference sites with continuous C3 vegetation. *Miscanthus* stands were separated into age classes representing characteristic growth and management stages: Mis-2 = establishment stage, Mis-5 = young and established stands with maximum biomass production, Mis-16 = long-term use. 37

Tabelle 6: Results for correlation and regression analyses related to soil-depth classes. Analyses were carried out for variables $\delta^{13}C$, *Miscanthus*-C, and TOC correlated to the actual duration of *Miscanthus* cropping (no age-class separation). The number of considered soil samples *n* is given for each soil-depth class. The intensity of correlation is presented as rank correlation coefficient *r* according to Spearman. Significant correlations (Sig.) are marked by superscript asterisks: ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$. Regression equations for a prudent estimation of the time-depending development of a respective variable were provided additionally (x = years). 38

Tabelle 7: Mean $\delta^{13}C$ values (‰ ± SE) of *Miscanthus* age classes and reference sites (cf. Tab. 5). Significant differences between the age classes and the reference sites, respectively, within the respective soil depth are marked by different lowercase letters. The type of applied statistical test is marked by superscript capital letter within the last column of the Mis-16 age class. The number of considered soil samples *n* is given for each age class and soil depth. 39

Tabelle 8: Total organic carbon (TOC) and *Miscanthus*-derived carbon *(Miscanthus*-C) contents of *Miscanthus* age classes and reference sites (cf. Tab. 5). Significant differences between the age classes and the reference sites, respectively, within the respective soil depth are marked by different lowercase letters. The type of applied statistical test is marked by superscript capital letter within the last column of the Mis-16 age class. The number of considered soil samples *n* is given for each age class and soil depth. 39

Tabelle 9: Coefficients used within energy and greenhouse gas-balances. References are indicated by superscript lower case letters. 44

Tabelle 10: Details of arable fields used for energy and greenhouse gas-balances. 47

Tabelle 11: Balance results for bioenergy cropping systems. The table presents summarized data from tables 3, 4, and 5 in FELTEN et al. (2013), which provide the detailed listing of cropping system-specific operations/supplies, main- and by-products as well as the related energy inputs, energy outputs, CO_2-eq emissions and CO_2-eq savings (cf. Anhang III). Results are averaged values (± SD) for the respective crop stands. For *Miscanthus*, values were calculated retrospectively for a total of 16 cultivation periods and subsequently related to one cultivation period. Net production of energy and CO_2-eq net reduction are indicated by negative algebraic signs. 48

Tabelle 12: Cropping system-specific conversion factors. Energy inputs and related CO_2-eq emissions were related to units of crop yield and main product, respectively. 49

Tabelle 13: Bewertung der Effekte der Energiepflanzenanbausysteme sowie des Anbaus von Getreide für die Nahrungsmittelproduktion auf die Bodenbiodiversität (Lumbriciden) und den Humusgehalt..... 79

Abkürzungsverzeichnis

$\delta^{13}C$ (-Wert)	Relatives Verhältnis der stabilen Kohlenstoffisotope ^{13}C und ^{12}C (angegeben in Form der Delta-Notierung in ‰)
°C	Grad Celsius
µm	Mikrometer
^{12}C	Stabiles Kohlenstoffisotop ^{12}C
^{13}C	Stabiles Kohlenstoffisotop ^{13}C
a	Jahr
Ab_an	Abundanz anecischer Regenwürmer
Ab_en	Abundanz endogäischer Regenwürmer
Ab_epi	Abundanz epigäischer Regenwürmer
Ab_Lum	Abundanz der Gattung Lumbricus
Ab_tot	Gesamtabundanz
Abb.	Abbildung
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
Abs.	Absatz
ADD	Aufsichts- und Dienstleistungsdirektion
AGEB	Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.
an	anecisch
ANOVA	analysis of variance (Varianzanalyse)
Art.	Artikel
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz (Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten)
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGA	Biogasanlage
BGBl.	Bundesgesetzblatt
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz (Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege)
Bsp.	Beispiel
bspw.	beispielsweise
BtL	Biomass to Liquid
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
bzgl.	bezüglich
bzw.	beziehungsweise
C	Kohlenstoff
C:N-Verhältnis	Kohlenstoff:Stickstoff-Verhältnis
C4-C	*Miscanthus*-bürtiger Kohlenstoff
CA	correspondence analysis (Korrespondenzanalyse)
ca.	circa
$CaCl_2$	Calciumchlorid
CAN	calcium ammonium nitrate (Kalkammonsalpeter)

CCA	constrained correspondence analysis (Kanonische Korrespondenzanalyse)
cf.	compare (vergleiche)
CH_4	Methan
cm	Zentimeter
CN_{hr}	C:N-Verhältnis der Ernterückstände
CO_2	Kohlenstoffdioxid
CO_2-eq	CO_2-Äquivalent(e)
COAxis	canonical ordination axis (Kanonische Ordinationsachse)
C_{org}	Organischer Boden-Kohlenstoff
d	dominance (Dominanz)
d.h.	das heißt
DCA	detrended correspondence analysis
DirektZahlVerpflG	Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz (Gesetz zur Regelung der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen durch Landwirte im Rahmen gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften über Direktzahlungen und sonstige Stützungsregelungen)
DirektZahlVerpflV	Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand)
DLR	Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum
DüngG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung (Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen)
eBAnz	Elektronischer Bundesanzeiger
Ed(s).	Editor(s) (Herausgeber)
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
en	endogäisch
engl.	englisch
ep	epigäisch
et al.	et alii / et aliae / et alia
etc.	et cetera
f	frequency (Frequenz)
f.	folgende (Seite)
ff.	folgende (Seiten)
FNR	Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
g	Gramm
gfP	Gute fachliche Praxis
GG	Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland
ggf.	gegebenenfalls
GJ	Gigajoule (1 GJ = 10^9 J = 1.000 Megajoule)
Gt	Gigatonne (1 Gt = 1.000.000.000 t)
GWP	global warming potential (globales Erwärmungspotenzial / Treibhauspotenzial)
H_2O	Wasser
ha	Hektar
HKA	Hauptkomponentenanalyse
Hrsg.	Herausgeber

i.S.d.	im Sinne des / der
i.V.m.	in Verbindung mit
J	Joule
k.A.	keine Angabe
KAK	Kationenaustauschkapazität
KBU	Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt
kg	Kilogramm
km²	Quadratkilometer
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
KrWG	Kreislaufwirtschafsgesetz
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
kWh	Kilowattstunde
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
l	Liter
LCA	life cycle assessment (Lebenszyklusanalyse)
LF	Lebensform
LFI	Ländliches Fortbildungsinstitut (Österreich)
LHV	lower heating value (unterer Heizwert / Heizwert)
LKÖ	Landwirtschafskammer Österreich
LWG	Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau
m	Meter
m²	Quadratmeter
Mg	Megagramm (1 Mg = 10^6 g = 1 t)
Mis-2	*Miscanthus*-Bestände mit einem durchschnittlichen Alter von 2 Jahren (Altersklasse)
Mis-5	*Miscanthus*-Bestände mit einem durchschnittlichen Alter von 5 Jahren (Altersklasse)
Mis-16	*Miscanthus*-Bestände mit einem durchschnittlichen Alter von 16 Jahren (Altersklasse)
Miscanthus-C	*Miscanthus*-bürtiger Kohlenstoff
mm	Millimeter
MULEWF RLP	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz
MWh	Megawattstunde (1 MWh = 1.000 kWh)
n	Stichprobenumfang
N	Stickstoff
n.d.	not determined (nicht bestimmt)
N_2O	Lachgas
NABU	Naturschutzbund Deutschland e.V.
NAP	Nationaler Aktionsplan
NaWaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NoS	number of species
Nr.	Nummer
N_t	Gesamtstickstoff-Gehalt des Bodens
o.A.	ohne Angabe (des Jahres)
OS	Organische Bodensubstanz
p	Signifikanzwert / Überschreitungswahrscheinlichkeit
PC	principal component (Hauptkomponente)

PCA	principal component analysis (Hauptkomponentenanalyse)
pF	Wasserspannung / Matrixpotenzial
PflSchAnwV	Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel)
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz (Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen)
PflSchGerätV	Pflanzenschutzgeräteverordnung (Verordnung über Pflanzenschutzgeräte)
PflSchMV	Pflanzenschutzmittelverordnung (Verordnung über Zulassungs- und Genehmigungsverfahren für Pflanzenschutzmittel)
PflSchSachkV	Pflanzenschutz-Sachkundeverordnung
pH	Negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration
PK	PK-Dünger / Zweinährstoffdünger
ppm	parts per million (Teile von einer Million)
r	Korrelationskoeffizient
R^2	Bestimmtheitsmaß
RDA	redundancy analysis (Redundanzanalyse)
Ref	Referenzfläche(n) / reference sites
RefE	Referentenentwurf (zum UGB)
RL	Richtlinie
RME	rapeseed methyl ester (Rapsöl-Methylester / Biodiesel)
Rn.	Randnummer
S	Schwefel
S.	Seite
SD	standard deviation (Standardabweichung)
SE	standard error (Standardfehler)
Sig.	significance of correlation (Signifikanz der Korrelation)
sog.	sogenannt(e, r)
syn.	synonym
t	Tonne (1 t = 1.000 kg)
Tab.	Tabelle
THG	Treibhausgas(e)
TM	Trockenmasse
TOC	total organic carbon (Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff im Boden)
u.a.	unter anderem
UAN	urea ammonium nitrate (Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung)
UBA	Umweltbundesamt
UGB	Umweltgesetzbuch
UGB-KomE	Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development (Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung)
UNFCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen)
USchadG	Umweltschadensgesetz (Gesetz über die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden)
v.a.	vor allem
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

vgl.	vergleiche
vs.	versus
y	year(s) (Jahr(e))
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund des globalen Klimawandels stellt die energetische Verwertung von Biomasse (Nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo), Bioenergie) eine Option zur Minderung der globalen Treibhausgas-Emissionen dar. Der Anbau von Biomasse auf landwirtschaftlichen Flächen wird im Allgemeinen jedoch kontrovers diskutiert. Während die Vorteile der Bioenergie in der Dezentralität der Energieerzeugung und der damit verbundenen Wertschöpfung auf regionaler Ebene sowie insbesondere in der Reduktion von Treibhausgas-Emissionen liegen, werden hauptsächlich die Flächenkonkurrenz zur Nahrungs- und Futtermittelproduktion sowie zu den Belangen des Umwelt- und Naturschutzes kritisiert. Im Jahr 2011 betrug der Anteil der Bioenergie am deutschen Endenergieverbrauch 8,2 %. Von einer Ausweitung der NaWaRo-Anbaufläche ist auszugehen, da die Bundesrepublik Deutschland zur Einhaltung nationaler und internationaler Klimaschutzziele zunehmend auf Bioenergie angewiesen sein wird. Aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes ist dabei relevant, dass mit dem Biomasseanbau sowohl positive als auch negative Effekte für das Schutzgut Boden einhergehen können. Befürchtet werden u.a. ein weiterer Rückgang der (Boden-)Biodiversität in den Agrarlandschaften, welche rund 50 % der Fläche Deutschlands ausmachen, sowie eine Reduktion der organischen Kohlenstoffvorräte des Bodens (Verlust an Bodenqualität, Quelle für Treibhausgase) infolge der Intensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Dahingegen könnten extensive Landnutzungsformen jedoch bspw. auch zu einer Förderung der Biodiversität beitragen. Für die zukünftige Ausrichtung des Biomasseanbaus ist daher eine umfassende Evaluation der vorhandenen Anbausysteme notwendig.

Anhand der derzeit bedeutendsten Energiepflanzen Raps und Mais sowie der perennierenden C4-Pflanze *Miscanthus* wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Effekte des Biomasseanbaus auf die für die Bodenfunktionen relevanten Schlüsselfaktoren Boden-Biodiversität (am Bsp. der Lumbriciden-Populationen) und Humusgehalt (zur Abschätzung des C-Sequestrierungspotenzials) ermittelt.

Im Gesamtergebnis mussten die Auswirkungen des Raps- und Mais-Anbaus auf die Boden-Biodiversität als eher negativ bewertet werden. Gleiches galt für den Humusgehalt, da beide Kulturen klassische Humuszehrer darstellen. In beiden Fällen war die insgesamt hohe Bewirtschaftungsintensität ursächlich für das negative Bewertungsergebnis. Gleichzeitig war jedoch auch der konventionelle Anbau von Getreide als eher negativ für beide Schutzgüter zu bewerten, so dass es sich hier nicht um ein NaWaRo-spezifisches Problem handelte. Im Unterschied dazu wirkte sich der *Miscanthus*-Anbau eher positiv auf die Biodiversität der Lumbriciden-Populationen aus. Dieser Umstand war u.a. auf die relativ hohe Artenvielfalt unter den Beständen zurückzuführen, wobei *Miscanthus* eine Mittelstellung zwischen den extensiven Landnutzungsformen Grünland und Brache sowie den intensiv genutzten Kulturen Mais, Raps und Getreide einnahm. In der Gesamtschau förderte der *Miscanthus*-Anbau die Biodiversität selbst in einer ansonsten überwiegend intensiv genutzten Agrarlandschaft. Aufgrund der hohen Vor- und direkten Ernteverlusten sowie der unterirdischen Biomasse (Wurzeln, Rhizome)

war *Miscanthus* zudem durch ein hohes C-Sequestrierungspotenzial charakterisiert. Dieses dürfte zudem die physikalischen Bodeneigenschaften positiv beeinflussen.

Ein weiterer Schwerpunkt der Dissertation lag in der Quantifizierung der Netto-Energieerträge, der Energieeffizienz sowie des Treibhausgas-Minderungspotenzials der Anbausysteme. Mais, Raps und *Miscanthus* stellten jeweils mehr Energie bereit, als für ihren Anbau bzw. die Bereitstellung des jeweiligen Energieträgers (z.B. Biodiesel, *Miscanthus*-Hackschnitzel) notwendig war und trugen zudem jeweils zu einer Reduktion der fossilen Treibhausgas-Emissionen bei. Der im Laufe des *Miscanthus*-Anbaus im Boden akkumulierte Kohlenstoff konnte im Rahmen der ökologischen Bilanzierung bzw. Lebenszyklus-Analyse (life cycle assessment) zudem als CO_2-Gutschrift berücksichtigt werden und war mit dafür verantwortlich, dass das *Miscanthus*-Anbausystem eine CO_2-Senke darstellte.

Den naturwissenschaftlichen Studien schloss sich eine Analyse der gegenwärtigen Regelungen zur guten fachlichen Praxis (gfP) als zentralem Steuerungselement des vorsorgenden Bodenschutzes an. Diese diente zur Klärung der Frage, ob es hinsichtlich des Biomasseanbaus einer NaWaRo-spezifischen Konkretisierung der Grundsätzekataloge des BBodSchG, BNatSchG sowie des landwirtschaftlichen Fachrechts bedarf. Die Status quo-Analyse verdeutlichte, dass die gfP-relevanten Normen bereits einen beachtlichen Regelungsumfang mit zum Teil detailliertem Konkretisierungsgrad erreicht haben. Hinzu kommen weitere Normen, welche die eigentlichen Vorschriften zur guten fachlichen Praxis ergänzen (z.B. Pflanzenschutz-Sachkundeverordnung im Pflanzenschutzrecht). Die ordnungsrechtliche Durchsetzbarkeit der gfP ist von Norm zu Norm jedoch nur in einem sehr stark unterschiedlichen Maße möglich. Da der Energiepflanzen-Anbau eine landwirtschaftliche Tätigkeit darstellt, lassen sich die natur- und bodenschutzrechtlichen Anforderungen der gfP an den NaWaRo-Anbau letztlich vollständig unter die allgemeinen Anforderungen an die Landwirtschaft subsumieren.

Auf den Ergebnissen der natur- und rechtswissenschaftlichen Studien aufbauend, wurden die mit der energetischen Verwertung von Biomasse einhergehenden Effekte auf die Schutzgüter Boden und Klima anhand des internen Zielkonfliktes des § 1 Abs. 3 Nr. 2 und 4 BNatSchG, welcher exemplarisch für das Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft und Naturschutz steht, bewertet. Demnach ist der Ausbau der erneuerbaren Energien ein geeignetes und erforderliches Mittel zum Schutze des Klimas und der Luft. Sofern die Grundsätze der gfP zum Schutze des Bodens konsequent umgesetzt werden, muss der Anbau nachwachsender Rohstoffe zur Bioenergie-Produktion in diesem Zusammenhang als allgemein verhältnismäßig, im Besonderen aber auch als angemessene Maßnahme hinsichtlich der sonstigen Anforderungen des Bodenschutzes, angesehen werden. Den Abschluss der Arbeit bildet ein nicht als abschließend zu verstehender Katalog NaWaRo-spezifischer sowie allgemeiner Konkretisierungsvorschläge zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung.

1. Einleitung

1.1 Der globale Klimawandel und seine Folgen

Regenerative Energien rücken zunehmend in den Fokus der Öffentlichkeit, um den Folgen des globalen Klimawandels entgegenzuwirken. Die Konzentrationen der Treibhausgase (THG) Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) in der Atmosphäre sind innerhalb der letzten 260 Jahre deutlich angestiegen. Dieser Zeitrahmen markiert den Beginn der industriellen Revolution, weshalb der Anstieg der THG-Konzentrationen insbesondere auf die anthropogene Nutzung fossiler Energiequellen zurückgeführt wird.[1] Daneben haben jedoch auch historische Landnutzungsänderungen, insbesondere die Abholzung von Wäldern sowie die anschließende Inkulturnahme der Flächen und die hierdurch verursachte Mineralisation der organischen Kohlenstoffvorräte im Boden, zu einer Erhöhung der CO_2-Konzentration der Atmosphäre beigetragen.[2] Allein die Konzentration des bedeutendsten Treibhausgases CO_2 ist innerhalb des genannten Zeitraumes von einem vorindustriellen Wert von ca. 280 ppm auf 390 ppm im Jahr 2010 angestiegen und überschreitet somit deutlich die anhand von Eisbohrkernen bestimmte natürliche Schwankungsbreite der letzten 650.000 Jahre, welche zwischen 180 und 300 ppm variiert.[3] Die Folge des Anstiegs der Konzentrationen von CO_2, CH_4 und N_2O in der Atmosphäre ist der Treibhauseffekt, welcher zu einem weltweiten Anstieg der mittleren Lufttemperaturen führt. Die Konsequenzen des Klimawandels sind derzeit noch nicht vollständig abzusehen. Als sehr wahrscheinlich bis praktisch sicher gilt jedoch, dass es durch den Temperaturanstieg zu einer Zunahme von Wetterextremen (Wärmeperioden, Hitzewellen und Starkniederschlagsereignissen mit der Folge von Dürren bzw. Überschwemmungen) sowie einer generellen Zunahme des Anteils wärmerer bei gleichzeitiger Abnahme kälterer Tage und Nächte über den meisten Landflächen kommt,[4] was langfristig zu einer Verschiebung von Klima- und Vegetationszonen führen könnte.[5] Zusätzlich birgt auch der Anstieg des mittleren globalen Meeresspiegels infolge des Abschmelzens von Schnee und Eis[6] ein beachtliches gesellschaftliches, humanitäres und daher letztlich auch völkerrechtlich relevantes Konfliktpotenzial (Klimaflüchtlinge). Zur Minimierung der Folgen des Klimawandels ist es das vorrangige Ziel der weltweiten Klimaschutzpolitik, die Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu stabilisieren, auf dem eine gefährliche Störung des Klimasystems verhindert wird, d.h. der Temperaturanstieg auf höchstens 2°C begrenzt wird.[7]

---

1 IPCC (2007b), S. 2 f.

2 Vgl. LAL (2004), Geoderma 123, S. 4.

3 IPCC (2007b), S. 2 f.; IPCC (2011), S. 8.

4 IPCC (2007b), S. 8.

5 Vgl. DUCKWORTH et al. (2000), J. Biogeogr. 27, S. 347-358.

6 IPCC (2007b), S. 5.

7 Vgl. UBA (o.A.a).

1.2 Nationale Folgen des Klimawandels

1.2.1 Klimaschutzziele

Bereits im Rahmen des im Jahr 1997 verabschiedeten Kyoto-Protokolls hatten sich die Bundesrepublik Deutschland sowie weitere Industriestaaten dazu verpflichtet, ihre THG-Emissionen innerhalb der ersten Verpflichtungsperiode von 2008 bis 2012 um mindestens 5 % unter das Niveau von 1990 zu senken.[8] Im Jahr 2007 erklärte die damalige Bundesregierung in ihrem Bericht zur Umsetzung eines Integrierten Energie- und Klimaprogramms, die deutschen THG-Emissionen gegenüber dem Referenzjahr 1990 um 40 % senken zu wollen.[9] Zur Erreichung der Klimaschutzziele nennt das sogenannte Meseberg-Programm unter anderem Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz (u.a. Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung (KWK), Förderprogramme zur energetischen Sanierung von Gebäuden) und zur Verringerung der CO_2-Emissionen im Verkehrssektor (u.a. Besteuerung von Kraftfahrzeugen entsprechend den CO_2-Emissionen) sowie eine Erhöhung des Anteils regenerativer Energien an der Strom- und Wärmeerzeugung und im Bereich der Kraftstoffe. Neben den klassischen erneuerbaren Energien, d.h. der Wind- und Wasserkraft und der Solarenergie, setzt dieses Programm somit auch auf die Nutzung nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo). „Nachwachsende Rohstoffe sind land- und forstwirtschaftlich erzeugte Produkte, die nicht als Nahrungs- oder Futtermittel Verwendung finden. Sie werden stofflich, aber auch zur Erzeugung von Wärme, Strom oder Kraftstoffen genutzt“.[10] Neben der stofflichen Verwertung, welche eine potenzielle Alternative zu vielen auf Erdöl basierenden Produkten darstellt, ist insbesondere energetisch genutzte Biomasse ein hinsichtlich der Reduktion fossiler THG-Emissionen relevanter regenerativer Energieträger. Durch den Prozess der Photosynthese baut die Pflanze mit Hilfe von Sonnenergie, CO_2 aus der Atmosphäre und Wasser Biomasse auf. Energie aus Biomasse ist letztlich in Form von Biomasse gespeicherte Sonnenenergie und diese Speicherfähigkeit ist ein wichtiger Aspekt der sog. Bioenergie im Vergleich zu Wind- und Wasserkraft. Wird die Biomasse einer energetischen Verwertung zugeführt, so wird letztlich nur die Menge an CO_2 freigesetzt, die der Atmosphäre zuvor durch die Photosyntheseaktivität der Pflanze entzogen wurde. Dieser Umstand führt zu der weit verbreiteten Auffassung, dass Biomasse ein CO_2-neutraler Energieträger sei. Da aber bspw. bereits bei der landwirtschaftlichen Produktion von Biomasse sowie darauf folgenden Veredelungsschritten (z.B. BtL-Technologie, Biodiesel-Raffination) Energie aufgewendet werden muss, welche derzeit noch zum weit überwiegenden Teil aus fossilen Energiequellen stammt (z.B. Diesel-Kraftstoff oder Strom aus deutschem Strommix), verursacht auch die Bereitstellung von Bioenergie immer noch fossile THG-Emissionen. Diese fossilen Energieinputs und Emissionen müssen

[8] UNFCCC (1998), Art. 3 Abs. 1.

[9] BMWI & BMU (2007), S. 2.

[10] FNR (o.A.a).

bei der Umsetzung nationaler Klimaschutzstrategien qualitativ und quantitativ bewertet werden. Aus Sicht der Versorgungssicherheit und Energieeffizienz wird letztlich auch entscheidend sein, wie viel und welche Art von fossiler und kerntechnisch produzierter Energie (= endliche Energieträger) letztlich durch Biomasse, aber natürlich auch durch die übrigen regenerativen Energien, substituiert werden kann.

1.2.2 Anbau und Verwertung nachwachsender Rohstoffe in Deutschland

Seit der Jahrtausendwende steigt die Gesamtfläche zum Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland kontinuierlich an. Während die Anbaufläche im Jahr 2000 ca. 0,7 Millionen Hektar (ha) umfasste, stieg die Anbaufläche im Jahr 2004 mit der Novellierung des Gesetzes für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz, EEG) sprunghaft an; im Jahr 2012 wurden nachwachsende Rohstoffe schätzungsweise auf 2,5 Millionen ha angebaut.[11] Dabei dominieren nach wie vor die Kulturen Raps (913.000 ha) für die Produktion von Biodiesel und Pflanzenölen sowie Silomais (810.000 ha) für die Biogaserzeugung; Festbrennstoffe (Agrarholz und *Miscanthus*) wurden auf 6.500 ha angebaut.[12] Einer Studie der Universität Hohenheim zufolge, könnten bis zum Jahr 2050 unter Sicherstellung einer ausreichenden weltweiten Nahrungsversorgung bis zu 7,5 Millionen ha für den Non-Food-Anbau in Deutschland zur Verfügung stehen.[13] Der Anteil erneuerbarer Energien am deutschen Endenergieverbrauch betrug 2011 ca. 12,2 %, wobei allein der Anteil der Bioenergie (Biomasse für Strom und Wärme sowie Biokraftstoffe) rund 8,2 % des gesamten Endenergieverbrauchs ausmachte.[14] Regenerative Energien leisten demnach bereits jetzt einen wichtigen Beitrag zur Versorgungssicherheit mit Energie in Deutschland.

Die zunehmende NaWaRo-Anbaufläche führt jedoch bereits heute zu vielfältigen Ziel- und Interessenskonflikten, da der Ausbau der Biomasseproduktion zur energetischen oder stofflichen Nutzung zu anderen Flächennutzungsansprüchen in Konkurrenz steht.[15] Flächenbedarf besteht u.a. für Siedlungs- und Verkehrsmaßnahmen sowie für die Belange des Landschafts- und Naturschutzes. Gerade auch die überdurchschnittlich starke Zunahme von Maisanbauflächen im Einzugsbereich von Biogasanalgen[16] empfinden viele Menschen als eine Monotonisierung der Landschaft, welche, neben den vielfältigen potenziellen ökologischen Problemen, auch das altgewohnte Landschaftsbild sowie den subjektiv empfundenen Erholungswert der Landschaft verändert und damit gleichzeitig auch die

[11] FNR (2012a).

[12] FNR (2012a).

[13] FNR (2012b).

[14] FNR (2012c), Graphiken „Anteil erneuerbarer Energien am Endenergieverbrauch 2011“ (Stand: März 2012), S. 2 und „Energiebereitstellung aus erneuerbaren Energien 2011“ (Stand: März 2012), S. 3.

[15] Vgl. MULLER (2009), Climatic Change 94, S. 319–331; LYSEN & EGMOND (2008), S. 28; UBA (2008), S. 23.

[16] Vgl. KRUSKA & EMMERLING (2008), Naturschutz & Landschaftsplanung 40, S. 69-72.

Akzeptanz des Biomasse-Anbaus in der Bevölkerung zu mindern vermag. Der Hauptkritikpunkt bzgl. des Biomasse-Anbaus liegt jedoch in der zunehmenden Nutzung von Flächen, die ursprünglich der Lebens- und Futtermittelproduktion vorbehalten waren. Neben der grundsätzlichen Diskussion um „Tank oder Teller“ besteht allgemein auch die Sorge, dass die landwirtschaftlich genutzten Böden, z.B. aufgrund einer Verengung der Fruchtfolgen, überbeansprucht werden und letztlich an Funktions- und Leistungsfähigkeit einbüßen könnten.

1.3 Das Schutzgut Boden

Die meisten heute vorzufindenden mitteleuropäischen Böden haben ihre Funktions- und damit auch Leistungsfähigkeit sukzessive seit dem Ende der letzten Eiszeit über einen Zeitraum von 10.000 bis 14.000 Jahren entwickelt. Ist ein Boden bzw. eine oder mehrere seiner komplexen Funktionen erst einmal geschädigt, so können diese – zumindest aus der Sicht der Lebensspanne eines Menschen – nicht wiederhergestellt werden. Böden sind daher eine nur begrenzt verfügbare endliche Ressource. Der Gesetzgeber hat die essentielle Bedeutung der Bodenfunktionen innerhalb des Naturhaushaltes erkannt und u.a. durch das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) unter Schutz gestellt.[17] Zu den vielfältigen natürlichen Funktionen des Bodens zählen insbesondere seine Eigenschaft als Lebensraum und Lebensgrundlage für Pflanzen und Tiere sowie den Menschen.[18] Die Eignung als Pflanzenstandort und damit auch als Produktionsort für Kultur-Pflanzen ist vor allem auf die Funktion des Bodens als Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen zurückzuführen.[19] So erfolgt die Bereitstellung von Nährstoffen bspw. durch die Aktivität von Bodenorganismen, welche die anfallende organische Substanz[20] verwerten. Dabei führt eine Vielzahl mechanischer und biochemischer Prozesse (Zersetzung und Mineralisation) über Zwischenprodukte zu molekularen oder ionaren Endprodukten, welche der Pflanze als Nährelemente erneut zur Verfügung stehen. Aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften funktionieren Böden zudem als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen; der Schutz dieser Eigenschaften dient daher insbesondere auch dem Schutz des Grundwassers.[21]

---

17 Vgl. § 1 BBodSchG.

18 Vgl. § 2 Abs. 2 Nr. 1 Buchstabe a BBodSchG.

19 Vgl. § 2 Abs. 2 Nr. 1 Buchstabe b BBodSchG.

20 Gesamtheit der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe des Bodens einschließlich ihrer organischen Umwandlungsprodukte; vgl. KÖGEL-KNABNER (2010), S. 51.

21 Vgl. § 2 Abs. 2 Nr. 1 Buchstabe c BBodSchG.

1.4 Das Gutachten der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt zum Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe

Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) hat die Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt (KBU) die Wirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe bewertet und entsprechende Empfehlungen zum Schutz des Bodens und seiner Funktionen ausgesprochen. In ihrem Gutachten[22] aus dem Jahr 2008 befürwortet die KBU grundsätzlich die Produktion sowie die Verwendung von NaWaRo als Energieträger, soweit diese über die gesamte Wertschöpfungskette eine positive Klimabilanz aufweisen und keine unannehmbaren Belastungen für den Naturhaushalt hervorgerufen werden.[23] Aus Sicht der Kommission birgt der NaWaRo-Anbau insbesondere die folgenden Risiken:

1. „Erhöhte Schadstoffeinträge und Spurengasemissionen aus Dünge- und Pflanzenschutzmitteln infolge hoher Ertragsziele,
2. Humusverlust infolge vollständiger Aberntung und vollständiger Abfuhr organischen Materials vom Acker,
3. Erosion wegen nicht standortangepassten Anbaus,
4. Verlust ökologischer Bodenfunktionen als Folge der genannten Wirkungen sowie der Bodenschadverdichtung,
5. Verringerung der Biodiversität infolge Einschränkung des Anbaus auf wenige Fruchtarten oder ausgedehnter Monokulturen (und)
6. Veränderung des Landschaftsbildes.“[24]

Die unter 1. – 5. genannten Risiken sind aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes grundsätzlich geeignet, die Bodenfunktionen und damit auch die Nahrungsmittelproduktion zu gefährden. Die Risiken sind jedoch nicht in allen Punkten nur auf den NaWaRo-Anbau beschränkt, sondern gelten z.B. hinsichtlich der standortangepassten Bodenbearbeitung oder der Vermeidung stofflicher Belastungen für die Landwirtschaft im Allgemeinen. Aufgrund der essentiellen Bedeutung des Bodens für die Nahrungsmittelproduktion einerseits sowie dem Aspekt der Endlichkeit dieser Ressource andererseits fordert die KBU jedoch in der Form eines allgemeinen Grundsatzes formuliert, dass „der Anbau nachwachsender Rohstoffe nicht zur Einschränkung bodenbezogener Nutzungsoptionen führen darf. Dies bedeutet, dass der Wechsel von der Lebens- und Futtermittelproduktion zur Erzeugung nachwachsender Rohstoffe Böden in einem Zustand erhält, der die erneute Produktion qualitativ hochwertiger Lebens- und Futtermittel jederzeit möglich macht“.[25] Die Empfehlungen zur dauerhaften

[22] UBA (2008).

[23] Vgl. UBA (2008), S. 6.

[24] UBA (2008), S. 12.

[25] Vgl. Punkt 3.1 des Gutachtens; UBA (2008), S. 26 f.

Sicherung der Bodenqualität und ökologischer Bodenfunktionen[26] decken sich bspw. hinsichtlich der stofflichen Belastungen, dem Vorsorgeprinzip, der Standortangepasstheit landwirtschaftlicher Maßnahmen sowie dem allgemeinen Schutz der Bodenfunktionen weitestgehend mit dem Regelungsinhalt verschiedener umweltrechtlicher Normen.[27] Nach Auffassung der KBU kommt extensiven Anbausystemen hinsichtlich der Sicherung der Bodenfunktionen eine besondere Bedeutung zu, da aus Sicht des Bodenschutzes insbesondere von mehrjährigen Kulturen im Vergleich zu Intensivfeldfrüchten wie Mais oder Raps geringere Risiken ausgehen.[28] Die Sicherung optimaler Humusgehalte ist eine weitere Empfehlung, die sich im Wesentlichen mit den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis nach § 17 Abs. 2 Nr. 7 BBodSchG deckt.

Im Zuge der Formulierung von Empfehlungen hat die KBU jedoch auch „Wissenslücken" identifiziert, die es zu schließen gilt.[29] Hierzu werden u.a. die Wirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe auf die Biodiversität, das Potenzial des NaWaRo-Anbaus für die C-Sequestrierung in Böden und die Weiterentwicklung vorhandener Rechtsgrundlagen und Instrumente genannt. Grundvoraussetzungen für die mögliche Ausweitung des NaWaRo-Anbaus sind zudem, dass die Energieerträge über den Energieaufwendungen für die Bereitstellung eines regenerativen Energieträgers liegen müssen und mit der Bereitstellung sowie Nutzung dieses Trägers eine signifikante Reduktion der THG-Emissionen verbunden ist.[30] Im Hinblick auf die begrenzten Flächenressourcen sollten zudem nur besonders energieeffiziente Landnutzungssysteme, ohne wesentliche zusätzliche Umweltbelastungen berücksichtigt werden, d.h. solche Systeme, die im Verhältnis zum Energieeinsatz pro Fläche die größtmögliche Menge an Energie liefern.[31] Die KBU empfiehlt abschließend eine umfassende Evaluation der Umweltverträglichkeit des Anbaus und der Verwertung von NaWaRo, um die Chancen und Risiken der verschiedenen Bodennutzungssysteme besser bewerten zu können.[32]

---

[26] Vgl. Punkt 3.2 des Gutachtens; UBA (2008), S. 30 f.

[27] Zu stofflichen Belastungen: vgl. u.a. landwirtschaftliches Fachrecht, insbesondere Dünge- und Pflanzenschutzmittelrecht; zum Vorsorgeprinzip: vgl. u.a. § 7 BBodSchG; zur Standortangepasstheit: vgl. u.a. § 17 Abs. 2 BBodSchG, § 5 Abs. 2 Nr. 1 BNatSchG; zum Schutz der Bodenfunktionen: vgl. u.a. § 1 i.V.m. § 2 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG, § 1 Abs. 1, Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG.

[28] Vgl. UBA (2008), S. 36.

[29] Vgl. UBA (2008), S. 13.

[30] Vgl. UBA (2008), S. 23.

[31] Vgl. UBA (2008), S. 24 f.

[32] Vgl. UBA (2008), S. 63.

2. Regionaler Anbau von Energiepflanzen

Um dem Nachhaltigkeitsgedanken auch bei der Nutzung regenerativer Energien Rechnung zu tragen, sollte Biomasse so weit wie möglich auf regionaler Ebene produziert und genutzt werden, da bspw. bereits jeder unnötige mit dem Transport der Biomasse verbundene Kilometer die mit der Nutzung von Bioenergie verbundenen Vorteile für die Umwelt mindert.[33] Neben der Einsparung von Treibhausgasen durch die Substitution endlicher Energieträger liegen die weiteren Chancen der Bioenergie in den Möglichkeiten der Dezentralität der Energieerzeugung sowie der damit verbundenen Wertschöpfung auf regionaler Ebene. Im Gegensatz zu kerntechnisch produzierter oder aus fossilen Rohstoffen stammender Energie kann Energie aus regenerativen Quellen maßgeblich dezentral bereitgestellt werden. Dies reduziert einerseits die Abhängigkeit von großen Energieerzeugern und der in Kraftwerken zentral erzeugten Energie sowie andererseits von Import-Rohstoffen aus politisch häufig instabilen Regionen.[34] Der Anbau nachwachsender Rohstoffe, die Weiterverarbeitung sowie die Nutzung auf regionaler Ebene sichern und generieren neue Arbeitsplätze gerade auch in den traditionell eher strukturschwachen ländlichen Gebieten.[35]

2.1 Ziele und Aufbau der Arbeit

Unter Zugrundelegung der vorangegangenen Ausführungen bestanden die Ziele dieser Arbeit (1) in der Ermittlung und Bewertung der mit dem Anbau und der Nutzung von Biomasse verbundenen Effekte auf die Biodiversität der Böden, (2) der Ermittlung der organischen Kohlenstoffgehalte der Böden zur Abschätzung des C-Sequestrierungspotenzials sowie (3) der Ermittlung und Evaluation des Energiegewinns, der Energieeffizienz und des THG-Minderungspotenzials unterschiedlicher Energiepflanzen-Anbausysteme auf regionaler Ebene. (4) Aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes soll zudem überprüft werden, ob es hinsichtlich der zu erwartenden weiteren Zunahme des Biomasse-Anbaus in Deutschland einer NaWaRo-spezifischen Konkretisierung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis (gfP) im Bundes-Bodenschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz sowie im landwirtschaftlichen Fachrecht (Dünge- und Pflanzenschutzrecht) bedarf.

Zur Erreichung der Zielsetzungen wurden Teilaspekt-bezogene Fragestellungen erarbeitet; der jeweilige Stand der Forschung, die Konkretisierung der natur- und rechtswissenschaftlichen Problemstellungen sowie die daraus abgeleiteten Fragestellungen werden in Kapitel 2.3 erörtert. Die naturwissenschaftlichen Fragestellungen wurden mit Hilfe empirischer Methoden in drei voneinander jeweils unabhängigen Studien untersucht. Die Ergebnisse dieser Studien wurden in internationalen Fachzeit-

[33] Vgl. GERIN et al. (2008), Bioresource Technol. 99, S. 2620-2627.

[34] Vgl. STYLES & JONES (2007), Energ. Policy 35, S. 4355-4367; VERMERRIS (2008), S. 3-42.

[35] FNR (o.A.b).

schriften publiziert (vgl. Anhänge I bis III) und werden in den Kapiteln 3.1 – 3.3 zusammenfassend wiedergegeben. Diesen schließt sich die Darstellung des gegenwärtigen Konkretisierungsgrades (Status quo) der gfP in den für die Landwirtschaft relevanten Normen sowie der Möglichkeiten zur Umsetzung der gfP als Steuerungselement einer umweltverträglichen Landwirtschaft an (Kapitel 3.4). Unter Berücksichtigung aller natur- und rechtswissenschaftlichen Ergebnisse wird der regionale Anbau von Biomasse, dem Aufbau einer Verhältnismäßigkeitsprüfung folgend, am Beispiel des internen Zielkonfliktes des § 1 Abs. 3 Nr. 2 und 4 BNatSchG, welcher exemplarisch für das Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft und Umweltschutz steht, bewertet (Kapitel 4.) und abschließend Konkretisierungsvorschläge für die gfP der Landwirtschaft abgeleitet (Kapitel 5.).

Da dem Aspekt der Regionalität der Energieerzeugung aus Biomasse, wie zu Beginn des Kapitels 2. dargelegt, eine besondere Rolle zukommt, wurden alle naturwissenschaftlichen Studien auf lokaler Ebene, d.h. in einem geographisch eng umgrenzten Untersuchungsgebiet durchgeführt, welches im folgenden Kapitel beschrieben wird.

2.2 Der Bioenergiepflanzen-Anbau im Untersuchungsgebiet *Kenner Flur* und *Ehranger Flur*

Das die sog. *Kenner Flur* und *Ehranger Flur* umfassende Untersuchungsgebiet (im Folgenden als Untersuchungsgebiet bezeichnet) ist eine überwiegend ackerbaulich genutzte Niederterrasse der Mosel nordöstlich von Trier (49°48’39.46‘‘ N, 6°43’12.58‘‘ E). Es handelt sich um eine weitestgehend ebene Fläche ohne nennenswerte reliefbedingte Standortunterschiede, die im Mittel etwa 125 m über Normalnull liegt und von südwestlicher nach nordöstlicher Richtung in einem weiten Bogen von der Mosel durchflossen wird, welche die *Kenner Flur* im Nordwesten von der *Ehranger Flur* abtrennt. Die Gesamtgröße des Untersuchungsgebietes beträgt ca. 5 km². Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 10,6°C bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 747 mm.[36] Die Böden bestehen aus bis zu 20 m mächtigen Terrassensedimenten, die dem Oberrotliegenden unmittelbar aufliegen.[37] Im ufernahen Auenbereich finden sich Allochthone Braune Auenböden, denen sich typische Auenbraunerden anschließen; mit zunehmender Entfernung vom Fluss sowie im östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes treten zunehmend Böden mit Tonverlagerung (Auenparabraunerden-Auenbraunerden) und Pseudogley-Merkmalen (Auenpseudogley-Auenparabraunerden) auf.[38] Dabei dominieren in den oberen 30 cm des Bodens lehmige Sande mit mittlerem bis hohem Ertragspotenzial. Somit stand für die naturwissenschaftlichen Untersuchungen ein geographisch eng umgrenztes, bodenkundlich gut beschriebenes und hinsichtlich der Standorteigenschaften weitestgehend homo-

[36] Langjährige Mittelwerte der Wetterstation Trier-Riol (1997-2011); bereitgestellt durch die Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz. Datensätze online verfügbar unter: http://www.am.rlp.de.

[37] WERLE (1974), S. 34.

genes Untersuchungsgebiet zur Verfügung, welches hinsichtlich der Fragestellungen die Beschreibung und Bewertung nutzungsabhängiger Effekte ermöglichte.

Der flächenmäßig größte Teil des Untersuchungsgebiets (ca. 160 ha) wird für den Anbau von Weizen (*Triticum aestivum*), Roggen (*Secale cereale*) und Triticale (*x Triticosecale*) genutzt, welche im Wechsel mit Raps (*Brassica napus*; bis zu 30 ha Anbaufläche im Untersuchungszeitraum) oder Mais (*Zea mays*; bis zu 20 ha, ausschließlich im Bereich der *Ehranger Flur*) angebaut werden.[39] Während Mais im Untersuchungszeitraum 2008 – 2010 als Co-Substrat in einer nahegelegenen Biogasanlage verwendet wurde, diente Raps v.a. zur Herstellung von Rapsöl. Im Untersuchungsgebiet wird zudem bereits seit dem Jahr 1991 *Miscanthus* (größtenteils *Miscanthus x giganteus*; ca. 60 ha Gesamtanbaufläche im Jahr 2010) angebaut. Diese ursprünglich aus Südostasien stammende C4-Pflanze ist in den letzten zwei Dekaden zunehmend in den Fokus der Bioenergie-Forschung gerückt. Hierfür maßgeblich verantwortlich sind die geringen Anforderungen der Pflanze an Bodenbearbeitung, Düngung und Pflanzenschutzmaßnahmen bei gleichzeitig hohen Biomasseerträgen.[40] Bei *Miscanthus* handelt es sich um eine perennierende Kultur, die nach einmaliger Pflanzung und Etablierung der Bestände über einen Zeitraum von 20 bis 25 Jahren genutzt und einmal jährlich geerntet werden kann. Dabei ist *Miscanthus* nur unmittelbar nach der Pflanzung konkurrenzschwach und bedarf im ersten Standjahr einer zumeist mechanischen, ggf. auch einer auf einzelne Stellen beschränkten chemischen, Unkrautbekämpfung, während ab dem zweiten Jahr der Biomasseaufwuchs bereits selbstständig die Unterdrückung von Konkurrenten bewirkt.[41] Die Ernte erfolgt bei der energetischen Verwertung als Festbrennstoff im Frühjahr eines Jahres; bereits im Herbst des vorangehenden Jahres verlagert die Pflanze jedoch Nährstoffe, insbesondere Stickstoff (N) aus den oberirdischen Pflanzenteilen in die unterirdischen Rhizome.[42] Aufgrund dieses „Nährstoff-Recyclings“ kommt die Pflanze mit vergleichsweise geringen Mengen an Düngemitteln aus, während die Biomasseerträge, in Abhängigkeit vom Standort, ca. 15 bis 22 t TM ha^{-1} a^{-1} erreichen können.[43] Ein Alleinstellungsmerkmal der *Miscanthus*-Bestände des Untersuchungsgebietes ist, dass seit 1991 nahezu jährlich neue Bestände angepflanzt wurden und im Zuge der Studien somit gleichzeitig Bestände unterschiedlichen Alters untersucht werden konnten.[44] Die Bestände werden zudem, ebenso wie alle in die Untersuchungen

[38] WEIDENFELLER (1990), S. 60 ff.

[39] Ergebnis eigener Flächennutzungskartierungen in den Jahren 2009 und 2010.

[40] Vgl. BOELCKE et al. (1998), S. 8 ff.; KAHLE et al. (2001), Eur. J. Agron. 15, S. 171-184; LEWANDOWSKI et al. (2005), S. 144-146; CLIFTON-BROWN et al. (2008), S. 273-294.

[41] Vgl. LKÖ & LFI (2006), S. 16, 48 f.; PUDE (o.A.a).

[42] Vgl. GREEF (1996); JODL et al. (1996), S. 517-522.

[43] Vgl. PUDE (1997), S. 66 f.; PUDE (o.A.b).

[44] Dieses Alleinstellungsmerkmal war insbesondere für die Untersuchungen zum C-Sequestrierungspotenzial relevant; vgl. Kapitel 2.3.2 und 3.2.

einbezogenen Raps- und Maisflächen, seit ihrer Etablierung kommerziell genutzt, d.h. sie wurden nicht zu Versuchszwecken angelegt. Die aus den Studien abgeleiteten Ergebnisse sind folglich relevant für die landwirtschaftliche Praxis, da sie reale Wirtschaftsweisen landwirtschaftlicher Betriebe widerspiegeln.

2.3 Konkretisierung der naturwissenschaftlichen und umweltrechtlichen Problem- und Fragestellungen

2.3.1 Effekte des NaWaRo-Anbaus auf die Biodiversität des Bodens

Fragestellung: Welche Effekte gehen von unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Landnutzungssystemen zur Erzeugung von Bioenergie auf die Boden-Biodiversität aus und wie sind diese im Vergleich zu „traditionellen" Landnutzungssystemen zu bewerten?

Der Aspekt der Biodiversität ist von primärem bodenkundlichen Interesse, da die Boden-Biodiversität den für die Funktions- und Leistungsfähigkeit der Böden bedeutsamsten Faktor darstellt. Der Begriff der Biodiversität hat in den letzten Jahrzehnten eine zunehmende inhaltliche Erweiterung erfahren, so dass neben der ursprünglich mit dem Begriff assoziierten Artenvielfalt gegenwärtig auch die Vielfalt an Strukturen (u.a. Wuchs- und Lebensformen, räumliche Strukturen) und Funktionen auf den unterschiedlichsten Organisationsebenen (Moleküle, Gene, Organismen, Lebensgemeinschaften, Ökosysteme, Biome) in Raum und Zeit erfasst werden.[45] Auch Böden sind in Form von Bodenaggregaten, Poren oder organischer Substanz auf der Makro- bis Mikroskale sehr heterogen strukturiert. Diese Strukturen sind Lebensraum für eine Vielzahl an Bodenorganismen der Mega-, Makro-, Meso- und Mikrofauna sowie der Bodenflora. Die funktionelle Diversität definiert sich aus der Vielfalt an Bodenfunktionen, welche durch die jeweilig vorkommenden Bodenorganismen übernommen werden.[46] Hierzu zählen eine ganze Reihe sog. Ökosystemdienstleistungen[47], wie z.B. die Bereitstellung von Pflanzennährstoffen durch Zersetzung und Mineralisation oder der Beitrag der Bodenorganismen zum Aufbau eines hinsichtlich des Luft-, Wasser-, Wärme- und Nährstoffhaushaltes günstigen Bodengefüges[48], insbesondere durch die biologische Stabilisierung von Bodenaggregaten (z.B. durch Pilzhyphen, Schleimstoffe), den Aufbau stabiler Ton-Humus-Komplexe (Regenwürmer) oder die Bildung

[45] Vgl. LAL (2004), Geoderma 123, S. 1-22, S. 10; FELTEN (2008), S. 12.

[46] ERNST (2010), S. 4 f.

[47] „Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include *provisioning services* such as food, water, timber, and fiber; *regulating services* that affect climate, floods, disease, wastes, and water quality; *cultural services* that provide recreational, aesthetic, and spiritual benefits; and *supporting services* such as soil formation, photosynthesis, and nutrient cycling. The human species, while buffered against environmental changes by culture and technology, is fundamentally dependent on the flow of ecosystem services."; vgl. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), S. V.

[48] Synonym wird auch der Begriff „Bodenstruktur" verwendet.

von Bioporen. Um die Risiken eines zunehmenden NaWaRo-Anbaus für die Bodenfunktionen[49] bewerten zu können ist es unerlässlich, die Effekte auf die Boden-Biodiversität zu quantifizieren.

Regenwürmer (Lumbricidae) werden aufgrund ihrer Funktionen innerhalb des Bodens als *Ökosystemingenieure*[50] bezeichnet und eignen sich durch diese Schlüsselfunktion in besonderem Maße als Bioindikatoren für nutzungsbezogene Effekte. Ihre Bedeutung für eine Vielzahl weiterer Bodenorganismen lässt sich an ihrer Ernährungsweise beispielhaft verdeutlichen. Detritovore Arten ernähren sich von organischem Material, welches sie überwiegend an der Bodenoberfläche finden und von ihnen entweder direkt dort gefressen oder in die Regenwurmröhre gezogen und zunächst eingespeichelt wird. Die im Speichel enthaltenen Enzyme bewirken im Zusammenspiel mit den der Streu anhaftenden Bakterien eine rasche Zersetzung des organischen Materials; erst nach dieser „Vorverdauung" wird das Material gefressen. Die vom Wurm ausgeschiedene Losung enthält die mechanisch zerkleinerte und bereits teilweise aufgeschlossene und mit mineralischen Bodenbestandteilen vermische organische Substanz. Diese Losung wird intensiv von Mikroorganismen besiedelt, die durch ihre Stoffwechselaktivität für die Mineralisation der organischen Substanz und somit für die Bereitstellung von Pflanzennährstoffen sorgen. Zudem kann die Losung auch geophagen Regenwurmarten als Nahrung dienen, da diese in der Regel keine größeren Partikel organischer Substanz selbstständig aufnehmen können und daher auf bereits stärker zersetzte organische Substanz angewiesen sind, welche dem Mineralboden anhaftet.[51] Die Ernährungsweise spiegelt sich letztlich auch in der Grabaktivität wieder, da geophage Arten im Vergleich zu detritivoren Arten kontinuierlich relativ große Mengen an Bodenmaterial zur Deckung ihres Energiebedarfes aufnehmen müssen, was letztlich auch zur Ausbildung visuell unterscheidbarer Porensysteme führt.[52] Die Zuordnung der Regenwürmer zu einer von drei ökologischen Gruppen bzw. Lebensformen[53] (epigäisch („Streubewohner"), endogäisch („Mineralbodenbewohner"), anecisch („Tiefgräber")) kann daher, neben den ursprünglichen Haupteinteilungskriterien der Ernährungsweise sowie dem Habitat, auch aus dem Grabverhalten bzw. dem Porensystem abgeleitet werden. ERNST (2010)[54] hat einige der in Deutschland häufig vorkommenden Arten hinsichtlich ihrer funktionellen Bedeutung für die Strukturierung von Böden, den Streuabbau sowie die Bioturbation[55] klassifiziert. Aus Tab. 1 ist ersichtlich, dass Arten, die z.T. ähnliche oder übereinstimmende funktionelle Eigenschaften aufweisen und demselben Lebensformtyp zugeordnet

[49] Vgl. bspw. Definition der natürlichen Bodenfunktionen in § 2 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG.

[50] „Ecosystem engineers"; vgl. LAVELLE et al. (1997), Eur. J. Soil Biol. 33, S. 159-193; CHAN (2001), Soil Till. Res. 57, S. 179-191.

[51] Vgl. ERNST (2010), S. 7.

[52] Vgl. FELTEN & EMMERLING (2009), Biol. Fertil. Soils 45, S. 789-797.

[53] Vgl. BOUCHÉ (1977), S. 122-132.

[54] ERNST (2010), Tabellen 4 und 5, S. 41 f.

[55] Unter Bioturbation wird eine auf die Aktivität von Bodenorganismen zurückzuführende Durchmischung mineralischer und organischer Bodenbestandteile verstanden.

Tabelle 1: Ökologische Funktionen, Habitatansprüche und Toleranzgrenzen von in Deutschland häufig vorkommenden Regenwurmarten (aus ERNST (2010); verändert).

Art	LF[a]	Funktionen[b]			Toleranzgrenzen und Habitatansprüche		
		Bodenstrukturierung, Wasserbewegung	Streuabbau, Mineralisation	Bioturbation	pH	Feuchteregime, klimatische Toleranzbereiche	Qualität der organischen Substanz
Lumbricus terrestris	an	+++	+++	++	6,2-10,0	Auch bei Trockenheit aktiv (bis pF 4,3; Migration in tiefere Bodenbereiche)	Bevorzugt N-reiche Oberflächenstreu
Aporrectodea longa	an	+++	+++	+++	6,7-9,4	Bei Trockenheit Migration in tiefere Bodenbereiche	Bevorzugt N-reiche Oberflächenstreu
Aporrectodea caliginosa	en	+++	-	++	5,9-11,1	Empfindlich gegenüber Trockenheit, bevorzugt feuchte Standorte	Auf leicht verfügbare Nährstoffe im Mineralboden angewiesen
Allolobophora chlorotica	en	+	-	+	4,5-8,2	Staunässe-tolerant, empfindlich gegenüber Trockenheit	Auf leicht verfügbare Nährstoffe im Mineralboden angewiesen
Aporrectodea rosea	en	++	-	+	4,9-9,8	Empfindlich gegenüber Trockenheit, bevorzugt feuchte Standorte	Auf leicht verfügbare Nährstoffe im Mineralboden angewiesen
Octolasion tyrtaeum	en	+++	-	++	4,3-8,1	Bevorzugt feuchte Standorte	Auf leicht verfügbare Nährstoffe im Mineralboden angewiesen
Octolasion cyaneum	en	+++	-	++	3,5-8,2	Bevorzugt feuchte Standorte	Auf leicht verfügbare Nährstoffe im Mineralboden angewiesen
Lumbricus rubellus	ep	+	+++	++	3,5-8,4	Nicht staunässe-tolerant	Konsumiert auch schwerer zersetzbare Streu
Lumbricus castaneus	ep	+	++	+	3,9-8,4	k.A.	k.A.
Satchellius mammalis	ep	+	++	+	4,3-8,2	k.A.	k.A.
Dendrodrilus rubidus	ep	+	++	+	3,2-7,5	Bevorzugt feuchte Standorte	Konsumiert neben Streu auch verrottendes Holz

[a] Lebensformen (LF): anecisch (an), endogäisch (en), epigäisch (ep).

[b] Bewertung der funktionellen Bedeutung: +++ (hohe Bedeutung für die entsprechende Funktion im Boden), ++ (mittlere Bedeutung), + (niedrige Bedeutung), - (keine Bedeutung).

werden, nicht zwangsläufig funktionell redundant sein müssen, da sie sich in Hinblick auf ihre Habitatansprüche und Toleranzgrenzen durchaus voneinander unterscheiden können. So kann der mit dem Verlust einer Art, z.B. aufgrund zunehmender Bodenversauerung, vermeintlich einhergehende gleichzeitige Verlust einer Bodenfunktion, durch eine andere Art, bspw. einer Art mit höherer „Säuretoleranz", abgepuffert werden.[56] Hinzu kommt, dass sich viele Arten aufgrund intermediärer Eigenschaften nicht immer eindeutig einer bestimmten Lebensform zuordnen lassen und einige Funktionen noch nicht einmal bekannt sein dürften. Die Ausführungen sollen verdeutlichen, dass Regenwurmpopulationen mit hoher Diversität ein grundsätzlich höheres funktionelles Potenzial besitzen und der generelle Schutz sowie die Förderung der Biodiversität eine gesteigerte Reaktions- und Anpassungsfähigkeit mit sich bringt.

Die besondere Eignung der Regenwürmer als Bioindikator ist, neben ihrer Bedeutung für die Bodenfunktionen, vor allem darauf zurückzuführen, dass die (Bio-)Diversität einer Regenwurmpopulation, berücksichtigt als Häufigkeit einzelner Arten oder Individuen innerhalb einer ökologischen Gruppe an einer Gesamtpopulation oder Stichprobe (Abundanz), eine Art integrativer Summenparameter hinsichtlich der mit dem Anbau einer landwirtschaftlichen Kultur verbundenen Effekte darstellt. Unterschiedliche Regenwurmarten reagieren mehr oder weniger sensitiv auf physikalische Eingriffe oder stoffliche Belastungen, wie sie bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung, z.B. in Form der Bodenbearbeitung oder Dünge- und Pflanzenschutzmittelapplikationen, regelmäßig auftreten. So werden die bis zu 30 cm Körperlänge erreichenden adulten Individuen von *Lumbricus terrestris* (anecisch) bspw. eher durch schneidende und wendende Bodenbearbeitungsgeräte verletzt, als die im Allgemeinen etwas kürzeren endogäischen Arten. Die schnelle Regeneration einer Population nach einer schädigenden stofflichen Einwirkung ist bei Arten mit kurzer Generationsdauer und hoher Reproduktionsrate eher zu erwarten als bei ausgesprochenen K-Strategen. Die Ermittlung der Artenvielfalt sowie von Abundanzen erlaubt daher einerseits Aussagen zum allgemeinen Zustand einer Regenwurmpopulation eines Standortes und gestattet darüber hinaus, aufgrund der Schlüsselfunktion der Regenwürmer für das Ökosystem Boden, unter Umständen auch Rückschlüsse bezüglich der Bodenfunktionen im Allgemeinen.

Hinsichtlich des Anbaus nachwachsender Rohstoffe sind grundsätzlich sowohl negative als auch positive Effekte auf die Biodiversität denkbar, da sich unterschiedliche Kulturen in der Intensität der landwirtschaftlichen Maßnahmen voneinander unterscheiden. Eine Vielzahl an Studien hat sich mit Effekten des Anbaus annueller Kulturen wie Mais, Raps oder Getreide, insbesondere dem Einfluss von Art und Menge applizierter Nährstoffe oder der Bodenbearbeitung, auf die Artenvielfalt und

[56] Vgl. ERNST (2010), S. 43.

Abundanz von Regenwürmern befasst.[57] Auch Regenwurmpopulationen unter Grünland-, Weide- und Brache-Standorten wurden bereits umfassend untersucht.[58] Mit Ausnahme der Studien von KOHLI et al. (1999)[59] sowie SEMERE & SLATER (2007)[60] fehlen bisher jedoch weitestgehend Angaben zu Effekten der Dauerkultur *Miscanthus* auf die belebte Umwelt; insbesondere wurden bisher noch keine Langzeiteffekte auf die Regenwurmgemeinschaften von Standorten beschrieben. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde daher ein besonderes Augenmerk auf *Miscanthus* gerichtet. Auf der Grundlage der zuvor genannten Arbeiten kann davon ausgegangen werden, dass extensive Anbau- bzw. Landnutzungssysteme im Vergleich zu intensiven Systemen durch eine höhere Biodiversität gekennzeichnet sind und diese daher besonders vielversprechend hinsichtlich des Schutzes sowie der Förderung ökologischer Bodenfunktionen sind. Darüber hinaus fehlte es bisher zudem an Studien, welche die Effekte unterschiedlich intensiv bewirtschafteter annueller und ausdauernder Landnutzungssysteme, insbesondere Bioenergiepflanzen-Systeme, unter vergleichbaren Umgebungsbedingungen relativ zueinander bewerten. Aus den vorangegangenen Ausführungen lassen sich die folgenden spezifischen Fragestellungen ableiten:

- Wie ist die Intensität des *Miscanthus*-Anbausystems im Vergleich zu den Landnutzungssystemen Mais, Raps, Getreide (traditionell eher intensiv bewirtschaftet), Grünland und Brache (eher extensive Form der Landnutzung) einzustufen?
- Wie wirken sich die sechs Landnutzungssysteme und die mit diesen assoziierte Intensität der Bewirtschaftung auf die Diversitätsparameter:
  - Artenvielfalt der Regenwürmer (Gesamtanzahl der Arten),
  - Gesamtabundanz,
  - Abundanz innerhalb der ökologischen Gruppen bzw. Lebensformen sowie
  - Zusammensetzung der Regenwurmpopulationen

  eines Standortes aus?

[57] Vgl. BINET et al. (1997), Soil Biol. Biochem. 29, S. 577-583; SCHMIDT et al. (2001), Ann. Appl. Biol. 138, S. 377-388; ERNST & EMMERLING (2009), Eur. J. Soil Biol. 45, S. 247-251; SIMONSON et al. (2010), Appl. Soil Ecol. 44, S. 147-155; PÉRÈS et al. (2010), Pedobiologia 54, S. 37-44.

[58] Vgl. PIŽL (1992), Soil Biol. Biochem. 24, S. 1623-1628; EMMERLING (2001), Appl. Soil Ecol. 17, S. 91-96; VAN VLIET et al. (2007), Eur. J. Soil Biol. 43, S. 222-229; CURRY et al. (2008), Appl. Soil Ecol. 39, S. 58-64.

[59] KOHLI et al. (1999), Appl. Soil Ecol. 11, S. 189-197.

[60] SEMERE & SLATER (2007), Biomass Bioenerg. 31, S. 30-39.

2.3.2 Potenzial des NaWaRo-Anbaus für die C-Sequestrierung

Fragestellung: In welchem Umfang können Energiepflanzen-Anbausysteme zur dauerhaften Festlegung organischer Kohlenstoffverbindungen im Boden beitragen?

Innerhalb des globalen Kohlenstoff-Kreislaufes stellen die Böden eine zentrale Steuerungsgröße dar. Nach den Ozeanen (ca. 38.000 Gt C) sind Böden der zweitgrößte Speicher für Kohlenstoff (ca. 1.500 Gt C), während die Land-Vegetation (ca. 560 Gt C) sowie die Atmosphäre (ca. 750 Gt C) zu den eher kleineren Speichern zählen.[61] Die Lithosphäre spielt für die relativ kurzfristigen Veränderungen der Stoffflüsse im Zusammehang mit der globalen Klimaveränderung hingegen keine relevante Rolle.

Nach LAL (2004)[62] beschreibt der Begriff der *C-Sequestrierung* die Aufnahme von atmosphärischem CO_2 durch Pflanzen sowie die anschließende Speicherung des Kohlenstoffs in der organischen Bodensubstanz. Diese mehr oder weniger dauerhafte Festlegung des Kohlenstoffs ist ein aus verschiedenen Gesichtspunkten relevanter Prozess.[63] Die organische Substanz (OS) des Bodens, d.h. die Gesamtheit der abgestorbenen Substanzen pflanzlicher und tierischer Herkunft einschließlich ihrer Umwandlungsprodukte,[64] ist Quelle und Senke für die Hauptnährelemente, da diese einerseits in der OS gebunden vorliegen und andererseits durch die Mineralisation aus dieser bereitgestellt werden. Die OS wirkt infolge negativer und positiver Ladungsüberschüsse als Adsorbent für anorganische und organische Stoffe. Diese Eigenschaft der kolloidalen (< 2µm) OS ist neben der Austauscherfunktion der Tonminerale verantwortlich für die Nährstoffspeicherkapazität der Böden (Kationenaustauschkapazität, KAK) und verhindert auf diese Weise zudem eine Auswaschung der Nährstoffe, aber auch von potenziellen Schadstoffen (Filterwirkung). An der großen spezifischen Oberfläche können zudem H_2O-Moleküle gebunden werden, weshalb die OS auch zur Wasserhaltekapazität der Böden beiträgt. Die enge Beziehung zwischen Humusgehalt und biologischer Aktivität von Böden ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass die organische Substanz die wesentliche C- und Energiequelle für alle heterotrophen Bodenorganismen darstellt. Die Bodenfarbe wirkt sich zudem auf den Wärmehaushalt und somit auf alle biochemischen Umsetzungsprozesse innerhalb des Bodens aus. Die biologische Aktivität trägt maßgeblich zu einer Aggregation mineralischer und organsicher Bodenbestandteile und somit zur Gefügebildung bei (vgl. Kap. 2.3.1). Gut strukturierte bzw. aggregierte Böden zeichnen sich durch ein höheres Infiltrationsvermögen und eine geringere Erosionsanfälligkeit aus. Hierdurch werden Stoffeinträge (Sedimente, Schadstoffe) in die Vorfluter reduziert.

---

[61] Vgl. SCHLESINGER (1992), S. 309.

[62] Vgl. LAL (2004), Geoderma 123, S. 1-22, S. 9 f.

[63] Zu den nachfolgend genannten relevanten Eigenschaften der organischen Substanz vgl. u.a. LAL (2004), Geoderma 123, S. 1-22, S. 4; KÖGEL-KNABNER (2010), S. 51.

[64] Zur Definition des Begriffs der organischen Bodensubstanz vgl. KÖGEL-KNABNER (2010), S. 51.

Die im Rahmen der Photosynthese gebildete Biomasse (biogener C-Speicher) gelangt durch die Inkorporation von Streumaterial oder aber autochthon, z.B. in der Form abgestorbener Wurzeln, in den Boden. Die organische Substanz unterliegt dort im Laufe der Zeit den Prozessen der Zersetzung, Mineralisation und Humifizierung[65] und wird dem globalen C-Kreislauf auf diese Weise kurz- bis langfristig entzogen. Neben rekalzitranten[66] Eigenschaften der organischen Substanz bewirkt auch ihre Bindung an mineralische Bodenbestandteile (sog. organo-mineralische Komplexe) sowie der physikalische Schutz eigentlich leicht abbaubarer Substanzen durch die Einkapselung im Innern von Bodenaggregaten (sog. okkludierte OS) einen weitestgehenden Schutz vor mikrobiellen Abbauprozessen und führt somit zu niedrigeren Umsatzraten.[67] Die mittlere Verweildauer im Boden variiert demnach zwischen wenigen Jahren bei leicht abbaubaren Verbindungen (aktiver C-Pool, überwiegend freie partikuläre OS), mehreren Dekaden bis Jahrhunderten bei okkludierter OS (intermediärer C-Pool) und bis zu einigen tausend Jahren bei Huminstoffen (passiver C-Pool).[68] In den Böden natürlicher Ökosysteme aber auch bei langjährig gleichbleibender Nutzung kommt es langfristig zur Bildung eines Gleichgewichtes zwischen Input und Abbau der organischen Substanz.[69]

Neben den zuvor beschriebenen Bodenqualitäts-bezogenen Aspekten, werden Landnutzungssysteme mit hohem C-Sequestrierungspotenzial auch als eine mögliche Option zur aktiven Kompensation der anthropogen bedingten THG-Emissionen betrachtet.[70] Hierzu eignen sich theoretisch alle Kulturen mit einem sehr hohen Biomassepotenzial, bei denen der Anteil der weder energetisch noch stofflich genutzten Biomasse, d.h. im Wesentlichen die auf der Fläche verbleibenden Vorernteverluste, direkten Ernteverluste sowie unterirdische Biomasse, nicht nur für eine Humusreproduktion sorgen, sondern bei denen dieser Biomasseeintrag langfristig die Mineralisationsrate übersteigt und daher zu einer Akkumulation von Kohlenstoff im Boden führt. Auch wenn die derzeitigen CO_2-Emissionen in der Gesamtbilanz das globale C-Sequestrierungspotenzial deutlich übersteigen,[71] so ist das C-Sequestrierungspotenzial hinsichtlich zweier weiterer Aspekte von praktischer Bedeutung: (1) Die dem Kyoto-Protokoll beigetretenen Staaten können als sicher belegbare C-Senken auf die THG-Minderungsziele anrechnen.[72] (2) Die THG-Bilanz sowie das THG-Minderungspotenzial von NaWaRo-

[65] Humifizierung: Prozess der Bildung von Huminstoffen. Die Zersetzung leicht abbaubarer Teile der organischen Substanz führt zur relativen Anreicherung hochmolekularer, schwer abbaubarer und z.T. auch rekalzitranter Substanzen kolloidaler Größenordnung, sog. Huminstoffe. Diese sind gegenüber weitergehenden mikrobiellen Abbauprozessen weitestgehend geschützt und daher durch eine hohe Verweilzeit im Boden gekennzeichnet. Vgl. BLUM (2007), S. 34 f.; KÖGEL-KNABNER (2010), S. 51 f.

[66] Stabilisierung aufgrund strukturchemischer Eigenschaften; vgl. KÖGEL-KNABNER (2010), S. 59.

[67] Vgl. LAL (2004), Geoderma 123, S. 1-22, S. 9 f.; KÖGEL-KNABNER (2010), S. 51, 61 f., 65.

[68] Vgl. u.a. SCHULZE et al. (2002), S. 760 f., S. 761 Abb. 5.2.5; KÖGEL-KNABNER (2010), S. 62 Abb. 3-4.

[69] KÖGEL-KNABNER (2010), S. 51 f., 74.

[70] Vgl. LAL (2004), Geoderma 123, S. 1-22.

[71] Vgl. LAL (2004), Geoderma 123, S. 1-22, S. 18.

[72] Vgl. UNFCCC (1998), Artikel 3 Absätze 3, 4.

Kulturen können verbessert werden, indem der sequestrierte Kohlenstoff als Gutschrift berücksichtigt wird.

Im Zusammenhang mit dem zunehmenden NaWaRo-Anbau besteht jedoch allgemein die Sorge, dass die Intensivierung des Biomasse-Anbaus zu einem verstärkten Abbau der organischen Kohlenstoffvorräte der Böden führen könnte.[73] Befürchtet werden u.a. eine erhöhte Mineralisationsrate infolge der Intensivierung von Fruchtfolgen oder dem Umbruch von Grünlandstandorten. Um die verstärkte Rohstoffnachfrage bedienen zu können wird zudem befürchtet, dass Biomasse zukünftig in höchstmöglichem Umfang von der Fläche entfernt wird, d.h. insbesondere auch die bei der Nahrungsmittelproduktion üblicherweise auf der Fläche verbleibenden Erntereste sowie ggf. auch unterirdische Biomasse (Wurzeln, Rhizome, etc.) einer energetischen Verwertung zugeführt werden und somit nicht mehr für die Humusreproduktion zur Verfügung stehen.[74] Die genannten Intensivierungen zur Steigerung des Biomassepotenzials könnten demnach nicht zu einer Reduktion sondern zu einer verstärkten Freisetzung an Treibhausgasen führen. Daneben wäre zumindest langfristig die Schädigung oder gar der Verlust natürlicher Bodenfunktionen sowie weiterer Umweltmedien zu besorgen. „Wird die Zufuhr organischer Rückstände verringert oder sogar ganz unterbunden, ist die Gefügebildung nachhaltig gestört".[75] In der Folge käme es bspw. zu einer erhöhten Erosionsanfälligkeit, dem Verlust an Nährstoffen mit der Notwendigkeit zum Ausgleich durch vermehrte Mineraldüngergaben und einem hierauf zurückzuführenden erhöhten Eutrophierungspotenzial. Bei der Produktion von Biomasse sollte daher sichergestellt sein, dass die Böden mittel- und langfristig keine organische Substanz verlieren.[76] Die in Deutschland am häufigsten angebauten NaWaRo-Kulturen Raps und Mais sind klassische „Humuszehrer", bei denen der Boden durch die wiederholte Bearbeitung belüftet, die OS an die Oberfläche verbracht und die Mineralisation hierdurch gefördert wird. Bei Mais trägt zudem die, bedingt durch die späte Aussaat sowie die erst spät deckenden Bestände, höhere Bodentemperatur zur Mineralisation der OS bei. In Übereinstimmung mit den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis ist es daher die Aufgabe des Landwirtes, z.B. durch eine entsprechende Fruchtfolgegestaltung, den Anbau von Zwischenfrüchten oder die Anwendung besonders bodenschonender Bewirtschaftungsverfahren, eine ausreichende Humusreproduktion sicherzustellen.[77] Auch die KBU empfiehlt, humusmehrende Kulturen humuszehrenden Anbausystemen vorzuziehen und darüber hinaus das Potenzial nachwachsender Rohstoffe für die C-Sequestrierung optimal auszunutzen.[78]

[73] Vgl. UBA (2008), S. 39.
[74] Vgl. UBA (2008), S. 39.
[75] KÖGEL-KNABNER (2010), S. 66.
[76] Vgl. UBA (2008), S. 38.
[77] Vgl. § 17 Abs. 2 BBodSchG.
[78] Vgl. UBA (2008), S. 38.

Auf den für den Mais- und Raps-Anbau genutzten Flächen des Untersuchungsgebietes haben sich die C_{org}-Gehalte aufgrund der jahrzehntelang betriebenen Fruchtfolgen weitestgehend stabilisiert (vgl. Tab. 2). Da aus diesem Grunde lediglich bei *Miscanthus* von einem erhöhten C-Sequestrierungspotenzial auszugehen ist, wurden die Untersuchungen hierzu in der vorliegenden Arbeit auf diese Kultur beschränkt. Das C-Sequestrierungspotenzial ist dabei auf die im Folgenden erläuterten Faktoren zurückzuführen. Der Anbau von *Miscanthus* führt aufgrund der in der Regel erst im Frühjahr erfolgenden Ernte zur Bildung einer mehrere Zentimeter mächtigen Mulchauflage, welche grundsätzlich für die Humusbildung zur Verfügung steht. BEUCH (2000)[79] führt an, dass die Vorernte- sowie direkten Ernteverluste zwischen 41 % und 58 % der gesamten oberirischen Biomasse erreichen können. Hinzu kommen 15-20 t ha^{-1} Rhizom- und bis zu 11,5 t ha^{-1} Wurzel-Biomasse.[80] Zusätzlich ist *Miscanthus*-Biomasse durch ein hohes C:N-Verhältnis von ca. 115[81] gekennzeichnet. Da die biologische Verwertbarkeit von organischem Material mit zunehmendem C:N-Verhältnis im Allgemeinen abnimmt, ist die Zersetzungs- und Mineralisationsrate der *Miscanthus*-Streu relativ niedrig.[82] Dieser Umstand wirkt sich insbesondere unter Berücksichtigung der fehlenden Bodenbearbeitung sowie der hierauf zurückzuführenden verringerten Belüftung günstig auf die C-Sequestrierung aus.[83]

Mehrere Studien haben sich bereits mit dem Beitrag der *Miscanthus*-Rückstände zum organischen Kohlenstoff (C_{org}) -Pool der Böden beschäftigt und einen generellen Anstieg der C_{org}-Gehalte durch den Anbau von *Miscanthus*, bspw. im Vergleich mit Getreide-Referenzflächen, bestätigt.[84] SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV (2007)[85] berichten, dass die C-Akkumulationsrate mit der von Dauergrünland vergleichbar sei. Die meisten dieser Ergebnisse stammen jedoch von relativ kleinflächigen Versuchsstandorten und sind daher nicht zwangsläufig repräsentativ für den Anbau unter Praxisbedingungen. Hinzu kommt, dass die Ergebnisse in Ermangelung einer ausreichenden Flächenrepräsentanz z.T. nur eingeschränkt interpretierbar sind. So untersuchten z.B. HANSEN et al. (2004)[86] jeweils nur einen neun- und sechzehnjährigen *Miscanthus*-Bestand hinsichtlich der C_{org}-Gehalte und verglichen diese mit denen einer angrenzenden Referenzfläche. Auch die berichteten Akkumulationsraten variieren

[79] Vgl. BEUCH (2000), S. 20-25.

[80] Vgl. SHOJI et al. (1990), Soil Sci. Plant Nutr. 36, S. 105-120; BOELCKE et al. (1998), S. 52 Abb. 4/6; NEUKIRCHEN et al. (1999), Eur. J. Agron. 11, S. 301-309, S. 304.

[81] Wert für Mischprobe, bestehend aus Blättern, Trieben, Wurzeln; vgl. FELTEN & EMMERLING (2011), Appl. Soil Ecol. 49, S. 167-177, S. 169, Table 1.

[82] Vgl. ARAUJO et al. (2004), Biol. Fert. Soils 39, S. 146-152; FLEGEL & SCHRADER (2000), Soil Biol. Biochemistry 32, S. 1191-1196.

[83] Vgl. SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV (2007), J. Plant Nutr. Soil Sci. 170, S. 538-542.

[84] Vgl. FOEREID et al. (2004), Soil Biol. Biochem. 36, S. 1075-1085; DONDINI et al. (2009), GCB Bioenergy 1, S. 321-330; ZIMMERMANN et al. (2011), GCB Bioenergy 4, S. 453-461.

[85] Vgl. SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV (2007), J. Plant Nutr. Soil Sci. 170, S. 538-542.

[86] HANSEN et al. (2004), Biomass Bioenerg. 26, S. 97-105.

zum Teil deutlich; so führen bspw. allein KAHLE et al. (2001)[87] eine jährliche Zunahme von 0,89-2,2 g C (kg Boden)$^{-1}$ an. Die Relevanz der genannten Studien für das C-Sequestrierungspotenzial von *Miscanthus* steht außer Frage. Ungewiss ist jedoch, ob die in der Literatur genannten Akkumulationsraten auch für die kommerziell bewirtschafteten Flächen im Untersuchungsgebiet Gültigkeit besitzen. Hierbei ist insbesondere der deutlich höhere Mechanisierungsgrad der Flächen im Vergleich zu den Bewirtschaftungsverfahren auf den kleineren Versuchsflächen ein bedeutsamer Faktor. So kann insbesondere die wiederholte Befahrung der Flächen mit den zur Ernte und Bergung der Biomasse eingesetzten Häckslern, Schleppern, Ballenpressen, Tiefladern oder Häckselgutwagen über die gesamte Nutzungsdauer hinweg zu einer Verdichtung der Bodenmatrix mit Beeinflussung des Bodenlufthaushaltes und entsprechender Rückkopplung auf die Mineralisationsrate führen.[88] Für die C-Sequestrierung ist letztlich auch entscheidend, in welcher Tiefe der C_{org} gespeichert wird. Hiervon ist abhängig mit welcher Wahrscheinlichkeit die akkumulierte OS bei einem erneuten Landnutzungswandel, insbesondere zurück zu annuellen Kulturen, einer Mineralisation unterliegt. Für *Miscanthus* berichten NEUKIRCHEN et al. (1999)[89], dass die Hälfte der gesamten Wurzelbiomasse unterhalb von 90 cm vorgefunden wurde. BOELCKE et al. (1998)[90] berichten, dass Wurzeln im Vergleich zu allen übrigen *Miscanthus*-Rückständen die niedrigste C-Mineralisationsrate aufwiesen. Demnach könnten gerade die tiefreichenden Wurzeln zu einer signifikanten Humusbildung und damit zur C-Sequestrierung im Unterboden beitragen.

Die folgenden Fragestellungen wurden abgeleitet:

- Wie entwickeln sich mit fortschreitender Nutzungsdauer die Gesamtgehalte der Böden an organischem Kohlenstoff (TOC) unter kommerziell bewirtschafteten Beständen der Dauerkultur *Miscanthus* im Vergleich zu einer mit annuellen Kulturen bepflanzten Referenzfläche (Getreide)?
- Wie entwickeln sich mit fortschreitender Nutzungsdauer die entsprechenden Kohlenstoff-Vorräte der Böden?
- Wie hoch ist der Beitrag des *Miscanthus*-bürtigen Kohlenstoffs (*Miscanthus*-C) zu den TOC-Gehalten und -Vorräten?
- Welche C-Akkumulationsraten können aus den ermittelten Gehalten und Vorräten abgeleitet werden?

[87] KAHLE et al. (2001), Eur. J. Agron. 15, S. 171-184.

[88] Zum Einfluss der wiederholten Befahrung von Böden mit landwirtschaftlichen Maschinen vgl. z.B. TEBRÜGGE & DÜRING (1999), Soil Till. Res. 53, S. 15-28; KOCH et al. (2008), Soil Till. Res. 101, S. 69-77.

[89] NEUKIRCHEN et al. (1999), Eur. J. Agron. 11, S. 301-309.

[90] Vgl. BOELCKE et al. (1998), S. 116.

- In welchem Umfang tragen oberirdische (Blätter, Triebe) und unterirdische (Rhizome, Wurzeln) Pflanzenteile zur C-Sequestrierung bei?

2.3.3 Energie- und Treibhausgasbilanzen nachwachsender Rohstoffe

Grundvoraussetzungen für die zukünftige Nutzung von Bioenergie sind Energie- und CO_2-Bilanzen der NaWaRo-Anbausysteme, bei denen die Energieerträge über den Energieaufwendungen für die Bereitstellung des regenerativen Energieträgers liegen und die Bereitstellung sowie Nutzung zu einer signifikanten Reduktion der THG-Emissionen führt.[91] Im Hinblick auf die begrenzten Flächenressourcen sollten zudem nur besonders energieeffiziente Landnutzungssysteme ohne wesentliche zusätzliche Umweltbelastungen berücksichtigt werden, d.h. solche Systeme, die im Verhältnis zum Energieeinsatz pro Fläche die größtmögliche Menge an Energie liefern.[92] Auch in diesem Zusammenhang erscheint *Miscanthus* aufgrund der geringen Anforderungen an Bodenbearbeitung, Düngebedarf sowie Schädlingsbekämpfung bei gleichzeitig hoher Biomasseproduktion, im Vergleich zu den annuellen NaWaRo-Kulturen, vielversprechend. Die etablierte Methode zur Ermittlung der Energieeffizienz sowie des THG-Reduktionspotenzials ist die ökologische Bilanzierung im Rahmen einer sog. Lebenszyklus-Analyse (life cycle assessment, LCA), bei der alle mit der Bereitstellung eines Energieträgers verbundenen Energie-Inputs sowie die entsprechenden THG-Emissionen mit dem Energie-Output bzw. den THG-Gutschriften (z.B. für die substituierten Energieträger) verrechnet werden.

Für Raps und Mais wurden in den letzten Jahren mehrfach Energie- und CO_2-Bilanzen berechnet, welche z.T. ebenfalls ökonomische Gesichtspunkte fokussierten.[93] Auch für *Miscanthus* wurden bereits entsprechende Bilanzierungen durchgeführt.[94] Dabei legen die genannten Studien den Bilanzen jedoch häufig stark pauschalierte Werte und Annahmen zugrunde. Die Ergebnisse der Studien hängen im Allgemeinen entscheidend von diesen Annahmen, d.h. von den beschriebenen Systemgrenzen, ab.[95] So berechneten z.B. LEWANDOWSKI et al. (1995)[96] eine CO_2-Bilanz für *Miscanthus*, die für die „Gegebenheiten Deutschlands" Gültigkeit besitzen soll. Dabei werden bspw. für mittlere bis schwere landwirtschaftliche Arbeiten pauschal 10 l, für leichte Arbeiten 7 l Dieselkraftstoffbedarf pro Stunde

[91] Vgl. u.a. GERIN et al. (2008), Bioresource Technol. 99, S. 2620-2627, S. 2621; UBA (2008), S. 6, 13, 23; BMELV & BMU (2010).

[92] Vgl. UBA (2008), S. 24 f.

[93] Vgl. MOERSCHNER & LÜCKE (2002), S. 27-40; RATHKE & DIEPENBROCK (2006), Eur. J. Agron. 24, S. 35-44; GERIN et al. (2008), Bioresource Technol. 99, S. 2620-2627; BLENGINI et al. (2011), Resour. Conserv. Recy. 57, S. 36-47; CHEN & CHEN (2011), Renew. Energ. 36, S. 1374-1378; WÜNSCH et al. (2012), Renew. Energ. 45, S. 213-220.

[94] Vgl. LEWANDOWSKI et al. (1995), Biomass Bioenerg. 8, S. 81-90; SCHOLES (1998), Biomass Bioenerg. 15, S. 333-334; STYLES & JONES (2007), Energ. Policy 35, S. 4355-4367; STYLES et al. (2008), Biomass Bioenerg. 32, S. 407-421; BLENGINI et al. (2011), Resour. Conserv. Recy. 57, S. 36-47.

[95] Vgl. LEWANDOWSKI et al. (1995), Biomass Bioenerg. 8, S. 81-90; S. 82.

[96] LEWANDOWSKI et al. (1995), Biomass Bioenerg. 8, S. 81-90; vgl. S. 82.

veranschlagt. Gerade aber der Dieselverbrauch ist in der Gesamtbetrachtung landwirtschaftlicher Bilanzen ein häufig signifikanter Faktor, der sehr stark von den konkreten Gegebenheiten vor Ort abhängt. Beim Anbau von *Miscanthus* ist der Dieselbedarf nach der Etablierungsphase, sofern die Flächen nicht mit Mineraldünger gedüngt werden, sogar der einzig relevante Inputfaktor. Hier sind insbesondere die Art und Mechanisierung der dem Landwirt zur Verfügung stehenden Maschinen, Hof-Feld-, Feld-Feld-Entfernungen und andere Transportstrecken, die von der Bodenart (leichte vs. schwere Böden) und weiteren Standortfaktoren abhängige Bearbeitbarkeit der Böden sowie der jeweilige Bearbeitungsvorgang (pflügen, grubbern, ernten, etc.) wichtige Determinanten. Bei einem durchschnittlichen Dieselverbrauch in der Landwirtschaft von 100 l pro ha[97] ist es für den Landwirt letztlich auch aus monetären Gründen wichtig, den Dieselbedarf für den Anbau bestimmter Kulturen möglichst genau zu kennen. Da die Chancen der Bioenergie neben den Möglichkeiten zur nachhaltigen Erzeugung auch in der Dezentralität der Energieversorgung liegen (vgl. Kapitel 2.), muss gewährleistet sein, dass Bioenergie auf regionaler Ebene dergestalt produziert werden kann, dass (1) aus Gründen der Versorgungssicherheit ausreichend Energie bereitgestellt wird und (2) die THG-Emissionen im Vergleich zu den substituierten Energieträgern signifikant reduziert werden können. Für die vorliegende Arbeit lässt sich daraus die folgende Fragestellung ableiten:

Wie energieeffizient sind die Energiepflanzen-Anbausysteme des Untersuchungsgebietes und in welchem Umfang können die durch sie bereitgestellten erneuerbaren Energieträger Energie aus endlichen Ressourcen substituieren und THG-Emissionen reduzieren?

Das Ziel der Studie bestand demnach in der Erstellung der Energie- und THG-Bilanzen für die Bereitstellung von Biodiesel aus Raps, Elektrizität aus der Verstromung von Mais als Co-Ferment in einer Biogasanlage sowie *Miscanthus*-Hackschnitzeln als Festbrennstoff zur Befeuerung häuslicher Kleinfeuerungsanlagen (z.B. Hackschnitzelheizung). Die energetische und stoffliche Bewertung der Anbausysteme erfordert:

1. die Quantifizierung des Anbausystem-spezifischen Energiegewinns[98],
2. die Ermittlung der Energieeffizienz als Verhältnis zwischen Energieinput und Energieoutput sowie
3. die Quantifizierung des jeweiligen THG-Minderungspotenzials durch die Substitution endlicher Energieträger.

[97] Vgl. KTBL (o.A.).

[98] Da Energie weder produziert noch verbraucht werden kann (vgl. Erster Hauptsatz der Thermodynamik), sei darauf hingewiesen, dass der Begriff „Energiegewinn“ in der vorliegenden Arbeit die Differenz zwischen Energie-Input und Energieertrag eines Anbausystems bezeichnet.

In der vorliegenden Arbeit wurde bezüglich der Energie- und CO_2-Bilanzen einem Fallstudien-Ansatz gefolgt, bei dem die konkreten Wirtschaftsbedingungen im Untersuchungsgebiet berücksichtigt und alle erforderlichen Daten direkt von den Landwirten und Betriebsleitern (z.B. Biogasanlage, BGA) erfragt wurden. Auf der Grundlage dieser Angaben wurde z.B. der Dieselbedarf für jeden Arbeitsgang mithilfe eines mathematischen Models[99] teilzeitspezifisch, d.h. unter Berücksichtigung der Wende-, Versorgungs-, Warte-, Rüst-, Wege- und Hauptzeit, ermittelt.[100] Die erhobenen Daten geben somit die tatsächlichen Wirtschaftsbedingungen der landwirtschaftlichen Betriebe und die damit einhergehenden Energieaufwendungen sowie die hierdurch hervorgerufenen THG-Emissionen wieder; sie repräsentieren somit gewissermaßen den Status quo der Möglichkeiten der regionalen Produktion von Bioenergie.

2.3.4 Die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft

Der Gesetzgeber hat die grundsätzliche Bedeutung der Bodenfunktionen erkannt und durch das Bundes-Bodenschutzgesetz sowie das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) unter allgemeinen Schutz gestellt.[101] In den genannten Normen sowie im landwirtschaftlichen Fachrecht dienen die sog. *Grundsätze der guten fachlichen Praxis* als zentrales Steuerungselement des vorsorgenden Bodenschutzes sowie zur Abwehr von Gefahren, welche durch die landwirtschaftliche Tätigkeit entstehen können. Der Begriff der *guten fachlichen Praxis* (gfP) stellt die aus ökologischer und ökonomischer Sicht zeitgemäße Art der Bewirtschaftung in der Landwirtschaft dar. Aufgrund der sprachlich weitgefassten Formulierung, bei der Inhalt und genaue Definition des Begriffs nicht feststehen, handelt es sich um einen unbestimmten Rechtsbegriff.[102] Durch die bewusste Verwendung unbestimmter Rechtsbegriffe wird der Gesetzgeber einerseits seiner Normierungsaufgabe gerecht und erreicht gleichzeitig eine dynamische Anpassung der eigentlich statischen Gesetzesform an neue wissenschaftliche und technische Erkenntnisse sowie gegebenenfalls veränderte gesellschaftspolitische Rahmenbedingungen der Zukunft und sich hieraus ableitenden Schutzzielen.[103] Gleichzeitig bedarf es aber erst einer Konkretisierung des unbestimmten Rechtsbegriffes in Form einer detaillierteren, einzelfallbezogenen Auslegung des Bedeutungsgehaltes durch den Rechtsanwender, um letztlich verbindliche Grundsätze und Handlungsoptionen ableiten zu können.[104] Die Grundsätze der gfP sowie

99 Dieselbedarfsrechner des KTBL; vgl. Kapitel 3.3.

100 Vgl. FRÖBA & FUNK (2004), Landtechnik 1, S. 38-39.

101 Vgl. § 1 BBodSchG; § 1 Abs.1, 3 Nr. 2 BNatSchG.

102 Vgl. hierzu Definitionen zum „unbestimmten Rechtsbegriff“ nach ALPMANN SCHMIDT & F.A. BROCKHAUS (2004), S. 1312 sowie HULPKE (1993), S. 754.

103 Vgl. Ausführungen von EBINGER (1993), S. 13 f.

104 Vgl. Definitionen zum „unbestimmten Rechtsbegriff“ nach ALPMANN SCHMIDT & F.A. BROCKHAUS (2004), S. 1312 sowie HULPKE (1993), S. 754.

die aus ihr ableitbaren Konkretisierungen (z.B. Handlungsempfehlungen oder konkrete Vorschriften und Verbote) müssen dabei im Allgemeinen auf wissenschaftlichen Erkenntnissen beruhen und als notwendig anerkannt sein sowie aufgrund praktischer Erfahrungen geeignet, durchführbar und für den Landwirt auch wirtschaftlich tragbar sein.[105]

Die gfP zielt darauf ab, „die Bodenbewirtschaftung (präventiv) so zu gestalten, dass von Menschen zu verantwortende Schäden möglichst nicht eintreten können".[106] Da die landwirtschaftlich genutzte Fläche mehr als 50 % der Gesamtfläche Deutschlands umfasst, kommt den Grundsätzen der gfP als Steuerungselement des Bodenschutzes folglich eine besondere Bedeutung zu.[107] In diesem Zusammenhang werden jedoch gerade die an verschiedenen Stellen des BBodSchG und BNatSchG verankerten „Landwirtschaftsklauseln" vielfach als eine Privilegierung empfunden.[108] Wie den Ausführungen der Kapitel 2.3.1 und 2.3.2 zu entnehmen ist, können die Effekte des NaWaRo-Anbaus auf die Boden-Biodiversität sowie auf den Humusgehalt der Standorte grundsätzlich sowohl positiver als auch negativer Ausprägung sein. Die Regelungen zur gfP gelten dabei auch für den Anbau von Energiepflanzen, da dieser aus juristischer Sicht als land- bzw. forstwirtschaftliche Tätigkeit anzusehen ist.[109] Die Grundsätze könnten jedoch mitunter auch einer NaWaRo-spezifischen Konkretisierung bedürfen. Diesbezüglich führt die KBU bspw. an, dass die in Gärresten enthaltenen N-Frachten bisher nicht auf die nach Düngerecht maximal zulässige Aufbringungsmenge für Stickstoff angerechnet werden,[110] wenngleich diese natürlich noch signifikante Mengen an Stickstoff enthalten können. Um den Konkretisierungsbedarf ableiten zu können, bedarf es der Darstellung und Evaluation des gegenwärtigen Regelungsstandes zur gfP in den einschlägigen Normen sowie einer Bewertung der vorgesehenen Instrumente zu ihrer Um- bzw. Durchsetzung.

Die vorliegende Arbeit befasst sich in Kapitel 3.4 daher mit den folgenden Fragestellungen:

- Welche Regelungen zur gfP existieren gegenwärtig zum Schutze des Bodens im BBodSchG, BNatSchG, landwirtschaftlichen Fachrecht (Dünge- und Pflanzenschutzrecht) und ggf. weiteren relevanten Normen?
- Welche Instrumente sind zur Umsetzung der Grundsätze der gfP vorgesehen und wie sind diese aus der Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes zu bewerten?

105 Vgl. BMELF (1999), S. 6586.

106 BMELF (1999), S. 6585.

107 Vgl. VERSTEYL (2005), S. 255, Rn. 2.

108 Vgl. VERSTEYL (2005), S. 255, Rn. 1. Zu den Landwirtschaftsklauseln vgl. u.a. § 17 Abs. 1, 3 BBodSchG; § 14 Abs. 2 BNatSchG.

109 Vgl. UBA (2008), S. 52.

110 Vgl. UBA (2008), S. 51.

3. Ergebnisse

3.1 Effekte des Bioenergiepflanzen-Anbaus auf die Regenwurmpopulationen von Standorten – Eine vergleichende Untersuchung perennierender (*Miscanthus*) und annueller Kulturen unter Berücksichtigung der Landnutzungsintensität

Kapitel 3.1 ist eine Zusammenfassung der in *Applied Soil Ecology* erschienenen Studie: FELTEN, D. & EMMERLING, C. (2011): Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities – A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity. Applied Soil Ecology 49, 167-177 (im Folgenden: FELTEN & EMMERLING (2011); vgl. Anhang I).

Einleitung, Material & Methoden

Das folgende Kapitel fasst die Ergebnisse einer zweijährigen Untersuchung zusammen, in welcher die Regenwurmpopulationen unter den NaWaRo-Kulturen Mais, Raps und *Miscanthus* hinsichtlich der Anzahl der Arten, der Gesamtabundanz, der Abundanz innerhalb der ökologischen Gruppen sowie der Zusammensetzung der Populationen untereinander sowie mit den Landnutzungstypen Getreide, Grünland und Brache verglichen wurden (vgl. Fragestellungen in Kapitel 2.3.1). Hierzu wurden die Regenwurmpopulationen des Untersuchungsgebietes jeweils im Herbst der Jahre 2009 und 2010 mittels einer Methodenkombination aus Handauslese und chemischer Extraktion mit Allylisothiocyanat erfasst.[111] Neben dem C_{org}- sowie dem N_t-Gehaltes des Bodens, dem pH-Wert, der Bodenart und dem C:N-Verhältnis der Ernterückstände stellt auch die Intensität der Landnutzung (nachfolgend: Intensität) einen potenziell relevanten Faktor für die Regenwurmpopulationen dar. Dabei wurde in Kapitel 2.3.1 vermutet, dass sich extensive Bewirtschaftungssysteme positiv auf die Biodiversität auswirken könnten. In einem ersten Schritt wurde daher die Intensität der zuvor genannten Landnutzungstypen mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse (HKA) aus vier, die Bewirtschaftung näher charakterisierenden, „Bewirtschaftungsvariablen" (1. *Grad der mittleren Bodenbedeckung während der Anbauperiode*, 2. *Art und Umfang der Bodenbearbeitung*, 3. *Art und Umfang der Düngung* sowie 4. *Art und Umfang der Pflanzenschutzmaßnahmen*; vgl. Tab. 2: Explanation of management variables) abgeleitet. Dabei konnten die dimensionslosen Faktorenwerte der 1. Hauptkomponente als objektives quantitatives Maß zur Charakterisierung der Intensität verwendet werden. Extensive Landnutzungstypen waren in der HKA durch negative Faktorenwerte gekennzeichnet und die Intensität nahm mit steigenden Werten zu (Brache: −1,49 ± 0,05; Grünland: −0,74 ± 0,28; *Miscanthus*: −0,56 ± 0,19; Raps: 0,68 ± 0,05; Getreide: 0,91 ± 0,07; Mais: 1,19 ± 0,08). Erst durch die auf diese Weise

[111] Vgl. ZABORSKI (2003), Appl. Soil Ecol. 22, S. 87-95.

Tabelle 2: Environmental variables. Physical, chemical, and management-specific characteristics of earthworm sampling sites.

Crop	Sampling site no.	Field[a]	Reference Soil Group[b]	Environmental variables of											
				Soil texture[c]			Chemical soil properties			Harvest residues	Management system				Factor scores of PCA (PC1)
				Clay[*] %	*Silt* %	*Sand* %	*pH*[*] ($CaCl_2$)	C_{org}[*] %	N_t[*] %	CN_{hr}[*d]	*Soil coverage*	*Soil tillage*	*Weed control*	*Fertilisation*	*intensity*[*e]
Fallow	1	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.1	1.69	0.163	78	5	0	0	1	-1.48
	2	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.4	1.70	0.171	78	5	0	0	1	-1.47
	3	A	Stagnic Luvisol	11.5	45.0	43.5	5.4	1.86	0.204	78	5	0	0	1	-1.39
	4	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.7	1.47	0.142	78	5	0	0	1	-1.54
	5	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.2	1.74	0.165	78	5	0	0	1	-1.48
	6	B	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	5.8	1.68	0.140	78	5	0	0	1	-1.53
	7	B	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	5.8	1.84	0.137	78	5	0	0	1	-1.52
	8	B	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	5.8	1.73	0.135	78	5	0	0	1	-1.53
	9	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.5	1.70	0.144	78	5	0	0	1	-1.52
	10	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.5	2.08	0.171	78	5	0	0	1	-1.43
Grassland	11	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.8	2.66	0.296	48	5	0	0	1	-1.15
	12	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.9	2.80	0.278	48	5	0	0	1	-1.17
	13	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.8	3.32	0.370	48	5	0	0	1	-0.95
	14	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	7.0	8.61	0.367	48	5	0	0	1	-0.46
	15	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	6.9	4.35	0.389	48	5	0	0	1	-0.82
	16	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	7.0	5.80	0.329	48	5	0	0	1	-0.79
	17	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	6.9	8.70	0.364	48	5	0	0	1	-0.45
	18	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	6.9	7.56	0.378	48	5	0	0	1	-0.54
	19	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.9	7.51	0.380	48	5	0	0	1	-0.54
	20	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.9	8.00	0.369	48	5	0	0	1	-0.51
Miscanthus	21	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.7	1.56	0.111	115	4	0	1	2	-0.82
	22	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.9	1.85	0.130	115	4	0	1	2	-0.76
	23	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.6	2.42	0.141	115	4	0	1	2	-0.69
	24	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.8	2.08	0.139	115	4	0	1	2	-0.72
	25	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.7	3.53	0.215	115	4	0	1	2	-0.45
	26	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.3	3.75	0.243	115	4	0	1	2	-0.37
	27	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	4.20	0.261	115	4	0	1	2	-0.30
	28	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	4.28	0.259	115	4	0	1	2	-0.29
	29	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.6	2.79	0.189	115	4	0	1	2	-0.56
	30	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.5	2.73	0.178	115	4	0	1	2	-0.59

(continued on next page)

Tabelle 2 *(continued)*

Crop	Sampling site no.	Field[a]	Reference Soil Group[b]	Environmental variables of											
				Soil texture[c]			Chemical soil properties			Harvest residues	Management system				Factor scores of PCA (PC1)
				*Clay** %	*Silt* %	*Sand* %	*pH** ($CaCl_2$)	C_{org}* %	N_t* %	CN_{hr}*[d]	*Soil coverage*	*Soil tillage*	*Weed control*	*Fertilisation*	*intensity**[e]
Rapeseed	31	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	2.90	0.154	86	3	1	2	4	0.78
	32	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	2.28	0.136	86	3	1	2	4	0.69
	33	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	2.47	0.138	86	3	1	2	4	0.71
	34	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.6	2.00	0.125	86	3	1	2	4	0.64
	35	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.5	2.17	0.125	86	3	1	2	4	0.66
	36	G	Stagnic Fluvisol	11.0	27.5	62.5	6.9	1.89	0.159	86	3	1	2	4	0.69
	37	G	Stagnic Fluvisol	11.0	27.5	62.5	6.7	1.89	0.160	86	3	1	2	4	0.70
	38	H	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	7.1	1.60	0.182	86	3	1	2	4	0.71
	39	H	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	7.0	1.36	0.144	86	3	1	2	4	0.62
	40	H	Haplic Luvisol	20.0	45.0	35.0	7.2	1.45	0.150	86	3	1	2	4	0.64
Cereals	41	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	1.85	0.153	91	2	1	2	4	0.92
	42	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	1.52	0.145	91	2	1	2	4	0.88
	43	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	1.69	0.157	91	2	1	2	4	0.91
	44	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	2.07	0.143	91	2	1	2	4	0.92
	45	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.8	2.40	0.159	91	2	1	2	4	0.99
	46	K	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	7.0	1.60	0.166	91	2	1	2	4	0.92
	47	K	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	7.1	2.00	0.166	91	2	1	2	4	0.96
	48	K	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	7.0	1.89	0.187	91	2	1	2	4	0.99
	49	L	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.3	1.17	0.096	91	2	1	2	4	0.75
	50	L	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	6.6	1.58	0.119	91	2	1	2	4	0.83
Maize	51	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.1	1.26	0.140	35	2	2	2	3	1.05
	52	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.2	1.35	0.145	35	2	2	2	3	1.07
	53	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.2	1.88	0.183	35	2	2	2	3	1.19
	54	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.1	1.88	0.186	35	2	2	2	3	1.20
	55	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.2	1.64	0.190	35	2	2	2	3	1.18
	56	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	6.9	1.96	0.202	35	2	2	2	3	1.23
	57	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.0	2.34	0.176	35	2	2	2	3	1.22
	58	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.0	1.98	0.161	35	2	2	2	3	1.16
	59	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	6.9	3.38	0.173	35	2	2	2	3	1.32
	60	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	6.9	2.63	0.186	35	2	2	2	3	1.27

(continued on next page)

Tabelle 2 *(continued)*

Explanation of management variables				
Management variable	As measured by	Classification		Annotation
Average soil coverage	Percentage of soil surface covered by plants during cultivation period	0	No coverage	Expressed by coverage-classes according to BRAUN-BLANQUET (1964); values presented for a respective crop are averaged values for the complete cultivation period
		1	<10 % of soil surface covered	
		2	10-25 %	
		3	25-50 %	
		4	50-75 %	
		5	75-100 %	
Soil tillage	Intensity	0	No tillage	No tillage
		1	Reduced tillage	1-2 times grubber (5-7 cm depth) + 1 time grubber (3-5 cm depth)
		2	Conventional tillage	1-2 times plough (15 cm depth) + 1-2 times harrow + roll
Weed control	Intensity	0	No weed control	No weed control
		1	Sporadic	Just within *Miscanthus* crops during establishment stage
		2	Regular	Mechanical + chemical
Fertilisation	Intensity	1	No fertilisation	No fertilisation, but regularly mulching
		2	Organic	Sewage sludge application once a year
		3	Organic + mineral	Sewage sludge + Urea-Ammonium-Nitrate-solution + S
		4	Mineral	Urea-Ammonium-Nitrate-solution + PK

[a] Field sizes: A: 1.1 ha, B: 0.7 ha, C: 5.4 ha, D: 3.2 ha, E: 1.7 ha, F: 13.1 ha, G: 7.8 ha, H: 4.6 ha, J: 3.6 ha, K: 10.1 ha, L: 6.5 ha, M: 2.2 ha, P: 6.3 ha.

[b] According to World Reference Base for Soil Resources (IUSS, 2006).

[c] Values represent class means of the respective particle size fraction and were withdrawn from WEIDENFELLER (1990).

[d] Pooled sample of plant residues of each crop (consisting of e.g. leaves, shoots, roots, maize-cobs).

[e] The variable *intensity* was determined by PCA using *soil coverage*, *tillage*, *weed control* and *fertilisation* as input variables.

[*] Only variables marked with a superscript asterisk ([*]) were included in constrained ordination analysis.

erreichte Transformation der ursprünglich ordinalskalierten Bewirtschaftungsvariablen[112] in intervallskalierte Werte, konnte die Variable „Intensität“[113] in der folgenden statistischen Auswertung adäquat berücksichtigt werden.

Mit Hilfe aller zuvor genannten Faktoren konnten die insgesamt 60 Probennahmepunkte der Regenwurmerfassung hinsichtlich der abiotischen Standortfaktoren umfassend charakterisiert werden (vgl. Tab. 2). Den Kern der statistischen Auswertung bildete eine Redundanzanalyse[114] (RDA), mit deren Hilfe die Bedeutung der Umweltvariablen[115] Intensität (Variable: *intensity*), C_{org} (C_{org}), N_t (N_t), pH-Wert (*pH*), Bodenart, berücksichtigt als prozentualer Anteil der Korngrößenklasse Ton (*clay*) sowie das C:N-Verhältnis der Ernterückstände (CN_{hr}) für die Diversität der Regenwurmpopulationen der sechs Landnutzungstypen bestimmt werden konnte. Im Rahmen der RDA wurde die Diversität dabei durch die folgenden Art-Daten repräsentiert: Abundanz (Summe adulter und juveniler Individuen) innerhalb der epigäischen (*Ab_epi*), anecischen (*Ab_an*) und endogäischen (*Ab_en*) Lebensform sowie der Kategorie *Lumbricus*[116] (*Ab_Lum*), Gesamtabundanz (*Ab_tot*; Summe aus *Ab_epi*, *Ab_an*, *Ab_en* und *Ab_Lum*) und Gesamtanzahl der Arten (*NoS*; engl. *Number of Species*).

Ergebnisse und Diskussion: Redundanzanalyse

Eine zusammenfassende Darstellung der wichtigsten Kennwerte der RDA findet sich in Tab. 3. Die in Abb. 1 dargestellten Symbole stellen jeweils eine für jeden der 60 Probennahmepunkte spezifische Linearkombination der Umweltvariablen dar. Dabei war eine nahezu vollständige Trennung der extensiven (Brache, Grünland, *Miscanthus*; Probennahmepunkt-Nummern 1-30 in Abb. 1 und Tab. 2) und intensiven (Getreide, Raps, Mais; Probennahmepunkt-Nummern 31-60, mit Ausnahme der Nummern 38-40) Landnutzungstypen entlang der ersten kanonischen Ordinationsachse zu erkennen (vgl. Ergebnisse der HKA).

---

112 Vgl. Spalte „Classification“ im unteren Teil von Tabelle 2 (Explanation of management variables).

113 Vgl. Spalte „Factor scores of PCA (PC1) *intensity*“ in Tabelle 2.

114 Die RDA ist ein kanonisches Ordinationsverfahren (engl. constrained ordination). Diese Verfahren „haben zum Ziel, diejenige Variation der Artenzusammensetzung aufzudecken, die in Beziehung zu den gemessenen Umweltvariablen steht. Dazu kombinieren diese Methoden die Verfahren der indirekten Gradientenanalyse (CA bzw. DCA und PCA) mit (multiplen) Regressionen auf die zusätzlich gemessenen Umweltvariablen […]. Die Redundanzanalyse […] ist weitgehend analog zur CCA, nur basiert dieses Verfahren nicht auf unimodalen Art-Umweltantworten wie die Korrespondenzanalyse, sondern auf einem linearen Verhalten der Arten entlang der Umweltgradienten.“; aus LEYER & WESCHE (2007), S. 91, 125.

115 In der Terminologie des für die Auswertung verwendeten Statistikprogrammes CANOCO wird der Begriff „Umweltvariable“ (engl. environmental variable) für die unabhängigen, d.h. erklärenden Variablen verwendet, während der Term „Art-Daten“ (engl. species; species data) die abhängigen Variablen beschreibt. Vgl. hierzu TER BRAAK & ŠMILAUER (2002), S. 34 f.

116 Juvenile Individuen mit tanylober Ausbildung des Prostomiums wurden der Gattung *Lumbricus* zugeordnet, da diese aufgrund des noch nicht ausgebildeten Clitellums sowie der noch fehlenden Tubercula pubertatis nicht eindeutig auf Artniveau bestimmt werden konnten und somit eine sichere Zuordnung zum epigäischen oder anecischen Lebensformtyp nicht möglich war.

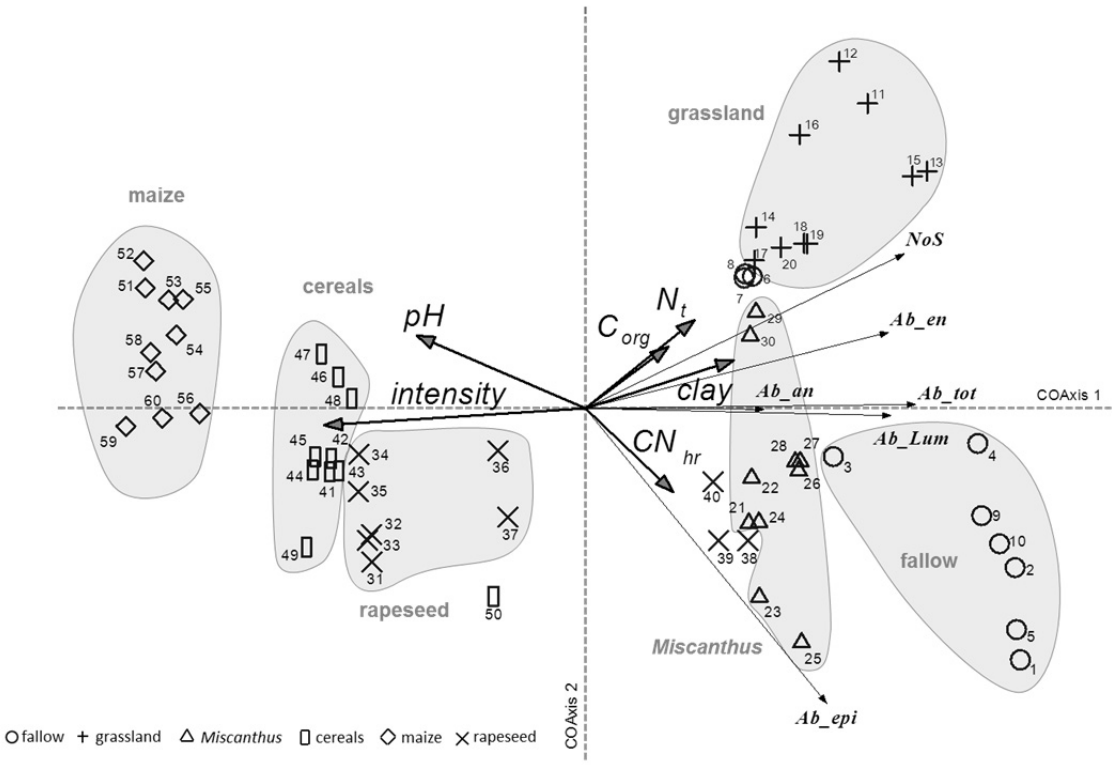

Abbildung 1: Triplot for RDA (combined sampling years), consisting of samples (symbols), species (thin arrows) and environmental variables (bold arrows). Abbreviations: *Ab_*: abundance, of epigeics (*_epi*), anecics (*_an*), endogeics (*_en*) and *Lumbricus* (*_Lum*); *Ab_tot*: total abundance of earthworms; *NoS*: number of species. The displayed sample scores (symbols) represent the 'fitted sample scores', which are linear combinations of the environmental variables (cf. TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002) of a respective sampling site and therefore mainly characterise the six crops by their intensity of land-use as well as by C:N ratio of harvest residues (CN_{hr}).

Tabelle 3: Results of Redundancy Analysis (RDA) and Monte-Carlo permutation tests. RDA was performed with the combined data of both sampling years, consisting of abundance data of earthworm ecological categories and the total number of species (species data), respectively, and environmental variables of sampling sites (cf. Tab. 2). Results for Monte-Carlo permutation tests are presented for ordination axis 1 and all canonical axes in common.

	Combined sampling years (n = 60 sampling sites)				
Canonical ordination axes	1	2	3	4	
Eigenvalues	0.431	0.025	0.012	0.006	
Species-environment correlations	0.804	0.536	0.341	0.309	
Cumulative percentage variance					
of species data	43.1	45.6	46.8	47.4	
of species-environment relation	90.6	95.9	98.4	99.8	
Sum of all eigenvalues					1.000
Sum of all canonical eigenvalues					0.476
Monte-Carlo permutation test	Canonical ordination axis 1		All canonical axes		
F-value	40.165		8.011		
p-value	0.002		0.002		

Für die inhaltliche Interpretation der in Abb. 1 wiedergegebenen Achsen und Vektoren müssen insbesondere die Intraset- und Interset-Korrelationen[117] der RDA herangezogen werden. Die erste kanonische Ordinationsachse (COAxis1) wurde inhaltlich am stärksten durch die Umweltvariablen *intensity* und *pH* geprägt, während N_t und CN_{hr} eine starke Korrelation mit der zweiten Achse (COAxis 2) zeigten. Die entsprechenden Intraset-Korrelationen betrugen 0,92 (*intensity*), 0,59 (*pH*), 0,63 (N_t) und -0,60 (CN_{hr}). Der Tongehalt (*clay*) zeigte mittlere Korrelationen mit allen Umweltachsen (0,34-0,52 für COAxis 2 bzw. COAxis 1), stellte jedoch auf keiner der Achsen den dominanten Regressor dar. Die Interset-Korrelationen verdeutlichten starke Korrelationen der Art-Daten mit *intensity* (0,74) und relativ schwache mit *pH* (0,48) und *clay* (-0,42) für die erste sowie schwache Korrelationen mit N_t (0,34) und CN_{hr} (-0,32) für die zweite Ordinationsachse der Art-Daten (species axes). C_{org} zeigte mit keiner der Artdaten-Achsen eine nennenswerte Korrelation. Da es sich bei den kanonischen Ordinationsachsen um Linearkombinationen der Art-Daten- und Umweltachsen handelt, zeigte die RDA, dass die Diversität der Regenwurmpopulationen in erster Linie durch die Intensität der Landnutzung (*intensity*) beeinflusst wurde. Aus Abb. 1 ist insbesondere ersichtlich, dass neben der Gesamtabundanz sowie der Abundanz innerhalb der ökologischen Gruppen auch die Artenvielfalt mit zunehmender Landnutzungsintensität abnahm (Korrelationskoeffizienten der Species-by-environment-Tabelle für Art-Daten und *intensity*: *Ab_tot*: -0,71; *Ab_an*: -0,34; *Ab_en*: -0,68; *Ab_epi*: -0,48; *Ab_Lum*: -0,62; *NoS*: -0,69). Die epigäischen Regenwürmer (*Ab_epi*) zeigten zudem eine deutlich positive Korrelation mit CN_{hr} (0,36). Dieses Ergebnis ist insofern widersprüchlich, als mit zunehmendem C:N-Verhältnis der pflanzlichen Rückstände infolge der geringeren N-Gehalte eigentlich eine Abnahme der Nahrungsqualität verbunden ist. Die geringste Abundanz epigäischer Arten war jedoch gerade unter der Kultur mit der vermeintlich höchsten Nahrungsqualität, d.h. unter Mais (C:N = 35, vgl. Tab. 2), festzustellen und nicht etwa unter den *Miscanthus*-Beständen (C:N = 115). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Variable CN_{hr} in der vorliegenden RDA daher eher die Präsenz bzw. Absenz einer Streuschicht oder von Pflanzenrückständen repräsentierte. Natürlich fehlt auch Getreide und Raps eine Streuauflage; Mais unterscheidet sich jedoch insofern von diesen und allen anderen Kulturen, als die Bodenoberfläche hier aufgrund der relativ späten Aussaat sowie dem späten Bestandesschluss für mehrere Monate nahezu unbedeckt bleibt. Dabei führt die Bedeckung des Bodens auch in tieferen Bodenschichten zu einer allgemeinen Verbesserung der Lebensbedingungen der Regenwür-

[117] Die Intraset-Korrelation beschreibt durch Angabe des Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten die Stärke des Zusammenhangs zwischen Umweltachsen (engl. environmental axes) und Umweltvariablen (engl. environmental variables), die Interset-Korrelation hingegen die Korrelation zwischen den Achsen der Art-Daten (engl. species axes) und den Umweltvariablen; vgl. TER BRAAK & ŠMILAUER (2002), S. 120.

mer, indem sie u.a. die Evaporation reduziert und für weniger extreme Schwankungen der Bodentemperatur sorgt sowie Nahrung und Schutz vor Prädatoren bietet.[118]

Stickstoff ist ein für Regenwurm-Populationen und weitere Bodenorganismen häufig limitierender Faktor.[119] Auch im Rahmen der RDA war durch die Korrelation der N_t-Gehalte des Bodens mit der Abundanz endogäischer Regenwürmer (*Ab_en*; 0,31) und in der Folge auch der Gesamtartenzahl (*NoS;* 0,44) festzustellen, dass insbesondere die geophagen Arten von einem erhöhten Angebot an verfügbarem Stickstoff profitierten.

Ergebnisse und Diskussion: Artenvielfalt, Abundanz, Populationsstruktur

Im Untersuchungsgebiet konnten insgesamt 14 Regenwurmarten nachgewiesen werden (vgl. Tab. 4); es traten jeweils sieben Haupt- und Begleitarten auf.[120] Die Intensivierung der Landnutzung führte zu einem Anstieg der Anzahl eudominanter Arten, während die Anzahl subdominanter Arten deutlich abnahm. So variierte die Anzahl der eudominanten Arten bspw. zwischen 0,9 (± 0,7) unter Grünland und 1,4 (±0,7) unter Raps. Die Anzahl subdominanter Arten war unter Grünland am höchsten 2,5 (± 1,4), gefolgt von Brache (1,6 ± 1,3) und *Miscanthus* (1,6 ± 1,2), Raps (0,6 ± 0,5), Getreide (0,5 ± 1,0) und Mais (0,5 ± 0,8).

Die Gesamtanzahl der Arten war unter Grünland (6,8 ± 1,5) am höchsten und unter Mais (3,0 ± 1,4) am niedrigsten (Abb. 2). *Miscanthus* (5,1 ± 0,9) nahm hierbei eine Mittelstellung ein, bei der sich die Anzahl der Arten weder signifikant von den ebenfalls als extensiv einzustufenden Nutzungstypen Brache und Grünland, noch von den intensiv bewirtschafteten Kulturen Raps, Getreide und Mais unterschied (*H*-Test, $p<0,05$). Die Energiepflanzen Raps und Mais zeigten zudem keinen signifikanten Unterschied zu Getreide für die Nahrungsmittelproduktion.

Die Gesamtabundanz variierte zwischen 355 ± 132 (Brache) und 62 ± 49 (Mais) Individuen pro m² (Abb. 3). An allen Probennahmestellen bildeten endogäische Regenwürmer den Hauptanteil an der Gesamtabundanz (45 % (Getreide) – 68 % (Mais)), gefolgt von den anecischen Arten (10 % (Brache) – 35 % (Getreide)) und dem Genus *Lumbricus* (9 % (Getreide) – 19 % (Brache)). Der prozentuale Anteil der epigäischen Regenwürmer variierte zwischen <1 % (Mais) und 11 % (Brache).

Die insgesamt hohe Variabilität der Gesamtabundanz-Daten verhinderte jedoch weitestgehend eine schlüssige Interpretation der Ergebnisse auf der Basis varianzanalytischer Verfahren, auch wenn Abb. 3 den bereits in der RDA ermittelten Zusammenhang zwischen Intensität der Landnutzung und

118 Vgl. DUNGER (1989), S. 307-337; SCHMIDT et al. (2001), Ann. Appl. Biol. 138, S. 377-388; ERNST et al. (2009a), Eur. J. Soil Biol. 45, S. 207-213.

119 Vgl. CURRY (2004), S. 91-113, S. 94.

120 Vgl. Spalte „all samples“ in Tabelle 4. Zur Klassifikation von Haupt- und Begleitarten vgl. ENGELMANN (1978), Pedobiologia 18, S. 378-380.

Tabelle 4: Dominance (*d*) and frequency (*f*) of earthworm species related to land-use. Dominance is the relative percentage abundance of a species on the total abundance within a sample; it is presented in % (arithmetic mean ± SD) for each particular crop and all samples, respectively. Frequency is expressed as the percentage of samples wherein individuals of the species were present.

		-	Land-use *intensity* →				+	
Species		fallow	grassland	*Miscanthus*	rapeseed	cereals	maize	all samples
Aporrectodea	*d*	17.4 (±6.5)	23.9 (±16.0)	38.6 (±16.9)	39.6 (±19.8)	63.5 (±21.6)	19.0 (±21.5)	28.1
longa	*f*	100	90	100	90	100	50	88.3
Aporrectodea	*d*	13.0 (±15.8)	19.3 (±13.9)	27.9 (±18.4)	20.5 (±22.7)	6.8 (±9.5)	41.5 (±36.7)	18.2
caliginosa	*f*	80	80	100	50	30	90	71.7
Aporrectodea	*d*	34.8 (±17.0)	28.2 (±8.7)	16.3 (±9.2)	1.3 (±4.2)	11.4 (±15.5)	20.5 (±23.0)	26.9
icterica	*f*	100	90	100	10	50	50	66.7
Lumbricus	*d*	6.24 (±5.0)	5.0 (±6.2)	4.0 (±5.5)	10.6 (±9.5)	8.3 (±7.8)	0.7 (±2.1)	5.6
rubellus	*f*	90	60	50	70	60	10	56.7
Lumbricus	*d*	2.2 (±3.2)	6.4 (±3.8)	1.4 (±3.0)	2.3 (±6.3)	0.7 (±2.1)	14.9 (±21.5)	3.0
terrestris	*f*	60	90	20	10	10	60	41.7
Lumbricus	*d*	8.7 (±12.6)	3.3 (±4.9)	5.5 (±6.7)	3.3 (±5.7)	7.4 (±11.4)	0.0 (±0.0)	4.1
castaneus	*f*	70	40	50	40	40	0	40
Allolobophora	*d*	0.0 (±0.0)	3.9 (±5.1)	4.2 (±6.5)	18.6 (±19.6)	0.0 (±0.0)	3.4 (±9.4)	4.7
chlorotica	*f*	0	50	40	80	0	20	31.7
Aporrectodea	*d*	2.2 (±4.3)	9.5 (±7.9)	2.2 (±5.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	2.6
rosea	*f*	30	100	20	0	0	0	25
Allolobophora	*d*	10.8 (±9.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	2.3 (±6.3)	2.0 (±4.3)	0.0 (±0.0)	5.4
cupulifera	*f*	80	0	0	20	20	0	20
Satchellius	*d*	4.7 (±11.7)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.9
mammalis	*f*	20	0	0	0	0	0	3.3
Dendrodrilus	*d*	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	1.0 (±3.0)	0.5 (±1.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.2
rubidus	*f*	0	0	10	10	0	0	3.3
Proctodrilus	*d*	0.0 (±0.0)	0.4 (1.4)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.1
antipae	*f*	0	10	0	0	0	0	1.7
Octolasion	*d*	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	1.0 (±3.2)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.1
cyaneum	*f*	0	0	0	10	0	0	1.7
Fitzingeria	*d*	0.0 (±0.0)	0.2 (±0.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.1
platyura	*f*	0	10	0	0	0	0	1.7

+ ↑ Species-frequency ↓ -

Regenwurm-Abundanz erkennen lässt. Dabei dürfte insbesondere die räumliche Variabilität der Textur ursächlich für den Umstand gewesen sein, dass bspw. die Grünland-Standorte keinen signifikanten Unterschied zu den Raps-Standorten zeigten. So waren die Raps-Probennahmestellen im Untersuchungsjahr 2010 im Vergleich zu 2009 durch eine mehr als doppelt so hohe Gesamtabundanz (198 ± 64 Individuen m^{-2} vs. 95 ± 16 Individuen m^{-2}) gekennzeichnet, wobei die Tongehalte der 2010 beprobten Standorte ebenfalls deutlich höher lagen (vgl. Tab. 2 i.V.m. Abb. 1:

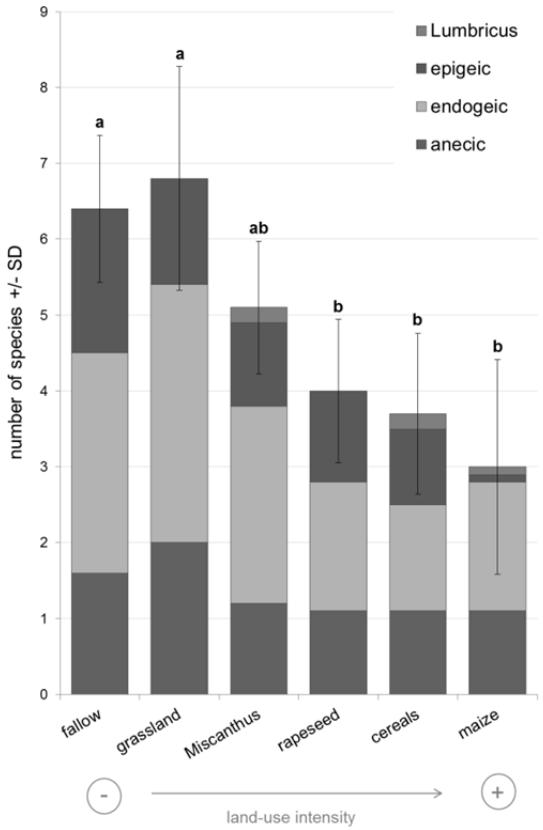

Abbildung 2: Total number of earthworm species (arithmetic mean ± SD) related to land-use. Data are presented for sampling years 2009 and 2010 in common (*n* = 10 per crop). Individuals classified as the genus *Lumbricus* were only considered for calculation, if no distinct *Lumbricus*-species was present at the respective sampling site. Significant differences (H-test, $p<0.05$) between the crops are marked by different lowercase letters.

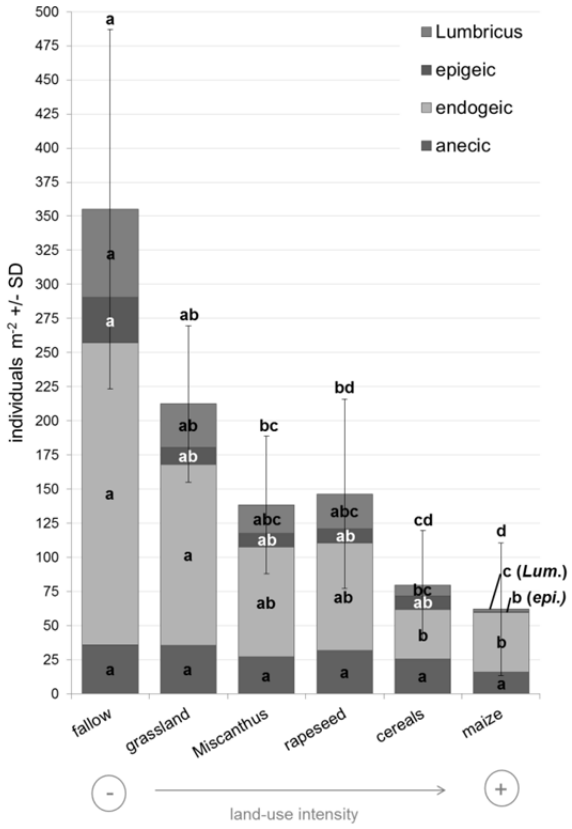

Abbildung 3: Total and ecological category-specific abundance of earthworms (arithmetic mean ± SD) related to land-use. Data are presented for sampling years 2009 and 2010 in common (*n* = 10 per crop). The total abundance is the sum of anecics, endogeics, epigeics, and individuals of the genus *Lumbricus*. Significant differences ($p<0.05$) of total and ecological category-specific abundance between the crops are marked by different lowercase letters (performed tests: ANOVA for total abundance and anecic category; H-test for categories endogeic, epigeic, and *Lumbricus*).

Probennahme-Nummern 31-40). Auch wenn der Tongehalt (*clay*) in der RDA niemals den dominanten Regressor darstellte, so ist seine Bedeutung für die Regenwurmabundanz durch die Beeinflussung des Wasserhaushaltes evident.[121] Die Abundanz anecischer Lumbriciden variierte zwischen 36 (Brache, Grünland) und 16 (Mais) Individuen m^{-2}, zeigte jedoch keine von der jeweiligen Landnutzung abhängigen signifikanten Unterschiede (*ANOVA*, $p<0{,}05$; Abb. 3). Dieses Ergebnis dürfte vor allem auf die insgesamt sehr hohe Frequenz von *A. longa* im Untersuchungsgebiet zurückzuführen sein (vgl. Tab. 4), wodurch die Individuen dieser Art die Abundanz-Werte der anecischen Lebensformgruppe maßgeblich beeinflussten. Da *A. longa* charakteristische Merkmale des anecischen und endogäischen Lebensformtyps zeigt (u.a. geophage und detritivore Ernährungsweise, vertikal und horizontal orien-

[121] Vgl. CURRY (2004), S. 91-113, S. 93.

tiertes Grabverhalten), wurde vorgeschlagen, die Art als endo-anecisch zu klassifizieren.[122] Die intermediäre Verhaltensweise könnte insbesondere auch dafür verantwortlich sein, dass *A. longa* weniger sensitiv auf den Faktor Bodenbearbeitung und hier v.a. auf die wendendende Bearbeitung reagierte. Gleichzeitig könnte sich jedoch auch der Anbau von Mais im Rahmen einer mehrgliedrigen Fruchtfolge sowie eine reduzierte Bodenbearbeitung (kein jährliches Pflügen, Bearbeitungstiefe max. 15 cm) positiv auf die Abundanz von *L. terrestris* ausgewirkt haben.

Effekte von *Miscanthus* auf die Biodiversität der Lumbriciden

Zu Beginn dieses Kapitels wurde vermutet,[123] dass die extensiven Landnutzungssysteme, und somit auch *Miscanthus,* im Vergleich zu den intensiv genutzten Systemen durch eine höhere Boden-Biodiversität charakterisiert sein könnten. In den vorangegangen Abschnitten konnte gezeigt werden, dass *Miscanthus* bezüglich der Anzahl der Arten eine Mittelstellung zwischen extensiven und intensiven Landnutzungen einnahm und die Populationsstruktur vergleichbar mit derjenigen der Brache- und Grünlandstandorte war; die Effekte von *Miscanthus* auf die Abundanz-Variablen waren jedoch weniger deutlich ausgeprägt. Neben dem relativ geringen Tongehalt der beprobten *Miscanthus*-Bestände (vgl. Tab. 2) könnten die chemischen (C:N-Verhältnis, Gehalt an sekundären Pflanzenstoffen) und physikalischen (Partikelgröße) Eigenschaften der *Miscanthus*-Rückstände ein insbesondere im Vergleich zu Raps und Getreide vermeintlich besseres Resultat verhindert haben. KOHLI et al. (1999)[124] schlussfolgerten, dass sich *Miscanthus*-Blätter erst nach Durchlaufen mehrerer Abbauschritte als Nahrungsquelle eignen und nennen dabei u.a. die mikrobielle Besiedlung sowie die Detoxifikation sekundärer Pflanzenstoffe als wichtige Prozesse. Die Mulchauflage besteht überwiegend aus relativ großen Blättern und Stoppelresten der Ernte. NEUHAUSER et al. (1980)[125] und BOSTRÖM & LOFS-HOLMIN (1986)[126] stellten fest, dass die Partikelgröße Wachstumsraten von *Eisenia foetida* und *Aporrectodea caliginosa* beeinflusste, wohingegen diese für *L. terrestris* von geringerer Bedeutung war.[127]

Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die Abnahme der Bewirtschaftungsintensität bewirkte eine Zunahme der Artenvielfalt, der Gesamtabundanz sowie eine ausgeglichene Populationsstruktur extensiver Landnutzungssysteme. Dabei stellt die Bodenbedeckung, z.B. in Form einer Streuauflage, von Ernteresten oder früh deckenden Beständen, eine unmittelbare Voraussetzung insbesondere für die Präsenz und Abundanz epigäischer Regenwürmer dar. Im Hinblick auf den Schutz und den Erhalt der Bodenfunktionen ist *Miscanthus* unter

122 Vgl. FELTEN & EMMERLING (2009), Biol. Fertil. Soils 45, S. 789-797, S. 796.

123 Ebenso in Kapitel 2.3.1.

124 KOHLI et al. (1999), Appl. Soil Ecol. 11, S. 189-197.

125 NEUHAUSER et al. (1980), Agr. Wastes 2, S. 43-60.

126 BOSTRÖM & LOFS-HOLMIN (1986), Pedobiologia 29, S. 1-12.

127 Zur Bedeutung der Partikelgröße für *L. terrestris* vgl. BOYLE (1990), zitiert in CURRY (2004), S. 94.

den Energiepflanzen von besonderer Bedeutung, da einerseits hohe Biomasseerträge erzielt werden können und die Boden-Biodiversität durch die extensive Bewirtschaftung gleichzeitig gefördert wird. Dieses Ergebnis ist möglicherweise auf andere extensive Energiepflanzen-Anbausysteme übertragbar. Insbesondere könnten NaWaRo-Kulturen, welche im direkten Vergleich zu *Miscanthus* günstigere Nahrungseigenschaften aufweisen, zu weiteren positiven Effekten für die Lumbriciden-Populationen führen. Ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher low-input-Kulturen könnte für eine Vielzahl verschiedener Organismen Lebens- und Rückzugsräume bieten und somit helfen, ökologische Bodenfunktionen auch in überwiegend agrarisch genutzten Landschaften dauerhaft zu sichern oder ggf. sogar zu fördern.

3.2 Akkumulation von *Miscanthus*-bürtigem Kohlenstoff in kommerziell bewirtschafteten Böden in Abhängigkeit von Bodentiefe und Landnutzungsdauer

Kapitel 3.2 ist eine Zusammenfassung der im *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* erschienenen Studie: FELTEN, D. & EMMERLING, C. (2012): Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land use under commercial farming conditions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 661-670 (im Folgenden: FELTEN & EMMERLING (2012); vgl. Anhang II).

Einleitung, Material & Methoden

Das Ziel der Studie bestand in der Quantifizierung der TOC-Gehalte (g kg^{-1}) kommerziell bewirtschafteter Böden unter *Miscanthus*-Beständen unterschiedlichen Alters einschließlich der TOC-Vorräte (Mg ha^{-1}) sowie der aus den Gehalten und Vorräten ableitbaren jährlichen C-Akkumulationsrate bei langjähriger Nutzungsdauer. Die Beprobung unterschiedlicher Bodentiefen sollte Rückschlüsse auf die Eintragswege des Kohlenstoffs zulassen und somit das Potenzial oberirdischer und unterirdischer Pflanzenteile für die C-Sequestrierung bzw. die Wahrscheinlichkeit aufzeigen, mit der sequestrierter Kohlenstoff bei einem erneuten Landnutzungswandel einer Mineralisation unterliegen könnte. Zusätzlich wurde der Anteil des *Miscanthus*-bürtigen Kohlenstoffs (*Miscanthus*-C, syn. C4-C) am TOC-Gehalt der Böden mit Hilfe der ^{13}C-Isotopenanalyse ermittelt.[128] Hierzu muss das Verhältnis der stabilen Kohlenstoffisotope ^{13}C und ^{12}C (angegeben als $\delta^{13}C$ in ‰) in Böden unter *Miscanthus* sowie unter Referenzflächen bestimmt werden.[129] Da die meisten C3-Pflanzen (z.B. Getreide) durch $\delta^{13}C$-Werte von ca. -27 ‰ charakterisiert sind während jene von C4-Pflanzen wie *Miscanthus* bei ca. -12 ‰ liegen, führt die Inkorporation von mit ^{13}C angereicherten *Miscanthus*-Rückständen langfristig zu einem Anstieg der $\delta^{13}C$-Werte der Böden.[130] Geeignete Referenzflächen müssen eine kontinuierliche C3-Pflanzen-Historie aufweisen und die Bodeneigenschaften sowie die Umgebungsbedingungen der *Miscanthus*- und Referenzflächen müssen so ähnlich wie möglich sein.[131] Aus diesem Grunde wurden im Rahmen der vorliegenden Studie ausnahmslos Referenzflächen einer aus unterschiedlichen Getreidesorten und Raps bestehenden Fruchtfolge beprobt, welche direkt an die ebenfalls beprobten *Miscanthus*-Flächen anschlossen. Insgesamt wurden 13 *Miscanthus*-Bestände unterschiedlichen Alters mit einer Gesamtfläche von ca. 27 ha an 44 Probennahmepunkten beprobt, welche jedoch aus

128 Vgl. BALESDENT et al. (1987), Soil Biol. Biochem. 19, S. 25-30.

129 Vgl. BALESDENT & MARIOTTI (1996), S. 83-111; SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV (2007), J. Plant Nutr. Soil Sci. 170, S. 538-542.

130 Vgl. FELTEN & EMMERLING (2010), S. 40-45, S. 41.

131 Vgl. FLESSA et al. (2000), J. Plant Nutr. Soil Sci. 163, S. 157-163, S. 158.

Tabelle 5: Characteristics of reference sites and *Miscanthus* age classes. Ref = reference sites with continuous C3 vegetation. *Miscanthus* stands were separated into age classes representing characteristic growth and management stages: Mis-2 = establishment stage, Mis-5 = young and established stands with maximum biomass production, Mis-16 = long-term use.

		Age class						∑
		Ref	Mis-2	Mis-5		Mis-16		
Mean age (y)		-	2	5		16		
Establishment of single stands between years		-	2006-2008	2003-2005		1991-1995		
Land-use		wheat, rye or triticale	*Miscanthus x giganteus*					
Reference Soil Group[a]		Fluvic Cambisol	Fluvic Cambisol	Haplic Fluvisol	Stagnic Luvisol	Fluvic Cambisol	Stagnic Luvisol	
Number of investigated definable arable fields		3	4	1	1	6	1	16
Total area (ha)		7.80	8.28	4.38	0.96	7.95	5.79	35.16
Number of soil samples (*n*)		10	12	4	3	22	3	54
Soil texture[b]								
Depth (cm)	0-15	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	
	15-30	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	
	30-60	clayey loam	clayey loam	loamy sand	silty loam	clayey loam	silty loam	
	60-90	clayey loam	clayey loam	loamy sand	clayey loam	clayey loam	clayey loam	
	90-120	sandy loam	sandy loam	sandy-clayey loam	clayey loam	sandy loam	clayey loam	
	120-150	clayey loam	clayey loam	sandy-clayey loam	clayey loam	clayey loam	clayey loam	
Bulk density (g cm^{-3})[c]								
Depth (cm)	0-15	1.40 (±0.09)	1.70 (±0.04)	1.51 (±0.04)		1.54 (±0.09)		
	15-30	1.53 (±0.04)	1.69 (±0.04)	1.67 (±0.04)		1.73 (±0.03)		
	30-60	1.59 (±0.05)	1.73 (±0.04)	1.69 (±0.04)		1.61 (±0.03)		
	60-90	1.55 (±0.04)	1.70 (±0.02)	1.70 (±0.03)		1.62 (±0.02)		
	90-120	1.77 (n.d.)	1.77 (n.d.)	1.68 (n.d.)		1.72 (n.d.)		
	120-150	1.78 (n.d.)	1.78 (n.d.)	1.68 (n.d.)		1.72 (n.d.)		

[a] According to World Reference Base for Soil Resources (IUSS, 2006).

[b] According to WEIDENFELLER (1990).

[c] Bulk density was determined on one field per age class and the reference sites with *n* = 3 replicates per field; 90-150 cm depth = values from WEIDENFELLER (1990).

Tabelle 6: Results for correlation and regression analyses related to soil-depth classes. Analyses were carried out for variables $\delta^{13}C$, *Miscanthus*-C, and TOC correlated to the actual duration of *Miscanthus* cropping (no age-class separation). The number of considered soil samples *n* is given for each soil-depth class. The intensity of correlation is presented as rank correlation coefficient *r* according to Spearman. Significant correlations (Sig.) are marked by superscript asterisks: ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$. Regression equations for a prudent estimation of the time-depending development of a respective variable were provided additionally (x = years).

Depth (cm)	*n*	*r*	R^2	Sig.	regression equation
$\delta^{13}C$ (‰)					
0-15	52	0.77	0.59	**	y = 0.2372x - 26.841
15-30	52	0.72	0.52	**	y = 0.0769x - 26.637
30-60	48	0.51	0.26	**	y = 0.0318x - 26.160
60-90	51	0.34	0.12	*	y = 0.0124x - 25.704
90-120	51	0.28	0.08		
120-150	16	0.25	0.06		
Miscanthus-C (g kg^{-1})					
0-15	42	0.78	0.61	**	y = 0.433x - 0.8043
15-30	43	0.69	0.48	**	y = 0.0579x - 0.1708
30-60	39	0.41	0.17	*	y = 0.0105x - 0.1409
60-90	41	0.03	0.00		
90-120	41	0.14	0.02		
120-150	13	0.15	0.02		
TOC (g kg^{-1})					
0-15	53	0.44	0.19	**	y = 0.049x + 1.3793
15-30	53	0.10	0.01		
30-60	54	0.13	0.02		
60-90	51	0.07	0.00		
90-120	52	0.20	0.04		
120-150	46	0.10	0.01		

Gründen der statistischen Analyse zu drei Altersklassen (Mis-2, Mis-5, Mis-16) zusammengefasst wurden. Hinzu kommen drei Referenzflächen (Ref) mit ca. 8 ha Gesamtfläche und 10 Wiederholungen. Detaillierte Angaben zu den beprobten Flächen, Altersstufen sowie relevante bodenphysikalische Kennwerte können Tab. 5 entnommen werden.

Ergebnisse

Mit zunehmendem Alter der *Miscanthus*-Bestände kam es in 0-90 cm Bodentiefe zu einem signifikanten Anstieg der $\delta^{13}C$-Werte (Tab. 6). Dabei unterschied sich der $\delta^{13}C$-Wert der Böden der *Miscanthus*-Bestände mit einem mittleren Alter von 16 Jahren (Mis-16) in den ersten vier Bodentiefenklassen signifikant von den Referenzflächen (Ref), jedoch nur in 0-30 cm ebenfalls signifikant von Mis-5 und Mis-2 (Tab. 7). Im Allgemeinen nahm der Anteil des *Miscanthus*-C am TOC mit zunehmender Bodentiefe ab, wobei der Anteil des C4-C in der Altersklasse Mis-16 gegenüber den Altersklassen Mis-5 und Mis-2 in 0-30 cm Tiefe signifikant erhöht war (Tab. 8). In 30-60 cm Tiefe bestand lediglich zwischen Mis-16 und Mis-2 ein signifikanter Unterschied. Infolgedessen ließen sich für die ersten drei Bodentiefenklassen signifikante Korrelationen zwischen dem *Miscanthus*-C und dem Alter der Bestände

Tabelle 7: Mean $\delta^{13}C$ values (‰ ± SE) of *Miscanthus* age classes and reference sites (cf. Tab. 5). Significant differences between the age classes and the reference sites, respectively, within the respective soil depth are marked by different lowercase letters. The type of applied statistical test is marked by superscript capital letter within the last column of the Mis-16 age class. The number of considered soil samples *n* is given for each age class and soil depth.

	Age class							
	Ref		Mis-2		Mis-5		Mis-16	
Depth (cm)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)
0-15	10	-26.6 (±0.2) a	11	-26.2 (±0.2) a	7	-26.2 (±0.2) a	24	-23.2 (±0.4) b[A]
15-30	9	-26.6 (±0.2) a	12	-26.3 (±0.2) a	7	-26.4 (±0.3) a	24	-25.5 (±0.1) b[B]
30-60	9	-26.4 (±0.2) a	12	-26.0 (±0.1) ab	6	-25.9 (±0.1) ab	21	-25.6 (±0.1) b[B]
60-90	10	-25.9 (±0.1) a	10	-25.5 (±0.1) ab	7	-25.6 (±0.1) ab	24	-25.5 (±0.1) b[B]
90-120	10	-25.6 (±0.1) a	12	-25.3 (±0.1) a	6	-25.5 (±0.1) a	23	-25.3 (±0.1) a[B]
120-150	3	-25.6 (±0.3) a	4	-25.2 (±0.3) a	2	-25.5 (±0.2) a	7	-25.1 (±0.1) a[B]

[A] Nonparametric Kruskal-Wallis H-test and subsequently Mann-Whitney U-tests were performed ($p < 0.05$).
[B] One-way ANOVA and post-hoc Scheffé-test were performed ($p < 0.05$).

Tabelle 8: Total organic carbon (TOC) and *Miscanthus*-derived carbon *(Miscanthus*-C) contents of *Miscanthus* age classes and reference sites (cf. Tab. 5). Significant differences between the age classes and the reference sites, respectively, within the respective soil depth are marked by different lowercase letters. The type of applied statistical test is marked by superscript capital letter within the last column of the Mis-16 age class. The number of considered soil samples *n* is given for each age class and soil depth.

	Age class							
	Ref		Mis-2		Mis-5		Mis-16	
Depth (cm)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)
TOC								
0-15	10	12.8 (±2.3) a	11	13.2 (±1.4) a	7	20.1 (±2.3) ab	25	21.3 (±1.8) b[B]
15-30	10	11.1 (±1.4) a	12	11.3 (±1.6) a	7	12.7 (±1.1) a	24	11.1 (±1.0) a[B]
30-60	10	6.6 (±1.1) a	12	4.3 (±0.6) a	7	4.2 (±0.9) a	25	4.8 (±0.6) a[A]
60-90	9	3.9 (±0.7) a	12	2.9 (±0.4) a	7	3.1 (±0.6) a	23	3.6 (±0.3) a[B]
90-120	10	2.7 (±0.4) a	12	2.8 (±0.7) a	6	3.2 (±0.4) a	24	2.9 (±0.2) a[B]
120-150	9	2.3 (±0.3) a	10	1.8 (±0.3) a	7	2.5 (±0.5) a	20	2.5 (±0.3) a[B]
Miscanthus-C								
0-15			11	0.6 (±0.2) a	7	0.7 (±0.2) a	24	5.8 (±0.6) b[A]
15-30			12	0.4 (±0.1) a	7	0.4 (±0.2) a	24	1.0 (±0.1) b[B]
30-60			12	0.2 (±0.0) a	6	0.2 (±0.0) ab	21	0.3 (±0.0) b[B]
60-90			10	0.1 (±0.0) a	7	0.1 (±0.0) a	24	0.1 (±0.0) a[B]
90-120			12	0.1 (±0.0) a	6	0.0 (±0.0) a	23	0.1 (±0.0) a[B]
120-150			4	0.1 (±0.0) a	2	0.0 (±0.0) a	7	0.1 (±0.0) a[B]

[A] Nonparametric Kruskal-Wallis H-test and subsequently Mann-Whitney U-tests were performed ($p < 0.05$).
[B] One-way ANOVA and post-hoc Scheffé-test were performed ($p < 0.05$).

nachweisen (Tab. 6). Auch die TOC-Gehalte der drei Altersklassen sowie der Referenzflächen waren in der obersten Bodentiefenklasse jeweils am höchsten und nahmen mit zunehmender Bodentiefe ab (Tab. 8). Der TOC-Gehalt von Mis-16 war gegenüber Mis-2 und Ref lediglich in 0-15 cm signifikant erhöht. Unterhalb dieser Tiefenklassen konnten zudem keine Korrelationen zwischen dem TOC-Gehalt und dem Bestandesalter mehr nachgewiesen werden (Tab. 6).

Die TOC-Vorräte in 0-150 cm Bodentiefe beliefen sich auf ca. 113 Mg ha^{-1} für die durchschnittlich 16-jährigen *Miscanthus*-Bestände (Mis-16), 110 Mg ha^{-1} für Mis-5, 93 Mg ha^{-1} für Mis-2 und ca. 91 Mg ha^{-1} für die Referenzflächen (vgl. Abb. 4). Auf den Referenzflächen fanden sich 58 % des gesamten TOC innerhalb der obersten 30 cm des Bodens; dieser Wert stieg mit zunehmender Nutzungsdauer an und erreichte 70 % unter den ältesten *Miscanthus*-Beständen (Mis-16). Unabhängig von den Altersklassen waren ca. 80 % des TOC innerhalb der obersten 60 cm des Bodens lokalisiert. Der Anteil des *Miscanthus*-C war mit 17,7 Mg ha^{-1} für Mis-16 am höchsten und mit 3,4 Mg ha^{-1} für Mis-5 am niedrigsten. Der kumulierte prozentuale Anteil in den obersten 15 cm variierte zwischen 44 % (Mis-5) und 76 % (Mis-16) bzw. 88 % und 95 % in 0-60 cm Tiefe.

Diskussion

Die mit zunehmender Dauer des *Miscanthus*-Anbaus bis in eine Tiefe von 90 cm ansteigenden $\delta^{13}C$-Werte waren die Folge des Eintrags von *Miscanthus*-C in den Boden und können insbesondere auf die relativ hohen Vorernteverluste und direkten Ernteverluste sowie auf die im Oberboden lokalisierten Rhizome und Wurzeln zurückgeführt werden (vgl. Kapitel 2.3.2). Nach BOELCKE et al. (1998)[132] findet sich bspw. der größte Teil der Rhizome in ca. 15-25 cm Tiefe. Aufgrund der fehlenden Bodenbearbeitung dürften für die Inkorporation der Mulchauflage vorrangig detritivore Regenwürmer wie *L. terrestris* und *A. longa* verantwortlich gewesen sein. Diese sind grundsätzlich in der Lage, relativ große Mengen an Streumaterial in den Boden einzuarbeiten;[133] der Prozess ist jedoch von den physikalischen (z.B. Partikelgröße bzw. Vorzerkleinerungsgrad der Streu) und chemischen (z.B. C:N-Verhältnis, Gehalt an sekundären Pflanzenstoffen) Eigenschaften der Streu abhängig und kann daher bei *Miscanthus* (C:N = 115) einen relativ langen Zeitraum in Anspruch nehmen.[134] Während eigener Litter bag-Studien zum Abbau von *Miscanthus*-Streu (unveröffentlicht) konnte beobachtet werden, wie das Streumaterial intensiv von Pilz-Hyphen durchzogen wurde. Ein Gewichtsverlust innerhalb der Streubeutel trat erst nach ca. 16 Wochen auf; daher scheint eine initiale, durch Pilze dominierte, Zersetzungsphase eine grundlegende Voraussetzung für den weiteren Abbau der *Miscanthus*-Streu durch makro-saprophage Organismen zu sein. Demnach waren die Inkorporation sowie der Abbau der *Miscanthus*-Rückstände aus Mulchauflage, Rhizomen und Wurzeln auch ursächlich für die nach 16 Anbaujahren signifikant erhöhten *Miscanthus*-C-Gehalte bis in eine Tiefe von 60 cm. Zudem könnten Translokationsprozesse zu einer Verlagerung des *Miscanthus*-C aus dem Oberboden in

132 BOELCKE et al. (1998), vgl. S. 16 i.V.m. S. 9, 115.

133 Vgl. EISENHAUER et al. (2008), Appl. Soil Ecol. 38, S. 79-82; ERNST et al. (2009a), Eur. J. Soil Biol. 45, S. 207-213.

134 Vgl. ARAUJO et al. (2004), Biol. Fert. Soils 39, S. 146-152; CURRY (2004), S. 94 ff.; ERNST et al. (2009b), Soil Biol. Biochem. 41, S. 1548-1554; FLEGEL & SCHRADER (2000), Soil Biol. Biochem. 32, S. 1191-1196; KOHLI et al. (1999), Appl. Soil Ecol. 11, S. 189-197; FELTEN & EMMERLING (2011), Appl. Soil Ecol. 49, S. 167-177.

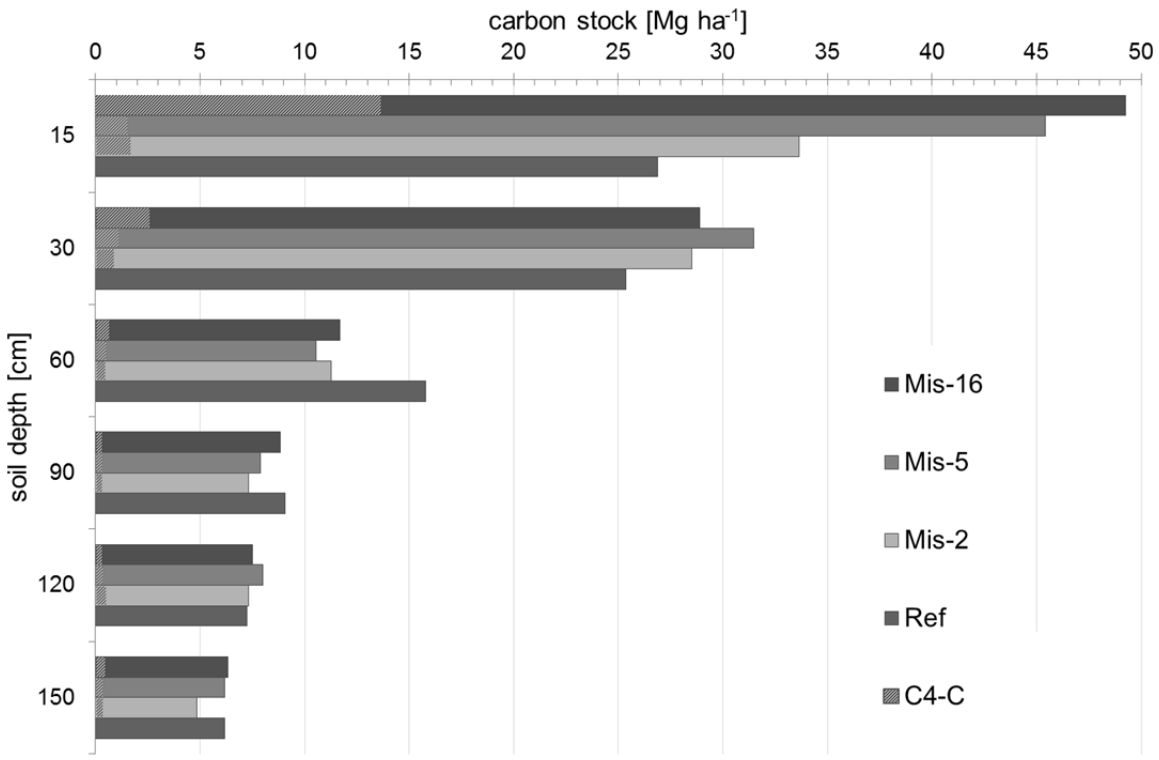

Abbildung 4: Carbon stocks of the study area *Kenner Flur* related to soil-depth classes. Stocks for *Miscanthus* age classes and reference sites were estimated using bulk densities from Tab. 5 and concentrations of TOC and *Miscanthus*-derived C from Tab. 8. The portion of *Miscanthus*-C (C4-C) on TOC is marked by hachures.

tieferliegende Horizonte geführt haben.[135] Wie in Kapitel 2.3.2 dargestellt, bestand aufgrund der Studien von BOELCKE et al. (1998)[136] und NEUKIRCHEN et al. (1999)[137] Grund zu der Annahme, dass insbesondere die tiefreichenden Wurzeln zum C-Sequestrierungspotenzial beitragen könnten. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigten jedoch, dass *Miscanthus*-Rückstände, insbesondere Wurzeln, unterhalb von 60 cm nicht zu gesteigerten *Miscanthus*-C-Gehalten führten und folglich im berücksichtigen Zeitraum auch nicht zu einer C-Akkumulation im Unterboden beitrugen. Im Vergleich mit den Referenzflächen führten die *Miscanthus*-C-Einträge zudem nur in den obersten 15 cm des Bodens und dabei erst nach 16-jährigem Anbau zu signifikant erhöhten TOC-Gehalten (+ 8,5 g C kg^{-1}). Für den TOC ergab sich in der Tiefe 0-15 cm somit eine Akkumulationsrate von 0,53 g C kg^{-1} a^{-1}, wobei die *Miscanthus*-C-spezifische Akkumulationsrate 0,36 g C4-C kg^{-1} a^{-1} betrug. Die Differenz zwischen diesen beiden Raten konnte neben methodischen Ursachen insbesondere auf die Düngung der *Miscanthus*-Bestände mit Klärschlamm zurückgeführt werden. Der Einfluss der Klärschlamm-C-Frachten sowie weiterer relevanter Faktoren auf die TOC- und C4-C-Gehalte sowie das Verhältnis der Kohlenstoffisotope wurde in FELTEN & EMMERLING (2012) umfassend diskutiert und wird daher an dieser Stel-

135 Vgl. HANSEN et al. (2004), Biomass Bioenerg. 26, S. 97-105.

136 BOELCKE et al. (1998): Wurzeln waren durch niedrigste Abbauraten charakterisiert; vgl. S. 116.

137 NEUKIRCHEN et al. (1999), Eur. J. Agron. 11, S. 301-309.

le nicht vertiefend dargestellt.[138] Legt man zur Abschätzung des C-Sequestrierungspotenzials der landwirtschaftlichen Flächen die *Miscanthus*-C-Gehalte der 16-jährigen Bestände als belastbare Werte zugrunde, d.h. Werte, die (1) nicht durch die Klärschlammdüngung beeinflusst wurden und (2) langfristige Zersetzungs- und Mineralisationsprozesse berücksichtigen, so ließ sich aus den Kohlenstoffvorräten der Böden im Untersuchungsgebiet eine C4-C-Akkumulationsrate von 1,1 Mg ha^{-1} a^{-1} (für 0-150 cm Tiefe) ableiten.

Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Der langjährige Anbau von *Miscanthus* führte unter den Bewirtschaftungsbedingungen des Untersuchungsgebietes zu einer Anreicherung des organischen Kohlenstoff-Pools des Bodens mit *Miscanthus*-bürtigem Kohlenstoff. Im Vergleich mit den Referenzflächen trugen die *Miscanthus*-Rückstände innerhalb der 16-jährigen Anbauperiode (mittleres Alter der Altersstufe) zu einem signifikanten Anstieg der TOC-Gehalte in 0-15 cm Bodentiefe, d.h. zur C-Akkumulation, bei. Auch wenn in den darunterliegenden Tiefenklassen keine Zunahme der TOC-Gehalte festgestellt werden konnte, so deuten die mit zunehmendem Alter der *Miscanthus*-Bestände ansteigenden C4-C-Gehalte auf die Substitution von C3-Kohlenstoff hin. Da langfristig zudem kein Anstieg der $\delta^{13}C$-Werte unterhalb von 90 cm festzustellen war, muss davon ausgegangen werden, dass der im Boden akkumulierte Kohlenstoff hauptsächlich aus der Mulchauflage sowie aus Rhizomen und oberflächennahen Wurzeln stammt. Die Bedeutung tiefreichender Wurzeln für das C-Sequestrierungspotenzial der untersuchten Flächen ist folglich als gering einzustufen. Der zum allergrößten Teil oberflächennah akkumulierte *Miscanthus*-C könnte daher insbesondere bei einer erneuten Landnutzungsänderung hin zu annuellen Kulturen (Fruchtfolge) einem mehr oder weniger raschen und weitgehenden Abbau unterliegen.

138 Vgl. FELTEN & EMMERLING (2012), J. Plant Nutr. Soil Sci. 175, S. 661-670: Abschnitt 4 (Discussion), insbesondere Unterabschnitte 4.2.1 (Sewage sludge-related C input) und 4.2.2 (Fossil C).

3.3 Energiebilanzen und Treibhausgas-Minderungspotenziale kommerziell bewirtschafteter Bioenergiepflanzen-Anbausysteme in Westdeutschland

Kapitel 3.3 ist eine Zusammenfassung der in *Renewable Energy* erschienenen Studie: FELTEN, D., FRÖBA, N., FRIES, J., EMMERLING, C. (2013): Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. Renewable Energy 55, 160-174 (im Folgenden: FELTEN et al. (2013); vgl. Anhang III).

Einleitung

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden der Energiegewinn, die Energieeffizienz sowie das THG-Minderungspotenzial der Energiepflanzen-Anbausysteme „Raps“, „Mais“ und „*Miscanthus*“ im Untersuchungsgebiet ermittelt. Diese Kulturen werden im Folgenden als „Anbausysteme“ bezeichnet, wobei der Begriff den gesamten Prozess bis zur Energiebereitstellung in Form eines erneuerbaren Energieträgers, d.h. neben dem landwirtschaftlichen Anbau der Kulturen insbesondere auch die nachfolgenden und zur Veredelung der Biomasse notwendigen Prozessschritte und Umwandlungsverluste, umfasst. Die Anbausystem-spezifischen Hauptprodukte waren Biodiesel (Raps), Elektrizität aus der Verstromung von Biogas (Mais) sowie *Miscanthus*-Hackschnitzel, welche als Festbrennstoff für die Wärmeproduktion in häuslichen Kleinfeuerungsanlagen verwendet wurden. Dementsprechend dienten die Energieträger zur Substitution von fossilem Diesel-Kraftstoff (Raps), Elektrizität aus dem deutschen Strommix (Mais) sowie Heizöl (*Miscanthus*). Die bei der Bereitstellung der jeweiligen Bioenergieträger anfallenden Nebenprodukte wurden ebenfalls in die energetische und stoffliche Bewertung einbezogen. Bei der Biodieselproduktion waren der bei der Pressung der Rapskörner anfallende Rapspresskuchen und Glycerin aus der Transesterifizierung zu berücksichtigen; die bei der Verstromung des Biogases entstehende Abwärme wurde innerhalb der Biogasanlage als Prozesswärme sowie zur Beheizung von nahegelegenen Gebäuden genutzt.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass ein direkter quantitativer Vergleich der Anbausysteme hinsichtlich Energiegewinn und THG-Minderungspotenzial aufgrund der Unterschiedlichkeit der Bioenergieträger in Bezug auf ihre Verwendung oder die substituierten Ressourcen nicht möglich war.

Material & Methoden

Der Energieinput eines Anbausystems umfasste alle zur Bereitstellung des Hauptproduktes notwendigen energetischen Aufwendungen in Form von Diesel-Kraftstoff, elektrischer und thermischer Energie sowie indirekte energetische Aufwendungen, welche auf die Bereitstellung (z.B. Produktion,

Tabelle 9: Coefficients used within energy and greenhouse gas-balances. References are indicated by superscript lowercase letters.

		Coefficients			
		Energy		Emissions	
Fossil fuels					
Diesel, heating oil, engine oils, lubricants	Energy content (LHV; direct energy)	42.96	MJ kg^{-1} [a]	3.15	kg CO_2 kg^{-1} [d]
	Fuel provision (indirect energy)	4.86	MJ kg^{-1} [b]	0.34	kg CO_2 kg^{-1} [d]
	Direct + indirect energy	47.8	MJ kg^{-1} [c]	3.49	kg CO_2 kg^{-1} [d]
Crop management					
Seeds					
Rapeseed (*Brassica napus*), charlock (*Sinapsis arvensis*)	Provision	8.4	MJ kg^{-1} [c]	0.607	kg CO_2 kg^{-1} seed[e]
Maize (*Zea mays*)	Provision	4.0	MJ kg^{-1} [b]	0.252	kg CO_2 kg^{-1} seed[f]
Miscanthus seedlings	Provision	0.2	MJ/seedling[g]	0.0146	kg CO_2 / seedling[g]
Pesticides (herbicides, molluscicides, insecticides)	Provision	280.1	MJ kg^{-1} active substance[e]	18.1	kg CO_2 kg^{-1} active substance[e]
Fertilizers					
Calcium ammonium nitrate (CAN)	Provision	47.2	MJ kg^{-1} N[c]	5.282	kg CO_2-eq kg^{-1} N[p]
Urea ammonium nitrate (UAN)	Provision	52.3	MJ kg^{-1} N[c]	5.282	kg CO_2-eq kg^{-1} N[p]
Ammonium thiosulfate	Provision	17.4	MJ kg^{-1} N[c]	5.282	kg CO_2-eq kg^{-1} N[p]
Crop refinement					
Methanol	Provision	37.2	MJ kg^{-1} [d]	1.75	kg CO_2 kg^{-1} [d]
Sodium methoxide	Provision	18.1	MJ kg^{-1} [d]	2.5	kg CO_2 kg^{-1} [h]
Hydrochloric acid	Provision	0.43	MJ kg^{-1} [i]	0.157	kg CO_2 MJ^{-1} [i, n]
Main- and by-products					
Biodiesel/RME	Energy content (LHV; direct energy)	37.2	MJ kg^{-1} [a]	-	
	Fuel provision (indirect energy)	13.7	MJ kg^{-1} [k]	2.16	kg CO_2-eq kg^{-1} [k]
Rapeseed cake	Credit for substitution of soy as feed	10.1	MJ kg^{-1} rapeseed oil[d]	0.64	kg CO_2 kg^{-1} rapeseed oil[d]
Glycerin	Credit for substitution of glycerin from propylene	103.4	MJ kg^{-1} glycerin[l]	7.6	kg CO_2 kg^{-1} glycerin[l]
Miscanthus chips	Energy content (LHV; direct energy)	17.95	MJ kg^{-1} [m]	-	

(continued on next page)

Tabelle 9 *(continued)*

		Coefficients	
		Energy	Emissions
Physical parameters			
Electrical energy	Emissions related to provision from German energy mix	(3.6 MJ kWh^{-1})[q]	0.157 kg CO_2 MJ^{-1} [n]
Thermal energy (steam)	Energy content of process steam and related emissions	2.7 MJ kg^{-1} steam[d]	0.1081 kg CO_2 MJ^{-1} [l]
Greenhouse gases			
CO_2	GWP for calculation of CO_2-equivalents		1 kg CO_2-eq kg^{-1} CO_2 [o]
CH_4	GWP for calculation of CO_2-equivalents		25 kg CO_2-eq kg^{-1} CH_4 [o]
N_2O	GWP for calculation of CO_2-equivalents		298 kg CO_2-eq kg^{-1} N_2O [o]

[a] AGEB (o.A.).
[b] QUIRIN (2004), p. 56.
[c] MOERSCHNER & LÜCKE (2002), p. 29.
[d] REINHARDT (1993), pp. 61, 63, 69, 123, 135, 137, 139.
[e] Own calculation according to WEST & MARLAND (2002), p. 222, 224.
[f] Own calculation according to VDLUFA (2001), p. 10; based on primary energy input of diesel fuel and natural gas.
[g] Own calculation according to LEWANDOWSKI et al. (1995), p. 84.
[h] Own calculation according to REINHARDT (1993), p. 135; based on values for soda lye.
[i] Own calculation according to REINHARDT (1993), p. 135; based on values for sulfuric acid.
[k] Own calculation; see results for rapeseed balance.
[l] Own calculation according to [d].
[m] Own calculation according to LEWANDOWSKI et al. (1993), p.89; KATTER et al. (1993), p. 45; MAYR (2000), p.83; LKÖ & LFI (2006), p.42.
[n] Own calculation according to UBA (o.A.b), based on CO_2 emission factors for the years 2008 – 2010.
[o] FORSTER et al. (2007), p. 212.
[p] Own calculation according to REINHARDT (1993) (emissions: 2.6 kg CO_2 kg^{-1} N; p. 77) and BÖRJESSON & TUFVESSON (2011) (N_2O emissions from nitrogen fertilizer plants: 9 g N_2O kg^{-1} N; p. 112).
[q] Conversion factor.

Verpackung, Transport) der verwendeten Treibstoffe, Motorenöle und weiteren Schmierstoffe, von Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie von Stoffen, welche für Veredelungsprozesse benötigt werden (bspw. Methanol zur Biodieselraffination), zurückzuführen waren. Eine Übersicht aller in den Bilanzen verwendeten Faktoren enthält Tab. 9. Die in Form der Biomasse gebundene Sonnenenergie bildete den Energieertrag bzw. Energieoutput, welcher für jedes Anbausystem mit Hilfe der Erträge und Hauptprodukt-spezifischer unterer Heizwerte (engl. lower heating value, LHV) berechnet wurde (vgl. Tab. 9). Alle Inputfaktoren verursachten THG-Emissionen, welche durch die Multiplikation der Faktoreneinsätze (z.B. Diesel kg ha^{-1}, vgl. Tab. 3, 4, 5 in Anhang III) mit CO_2-Emissionsfaktoren quantifiziert wurden (vgl. Tab. 9).

Um das relative Treibhauspotenzial (engl. Global Warming Potential, GWP) von Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) adäquat in die Bilanzierungen einbeziehen zu können, wurden alle Emissionen in Form von CO_2-Äquivalenten (CO_2-eq) berücksichtigt.[139] Auf der Output-Seite wurden Gutschriften für die eingesparten CO_2-eq-Emissionen in Ansatz gebracht. Die Berechnung der jedem Anbausystem gutzuschreibenden CO_2-eq-Emissionen erfolgte in Anlehnung an das *Äquivalenzprozess*-Prinzip[140]. Hierbei wird angenommen, dass jedes Haupt- und Nebenprodukt ein äquivalentes Produkt substituiert, wobei es sich in der vorliegenden Studie um endliche Energieträger bzw. Produkte handelte, welche unter Nutzung dieser hergestellt wurden. So stellten bspw. Diesel sowie synthetisch produziertes Glycerin Äquivalenzprodukte dar, welche durch Biodiesel bzw. das während des Transesterifizierungsprozesses anfallende Glycerin substituiert wurden. Im Rahmen der Studie wurde der für die Bereitstellung der Äquivalenzprodukte erforderliche Energieaufwand entweder aus adäquaten Studien übernommen oder in Anlehnung an diese berechnet. Anschließend wurden die entsprechenden CO_2-eq-Emissionen für die Bereitstellung sowie die energetische Nutzung abgeleitet und auf der Output-Seite der Bilanzen berücksichtigt. In gleicher Weise wurde die für die Bereitstellung der Äquivalenzprodukte erforderliche Energie dem Energieertrag als Gutschrift hinzugerechnet. Die abschließende Gegenüberstellung der Energieinputs und -outputs bzw. der CO_2-eq-Emissionen und CO_2-eq-Gutschriften quantifizierte die Anbausystem-spezifischen Energiegewinne und CO_2-eq-Einsparungen. Da Energie streng genommen weder produziert noch verbraucht werden kann,[141] sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass sich der Begriff „Energiegewinn“ lediglich auf die Differenz zwischen dem Energieinput und dem Energieertrag eines Anbausystems bezieht. Ein negatives Vorzeichen im Ergebnis der Bilanz bedeutet dabei, dass ein erneuerbarer Energieträger mehr Energie lieferte als während des gesamten Bereitstellungsprozesses verbraucht wurde bzw. quantifiziert die Menge der

139 Vgl. IPCC (2007a), S. 36.

140 Vgl. REINHARDT (1993), S. 35 f.

141 Vgl. Erster Hauptsatz der Thermodynamik.

Tabelle 10: Details of arable fields used for energy and greenhouse gas-balances.

Cropping system	Field no.	Cultivation period	Field size (ha)	Farm-to-field distance (km, single-way)	Distance to wastewater treatment plants (km, single-way)
Miscanthus	1	Since 1995 until present	1.86	1.3	4-29; varying within the considered period of time due to different delivering plants
	2		3.19	1.7	
	3		1.68	1.8	
	4		6.11	2.5	
Rapeseed	1	2008/09	13.23	2.1	
	2	2008/09	4.95	2.8	
	3	2008/09	1.84	2.9	
	4	2009/10	4.95	1.0	
	5	2009/10	16.51	1.5	
Maize	1	2008/09	3.75	0.6	1.3
	2	2008/09	5.50	0.7	1.4
	3	2009/10	5.50	1.3	2.0
	4	2009/10	0.20	1.1	1.8
	5	2009/10	7.20	1.3	2.0
	6	2009/10	0.75	1.2	2.0

eingesparten CO_2-Äquivalente. Das Verhältnis von Energieoutput zu Energieinput kennzeichnet als dimensionslose Verhältniszahl die Energieeffizienz der Anbausysteme.

Grundlegend für die Erstellung der Bilanzen war die Festlegung der räumlichen, zeitlichen und sachlichen Systemgrenzen, welche die Voraussetzungen beschreiben, unter denen die Ergebnisse Gültigkeit besitzen. Alle Berechnungen wurden für die tatsächlichen Größen der ackerbaulichen Flächen durchgeführt und anschließend auf eine einheitliche Bezugsgröße von einem Hektar heruntergerechnet. Dies gilt insbesondere auch für die Wegestrecken (bspw. Hof-Feld-Entfernungen, Transporte) und die mit diesen verbundenen Energieinputs und CO_2-Emissionen. Flächendetails sind in Tab. 10 dargestellt.

Für Mais und Raps wurden zwei aufeinanderfolgende Anbauperioden (2008/09 und 2009/10) bilanziert. Um die mit dem Anbau der Dauerkultur *Miscanthus* verbundenen Besonderheiten, insbesondere die einmalige Anlage der Bestände bei anschließender langjähriger Nutzungsdauer, adäquat berücksichtigen zu können, wurden alle mit der Bereitstellung der *Miscanthus*-Hackschnitzel verbundenen Energieinputs, -outputs, CO_2-eq-Emissionen und CO_2-Gutschriften zwischen 1995 und 2010 retrospektiv erfasst, summiert und anschließend durch die Gesamtanzahl der Anbaujahre dividiert.

Aufgrund der Bedeutung des Inputfaktors „Diesel“ für die Landwirtschaft (vgl. Kapitel 2.3.3), wurde der Kraftstoffverbrauch mithilfe des Dieselbedarfsrechners des Kuratoriums für Technik und

Tabelle 11: Balance results for bioenergy cropping systems. The table presents summarized data from tables 3, 4, and 5 in FELTEN et al. (2013), which provide the detailed listing of cropping system-specific operations/supplies, main- and by-products as well as the related energy inputs, energy outputs, CO_2-eq emissions and CO_2-eq savings (cf. Anhang III). Results are averaged values (± SD) for the respective crop stands. For *Miscanthus*, values were calculated retrospectively for a total of 16 cultivation periods and subsequently related to one cultivation period. Net production of energy and CO_2-eq net reduction are indicated by negative algebraic signs.

	Rapeseed	Maize	*Miscanthus*
Energy balance (GJ ha^{-1} a^{-1})			
Input	17.7 (± 0.7)	20.2 (± 0.6)	5.5 (± 0.3)
Output	83.6 (± 6.0)	111.1 (± 7.4)	259.7 [a]
Balance	-65.9 (± 5.3)	-90.9 (± 6.8)	-254.2 (± 0.3)
Energy efficiency			
Output : Input ratio	4.7	5.5 (± 0.2)	47.3 (± 2.2)
Greenhouse gas balance (Mg CO_2-eq ha^{-1} a^{-1})			
CO_2-emissions	2.8 (± 0.06)	7.9 (± 0.4)	0.7 (± 0.1)
CO_2-credits	6.0 (± 0.4)	14.2 (± 0.9)	23.0 [a]
Balance	-3.2 (± 0.4)	-6.3 (± 0.6)	-22.3(± 0.1)

[a] Constant value.

Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) teilzeitspezifisch berechnet.[142] Eine detaillierte Beschreibung der weiteren sachlichen Systemgrenzen findet sich in FELTEN et al. (2013)[143] und kann dort z.B. den entsprechenden Tabellen, welche eine Auflistung aller relevanten Prozessschritte und Faktoreneinsätze enthalten, entnommen werden (vgl. Tab. 3, 4, 5 in Anhang III).

Ergebnisse & Diskussion

Die Energiegewinne der Anbausysteme beliefen sich auf (65,9 ± 5,3) GJ ha^{-1} (Raps), (90,9 ± 6,8) GJ ha^{-1} (Mais) und (254,2 ± 0,3) GJ ha^{-1} a^{-1} (*Miscanthus*) (Tab. 11). Das Verhältnis von Energieoutput zu Energieinput betrug 4,7 ± 0,2 für Raps und 5,5 ± 0,2 für Mais. Der relativ hohe Wert für *Miscanthus* (47,3 ± 2,2) verdeutlicht den low-input-Charakter dieser Dauerkultur im Vergleich zu beiden annuellen Kulturen. Die Substitution von Diesel durch Biodiesel aus Raps führte unter Berücksichtigung der Nebenprodukte zur Einsparung von insgesamt (3,2 ± 0,38) Mg CO_2-eq ha^{-1}. Die Verstromung von Mais-Biomasse sowie die Nutzung der Abwärme führte zu Einsparungen von durchschnittlich (6,3 ± 0,56) Mg CO_2-eq ha^{-1}. *Miscanthus*-Hackschnitzel reduzierten die THG-Emissionen um insgesamt (22,3 ± 0,13) Mg CO_2-eq ha^{-1} a^{-1} (Tab. 11).

Die Ergebnisse der Bilanzierungen zeigten jedoch auch, dass durch die Bereitstellung der erneuerbaren Energieträger eine mehr (Raps, Mais) oder weniger (*Miscanthus*) signifikante Menge an

142 Vgl. FRÖBA & FUNK (2004), Landtechnik 1, S. 38-39. Der Dieselbedarfsrechner ist online verfügbar unter: http://www.ktbl.de/index.php?id=851 [14.02.2013].

143 FELTEN et al. (2013), Renew. Energ. 55, S. 160-174; vgl. Abschnitt 2.3.

Tabelle 12: Cropping system-specific conversion factors. Energy inputs and related CO_2-eq emissions were related to units of crop yield and main product, respectively.

Cropping system	Main product	GJ Mg^{-1}	Mg CO_2-eq Mg^{-1}
Rapeseed	Rapeseed	4.73	0.74
	Biodiesel/RME	13.73	2.16
Miscanthus	*Miscanthus* chips	0.37	0.05
Maize	Maize	1.08	0.42
		GJ MWh^{-1}	Mg CO_2-eq MWh^{-1}
	Electrical energy	0.93	0.37

Treibhausgasen emittiert wurde (vgl. Tab. 11)[144]. Tabelle 12 enthält die Energieinputs und CO_2-eq-Emissionen jeweils bezogenen auf eine gravimetrische Einheit der geernteten Biomasse (Rapskörner, *Miscanthus*, Mais-Ganzpflanze) und der Anbausystem-spezifischen Hauptprodukte (Biodiesel, Hackschnitzel); für Mais wurden Input und Emissionen zudem in Bezug zur erzeugten elektrischen Energie gesetzt.

Die hier wiedergegebenen Faktoren belegen, dass die Behauptung, Energie aus Biomasse sei grundsätzlich CO_2-neutral nicht den tatsächlichen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet entsprach und deshalb auch nicht grundsätzlich verallgemeinert werden kann. Letztlich war jedoch relevant, in welchem Umfang die Anbausysteme tatsächlich zu einer Reduktion der THG-Emissionen beitragen konnten. Hierzu mussten die mit der Bereitstellung der erneuerbaren Energieträger verbundenen Emissionen in Bezug zu den Emissionen gesetzt werden, die durch die Nutzung der zu substituierenden endlichen Energieträger entstanden wären. Im Vergleich zum deutschen Strommix konnten die CO_2-eq-Emissionen durch die Verstromung von regional produzierter Mais-Biomasse um mindestens 30 % reduziert werden. Die Substitution von Diesel durch Biodiesel aus Raps führte zu 29 % und jene von Heizöl durch *Miscanthus*-Hackschnitzel zu 96 % geringeren Emissionen (Abb. 5). Die Einbeziehung der Nebenprodukte steigerte die Wertschöpfung entsprechend und führte zu einer deutlichen Erhöhung des THG-Reduktionspotenzials der Anbausysteme. Zum Zeitpunkt der Untersuchung wurden ca. 58 % der bei der Verstromung des Biogases anfallenden Abwärme zu Heizzwecken genutzt, wodurch sich das Reduktionspotenzial auf 55 % erhöhte. Unter der theoretischen Annahme einer vollständigen Nutzung der Abwärme als Heizöl-Substitut könnte das THG-Reduktionspotenzial für das Hauptprodukt Strom aus Biomasse auf maximal 76 % gesteigert werden. Die Berücksichtigung des Rapspresskuchens sowie des Glycerins erhöhte das Reduktionspotenzial von Biodiesel auf 82 %. Für *Miscanthus* konnte das Reduktionspotenzial durch die Anrechnung des im Boden akkumulierten Kohlenstoffs (vgl. Kapitel 3.2 sowie FELTEN & EMMERLING (2012)) von 96 % auf 117 % gesteigert werden (vgl. Abb. 5).

[144] Siehe ebenso Zeile „sum input“ in Tab. 3, 4, 5 in Anhang III.

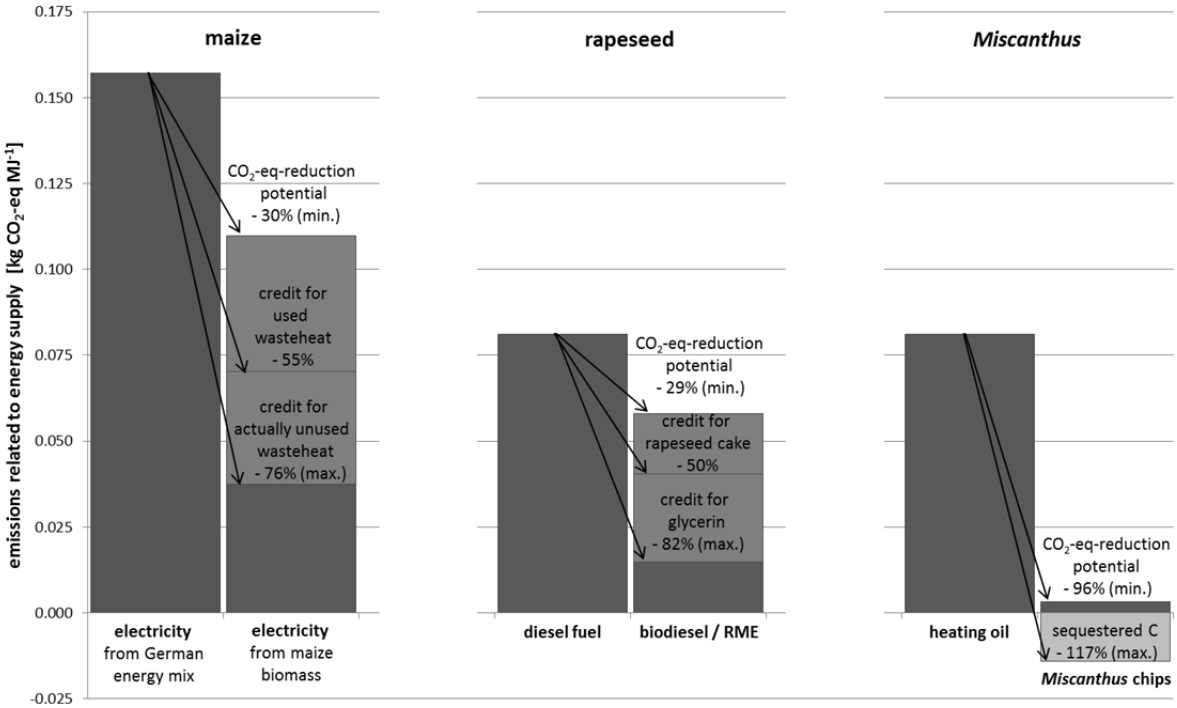

Abbildung 5: Emissions related to energy supply and CO_2-eq-reduction potential of renewable energy carriers (main products from cropping systems maize (electricity), rapeseed (biodiesel), and *Miscanthus* (chips)) compared to the respective fossil energy supply. Additional CO_2-eq-reduction potentials of each carrier, taking into account credits from the use of by-products (actual and potential waste heat use (maize), rapeseed cake, glycerin (rapeseed)) or additional credits (sequestered carbon from *Miscanthus* residues), are indicated by light grey color. It is mentioned that each energy carrier has to be evaluated discretely. As the resource, substituted by each of the renewable carriers differs, a direct quantitative comparison of different energy carriers is not admissible.

Die dabei in Ansatz gebrachte Gutschrift in Höhe von 4 Mg CO_2-eq ha^{-1} a^{-1} (in 0-150 cm Bodentiefe) übersteigt bereits die auf die Bereitstellung der Hackschnitzel entfallenden Emissionen in Höhe von durchschnittlich 743 kg CO_2-eq ha^{-1} a^{-1} (vgl. Tab. 11 sowie Tab. 5 in Anhang III). Dies bedeutet, dass (1) *Miscanthus*-Hackschnitzel unter Berücksichtigung des sequestrierten Bodenkohlenstoffs tatsächlich CO_2-neutral bereitgestellt werden konnten und (2) das *Miscanthus*-Anbausystem unter den gegenwärtigen kommerziellen Nutzungsbedingungen als CO_2-Senke fungierte. Da die Ergebnisse zur C-Sequestrierung jedoch verdeutlichten, dass der überwiegend oberflächennah akkumulierte *Miscanthus*-C durch eine Landnutzungsänderung mitunter einer raschen Mineralisation unterliegen könnte, sollte das 96-prozentige Minderungspotenzial als ein ohne weitere Einschränkungen belastbarer Wert betrachtet werden.

Die Festlegung der Systemgrenzen war Grundvoraussetzung für die Erstellung der Bilanzen.[145] Um die getroffenen Annahmen hinsichtlich ihrer Repräsentativität bewerten zu können, werden nachfolgend die wichtigsten Faktoren einschließlich potenzieller Schwankungsbreiten genannt:

[145] Vgl. LEWANDOWSKI et al. (1995), Biomass Bioenerg. 8, S. 81-90, S. 82.

- Wahl des substituierten Energieträgers (insb. energetische und stoffliche Bewertung im Vergleich zum erneuerbaren Energieträger)[146]
- Ertragspotenzial landwirtschaftlicher Flächen (Bsp. *Miscanthus*: 14-15 Mg ha^{-1} a^{-1} [147] vs. bis zu 50 Mg ha^{-1} a^{-1} [148])
- Art und Menge der applizierten Düngemittel (bspw. Klärschlamm vs. Mineraldünger, insb. energetische und stoffliche Bewertung)
- Höhe der angenommenen N_2O-Emissionen durch Düngemittelapplikation (bspw. 0,07-2,7 % des aufgebrauchten N-Düngers für Ackerböden gemäßigter Breiten[149])
- Höhe der angenommenen CH_4-Emissionen infolge von Undichtigkeiten und Schlupf bei der Verbrennung von Biogas sowie fehlender Abdeckung des Gärrestelagers (bspw. 0,8-2 % aufgrund unvollständiger Verbrennung[150])
- Höhe des Eigenstrombedarfs der Biogasanlage (bspw. 1,7-23,6 %[151] bzw. 3,5-17,5 %[152])
- Höhe des Eigenwärmebedarfs der Biogasanlage (bspw. bis zu 30 %[153])

Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Für jedes der drei bilanzierten Anbausysteme lag der Energieertrag über den Energieaufwendungen für die Bereitstellung des erneuerbaren Energieträgers. Die Dauerkultur *Miscanthus* erwies sich im direkten Vergleich zu den annuellen Kulturen Mais und Raps als besonders energieeffizient. Alle Anbausysteme ermöglichten durch die Substitution endlicher Energieträger zudem eine Reduktion der CO_2-eq-Emissionen. Der regionale Anbau von Energiepflanzen kann daher seinen Beitrag zu globalen THG-Vermeidungs-Strategien leisten. Die generelle Unterstellung, dass es sich bei der Nutzung von Bioenergie durchweg um CO_2-neutrale Energie handele, konnte im Rahmen der Studie widerlegt werden. Tatsächlich bestimmen die jeweiligen Wirtschaftsbedingungen der landwirtschaftlichen und weiterverarbeitenden Betriebe das durch erneuerbare Energieträger erreichbare Minderungspotenzial für Treibhausgase. Im Rahmen der Bilanzierung kommt daher der möglichst genauen Charakterisierung der Systemgrenzen eine besondere Bedeutung zu. Zur Ermittlung valider Ergebnisse sollte

146 Vgl. BLENGINI et al. (2011), Resour. Conserv. Recy. 57, S. 36-47, S. 46.

147 In der vorliegenden Studie zugrunde gelegte Erträge, basierend auf den Angaben des Landwirtes.

148 Vgl. KATTER et al. (1993), S. 1; VENTURI & VENTURI (2003), Biomass Bioenerg. 25, S. 235-255, S. 248, Table 19; CLIFTON-BROWN et al. (2007), Glob. Change Biol. 13, S. 2296-2307, S. 2296; CLIFTON-BROWN et al. (2008), S. 273.

149 Vgl. EICHNER, (1990), J. Environ. Qual. 19, S. 272-280, S. 278, Table 5.

150 Vgl. KTBL (2009), S. 206.

151 Vgl. KTBL (2009), S. 53.

152 Vgl. SOLARENERGIEFÖRDERVEREIN BAYERN E.V. (2006), S. 29.

153 Vgl. SCHOLWIN & EDELMANN (2009), S. 917; FNR (o.A.c).

der Orientierung an realen Wirtschaftsbedingungen der Vorrang vor allzu stark pauschalierten Annahmen gegeben werden.

3.4. Die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung

Die folgenden Kapitel stellen den Status quo der Regelungen zur guten fachlichen Praxis im Bundes-Bodenschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz sowie im landwirtschaftlichen Fachrecht dar und zeigen dabei den Grad der jeweiligen Konkretisierung auf. In den genannten sowie weiteren umweltrechtlich relevanten Normen stellen Gefahrenabwehr und Vorsorge die zentralen präventiven Schutzmaßnahmen für verschiedene Schutzgüter dar und sollen daher im Folgenden zunächst allgemein erläutert werden.

Prinzipien der Gefahrenabwehr und Vorsorge

Unter Gefahrenabwehr wird im juristischen Sprachgebrauch grundsätzlich ein präventives Handeln, welches auf die Abwehr oder Beseitigung von Störungen der öffentlichen Sicherheit und Ordnung gerichtet ist, verstanden; dazu gehört auch die Vermeidung und Verhinderung von Ordnungswidrigkeiten oder Straftaten.[154] Gefahr ist dabei ein „Zustand, der nach verständiger, auf allgemeiner Lebenserfahrung beruhender Beurteilung, in näherer Zeit bei ungehindertem Ablauf des objektiv zu erwartenden Geschehens den Eintritt eines Schadens für die öffentliche Sicherheit oder die öffentliche Ordnung besorgen lässt".[155] Zu den Instrumenten der Gefahrenabwehr zählen insbesondere Gebots- oder Verbotsverfügungen, Erlaubnisvorbehalte und ordnungsbehördliche Verordnungen.[156] Die ursprünglich im Polizei- und Ordnungsrecht verankerte Aufgabe zur Gefahrenabwehr obliegt, u.a. aufgrund der Verwendung des Begriffs in diversen umweltrechtlichen Normen, gegenwärtig aber auch vielen zivilen Verwaltungsbehörden.[157] Das Vorsorgeprinzip[158] zielt darauf ab, Schäden an Schutzgütern im besten Falle gar nicht erst entstehen zu lassen. Von besonderer Bedeutung ist daher die weitestgehende Minimierung, Vermeidung und Beseitigung von Risiken, d.h. von Situationen, von denen trotz der theoretischen Möglichkeit eines Schadenseintritts keine Gefahr im Sinne des Polizei- und Ordnungsrechts ausgeht, da mit einem tatsächlichen Schadenseintritt entweder erst in ferner Zukunft zu rechnen oder die Eintrittswahrscheinlichkeit nur sehr gering ist. Das Vorsorgeprinzip gilt schließlich auch der Vermeidung von Risiken, deren Folgen bei Schadenseintritt, nicht zuletzt auch aufgrund der Komplexität biotischer und abiotischer Systeme, zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht bekannt sind.[159] Da einmal eingetretene Schäden jedoch mitunter nicht mehr oder nur mit gro-

154 Vgl. Definition der Gefahrenabwehr nach ALPMANN SCHMIDT & BROCKHAUS (2004), S. 542.

155 Vgl. Definition der Gefahr nach ALPMANN SCHMIDT & BROCKHAUS (2004.), S. 541.

156 Vgl. Definition der Gefahrenabwehr nach ALPMANN SCHMIDT & BROCKHAUS (2004), S. 542.

157 Vgl. HULPKE (1993), S. 290.

158 Die nachfolgenden Ausführungen zum Vorsorgeprinzip folgen der Definition und Auslegung des Begriffs in HULPKE (1993), S. 778 f.

159 Vgl. hierzu bspw. UNCED (1992), Kapitel 35.3: „[…] Angesichts der Gefahr irreversibler Umweltschäden sollte ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit nicht als Entschuldigung dafür dienen, Maßnahmen hinauszuzögern, die in sich selbst gerechtfertigt sind. Bei Maßnahmen, die sich auf komplexe

ßem Aufwand beseitigt werden können, verpflichtet das Vorsorgeprinzip in Form der Risikovorsorge den Staat, a priori Maßnahmen zur Vermeidung oder Beseitigung von Schadensmöglichkeiten zu ergreifen. Dabei muss ein gewisses Restrisiko jedoch auch bei sorgfältiger Beachtung des Vorsorgeprinzips stets hingenommen werden. Die Gefahrenabwehr dient somit der Abwehr klar erkennbarer und damit auch hinreichend wahrscheinlicher Schadensverläufe in einem zeitlich und örtlich begrenzten Rahmen, während sich die Vorsorge im Vorfeld der Gefahrenabwehr bewegt und ihre Wirkung bereits entfalten soll, bevor die Schwelle zu schädlichen Bodenveränderungen überschritten wird.[160]

3.4.1 Bundes-Bodenschutzgesetz

Mit dem „Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten“ (Bundes-Bodenschutzgesetz, BBodSchG) wurde im Jahr 1998[161] erstmals ein eigenes Schutzgesetz für den Boden erlassen, welches die zentrale Bedeutung dieses, nach Wasser und Luft dritten, Umweltmediums unmittelbar hervorhebt. Die relevanten, d.h. die die landwirtschaftliche Bodennutzung betreffenden Regelungen des Gesetzes werden im Folgenden wiedergegeben.

Boden im Sinne des Bodenschutzgesetzes ist die obere Schicht der Erdkruste, soweit sie Träger der in § 2 Abs. 2 BBodSchG genannten Bodenfunktionen ist, einschließlich der flüssigen Bestandteile (Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne Grundwasser und Gewässerbetten.[162] Der Zweck des Gesetzes liegt in der nachhaltigen Sicherung oder Wiederherstellung der Bodenfunktionen durch die Abwehr schädlicher Bodenveränderungen, der Sanierung von Altlasten und hierdurch verursachten Gewässerverunreinigungen sowie der Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden.[163] Als Bodenfunktionen werden neben den Nutzungsfunktionen[164] sowie der Archivfunktion[165] vor allem die natürlichen Funktionen[166] des Bodens legaldefiniert. Hiernach erfüllt der Boden Funktionen als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, als Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen, sowie als Filter-, Puffer- und Transformationsmedium gegenüber stofflichen Einwir-

---

Systeme beziehen, die noch nicht voll verstanden worden sind und bei denen die Folgewirkungen von Störungen noch nicht vorausgesagt werden können, könnte der Vorsorgeansatz als Ausgangsbasis dienen.“

160 VERSTEYL (2005), S. 115 f., Rn. 17 sowie S. 174, Rn. 1 zum Verhältnis von Gefahrenabwehr und Vorsorge im BBodSchG.

161 In-Kraft-Treten der Verordnungsermächtigungen zum 25.3.1998, des Gesetzes insgesamt zum 1.3.1999.

162 § 2 Abs. 1 BBodSchG.

163 Vgl. § 1 BBodSchG.

164 Vgl. § 2 Abs. 2 Nr. 3 BBodSchG: u.a. Rohstofflagerstätte, Flächen für Siedlung, Erholung, Verkehr, Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung.

165 Vgl. § 2 Abs. 2 Nr. 2 BBodSchG.

166 Vgl. § 2 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG.

kungen. Schädliche Bodenveränderungen werden als Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen definiert, welche geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen.[167] Das BBodSchG findet keine Anwendung, sofern die in § 3 Abs. 1 genannten Normen Einwirkungen auf den Boden bereits regeln.[168] Die Grundsätze und Pflichten der auf den Boden einwirkenden Personen, der Grundstückseigentümer sowie der Inhaber der tatsächlichen Gewalt[169] werden im zweiten Teil des Gesetzes geregelt. Die §§ 4 und 7 regeln die sich bereits aus dem Gesetzeszweck ergebenden Pflichten zur Gefahrenabwehr und zur Vorsorge. § 4 Abs. 1 enthält ein allgemeines Vermeidungsgebot für schädliche Bodenveränderungen als „Jedermannspflicht“[170], während die eigentliche Pflicht zur Gefahrenabwehr in Abs. 2 angesprochen wird. Vorsorgemaßnahmen gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen gemäß § 7 sind geboten, wenn wegen der räumlichen, langfristigen oder komplexen Auswirkungen einer Nutzung auf die Bodenfunktionen die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Unter Berücksichtigung der jeweiligen Nutzung eines Grundstücks sowie unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit sollen Einwirkungen auf den Boden vermieden oder vermindert werden. Bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung wird die Vorsorgepflicht durch eine Bewirtschaftung nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis erfüllt.[171] Zu diesen Grundsätzen des § 17 BBodSchG gehören die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürlicher Ressource durch:

- eine standort- sowie witterungsangepasste Bodenbearbeitung,
- den Erhalt oder die Verbesserung der Bodenstruktur,
- die weitestmögliche Vermeidung von Bodenverdichtungen, insbesondere durch Berücksichtigung der Bodenart, Bodenfeuchtigkeit und des durch landwirtschaftliche Geräte verursachten Bodendrucks,
- die Vermeidung von Bodenabträgen durch standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung,
- den Erhalt naturbetonter Strukturelemente in der Feldflur zum Schutze des Bodens, insbesondere von Hecken, Feldgehölzen, Feldrainen und Ackerterrassen,

167 Vgl. § 2 Abs. 3 BBodSchG.

168 Hierzu zählen insbesondere Regelungen des Abfallrechts (KrWG, AbfKlärV) sowie des landwirtschaftlichen Fachrechts (Düngemittel- und Pflanzenschutzmittelrecht).

169 Inhaber der tatsächlichen Gewalt i.S.d. Abs. 2 sind regelmäßige Mieter und Pächter, d.h. Besitzer gemäß § 854 Abs. 1 BGB; vgl. VERSTEYL (2005), S. 117, Rn. 21.

170 Vgl. VERSTEYL (2005), S. 113, Rn. 7.

171 Vgl. § 17 Abs. 1 Satz 1 i.V.m. § 7 Satz 5 BBodSchG.

- die Erhaltung oder Förderung der biologischen Aktivität des Bodens durch entsprechende Fruchtfolgegestaltung sowie
- den Erhalt standorttypischer Humusgehalte des Bodens, insbesondere durch die ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität.[172]

Die Pflichten zur Gefahrenabwehr werden durch die Einhaltung des in § 3 Abs. 1 BBodSchG genannten Fachrechts erfüllt.[173]

Bereits aus der Formulierung der Grundsätze des § 17 Abs. 2 BBodSchG ist ersichtlich, dass diese lediglich auf einem sehr allgemeinen Niveau beschrieben wurden. Die Verwendung des Wortes „insbesondere“ verdeutlicht, dass die zu den verschiedenen Grundsätzen genannten Konkretisierungen nicht als abschließende Aufzählungen verstanden werden dürfen, sondern exemplarisch wenigstens die wichtigsten zu berücksichtigen Aspekte und Maßnahmen nennen.[174] Um eine möglichst bundeseinheitliche Umsetzung der Vorgaben des BBodSchG zu erreichen, hat das damalige Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten unter Beteiligung einer Expertengruppe ein gemeinsames Standpunktpapier erarbeitet.[175] Die „Grundsätze und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom 17. März 1998“[176] dienen als ein Grundlagengerüst; es wird gefordert, die beschriebenen, nur allgemein geltenden Grundsätze und Handlungsempfehlungen unter Beachtung des wissenschaftlich-technischen Fortschritts weiterzuentwickeln, mit regionalen Daten und Erfahrungswerten zu ergänzen und zu einer Handreichung für Beratung und Praxis auszubauen.[177] Für den Bereich der Bodenschadverdichtung und Bodenerosion wurde dieser Forderung mit einem Bund-Länder-Papier im Jahr 2001 entsprochen.[178]

3.4.2 Landwirtschaftliches Fachrecht

3.4.2.1 Düngemittelrecht

Der Zweck des Düngegesetzes ist es, die Ernährung von Nutzpflanzen sicherzustellen, die Bodenfruchtbarkeit, insbesondere den standort- und nutzungstypischen Humusgehalt, zu erhalten oder nachhaltig zu verbessern und Gefahren für die Gesundheit von Menschen und Tieren sowie für den

172 Vgl. § 17 Abs. 2 BBodSchG.
173 § 17 Abs. 3 BBodSchG.
174 Vgl. VERSTEYL (2005), S. 256. Rn. 6; S.259, Rn. 18.
175 Vgl. BMELF (1999), S. 6585.
176 Vgl. BMELF (1999), S. 6585-6587.
177 Vgl. BMELF (1999), S. 6585.
178 Vgl. BMVEL (2001).

Naturhaushalt vorzubeugen oder abzuwenden, die durch das Herstellen, Inverkehrbringen oder die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Pflanzenhilfsmitteln, Kultursubstraten oder durch andere Maßnahmen des Düngens entstehen können.[179] Bei Düngemitteln handelt es sich um Stoffe, mit denen Nutzpflanzen Nährstoffe zugeführt werden, um Wachstum, Ertrag und Qualität zu steigern oder die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten oder zu verbessern.[180] Die Anwendung der Düngemittel darf nur nach guter fachlicher Praxis erfolgen.[181] Nach § 3 Abs. 2 Satz 2 f. DüngG dient diese der Versorgung der Pflanzen mit notwendigen Nährstoffen sowie der Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit, um insbesondere eine Versorgung der Bevölkerung mit qualitativ hochwertigen und preiswerten Erzeugnissen sicherstellen zu können. Die am Bedarf der Pflanze sowie des Bodens ausgerichtete Anwendung von Düngemitteln stellt dabei die Grundanforderung der guten fachlichen Praxis dar. § 3 Abs. 3 DüngG enthält die Ermächtigung zum Erlass von Rechtsverordnungen zur näheren Bestimmung der Anforderungen der guten fachlichen Praxis. Insbesondere können auch Rechtsverordnungen erlassen werden, die dem Schutz der Gewässer vor Nitrat dienen.[182] Die Vorschriften können dabei Regelungen zu zeitlichen, flächen- und mengenmäßigen Beschränkungen und Verboten sowie weitere formelle und technische Vorgaben für die Anwendung von Düngemitteln enthalten.[183]

Düngeverordnung

Der Zweck des Düngegesetzes sowie die Vorgaben zur Anwendung von Düngemitteln werden durch die konkretisierenden Regelungen der Düngeverordnung (DüV) umgesetzt. Die Verordnung regelt im Detail, wie die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln[184] auf landwirtschaftlich genutzten Flächen auszusehen hat und wie mit dieser einhergehende stoffliche Risiken vermindert werden sollen.[185] Die eigentlichen, konkreten Handlungsvorgaben finden sich in den §§ 3 (Grundsätze für die Anwendung) und 4 (Zusätzliche Vorgaben für die Anwendung von bestimmten Düngemitteln) der DüV sowie den entsprechenden Anlagen. Die §§ 5 bis 7 dienen der Kontrolle der Einhaltung der Regelungen der DüV.

179 § 1 DüngG.

180 Vgl. Legaldefinition nach § 2 Nr. 1 DüngG. Die in § 1 Nr. 3 DüngG genannten Stoffe, Mittel und Substrate werden in § 2 Nr. 6-8 DüngG legaldefiniert. Wirtschaftsdünger (Festmist, Gülle, Jauche) werden den Düngemitteln untergeordnet.

181 § 3 Abs. 2 Satz 1 DüngG.

182 Vgl. § 3 Abs. 3 Satz 2 DüngG.

183 Vgl.§ 3 Abs. 3 Satz 2 Nr. 1-9 DüngG.

184 Aus Gründen der Vereinfachung wird im Folgenden der Begriff „Düngemittel“ anstelle von „Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate und Pflanzenhilfsmittel“ verwendet.

185 Vgl. § 1 DüV.

Die Grundsätze für die Anwendung regeln, dass vor der Aufbringung von wesentlichen Nährstoffmengen der Düngebedarf der Kultur ermittelt werden muss.[186] Dieser ist legaldefiniert als die Nährstoffmenge, die den Nährstoffbedarf einer Kultur nach Abzug sonstiger verfügbarer Nährstoffmengen[187] und unter Berücksichtigung der Nährstoffversorgung des Bodens[188] abdeckt. Nährstoffbedarf und Nährstoffversorgung müssen dabei in einem ausgeglichenen Verhältnis zueinander stehen.[189] Als wesentlich gelten Nährstoffmengen von mehr als 50 kg Gesamt-Stickstoff oder 30 kg Phosphat je Hektar und Jahr.[190] § 3 DüV enthält außerdem weitere Regelungen zu Aufbringungszeiten, ein Verbot der Aufbringung auf überschwemmte, wassergesättigte, gefrorene oder durchgängig schneebedeckte Böden, bei der Aufbringung zu berücksichtigende Mindestabstände zu Gewässern, Ausnahmeregelungen sowie Vorgaben zu Geräten für die Ausbringung.[191]

Zusätzliche Vorgaben für die Anwendung bestimmter Düngemittel werden in § 4 DüV festgelegt. Organische oder organisch-mineralische Düngemittel dürfen nur aufgebracht werden, sofern vorher ihre Gehalte an Gesamt-Stickstoff und Phosphat, im Falle von Gülle, Jauche und weiteren flüssigen organischen Düngemitteln oder Geflügelkot zusätzlich auch der Ammoniumstickstoff, bestimmt wurden[192]. Des Weiteren werden die Pflicht zur unverzüglichen Einarbeitung von Gülle, Jauche und weiteren Düngemitteln, Aufbringungshöchstmengen für den in Wirtschaftsdünger enthaltenen Gesamtstickstoff auf Ackerland, Grünland und Feldgras, zeitgebundene Ausbringungsverbote sowie weitere Einschränkungen der Aufbringung geregelt[193].

Der Betriebsinhaber muss jährlich für das jeweils abgelaufene Düngejahr einen betrieblichen Nährstoffvergleich für Stickstoff und Phosphat erstellen, diese zu einem jährlich fortgeschriebenen mehrjährigen Nährstoffvergleich zusammenfassen und sie auf Anforderung der nach Landesrecht zuständigen Stelle zur Bewertung vorlegen.[194] Soweit der Nährstoffvergleich die in § 6 Abs. 2 Nr. 1 und Nr. 2 DüV festgelegten Werte für Stickstoff und Phosphat nicht überschreitet, wird vermutet, dass die Anforderungen an Aufbringungszeitpunkt und -menge der Düngemittel erfüllt sind, d.h. die Nährstoffe den Pflanzen weitestgehend zeitgerecht in einer dem Nährstoffbedarf der Pflanzen entsprechenden Menge zur Verfügung stehen.[195] Die nach den Vorschriften der DüV erfassten Daten, bspw. die im

186 Vgl. § 3 Abs. 1 DüV.

187 Hierzu zählt z.B. Stickstoff aus der Vorkultur sowie aus organischen Düngemitteln; vgl. § 3 Abs. 2 Nr. 2 DüV.

188 Vgl. § 3 Abs. 3 DüV.

189 Vgl. § 3 Abs. 1 Satz 3 DüV.

190 Vgl. Legaldefinition nach § 2 Nr. 9 DüV.

191 Vgl. § 3 Abs. 4 bis 10 DüV.

192 Vgl. § 4 Abs. 1 DüV.

193 Vgl. § 4 Abs. 2 bis 6 DüV.

194 Vgl. § 5 Abs. 1 und § 6 Abs. 1 DüV.

195 Vgl. § 6 Abs. 2 i.V.m. § 3 Abs. 4 DüV.

Boden verfügbaren Nährstoffe oder die Ausgangsdaten und Ergebnisse der Nährstoffvergleiche, sind sieben Jahre nach Ablauf des Düngejahres aufzubewahren.[196] Anwendungsbeschränkungen und -verbote enthält § 8 DüV.

3.4.2.1.1 Klärschlammverordnung

Bei der Ausbringung von Klärschlamm handelt es sich um eine Verwertung von Abfällen im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG).[197] Diese dient, ebenso wie die Aufbringung von unter das Düngegesetz fallenden Düngemitteln, der Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen. Folglich handelt es sich um eine auch düngerechtlich relevante Vorschrift, welche den Sonderfall der Klärschlammdüngung normiert. Da die im Zuge der naturwissenschaftlichen Untersuchungen berücksichtigten *Miscanthus*-Bestände des Untersuchungsgebietes ausschließlich mit Klärschlamm gedüngt wurden, ist die Verordnung mit in die Betrachtungen zur gfP einzubeziehen.

Gegenwärtig bildet das KrWG die Ermächtigungsgrundlage für die Klärschlammverordnung[198] (AbfKlärV). Die Kreislaufwirtschaft soll die Schonung der natürlichen Ressourcen fördern und den Schutz des Menschen und der Umwelt bei der Erzeugung und Bewirtschaftung von Abfällen sicherstellen.[199] Bei Maßnahmen zur Vermeidung und Bewirtschaftung von Abfällen[200] soll diejenige Maßnahme Vorrang haben, die den Schutz von Mensch und Umwelt unter Berücksichtigung des Vorsorge- und Nachhaltigkeitsprinzips am besten gewährleistet.[201] Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen wird diesbezüglich kontrovers diskutiert. Der bei der Abwasserbehandlung anfallende Klärschlamm enthält einerseits hohe Mengen an Pflanzennährstoffen, insbesondere Stickstoff und Phosphor, sowie organische Substanz, welche zu einer Verbesserung der bodenphysikalischen Standorteigenschaften beitragen kann. Die Nutzung von Klärschlämmen als Sekundärrohstoffdünger ist daher grundsätzlich ein der Beseitigung vorzuziehendes Verwertungsverfahren, welches insbesondere den Prinzipien der Kreislaufwirtschaft sowie, durch eine Reduktion des Mineraldüngereinsatzes,

196 Vgl. § 7 Abs. 1 bis 3 DüV.

197 Vgl. § 3 Abs. 1 und 2 i.V.m. Anlage 2 Nr. R10 KrWG.

198 Die AbfKlärV wurde ursprünglich aufgrund des Abfallgesetzes vom 27. August 1986 erlassen. Die gegenwärtige Ermächtigungsgrundlage findet sich in § 11 Abs. 2 und 3 KrWG, welcher den § 8 Abs. 1 und 2 KrW-/AbfG ersetzt.

199 Vgl. § 1 KrWG. Abfälle im Sinne des § 3 Abs. 1 Satz 1 KrWG sind alle Stoffe oder Gegenstände, derer sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Das Gesetz unterscheidet zwischen Abfällen zur Verwertung und Abfällen zur Beseitigung (vgl. § 3 Abs. 1 Satz 2 KrWG). Da Klärschlamm bei der Abwasserbehandlung anfällt, kann der grundsätzliche Entledigungswille bzw. die Entledigungspflicht nach den Voraussetzungen des § 3 Abs. 3 und 4 KrWG angenommen werden.

200 Hierzu zählen die folgenden Maßnahmen: 1. Vermeidung, 2. Vorbereitung zur Wiederverwendung, 3. Recycling, 4. sonstige Verwertung, insbesondere energetische Verwertung und Verfüllung, 5. Beseitigung; die Rangfolge ist zu beachten; vgl. § 6 Abs. 1 KrWG.

201 Nach. § 6 Abs. 2 KrWG besteht eine grundsätzliche Verwertungspflicht, sofern nicht die Beseitigung die für den Schutz des Menschen und der Umwelt am besten geeignete Maßnahme darstellt.

der Nachhaltigkeit Rechnung trägt. Problematisch sind jedoch die zum Teil ebenfalls hohen Gehalte an Schwermetallen, persistenten organischen Schadstoffen sowie pathogenen Bakterien, Viren und weiteren Schadorganismen. Die mit der Verwertung verbundenen Risiken für die menschliche Gesundheit und das Schutzgut Boden[202] bzw. der Umwelt erfordern aus Sicht der Gefahrenabwehr sowie der Vorsorge eine umfassende Normierung der Verwertung. Die Aufbringung auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Böden wird daher durch die Klärschlammverordnung geregelt. Die Klärschlammverordnung selbst enthält eine Reihe von Anwendungsvorgaben, Beschränkungen und Verboten, welche im Folgenden erläutert werden.

Die Vorschriften der Klärschlammverordnung hat zu beachten, wer Abwasserbehandlungsanlagen betreibt und Klärschlamm zum Aufbringen auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden abgibt oder abgeben will sowie Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufbringt oder aufbringen will.[203] Die Voraussetzungen für das Aufbringen werden in § 3 AbfKlärV geregelt. In der Form eines allgemeinen Grundsatzes formuliert, regelt Absatz 1, dass Klärschlamm nur so auf Böden aufgebracht werden darf, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Die Aufbringung muss sich zudem nach Art, Menge und Zeit am Nährstoffbedarf der Pflanzen orientieren, die im Boden verfügbaren Nährstoffe, die organische Substanz, die Standort- und Anbaubedingungen sowie die Vorgaben des Düngerechts berücksichtigen. Zu den Voraussetzungen zählen ferner eine regelmäßige Untersuchung der Böden auf ihre Gehalte an den Schwermetallen Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, pflanzenverfügbarem Phosphat, Kalium und Magnesium sowie den pH-Wert.[204] Auch Klärschlämme sind regelmäßig auf die Gehalte der genannten Schwermetalle, die Summe der organischen Halogenverbindungen als adsorbierte organisch-gebundene Halogene (AOX), die Gehalte an Gesamt- und Ammoniumstickstoff, Phosphat, Kalium und Magnesium, den Trockenrückstand, organische Substanz, basisch wirksame Stoffe, organisch-persistente Schadstoffe sowie den pH-Wert zu untersuchen.[205] Für die Durchführung der Probennahmen und Untersuchungen sind die Betreiber der Abwasserbehandlungsanlagen verantwortlich.[206] Ausnahmen und besondere Vorschriften für bestimmte Typen von Abwasserbehandlungsanlagen werden in den Abschnitten 8 bis 10 des § 3 AbfKlärV geregelt. Für die genannten Schadstoffgruppen existieren boden- und klärschlammspezifische Werte, bei deren Überschreitung die Aufbringung verboten ist.[207] Die Aufbringung ist zudem insbesondere verboten auf Gemüse- und Obstanbauflächen, Dauergrünland, forstwirtschaftlich genutzten Böden, landwirtschaftlich oder gärtnerisch

202 Hier insbesondere die Inkaufnahme einer langfristigen Schadstoffanreicherung.

203 § 1 AbfKlärV.

204 Vgl. § 3 Abs. 2 bis 4 AbfKlärV.

205 Vgl. § 3 Abs. 5 und 6 AbfKlärV.

206 Vgl. § 3 Abs. 7 AbfKlärV.

207 Vgl. § 4 Abs. 8 und 10 bis 12 AbfKlärV.

genutzten Böden in den nach Kapitel 4 Abschnitt 1 des BNatSchG geschützten Teilen von Natur und Landschaft,[208] Böden der Zonen I und II von Wasserschutzgebieten, Böden mit einem pH-Wert von 5 oder kleiner sowie für Schlämme, welche aus anderen als zur Behandlung von Haushaltsabwässern, kommunalen Abwässern oder Abwässern mit ähnlich geringer Schadstoffbelastung dienenden Abwasserbehandlungsanlagen stammen.[209] Die Aufbringungsmenge darf 5 Tonnen Trockenmasse je Hektar in drei Jahren nicht überschreiten.[210] Geplante Aufbringungen sind der für die Aufbringungsfläche zuständigen Behörde vorab durch Zusendung einer Durchschrift des Lieferscheines anzuzeigen. Das Original des Lieferscheins muss der Betreiber der Abwasserbehandlungsanlage 30 Jahre lang aufbewahren.[211] Das BMU erstellt aufgrund der im Rahmen der Klärschlammverordnung dokumentierten Daten alle vier Jahre einen zusammenfassenden Bericht für die Kommission der Europäischen Gemeinschaften.[212]

Allgemein kann angenommen werden, dass eine ordnungsgemäße und schadlose Verwertung der Klärschlämme im Sinne des § 7 Abs. 3 KrWG vorliegt, soweit die Ausbringung unter Beachtung der gfP erfolgt. Zwar findet sich der Begriff der gfP weder im KrWG noch in der AbfKlärV, jedoch verweist das KrWG in § 7 Abs. 3 auf die eigenen sowie „andere öffentlich-rechtlichen Vorschriften“ und spricht damit insbesondere das Düngerecht mit seinen Regelungen zur guten fachlichen Praxis an.

Im September 2010 hat das BMU den zweiten Arbeitsentwurf für eine Novelle der Klärschlammverordnung vorgelegt, welcher insbesondere niedrigere Schadstoffgrenzwerte festlegt und zusätzliche Anforderungen an eine seuchenhygienische Unbedenklichkeit sowie eine regelmäßige Qualitätssicherung enthält.[213]

3.4.2.2 Pflanzenschutzrecht

Das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) dient insbesondere dem Zweck, Kulturpflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen und nichtparasitären Beeinträchtigungen zu schützen sowie Gefahren für die menschliche Gesundheit und den Naturhaushalt, die durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder andere Maßnahmen des Pflanzenschutzes entstehen können, abzuwenden oder ihnen vorzubeugen.[214] Zum Naturhaushalt zählen per Legaldefinition Boden, Wasser, Luft, Tier- und

208 Mit Ausnahme der Biosphärenreservate, Landschaftsschutzgebiete und Naturparke.

209 Vgl. § 4 Abs. 1 bis 7 und 9 AbfKlärV.

210 Vgl. § 4 Abs. 1 AbfKlärV.

211 Vgl. § 7 Abs. 1 und 3 AbfKlärV.

212 Vgl. § 7 Abs. 8 AbfKlärV.

213 Vgl. BMU (2010) sowie Erläuterungen des BMU zum 2. Arbeitsentwurf (BMU (o.A.)).

214 Vgl. § 1 PflSchG.

Pflanzenarten sowie das Wirkungsgefüge zwischen ihnen.[215] § 3 PflSchG bestimmt, dass Pflanzenschutzmaßnahmen nur nach gfP durchgeführt werden dürfen; hierbei bilden die allgemeinen Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes die zentralen Maßnahmen. Der integrierte Pflanzenschutz reduziert insbesondere die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß, indem vorrangig biologische, biotechnische, pflanzenzüchterische sowie anbau- und kulturtechnische Maßnahmen des Pflanzenschutzes zur Anwendung kommen.[216] Hierzu zählen u.a. die Fruchtfolgegestaltung, die Anwendung geeigneter Kultivierungsverfahren, die Verwendung resistenter oder toleranter Sorten und von Standardsaat- und -pflanzgut, die Anwendung ausgewogener Dünge-, Kalkungs- und Bewässerungs-/Drainageverfahren, vorbeugende Maßnahmen gegen die Ausbreitung von Schadorganismen durch Hygienemaßnahmen, bspw. durch regelmäßiges Reinigen von Geräten, sowie der Schutz und die Förderung von Nutzorganismen.[217] Die Entscheidung für oder gegen Pflanzenschutzmaßnahmen soll zudem, auch unter Berücksichtigung des Risikos von Resistenzbildungen, aufgrund der Ergebnisse der Überwachung der Schadorganismen getroffen werden. Falls die Anwendung chemischer Verfahren erforderlich ist, müssen die eingesetzten Pestizide dabei so weit wie möglich zielartenspezifisch sein, damit Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, Nichtzielorganismen sowie die Umwelt so weit wie möglich verringert werden.[218] Die gfP umfasst aber auch weitere Maßnahmen zum Schutz vor sowie zur Abwehr von Gefahren, die durch die Anwendung, das Lagern und den sonstigen Umgang mit Pflanzenschutzmitteln oder durch andere Maßnahmen des Pflanzenschutzes entstehen können.[219] Sie ist deshalb in Verbindung mit weiteren Normen zu sehen, welche der eigentlichen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln vorgelagert sind. Hierzu zählen insbesondere die persönlichen Anforderungen an den Anwender, wonach dieser über die entsprechende Sachkunde verfügen muss, die Anwendung nur von zugelassenen Pflanzenschutzmitteln und nur für die jeweils festgesetzten Anwendungsgebiete entsprechend den gültigen Anwendungsbestimmungen (z.B. Abstände zu Gewässern), Vorschriften zum Gebrauch von Pflanzenschutzgeräten sowie im Zusammenhang mit diesen Normen ergangenen weiteren Regelungen.[220]

Das Pflanzenschutzgesetz enthält zudem den Auftrag zur Erstellung und Veröffentlichung von Grundsätzen für die Durchführung der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und die Länder, welche den Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse, die Erfahrungen der Pflanzenschutzdienste sowie

215 Vgl. § 2 Nr. 6 PflSchG.

216 Vgl. § 2 Nr. 2 PflSchG sowie Anhang III der Richtlinie 2009/128/EG.

217 Vgl. Anhang III Nr. 1 RL 2009/128/EG.

218 Vgl. Anhang III Nr. 2 bis 5 RL 2009/128/EG.

219 Vgl. § 3 Abs. 1 Nr. 3 PflSchG.

derjenigen Personenkreise, welche Pflanzenschutzmaßnahmen durchführen, berücksichtigen.[221] Das PflSchG bestimmt darüber hinaus in § 4 Abs. 1 die Erstellung eines nationalen Aktionsplans[222] (NAP) zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Die Reduktion der Risiken, welche durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln entstehen können, stellt dabei das vorrangige Ziel des erstmalig im Jahr 2008 durch die Agrarministerkonferenz des Bundes und der Länder beschlossenen NAP dar.[223] Die Förderung von Innovationen im Pflanzenschutz sowie die Weiterentwicklung der Verfahren des integrierten Pflanzenschutzes bilden die zentralen Maßnahmen dieses NAP.[224] Der aufgrund des aktuellen PflSchG zu erstellende, zukünftig einer regelmäßigen Prüfung zu unterziehende NAP soll quantitative Vorgaben, Ziele, Maßnahmen und Zeitpläne zur Verringerung der Risiken und Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln für Mensch, Tiere und Naturhaushalt umfassen.[225]

Zur gfP gehört letztlich auch die Dokumentation der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.[226] Aus den Aufzeichnungen der beruflichen Verwender muss die Bezeichnung des Pflanzenschutzmittels, der Zeitpunkt der Verwendung, die verwendete Menge, die behandelte Fläche und die Kulturpflanze, für die das Pflanzenschutzmittel verwendet wurde, hervorgehen.[227]

3.4.3 Bundesnaturschutzgesetz

Die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege werden in § 1 Abs. 1 des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz; BNatSchG) in der Form eines allgemeinen Grundsatzes formuliert. Danach sind Natur und Landschaft auf Grund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, dass die biologische Vielfalt, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie die Vielfalt, Eigenart, Schönheit und der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind. Der Schutz umfasst dabei auch die Pflege, Entwicklung und ggf. Wiederherstellung von Natur und Landschaft. Die Absätze 2 bis 4 enthalten eine nicht abschließende Nennung von Zielkonkretisierungen hinsichtlich der Zielbereiche „Biolo-

220 Vgl. § 9 Abs. 1 bis 5 PflSchG; § 12 Abs. 1 PflSchG; § 16 Abs. 1 bis 3 PflSchG; Pflanzenschutzmittelverordnung (PflSchMV), Pflanzenschutzgeräteverordnung (PflSchGerätV); Pflanzenschutz-Sachkundeverordnung (PflSchSachkV), Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV).

221 Vgl. § 3 Abs. 2 PflSchG; siehe auch BMELV (2010).

222 Im Sinne des Artikels 4 Abs. 1 der RL 2009/128/EG.

223 Vgl. BMELV (2008), S. 8; BMELV (o.A.a).

224 Vgl. BMELV (2008), S. 8.

225 Vgl. § 4 Abs. 1 und 4 sowie § 5 PflSchG.

226 Vgl. BMELV (2010), S. 4.

gische Vielfalt“, „Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts“ und „Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie Erholungswert von Natur und Landschaft“ des ersten Absatzes.[228] Der Begriff „biologische Vielfalt“ umfasst die Vielfalt der Tier- und Pflanzenarten einschließlich der innerartlichen Vielfalt sowie die Vielfalt an Formen von Lebensgemeinschaften und Biotopen; zum Naturhaushalt zählen die Naturgüter Boden, Wasser, Luft, Klima, Tiere und Pflanzen sowie das Wirkungsgefüge zwischen ihnen.[229] Aus der Sicht des Bodenschutzes sowie unter Berücksichtigung des Aspektes einer nachhaltigen Ressourcennutzung sind insbesondere die Zielkonkretisierungen des § 1 Abs. 3 BNatSchG relevant. Demnach sind zur dauerhaften Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts (1) die prägenden biologischen Funktionen, Stoff- und Energieflüsse sowie die landwirtschaftlichen Strukturen zu schützen, (2) sich nicht erneuernde Naturgüter sparsam und schonend zu nutzen, (3) sich erneuernde Naturgüter so zu nutzen, dass sie auf Dauer zur Verfügung stehen, (4) Böden so zu erhalten, dass sie ihre Funktion im Naturhaushalt erfüllen können, (5) Luft und Klima durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege zu schützen, wobei dem Aufbau einer nachhaltigen Energieversorgung insbesondere durch die zunehmende Nutzung erneuerbarer Energien eine besondere Bedeutung zukommt („Erneuerbare-Energien-Klausel“[230]), und (6) wild lebende Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften sowie ihre Biotope und Lebensstätten auch im Hinblick auf ihre jeweiligen Funktionen im Naturhaushalt zu erhalten.

Die Absätze 1 und 2 des § 2 BNatSchG enthalten allgemeine Verpflichtungen zur Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege für Private und Behörden.[231] Absatz 3 stellt die Zielverwirklichung jedoch unter einen Abwägungsvorbehalt:[232] Die Ziele sind zu verwirklichen, soweit es im Einzelfall möglich, erforderlich und unter Abwägung aller sich aus § 1 Abs. 1 BNatSchG ergebenden Anforderungen untereinander und gegen die sonstigen Anforderungen der Allgemeinheit an Natur und Landschaft angemessen ist.

Für die Überwachung der Einhaltung der Vorschriften des BNatSchG sind die nach Landesrecht für Naturschutz und Landschaftspflege zuständigen Behörden verantwortlich; ihnen obliegt ggf. auch die Anordnung von Maßnahmen zur Sicherstellung der Einhaltung der Vorschriften des Gesetzes.[233] Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) ist zuständige Behörde, soweit ihm durch das BNatSchG Zuständigkeiten zugewiesen werden.[234]

---

227 Vgl. § 11 PflSchG i.V.m. Artikel 67 Abs. 1 der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009.

228 Vgl. MENGEL (2011), S. 71, Rn. 5.

229 Vgl. Legaldefinitionen nach § 7 Abs. 1 BNatSchG.

230 Vgl. MENGEL (2011), S. 118, Rn. 74.

231 Vgl. HENDRISCHKE (2011), S. 136 f., Rn. 1.

232 Vgl. HENDRISCHKE (2011), S. 137, Rn. 1.

233 Vgl. § 3 Abs. 2 BNatSchG.

234 Vgl. § 3 Abs. 1 BNatSchG.

§ 5 BNatSchG normiert die naturschutzrechtlichen Anforderungen an die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft und hebt in Abs. 1 gleichzeitig die besondere Bedeutung einer natur- und landschaftsverträglichen Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft für die Erhaltung der Kulturlandschaft hervor, welche bei Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege zu berücksichtigen ist (allgemeine Landwirtschaftsklausel). Aus Sicht des Naturschutzes sind insbesondere die folgenden, in § 5 Abs. 2 BNatSchG normierten Grundsätze der gfP zu beachten:

- die Bewirtschaftung muss standortangepasst erfolgen und die nachthaltige Bodenfruchtbarkeit und langfristige Nutzbarkeit der Flächen muss gewährleistet werden;
- die natürliche Ausstattung der Nutzfläche (Boden, Wasser, Flora, Fauna) darf nicht über das zur Erzielung eines nachhaltigen Ertrages erforderliche Maß hinaus beeinträchtigt werden;
- die zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen Landschaftselemente sind zu erhalten und nach Möglichkeit zu vermehren;
- die Tierhaltung hat in einem ausgewogenen Verhältnis zum Pflanzenbau zu stehen und schädliche Umweltauswirkungen sind zu vermeiden;
- auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ist ein Grünlandumbruch zu unterlassen;
- die Anwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln hat nach Maßgabe des landwirtschaftlichen Fachrechts zu erfolgen.

Sofern die landwirtschaftliche (ebenso forst- und fischereiwirtschaftliche) Bodennutzung den Kriterien der gfP entspricht, gilt sie als natur- und landschaftsverträglich[235] und ist unter Berücksichtigung des § 17 BBodSchG sowie des landwirtschaftlichen Fachrechts nach § 14 Abs. 2 BNatSchG nicht als Eingriff in Natur und Landschaft anzusehen.

3.4.4 Das gegenseitige Verhältnis der Grundsätze-Kataloge zur guten fachlichen Praxis des Bundes-Bodenschutzgesetzes und Bundesnaturschutzgesetzes

Bundesnaturschutzgesetz und Bundes-Bodenschutzgesetz haben gemeinsam, dass die nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen insbesondere durch die Beachtung vorsorgender Maßnahmen gewährleistet werden soll. Für die landwirtschaftliche Bodennutzung ist diesbezüglich der Grundsätze-Katalog des § 17 Abs. 2 BBodSchG und hinsichtlich des Eingriffstatbestandes der Katalog des § 5 Abs. 2 BNatSchG relevant. Während das BBodSchG jedoch erkennbar einen medialen Schutzzweck fokussiert, folgen die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege stärker einem gesamtökologischen, universalen Ansatz, welcher den Boden als einen Teil innerhalb des Naturhaushaltes

[235] Vgl. ENDRES (2011), S. 227, Rn. 6.

versteht und demnach weitere Naturgüter einschließlich der komplexen Wirkungsgefüge zwischen diesen umfasst.[236] Folglich lassen sich die Grundsätze der gfP nach BBodSchG bezüglich ihres Schutzzieles inhaltlich gewissermaßen unter die Grundsätze des § 5 Abs. 2 Nr. 1-3 BNatSchG subsumieren, wenngleich Bundes-Bodenschutzgesetz und Bundesnaturschutzgesetz im Rang natürlich nebeneinander stehen.[237]

3.4.5 Vollzug der guten fachlichen Praxis im Bundes-Bodenschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz und landwirtschaftlichen Fachrecht

BBodSchG und BNatSchG

Der landwirtschaftlichen Bodennutzung wird innerhalb des BBodSchG eine Sonderstellung eingeräumt. Dies wird insbesondere an den in §§ 4 und 7 BBodSchG verankerten Pflichten zur Gefahrenabwehr und zur Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen deutlich. Bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung richtet sich die Pflicht zur Gefahrenabwehr nach den in § 3 Abs. 1 BBodSchG genannten vorrangig geltenden Normen,[238] während die Vorsorgepflicht durch die Einhaltung der in § 17 Abs. 2 BBodSchG genannten Grundsätze der gfP erfüllt wird.[239] Somit ist insbesondere die nach § 10 Abs. 1 Satz 1 BBodSchG grundsätzlich mögliche behördliche Anordnung von Maßnahmen, welche der Erfüllung der sich aus §§ 4 und 7 und den auf Grund von § 5 Satz 1, §§ 6 und 8 BBodSchG erlassenen Rechtsverordnungen ergebenden Pflichten dienen, im Falle der landwirtschaftlichen Bodennutzung ausgeschlossen.[240] Darüber hinaus enthält selbst § 17 BBodSchG keine Möglichkeit, Maßnahmen verbindlich anzuordnen; es fehlt zudem eine Ermächtigung zur weiteren Konkretisierung der gfP sowie insbesondere auch der Vorsorgeanforderungen.[241] Aufgrund der Sperrwirkung des § 17 Abs. 1 und 3 BBodSchG kommt auch der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) für die Konkretisierung der gfP keine praktische Bedeutung zu.[242] Somit fehlt es dem BBodSchG vollständig an geeigneten Instrumenten zur näheren Konkretisierung und - falls nötig - zwangsweisen Durchsetzung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis.[243] Als alleiniges Steuerungselement sieht der Gesetzgeber die landwirtschaftliche Beratung vor.[244] Unzureichend ist in diesem Zusammenhang zudem die Formulierung des § 17 Abs. 1 Satz 2 BBodSchG als Sollvorschrift.[245] § 17 BBodSchG stellt

236 Vgl. § 1 BBodSchG; §§ 1, 7 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG.
237 Vgl. MENGEL (2011), S. 111, Rn. 64.
238 Vgl. § 17 Abs. 3 BBodSchG.
239 Vgl. § 17 Abs. 1 Satz 1 i.V.m. § 7 Satz 5 BBodSchG.
240 Vgl. §§ 10 Abs. 1 Satz 1, 7 Satz 4 BBodSchG sowie MÜLLER (2001), S. 96 f., 98 f.
241 Vgl. MÜLLER (2001), S. 101.
242 Vgl. MÜLLER (2001), S.102 f.
243 Vgl. MÜLLER (2001), S. 105.
244 Vgl. § 17 Abs. 1 Satz 2 BBodSchG.
245 Vgl. LOLL (2003), S. 171; VERSTEYL (2005), S. 257, Rn. 9.

hinsichtlich Gefahrenabwehr und Vorsorge eine abschließende Regelung dar, die auch keine ergänzenden landesrechtlichen Regelungen zulässt.[246]

Auch der Grundsätze-Katalog des BNatSchG ist wenig konkret; § 5 enthält keine Verordnungsermächtigung und ist, mit Ausnahme des Verbots des Grünlandumbruchs auf den in Abs. 2 Nr. 5 genannten Standorten, kaum vollziehbar.[247] „Um der mangelnden Konkretisierung entgegen zu treten, haben mehrere Länder abweichende Vorschriften erlassen oder aufrecht erhalten, in denen auf landesrechtliche Fachgesetze verwiesen wird oder Verordnungsermächtigungen enthalten sind“;[248] die praktische Bedeutung des § 5 BNatSchG stuft ENDRES (2011)[249] dennoch als gering ein.

Düngerecht

Die Anwendung von Düngemitteln nach gfP wird durch die Vorschriften der Düngeverordnung konkretisiert. Die meisten der in der Verordnung aufgeführten Regelungen sind bußgeldbewehrt und können i.V.m. § 14 Abs. 2 Nr. 1 Buchstabe a DüngG mit einer Geldbuße bis zu fünfzehntausend Euro geahndet werden. Hierzu zählen z.B. Verstöße gegen das Aufbringungsverbot für Düngemittel auf nicht aufnahmefähige Böden,[250] die Unterschreitung des einzuhaltenden Mindestabstandes zu Gewässern,[251] die Verwendung von Geräten, die nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen,[252] Verstöße gegen die Pflicht zur Einarbeitung bestimmter Düngemittel,[253] die Überschreitung der Aufbringungshöchstmenge,[254] Verstöße gegen die Kernsperrzeiten,[255] die Nichtbeachtung der Verpflichtung zur Erstellung von Nährstoffvergleichen[256] oder die Nichtvorlage des Nährstoffvergleichs nach Anforderung.[257] Die Aufbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auf Grünland und Feldgras ist grundsätzlich genehmigungspflichtig.[258] Nicht bußgeldbewehrt ist die Ahndung von Überschreitungen der, im Rahmen der Bewertung des Nährstoffvergleichs nach § 6 Abs. 2 DüV zu ermittelnden, zulässigen Nährstoffüberschüsse für Stickstoff und Phosphor. Dies verwundert insofern, als an dieser Stelle ausdrücklich auf § 3 Abs. 4 DüV verwiesen wird, welcher wiederum gewissermaßen den „Leitsatz“ einer umweltgerechten Düngung beinhaltet, wonach Aufbringungszeit-

246 Vgl. LOLL (2003), S. 170; vgl. auch Art. 72 Abs. 1 i.V.m. Art. 74 Abs. 1 Nr. 18 GG.
247 Vgl. ENDRES (2011), S. 228, Rn. 8, S. 231, Rn. 13.
248 Vgl. ENDRES (2011), S. 228, Rn. 8; vgl. auch Art. 72 Abs. 3 Nr. 2 GG.
249 Vgl. ENDRES (2011), S. 224, Rn. 2.
250 § 3 Abs. 5 DüV.
251 § 3 Abs. 6 und 7 DüV.
252 § 3 Abs. 10 DüV.
253 § 4 Abs. 2 DüV.
254 § 4 Abs. 3 Satz 1 DüV.
255 § 4 Abs. 5 DüV.
256 § 5 Abs. 1 DüV.
257 § 6 Abs. 1 DüV.
258 Vgl. § 4 Abs. 4 Nr. 5 DüV.

punkt und -menge der Düngemittel zeitgerecht und in einer dem Nährstoffbedarf der Pflanze entsprechenden Menge erfolgen sollen.[259]

Pflanzenschutzrecht

Im Unterschied zum Düngerecht sind die Grundsätze der gfP im Pflanzenschutzrecht nicht in Form einer Verordnung konkretisiert worden. Verstöße gegen die Kriterien der gfP sind grundsätzlich zunächst nicht bußgeldbewehrt. Werden jedoch bestimmte Maßnahmen aufgrund gesetzlicher Regelungen sowie durch aufgrund des Gesetzes erlassener Rechtsverordnungen angeordnet oder vorgeschrieben, können diese mit Bußgeldern geahndet werden. So enthält bspw. § 3 Abs. 1 Satz 3 PflSchG eine entsprechende Anordnungsbefugnis für im Sinne der gfP durchzuführende Maßnahmen des Pflanzenschutzes. Verstöße gegen eine solche vollziehbare Anordnung gelten nach § 68 Abs. 1 Nr. 1 PflSchG als Ordnungswidrigkeit und können nach Abs. 3 mit einer Geldbuße bis zu fünfzigtausend Euro geahndet werden. Im Übrigen dienen die Kriterien der gfP Behörden und Gerichten vor allem als Standard zur Beurteilung, ob bestimmte Maßnahmen der gfP entsprechen[260]. Nach Köck (2010)[261] muss ein Landwirt aufgrund des Umweltschadensgesetzes (USchadG) bspw. auch für Schäden an Arten und natürlichen Lebensräumen[262] haften, wenn ihm im Rahmen seiner beruflichen Tätigkeit ein Sorgfaltsverstoß bzw. Vorsatz nachgewiesen wird, wobei sich die Sorgfaltspflichten u.a. aus den Regeln der gfP ergeben. Ein Bußgeld droht jedoch grundsätzlich bei Verstößen gegen Vorschriften, die auch in den Regelungsbereich der weiteren pflanzenschutzrechtlich relevanten Normen fallen (vgl. Kapitel 3.4.2.2); so z.B., wenn der Anwender eines Pflanzenschutzmittels nicht über die erforderliche Sachkunde verfügt,[263] bei der Verwendung eines Pflanzenschutzgerätes, dessen Verwendung untersagt wurde[264] oder bei Verstößen gegen Anwendungsbeschränkungen für bestimmte Pflanzenschutzmittel.[265] Diese zusätzlichen Regelungen aus den Bereichen der Pflanzenschutzmittelzulassung, der Pflanzenschutzgeräteprüfung und Sachkunde bilden zusammen mit den Grundsätzen für die Durchführung der gfP den rechtlichen Rahmen des Pflanzenschutzes in Deutschland.[266]

259 Vgl. hierzu auch § 3 Abs. 2 Satz 2, 1. Halbsatz sowie Satz 3 DüngG.

260 Vgl. BMELV (2010), S. 5.

261 Vgl. Köck (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 536; siehe auch § 3 Abs. 1 USchadG.

262 Im Sinne des § 19 Abs. 2, 3 BNatSchG.

263 Vgl. § 9 Abs. 1 i.V.m. § 68 Abs. 1 Nr. 4, Abs. 3 PflSchG.

264 Vgl. bspw. § 16 Abs. 2 Satz 2 i.V.m. § 68 Abs. 1 Nr.1, Abs. 3 PflSchG.

265 Vgl. bspw. § 14 Abs. 1 Nr. 1 Buchstabe b i.V.m. § 68 Abs. 1 Nr. 3 Buchstabe a, Abs. 3 PflSchG.

266 Vgl. BMELV (2010), S. 6. sowie Kapitel 3.4.2.2.

Kontrolle

In den Bundesländern obliegt die Kontrolle der Einhaltung der gfP im landwirtschaftlichen Fachrecht den nach Landesrecht zuständigen Behörden.[267] Insgesamt sind Kontrolle und Ahndung, aber auch die Beratung, in den Ländern sehr unterschiedlich organisiert.[268] In Rheinland-Pfalz obliegt die Agraraufsicht bspw. der Aufsichts- und Dienstleistungsdirektion (ADD). Sie ist die für die Bereiche Landwirtschaft, Gartenbau und Weinbau zuständige obere Landesbehörde und verantwortlich für die Kontrolle der einschlägigen Vorschriften des Pflanzenschutzmittelrechts. Für den Vollzug der Düngeverordnung ist hingegen das Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum (DLR) Rheinhessen-Nahe-Hunsrück verantwortlich. Die Kontrolle der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln beinhaltet bspw. Kontrollen vor, während und nach der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (u.a. Boden- oder Pflanzenproben), Betriebskontrollen sowie Kontrollen auf nicht landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen.[269] Im Rahmen der Kontrollen werden z.B. die folgenden Bereiche überprüft:[270]

- Sachkunde des Anwenders,
- Dokumentationspflicht der Pflanzenschutzmittelanwendungen,
- Zulassung eingesetzter Pflanzenschutzmittel,
- sachgerechte Reinigung von Pflanzenschutzgeräten,
- im Gebrauch befindliche Pflanzenschutzgeräte (gültige Prüfplakette),
- Einhaltung der Anwendungsverbote und -beschränkungen, der zugelassenen bzw. genehmigten Anwendungsgebiete sowie der erteilten Anwendungsbestimmungen und Auflagen,
- Abstandsauflagen bei Pflanzenschutzmitteln,
- Bienenschutzbestimmungen,
- Anwendung auf nicht landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzten Flächen sowie
- Einhaltung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz.

Ein kritischer Punkt dürfte grundsätzlich die Kontrolldichte sein. Aufgrund der begrenzten finanziellen und personellen Ausstattung der Kontrollbehörden sind der rein ordnungsrechtlichen Durchsetzung der Vorschriften des landwirtschaftlichen Fachrechts häufig verwaltungstechnische Grenzen gesetzt.[271]

267 Vgl. § 59 Abs. 1 PflSchG, § 12 Abs. 1 DüngG.
268 Vgl. CORLEIS (2002), S. 35.
269 Vgl. ADD (o.A.).
270 Vgl. ADD (o.A.).
271 Vgl. MÜLLER (2001), S. 60.

So wurden im Rahmen des Pflanzenschutz-Kontrollprogramms[272] im Jahr 2010 4.909 von insgesamt 374.514 landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen und gartenbaulichen Betrieben in Deutschland kontrolliert.[273] Die Kontrollquote liegt somit bei 1,3 % der Betriebe.[274] Das DLR Rheinhessen-Nahe-Hunsrück führt jährlich ca. 200 systematische Kontrollen im Rahmen von Cross Compliance sowie ca. 40 anlassbezogene Kontrollen, z.B. aufgrund von Anzeigen oder im Rahmen von Genehmigungsverfahren von Biogasanlagen, durch und erreicht somit eine Kontrollquote von ca. 1 % der rheinland-pfälzischen Betriebe.[275]

3.4.6 Die Bedeutung der Beratung für die Umsetzung der Regelungen zur guten fachlichen Praxis bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung

Einige Grundsätze der gfP entziehen sich jedoch generell der ordnungsrechtlichen Durchsetzbarkeit. Entweder, weil keine bußgeldbewehrten Vorschriften existieren oder weil aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Standort- und Wirtschaftsbedingungen der Landwirte keine verbindlichen Regelungen festgeschrieben werden können. Im Pflanzenschutzrecht zählen hierzu bspw. vorbeugende Maßnahmen zur Bekämpfung von Schadorganismen im Sinne des integrierten Pflanzenschutzes wie die Fruchtfolgegestaltung oder die Auswahl geeigneter Kultivierungsverfahren.[276] Hierzu zählen aber insbesondere die nur auf einem sehr allgemeinen Niveau formulierten Grundsätze der gfP des BBodSchG und BNatSchG. Dabei ist bezüglich der Standortbedingungen zu beachten, dass konkrete Maßnahmen insbesondere der Vielfalt von Bodenart, Bodenstruktur und Bodennutzung, den Ansprüchen der Kulturpflanzen, dem Klima, der Witterung und der jahreszeitlichen Situation gerecht werden müssen.[277] Neben der Kontrolle einschlägiger gesetzlicher Regelungen setzt der Gesetzgeber daher auf die Vermittlung der Grundsätze der gfP durch Beratung.[278] Die hier vermittelten Grundsätze betrachtet der Gesetzgeber ganz allgemein als Rahmen für die insgesamt verfügbaren Handlungsmöglichkeiten bzw. Maßnahmen, welche für jeden Praktiker als machbar und zumutbar angesehen werden. Diese Sichtweise gründet sich im Wesentlichen auf die „allgemeinen Charakteristika“

---

272 Das Pflanzenschutz-Kontrollprogramm ist ein bundesweit harmonisiertes Programm zur Überwachung pflanzenschutzrechtlicher Vorschriften, in dem die Länder vereinbart haben, ihre Überwachungsprogramme untereinander abzustimmen und nach einheitlichen Standards zu arbeiten; vgl. BVL (2012), S. 5.

273 Vgl. BVL (2012), S. 10.

274 „Diese Zahl setzt sich aus 1.881 Betriebskontrollen und 3.174 Anwendungskontrollen zusammen. Da bei einigen Betrieben sowohl Betriebskontrollen als auch Anwendungskontrollen durchgeführt wurden, ist die Summe der beiden Kontrollarten höher als die Anzahl der insgesamt kontrollierten Betriebe.“; vgl. BVL (2012), S. 24.

275 Persönliche Mitteilung von Dr. Friedhelm Fritsch, DLR Rheinhessen-Nahe-Hunsrück, zuständig für den Vollzug der Düngeverordnung in Rheinland-Pfalz, vom 17. September 2012.

276 Vgl. allgemeine Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes, Anhang III der Richtlinie 2009/128/EG.

277 BMELF (1999), S. 6585.

278 Vgl. § 17 Abs. 1 Satz 2 BBodSchG. In BMELV (2010) wird die amtliche Beratung durchgehend als wichtiges Medium der Informationsvermittlung empfohlen.

der gfP, wonach die Grundsätze und die daraus abgeleiteten Handlungsempfehlungen zum einen als wissenschaftlich abgesichert sowie als notwendig anerkannt gelten müssen und gleichzeitig aufgrund praktischer Erfahrungen für den Landwirt geeignet, durchführbar und letztlich auch wirtschaftlich tragbar sein müssen.[279] Im Zuge der Beratung sollen den Landwirten verschiedene Maßnahmen zur Umsetzung der guten fachlichen Praxis vermittelt werden, wobei dem Landwirt die Wahl der konkreten Maßnahmen letztlich frei steht. Exemplarisch sei hierzu auf die umfassenden Maßnahmekataloge des BMELF zur guten fachlichen Praxis nach § 17 BBodSchG und das Bund-Länder-Papier des BMVEL verwiesen,[280] auf welche die Beratung zurückgreifen kann. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang auch die auf die jeweiligen regionalen Gegebenheiten ausgerichtete Beratung, die z.T. auf eigenen Versuchen sowie Erfahrungswerten der zuständigen Stellen beruht. Der Gesetzgeber setzt beim Thema Beratung schließlich auch auf das Eigeninteresse des Landwirtes, bei dem ein grundsätzliches Interesse zum Erhalt der Böden in einem guten ökologischen Zustand vorausgesetzt wird. Insbesondere auch deshalb, weil mit den Grundsätzen der gfP dem Landwirt letztlich auch Möglichkeiten zur Kosteneinsparung und Effizienzsteigerung an die Hand gegeben werden. Die Rückmeldungen der zuständigen Beratungsstellen verdeutlichen jedoch, dass nur wenige Landwirte das Angebot einer Beratung wahrnehmen;[281] insbesondere kleine und auslaufende Betriebe greifen kaum auf dieses Informationsangebot zurück.[282]

CORLEIS (2002)[283] und ENDRES (2011)[284] führen an, dass sich Maßnahmen der gfP insbesondere durch die Instrumente einer gezielten Beratung sowie durch Agrarsubventionen umsetzen lassen. In diesem Zusammenhang soll für den Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung kurz auf Direktzahlungen sowie weitere Zahlungen aus dem EU-Agrarhaushalt eingegangen werden und exemplarisch wichtige Eckpunkte der Cross Compliance-Regelungen erläutert werden.

3.4.7 Ökonomische und kooperative Instrumente zur Umsetzung einer natur- und landschaftsverträglichen Landwirtschaft: Agrarsubventionen (Cross Compliance) und Agrarumweltmaßnahmen (ELER-Verordnung)

Cross Compliance bezeichnet die Verknüpfung von EU-Agrarzahlungen mit der Einhaltung bestimmter Verpflichtungen in den Bereichen Umweltschutz, Lebens- und Futtermittelproduktion, Tiergesundheit und Tierschutz. Die Agrarzahlungen werden z.B. in Form von Direktzahlungen, d.h. direkt

279 BMELF (1999), S. 6586 sowie Kapitel 2.3.4.

280 Vgl. BMELF (1999); BMVEL (2001).

281 Persönliche Mitteilung von Dr. Friedhelm Fritsch, DLR Rheinhessen-Nahe-Hunsrück, zuständig für den Vollzug der Düngeverordnung in Rheinland-Pfalz, vom 17. September 2012.

282 Vgl. MÜLLER (2001), S. 81.

283 CORLEIS (2002), S. 37.

284 ENDRES (2011), S. 228, Rn. 8.

an den Betriebsinhaber geleistete Zuwendungen im Rahmen einer Einkommensstützungsregelung, geleistet.[285] In den eingangs genannten Bereichen „setzt die Europäische Union im internationalen Vergleich hohe Standards. Die Direktzahlungen […] dienen unter anderem dem Ausgleich für die höheren Produktionskosten, die den landwirtschaftlichen Betrieben in den Mitgliedstaaten durch diese hohen Standards im Vergleich mit ihren Konkurrenten in anderen Ländern entstehen.“[286] Mit dem Antrag auf Direktzahlungen verpflichtet sich der Landwirt zur Einhaltung der Standards, zu denen die sogenannten „Grundanforderungen an die Betriebsführung“ nach Artikel 5 der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 gehören. Diese Standards, die u.a. Vogelschutzrichtlinie[287], Klärschlammrichtlinie[288], Nitratrichtlinie[289] und Pflanzenschutzrichtlinie[290] umfassen, bestehen unabhängig von Cross Compliance und gelten unmittelbar in der durch die jeweiligen Mitgliedsstaaten umgesetzten Form; im Rahmen von Cross Compliance werden sie jedoch gezielt mit Direktzahlungen verknüpft.[291] Hierher rühren die in der deutschen Literatur für Cross Compliance verwendeten Formulierungen „anderweitige Verpflichtungen“ oder „Auflagenbindung“. Weitere Anforderungen, die sich aus dem nationalen Fachrecht ergeben, sind auch dann einzuhalten, wenn sie die Cross Compliance-Anforderungen übersteigen.[292]

Den Cross Compliance-Verpflichtungen unterliegen auch Betriebe, die Zahlungen im Rahmen bestimmter Fördermaßnahmen für die Entwicklung des ländlichen Raums nach Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 (ELER-Verordnung), z.B. in Form von Agrarumweltmaßnahmen, erhalten.[293] Agrarumweltmaßnahmen (z.B. Ausgleichzahlungen und Zahlungen für freiwillige Maßnahmen; sog. Vertragsnaturschutz[294]) stellen eine freiwillige Verpflichtung der Landwirte zur Einhaltung besonders umweltfreundlicher Bewirtschaftungsverfahren oder umwelt- und tiergerechter Haltungsverfahren dar.[295] Voraussetzung ist jedoch, dass Zahlungen für diese Maßnahmen nur Verpflichtungen betreffen, die über die Anforderungen der Artikel 5 und 6 bzw. der Anhänge II und III der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 sowie die sich aus dem nationalen Fachrecht ergebenden Anforderungen für die Anwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln hinausgehen.[296]

---

285 Vgl. Artikel 2 Buchstabe d Verordnung (EG) Nr. 73/2009.

286 Vgl. BMELV (o.A.b).

287 Richtlinie 79/409/EWG; vgl. Anhang II Verordnung (EG) Nr. 73/2009.

288 Richtlinie 86/278/EWG; vgl. Anhang II Verordnung (EG) Nr. 73/2009.

289 Richtlinie 91/676/EWG; vgl. Anhang II Verordnung (EG) Nr. 73/2009.

290 Richtlinie 91/414/EWG; vgl. Anhang II Verordnung (EG) Nr. 73/2009.

291 Vgl. BMELV (o.A.b).

292 Vgl. MULEWF RLP (2013), S. 8.

293 Vgl. § 1 Abs. 1 Nr. 2 i.V.m. Satz 2 Nr. 1 Buchstabe c DirektZahlVerpflG; BMELV (o.A.b).

294 Vgl. Köck (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 537.

295 BMELV (o.A.c).

296 Vgl. Artikel 39 Abs. 3 Verordnung (EG) Nr. 1698/2005.

Darüber hinaus verpflichtet Artikel 6 der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 die Mitgliedsstaaten sicherzustellen, dass alle landwirtschaftlich genutzten Flächen in einem „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ erhalten bleiben. Dieser Auftrag erstreckt sich auf den Schutz des Bodens vor Erosion, den Erhalt der organischen Substanz und den Schutz der Bodenstruktur, die Instandhaltung von Flächen, die aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen wurden, den Schutz von Dauergrünland und Landschaftselementen sowie den Gewässerschutz. Die Verordnung (EG) Nr. 73/2009 ist daher auch für die gfP im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes von Bedeutung, da die Cross Compliance-Regelungen hinsichtlich des „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustandes“ die Grundsätze der gfP nach § 17 Abs. 2 BBodSchG in wesentlichen Bereichen erfassen.

In Deutschland dient das Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz (DirektZahlVerpflG) der Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 sowie Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 und regelt somit die Einhaltung der „anderweitigen Verpflichtungen“ auf nationaler Ebene.[297] § 5 Abs. 1 DirektZahlVerpflG enthält eine Ermächtigungsgrundlage zur näheren Bestimmung der zur Einhaltung der anderweitigen Verpflichtungen notwendigen Anforderungen durch Rechtsverordnung. Insbesondere kann die Ermächtigung auch auf die Länderregierungen sowie oberste Landesbehörden übertragen werden, um besonderen regionalen Gegebenheiten Rechnung zu tragen.[298] Der Aspekt der Regionalität, welcher letztlich auf die Standortangepasstheit von Maßnahmen oder Anforderungen abzielt, wird im Rahmen der, die Anforderungen an die Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand konkretisierenden, Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV) an verschiedenen Stellen aufgegriffen.[299] Im Unterschied zu § 17 BBodSchG bleibt es jedoch darüber hinaus nicht nur bei der Nennung allgemein formulierter Grundsätze. Stattdessen werden konkrete Maßnahmen vorgeschrieben sowie Beschränkungen und Verbote geregelt. So erfolgt z.B. die Ermittlung der potenziellen Erosionsgefährdung landwirtschaftlicher Flächen durch Wasser in Anlehnung an DIN 19708[300]. Mit Hilfe der Anlage 1 DirektZahlVerpflV kann eine Einteilung der Flächen nach Wassererosionsgefährdungsklassen vorgenommen werden, für die unterschiedliche Beschränkungen hinsichtlich der Bodenbearbeitung vorgesehen sind. So darf eine Ackerfläche, die bspw. der Gefährdungsklasse „$CC_{Wasser1}$“ angehört, vom 1. Dezember bis einschließlich 15. Februar nicht gepflügt werden, es sei denn, die Bewirtschaftung erfolgt quer zum Hang.[301] Bezüglich der Anforderungen zum Erhalt der organischen Bodensubstanz sowie zum Schutz der Bodenstruktur nennt bspw. Anlage 3 DirektZahlVerpflV verbindliche Grenzwer-

297 Vgl. § 1 Abs. 1 DirektZahlVerpflG.

298 § 5 Abs. 4 DirektZahlVerpflG.

299 So z.B. in § 2 Abs. 1, 6, 7, § 4 Abs. 5, 6, § 5 Abs. 2, 4 DirektZahlVerpflV.

300 DIN 19708 (Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG); vgl. § 2 Abs. 1 Nr. 1 i.V.m. Anlage 1 DirektZahlVerpflV.

301 Vgl. § 2 Abs. 2 DirektZahlVerpflV.

te für die Humusbilanz, deren Einhaltung entweder durch eine jährlich zu erstellende Humusbilanz oder durch eine Bodenuntersuchung nachzuweisen ist.[302] Damit gehen die im Rahmen von Cross Compliance vorgenommenen Konkretisierungen weit über die nur auf einem sehr allgemeinen Niveau formulierten Grundsätze des § 17 Abs. 2 BBodSchG hinaus. Während die BBodSchV nicht über die Formulierung von visuellen „Anhaltspunkten für das Vorliegen […] von Bodenerosion durch Wasser“ hinaus kommt,[303] ist die Anordnung von Maßnahmen aufgrund der fehlenden Ermächtigungsgrundlage in § 17 BBodSchG ohnehin nicht möglich (vgl. Kapitel 3.4.5).

Nach Verordnung (EG) Nr. 1122/2009 sollen bei mindestens 1 % der Empfänger von Direktzahlungen Vor-Ort-Kontrollen durchgeführt werden.[304] Verstöße gegen die Cross-Compliance-Anforderungen führen grundsätzlich zu einer Kürzung der Zahlungen; dabei richtet sich die Höhe der Kürzungen nach den Bewertungskriterien Häufigkeit, Ausmaß, Schwere und Dauer und variiert zwischen 1 % der Direktzahlungen bei einem fahrlässigen Erstverstoß und 100 % bei schweren vorsätzlichen Verstößen.[305] Relevant ist zudem, dass auch unabhängig von Cross Compliance durchgeführte Kontrollen, z.B. im Rahmen des Pflanzenschutz-Kontrollprogramms, bei festgestellten Verstößen zu Prämienkürzungen führen können.[306]

302 Vgl. § 3 DirektZahlVerpflV.

303 Vgl. § 8 BBodSchV.

304 Vgl. Artikel 50 Verordnung (EG) Nr. 1122/2009.

305 Vgl. MULEWF RLP (2013), S. 64 ff.

306 Vgl. BVL (2012), S. 11.

4. Bewertung der Ergebnisse – Eine natur- und rechtswissenschaftliche Synthese

4.1 Bodenschutz vs. Klimaschutz durch die Nutzung erneuerbarer Energien: Der interne Zielkonflikt des § 1 Abs. 3 Nr. 2 und 4 BNatSchG

Aus den naturschutzrechtlichen Zielkonkretisierungen des BNatSchG zum Bodenschutz sowie zum Schutz von Luft und Klima ergibt sich ein interner Zielkonflikt,[307] welcher gewissermaßen exemplarisch für die verschiedenen Nutzungsinteressen, insbesondere aber für das Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft und Umweltschutz steht. Anhand dieses Konfliktes werden die sich aus der landwirtschaftlichen Produktion von nachwachsenden Rostoffen ergebenden Risiken für das Schutzgut Boden im nachfolgenden Kapitel bewertet und Konsequenzen für eine naturverträgliche Landwirtschaft abgeleitet.

Nach § 1 Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG sind Böden einerseits so zu erhalten, dass sie ihre Funktionen im Naturhaushalt erfüllen können; gleichzeitig kommt jedoch auch dem Klimaschutz, und hierbei insbesondere dem Aufbau einer nachhaltigen Energieversorgung durch die zunehmende Nutzung erneuerbarer Energien, eine besondere Bedeutung zu.[308] Hinsichtlich der sog. Erneuerbaren-Energien-Klausel des § 1 Abs. 3 Nr. 4 spricht MENGEL (2011)[309] von einem Fremdkörper im BNatSchG, welcher mittels eines gesetzestechnischen Kunstgriffs in den Katalog der Naturschutzziele integriert wurde. In der praktischen Anwendung ziele die Klausel jedoch nicht auf eine Relativierung der Naturschutzziele ab, sondern solle vielmehr für eine adäquate Berücksichtigung der erneuerbaren Energien sorgen, welche „sich auch für den Naturschutz aus der umweltpolitischen Gesamtschau positiv auswirken (können).“[310] Da die verschiedenen Einzelziele gleichrangig nebeneinander stehen,[311] stellt § 2 Abs. 3 BNatSchG die Zielkonkretisierungen unter einen allgemeinen Abwägungsvorbehalt;[312] hierin heißt es: „Die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege sind zu verwirklichen, soweit es im Einzelfall möglich, erforderlich und unter Abwägung aller sich aus § 1 Absatz 1 ergebenden Anforderungen untereinander und gegen die sonstigen Anforderungen der Allgemeinheit an Natur und Landschaft angemessen ist.“ Dabei unterliegen jedoch nicht die Ziele des § 1 BNatSchG der Abwägung, sondern nur die Maßnahmen und Erfordernisse zu ihrer Verwirklichung.[313] Da der Aufbau einer sicheren Energieversorgung aus erneuerbaren Energien unstreitig eine sonstige Anforderung der Allgemein-

307 Vgl. MENGEL (2011), S. 118, Rn. 74.

308 Vgl. § 1 Abs. 3 Nr. 4 BNatSchG.

309 So dargestellt in MENGEL (2011), S. 118, Rn. 74.

310 So dargestellt in MENGEL (2011), S. 118, Rn. 74.

311 Nach HENDRISCHKE genießt keines der Einzelziele einen abstrakten Vorrang, „insbesondere ergibt sich aus der Reihenfolge der Zielkataloge keine pauschale Gewichtungsvorgabe“; vgl. HENDRISCHKE (2011), S. 146, Rn. 33.

312 Vgl. HENDRISCHKE (2011), S. 137, Rn. 1.

313 Vgl. HENDRISCHKE (2011), S. 143, Rn. 24, 25, S. 146, Rn. 33.

heit im Sinne des § 2 Abs. 3 BNatSchG darstellt,[314] ist die Kernfrage, inwieweit die durch den NaWaRo-Anbau zu erwartenden positiven Effekte für den Klimaschutz in einem angemessenen Verhältnis zu den Anforderungen des Bodenschutzes stehen. Nach HENDRISCHKE (2011)[315] sind die einzelnen Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege für einen effektiven und effizienten Schutz untereinander abzustimmen und durch einen fachinternen Kompromiss in Ausgleich zu bringen.

4.1.1 Beurteilung der Angemessenheit des NaWaRo-Anbaus zum Schutze des Klimas durch Bewertung der gleichzeitigen Effekte auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Bodens (Verhältnismäßigkeitsprüfung)

Legitimer Zweck

Die sichere Versorgung der Bevölkerung mit Energie stellt eine klassische „sonstige Anforderung" der Allgemeinheit dar (vgl. Kapitel 4.1). Dies gilt gerade auch für den Aufbau einer maßgeblich auf erneuerbaren Quellen beruhenden Energieversorgung, da sich zwischenzeitlich die Erkenntnis durchgesetzt hat, dass die Nutzung der endlichen, fossilen Energieträger maßgeblich für den anthropogenen THG-Effekt verantwortlich ist (vgl. Kapitel 1.1) und u.a. die Nutzung von Biomasse Luft und Klima durch eine Reduktion der THG-Emissionen zu schützen vermag. Energieversorgung und Klimaschutz stellen somit gleich zwei ausreichend begründete legitime Zwecke dar, welche die landwirtschaftliche Produktion von energetisch verwerteten nachwachsenden Rohstoffen hinreichend rechtfertigen.

Geeignetheit

Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Energiepflanzen Mais, Raps und *Miscanthus* stellten jeweils mehr Energie bereit, als für ihren Anbau bzw. die Bereitstellung des jeweiligen Energieträgers aufgewendet wurde und trugen zudem jeweils zu einer Reduktion der fossilen THG-Emissionen bei (vgl. Kapitel 3.3). Dabei bleibt zunächst anheimgestellt, welches Niveau hinsichtlich der Energieeffizienz sowie des THG-Minderungspotenzials als signifikant oder ausreichend betrachtet wird. Beides ist maßgeblich von der jeweiligen Energiepflanze, dem erzeugten Energieträger, der Verwendung von Nebenprodukten, der Wahl des zu substituierenden Energieträgers sowie den wirtschaftlichen Bedingungen der landwirtschaftlichen Betriebe abhängig (Systemgrenzen). Für die im Untersuchungsgebiet angebauten Energiepflanzen konnte die Geeignetheit im Rahmen der naturwissenschaftlichen Studien qualitativ und quantitativ nachgewiesen werden. Damit ist auch die grundsätzliche objektive Geeignetheit der energetischen Biomasseverwertung zur Förderung des Schutzzieles bzw. der Zielkonkretisierung (Schutz von Luft und Klima) nachgewiesen, wenngleich eine einzelfallbezogene Prüfung notwendig bleibt.

[314] Vgl. HENDRISCHKE (2011), S. 146, Rn. 34.

[315] Vgl. HENDRISCHKE (2011), S. 146, Rn. 33.

Erforderlichkeit

Derzeit entstammen ca. 67 % der erneuerbaren Energien biogenen Quellen (Biomasse für Strom und Wärme, Biokraftstoffe); die restlichen Anteile entfallen auf Windenergie (15,8 %), Wasserkraft (6,6 %), Photovoltaik (6,4 %), Geothermie (2,2 %) und Solarthermie (1,9 %).[316] Unter den erneuerbaren Energien leistet Bioenergie mit einem Anteil von 8,2 % am Endenergieverbrauch somit gegenwärtig den größten Beitrag zur Versorgungssicherheit mit Energie in Deutschland (vgl. Kapitel 1.2.2). Wie dargelegt existieren zwar theoretische Alternativen zum Biomasse-Anbau; die Beurteilung, bei welcher der erneuerbaren Energien es sich um das „mildeste" Mittel handelt, ließe sich jedoch aufgrund der Vielzahl zu berücksichtigender Aspekte und Wechselwirkungen auch bei genauerer Betrachtung nicht abschließend klären. Langfristig wird daher auch weiterhin ein Mix verschiedener erneuerbarer Energien notwendig sein, um endliche Energiequellen zunehmend zu substituieren und THG-Emissionen zu reduzieren.

Angemessenheit (Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne)

Eine zur Zielerreichung ausgewählte Maßnahme muss grundsätzlich angemessen sein, d.h. diese darf nicht zu Nachteilen führen, welche zu dem erstrebten Zweck erkennbar außer Verhältnis stehen.[317] Ein Ziel des Naturschutzes und der Landschaftspflege besteht nach § 1 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG in der Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter. Hierbei stehen die in Absatz 3 konkretisierten Naturgüter Boden, Luft und Klima gleichrangig nebeneinander.[318] Der Anbau nachwachsender Rohstoffe ist - dies konnte in den vorangegangen Abschnitten gezeigt werden - zum Schutze der Luft und des Klimas (sowie zur sicheren Versorgung der Bevölkerung mit Energie) grundsätzlich geeignet und erforderlich. Gleichzeitig besitzt der Biomasse-Anbau jedoch insbesondere aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes ein Schadpotenzial für die natürlichen Bodenfunktionen, welches v.a. auf die Gefahren einer zunehmenden Intensivierung des Biomasse-Anbaus zurückgeführt werden kann (vgl. Kapitel 2.3.1 und 2.3.2). In diesem Zusammenhang ist nochmals hervorzuheben, dass Böden eine endliche Ressource darstellen, welche in menschlichen Zeiträumen nicht erneuert werden kann. Im Rahmen dieser Arbeit wurden daher die Effekte verschiedener Energiepflanzen-Anbausysteme auf die für die Bodenfunktionen grundsätzlich relevanten Schlüsselfaktoren Boden-Biodiversität und Humusvorrat (syn.: organische Substanz (OS), TOC, C_{org}) bestimmt (vgl. Kapitel 3.1 und 3.2). Im Folgenden gilt es nun, die festgestellten Effekte - sofern sie negativer Ausprägung sind - gegen die mit dem NaWaRo-Anbau verbundenen Vorteile für Luft und Klima abzuwägen. Hierzu wur-

316 FNR (2012c.), Graphik „Energiebereitstellung aus erneuerbaren Energien 2011", S. 3.

317 Vgl. hierzu Definition zum „Grundsatz der Verhältnismäßigkeit" nach ALPMANN SCHMIDT & F.A. BROCKHAUS (2004), S. 635 f.

318 Vgl. MENGEL (2011), S. 86, Rn. 28; HENDRISCHKE (2011), S. 146, Rn. 33.

den die Effekte der Energiepflanzen-Anbausysteme auf die Biodiversität und den Humusvorrat auf der Grundlage der naturwissenschaftlichen Studien in Tab. 13 zusammenfassend bewertet. In gleicher Weise wurden die Effekte des konventionellen Getreideanbaus aus der Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes beurteilt. Führte der Anbau bestimmter Energiepflanzen (= Maßnahme des Klimaschutzes) zu Nachteilen für den Boden, welche zum erstrebten Erfolg (Schutz von Luft und Klima) erkennbar außer Verhältnis stünden, so wäre die Maßnahme nicht verhältnismäßig.

Insgesamt betrachtet lassen sich die Auswirkungen des Raps- und Mais-Anbaus auf die Boden-Biodiversität als eher negativ beschreiben. Gleiches gilt für den Humusgehalt, da beide Kulturen als klassische Humuszehrer gelten. In beiden Fällen kann die insgesamt hohe Bewirtschaftungsintensität als ursächlich für die negative Bewertung gelten (vgl. Tab. 13). Die Ausweitung und Intensivierung des Anbaus könnte daher langfristig zu Nachteilen für den Bodenschutz führen. Allerdings waren auch die Effekte des konventionellen Getreideanbaus als eher negativ für beide Schutzgüter zu bewerten, so dass es sich hier nicht um ein NaWaRo-spezifisches Problem handelt.

Im Unterschied dazu können die Effekte der Energiepflanze *Miscanthus* auf die Biodiversität (Lumbriciden) als eher positiv bewertet werden. Dieser Umstand ist insbesondere auf die recht hohe Artenvielfalt der Regenwürmer unter den Beständen zurückzuführen, wobei *Miscanthus* eine Mittelstellung zwischen den extensiven Landnutzungsformen Grünland und Brache sowie den intensiv genutzten Kulturen Mais, Raps und Getreide einnahm (vgl. Kapitel 3.1). Die Mulchauflage sorgte dabei insbesondere für epigäische Regenwürmer für ein ganzjährig vorhandenes Habitat. Die Bodenbedeckung dürfte aber auch in tieferen Bodenschichten zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen der Regenwürmer im Allgemeinen geführt haben, da sie u.a. die Evaporation reduziert und für weniger extreme Schwankungen der Bodentemperatur sorgt sowie Nahrung und Schutz vor Prädatoren bietet.[319] Zusätzlich dürften die Bodenruhe (ausbleibende Bearbeitung) sowie der nicht notwendige Einsatz von Pflanzenschutzmitteln langfristig für eine heterogene Populationsstruktur, welche hinsichtlich der Anzahl der subdominanten Arten den Bracheflächen glich, gesorgt haben. Bezüglich der Bedeutung der Populationsstruktur für die funktionelle Diversität sei auf die Ausführungen des Kapitels 2.3.1 verwiesen. Daneben findet sich bei MENGEL (2011)[320] folgende zusammenfassende Darstellung zu diesem Thema: „Größe und Struktur (einer) konkreten Population (sind) maßgebliche Determinanten für die potenzielle Leistungs- und Funktionsfähigkeit. Tiere und Pflanzen sind also nicht allein dadurch funktional, dass sie noch an irgendeinem Ort als Typus existieren. Das Erlöschen lokaler oder regionaler Populationen führt […] in Verbindung mit fehlenden oder erschwerten Bedingungen der Reetablierung unmittelbar zu einer Minderung der potenziellen oder konkreten

[319] Vgl. DUNGER (1989), S. 307-337; SCHMIDT et al. (2001), Ann. Appl. Biol. 138, S. 377-388; ERNST et al. (2009a), Eur. J. Soil Biol. 45, S. 207-213.

[320] MENGEL (2011), S. 93, Rn. 39.

Tabelle 13: Bewertung der Effekte der Energiepflanzen-Anbausysteme sowie des Anbaus von Getreide für die Nahrungsmittelproduktion auf die Boden-Biodiversität (Lumbricidae) und den Humusgehalt.

	Miscanthus	**Raps**	**Getreide**	**Mais**	**Begründung der Bewertung**	**Referenz**
Biodiversität	**+**	**-**	**-**	**-**	Gesamtergebnis aus der Bewertung der Unterkategorien Artenvielfalt, Abundanz (gesamt, epigäisch, endogäisch, anecisch) und Populationsstruktur	
Artenvielfalt	+				Mittelstellung zwischen extensiven und intensiven Landnutzungstypen	Kapitel 3.1; Abb. 1, 2
		-	-	-	Abnahme Artenvielfalt mit zunehmender Intensität	
Abundanz (gesamt)	+/-	+/-	+/-		Interpretation der Varianzanalyse erschwert durch hohe Datenvarianz	Kapitel 3.1; Abb. 1, 3
				-	wie +/-, aber signifikanter Unterschied zu *Miscanthus*; RDA eindeutig hinsichtlich Determinante Intensität	
Abundanz epigäische LF	++				Mulchauflage ganzjährig vorhanden	Kapitel 3.1; Abb. 1, 2, 3
		+/-	+/-		Bodenbedeckung im Vergleich zu Mais länger, aber kürzer im Vergleich zu *Miscanthus*	
				--	Mais im relativen Vergleich kürzeste Dauer der Bodenbedeckung	
Abundanz endogäische LF	+/-	+/-	+/-	+/-	(1) RDA: Abnahme *Ab_en* mit zunehmender Intensität; (2) Varianzanalyse: keine signifikanten Unterschiede zwischen den Kulturen	Kapitel 3.1
Abundanz anecische LF	+/-	+/-	+/-	+/-	(1) RDA: Abnahme *Ab_an* mit zunehmender Intensität, Korrelation aber nur schwach; (2) Varianzanalyse: keine signifikanten Unterschiede zwischen Kulturen, vermutlich aufgrund hoher Frequenz von *A. longa*	Kapitel 3.1; Abb. 1, 3
Populationsstruktur	+				Anzahl subdominanter Arten wie unter Brache	Kapitel 3.1
		-	-	-	Höhere Anzahl eudominanter bei gleichzeitig geringerer Anzahl subdominanter Arten im Vergleich zu extensiven Nutzungsformen	
Humusgehalt (OS, TOC, C_{org})	**+**				Bewertung aufgrund des hohen C-Sequestrierungspotentials eigentlich ++; Bewertung aber nur +, da Mineralisation des sequestrierten C bei erneuter Landnutzungsänderung möglich	Kapitel 3.2, 3.3
		-	**-**	**-**	Wiederholte Bodenbearbeitung sorgt für Mineralisation des Boden-C	Kapitel 2.3.2

Effekte der Anbausysteme auf Biodiversität und Humusgehalt: ++ (deutlich positiv), + (eher positiv), +/- (weder + noch -), - (eher negativ), -- (deutlich negativ). Das Gesamtergebnis (Biodiversität) stellt den arithmetischen Mittelwert aus der Einzelbewertung aller Unterkategorien dar; hierzu wurden folgende Werte zugeordnet: ++ (1), + (0,75), +/- (0,5), - (0,25), -- (0). Bewertung aufgrund folgender Klasseneinteilung: 0 – 0,25 (--), >0,25 - <0,5 (-), 0,5 (+/-), >0,5 - <0,75 (+), 0,75 – 1 (++).

funktionellen Beiträge." In der Summe förderte der *Miscanthus*-Anbau somit die Biodiversität der Lumbriciden-Populationen selbst in einer ansonsten überwiegend intensiv genutzten Agrarlandschaft. Hinzu kommt das hohe C-Sequestrierungspotenzial aufgrund von Vor- und direkten Ernteverlusten sowie der unterirdischen Biomasse (Wurzeln, Rhizome). Der *Miscanthus*-Anbau wirkte sich daher ebenfalls positiv auf die Humusgehalte der Standorte aus und dürfte demzufolge auch die bodenphysikalischen Eigenschaften eher positiv beeinflussen (vgl. Kapitel 2.3.2). Die Ergebnisse zum *Miscanthus*-Anbausystem belegen, dass sich die durchaus gegenläufigen Ziele des Natur- und Landschaftsschutzes in besonderem Maße durch die Etablierung extensiver Anbausysteme mit langjähriger Nutzungsdauer, welche den Anforderungen des Bodenschutzes (Förderung der Bodenfunktionen, z.B. durch Förderung der Biodiversität und des Humusvorrates), des Luft- und Klimaschutzes (Minderung der THG-Emissionen) sowie den sonstigen Anforderungen der Allgemeinheit (sichere Energieversorgung) gerecht werden, miteinander vereinbaren ließen.

Für einen aktiven Klimaschutz sowie aus Gründen der Versorgungssicherheit ist Deutschland jedoch auch weiterhin auf Energie aus Biomasse angewiesen, welche als „intensiv" zu klassifizierenden Anbausystemen entstammt (Raps, Mais). Aus Sicht der Zielkonkretisierung des § 1 Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG ist daher entscheidend, durch welche Maßnahmen beim NaWaRo-Anbau ein höchstmöglicher Schutz des Bodens gewährleistet werden kann. Der Gesetzgeber hat diese Frage bereits geregelt, indem er für die Landwirtschaft im Allgemeinen die gfP als entsprechende Maßnahme des vorsorgenden Bodenschutzes benannt hat. Die landwirtschaftliche Bodennutzung gilt als naturverträglich, d.h. in Übereinstimmung mit den Zielen des BNatSchG sowie des BBodSchG, sofern die Grundsätze der gfP berücksichtigt werden. Die gfP stellt somit den eingangs geforderten *fachinternen Kompromiss* zwischen Bodenschutz und Klimaschutz dar.[321] Sie erfüllt zudem ebenfalls die Kriterien der Geeignetheit und Erforderlichkeit.[322] Letztlich entscheidend ist hierbei jedoch nun die Frage, ob die normativen Vorgaben zur gfP als Steuerungselement einer naturverträglichen Landwirtschaft ausreichen oder ob hinsichtlich der mit einer weiteren Intensivierung des NaWaRo-Anbaus einhergehenden Gefahren spezifischer oder aber auch allgemeiner Regelungs- bzw. Konkretisierungsbedarf besteht?

---

321 Vgl. Kapitel 4.1 bzw. HENDRISCHKE (2011), S. 146, Rn. 33.

322 Geeignetheit: Mit den Grundsätzen der gfP besteht für die Landwirtschaft die Pflicht zur Anwendung eines Mittels, welches aufgrund der in den einzelnen Normen näher bezeichneten Maßnahmen grundsätzlich geeignet ist, die Funktionsfähigkeit der Böden als Bestandteile des Naturhaushaltes zumindest zu fördern. Erforderlichkeit: Die gfP ist im BBodSchG, BNatSchG sowie im landwirtschaftlichen Fachrecht zudem das einzige Mittel, welches der Gesetzgeber zur Sicherstellung einer naturverträglichen Landwirtschaft bzw. des vorsorgenden Bodenschutz vorsieht; die gfP ist daher auch erforderlich. Zur Geeignetheit und Erforderlichkeit vgl. ALPMANN SCHMIDT & F.A. BROCKHAUS (2004), S. 635 f.

Der in Kapitel 3.4 geschilderte Status quo der Regelungen zur gfP verdeutlicht, dass diese bereits einen beachtlichen Regelungsumfang mit zum Teil detailliertem Konkretisierungsgrad erreicht hat.[323] Hinzu kommen weitere Normen, welche die eigentlichen Vorschriften zur guten fachlichen Praxis z.T. ergänzen (z.B. PflSchSachkV, PflSchMV, PflSchGerätV, PflSchAnwV). „Zusätzliche Konkretisierungen und Verbesserungen erscheinen aber weiterhin möglich und sinnvoll“[324] und sind letztlich auch eine logische Konsequenz der bewussten Verwendung des unbestimmten Rechtsbegriffs der *guten fachlichen Praxis* in den einschlägigen Normen (vgl. Kapitel 2.3.4). Gesetzliche Vorgaben, welche u.a. eine Weiterentwicklung oder Aktualisierung der gfP gewährleisten sollen, sind teilweise bereits in der Umsetzung begriffen. Hierzu können bspw. die Novelle der AbfKlärV (vgl. Kapitel 3.4.2.1.1) sowie der Auftrag zur Erstellung des NAP (vgl. Kapitel 3.4.2.2) gezählt werden.

Da der Energiepflanzen-Anbau im Untersuchungsgebiet eine landwirtschaftliche Tätigkeit darstellt, lassen sich die natur- und bodenschutzrechtlichen Anforderungen der gfP an den NaWaRo-Anbau vollständig unter die allgemeinen Anforderungen an die Landwirtschaft subsumieren. Die ordnungsrechtliche Durchsetzbarkeit der guten fachlichen Praxis ist von Norm zu Norm jedoch nur in einem sehr stark unterschiedlichen Maße möglich. So sind die Regelungen der Düngeverordnung und des Pflanzenschutzgesetzes in vielen Punkten bußgeldbewehrt, während die Formulierungen im Bundes-Bodenschutzgesetz und Bundesnaturschutzgesetz lediglich Rahmengebungs- bzw. Appellcharakter besitzen.[325] Der Gesetzgeber sieht vielfach vor, dass die Grundsätze der gfP durch die Beratung vermittelt werden sollen. Die Beratung ist hierzu zwar ein grundsätzlich geeignetes Instrument, erscheint aber als alleiniges Steuerungselement (z.B. im BBodSchG) ungeeignet.[326]

Insbesondere für die im Zuge der Beratung zu vermittelnden Maßnahmekataloge[327] zur Umsetzung der nicht abschließend zu konkretisierenden Grundsätze des § 17 BBodSchG sowie des § 5 BNatSchG (vgl. Kapitel 3.4.6) können Agrarsubventionen ein geeignetes Mittel zur Erreichung der Ziel- und Zweckbestimmungen darstellen.[328] Mit Cross Compliance wird ein negativer finanzieller Anreiz zur Erreichung von Schutzzielen gesetzt, indem Subventionen nicht gezahlt bzw. mitunter sogar zurückgefordert werden, wenn die vorgegebenen Umweltstandards nicht eingehalten werden.[329] Die „Cross Compliance-Verordnung“[330] ist insofern auch für die gfP von Bedeutung, als ihre Regelungen zum „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustandes“ bspw. die Grundsätze der gfP nach § 17

323 So auch dargestellt in MÜLLER (2001), S. 58; CORLEIS (2002), S. 37.

324 MÜLLER (2001), S. 58, für den Bereich des Pflanzenschutzrechts.

325 Vgl. CORLEIS (2002), S. 35; LOLL (2003), S. 170.

326 Vgl. MÜLLER (2001), S. 106.

327 Vgl. BMELF (1999); BMVEL (2001).

328 Vgl. ENDRES (2011), S. 228, Rn. 8.

329 Vgl. KÖCK (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 537.

330 Verordnung (EG) Nr. 73/2009.

Abs. 2 BBodSchG in wesentlichen Bereichen erfassen (vgl. Kapitel 3.4.7). Die hingegen positiven finanziellen Anreize von Agrarumweltmaßnahmen sind grundsätzlich dazu geeignet, bei den Landwirten mehr Akzeptanz für die Belange des Umwelt- und Naturschutzes zu erzeugen und dienen somit ebenfalls den normierten Zielverwirklichungen.

Ergebnis der Verhältnismäßigkeitsprüfung

Der Ausbau der erneuerbaren Energien ist ein geeignetes und erforderliches Mittel zum Schutze des Klimas und der Luft. Insbesondere der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen zur energetischen Verwertung muss in diesem Zusammenhang als allgemein verhältnismäßig, im Besonderen aber auch als angemessene Maßnahme hinsichtlich der sonstigen Anforderungen des Bodenschutzes, angesehen werden, sofern die Grundsätze der gfP mit dem Ziel eines vorsorgenden Bodenschutzes und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Böden konsequent umgesetzt werden.

Die beschriebenen Bewertungsergebnisse verdeutlichen die Notwendigkeit, die landwirtschaftliche Bodennutzung naturverträglich zu gestalten. Die Ausführungen zum gegenwärtigen Regelungsgehalt der gfP sowie die in der Literatur geführte Diskussion belegen jedoch auch, dass es diesbezüglich einiger NaWaRo-spezifischer und allgemeiner Verbesserungen und Konkretisierungen der gfP bedarf, welche im folgenden Kapitel dargelegt werden.

5. Konkretisierungsvorschläge zur guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft

Die Regelungen zur gfP, insbesondere ihre derzeitige Ausgestaltung (Status quo) sowie ihre Eignung als Steuerungselement zur Sicherstellung einer umweltverträglichen Landwirtschaft, werden seit vielen Jahren kontrovers diskutiert. Dementsprechend findet sich in der vorhandenen Literatur bereits eine Vielzahl an Verbesserungs- bzw. Konkretisierungsvorschlägen, von denen diejenigen mit der höchsten Relevanz im Rahmen dieser Arbeit aufgegriffen werden. Die in diesem Kapitel angeführten Vorschläge geben entweder die in der Literatur benannten Konkretisierungsvorschläge wieder bzw. stellen eine Synthese aus diesen sowie den Ergebnissen der eigenen Studien (Kapitel 3.1 bis 3.4.7) dar, wobei an den entsprechenden Stellen auf die jeweiligen Quellen verwiesen wird.

Da der Anbau nachwachsender Rohstoffe aus juristischer Sicht als land- bzw. forstwirtschaftliche Tätigkeit anzusehen ist,[331] sind die für die Landwirtschaft geltenden Vorschriften der gfP uneingeschränkt auf die im Untersuchungsgebiet angebauten Energiepflanzen anzuwenden. An die Konkretisierungsvorschläge Nr. 1 bis 3, welche spezifische natur- und bodenschutzrechtliche Anforderungen an den NaWaRo-Anbau wiedergeben, schließen sich daher für die gfP im Allgemeinen zu berücksichtigende Konkretisierungsvorschläge an. Mit der nachfolgenden - nicht als abschließend zu verstehenden - Aufzählung ist keine Priorisierung einzelner Vorschläge verbunden, d.h. alle Vorschläge stehen gleichrangig nebeneinander.

Konkretisierungsvorschlag Nr. 1: Sicherstellung der Aufbringung von Düngemitteln auf die Bodenoberfläche bei Kulturen mit permanentem Blätterteppich bzw. Mulchauflage.

Bei *Miscanthus* kann die Düngemittel-Applikation aufgrund des permanent vorhandenen Blätterteppichs bzw. der Mulchauflage ein Problem darstellen, da, in Abhängigkeit von der jeweiligen Applikationstechnik, ein mehr oder weniger großer Anteil der für die Nährstoffversorgung eingesetzten Stoffe hierauf zurückbleiben kann und somit insbesondere N_2O-Emissionen gefördert werden. Der Einsatz von Schleppschläuchen zur Düngung der *Miscanthus*-Bestände ist im Untersuchungsgebiet gängige Praxis, kann jedoch insofern zu technischen Problemen führen, als die Schläuche den Blätterteppich hinter sich herziehen. Da das Düngeniveau bei *Miscanthus* insgesamt deutlich unter dem anderer Energiepflanzen (bspw. Raps, Mais) liegt, werden die genannten Aspekte jedoch von Seiten der Praxis nicht unbedingt als Problem wahrgenommen.[332] Es sollte jedoch zumindest geprüft werden, inwieweit durch entsprechende technische Modifikationen der vorhandenen Ausbringungsgeräte die düngebedingten THG-Emissionen bei Kulturen mit Blätterteppich weitestmöglich reduziert werden

[331] Vgl. UBA (2008), S. 52.

könnten. Im Falle einer technisch möglichen Umsetzung empfiehlt sich bspw. die Integration der entsprechenden Handlungsvorgaben in den Grundsätze-Katalog der Düngeverordnung.

Konkretisierungsvorschlag Nr. 2: Anrechnung des in Reststoffen der energetischen Verwertung von NaWaRo (bspw. Gärrückstände, Schlempen) enthaltenen Stickstoffs auf die nach Düngeverordnung maximal zulässige Aufbringungsmenge von 170 kg N pro Hektar und Jahr.[333]

Zur Schließung von Nährstoffkreisläufen sollten Reststoffe grundsätzlich als Düngemittel eingesetzt werden.[334] Weil nach DüV derzeit jedoch nur der aus der Gülle (Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft; vgl. § 4 Abs. 3 DüV) stammende Stickstoff zu berücksichtigen ist, können sich durch den nicht angerechneten Anteil des in den Reststoffen enthaltenden N legale Überschreitungen des nach DüV zulässigen Höchstwertes ergeben.[335] „Diese Lücke in der Düngeverordnung sollte unverzüglich geschlossen werden“,[336] um die mit der Applikation verbundenen Risiken (Eutrophierung, N_2O-Emissionen) zu reduzieren.

Konkretisierungsvorschlag Nr. 3: Der NaWaRo-Anbau muss unter besonderer Berücksichtigung der Nachhaltigkeitskriterien so weit wie möglich extensiv erfolgen. Der weiteren Intensivierung der Landnutzung ist durch die Wahl geeigneter Verfahren und Maßnahmen (bspw. reduzierte Bodenbearbeitung, integrierter Pflanzenschutz, Anbau von low-input-Kulturen) entgegenzuwirken.

Die im Zuge des NaWaRo-Anbaus zu befürchtende Intensivierung besitzt das Hauptgefährdungspotenzial für die Umwelt. Die Ergebnisse zu den Effekten der Energiepflanzen-Anbausysteme Mais, Raps und *Miscanthus* sowie weiterer konventioneller Landnutzungstypen (Getreide, Grünland, Brache) belegen eindeutig, dass der Faktor *Intensität der Bewirtschaftung* den für die Biodiversität der Lumbriciden-Populationen des Untersuchungsgebietes signifikanten Faktor darstellte (vgl. Kapitel 3.1). Bereits in den Kapiteln 2.3.1 und 2.3.2 wurde dargelegt, dass die Intensivierungen im Bereich des NaWaRo-Anbaus zur Steigerung der Biomassepotenziale, u.a. zu einem Verlust der Humusvorräte und weiteren Rückgang der Biodiversität landwirtschaftlicher Flächen führen könnten. Ziel des vorsorgenden Bodenschutzes in der Landwirtschaft, bei dem die gfP das zentrale Steuerungselement

[332] Persönliche Mitteilung von Prof. Dr. Ralf Pude, Leiter des Forschungsbereichs Nachwachsende Rohstoffe an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, vom 25.01.2013.

[333] Vgl. UBA (2008), S. 51, 61.

[334] Vgl. UBA (2008), S. 55.

[335] Vgl. UBA (2008), S. 49.

[336] Vgl. UBA (2008), S. 49.

darstellt, sollte es daher auch sein, das, mit einer möglicherweise weiter zunehmenden Intensivierung der Landnutzung durch den NaWaRo-Anbau potenziell einhergehende, Risiko zu schädlichen Bodenveränderungen, welche in der Folge auch zu Gefahren, erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit führen könnten,[337] zu minimieren. Aus diesem Grunde nennt die KBU einige NaWaRo-spezifische Aspekte, um die der Grundsätzekatalog des § 17 Abs. 2 BBodSchG ergänzt werden sollte und die im Wesentlichen auf eine Reduktion der Bewirtschaftungs- bzw. Landnutzungsintensität abzielen:

- „Eine vollständige Aberntung der gesamten (oberirdischen) Biomasse ist zu vermeiden, oder durch ausreichende Rückführung von Reststoffen für einen ausreichenden Humusersatz zu sorgen.
- Gleichzeitig sind geschlossene Nährstoffkreisläufe anzustreben, also darf die Nährstoffzufuhr nur unwesentlich über den Entzügen liegen. Insgesamt sollten Kulturen mit geringem Düngebedarf bevorzugt werden.
- Es sind Anbaumethoden zu wählen, die die Verdichtung und Erosion des Bodens soweit möglich vermeiden.
- Es sind mindestens dreigliedrige Fruchtfolgen einzuhalten, die mit einem Minimum an Pflanzenschutz auskommen.
- Erhaltung der Multifunktionalität der landwirtschaftlichen Flächen: Die Flächen müssen also für den Anbau von Lebensmitteln geeignet bleiben.
- Vorrangige Nutzung auch von landwirtschaftlichen und sonstigen Brachen, um Umwidmung von Grünland, Wald und ökologischem Landbau zu verhindern.“[338]

Die Aufnahme dieser ergänzenden Aspekte in den Kriterienkatalog des BBodSchG ist grundsätzlich zu befürworten. Da die Grundsätze selbst jedoch wiederum wenig konkret sind und daher ebenso wie die bereits normierten Grundsätze Raum für die inhaltliche Auslegung durch die Beratung geben, müssten das BBodSchG, aber auch das BNatSchG, endgültig Verordnungsermächtigungen erhalten, welche eine zwangsweise ordnungsrechtliche Durchsetzung von Maßnahmen bei eklatanten Abweichungen von der gfP sicherstellen.

337 Vgl. § 2 Abs. 3 BBodSchG.

338 UBA (2008), S. 59 f.

Konkretisierungsvorschlag Nr. 4: Schaffung der Voraussetzungen zur ordnungsrechtlichen Durchsetzbarkeit von Maßnahmen zur Umsetzung der Grundsätzekataloge zur gfP im BBodSchG und BNatSchG.[339]

Für die Erhaltung von Kulturlandschaften ist aus naturschutzfachlicher Perspektive die Bewirtschaftung eine unmittelbare Voraussetzung und hat ein der Nutzungsform jeweils eigenes Habitat- und Artenspektrum hervorgebracht. Diese Erkenntnis ist maßgeblich für die Privilegierung der Landwirtschaft im BNatSchG, wenngleich zwischenzeitlich die Bedeutung einer *naturverträglichen* Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege zur Erhaltung der Kulturlandschaft in § 5 Abs. 1 BNatSchG hervorgehoben wird.[340] Die Sonderstellung der Landwirtschaft hinsichtlich Gefahrenabwehr und Vorsorge im BBodSchG ist nachvollziehbar, da sich Einwirkungen[341], z.B. in Form der Bodenbearbeitung, einerseits nicht vermeiden lassen, die Landwirtschaft als solche andererseits jedoch nicht in Frage gestellt werden kann, da ihre Grundfunktion in der Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln liegt. Aus Sicht des Bodenschutzes kann jedoch nicht nachvollzogen werden, weshalb der Gesetzgeber im BBodSchG den zuständigen Stellen die Möglichkeit versagt hat, Anordnungen zur Durchsetzung der Vorsorgepflichten gegebenenfalls zu erlassen und die Regeln zur gfP auf diese Weise notfalls auch mittels hoheitlichem Zwang durchzusetzen.[342] Gleiches gilt für die gfP im BNatSchG und es ist geradezu erstaunlich, dass dieser Bereich im Zuge der Neuregelung durch den Gesetzgeber nicht weiter geschärft worden ist.[343] Dabei sind gerade die bodenphysikalischen Eigenschaften wichtige Schlüsselfaktoren für eine Vielzahl von Bodenfunktionen und daher grundlegend für zahlreiche Ökosystemdienstleistungen[344]. Nach LOLL (2003)[345] erschien es der damaligen Bundesregierung angesichts der Vielzahl unterschiedlicher Standortbedingungen vorteilhafter, die Grundsätze durch Beratung zu vermitteln. Hierbei erweist sich jedoch die Formulierung des § 17 Abs. 1 Satz 2 BBodSchG als Sollvorschrift als problematisch.[346]

339 Vgl. MÜLLER (2001), S. 101-106.

340 So dargestellt in KÖCK (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 531.

341 Der Begriff der Einwirkung umfasst jedes Verhalten, das, als mittelbare oder unmittelbare Folge einer Handlung, Auswirkungen auf die Bodenfunktionen hat; vgl. SONDERMANN & HEJMA (2005), S. 80, Rn. 14.

342 Vgl. MÜLLER (2001), S. 105 f.

343 So dargestellt in KÖCK (2010) NuR, S. 530-538, S. 534.

344 Zum Begriff der „Ökosystemdienstleistungen" vgl. Kapitel 2.3.1 sowie § 17 Abs. 2 Nr. 1.-5. BBodSchG.

345 LOLL (2003), S. 171, 174 f.

346 Zur Problematik der Sollvorschrift des § 17 Abs. 1 Satz 2 BBodSchG vgl. LOLL (2003), S. 169 f.

Konkretisierungsvorschlag Nr. 5: Einführung einer Beratungspflicht zur Vermittlung der Grundsätze der gfP nach BBodSchG und BNatSchG durch die zuständigen Stellen sowie einer Informations- und Weiterbildungspflicht für die Landwirte.

Die Beratung nach BBodSchG wird gegenwärtig bereits durch die zuständigen Stellen übernommen, eine aktiv wahrzunehmende Beratungspflicht[347] würde jedoch sicherlich zu einer wirksameren Umsetzung der Grundsätze, insbesondere zu den auf regionalen Gegebenheiten, Erfahrungswerten und Versuchen beruhenden Ausgestaltungsmöglichkeiten,[348] beitragen. Gleichzeitig sollte eine entsprechende Informationspflicht für die Landwirte eingeführt und diese zur Teilnahme an Weiterbildungsveranstaltungen verpflichtet werden, welche bspw. in einem mehrjährigen Rhythmus stattfinden könnten. Auf diese Weise würde sichergestellt werden, dass zumindest alle Landwirte z.B. Kenntnis über weiterentwickelte Methoden und Verfahren, gesetzliche Vorschriften sowie neue wissenschaftliche Erkenntnisse erlangen.

Um eine einheitliche Beratung zu ermöglichen, könnten die nach BBodSchG zuständigen Stellen auch die Grundsätze des § 5 Abs. 2 BNatSchG vermitteln. Inwieweit eine naturschutzfachliche Beratung durch zunächst einmal landwirtschaftliche Beratungsstellen von Seiten der Interessenvertreter des Umwelt- und Naturschutzes akzeptiert würde, bleibt gegenwärtig zwar fraglich, die letztendliche Umsetzung ließe sich aber abschließend regeln. In diesem Zusammenhang wäre durch die Schaffung der entsprechenden normativen Voraussetzungen im BBodSchG und BNatSchG sicherzustellen, dass die Beratung dergestalt erfolgt, dass sie auch mit den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege übereinstimmt. Dementsprechend wäre im Zuge der Beratung bspw. die Erörterung der Bedeutung von Strukturelementen nicht nur auf Aspekte des Bodenschutzes zu beschränken (Verminderung von Erosion), sondern auch der Mehrwert von Hecken, Feldgehölzen, Feldrainen und weiteren Landschaftselementen für die Vernetzung von Biotopen zu erläutern.[349]

Konkretisierungsvorschlag Nr. 6: Ausdehnung der Informations- und Weiterbildungspflicht für Landwirte auf die Regelungen zur gfP im landwirtschaftlichen Fachrecht.

Während dem Pflanzenschutzdienst der Länder bereits die Beratung, Aufklärung und Schulung auf dem Gebiet des Pflanzenschutzes, und hierbei ausdrücklich der guten fachlichen Praxis einschließlich des integrierten Pflanzenschutzes, obliegt,[350] sollte insbesondere das Pflanzenschutzrecht an geeig-

347 Vgl. bspw. Ausführungen zur Beratungspflicht für den Bereich des Pflanzenschutzes in MÜLLER (2001), S. 60.

348 Vgl. BMELF (1999), S. 6585.

349 Vgl. § 17 Abs. 2 Nr. 5 BBodSchG i.V.m. § 5 Abs. 2 Nr. 3 BNatSchG.

350 Vgl. § 59 Abs. 2 Nr. 3 PflSchG.

neter Stelle um eine Informations- und Weiterbildungspflicht für die Landwirte ergänzt werden. Die Grundsätze für die Durchführung der gfP im Pflanzenschutz verweisen an zahlreichen Stellen auf die Beratung; demnach ist diese u.a. bei der Auswahl von Sorten mit Toleranz- oder Resistenzeigenschaften gegenüber wichtigen standortspezifischen Schadorganismen, der Einschätzung des Schädlingsbefalls sowie der Notwendigkeit von Bekämpfungsmaßnahmen, der Auswahl geeigneter und vorrangig anzuwendender nichtchemischer Verfahren, der Handhabung von Nützlingen, der Auswahl und Anwendung geeigneter Pflanzenschutzmittel oder bei der Abwägung von Vor- und Nachteilen bestimmter Tankmischungen zu berücksichtigen.[351] Zudem gehört es zu den allgemeinen Grundsätzen der gfP im Pflanzenschutz durch Weiterbildung sicherzustellen, dass durchgeführte Pflanzenschutzmaßnahmen dem allgemeinen Stand des Wissens entsprechen.[352] Es verwundert daher umso mehr, dass die Wahrnehmung der Beratung im Pflanzenschutzrecht einerseits als unentbehrlich erscheint, die Grundsätze andererseits aber nur untergesetzlich konkretisiert wurden und die Beratung für den Landwirt ein überwiegend fakultatives Informationsmedium darstellt. Bezüglich des Vollzugs der gfP im Pflanzenschutzrecht wird auf Kapitel 3.4.5 verwiesen. Die Informations- und Weiterbildungspflicht könnte für den Bereich des Pflanzenschutzes nach entsprechender Anpassung des PflSchG bspw. in der Pflanzenschutz-Sachkundeverordnung (PflSchSachkV) ergänzend geregelt werden; entsprechende Veranstaltungen könnten sich inhaltlich an den in § 2 Abs.2 PflSchSachkV genannten Themen orientieren. Die Informations- und Weiterbildungspflicht sollte zudem grundsätzlich auch auf das Düngerecht ausgedehnt werden, um neben den bodenphysikalischen und -biologischen sowie naturschutzrechtlichen auch die stofflichen Aspekte der gfP vollständig zu erfassen.

Konkretisierungsvorschlag Nr. 7: Verstärkung der Kopplung der Regelungen zur gfP an Agrarsubventionen und Agrarumweltmaßnahmen.

CORLEIS (2002)[353] und ENDRES (2011)[354] resümieren, dass die Regelungen zur gfP im BBodSchG und BNatSchG neben einer gezielten Beratung vorrangig durch eine finanzielle Förderung oder durch freiwillige Vereinbarungen umgesetzt werden könnten. Daneben eigenen sich jedoch grundsätzlich auch dünge- und pflanzenschutzrechtliche Anforderungen für eine Kopplung an ökonomische (finanzielle Förderung erwünschten Verhaltens oder finanzielle Belastung unerwünschten Verhaltens)[355] und kooperative (vertragliche Vereinbarungen; sog. Vertragsnaturschutz)[356] Instrumente. In diesem

351 Vgl. BMELV (2010), S. 19 f., 28, 29, 30, 32, 35, 45.

352 Vgl. BMELV (2010), S. 15.

353 CORLEIS (2002), S. 37.

354 ENDRES (2011), S. 228, Rn. 8.

355 Vgl. KÖCK (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 532.

356 Vgl. KÖCK (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 532, 537.

Zusammenhang wurde in Kapitel 3.4.7 für den Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf das System der Direktzahlungen sowie weiterer Zahlungen aus dem EU-Agrarhaushalt eingegangen.

Besonders durch freiwillige Vereinbarungen könnten auch im Bereich der NaWaRo-Produktion relativ unkompliziert Maßnahmen des vorsorgenden Bodenschutzes sowie weitere Belange des Naturschutzes umgesetzt werden, welche im Wesentlichen auf einer Extensivierung der Landwirtschaft beruhen. So ließe sich bspw. der zunehmenden Monotonisierung der Landschaft infolge des sich ausweitenden Mais-Anbaus durch die Förderung entsprechender Alternativen entgegenwirken. Eine Reihe für die Biogasproduktion grundsätzlich geeigneter Kulturen befindet sich in der Erforschung (z.B. Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum*)[357], Wildpflanzenmischungen[358]). Diese Alternativen könnten z.B. durch progressive Zahlungen, welche sich am Anteil extensiver NaWaRo-Kulturen an der Gesamtfläche eines landwirtschaftlichen Betriebes orientieren, gefördert werden. Die Ergebnisse zu *Miscanthus* lassen vermuten, dass durch die positiven Effekte dieses extensiven Anbausystems auf die Boden-Biodiversität und den Humusvorrat auch die Bodenstruktur geschützt und hierdurch die Erosionsanfälligkeit verringert wird. Diese günstigen Eigenschaften dürften größtenteils auf andere low-input-Kulturen übertragbar sein und ein durch vertragliche Vereinbarungen etabliertes kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher extensiver NaWaRo-Kulturen (vgl. Kapitel 3.1) würde daher auch zu einer - für den Naturschutz grundsätzlich positiven - stärkeren Strukturierung und somit Diversifizierung der Agrarlandschaft beitragen. Insbesondere „dem Vertragsnaturschutz liegt […] die Überzeugung zugrunde, dass ein wirkungsvoller Biodiversitätsschutz nicht allein über „command and control“ gewährleistet werden kann, weil die Widerstände dafür zu groß und die Handlungskapazitäten der Verwaltung zu klein sind“ und Politikziele insgesamt ein kluges „policy mix“ erfordern.[359] Neue Einkommensoptionen der Landwirtschaft, insbesondere durch die zunehmende Nachfrage nach Biomasse, bergen jedoch die Gefahr, dass die ökonomischen und kooperativen Steuerungselemente nicht mehr greifen.[360] Diese Instrumente benötigen daher neben einer inhaltlichen Weiterentwicklung auch einer ständigen Anpassung an die sich wandelnden Rahmenbedingungen.

Konkretisierungsvorschlag Nr. 8: Erstellung eines juristisch verbindlichen Regelwerkes zur gfP.[361]

Die Vielzahl der durch die Landwirtschaft zu berücksichtigenden Normen ist historisch mit der nur schrittweisen Entwicklung eines Umweltbewusstseins der breiten Öffentlichkeit zu begründen. Dabei

357 Vgl. FNR (o.A.d).

358 Vgl. LWG (2010), S. L-28.

359 Vgl. Köck (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 533, 537.

360 So dargestellt in Köck (2010), NuR 32, S. 530-538, S. 537 f.

erschwert die Fülle unterschiedlicher Gesetze, Verordnungen und untergesetzlicher Regelwerke sowie ihre jeweiligen Verbindlichkeiten gegenwärtig sicherlich eine effizientere Umsetzung der gfP. Der NABU forderte daher in einem Positionspapier aus dem Jahr 1999 „eine zusammenfassende Darstellung der guten fachlichen Praxis in einer juristisch verbindlichen Form (z.B. im Umweltgesetzbuch)“, um den Landwirten ein einziges Werk an die Hand zu geben, welches alle relevanten Anforderungen enthält.[362]

Das 10. Kapitel des auf dem Professorenentwurf zum Umweltgesetzbuch (UGB) beruhenden UGB-KomE[363] enthält die allgemeinen Regeln der guten fachlichen Praxis bei der Bodenertragsnutzung sowie gleichzeitig auch die Regelungen für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln.[364] Der Entwurf sieht insbesondere vor, dass die Regeln der gfP in allen Bereichen durch Rechtsverordnungen näher bestimmt und ergänzt werden können und dass die zuständigen Behörden die, zur Erfüllung der sich aus den §§ 332-334 ergebenden Pflichten, erforderlichen Maßnahmen anordnen können.[365] Konsequenterweise stellt der UGB-KomE Zuwiderhandlungen gegen die Regeln der gfP unter den Ordnungswidrigkeiten-Tatbestand und sieht hierfür zudem empfindliche Geldbußen vor.[366] Die allgemeinen Vorschriften des Naturschutzes und der Landschaftspflege[367] verweisen bereits in § 250 UGB-KomE indirekt auf § 332, indem dieser normiert, dass die Regeln einer umweltschonenden Land- und Forstwirtschaft einzuhalten sind. Dabei wird – im Unterschied zum aktuellen BNatSchG – darauf verzichtet, die Regeln selbst nochmals zu nennen, während § 332 UGB-KomE gleichzeitig – anders als im derzeitigen BBodSchG – nicht alleine auf bodenschutz-bezogene Kriterien ausgerichtet ist. Auch wenn die Kodifikation im Jahre 2009 mit dem deutlich hinter den Anforderungen der Kodifizierungsbemühungen des UGB-KomE zurückbleibenden Gesetzesentwurf des BMU[368] zunächst gescheitert ist, erscheint die Einführung eines UGB, in dem die gfP mit den notwendigen Verordnungsermächtigungen und Anordnungsbefugnissen (vgl. Konkretisierungsvorschlag Nr. 4) verbindlich geregelt wird, auch weiterhin wünschenswert.

---

361 Vgl. BMU (1998); NABU (1999).

362 Vgl. NABU (1999), S. 4.

363 Vgl. BMU (1998).

364 Vgl. §§ 332-334 UGB-KomE in BMU (1998).

365 Vgl. §§ 332 Abs. 2, 333 Abs. 3, 334 Abs. 2, 343 Abs. 1 UGB-KomE in BMU (1998).

366 In Abhängigkeit des jeweiligen Tatbestandes zwischen 100.000 und 1 Millionen Deutsche Mark; vgl. § 354 Abs. 3 UGB-KomE in BMU (1998).

367 Vgl. 9. Kapitel, 1. Abschnitt des UGB-KomE in BMU (1998).

368 Vgl. BMU (2008). Zur mangelnden Kodifikation des RefE von 1999 vgl. auch KAHL (2007), S. 10.

„Die Zehn Gebote sind deswegen so unmissverständlich und klar,

weil an ihnen keine Expertenkommission mitgearbeitet hat.“

Klaus-Peter Wolf

Literaturverzeichnis

ADD (o.A.): Pflanzenschutzmittelverkehrskontrolle: Kontrolle der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Internetpräsenz der ADD; online verfügbar unter: http://www.add.rlp.de/Landwirtschaft,-Weinbau,-Wirtschaftsrecht/Agraraufsicht-und-Ernaehrungssicherstellung/Pflanzenschutzdienst/Pflanzenschutzmittel/broker.jsp?uMen=0ac30195-9138-ce11-c9c2-2b22a2b720f9&uCon=c0e53d5f-40a3-7217-cbee-4b72e13d6336&uTem=aaaaaaaa-aaaa-aaaa-aaaa-000000000012 [18.02.2013].

ALPMANN SCHMIDT, F.A. BROCKHAUS (Hrsg.) (2004): Alpmann Brockhaus, Fachlexikon Recht. Alpmann Schmidt, Münster; Brockhaus, Leipzig, Mannheim.

ARAUJO, Y., LUIZAO, F. J., BARROS, E. (2004): Effect of earthworm addition on soil nitrogen availability, microbial biomass and litter decomposition in mesocosms. Biology and Fertility of Soils 39, 146–152.

BALESDENT, J., MARIOTTI, A. (1996): Measurement of Soil Organic Matter Turnover Using ^{13}C Natural Abundance. In: Boutton, T., Yamasaki, S. (Eds.): Mass Spectrometry of Soils. Marcel Dekker, New York, pp. 83–111.

BALESDENT, J., MARIOTTI, A., GUILLET, B. (1987): Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. Soil Biology & Biochemistry 19, 25–30.

BEUCH, S. (2000): Ertragsaufbau und dessen Variation in etablierten Beständen von *Miscanthus x giganteus* in Mitteleuropa. In: Pude, R. (Hrsg.): *Miscanthus* – Vom Anbau bis zur Verwertung. Tagung am 23.–24. Februar 2000 in Bonn. Kurzfassung der Vorträge. Verlag M. Wehle, Witterschlick/Bonn, S. 20-25.

BINET, F., HALLAIRE, V., CURMI, P.(1997): Agricultural practices and the spatial distribution of earthworms in maize fields. Relationships between earthworm abundance, maize plants and soil compaction. Soil Biology & Biochemistry 29, 577–583.

BLENGINI, G.A., BRIZIO, E., CIBRARIO, M., GENON, G. (2011): LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability. Resources Conservation and Recycling 57, 36-47.

BLUM, W.E.H. (2007): Bodenkunde in Stichworten. 6. Auflage, Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.

BMELF (1999): Grundsätze und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom 17. März 1998. Bekanntmachung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten vom 23. Februar 1999, ausgegeben im Bundesanzeiger am Dienstag, dem 20. April 1999. Bundesanzeiger Nr. 73, S. 6585-6587.

BMELV (o.A.a): Was ist NAP – Der nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP). Internetpräsenz des BMELV; online verfügbar unter: http://www.nap-pflanzenschutz.de/grundlagen/was-ist-nap/ [18.02.2013].

BMELV (o.A.b): Cross-Compliance. Internetpräsenz des BMELV; online verfügbar unter: http://www.bmelv.de/cln_093/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Foerderung/Direktzahlungen/Cross-Compliance.html [18.02.2013].

BMELV (o.A.c): Aktueller Überblick zum Thema Agrarumweltmaßnahmen. Internetpräsenz des BMELV; online verfügbar unter: http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Agrar-Umweltmassnahmen/AgrarumweltmassnahmeninDeutschland.html;jsessionid=90C30E1254E03F2850A2F94B11533555.2_cid288#doc376646bodyText1 [18.02.2013].

BMELV (Hrsg.) (2008): Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. BMELV, Bonn.

BMELV (Hrsg.) (2010): Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz – Grundsätze für die Durchführung. BMELV, Bonn.

BMELV, BMU (Hrsg.): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland. BMELV, Berlin.

BMU (o.A.): Erläuterungen zum 2. Arbeitsentwurf. Internetpräsenz des BMU; online verfügbar unter: http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/downloads/doc/46373.php [22.08.2012].

BMU (Hrsg.) (1998): Umweltgesetzbuch (UGB-KomE): Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Duncker & Humblot, Berlin.

BMU (2008): Entwurf Drittes Buch Umweltgesetzbuch: Naturschutz und Landschaftspflege (Drittes Buch Umweltgesetzbuch – UGB III). Gesetzesentwurf der Bundesregierung vom 04.12.2008, Berlin/Bonn. Online verfügbar unter: http://www.umweltdaten.de/umweltrecht/umweltgesetzbuch/ugb3_naturschutz.pdf [19.02.2013].

BMU (2010): Neufassung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV). 2. Arbeitsentwurf, Stand: 20.08.2010. Internetpräsenz des BMU; online verfügbar unter: http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/klaerschlammverordnung_neufassung.pdf [18.02.2013].

BMVEL (Hrsg.) (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. BMVEL, Bonn.

BMWI, BMU (2007): Bericht zur Umsetzung der in der Kabinettsklausur am 23./24.08.2007 in Meseberg beschlossenen Eckpunkte für ein Integriertes Energie- und Klimaprogramm.

BOELCKE, B., BEUCH, S., ZACHARIAS, S., KAHLE, P., BELAU, L., AMELUNG, D.(1998): Bewertung der Umweltwirkung des Anbaus von *Miscanthus* als nachwachsender Rohstoff – Bericht zum Forschungsprojekt. In: Mittelungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommen, Heft 16, Gülzow.

BOSTRÖM, U., LOFS-HOLMIN, A. (1986): Growth of earthworms (*Allolobophora caliginosa*) fed shoots and roots of barley, meadow fescue and lucerne. Studies in relation to particle size, protein, crude fiber content and toxicity. Pedobiologia 29, 1-12.

BOUCHÉ, M.B.(1977): Stratégies Lombriciennes. In: Lohm, M., Persson, T. (Eds.): Soil Organisms as Components of Ecosystems. Ecological Bulletins 25. Swedish Natural Science Research Council, Stockholm, pp. 122–132.

BOYLE, K.E. (1990): The ecology of earthworms (Lumbricidae) in grassland on reclaimed cutover peatland and their impact on soil physical properties and grass yield. Dissertation, National University of Ireland.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Auflage. Springer-Verlag, Wien.

BVL (Hrsg.) (2012): Berichte zu Pflanzenschutzmitteln 2010: Jahresbericht Pflanzenschutz-Kontrollprogramm. BVL-Reporte, Band 6, Heft 3. Springer, Basel.

CHAN, K.Y. (2001): An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity – implications for functioning in soils. Soil & Tillage Research 57, 179–191.

CHEN, H., CHEN, G.Q. (2011): Energy cost of rapeseed-based biodiesel as alternative energy in China. Renewable Energy 36, 1374-1378.

CLIFTON-BROWN, J., BREUER, J., JONES, M.B. (2007): Carbon mitigation by the energy crop, *Miscanthus*. Global Change Biology 13, 2296-2307.

CLIFTON-BROWN, J., CHIANG, Y.-C., HODKINSON, T.R. (2008): *Miscanthus*: genetic resources and breeding potential to enhance bioenergy production. In: Vermerris, W. (Ed.): Genetic Improvement of Bioenergy Crops. Springer, New York, pp. 273–294.

CORLEIS, A. (2002): Kontrolle der guten fachlichen Praxis. In: Studiengang Bodenwissenschaften im Fachbereich Agrarwissenschaften der Fachhochschule Osnabrück (Hrsg.): Diskussionsforum Bodenwissenschaften: Vorsorgender Bodenschutz – Stand und Perspektiven der „Guten fachlichen Praxis" für die landwirtschaftliche Bodennutzung. Heft 3. Osnabrück, S. 35-40.

CURRY, J.P. (2004): Factors affecting the abundance of earthworms in soils. In: Edwards, C.A. (Ed.): Earthworm Ecology. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, pp. 91–113.

CURRY, J.P., DOHERTY, P., PURVIS, G., SCHMIDT, O. (2008): Relationships between earthworm populations and management intensity in cattle-grazed pastures in Ireland. Applied Soil Ecology 39, 58–64.

DONDINI, M., VAN GROENIGEN, K.-J., DEL GALDO, I., JONES, M. B. (2009): Carbon sequestration under *Miscanthus*: a study of ^{13}C distribution in soil aggregates. Global Change Biology Bioenergy 1, 321–330.

DUCKWORTH, J.C., BUNCE, R.G., MALLOCH, A.J.C. (2000): Modelling the potential effects of climate change on calcareous grasslands in Atlantic Europe. Journal of Biogeography 27, 347-358.

DUNGER, W. (1989): The return of soil fauna to coal mined areas in the German Democratic Republic. In: Majer, J.D. (Ed.): Animals in Primary Succession: The Role of Fauna in Reclaimed Lands. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 307–337.

EBINGER, B. (1993): Der unbestimmte Rechtsbegriff im Recht der Technik – Eine Untersuchung anhand des Beispiels der „Gefahren, erhebliche Nachteile oder Belästigungen" im Analgengenehmigungsverfahren. Dissertation, Universität Bayreuth (1991/92). Erschienen in: Schriften zum Umweltrecht, Band 28. Duncker & Humblot, Berlin.

EICHNER, M.J. (1990): Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. Journal of Environmental Quality 19, 272-280.

EISENHAUER, N., MARHAN, S., SCHEU, S. (2008): Assessment of anecic behaviour in selected earthworm species: effects on wheat seed burial, seedling establishment, wheat growth and litter burial. Applied Soil Ecology 38, 79–82.

EMMERLING, C. (2001): Response of earthworm communities to different types of soil tillage. Applied Soil Ecology 17, 91–96.

ENDRES, E. (2011). In: Frenz, W., Müggenborg, H.-J. (Hrsg.): BNatSchG: Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

ENGELMANN, H.D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia 18, 378-380.

ERNST, G. (2010): Ökologische und umweltrechtliche Relevanz der biologischen Vielfalt in Böden. Dissertation, Universität Trier (2010). Erschienen in: Trierer bodenkundliche Schriften, Band 13. Universität Trier, Abteilung Bodenkunde, Trier.

ERNST, G., EMMERLING, C. (2009): Impact of five different tillage systems on soil organic carbon content and the density, biomass, and community composition of earthworms after a ten year period. European Journal of Soil Biology 45, 247–251.

ERNST, G., FELTEN, D., VOHLAND, M., EMMERLING, C. (2009a): Impact of ecologically different earthworm species on soil water characteristics. European Journal of Soil Biology 45, 207–213.

ERNST, G., HENSELER, I., FELTEN, D., EMMERLING, C. (2009b): Decomposition and mineralization of energy crop residues governed by earthworms. Soil Biology & Biochemistry 41, 1548–1554.

FELTEN, D. (2008): Biohydrology und Funktionelle Diversität von Lumbriciden – Beziehungen zwischen Regenwürmern und Parametern des Bodenwasserhaushaltes. Diplomarbeit, Universität Trier.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2009): Earthworm burrowing behaviour in 2D terraria with single- and multi-species assemblages. Biology and Fertility of Soils 45, 789–797.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2010): C-Sequestrierung unter langjährigen *Miscanthus*-Anbauflächen. In: Pude, R. (Hrsg.): *Miscanthus* - Umwelt- und Nutzungsaspekte. 6. Internationale *Miscanthus*-Tagung vom 24.-26. November 2010 in Österreich. Universität Bonn-ILB Press, Bonn, S. 40-45.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2011): Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities – A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity. Applied Soil Ecology 49, 167-177.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2012): Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land use under commercial farming conditions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 661-670.

FELTEN, D., FRÖBA, N., FRIES, J., EMMERLING, C. (2013): Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. Renewable Energy 55, 160-174.

FLEGEL, M., SCHRADER, S. (2000): Importance of food quality on selected enzyme activities in earthworm casts (*Dendrobaena octaedra*, Lumbricidae). Soil Biology & Biochemistry 32, 1191–1196.

FLESSA, H., LUDWIG, B., HEIL, B., MERBACH, W. (2000): The origin of soil organic C, dissolved organic C and respiration in a long-term maize experiment in Halle, Germany, determined by ^{13}C natural abundance. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163, 157-163.

FNR (o.A.a): Definition des Begriffs der nachwachsenden Rohstoffe (NaWaRo). Internetpräsenz der FNR; online verfügbar unter: http://www.nachwachsenderohstoffe.de/basisinfo-nachwachsende-rohstoffe/ueberblick/ [16.11.2012.].

FNR (o.A.b): Zur Nachhaltigkeit nachwachsender Rohstoffe. Internetpräsenz der FNR; online verfügbar unter:

http://www.nachwachsenderohstoffe.de/basisinfo-nachwachsende-rohstoffe/ueberblick/ [07.02.2013].

FNR (o.A.c): Faustzahlen Biogas. Internetpräsenz der FNR zum Thema Biogas; online verfügbar unter: http://www.biogasportal.info/daten-und-fakten/faustzahlen/ [14.02.2013].

FNR (o.A.d): Pflanzen-Porträt 4: Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum* L.) aus der Gattung *Silphium* aus der Familie der Asteraceae (Korbblütler). Internetpräsenz der FNR; online verfügbar unter: http://www.nachwachsenderohstoffe.de/fileadmin/fnr/images/aktuelles/medien/Energiepflanzen/PDF/Portraet_Silphie.pdf [19.02.2013].

FNR (2012a): Anbau nachwachsender Rohstoffe 2012 auf 2,5 Millionen Hektar. Pressemittelung vom 23.08.2012. Internetpräsenz der FNR; online verfügbar unter: http://www.nachwachsenderohstoffe.de/presseservice/pressemitteilungen/ [16.11.2012].

FNR (2012b): Globale Ernährungssicherung mit energetischer und stofflicher Biomassenutzung auch langfristig vereinbar. Pressemitteilung vom 9.10.2012. Internetpräsenz der FNR; online verfügbar unter: http://www.nachwachsenderohstoffe.de/presseservice/pressemitteilungen/ [16.11.2012].

FNR (2012c): Basisdaten Bioenergie Deutschland – Festbrennstoffe, Biokraftstoffe, Biogas. (Stand: August 2012).

FOEREID, B., DE NEERGAARD, A., HOGH-JENSEN, H. (2004): Turnover of organic matter in a *Miscanthus* field: effect of time in *Miscanthus* cultivation and inorganic nitrogen supply. Soil Biology & Biochemistry 36, 1075–1085.

FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY, D.W., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D.C., MYHRE, G., NGANGA, J., PRINN, R., RAGA, G., SCHULZ, M. and VAN DORLAND, R. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

FRÖBA, N., FUNK, M. (2004): Teilzeitspezifische Dieselbedarfskalkulation bei landwirtschaftlichen Arbeiten. Landtechnik 1, 38-39.

GERIN, P.A., VLIEGEN, F., JOSSART, J.-M. (2008): Energy and CO_2 balance of maize and grass as energy crops for anaerobic digestion. Bioresource Technology 99, 2620-2627.

GREEF, J.M. (1996): Etablierung und Biomassebildung von *Miscanthus × giganteus*. Cuvillier Verlag, Göttingen.

HANSEN, E. M., CHRISTENSEN, B. T., JENSEN, L. S., KRISTENSEN, K. (2004): Carbon sequestration in soil beneath long-term *Miscanthus* plantations as determined by ^{13}C abundance. Biomass & Bioenergy 26, 97–105.

HENDRISCHKE, O. (2011). In: Frenz, W., Müggenborg, H.-J. (Hrsg.): BNatSchG: Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

HULPKE, H. (Hrsg.) (1993): Römpp-Lexikon Umwelt. Thieme, Stuttgart, New York.

IPCC (2007a): Climate Change 2007: Synthesis Report. Allali, A., Bojariu, R., Diaz, S., Elgizouli, I., Griggs, D., Hawkins, D., Hohmeyer, O., Jallow, B.P., Kajfež-Bogataj, L., Leary, N., Lee, H., Wratt, D. (Eds.). Online verfügbar unter:

http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf [14.02.2013].

IPCC (2007b): Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2007: Wissenschaftliche Grundlagen. Beitrag der Arbeitsgruppe I zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC). Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Hrsg.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom und New York, NY, USA. Deutsche Übersetzung durch ProClim-, österreichisches Umweltbundesamt, deutsche IPCC-Koordinationsstelle, Bern/Wien/Berlin.

IPCC (2011): Summary for Policymakers. In: IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation.Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlomer, S., von Stechow, C. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

JODL, S., HOTZ, A., CHRISTIAN, D.G. (1996): Nutrient demand and translocation processes of *Miscanthus × giganteus*. In: Chartier, P., Ferrero, G.L., Henius, U.M., Hultberg, S., Sachau, J., Wiinblad, M. (Eds.): Biomass for Energy and the Environment. Proceedings of the 9th European Bioenergy Conference, Copenhagen. Pergamon, Oxford, pp. 517–522.

KAHL, W. (2007): Umweltrechtliche Instrumente im Umweltgesetzbuch. In: UBA (Hrsg.): Forum Umweltgesetzbuch, Heft 4. UBA, Dessau.

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. European Journal of Agronomy 15, 171–184.

KATTER, R., MOSER, B., TRINKAUS, P., UNTERSWEG, T., WUTZL, C. (1993): Kreislaufwirtschaft im Miscanthusanbau. Forschungsgesellschaft Joanneum GmbH, Graz.

KOCH, H.-J., HEUER, H., TOMANOVÁ, O., MÄRLÄNDER, B. (2008): Cumulative effect of annually repeated passes of heavy agricultural machinery on soil structural properties and sugar beet yield under two tillage systems. Soil & Tillage Research 101, 69–77.

KÖCK, W. (2010): Rechtlicher Handlungsrahmen und Instrumente für die Erhaltung der Biodiversität in Kulturlandschaften. Natur und Recht 32, 530-538.

KÖGEL-KNABNER, I. (2010): Organische Bodensubstanz. In: Scheffer, F., Schachtschabel, P., Blume, H.-P. (Bearb.): Lehrbuch der Bodenkunde / Scheffer/Schachtschabel, 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin.

KOHLI, L., DANIEL, O., SCHONHOLZER, F., HAHN, D., ZEYER, J. (1999): *Miscanthus sinensis* and wild flowers as food resources of *Lumbricus terrestris* L. Applied Soil Ecology 11, 189–197.

KRUSKA, V., EMMERLING, C. (2008): Changing land use due to biogas production - regional and local investigations in the Federal State of Rhineland-Palatinate. Naturschutz & Landschaftsplanung 40, 69–72.

KTBL (o.A.): Dieselbedarfsrechner. Internetpräsenz des KTBL; online verfügbar unter: http://www.ktbl.de/index.php?id=851 [13.02.2013.]

KTBL (Hrsg.) (2009): Faustzahlen Biogas. 2. Auflage. KTBL, Darmstadt.

LAL, R. (2004): Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123, S. 1-22.

LAVELLE, P., BIGNELL, D., LEPAGE, M., WOLTERS, V., ROGER, P., INESON, P., HEAL, O.W., DHILLON, S. (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. European Journal of Soil Biology 33, 159–193.

LEWANDOWSKI, I., KICHERER, A., VONIER, P. (1995): CO_2-balance for the cultivation and combustion of *Miscanthus*. Biomass & Bioenergy 8, 81-90.

LEWANDOWSKI, I., SCHMIDT, U., FAAIJ, A. (2005): Perennial crops are the most sustainable option for biomass production – A comparison of the efficiency and multiple land use options of perennial and annual biomass crops. In: Industrial ecology for a sustainable future (abstract book oral sessions). The 3rd International Conference of The International Society for Industrial Ecology, 12–15 June 2005, Stockholm, Sweden. Royal Institute of Technology, pp. 144–146.

LEYER, I., WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer Berlin, Heidelberg, New York.

LKÖ & LFI(Hrsg.) (2006): *Miscanthus sinensis* ‚Giganteus'. Wien.

LOLL, C. (2003): Vorsorgender Bodenschutz im Bundes-Bodenschutzgesetz: § 17 BBodSchG und die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft. Dissertation, Universität Frankfurt (Oder) (2002). Erschienen in: Schriften zum Umweltrecht, Band 129. Duncker & Humblot, Berlin.

LWG (2010): Versuche & Projekte 2010. Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau, Veitshöchheim. Online verfügbar unter: http://www.lwg.bayern.de/versuche/linkurl_11.pdf [19.02.2013].

LYSEN, E., VAN EGMOND, S. (Hrsg.) (2008): Biomass Assessment – Assessment of global biomass potentials and their links to food, water, biodiversity, energy demand and economy, Main report 500102012, Netherlands Research Programme on Scientific Assessment and Policy Analysis for Climate Change (WAB). Online verfügbar unter: http://igitur-archive.library.uu.nl/chem/2009-0310-203430/NWS-E-2008-85.pdf [07.02.2013].

MENGEL, A. (2011). In: Frenz, W., Müggenborg, H.-J. (Hrsg.): BNatSchG: Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

MOERSCHNER, J., LÜCKE, W. (2002): Energy investigations of different intensive rape seed rotations – a German case study. In: van Ierland, E.C., Lansink, A. O. (Eds.): Economics of sustainable energy in agriculture. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 27-40.

MULEWF RLP (Hrsg.) (2013): Cross Compliance 2013. MULEWF RLP, Mainz.

MÜLLER, C. (2001): Die gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz-, Düngemittel- und Bodenschutzrecht: Ausprägungen und Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Bodennutzung. Dissertation, Universität Rostock (2001). Erschienen in: Schriftenreihe Umweltrecht in Forschung und Praxis, Band 4. Verlag Dr. Kovač, Hamburg.

MULLER, A. (2009): Sustainable agriculture and the production of biomass for energy use. Climatic Change 94, 319–331.

NABU (1999): Die „gute fachliche Praxis“: Spannungsfeld Landwirtschaft und Naturschutz. Positionspapier des NABU-Präsidiums vom 26.11.1999, Bonn.

NEUHAUSER, E.V., KAPLAN, D.L., MALECKI, M.R., HARTENSTEIN, R. (1980): Materials supporting weight gain by the earthworm *Eisenia foetida* in waste conversion systems. Agricultural Wastes 2, 43–60.

NEUKIRCHEN, D., HIMKEN, M., LAMMEL, J., CZYPIONKA-KRAUSE, U., OLFS, H. W. (1999): Spatial and temporal distribution of the root system and root nutrient content of an established *Miscanthus* crop. European Journal of Agronomy 11, 301–309.

PÉRÈS, G., BELLIDO, A., CURMI, P., MARMONIER, P., CLUZEAU, D. (2010): Relationships between earthworm communities and burrow numbers under different land use systems. Pedobiologia 54, 37–44.

PIŽL, V. (1992): Succession of earthworm populations in abandoned fields. Soil Biology & Biochemistry 24, 1623-1628.

PUDE,R. (o.A.a): *Miscanthus*-Anbau – Pflege (Unkrautbekämpfung). Internetpräsenz von Prof. Dr. Ralf Pude; online verfügbar unter: http://www.miscanthus.de/miscanthusanbau-lang.html [26.11.2012].

PUDE, R. (o.A.b): *Miscanthus*-Anbau – Pflanzdichte, Abbildung „Erträge auf dem ehemaligen Versuchsgut Dikopshof bei Köln in Abhängigkeit von der Bestandesdichte (1994-1999)“. Internetpräsenz von Prof. Dr. Ralf Pude; online verfügbar unter: http://www.miscanthus.de/miscanthusanbau-lang.html [07.02.2013].

PUDE, R. (1998): Die Winterfestigkeit von *Miscanthus* in der Etablierungsphase. Dissertation, Universität Bonn (1997). Erschienen in: Beiträge zu Agrarwissenschaften, Band 14. Verlag M. Wehle, Witterschlick/Bonn.

RATHKE, G.-W., DIEPENBROCK, W. (2006): Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. European Journal of Agronomy 24, 35-44.

REINHARDT, G. (1993): Energie- und CO_2-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe. 2. Auflage. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden.

SCHLESINGER, W.H. (1992): Biogeochemistry – an analysis of global change. Academic Press, Inc., Sand Diego.

SCHMIDT, O., CURRY, J.P., HACKETT, R.A., PURVIS, G., CLEMENTS, R.O. (2001): Earthworm communities in conventional wheat monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. Annals of Applied Biology 138, 377–388.

SCHNECKENBERGER, K., KUZYAKOV, Y. (2007): Carbon sequestration under *Miscanthus* in sandy and loamy soils estimated by natural ^{13}C abundance. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 170, 538–542.

SCHOLES, H. (1998): Can energy crops become a realistic CO_2 mitigation option in South West England? Biomass & Bioenergy 15, 333-344.

SCHOLWIN, F., EDELMANN, W. (2009): Produkte und energetische Nutzung. In: Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H. (Hrsg.): Energie aus Biomasse. 2. Auflage. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York (NY), S. 910-923.

SCHULZE, E.-D., BECK, E., MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (2002): Pflanzenökologie. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.

SEMERE, T., SLATER, F.M. (2007): Invertebrate populations in miscanthus (*Miscanthus ×giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. Biomass & Bioenergy 31, 30–39.

SHOJI, S., KUREBAYASHI, T., YAMADA, I. (1990): Growth and chemical composition of Japanese Pampas Grass (*Miscanthus sinensis*) with special reference to the formation of dark-colored Andisols in Northeastern Japan. Soil Science and Plant Nutrition 36, 105–120.

SIMONSEN, J., POSNER, J., ROSEMEYER, M., BALDOCK, J. (2010): Endogeic and anecic earthworm abundance in six Midwestern cropping systems. Applied Soil Ecology 44, 147–155.

SOLARENERGIEFÖRDERVEREIN BAYERN E.V. (Hrsg.) (2006): Der Eigenstromverbrauch von Biogasanlagen und Potenziale zu dessen Reduzierung. Online verfügbar unter: http://www.sev-bayern.de/content/bio-eigen.pdf [14.02.2013].

SONDERMANN, W.D., HEJMA, B. (2005). In: Versteyl, L.-A., Sondermann, W.D.: Bundes-Bodenschutzgesetz: Kommentar von Ludger-Anselm Versteyl und Wolf Dieter Sondermann. 2. Auflage. Verlag C.H. Beck, München.

STYLES, D., JONES, M.B. (2007): Current and future financial competitiveness of electricity and heat from energy crops: A case study from Ireland. Energy Policy 35, 4355-4367.

STYLES, D., THORNE, F., JONES, M.B. (2008): Energy crops in Ireland: An economic comparison of willow and *Miscanthus* production with conventional farming systems. Biomass & Bioenergy 32, 407-421.

TEBRÜGGE, F., DÜRING, R.-A. (1999): Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany. Soil & Tillage Research 53, 15–28.

TER BRAAK, C.J.F., ŠMILAUER, P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca (NY).

UBA (o.A.): Klimaschutz – Klimaschutzpolitik. Internetpräsenz des UBA; online verfügbar unter: http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz/klimapolitik/index.htm [15.11.2012].

UBA (Hrsg.) (2008): Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe – Empfehlungen der „Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt“. Dessau-Roßlau.

UNCED (1992): Agenda 21. Deutsche Übersetzung herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Internetpräsenz des BMU; online verfügbar unter: http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/agenda21.pdf [14.02.2013].

UNFCCC (1998): Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), United Nations.

VAN VLIET, P.C.J., VON DER STELT, B., RIETBERG, P.I., DE GOEDE, R.G.M. (2007): Effects of organic matter content on earthworms and nitrogen mineralization in grassland soils. European Journal of Soil Biology 43, 222–229.

VENTURI, P., VENTURI, G. (2003): Analysis of energy comparison for crops in European agricultural systems. Biomass & Bioenergy 25, 235-255.

VERMERRIS, W. (2008): Why bioenergy makes sense. In: Vermerris, W. (Ed.): Genetic improvement of bioenergy crops. Springer, New York, pp. 3-42.

VERSTEYL, L.-A. (2005). In: Versteyl, L.-A., Sondermann, W.D.: Bundes-Bodenschutzgesetz: Kommentar von Ludger-Anselm Versteyl und Wolf Dieter Sondermann. 2. Auflage. Verlag C.H. Beck, München.

WEIDENFELLER, M. (1990): Jungquartäre fluviale Geomorphodynamik und Bodenentwicklung in den Talauen der Mosel bei Trier und Nennig. Dissertation, Universität Trier (1990).

WERLE, O. (Bearb.) (1974): Naturräumliche Gliederung Deutschlands – Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 148/149 Trier-Mettendorf. In: Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (Hrsg.): Geographische Landesaufnahmen. Bonn-Bad Godesberg.

WÜNSCH, K., GRUBER, S., CLAUPEIN, W. (2012): Profitability analysis of cropping systems for biogas production on marginal sites in southwestern Germany. Renewable Energy 45, 213-220.

ZABORSKI, E.R. (2003): Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. Applied Soil Ecology 22, 87–95.

ZIMMERMANN, J., DAUBER, J., JONES, M. B. (2011): Soil carbon sequestration during the establishment phase of *Miscanthus x giganteus*: a regional-scale study on commercial farms using ^{13}C natural abundance. Global Change Biology Bioenergy 4, 453-461.

Rechtsquellenverzeichnis

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)

Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 30 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)

Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148)

Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 28. April 2010 (BGBl. I S. 588), zuletzt geändert durch Artikel 2 Absatz 104 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044)

Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung vom 4. November 2004 (BGBl. I S. 2778), zuletzt geändert durch Artikel 3 der Verordnung vom 15. Dezember 2011 (eBAnz 2011 AT144 V1)

Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. März 2012 (BGBl. I S. 481)

Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)

Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100-1, veröffentlichten bereinigten Fassung, zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 11. Juli 2012 (BGBl. I S. 1478)

Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 12 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)

Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung vom 10. November 1992 (BGBl. I S. 1887), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 10. Oktober 2012 (BGBl. I S. 2113)

Pflanzenschutzgeräteverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 9. März 2005 (BGBl. I S. 734), zuletzt geändert durch § 11 der Verordnung vom 16. Januar 2013 (BGBl. I S. 74)

Pflanzenschutzgesetz vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148, 1281)

Pflanzenschutzmittelverordnung vom 15. Januar 2013 (BGBl. I S. 74)

Pflanzenschutz-Sachkundeverordnung vom 28. Juli 1987 (BGBl. I S. 1752), zuletzt geändert durch Artikel 27 des Gesetzes vom 6. Dezember 2011 (BGBl. I S. 2515)

Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (Amtsblatt L 103 vom 25.04.1979, S. 1-25)

Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (Amtsblatt L 181 vom 04.07.1986, S. 6-13)

Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Amtsblatt L 230 vom 19.08.1991, S. 1-270)

Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Amtsblatt L 375 vom 31.12.1991, S. 1-8)

Richtlinie 2009/128/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden (Amtsblatt L 309 vom 24.11.2009, S. 71-86)

Umweltschadensgesetz vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666), geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95)

Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) (Amtsblatt L 277 vom 21.10.2005, S. 1-40)

Verordnung (EG) Nr. 73/2009 des Rates vom 19. Januar 2009 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1290/2005, (EG) Nr. 247/2006, (EG) Nr. 378/2007 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 (Amtsblatt L 30 vom 31.01.2009, S. 16-99)

Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates (Amtsblatt L 309 vom 24.11.2009, S. 1-50)

Verordnung (EG) Nr. 1122/2009 der Kommission vom 30. November 2009 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 73/2009 des Rates hinsichtlich der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, der Modulation und des integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems im Rahmen der Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe gemäß der genannten Verordnung und mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1234/2007 hinsichtlich der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen im Rahmen der Stützungsregelung für den Weinsektor (Amtsblatt L 316 vom 02.12.2009, S. 65-112)

Anhang

Anhang I

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2011): Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities - A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity. Applied Soil Ecology 49, 167-177. ……..107

Anhang II

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2012): Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land-use under commercial farming conditions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 661-670. ……..125

Anhang III

FELTEN, D., FRÖBA, N., FRIES, J., EMMERLING, C. (2013): Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. Renewable Energy 55, 160-174. ……139

Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities - A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity*

Daniel Felten[a] and Christoph Emmerling[a]

[a] Department of Soil Science, University Trier, Campus II, Behringstrasse, 54296 Trier, Germany

* This is the author's manuscript version of the definitive article published by ELSEVIER:
FELTEN, D., EMMERLING, C. (2011): Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities - A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity. Applied Soil Ecology 49, 167-177. [http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.06.001]

Abstract

Energy crops are of growing importance in agriculture world-wide. This field study aimed to investigate earthworm communities of different intensively cultivated soils during a 2-year period, with special emphasis on annual and perennial energy crops like rapeseed, maize, and *Miscanthus*. These were compared with cereals, grassland, and fallow sites. Distribution patterns of earthworm abundance, species, and ecological categories were analysed by constrained ordination procedures (redundancy analysis; CANOCO) using a set of environmental variables as predictors, such as CN value of harvest residues, SOC and N_t content, soil pH, soil texture, and land-use intensity. The latter was determined by principal component analysis using average soil coverage and intensity of tillage, weed control, and fertilisation as input variables. It was clearly found that land-use intensity was the dominant regressor for earthworm abundance and total number of species. The diversity of earthworm communities was especially enhanced and showed a more balanced species composition in extensively managed soils under grassland, fallow, and *Miscanthus*. For the total number of species, *Miscanthus* (5.1 ± 0.9) took a medium position and neither differed significantly from intensively managed rapeseed (4.0 ± 0.9), cereals (3.7 ± 1.1), and maize sites (3.0 ± 1.4), nor from grassland (6.8 ± 1.5) and fallow (6.4 ± 1.0) sites. Total earthworm abundance ranged between 355 (± 132) and 62 (± 49) individuals m^{-2} in fallow and maize sites, respectively.
Interestingly, *Miscanthus* had quite positive effects on earthworm communities although the CN value of harvest residues was very high. It is recommended that *Miscanthus* may facilitate a diverse earthworm community even in intensive agricultural landscapes.

1. Introduction

Fossil energy is replaced increasingly by renewable resources, e.g. through the cultivation of energy crops. In particular rapeseed for biofuel production and maize as co-ferment for biogas production have been developed as locally dominant crops in Germany (KRUSKA & EMMERLING, 2008). Perennial crops intended for solid fuels were merely cultivated on less than 0.2 % of the total arable land used for the production of renewable resources in Germany (FNR, 2011). At this, C4-grasses of the genus *Miscanthus* with cultivation periods up to 25 years received considerable attention in the past decades due to the high aboveground yield potential and relatively low requirements regarding soil tillage, weed control, and fertilisation (BOELCKE et al., 1998; CLIFTON-BROWN et al., 2008; KAHLE et al., 2001).

Critical aspects of an enhanced bioenergy crop production are often related to a reduced production of food crops (MULLER, 2009). Because food production is indispensible for life, sustainable bioenergy production is claimed to maintain soil quality of arable land, even for future generations (KBU, 2008). This demand has often been related to physical (e.g. soil erosion) and chemical (e.g. C-sequestration) soil properties. Preservation and promotion of eco-

logical soil functions, such as livelihood and habitat for plants, animals and soil organisms, water- and nutrient-cycles and buffer capacity against pollutants, which are strongly related to agro-biodiversity, are also stated objectives (ROWE et al., 2009). Owing to the characteristics of the *Miscanthus* cropping system outlined above, *Miscanthus* seems promising to fulfil several demands in the context of sustainable agricultural land-use.

Earthworms (*Lumbricidae*) are termed 'ecosystem engineers' by reason of their key role in modifying the soil environment (CHAN, 2001; LAVELLE et al., 1997) and therefore are regularly used as bioindicators. Their contribution e.g. to the formation of soil macropores, which can modify soil aeration and water infiltration, stable and nutrient-rich soil aggregates, as well as to organic matter breakdown is well researched and generally accepted (e.g. BASTARDIE et al., 2005; EDWARDS & BOHLEN, 1996; JOUQUET et al., 2008; LEE, 1985). By this, they crucially affect further soil organisms, e.g. soil micro-flora and related enzyme activities (ERNST et al., 2009b).

Various studies have been focused on the effects of annual crops, such as maize, rapeseed and cereals, on the abundance and species number of earthworms, due to differences within the respective cropping system (e.g. quantity and quality of nutrient-inputs, soil tillage) (e.g. BINET et al., 1997; ERNST & EMMERLING, 2009; PÉRÈS et al., 2010; SCHMIDT et al., 2001; SIMONSEN et al., 2010). Even earthworm populations of grassland, pasture and fallow sites have been studied (e.g. CURRY et al., 2008; EMMERLING, 2001; PIŽL, 1992; VAN VLIET et al., 2007). In general, earthworm populations are more abundant and species-rich in undisturbed habitats compared to arable land (CHAN, 2001). Besides the studies of KOHLI et al. (1999) and SEMERE & SLATER (2007), reports of general effects of perennial *Miscanthus* on biota are scarce and in particular long-term effects on earthworm communities have yet not been described. Additionally, no comparative study, which directly compares several annual and perennial bioenergy crops within an enclosed geographical area, is available.

The aim of the present study was (*i*) to characterise *Miscanthus* crops by their intensity of land-use compared to fallow, grassland, cereals, maize, and rapeseed sites and (*ii*) to investigate earthworm biodiversity as indicated by the total number of species, the abundance within ecological categories (according to BOUCHÉ, 1977), and the species composition of populations in soils from the different kinds of land-use during a two-year investigation period in 2009 and 2010. It is hypothesised that soils of more extensively (e.g. in terms of reduced tillage, fertilisation, weed control) cultivated renewable resources may also be characterised by a higher biodiversity of earthworm populations compared to conventional food- and bioenergy-crops, respectively, and therefore seem to be particularly promising to preserve and promote ecological functions in soil.

2. Materials and Methods

2.1 Study area

The study area *Kenner Flur* is situated north-eastern of the city of Trier, Rhineland-Palatinate, Germany (49°48'39.46''N, 6°43'12.58''E). It is a predominantly agricultural used lower terrace of the river Moselle, located at 125 metres above sea level without appreciable differences in altitude. Relative relief is 3.5 metres by a north-south expansion of 1.8 km and east-west expansion of 2.5 km (WEIDENFELLER, 1990). Mean annual temperatures were 10.7°C and 9.7°C with annual precipitations of 800 mm and 690 mm in 2009 and 2010, respectively (long-time means of the years 1997-2010: 10.5°C, 761 mm; agricultural meteorological station Trier-Riol).

2.2 Investigated crops and land-use history

Wheat (*Triticum aestivum*), rye (*Secale cereale*) and triticale (x *Triticosecale*) represented the most commonly cultivated cereals at the study area. They were summarized as 'cereals'. While maize (*Zea mays*), rapeseed (*Brassica napus*) and cereals were cultivated by crop rotation, *Miscanthus* is a perennial grass with cultivation periods up to 25 years which is mainly used as solid fuel for combustion. The considered crops of *Miscanthus x giganteus* were planted in 1995. Additionally, grassland (used for forage-production; occasionally directly used as pasture) and fallow sites were investigated for comparative purposes. Grassland existed for almost 200 years at the sampling sites (LV,

1968), whereby soils were affected by river training during the early sixties of the last century (WEIDENFELLER, 1990). The fallow sites were located on former cereal fields and were set aside 20 years before.

2.3 Sampling sites

The earthworm sampling sites for a respective crop were defined as sites, where the crop was cultivated during the past cultivation period, and thus earthworm communities had completed one whole cycle of soil tillage, weed control and fertilisation at each site. In addition, crop residues were tilled into the soil after harvest (cereals, rapeseed, and maize; Table 1) and hence could serve as a main food source. The sampling sites per crop were randomly dispersed and were either located on the same or on different arable fields (Table1). The minimum distance between close-by sites was 20 metres.

2.3.1 Environmental variables of sampling sites

Earthworm communities might be affected by a number of abiotic factors. Besides the management variables *soil tillage*, *weed control*, *fertilisation* and *soil coverage*, that best characterised the differing intensity of land-use, we investigated typical physical and chemical parameters of sampled soils and harvest residues. Each sampling site (n = 60) can therefore be characterised by several variables presented in Table 1. A detailed description of management variables and appropriate classifications is presented additionally.

Soil samples (0-15 cm depth; n = 10 per crop) for the determination of *pH*, organic carbon (C_{org},) and total nitrogen (N_t) were taken as pooled samples in the range of one metre around each earthworm sampling site. Plant residues of each crop (pooled sample; consisting of e.g. leaves, shoots, roots, maize-cobs) were collected subsequent to the harvest from the soil surface to determine the C:N ratio of harvest residues (CN_{hr}). Soil samples were sieved (2 mm mesh size), air-dried, finely grounded and oven-dried at 105°C. Plant material was dried at 60°C and ball-milled. Total carbon and nitrogen contents of soil and harvest residues were determined by *EuroEA 3000* elemental analyser (HekaTech, Wegberg, Germany). In the case of calciferous soils a total organic carbon analyser (*TOC-*V_{CPN}, Shimadzu, Duisburg, Germany) was used.

Soil texture and soil types of the sampling sites were withdrawn from the work of WEIDENFELLER (1990). In general, soils of the study area were characterised by loamy sands and sandy loams. Soil types according to World Reference Base for Soil Resources (IUSS, 2006) were Hortic Anthrosol, Stagnic Luvisol, Fluvic Cambisol, Fluvic Cambisol (Calcaric), Haplic Fluvisol, Haplic Fluvisol (Calcaric), Stagnic Fluvisol, and Haplic Luvisol (Table 1).

At the study area, available field capacity of soils only ranged on a high to very high level (170 - > 230 mm). Since no considerable gradient of water supply existed within soils, this variable was not taken into account for further statistical analysis

2.3.2 Earthworm collecting

Earthworm collecting occurred prior to the first incidence of ground frost in late autumn 2009 and 2010, respectively, to take into account the temporal variability of earthworm populations. Within both single sampling years, each crop was sampled in five-fold replication (n = 10 for both years) by a combination of hand-sorting and chemical extraction. A soil monolith of 0.25 m² x 20 cm depth was separated from the surrounding soil and carefully searched through for earthworms. Deep living endogeic and anecic species were extracted by use of Allyl isothiocyanate (AITC) as chemical expellant (ZABORSKI, 2003). As AITC is not readily water-soluble, 800 µl were emulsified with 16 ml methyl alcohol (CH_4O). The dilution was given to 10 litres of water on the verge of sampling and was finally poured into the pit from which the soil monolith was taken from (sampling area: 0.25 m²). Earthworms were stored in soil material from the respective sampling site until species determination (according to GRAFF, 1953; SIMS & GERARD, 1985) on the following day. Valid species names followed BLAKEMORE (2007).

2.4 Biological parameters (species data)

The abundance of individuals per species and their attribution to one of the ecological categories according to BOUCHÉ (1977) (epigeics, anecics, endogeics) were determined for each sampling site (n = 60). Non-clitellate individuals

Table 1: Environmental variables. Physical, chemical, and management-specific characteristics of earthworm sampling sites.

Crop	Sampling site no.	Field[a]	Reference Soil Group[b]	Environmental variables of											
				Soil texture[c]			Chemical soil properties			Harvest residues	Management system				Factor scores of PCA (PC1)
				Clay[*] %	*Silt* %	*Sand* %	*pH*[*] ($CaCl_2$)	C_{org}[*] %	N_t[*] %	CN_{hr}[*d]	*Soil coverage*	*Soil tillage*	*Weed control*	*Fertilisation*	*intensity*[*e]
Fallow	1	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.1	1.69	0.163	78	5	0	0	1	-1.48
	2	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.4	1.70	0.171	78	5	0	0	1	-1.47
	3	A	Stagnic Luvisol	11.5	45.0	43.5	5.4	1.86	0.204	78	5	0	0	1	-1.39
	4	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.7	1.47	0.142	78	5	0	0	1	-1.54
	5	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.2	1.74	0.165	78	5	0	0	1	-1.48
	6	B	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	5.8	1.68	0.140	78	5	0	0	1	-1.53
	7	B	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	5.8	1.84	0.137	78	5	0	0	1	-1.52
	8	B	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	5.8	1.73	0.135	78	5	0	0	1	-1.53
	9	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.5	1.70	0.144	78	5	0	0	1	-1.52
	10	A	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	5.5	2.08	0.171	78	5	0	0	1	-1.43
Grassland	11	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.8	2.66	0.296	48	5	0	0	1	-1.15
	12	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.9	2.80	0.278	48	5	0	0	1	-1.17
	13	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.8	3.32	0.370	48	5	0	0	1	-0.95
	14	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	7.0	8.61	0.367	48	5	0	0	1	-0.46
	15	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	6.9	4.35	0.389	48	5	0	0	1	-0.82
	16	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	7.0	5.80	0.329	48	5	0	0	1	-0.79
	17	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	6.9	8.70	0.364	48	5	0	0	1	-0.45
	18	C	Haplic Fluvisol (Calcaric)	20.0	45.0	35.0	6.9	7.56	0.378	48	5	0	0	1	-0.54
	19	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.9	7.51	0.380	48	5	0	0	1	-0.54
	20	C	Haplic Fluvisol	20.0	45.0	35.0	6.9	8.00	0.369	48	5	0	0	1	-0.51
Miscanthus	21	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.7	1.56	0.111	115	4	0	1	2	-0.82
	22	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.9	1.85	0.130	115	4	0	1	2	-0.76
	23	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.6	2.42	0.141	115	4	0	1	2	-0.69
	24	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.8	2.08	0.139	115	4	0	1	2	-0.72
	25	D	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	5.7	3.53	0.215	115	4	0	1	2	-0.45
	26	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.3	3.75	0.243	115	4	0	1	2	-0.37
	27	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	4.20	0.261	115	4	0	1	2	-0.30
	28	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	4.28	0.259	115	4	0	1	2	-0.29
	29	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.6	2.79	0.189	115	4	0	1	2	-0.56
	30	E	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.5	2.73	0.178	115	4	0	1	2	-0.59

(continued on next page)

Table 1 *(continued)*

Crop	Sampling site no.	Field[a]	Reference Soil Group[b]	Environmental variables of											
				Soil texture[c]			Chemical soil properties			Harvest residues	Management system				Factor scores of PCA (PC1)
				Clay[*] %	*Silt* %	*Sand* %	*pH*[*] ($CaCl_2$)	C_{org}[*] %	N_t[*] %	CN_{hr}[*d]	*Soil coverage*	*Soil tillage*	*Weed control*	*Fertilisation*	*intensity*[*e]
Rapeseed	31	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	2.90	0.154	86	3	1	2	4	0.78
	32	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	2.28	0.136	86	3	1	2	4	0.69
	33	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.4	2.47	0.138	86	3	1	2	4	0.71
	34	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.6	2.00	0.125	86	3	1	2	4	0.64
	35	F	Fluvic Cambisol	6.5	15.0	78.5	6.5	2.17	0.125	86	3	1	2	4	0.66
	36	G	Stagnic Fluvisol	11.0	27.5	62.5	6.9	1.89	0.159	86	3	1	2	4	0.69
	37	G	Stagnic Fluvisol	11.0	27.5	62.5	6.7	1.89	0.160	86	3	1	2	4	0.70
	38	H	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	7.1	1.60	0.182	86	3	1	2	4	0.71
	39	H	Hortic Anthrosol	20.0	32.5	46.5	7.0	1.36	0.144	86	3	1	2	4	0.62
	40	H	Haplic Luvisol	20.0	45.0	35.0	7.2	1.45	0.150	86	3	1	2	4	0.64
Cereals	41	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	1.85	0.153	91	2	1	2	4	0.92
	42	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	1.52	0.145	91	2	1	2	4	0.88
	43	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	1.69	0.157	91	2	1	2	4	0.91
	44	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.7	2.07	0.143	91	2	1	2	4	0.92
	45	J	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.8	2.40	0.159	91	2	1	2	4	0.99
	46	K	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	7.0	1.60	0.166	91	2	1	2	4	0.92
	47	K	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	7.1	2.00	0.166	91	2	1	2	4	0.96
	48	K	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	7.0	1.89	0.187	91	2	1	2	4	0.99
	49	L	Fluvic Cambisol	4.0	32.5	63.5	6.3	1.17	0.096	91	2	1	2	4	0.75
	50	L	Fluvic Cambisol	11.5	45.0	43.5	6.6	1.58	0.119	91	2	1	2	4	0.83
Maize	51	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.1	1.26	0.140	35	2	2	2	3	1.05
	52	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.2	1.35	0.145	35	2	2	2	3	1.07
	53	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.2	1.88	0.183	35	2	2	2	3	1.19
	54	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.1	1.88	0.186	35	2	2	2	3	1.20
	55	M	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.2	1.64	0.190	35	2	2	2	3	1.18
	56	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	6.9	1.96	0.202	35	2	2	2	3	1.23
	57	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.0	2.34	0.176	35	2	2	2	3	1.22
	58	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	7.0	1.98	0.161	35	2	2	2	3	1.16
	59	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	6.9	3.38	0.173	35	2	2	2	3	1.32
	60	P	Fluvic Cambisol (Calcaric)	12.5	45.0	42.5	6.9	2.63	0.186	35	2	2	2	3	1.27

(continued on next page)

Table 1 *(continued)*

Explanation of management variables				
Management variable	As measured by	Classification		Annotation
Average soil coverage	Percentage of soil surface covered by plants during cultivation period	0	No coverage	Expressed by coverage-classes according to BRAUN-BLANQUET (1964); values presented for a respective crop are averaged values for the complete cultivation period
		1	<10 % of soil surface covered	
		2	10-25 %	
		3	25-50 %	
		4	50-75 %	
		5	75-100 %	
Soil tillage	Intensity	0	No tillage	No tillage
		1	Reduced tillage	1-2 times grubber (5-7 cm depth) + 1 time grubber (3-5 cm depth)
		2	Conventional tillage	1-2 times plough (15 cm depth) + 1-2 times harrow + roll
Weed control	Intensity	0	No weed control	No weed control
		1	Sporadic	Just within *Miscanthus* crops during establishment stage
		2	Regular	Mechanical + chemical
Fertilisation	Intensity	1	No fertilisation	No fertilisation, but regularly mulching
		2	Organic	Sewage sludge application once a year
		3	Organic + mineral	Sewage sludge + Urea-Ammonium-Nitrate-solution + S
		4	Mineral	Urea-Ammonium-Nitrate-solution + PK

[a] Field sizes: A: 1.1 ha, B: 0.7 ha, C: 5.4 ha, D: 3.2 ha, E: 1.7 ha, F: 13.1 ha, G: 7.8 ha, H: 4.6 ha, J: 3.6 ha, K: 10.1 ha, L: 6.5 ha, M: 2.2 ha, P: 6.3 ha.

[b] According to World Reference Base for Soil Resources (IUSS, 2006).

[c] Values represent class means of the respective particle size fraction and were withdrawn from WEIDENFELLER (1990).

[d] Pooled sample of plant residues of each crop (consisting of e.g. leaves, shoots, roots, maize-cobs).

[e] The variable *intensity* was determined by PCA using *soil coverage*, *tillage*, *weed control* and *fertilisation* as input variables.

[*] Only variables marked with a superscript asterisk ([*]) were included in constrained ordination analysis.

with absent tubercula pubertatis were classified as juveniles and grouped by their categorical affiliation as well. Tanylobous juveniles that could neither be classified as epigeic nor as anecic were classified as the genus *Lumbricus*. The sum of adults and juveniles, and the individuals of the genus *Lumbricus* formed the abundance data of epigeics (*Ab_epi*), anecics (*Ab_an*), endogeics (*Ab_en*), and *Lumbricus* (*Ab_Lum)*. The total abundance of earthworms (*Ab_tot*) at a respective sampling site was the sum of *Ab_epi*, *Ab_an*, *Ab_en*, and *Ab_Lum*. Furthermore, the total number of species (*NoS*) was determined.

The frequency of a species was expressed as the percentage of samples wherein individuals of the species were present. Dominance was the relative percentage abundance of a species on the total abundance within one sample. The data were presented as arithmetic mean ± standard deviation (SD) for the respective crops. Classification of dominance followed the logarithmic relation between the number of individuals and the number of species according to ENGELMANN (1978), whereby species with a dominance of 32.0 - 100 % were classified as eudominant, 10.0 - 31.9 % were dominant, 3.2 - 9.9 % were subdominant (3.2 - 100 % = major species), 1.0 - 3.1 % were recessive, 0.32 - 0.99 % were subrecessive, and <0.32 % were sporadic species (0 - 3.1 % = accessory species).

2.5 Statistical analysis

2.5.1 Crop-specific attribution of land-use intensity by use of principal component analysis

Principal component analysis (PCA) was applied to the original environmental data of all sampling sites (n = 60, Table 1) using SPSS software package 17.0.1. The aim of this first analysis step was to characterise the six crops by their intensity of land-use.

For the environmental variable *soil texture*, only the clay content was considered. BAKER et al. (1992) found the clay content, due to its influence on soil moisture, to be the most dominant regressor influencing the number of earthworms, compared to numerous environmental variables. Even the nominal variable *Reference Soil Group* was not taken into account for any of the conducted statistical methods. As the variables of Table 1 were measured in different units, data were standardised by z-score transformation.

The pre-analysis of the environmental data-set indicated a high self-reliance of the variables CN_{hr}, *clay*-content and *pH* and thus have been excluded. A further run of PCA then exposed a MSA of 0.76, indicating a 'middling' quality of the model (KAISER & RICE, 1974). After Varimax-rotation of principal component axes, two principal components (PC) with eigenvalues > 1 were extracted, explaining a total variance

Table 2: Results of principal component analysis (PCA). Component loadings of environmental variables for principal components (PC) are presented. PCA was applied to the original environmental data of all sampling sites (cf. Table 1) except for reference soil group. For soil texture, only the clay content was considered. After pre-analysis of the environmental data-set, the presented variables remained within PCA.

	Component loadings after Varimax-rotation	
	PC1	PC2
Environmental variable		
Average soil coverage	-0.95	0.26
Soil tillage	0.90	-0.15
Weed control	0.94	-0.30
Fertilisation	0.88	-0.32
C_{org}	-0.22	0.94
N_t	-0.27	0.92
Eigenvalue	3.49	2.01
Cumulative percentage of variance	58	92

of 92 %. The variables *average soil coverage*, *soil tillage*, *weed control*, and *fertilisation* were strongly correlated to PC1, whereas C_{org} and N_t were correlated to PC2 (Table 2). By use of PCA, the four management variables were reduced to one principal component, representing the new variable land-use *intensity* (Table 1). Thereby, the original ordinal scaled management variables were transformed to metric scaled values. Land-use was most intensive in maize (1.19 ± 0.08 (SD)), followed by cereals (0.91 ± 0.07), rapeseed (0.68 ± 0.05), *Miscanthus* (-0.56 ± 0.19), grassland (-0.74 ± 0.28), and fallow (-1.49 ± 0.05) (Table 1). The factor scores of PC1 were used within redundancy analysis.

2.5.2 Constrained ordination

Methods of constrained ordination were applied to a combined environmental and species data-set, using software package CANOCO 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). In CANOCO terminology, the term 'species' is used throughout for variables to be explained (response variables). The term 'environmental variables' is used throughout for explanatory variables (predictors) (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Environmental variables which were included in the constrained ordination analysis were marked with a superscript asterisk in Table 1 (*; see section 2.5.1 for further annotations). Species data consisted of the abundance data of different ecological categories of earthworms (*Ab_epi, Ab_an, Ab_en,* and *Ab_tot*), the category *Lumbricus* (*Ab_Lum*), and the total number of species (*No*S).

A preliminary performed detrended correspondence analysis (DCA) indicated the use of redundancy analysis (RDA) as constrained ordination method, as the species data responded linearly to the gradients. Species data were log-transformed prior to the analysis, centering and standardisation was carried out by species. Symmetric focus scaling was used for the displayed ordination diagram (Figure 1). The significance of the first and all extracted canonical ordination axes was calculated by Monte-Carlo permutation test.

2.5.3 Inferential statistics

One-way ANOVA and post-hoc Scheffé test were used to test for significant differences (p<0.05) between the crops, if it was conform to the test assumptions. In the case of unconfirmed normal distribution of data or missing homogeneity of variance a Kruskal-Wallis *H*-test and distribution-free multiple comparisons according to NEMENYI (1963) were performed (p<0.05). In general, data were presented as arithmetic mean ± standard deviation (SD).

3. Results

3.1 Redundancy analysis

Summary statistics for RDA is presented in Table 3. The eigenvalue of the first canonical ordination axis (COA) was 0.431 and 0.025 for the second COA, respectively. Both COAs explained 46 % of species data and 96 % of species-environment relation, respectively, whereas the contribution of axes 3 and 4 to total explained variance was negligible. The strength of relation between species and environmental variables (species-environment correlation) was 0.80 for COA1 and 0.54 for COA2. As shown by Monte-Carlo permutation test, these relations were highly significant for all canonical axes.

The environmental variables land-use *intensity*, *pH*, and *clay* were strongly correlated to COA1, whereas N_t and CN_{hr} showed strong correlations to COA2 (Figure 1). This finding was supported by the intra-set correlations, which were 0.92 for land-use *intensity*, 0.59 for *pH*, 0.63 for N_t, and -0.60 for CN_{hr}. The *clay* content showed medial loadings to all environmental axes ranging from 0.34 for axis 2 to 0.52 for axis 1, but at no time was the dominant regressor. As shown by the inter-set correlations, the species data showed a strong correlation to land-use *intensity* (0.74) and weak correlations to *pH* (0.48) and *clay* (-0.42) on species axis 1, as well as weak correlations to N_t (0.34) and CN_{hr} (-0.32) on species axis 2. C_{org} showed no appreciable correlation with any of the species axes (correlations < 0.25). As the displayed COAs were linear combinations of species and environmental axes, it was evident that earthworms were primarily influenced by the variable land-use *intensity*. Total and ecological category-specific abundances of earthworms decreased with increasing land-use *intensity*. Also, the number of species followed this trend (correlations for species data and *intensity*: *Ab_tot*: -0.71, *Ab_an*: -0.34, *Ab_en*: -0.68, *Ab_epi*: -0.48,

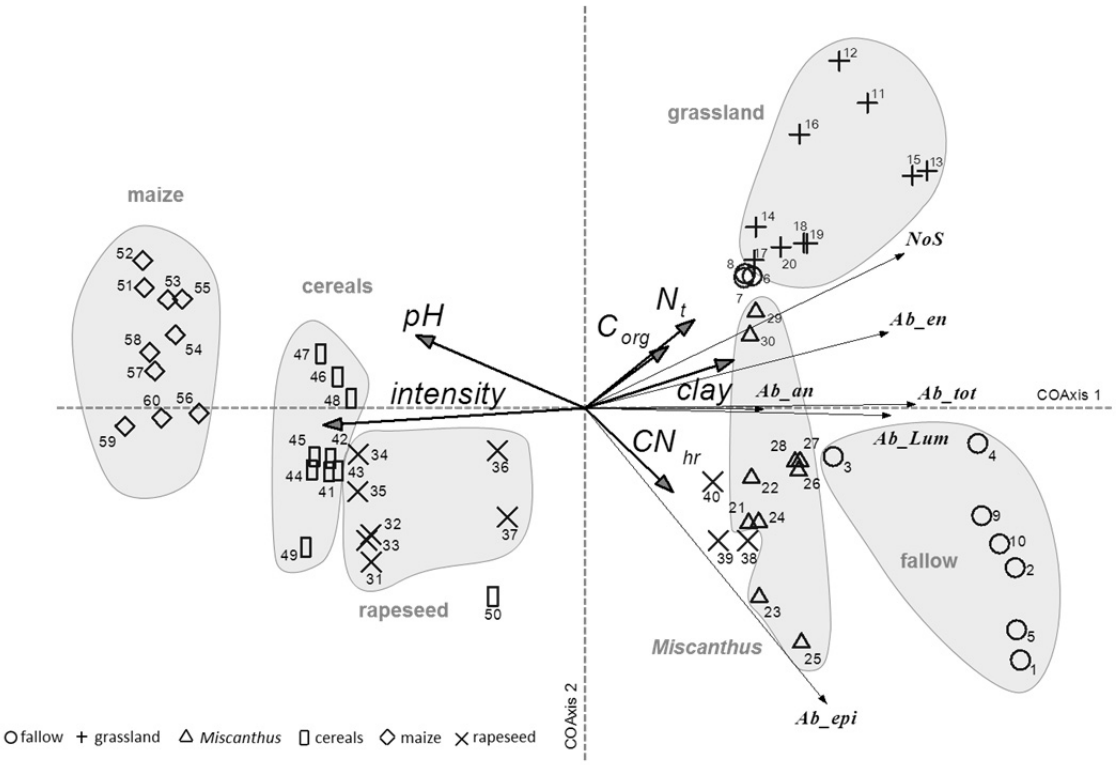

Figure 1: Triplot for RDA (combined sampling years), consisting of samples (symbols), species (thin arrows) and environmental variables (bold arrows). Abbreviations: *Ab_*: abundance, of epigeics (*_epi*), anecics (*_an*), endogeics (*_en*) and *Lumbricus* (*_Lum*); *Ab_tot*: total abundance of earthworms; *NoS*: number of species. The displayed sample scores (symbols) represent the 'fitted sample scores', which are linear combinations of the environmental variables (cf. TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002) of a respective sampling site and therefore mainly characterise the six crops by their intensity of land-use as well as by C:N ratio of harvest residues (CN_{hr}).

Table 3: Results of Redundancy Analysis (RDA) and Monte-Carlo permutation tests. RDA was performed with the combined data of both sampling years, consisting of abundance data of earthworm ecological categories and the total number of species (species data), respectively, and environmental variables of sampling sites (cf. Table 1). Results for Monte-Carlo permutation tests are presented for ordination axis 1 and all canonical axes in common.

	Combined sampling years (*n* = 60 sampling sites)				
Canonical ordination axes	1	2	3	4	
Eigenvalues	0.431	0.025	0.012	0.006	
Species-environment correlations	0.804	0.536	0.341	0.309	
Cumulative percentage variance					
of species data	43.1	45.6	46.8	47.4	
of species-environment relation	90.6	95.9	98.4	99.8	
Sum of all eigenvalues					1.000
Sum of all canonical eigenvalues					0.476
Monte-Carlo permutation test	Canonical ordination axis 1		All canonical axes		
F-value	40.165		8.011		
p-value	0.002		0.002		

Ab_Lum: -0.62, *NoS*: -0.69). Moreover, *Ab_epi* was the only species variable that showed an appreciable correlation to CN_{hr} (0.36). Increasing N_t content of soil positively affected the number of endogeic earthworms (*Ab_en;* 0.31) as well as the total number of species (*NoS*; 0.44) (Figure 1).

3.2 Crop-specific land-use intensity

Besides the species- and environmental variables, Figure 1 also shows the 'fitted sample scores'. These scores expressed differences among the 'samples' (= sampling sites) in terms of their environmental variables (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002) and thereby indicated an almost complete separation of extensively (fallow, grassland, *Miscanthus*; sampling site numbers 1 - 30) and intensively (cereals, rapeseed, maize; site numbers 31 - 60, except for site numbers 38 - 40) managed crops along COA1. Apart from grassland and *Miscanthus*, the *intensity* of all crops differed significantly from each other (ANOVA, $p<0.05$).

3.3 Species, dominance, and frequency

A total of 14 earthworm species were found at the study area (Table 4). *Aporrectodea longa* (Ude 1885), *Aporrectodea icterica icterica* (Savigny 1826), *Aporrectodea caliginosa caliginosa* (Savigny 1826), *Lumbricus rubellus rubellus* Hoffmeister 1843, *Allolobophora cupulifera* Tétry 1937, *Allolobophora chlorotica chlorotica* (Savigny 1826), and *Lumbricus castaneus* (Savigny 1826) were the major species (Table 4, column: all samples), whereby their dominance varied considerably in soils from the different crops (Table 4). In addition, the first three species were present in more than two thirds of all samples and represented the most frequent species. *Allolobophora cupulifera* was by far most frequent in fallow sites. *Lumbricus terrestris* Linnaeus 1758 just reached the status of an accessory species and became most frequent in grassland sites. *Aporrectodea rosea rosea* (Savigny 1826) could not be found in intensively managed soils. *Satchellius mammalis mammalis* (Savigny 1826), *Dendrodrilus rubidus rubidus* (Savigny 1826), *Proctodrilus antipae antipae* (Michaelsen 1891), *Octolasion cyaneum* (Savigny 1826), and *Fitzingeria platyura platyura* (Fitzinger 1833) appeared sporadically and subrecessively, respectively.

Intensification of land-use induced an increased number of eudominant species, whereas the number of subdominant species decreased markedly. For example, the number of eudominant species varied between 0.9 (± 0.7) for grassland and 1.4 (± 0.7) for rapeseed soils. The number of subdominant species was highest in grassland soils (2.5 ± 1.4), followed by fallow (1.6 ± 1.3) and *Miscanthus* (1.6 ± 1.2), rapeseed (0.6 ± 0.5), and cereals (0.5 ± 1.0) plus maize (0.5 ± 0.8).

3.4. Number of species, total abundance, and category-specific abundance

The total number of species was highest in grassland sites (6.8 ± 1.5), followed by fallow (6.4 ± 1.0), *Miscanthus* (5.1 ± 0.9), rapeseed (4.0 ± 0.9), cereals (3.7 ± 1.1), and maize sites (3.0 ± 1.4) (Figure 2). Thereby, *Miscanthus* took a medium position and neither differed significantly from fallow and grassland nor from rapeseed, cereals, and maize (*H*-test, $p<0.05$).

The total earthworm abundance ranged between 355 (± 132) and 62 (± 49) individuals m^{-2} in fallow and maize sites, respectively (Figure 3). Endogeic species constituted the main percentage on the total abundance of earthworms at all sites (45% (cereals) - 68% (maize)), followed by anecics (10% (fallow) - 35% (cereals)) and the genus *Lumbricus* (9% (cereals) - 19% (fallow)). The percentage of epigeics varied between <1% (maize) and 11% (fallow). The overall abundance of anecics ranged between 36 (fallow and grassland) and 16 (maize) individuals m^{-2}. In contrast to the abundances of endogeics, epigeics and the genus *Lumbricus*, the abundance of anecics did not differ significantly between the crops (ANOVA, $p<0.05$; Figure 3).

4. Discussion

4.1 Significance of redundancy analysis

Constrained ordination methods revealed the variance of species data that was directly correlated to the environmental data. Thereby, the apparently low eigenvalues of RDA (Table 3) were quite usual due to the noisy character of species data and may in particular occur when analysing abundance data or presence-absence data (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Concurrently,

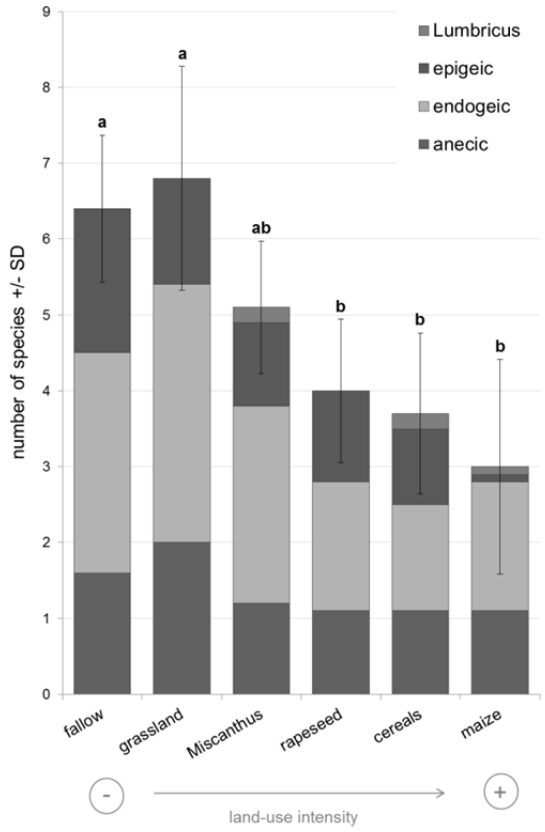

Figure 2: Total number of earthworm species (arithmetic mean ± SD) related to land-use. Data are presented for sampling years 2009 and 2010 in common (*n* = 10 per crop). Individuals classified as the genus *Lumbricus* were only considered for calculation, if no distinct *Lumbricus*-species was present at the respective sampling site. Significant differences (H-test, $p < 0.05$) between the crops are marked by different lowercase letters.

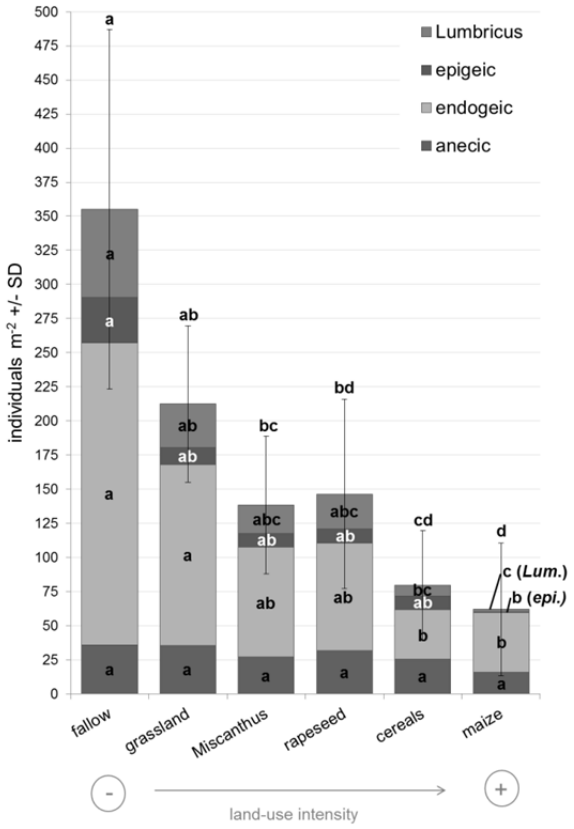

Figure 3: Total and ecological category-specific abundance of earthworms (arithmetic mean ± SD) related to land-use. Data are presented for sampling years 2009 and 2010 in common (*n* = 10 per crop). The total abundance is the sum of anecics, endogeics, epigeics, and individuals of the genus *Lumbricus*. Significant differences ($p < 0.05$) of total and ecological category-specific abundance between the crops are marked by different lowercase letters (performed tests: ANOVA for total abundance and anecic category; H-test for categories endogeic, epigeic, and *Lumbricus*).

from the species data point of view, methods of constrained ordination do not generate optimal gradients, as the ordination axes have to represent linear combinations of species and environmental data.

4.2 Distribution patterns of earthworm ecological categories along environmental predictors

Earthworm communities of the study area were most notably influenced by land-use *intensity*. A causal relationship between increasing *pH* values and decreasing abundance data (Figure 1) remained unclear, as the variation in *pH* (with a minimum of 5.1 for fallow and a maximum of 7.2 for rapeseed and maize; Table 1) was in the range where the majority of temperate climate earthworm species are found (CURRY, 2004). As the correlation of *pH* to land-use *intensity* was strongly positive (0.71), *pH* might actually reflect the differing fertilisation intensity of the respective crops (Table 1).

The increase in the abundance of epigeic earthworms due to the simultaneous increase in the C:N ratio of the harvest residues (cf. section 3.1, figure 1) is contradictory to food quality. In particular *Miscanthus* was characterised by a high C:N ratio of 115. The lowest abundance of epigeics was found in maize sites (Figure 3), which were in contrast characterised by high food quality of harvest residues (CN: 35). It is likely that the variable CN_{hr} actually represented the presence or absence of a litter layer

Table 4: Dominance (*d*) and frequency (*f*) of earthworm species related to land-use. Dominance is the relative percentage abundance of a species on the total abundance within a sample; it is presented in % (arithmetic mean ± SD) for each particular crop and all samples, respectively. Frequency is expressed as the percentage of samples wherein individuals of the species were present.

		- land-use *intensity* → +							
species		fallow	grassland	*Miscanthus*	rapeseed	cereals	maize	all samples	
Aporrectodea	*d*	17.4 (±6.5)	23.9 (±16.0)	38.6 (±16.9)	39.6 (±19.8)	63.5 (±21.6)	19.0 (±21.5)	28.1	+
longa	*f*	100	90	100	90	100	50	88.3	
Aporrectodea	*d*	13.0 (±15.8)	19.3 (±13.9)	27.9 (±18.4)	20.5 (±22.7)	6.8 (±9.5)	41.5 (±36.7)	18.2	
caliginosa	*f*	80	80	100	50	30	90	71.7	
Aporrectodea	*d*	34.8 (±17.0)	28.2 (±8.7)	16.3 (±9.2)	1.3 (±4.2)	11.4 (±15.5)	20.5 (±23.0)	26.9	
icterica	*f*	100	90	100	10	50	50	66.7	
Lumbricus	*d*	6.24 (±5.0)	5.0 (±6.2)	4.0 (±5.5)	10.6 (±9.5)	8.3 (±7.8)	0.7 (±2.1)	5.6	
rubellus	*f*	90	60	50	70	60	10	56.7	
Lumbricus	*d*	2.2 (±3.2)	6.4 (±3.8)	1.4 (±3.0)	2.3 (±6.3)	0.7 (±2.1)	14.9 (±21.5)	3.0	
terrestris	*f*	60	90	20	10	10	60	41.7	
Lumbricus	*d*	8.7 (±12.6)	3.3 (±4.9)	5.5 (±6.7)	3.3 (±5.7)	7.4 (±11.4)	0.0 (±0.0)	4.1	
castaneus	*f*	70	40	50	40	40	0	40	
Allolobophora	*d*	0.0 (±0.0)	3.9 (±5.1)	4.2 (±6.5)	18.6 (±19.6)	0.0 (±0.0)	3.4 (±9.4)	4.7	
chlorotica	*f*	0	50	40	80	0	20	31.7	
Aporrectodea	*d*	2.2 (±4.3)	9.5 (±7.9)	2.2 (±5.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	2.6	
rosea	*f*	30	100	20	0	0	0	25	
Allolobophora	*d*	10.8 (±9.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	2.3 (±6.3)	2.0 (±4.3)	0.0 (±0.0)	5.4	
cupulifera	*f*	80	0	0	20	20	0	20	
Satchellius	*d*	4.7 (±11.7)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.9	
mammalis	*f*	20	0	0	0	0	0	3.3	
Dendrodrilus	*d*	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	1.0 (±3.0)	0.5 (±1.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.2	
rubidus	*f*	0	0	10	10	0	0	3.3	
Proctodrilus	*d*	0.0 (±0.0)	0.4 (1.4)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.1	
antipae	*f*	0	10	0	0	0	0	1.7	
Octolasion	*d*	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	1.0 (±3.2)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.1	
cyaneum	*f*	0	0	0	10	0	0	1.7	
Fitzingeria	*d*	0.0 (±0.0)	0.2 (±0.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.1	
platyura	*f*	0	10	0	0	0	0	1.7	-

species-frequency ↑

or at least left plant residues. Even though cereals and rapeseed did not possess a classical litter layer, maize differed strongly from those crops since the soil surface of maize crops was completely uncovered for several months during the cultivation period. In general, soil coverage leads to reduced evaporation, more balanced soil temperatures, provides food and protection against predators and therefore directly improves the living conditions for earthworms even within deeper soil layers (e.g. DUNGER, 1989; ERNST et al., 2009a; SCHMIDT et al., 2001).

As the N_t content is considered to be a critical factor for the limitation of earthworm populations (CURRY, 2004), in particular geophagous

endogeics might benefit from enhanced available nitrogen contents (cf. ERNST et al., 2009b; SATCHELL, 1967).

A positive relationship between the abundances of several endogeic and anecic earthworm species and the clay content of soils was e.g. reported by NORDSTRÖM & RUNDGREN (1974) and BAKER et al. (1992). Even though, *clay* never became the dominant regressor within RDA, its importance for earthworm abundance is evident by most notably influencing soil moisture (CURRY, 2004). The lack of significant differences in total earthworm abundance between rapeseed and grassland sampling sites might be related to the spatial variability of soil texture. For example, in 2010 we found more than twice as many earthworms at the rapeseed sampling sites as in 2009 (198 ± 64 vs. 95 ± 16 individuals m^{-2}), whereby the clay content of the sites was considerably higher in 2010 (see Table 1 in combination with Figure 1: sampling site no. 31 - 40). The RDA showed that the abundances of endogeics and individuals of the genus *Lumbricus* were positively correlated to increasing *clay*-contents and consequently also increased the number of species at the sampling sites. Whether the variation in earthworm abundance impeded a conclusive interpretation based on the results of inferential statistics, Figure 3 reflects the major finding of RDA in which the abundance decreased with increasing land-use *intensity*.

4.3 Species composition of earthworm populations

Considering the major species of the study area (cf. section 3.3, Table 4), *r*-selected *Lumbricus rubellus* and *Lumbricus castaneus* (cf. SATCHELL, 1980) might have benefited from high fecundity and short generation time especially in intensively managed soils. In contrast, predominantly *K*-selected endogeic species (*Aporrectodea icterica*, *Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora chlorotica*) might have an advantage over *Lumbricus terrestris* (also *K*-selected) in tilled soils mainly due to their smaller body size.
Aporrectodea longa (*K*-selected) was the most frequent species at the study area and thus highly contributed to the total abundance within the anecic ecological category. This species features both characteristics of the endogeic and anecic ecological category (e.g. geophagous and detritivorous feeding type, vertically and horizontally orientated burrows) and therefore was proposed to be categorised as endo-anecic species (FELTEN & EMMERLING, 2009). In contrast to *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa* might therefore also react less sensitive to the destruction of burrows. Both the overall high frequency of *Aporrectodea longa* and its endo-anecic behaviour might be responsible for the lack of significant differences between the six crops within the anecic category (cf. section 3.4, Figure 3). On the other hand, reduced and not annually completed ploughing might have positively affected the abundance of *Lumbricus terrestris*. For example, even maize was cultivated by crop rotation and thus these sites were not ploughed annually and only to a depth of 15 cm (Table 1). These findings confirmed conclusions of CURRY (2004) that the level of mortality associated with cultivations depends on the severity and frequency of soil disturbance and that populations generally recover within 1 year from less severe forms of cultivation. SCHMIDT et al. (2003) demonstrated that reduced tillage alone had only a modest effect on earthworm populations, whereas populations benefited from the cessation of ploughing in combination with a continuous and enhanced food supply.

4.4 Effects of *Miscanthus* on earthworm biodiversity

With focus on biodiversity it was hypothesised that *Miscanthus* may be characterised by enhanced biodiversity compared to conventionally managed bioenergy and food crops. According to the results of RDA and inferential statistics there was substantial evidence that enhanced biodiversity beneath *Miscanthus* crops arose mainly by reason of the extensive management system. Whether *Miscanthus* sustained a medium position for the total number of species (cf. section 3.4, Figure 2), its effect on the total abundance was less clear related to the results for the combined sampling years (Figure 3). This perennial grass showed a medium position of total earthworm abundance (132 ± 43 ind. m^{-2}) with no significant differences to extensively managed grassland (234 ± 60) or the intensively cultivated crops maize (105 ± 23), cereals (102 ± 45), and rapeseed (95 ± 16) just within the sampling year 2009 (ANOVA, $p<0.05$). Besides

the relevance of the clay content for total earthworm abundance (cf. section 4.2) and the aspects discussed later, results for *Miscanthus* might also be influenced by the patchy distribution of earthworms in *Miscanthus* sites. During hand sorting of soil samples, most earthworms were conglomerated between the rhizomes, whereas the collecting area (hand sorting + chemical extraction) also considered the mostly rhizome-free space between the dense growing *Miscanthus* tufts.

4.4.1 Constraints of *Miscanthus* cropping for earthworm biodiversity

CURRY (2004) concluded that the quality of litter most often limits earthworm populations rather than the actual quantity. Thereby, *Miscanthus* litter might contain some 'nutritional disadvantages' that might have prevented it from a better performance compared to conventional bioenergy crops:

a) N-limitation: The translocation of nitrogen from aboveground plant parts into the rhizomes at the end of the growing season results in high C:N ratio of *Miscanthus* leaves (GREEF, 1996; JODL et al., 1996), whereby N-input by harvest residues into the soil is reduced. As endogeics belong to the geophagous feeding type they directly compete with each other and with microorganisms for the available nitrogen pool, especially when the provided food source has a low N-content (ERNST et al., 2009b). ABBOTT & PARKER (1981) found that earthworms lost mass due to a nitrogen-poor diet.
b) Food quality: Besides the finding of various authors in which the palatability of litter for earthworms decreases with increasing C:N ratio (e.g. ARAUJO et al., 2004; FLEGEL & SCHRADER, 2000), food quality is also determined by plant metabolites. KOHLI et al. (1999) concluded that the suitability of *Miscanthus* leaves as a food resource does not increase before litter has passed through several decomposing steps, including the detoxification of secondary plant compounds, changes in chemical composition, growth of a microbial biomass, and changes of physical characteristics. *Miscanthus* cropping thereby leads to a relative enrichment of soil organic matter with lipids, sterols and free fatty acids (KAHLE et al., 2001), which are less decomposable compared to carbohydrates and peptides.
c) Particle size: Pre- and direct harvest losses mostly consist of big-sized plant residues, e.g. leaves and stubbles. Particle size can thereby strongly influence earthworm growth rates. NEUHAUSER et al. (1980) and BOSTRÖM & LOFS-HOLMIN (1986) found that particle size strongly influenced growth rates of *Eisenia foetida* and *Aporrectodea caliginosa*, respectively, whereas particle size was less important for *Lumbricus terrestris* (BOYLE, 1990). As discussed before, litter must therefore pass through several decomposing steps before it can be efficiently used as a feeding source by endogeic species.

More heterogeneous bioenergy crops and those with closer C:N ratio of litter material may further improve earthworm populations. A number of such extensively cultivatable and perennial bioenergy crops with high energy output : input ratio is currently under research; for instance, short rotation forestry for combustion (BAUM et al., 2009), flowering plants such as *Silphium perfoliatum* (FNR, 2010) and seed mixtures (e.g. of wildflowers) for biogas production (LWG, 2010). The latter is particularly characterised by a higher proportion of herbaceous plants with a closer C:N ratio. KOHLI et al. (1999) found decreasing abundances of *Lumbricus terrestris* in meadow turned into a *Miscanthus sinensis* field (55 to 26 ind. m^{-2}) and increasing abundances in a rotational maize field turned into wild flower strips (28 to 46 ind. m^{-2}). The same tendency was also found for the species richness.

5. Conclusions

Principle component and ordination analyses revealed that land-use intensity affected earthworm community distribution significantly. Decreasing land-use intensity induced a more balanced composition of earthworm communities and led to increasing abundances of endogeics, anecics, epigeics, and individuals of the genus *Lumbricus*. Moreover, the total number of species was thus improved. It is assumed that soil coverage in general, as caused by growing arable crops, remaining harvest

residues or litter layer, is a crucial requirement particularly for both latter named categories.

With focus on biodiversity, the bioenergy crop *Miscanthus* may be of particular importance since this perennial grass showed e.g. a medium position for the total number of earthworm species and neither differed significantly from fallow and extensively managed grassland sites nor from the intensively cultivated crops rapeseed, cereals, and maize. The beneficial management characteristics might be assignable to other extensively cultivatable bioenergy crops. Furthermore, crops with more favourable feeding properties, particularly a closer C:N ratio, may contribute to a further increase of earthworm populations, especially within the endogeic ecological category. A small-scaled mosaic of different low-input energy crops therefore may develop diverse habitats and refuges for a number of species and may help to enhance biodiversity and to ensure ecological soil functions in agricultural landscapes.

Acknowledgements

We would like to thank Marie Eggemann, Catherine Sander, Daniela Matenaar, Maike Cremer, and Ines Häfele for their perseverance searching the soil samples even for the smallest earthworm species. We gratefully acknowledge Brian Belloli, Isabell Felten, and three anonymous reviewers for the numerous helpful comments on the manuscript. The study was financially supported by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (Graduiertenkolleg 1319).

References

ABBOTT, I., PARKER, C.A., 1981. Interactions between earthworms and their soil environment. Soil Biol. Biochem. 13, 191-197.

ARAUJO, Y., LUIZAO F.J., BARROS, E., 2004. Effect of earthworm addition on soil nitrogen availability, microbial biomass and litter decomposition in mesocosms. Biol. Fertil. Soils 39, 146-152.

BAKER, G., BUCKERFIELD, J., GREY-GARDNER, R., MERRY, R., DOUBE, B., 1992. The abundance and diversity of earthworms in pasture soils in the Fleurieu peninsula, South Australia. Soil Biol. Biochem. 24, 1389-1395.

BASTARDIE, F., CAPOWIEZ, Y., CLUZEAU, D., 2005. 3D characterisation of earthworm burrow systems in natural soil cores collected from a 12-year-old pasture. Appl. Soil Ecol. 30, 34-46.

BAUM, C., LEINWEBER, P., WEIH, M., LAMERSDORF, N., DIMITRIOU, I., 2009. Effects of short rotation coppice with willows and poplar on soil ecology. Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research 3 Vol. 59, 183-196. http://www.bfafh.de/bibl/lbf-pdf/landbauforschung/vti-landbauforschung_59_3.pdf [17.02.2011]

BINET, F., HALLAIRE, V., CURMI, P., 1997. Agricultural practices and the spatial distribution of earthworms in maize fields. Relationships between earthworm abundance, maize plants and soil compaction. Soil Biol. Biochem. 29, 577-583.

BLAKEMORE, R., 2007. An updated list of valid, invalid and synonymous names of Criodriloidea (Criodrilidae) and Lumbricoidea (Annelida : Oligochaeta : Sparganophilidae, Ailoscolecidae, Hormogastridae, Lumbricidae, and Lutodrilidae). http://bio-eco.eis.ynu.ac.jp/eng/database/earthworm/Lumbricidae.pdf [22.07.2010]

BOELCKE, B., BEUCH, S., ZACHARIAS, S., KAHLE, P., BELAU, L., AMELUNG, D., 1998. Bewertung der Umweltwirkung des Anbaus von *Miscanthus* als nachwachsender Rohstoff - Bericht zum Forschungsprojekt. Mittelungen der LFA Mecklenburg-Vorpommern, Heft 16. (in German with English summary)

BOSTRÖM, U., LOFS-HOLMIN, A., 1986. Growth of earthworms (*Allolobophora caliginosa*) fed shoots and roots of barley, meadow fescue and lucerne. Studies in relation to particle size, protein, crude fiber content and toxicity. Pedobiologia 29, 1-12.

BOUCHÉ, M.B., 1977. Strategies Lombriciennes, in: Lohm, M., Persson, T. (Eds.), Soil organisms as components of ecosystems. Ecol. Bull. Stockholm 25, 122-132.

BOYLE, K.E., 1990. The ecology of earthworms (Lumbricidae) in grassland on reclaimed cutover peatland and their impact on soil physical properties and grass yield. Ph.D. thesis, National University of Ireland.

BRAUN-BLANQUET, J., 1964. Pflanzensoziologie, third ed. Springer-Verlag, Wien.

CHAN, K.Y., 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity - implications for functioning in soils. Soil Tillage Res. 57, 179-191.

CLIFTON-BROWN, J., CHIANG, Y.-C., HODKINSON, T.R., 2008. *Miscanthus*: Genetic resources and breeding potential to enhance bioenergy production, in: Vermerris, W. (Ed.), Genetic improvement of bioenergy crops. Springer, New York, pp. 273-294.

CURRY, J.P., 2004. Factors affecting the abundance of earthworms in soils, in: Edwards, C.A. (Ed.), Earthworm ecology, second ed. CRC Press, Boca Raton, pp. 91-113.

CURRY, J.P., DOHERTY, P., PURVIS, G., SCHMIDT, O., 2008. Relationships between earthworm populations and management intensity in cattle-grazed pastures in Ireland. Appl. Soil Ecol. 39, 58-64.

DUNGER, W., 1989. The return of soil fauna to coal mined areas in the German Democratic Republic, in: Majer, J.D. (Ed.), Animals in primary succession: the role of fauna in reclaimed lands. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 307-337.

EDWARDS, C.A., BOHLEN, P.J., 1996. Biology and ecology of earthworms. Chapman and Hall, London.

EMMERLING, C., 2001. Response of earthworm communities to different types of soil tillage. Appl. Soil Ecol. 17, 91-96.

ENGELMANN, H.D., 1978. Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia 18, 378-380. (in German with English summary)

ERNST, G., EMMERLING, C., 2009. Impact of five different tillage systems on soil organic carbon content and the density, biomass, and community composition of earthworms after a ten year period. Eur. J. Soil Biol. 45, 247-251.

ERNST, G., FELTEN, D., VOHLAND, M., EMMERLING, C., 2009a. Impact of ecologically different earthworm species on soil water characteristics. Eur. J. Soil Biol. 45, 207-213.

ERNST, G., HENSELER, I., FELTEN, D., EMMERLING, C., 2009b. Decomposition and mineralization of energy crop residues governed by earthworms. Soil Biol. Biochem. 41, 1548-1554.

FELTEN, D., EMMERLING, C., 2009. Earthworm burrowing behaviour in 2D terraria with single- and multi-species assemblages. Biol. Fertil. Soils 45, 789-797.

FLEGEL, M., SCHRADER, S., 2000. Importance of food quality on selected enzyme activities in earthworm casts (*Dendrobaena octaedra*, Lumbricidae). Soil. Biol. Biochem. 32, 1191-1196.

FNR (Agency for Renewable Resources, Germany), 2010. Pflanzen-Porträt 4: Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum* L.) aus der Gattung *Silphium* aus der Familie der Asteraceae (Korbblütler). http://www.nachwachsenderohstoffe.de/fileadmin/fnr/images/aktuelles/medien/Energiepflanzen/PDF/Portraet_Silphie.pdf [21.07.2010]

FNR (Agency for Renewable Resources, Germany), 2011. Cultivation of renewable raw materials in Germany. http://www.nachwachsenderohstoffe.de/service/daten-und-fakten/anbau/?spalte=3 [19.04.2011]

GRAFF, O., 1953. Die Regenwürmer Deutschlands. Verlag M. u. H. Schaper, Hannover.

GREEF, J.M., 1996. Etablierung und Biomassebildung von *Miscanthus x giganteus.* Cuvillier Verlag, Göttingen.

IUSS WORKING GROUP WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Report No. 103. FAO, Rome.

JODL, S., HOTZ, A., CHRISTIAN, D.G., 1996. Nutrient demand and translocation processes of *Miscanthus x giganteus*, in: Chartier, P., Ferrero, G.L., Henius, U.M., Hultberg, S., Sachau, J., Wiinblad, M. (Eds.), Biomass for energy and the environment, Proceedings of the 9th European Bioenergy Conference, Copenhagen. Pergamon, Oxford, pp. 517-522.

JOUQUET, P., BOTTINELLI, N., PODWOJEWSKI, P., HALLAIRE, V., DUC, T.T., 2008. Chemical and physical properties of earthworm casts as compared to bulk soil under a range of different land-use systems in Vietnam. Geoderma 146, 231-238.

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. Eur. J. Agron. 15, 171-184.

KAISER, H.F., RICE, J., 1974. Little Jiffy, Mark IV. Educ. Psychol. Meas. 34, 111-117.

KBU (The Federal Environment Agency Soil Protection Commission, Germany), 2008. Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe - Empfehlungen der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt. Umweltbundesamt (Federal Environment Agency, Germany), Dessau-Roßlau.

KOHLI, L., DANIEL, O., SCHÖNHOLZER, F., HAHN, D., ZEYER, J., 1999. *Miscanthus sinensis* and wild flowers as food resources of *Lumbricus terrestris* L.. Appl. Soil Ecol. 11, 189-197.

KRUSKA, V., EMMERLING, C., 2008. Changing land use due to biogas production - Regional and local investigations in the Federal State of Rhineland-Palatinate. Naturschutz & Landschaftsplanung 40, 69-72. (in German with English summary)

LAVELLE, P., BIGNELL, D., LEPAGE, M., WOLTERS. V., ROGER, P., INESON, P., HEAL, O.W., DHILLON, S., 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. Eur. J. Soil Biol. 33, 159-193.

LEE, K.E., 1985. Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney.

LV (Land surveying office of the federal state of North Rhine-Westphalia) (Ed.), 1968. Kartenaufnahme der Rheinlande durch Tranchot und v. Müffling 1803-1820, Blatt 215 Trier-Ost. Publikationen der Gesellschaft für Rheinische Geschichtskunde XII - 2. Auflage - Neue Folge.

LWG (Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau), 2010. Versuche & Projekte 2010. http://www.lwg.bayern.de/versuche/linkurl_11.pdf [30.07.2010]

MULLER, A., 2009. Sustainable agriculture and the production of biomass for energy use. Climatic Change 94, 319-331.

NEMENYI, P., 1963. Distribution-free multiple comparisons. State University of New York, Downstate Medical Center, New York.

NEUHAUSER, E.V., KAPLAN, D.L., MALECKI, M.R., HARTENSTEIN, R., 1980. Materials supporting weight gain by the earthworm *Eisenia foetida* in waste conversion systems. Agr. Wastes 2, 43-60.

NORDSTRÖM, S., RUNDGREN, S., 1974. Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. Pedobiologia 14, 1-27.

PÉRÈS, G., BELLIDO, A., CURMI, P., MARMONIER, P., CLUZEAU, D., 2010. Relationships between earthworm communities and burrow numbers under different land use systems. Pedobiologia 54, 37-44.

PIŽL, V., 1992. Succession of earthworm populations in abandoned fields. Soil Biol. Biochem. 24, 1623-1628.

ROWE, R.L., STREET, N.R., TAYLOR, G., 2009. Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. Renew. Sust. Energ. Rev. 13, 260-279.

SATCHELL, J.E., 1967. Lumbricidae, in: Burges, A., Raw, F. (Eds.), Soil Biology. Academic Press, London, pp. 259-322.

SATCHELL, J.E., 1980. *r* worms and *K* worms: A basis for classifying lumbricid earthworm strategies, in: Dindal, D.L. (Ed.), Soil biology as related to land use practices. Proceedings of the VII International Soil Zoology Colloquium of the International Society of Soil Science (ISSS). Syracuse, pp. 848-864.

SCHMIDT, O., CLEMENTS, R.O., DONALDSON, G., 2003. Why do cereal-legume intercrops support large earthworm populations? Appl. Soil Ecol. 22, 181-190.

SCHMIDT, O., CURRY, J.P., HACKETT, R.A., PURVIS, G., CLEMENTS, R.O., 2001. Earthworm communities in conventional wheat monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. Ann. Appl. Biol. 138, 377-388.

SEMERE, T., SLATER, F.M., 2007. Invertebrate populations in miscanthus (*Miscanthus x giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. Biomass Bioenerg. 31, 30-39.

SIMONSEN, J., POSNER, J., ROSEMEYER, M., BALDOCK, J., 2010. Endogeic and anecic earthworm abundance in six Midwestern cropping systems. Appl. Soil Ecol. 44, 147-155.

SIMS, R.W., GERARD, B.M., 1985. Earthworms - Keys and notes for the identification and study of the species. The Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-Water Sciences Association.

TER BRAAK, C.J.F., ŠMILAUER, P., 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca (NY).

VAN VLIET, P.C.J., VON DER STELT, B., RIETBERG, P.I., DE GOEDE, R.G.M., 2007. Effects of organic matter content on earthworms and nitrogen mineralization in grassland soils. Eur. J. Soil Biol. 43, 222-229.

WEIDENFELLER, M., 1990. Jungquartäre fluviale Geomorpho-dynamik und Bodenentwicklung in den Talauen der Mosel bei Trier und Nennig. Ph.D. thesis, Department of Soil Science, University of Trier.

ZABORSKI, E.R., 2003. Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. Appl. Soil Ecol. 22, 87-95.

Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land-use under commercial farming conditions*

Daniel Felten[a] and Christoph Emmerling[a]

[a] Department of Soil Science, University Trier, Campus II, Behringstrasse, 54296 Trier, Germany

* This is the author's manuscript version of the definitive article published by WILEY-VCH:
FELTEN, D., EMMERLING, C. (2012): Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land-use under commercial farming conditions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 661-670. [http://dx.doi.org/10.1002/jpln.201100250]

Abstract

Bioenergy is becoming an important option in Global Change mitigation policy world-wide. In agriculture, cultivation of energy crops for biodiesel, biogas or bioethanol production received considerable attention in the past decades. Beyond this, the cultivation of *Miscanthus,* used as solid fuel for combustion, may lead to an increase in soil organic matter content compared to other agricultural land-use, since C-sequestration potential in soils of *Miscanthus* crops is high due to e.g. high amounts of harvest residues. This may indirectly contribute to a reduction of atmospheric CO_2-concentration. The objective of the present work was to investigate the development of soil organic carbon and *Miscanthus*-derived C contents, as well as to estimate carbon stocks in soils cultivated with *Miscanthus* using ^{13}C natural abundance technique. The investigations were carried out in relation to soil depth up to 150 cm in a sequence of 2-, 5-, and 16- y of cultivation relative to a reference soil cultivated with cereals. Amounts of total organic carbon (TOC) and *Miscanthus*-derived carbon (*Miscanthus*-C) increased with increasing duration of cultivation. For example, TOC increased from 12.8 to 21.3 g C kg^{-1} after 16 years of cultivation in the depth of 0-15 cm, whereby the portion of *Miscanthus*-C reached 5.8 g C kg^{-1}. Also within deeper soil layers down to 60 cm depth a significant enhancement of *Miscanthus*-C was detectable even though TOC contents were not significantly enhanced. In soil depth below 60 cm no significant differences between treatments were found for *Miscanthus*-C. Within 16 years of continuous commercial farming, *Miscanthus* stands accumulated a total of 17.7 Mg C ha^{-1} derived from *Miscanthus* residues (C4-C), which is equivalent to 1.1 Mg C4-C ha^{-1} y^{-1}. The annual surplus might function as CO_2-credit within a greenhouse gas-balance. Moreover, the beneficial properties of *Miscanthus* cultivation combined with a low requirement on fertilization may justify the status of *Miscanthus* as a sustainable low-input bioenergy crop.

1. Introduction

Biomass for bioenergy is becoming an important option in Global Change mitigation policy. At this, perennial crops like the C4-grasses of the genus *Miscanthus*, especially tall growing species like *M. sacchariflorus* (Maxim.) Hack and *M. sinensis* Anderss., received considerable attention in the past decade (CLIFTON-BROWN et al., 2008). Their hybrid *Miscanthus x giganteus* Greef & Deuter ex Hodkinson and Renvoize is particularly used as a solid fuel for combustion (LEWANDOWSKI et al., 1999). Due to low requirements on fertilization and weed control, long cultivation periods up to 25 years, no-till cultivation, and high yield potential, *Miscanthus* can be regarded as a low-input crop, characterized by a high energy output:input ratio (cf. BOELCKE et al., 1998; CLIFTON-BROWN et al., 2008; LEWANDOWSKI et al., 2005).

SHOJI et al. (1990) showed that naturally occurring crops of *Miscanthus sinensis* in north-eastern Japan highly contributed to the formation of Andisols with a thick dark-coloured humus horizon as a consequence of annually input of large amounts of organic matter residues. An accumulation of soil organic carbon (SOC) can be expected also in agriculture due to (1) high proportions of pre- and direct-harvest

residues (BOELCKE et al., 1998), (2) direct humus accumulation resulting from belowground plant residues, in particular rhizomes (SHOJI et al., 1990), (3) the well developed and deep reaching root system (NEUKIRCHEN et al., 1999), and (4) low decomposition rates of plant residues (high C:N ratio) combined with the absence of tillage and subsequently less soil aeration, which results in a better C stabilisation (SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV, 2007). By reason of the high C-sequestration potential, *Miscanthus* cropping may lead to an increase of the SOC content. This would contribute to a sequestration of atmospheric CO_2 and thus, the CO_2-balance of the *Miscanthus* cropping system could be further improved.

Several studies focused on the contribution of *Miscanthus* residues to the SOC pool. An increase of SOC content was generally approved when comparing *Miscanthus* crops of different ages with, e.g. cereal reference sites (cf. DONDINI et al., 2009; FOEREID et al., 2004; HANSEN et al., 2004). SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV (2007) concluded that carbon (C) accumulation under *Miscanthus*, grown on loamy and sandy soils for 9 and 12 years, was similar to that under permanent grassland. However, all data originated from rather small-scaled experimental sites, whereby field and age-class replicates were generally missing. For example, HANSEN et al. (2004) compared in each case one *Miscanthus* field of 9 and 16 years of cultivation with one field for grain cereal production and a field with permanent grass, respectively. Furthermore, the reported amounts of accumulated organic carbon varied widely. For example, KAHLE et al. (2001) calculated an annual surplus of 0.89-2.2 g C (kg soil)$^{-1}$ resulting from above- and belowground *Miscanthus* residues. Irrespective of the relevance of the results from the mentioned studies it is questioned, if the reported increases of SOC may arise under field conditions of large-scale and commercial *Miscanthus* farming and which accumulation rates can be expected. The effects of experimental and commercial farming conditions on SOC are likely to differ considerably from each other, as e.g. a significantly higher degree of mechanisation can be assumed for commercial farming (cf. KOCH et al., 2008; TEBRÜGGE & DÜRING, 1999). The study of ZIMMERMANN et al. (2011) evaluates C-sequestration on commercial farms during the establishment phase of *M. x giganteus* in Ireland but, as far as we know, no C-sequestration data from studies which reflect long-term agricultural field conditions are available.

Long-term commercial *Miscanthus* cropping is found on more than 60 hectares within an enclosed geographical area in western Germany, whereby a number of different aged stands are simultaneously available for research purposes. Due to that unique area-specific feature, the aim of the present study was to determine retrospectively the development of SOC contents and the proportion of *Miscanthus*-derived C (*Miscanthus*-C) under *Miscanthus* stands in relation to different duration of cultivation. These were compared to soils under cereals, using the ^{13}C natural abundance technique (BALESDENT et al., 1987). Furthermore, the focus on the development of C contents within different soil depths will indicate which parts of *Miscanthus* (leaves, rhizomes or roots) contribute the most to C accumulation. As *Miscanthus* has a well-developed and deep reaching root system (FISHER et al., 1994), special emphasis was made on the contribution of deep reaching roots to the SOC pool and thus to C-sequestration potential. For example, NEUKIRCHEN et al. (1999) counted half of the total amount of roots beneath 90 cm depth, whereby these roots might contribute significantly to the SOC stock. Consequently, in the present study soils were investigated up to 150 cm depth (see also FOEREID et al. (2004) and HANSEN et al. (2004)).

2. Materials and methods

2.1. General characteristics of study area, *Miscanthus* stands, and reference sites

The study area *Kenner Flur* is located north-east of the city of Trier, Rhineland-Palatinate, Germany (49°48’39.46’’N, 6°43’12.58’’E). The total area is approximately 5 km², located at 125 meters above sea level without appreciable differences in altitude. Mean annual temperature is 10.5°C and mean annual precipitation is 761 mm (long-time means of the years 1997-2010, agricultural meteorological station Trier-Riol).

Starting in 1991, new stands of *Miscanthus x giganteus* were planted almost every year until

2008 on former cereal fields. From the second year of *Miscanthus* planting, crops were annually harvested on the verge of shoot in late March or the beginning of April. Mean *Miscanthus* yield was 15 Mg dry mass (dr.m.) ha^{-1} y^{-1}, which remained nearly constant from the fourth year of establishment. From the fifth year, *Miscanthus* stands were fertilized with (38 ± 34) m^3 ha^{-1} y^{-1} of sewage sludge. On average, the sewage sludge consisted of (4.1 ± 0.95) % dr.m., equivalent to (1.4 ± 0.99) Mg dr.m. ha^{-1}, accounting for (79 ± 54) kg N_t, (28 ± 28) kg NH_4-N, (70 ± 34) kg P_2O_5, (5 ± 3) kg K_2O, (15 ± 10) kg MgO, (56 ± 73) kg CaO and (629 ± 451) kg OM, pH 7.2 ± 0.29 (arithmetic means ± SD; source: site-specific delivery notes of the local wastewater treatment plant for the years 2000 to 2009, *n* = 46). The crop rotation system at the study area consists of various types of grains, such as wheat (*Triticum aestivum*), rye (*Secale cereale*) or triticale (*x Triticosecale*), and rapeseed (*Brassica napus*), thus soils from reference sites and recent *Miscanthus* sites before the planting of *Miscanthus* have a continuous C3 vegetation-history. It is important to mention, that reference sites were fertilized solely with mineral fertilizers.

2.2. Analysis of soil, plant material, and sewage sludge

Soil samples from *Miscanthus* and reference sites were taken randomly in May and June 2009 by a 1.5 m long hand-operated gouge auger (Pürckhauer). The minimum distance between replicates was 30 metres. A detailed description of e.g. sampling sites properties, the corresponding number of replicates *n*, and the number of investigated definable arable fields is presented in Table 1.

Each core sample (*n* = 54) was separated by soil depth into the following six classes: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm, 90-120 cm, and 120-150 cm. Soil samples were sieved (2 mm mesh size), dried at 60°C and finely grounded. Samples with pH > 6.6 have been pre-treated in order to remove the carbonate content. Prior to TOC and ^{13}C analysis, HCl (10 %) was added to approximately 200 mg soil in a glass vessel. Subsequently, this suspension was washed with distilled water, filtered by using glass microfiber filters (0.7 µm) and dried for 12 h at 105°C. Depending on naturally different SOC-contents within the above-described depth classes, amounts of 4-5 mg for the depth of 0-30 cm, 5-6 mg for 30-90 cm, 6-8 mg for 90-120 cm, and 8-10 mg for the depth of 120-150 cm, respectively, were weighed into tin (Sn) capsules for $\delta^{13}C$ analyses with a *Delta V Advantage* IRMS (Thermo Electron Corp., Bremen, Germany). Amounts of 20-30 mg of soil were weighed in to determine the total carbon contents by *EuroEA 3000* elemental analyzer (HekaTech, Wegberg, Germany). Three sludge basins of the local wastewater treatment plant (treating household (approx. 85 %) and industrial sewage) were sampled in order to determine the $\delta^{13}C$ value of sewage sludge. It is supposed that $\delta^{13}C$ remained nearby constant for the last ten years, as the composition of sewage from industrial dischargers did not change considerably. In each case, 3 spot samples were taken, subsequently merged within a pooled sample, and prepared as described above. Plant samples (pooled samples of, e.g. roots, rhizomes, shoots and leaves) of *Miscanthus* as well as of wheat, rye, and triticale from the reference sites were dried at 60°C and ball-milled. Amounts of 2-3 mg were weighed in for the isotopic analysis and 10-20 mg for the analysis of C and N. The natural ^{13}C : ^{12}C ratio is expressed as $\delta^{13}C$ presented as per mill (‰), whereby the reference was PDB (Pee Dee Belemnite) (BALESDENT & MARIOTTI, 1996). Mean $\delta^{13}C$ values (± SD) were (-27.5 ± 0.3) ‰ for cereals (pooled sample) and (-13.2 ± 0.2) ‰ for *Miscanthus.* As $\delta^{13}C$ of sewage sludge [(-26.3 ± 0.0) ‰] was in the range of the value measured for cereals, sewage sludge application could not account significantly for increasing $\delta^{13}C$ values of the soil within time.

The proportion of *Miscanthus*-C on TOC was calculated according to BALESDENT & MARIOTTI (1996) in a modification given by SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV (2007):

Miscanthus-C (%) = $[(\delta^{13}C_t - \delta^{13}C_3) / (\delta^{13}C_4 - \delta^{13}C_3)] \times 100$,

'where $\delta^{13}C_t$ is the $\delta^{13}C$ value of the soil with *Miscanthus*, $\delta^{13}C_3$ is the $\delta^{13}C$ value of the corresponding layer of reference soil with continuous C3 vegetation, $\delta^{13}C_4$ is the $\delta^{13}C$ value of a […] C4

Table1: Characteristics of reference sites and *Miscanthus* age classes. Ref = reference sites with continuous C3 vegetation. *Miscanthus* stands were separated into age classes representing characteristic growth and management stages: Mis-2 = establishment stage, Mis-5 = young and established stands with maximum biomass production, Mis-16 = long-term use.

		Age class						∑
		Ref	Mis-2	Mis-5		Mis-16		
Mean age (y)		-	2	5		16		
Establishment of single stands between years		-	2006-2008	2003-2005		1991-1995		
Land-use		wheat, rye or triticale	*Miscanthus x giganteus*					
Reference Soil Group[a]		Fluvic Cambisol	Fluvic Cambisol	Haplic Fluvisol	Stagnic Luvisol	Fluvic Cambisol	Stagnic Luvisol	
Number of investigated definable arable fields		3	4	1	1	6	1	16
Total area (ha)		7.80	8.28	4.38	0.96	7.95	5.79	35.16
Number of soil samples (*n*)		10	12	4	3	22	3	54
Soil texture[b]								
Depth (cm)	0-15	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	
	15-30	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	loamy sand	
	30-60	clayey loam	clayey loam	loamy sand	silty loam	clayey loam	silty loam	
	60-90	clayey loam	clayey loam	loamy sand	clayey loam	clayey loam	clayey loam	
	90-120	sandy loam	sandy loam	sandy-clayey loam	clayey loam	sandy loam	clayey loam	
	120-150	clayey loam	clayey loam	sandy-clayey loam	clayey loam	clayey loam	clayey loam	
Bulk density (g cm^{-3})[c]								
Depth (cm)	0-15	1.40 (±0.09)	1.70 (±0.04)	1.51 (±0.04)		1.54 (±0.09)		
	15-30	1.53 (±0.04)	1.69 (±0.04)	1.67 (±0.04)		1.73 (±0.03)		
	30-60	1.59 (±0.05)	1.73 (±0.04)	1.69 (±0.04)		1.61 (±0.03)		
	60-90	1.55 (±0.04)	1.70 (±0.02)	1.70 (±0.03)		1.62 (±0.02)		
	90-120	1.77 (n.d.)	1.77 (n.d.)	1.68 (n.d.)		1.72 (n.d.)		
	120-150	1.78 (n.d.)	1.78 (n.d.)	1.68 (n.d.)		1.72 (n.d.)		

[a] According to World Reference Base for Soil Resources (IUSS, 2006).
[b] According to WEIDENFELLER (1990).
[c] Bulk density was determined on one field per age class and the reference sites with *n* = 3 replicates per field; 90-150 cm depth = values from WEIDENFELLER (1990).

soil under *Miscanthus*. It was calculated based on the $\delta^{13}C$ value of the *Miscanthus* (mean of root, rhizome, shoot, and leaves) and corrected for isotopic fractionation during humification by subtraction of the differences between $\delta^{13}C$ of C3 vegetation and $\delta^{13}C$ of SOC of the corresponding soil layer of the C3 soil. This approach assumes equal isotopic fractionation for humification of C3 plants and C4 plants and considers different fractionation in different soil depth' (SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV, 2007).

2.3. Statistical analysis

For multiple statistical comparisons, the different aged *Miscanthus* stands were separated into three age-classes (Table 1). *Miscanthus* stands with a mean age of 2 (Mis-2), 5 (Mis-5), and 16 (Mis-16) years were planted in the years 2006 to 2008, 2003 to 2005, and 1991 to 1995, respectively. Mis-2 represented the establishment stage of stands including the planting of rhizomes and weed control within the first and second year. Young but well established stands with the maximum biomass production were represented by Mis-5 age class, whereas Mis-16 accounted for long-term effects of the cropping system under commercial agricultural land-use. The reference soils (Ref) reflected the actual land-use in the year 2009 (cereals). In detail, a total of 3 (Ref), 4 (Mis-2), 2 (Mis-5), and 7 (Mis-16) definable arable fields were investigated (Table 1). One-way *ANOVA* (p <0.05) and a post-hoc *Scheffé* test were used to test for significant differences between the age classes, if it was conform to the assumptions. In the case of unconfirmed normal distribution of data or missing homogeneity of variance a Kruskal-Wallis *H*-test (p<0.05) and subsequently Mann-Whitney *U*-tests were performed. The type of each applied test is marked within the tables. The results are presented as arithmetic means $\pm$ standard errors (SE). To take into account the partially differing soil types and textures of the

Table 2: Results for correlation and regression analyses related to soil-depth classes. Analyses were carried out for variables $\delta^{13}C$, *Miscanthus*-C, and TOC correlated to the actual duration of *Miscanthus* cropping (no age-class separation). The number of considered soil samples *n* is given for each soil-depth class. The intensity of correlation is presented as rank correlation coefficient *r* according to Spearman. Significant correlations (Sig.) are marked by superscript asterisks: ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$. Regression equations for a prudent estimation of the time-depending development of a respective variable were provided additionally (x = years).

Depth (cm)	*n*	*r*	R^2	Sig.	regression equation
$\delta^{13}C$ (‰)					
0-15	52	0.77	0.59	**	y = 0.2372x - 26.841
15-30	52	0.72	0.52	**	y = 0.0769x - 26.637
30-60	48	0.51	0.26	**	y = 0.0318x - 26.160
60-90	51	0.34	0.12	*	y = 0.0124x - 25.704
90-120	51	0.28	0.08		
120-150	16	0.25	0.06		
Miscanthus-C (g kg^{-1})					
0-15	42	0.78	0.61	**	y = 0.433x - 0.8043
15-30	43	0.69	0.48	**	y = 0.0579x - 0.1708
30-60	39	0.41	0.17	*	y = 0.0105x - 0.1409
60-90	41	0.03	0.00		
90-120	41	0.14	0.02		
120-150	13	0.15	0.02		
TOC (g kg^{-1})					
0-15	53	0.44	0.19	**	y = 0.049x + 1.3793
15-30	53	0.10	0.01		
30-60	54	0.13	0.02		
60-90	51	0.07	0.00		
90-120	52	0.20	0.04		
120-150	46	0.10	0.01		

different aged stands and the reference sites (cf. Table 1), data was pre-analysed by using conformable statistical tests (non-parametric and parametric; see above). The performed tests revealed no significant differences within-age classes in none of the investigated soil depth classes. This indicated that spatial heterogeneity related to soil types and texture had no effect on dependent variables TOC, *Miscanthus*-C, and $\delta^{13}C$.

Correlations between $\delta^{13}C$, *Miscanthus*-C, TOC and the duration of *Miscanthus* cropping were tested using the rank correlation coefficient *r* according to *Spearman*. Regression equations for the development of $\delta^{13}C$, *Miscanthus*-C, and TOC in relation to the duration of *Miscanthus* cropping were calculated additionally. All tests were performed using SPSS 17.0.1 software package.

2.4. Calculation of carbon stocks

In each case, the actual bulk density was determined on one field per age class and the reference sites, respectively, with three replicates per field. For each replicate, six soil sampling cylinders (100 cm^3) were taken from each soil depth class down to 90 cm. After drying (105°C) and weighting the samples, the determined bulk densities were averaged for each depth class. Values reported by WEIDENFELLER (1990) were used for the calculation of C-stocks within 90-150 cm depth. The mean amounts of TOC and *Miscanthus*-C (Mg ha^{-1}) were finally calculated based on the bulk densities given in Table 1 and the values presented in Table 4.

3. Results

3.1. $\delta^{13}C$ values and TOC contents of soils, and portion of *Miscanthus*-C on TOC

The $\delta^{13}C$ values of soils increased with increasing duration of *Miscanthus* cropping. The correlations were significant within soil depth classes from 0-90 cm (Table 2). In general, $\delta^{13}C$ showed a slight increase within soil depth (Table 3). Mis-16 differed significantly from Mis-5, Mis-2, and Ref soils within the first 30 cm depth (Table 3). For example, $\delta^{13}C$ varied from -23.2 ‰ (Mis-16) to -26.2 ‰ (Mis-5, Mis-2), and -26.6 ‰ (Ref) in 0-15 cm depth. In the depth of 30 to 90 cm, values were highest in Mis-16 and lowest under reference plots. The differences were significant for Mis-16 and Ref, whereas both Mis-2 and Mis-5 did not differ from these two classes. Beneath 90 cm, no significant differences between the age classes or significant correlations were found.

The portion of *Miscanthus*-C on TOC decreased with increasing soil depth. Within the top 30 cm, *Miscanthus*-C was highest in Mis-16, followed by Mis-5 and Mis-2 (Table 4). For example, *Miscanthus*-C accounted for 5.8 g C kg^{-1} (Mis-16), 0.7 g C kg^{-1} (Mis-5), and 0.6 g C kg^{-1} (Mis-2) in 0-15 cm depth, respectively. The differences were significant for Mis-16 compared to both younger age classes. Also in the depth of 30 to 60 cm, *Miscanthus*-C was highest in Mis-16 (0.3 g C kg^{-1}), but the difference was only significant compared to Mis-2 (0.2 g C kg^{-1}). Significant correlations for *Miscanthus*-C and the duration of *Miscanthus* cropping could be found for the first three soil depth classes (cf. Table 2).

All age classes showed high TOC contents within the upper soil layers that decreased with increasing soil depth (Table 4). In 0-15 cm depth, TOC contents were highest in Mis-16 soils (21.3 g C kg^{-1}), followed by Mis-5 (20.1 g C kg^{-1}), Mis-2 (13.2 g C kg^{-1}), and Ref (12.8 g C kg^{-1}). The differences were significant for Mis-16 compared to Mis-2 and Ref. The increase of TOC was significantly correlated to the duration of *Miscanthus* cropping (Table 2). However, this correlation was found only for 0-15 cm depth class.

Inherently, correlation coefficients for $\delta^{13}C$ and *Miscanthus*-C were highly significant for all depth classes and varied between $r = 0.96$ and $r = 1$. By this reason, $\delta^{13}C$ values were used to estimate the determining influence of the duration of *Miscanthus* cropping to the development of TOC since $\delta^{13}C$ values were also available for the reference sites. Correlation was highly significant for 0-15 cm depth ($p<0.01$, $r = 0.49$, $R^2 = 0.24$), whereas no significant correlations could be found for deeper soil depth classes.

Regression equations that allow for a prudent estimation of the time-depending development of $\delta^{13}C$, *Miscanthus*-C, and TOC are presented by Table 2.

Tabelle 3: Mean $\delta^{13}C$ values (‰ ± SE) of *Miscanthus* age classes and reference sites (cf. Table 1). Significant differences between the age classes and the reference sites, respectively, within the respective soil depth are marked by different lowercase letters. The type of applied statistical test is marked by superscript capital letter within the last column of the Mis-16 age class. The number of considered soil samples *n* is given for each age class and soil depth.

	Age class							
	Ref		Mis-2		Mis-5		Mis-16	
Depth (cm)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)	*n*	$\delta^{13}C$ (‰ ± SE)
0-15	10	-26.6 (±0.2) a	11	-26.2 (±0.2) a	7	-26.2 (±0.2) a	24	-23.2 (±0.4) b[A]
15-30	9	-26.6 (±0.2) a	12	-26.3 (±0.2) a	7	-26.4 (±0.3) a	24	-25.5 (±0.1) b[B]
30-60	9	-26.4 (±0.2) a	12	-26.0 (±0.1) ab	6	-25.9 (±0.1) ab	21	-25.6 (±0.1) b[B]
60-90	10	-25.9 (±0.1) a	10	-25.5 (±0.1) ab	7	-25.6 (±0.1) ab	24	-25.5 (±0.1) b[B]
90-120	10	-25.6 (±0.1) a	12	-25.3 (±0.1) a	6	-25.5 (±0.1) a	23	-25.3 (±0.1) a[B]
120-150	3	-25.6 (±0.3) a	4	-25.2 (±0.3) a	2	-25.5 (±0.2) a	7	-25.1 (±0.1) a[B]

[A] Nonparametric Kruskal-Wallis H-test and subsequently Mann-Whitney U-tests were performed ($p < 0.05$).
[B] One-way ANOVA and post-hoc Scheffé-test were performed ($p < 0.05$).

Table 4: Total organic carbon (TOC) and *Miscanthus*-derived carbon *(Miscanthus*-C) contents of *Miscanthus* age classes and reference sites (cf. Table 1). Significant differences between the age classes and the reference sites, respectively, within the respective soil depth are marked by different lowercase letters. The type of applied statistical test is marked by superscript capital letter within the last column of the Mis-16 age class. The number of considered soil samples *n* is given for each age class and soil depth.

	Age class							
	Ref		Mis-2		Mis-5		Mis-16	
Depth (cm)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)	*n*	C g kg^{-1} (± SE)
TOC								
0-15	10	12.8 (±2.3) a	11	13.2 (±1.4) a	7	20.1 (±2.3) ab	25	21.3 (±1.8) b[B]
15-30	10	11.1 (±1.4) a	12	11.3 (±1.6) a	7	12.7 (±1.1) a	24	11.1 (±1.0) a[B]
30-60	10	6.6 (±1.1) a	12	4.3 (±0.6) a	7	4.2 (±0.9) a	25	4.8 (±0.6) a[A]
60-90	9	3.9 (±0.7) a	12	2.9 (±0.4) a	7	3.1 (±0.6) a	23	3.6 (±0.3) a[B]
90-120	10	2.7 (±0.4) a	12	2.8 (±0.7) a	6	3.2 (±0.4) a	24	2.9 (±0.2) a[B]
120-150	9	2.3 (±0.3) a	10	1.8 (±0.3) a	7	2.5 (±0.5) a	20	2.5 (±0.3) a[B]
Miscanthus-C								
0-15			11	0.6 (±0.2) a	7	0.7 (±0.2) a	24	5.8 (±0.6) b[A]
15-30			12	0.4 (±0.1) a	7	0.4 (±0.2) a	24	1.0 (±0.1) b[B]
30-60			12	0.2 (±0.0) a	6	0.2 (±0.0) ab	21	0.3 (±0.0) b[B]
60-90			10	0.1 (±0.0) a	7	0.1 (±0.0) a	24	0.1 (±0.0) a[B]
90-120			12	0.1 (±0.0) a	6	0.0 (±0.0) a	23	0.1 (±0.0) a[B]
120-150			4	0.1 (±0.0) a	2	0.0 (±0.0) a	7	0.1 (±0.0) a[B]

[A] Nonparametric Kruskal-Wallis H-test and subsequently Mann-Whitney U-tests were performed ($p < 0.05$).
[B] One-way ANOVA and post-hoc Scheffé-test were performed ($p < 0.05$).

3.2. Carbon stock estimates

The total amount of organic carbon in 0-150 cm depth was highest in Mis-16 soils (112.5 Mg ha^{-1}), followed by Mis-5 (109.5 Mg ha^{-1}), Mis-2 (92.9 Mg ha^{-1}), and Ref (90.5 Mg ha^{-1}) (Figure 1). The cumulated percentage of TOC within the first 30 cm increased with continuing *Miscanthus* cropping (58 % for Ref vs. 70 % for Mis-16). Independent of the age classes, almost 80 % of TOC was found within the first 60 cm of soil. The portion of *Miscanthus*-C was highest in Mis-16 (17.7 Mg ha^{-1}) and lowest in Mis-5 (3.4 Mg ha^{-1}). Thereby, the cumulated percentage

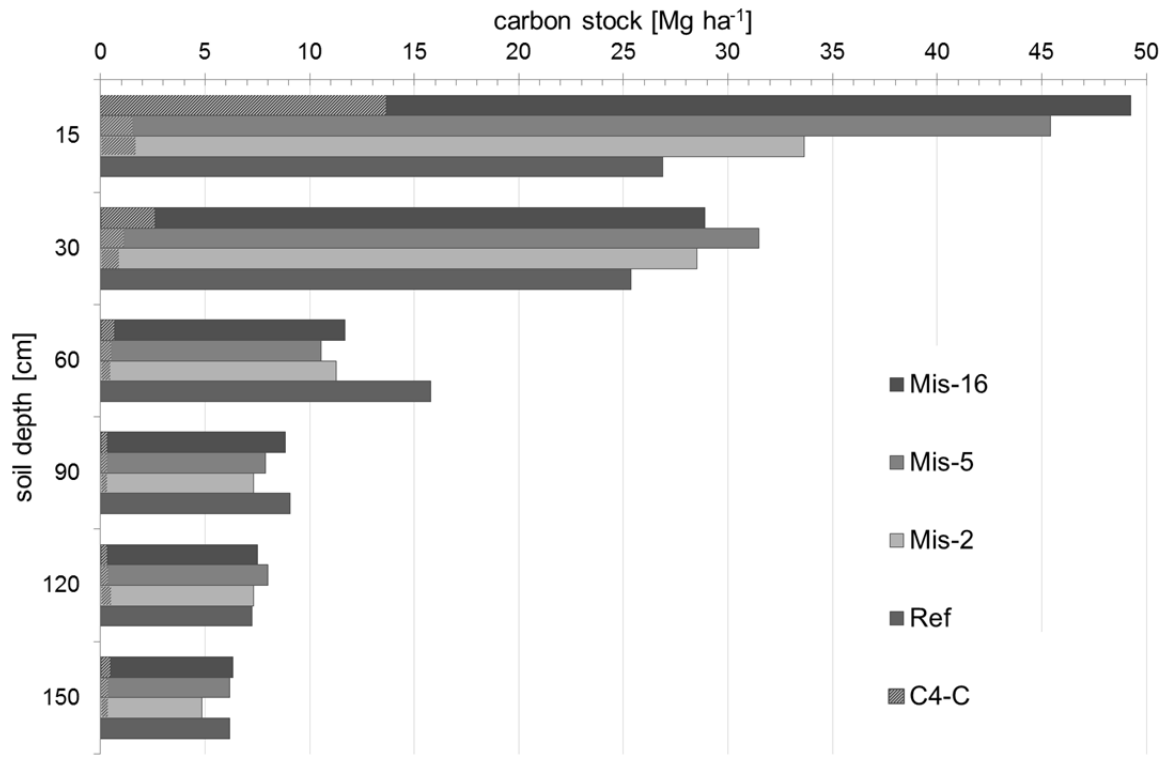

Figure 1: Carbon stocks of the study area *Kenner Flur* related to soil-depth classes. Stocks for *Miscanthus* age classes and reference sites were estimated using bulk densities from Table 1 and concentrations of TOC and *Miscanthus*-derived C from Table 4. The portion of *Miscanthus*-C (C4-C) on TOC is marked by hachures.

showed that 44 % - 76 % of *Miscanthus*-C was concentrated within the first 15 cm and 88 % - 95 % within the depth down to 60 cm after 5 and 16 years of cultivation, respectively.

4. Discussion

4.1. General characteristics of δ^{13}C values of *Miscanthus* and reference site soils

The δ^{13}C values of Ref, Mis-2, and Mis-5 showed a slight increase within soil depth (cf. Table 3). This phenomenon has been noted previously by GREGORICH et al. (1995) and was related to the decrease of δ^{13}C in atmospheric CO_2 during the last century (SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV, 2007) and the discrimination of ^{13}C during the decomposition processes of organic matter (ÅGREN et al., 1996).

4.2. Origins of organic carbon and significance of time for C-accumulation

In general, the amounts of TOC and *Miscanthus*-C declined with increasing soil depth, which reflects the natural distribution of organic matter in soil. Within each soil depth class down to 90 cm, the increase of δ^{13}C values in the course of time (cf. Table 2) might be caused by high annual inputs of *Miscanthus*-C as a consequence of relatively high amounts of pre- and direct-harvest losses as well as of regenerating rhizomes and roots (BOELCKE et al., 1998; SCHNECKENBERGER & KUZYAKOV, 2007). Up to the time of *Miscanthus* harvest in spring, leaves and parts of shoots accumulate on the soil surface as pre-harvest losses. According to BOELCKE (2000), these losses may account for 16-34 % of total aboveground biomass; direct-harvest losses may cause additionally losses ranging from 6-23 %. BEUCH (2000) calculated 41-58 % of total harvest losses that result in a thick surface mulch layer. Due to no-till cultivation, this layer can only be incorporated into the soil by the activity of soil organisms. Detritiphagous earthworms (e.g. *Lumbricus terrestris* L., *Aporrectodea longa* (Ude)) are able to incorporate large amounts of plant residues in general (EISENHAUER et al., 2008; ERNST et al., 2009a). Though, this process is strongly related to physical (e.g. particle size) and chemical (e.g. C:N

ratio, content of secondary plant compounds) properties of the litter (ARAUJO et al., 2004; CURRY, 2004; ERNST et al., 2009b; FLEGEL & SCHRADER, 2000; KOHLI et al., 1999).

The most rhizomes were found within the depth of 15-25 cm (BEALE & LONG, 1995); for example, BOELCKE et al. (1998) calculated an amount of 15 to 20 Mg ha^{-1} dr.m. within the first 25 cm. Furthermore, the root system is well developed and reaches down to 2.5 metres, whereby the overall root dry weight down to 180 cm was calculated as 11.5 Mg ha^{-1} (NEUKIRCHEN et al., 1999). Obviously, dead and regenerating roots and rhizomes may supply great amounts of organic material in addition to the mulch layer. The decomposition of the residues in general might have resulted in a significant greater amount of *Miscanthus*-C after 16 years of cultivation down to the depth of 60 cm, compared to Mis-5 and Mis-2 (except for Mis-16 and Mis-5 in 30-60 cm depth). Also, HANSEN et al. (2004) concluded that *Miscanthus*-C might originate from above-lying soil layers as a consequence of particle mediated translocation and leaching of organic substances. It was stated by NEUKIRCHEN et al. (1999) that half of the total amount of roots has been counted beneath 90 cm depth. BOELCKE et al. (1998) found that C-mineralization rate of *Miscanthus* roots was lowest compared to all other *Miscanthus* residues. Consequently, KAHLE et al. (2001) concluded that roots have the greatest impact on soil organic matter. Concerning these findings, increased contents of *Miscanthus*-C might be expected even within deeper soil layers. However, with regard to our results (cf. section 3.1), it has to be concluded that at the study area *Miscanthus* residues, in particular roots, beneath 60 cm depth did not contribute to enhanced proportions of *Miscanthus*-C and consequently to C-accumulation within the considered period of time. This agrees with findings of KATTER et al. (1993) who found the main root mass within 0-40 cm soil depth.

By reason of the high above- and belowground biomass production of *Miscanthus* stands, the specific chemical properties of the *Miscanthus* plant, particularly the C:N ratio, in combination with no-tillage, we expected a relevant contribution of *Miscanthus*-C to the soil organic carbon pool that might result in a measurable increase of the TOC content with increasing duration of *Miscanthus* cultivation. As presented, time positively affected the amount of TOC and thus significantly increased the TOC content of *Miscanthus* soils after 16 years of cultivation compared to reference plots (cf. Tables 2 and 4). However, this increase was significant only within the upper 15 cm of the soil. Similar trends for experimental sites were described by KATTER et al. (1993), KAHLE et al. (2001), and HANSEN et al. (2004) who reported increased carbon contents after 4, 4-9, and 16 years of cultivation, respectively. KATTER et al. (1993) stated that the SOM content was increased by up to 1 % within 0-30 cm depth; this corresponds to a surplus of 1.5 g C kg^{-1} y^{-1}. KAHLE et al. (2001) calculated an annual surplus of 0.89-2.2 g C kg^{-1}, resulting from above- and belowground residues. The TOC content assessed by HANSEN et al. (2004) accounted for an annual increase of 0.18 g C kg^{-1} in 0-20 cm, compared to the cereal reference site. Within the present study, the amount of accumulated C per year differed from that of the mentioned studies. This finding may depend on various factors, such as the site-specific yield potential as a function of, e.g. soil texture, water supply or climatic conditions, the management system (see also Section 4.2.1.), and the referred soil depths. After 16 years of cultivation, TOC content at our investigation area was increased by 8.5 g C kg^{-1} within the first 15 cm compared to the reference plots, which is equal to a surplus of 0.53 g C kg^{-1} y^{-1}. Based on *Miscanthus*-C, the annual surplus accounted for 0.36 g C kg^{-1}. In contrast to the results of KAHLE et al. (2001) and KATTER et al. (1993) these values consider for long-term decomposition processes of the organic matter. However, when comparing these annual surpluses, inaccuracies might be related to the circumstances that (*i*) the initial TOC contents of sampled sites before the planting of *Miscanthus* were not determined and thus reference sites were used instead and (*ii*) *Miscanthus* sites received additional C-input by the application of sewage sludge as fertilizer.

4.2.1. Sewage sludge related carbon-input

Miscanthus stands were fertilized by sewage sludge and consequently this C-input has to be considered. Literature related to mineralization rates of sludge is partially inconsistent. Due to a biological treatment most sewage sludge are

partially decomposed and stabilized. The rate of decomposition in soil may be slower compared to fresh organic residues and may range from 2 % to over 60 % per year (CLAPP et al., 1986). JOHNSTON et al. (1989) reported that the percentage of soil carbon increased from initially 0.87 % C in 1942 to 2.0 and 2.87 % C in 1961 due to fertilization with 37.5 and 75 Mg ha^{-1} y^{-1} of sewage sludge (fresh material), respectively. Also, FERNANDES et al. (2005) found increasing C contents of soils treated with sewage sludge, whereby $\delta^{13}C$ values were positively correlated to the amount of incorporated sludge. Sewage sludge at our investigation sites supplied for (0.629 ± 0.451) Mg OM ha^{-1} y^{-1}, equivalent to (0.366 ± 0.262) Mg C ha^{-1} y^{-1} on average (conversion factor 1.72 according to AG BODEN, 2005). Converted to a concentration basis by using the bulk density for Mis-16 site (Table 1), assuming that *Miscanthus* stands were yearly fertilized with sludge for the last 10 years, and under the strictly theoretical assumption that nothing from the organic matter has been mineralized, sewage sludge-derived C would account for an average value of (1.43 ± 0.77) g kg^{-1} within the upper 15 cm at Mis-16 sites. In sum, *Miscanthus*- and sludge-derived C would thus account for (85 ± 9) % of the TOC increase in 0-15 cm depth within 16 years of cultivation.

4.2.2. Fossil carbon

Mis-5 showed an astonishing high TOC content compared to Mis-2 and Mis-16 (20.1 vs. 13.2 and 21.3 g kg^{-1}) within 0-15 cm depth, whereas $\delta^{13}C$ and *Miscanthus*-C contents were not increased to the same degree after 5 years of cultivation. This increase can be explained neither solely by *Miscanthus*-C input nor by sewage sludge application. For instance, the investigated Mis-5 stand on the Haplic Fluvisol (Table 1) received a total of 7.9 Mg sewage sludge since its establishment (calculated from the site-specific delivery notes); equivalent to 1.03 g kg^{-1} sludge-derived C within 0-15 cm. In sum, a maximum of 25 % of the total TOC-increase can thus be explained by C from sewage sludge and *Miscanthus* residues. According to the study of WEIDENFELLER (1990), the upper horizon of the Haplic Fluvisol in places may contain carboniferous sediments originating from nearby coal-mining areas. For the Mis-5 stand on the Haplic Fluvisol, it is estimated that the contribution of fossil C to observed TOC-increase has to be minimum 75 %.

4.3. Site-specific carbon stocks of the study area

The TOC stock (0-150 cm) of Mis-16 (112.5 Mg ha^{-1}) was characterized by a plus of 22 Mg C ha^{-1}, accounting for almost 38 Mg OM ha^{-1}, compared to Ref (90.5 Mg ha^{-1}). The relatively high TOC contents of reference sites within 30-60 cm depth (15.8 Mg ha^{-1} vs. 11.3 (Mis-2), 10.5 (Mis-5) and 11.7 Mg ha^{-1} (Mis-16); cf. Figure 1 + Table 4) might be caused by the ploughing in of harvest residues. However, *Miscanthus*-C increased by 17.7 Mg ha^{-1} within 16 years of cultivation, which is equivalent to 1.1 Mg C ha^{-1} y^{-1} under current conditions of the study area. Thereby, almost 0.8 Mg (76 %) of the C4-C accumulated within the upper 15 cm. The calculated values were in the range of those reported by HANSEN et al. (2004) but differed considerably from the study of DONDINI et al. (2009) (cf. Table 5).

Since physical and also chemical soil properties, such as bulk density or TOC content, vary spatially and thus the extrapolation to an area basis is inaccurate, the calculated carbon stocks can only be regarded as an approximation. Nevertheless, the *Miscanthus*-C related stocks might be considered as a credit within a local CO_2 balance. In terms of an improvement of physical soil properties, KAHLE et al. (2001) reported a relative enrichment of lipids, sterols, and fatty acids within SOM from a 9-year old *Miscanthus* stand and hypothesized that these compounds (*i*) originated from incompletely decomposed particulate organic matter, (*ii*) increase the hydrophobicity of SOM, and thus (*iii*) are particular important for aggregation and aggregate stability. On the other hand, SCHULTEN & LEINWEIBER (1999) found these compounds at higher concentrations within both, the light density fraction and the coarse particle-size fraction, indicating that the material might be rapidly decomposed and mineralized in the short or medium term. JOHNSTON et al. (1989) showed that once organic additions ceased, the SOM content will decline rapidly. In this case, the *Miscanthus*-C stock, and also the sludge-related stocks, would function as C-source when the fields will be converted to crop-rotation again.

Table 5: Comparison of carbon-stock estimates.

Study of	FELTEN & EMMERLING[a]				HANSEN et al. (2004)[b]				DONDINI et al. (2009)[c]			
Crop age	16 years (mean age)				16 years				14 years			
Experimental site details according to the authors	Sites located at Kenn/Trier, Germany; Fluvic Cambisol + Stagnic Luvisol, loamy sand				Site located at Hornum, Denmark; Typic Haplumbrept, coarse loamy, mixed, mesic				Site located at Carlow, Ireland; sandy texture			
	Referred to depth (cm)	C4-C (Mg ha^{-1})	% of TOC ha^{-1}	C4-C (Mg ha^{-1} yr^{-1})	Referred to depth (cm)	C4-C (Mg ha^{-1})	% of TOC ha^{-1}	C4-C (Mg ha^{-1} yr^{-1})	Referred to depth (cm)	C4-C (Mg ha^{-1})	% of TOC ha^{-1}	C4-C (Mg ha^{-1} yr^{-1})
	0-15	13.4	27	0.84	0-20	12.9	31	0.81	0-15	24.7	43	1.77
	15-30	2.7	9	0.17	20-50	3.9	9	0.24	15-30	18.3	37	1.31
	30-60	0.8	7	0.05	50-100	1.2	6	0.08	30-45	1.4	9	0.10
	60-90	0.3	3	0.02					45-60	0.7	9	0.05
	90-120	0.2	3	0.01								
	120-150	0.3	5	0.02								
	∑	17.7	16	1.1		18.0	17	1.1		45.1	34	3.2

[a] Bulk densities for soil-depth classes are presented within Table 1.
[b] Bulk density for 0-20 cm soil depth: 1.2 g cm^{-3}; no data was presented for further soil depth classes.
[c] No bulk density data was presented.

5. Conclusions

Long-term *Miscanthus* cropping led to an enrichment of the soil organic carbon pool with *Miscanthus*-derived carbon under commercial farming conditions. Even though the assessment of C-dynamics was hindered by several attendant circumstances of the field study (sewage sludge, fossil carbon), *Miscanthus* residues significantly increased the TOC content within 16 years of cultivation and thus led to C-accumulation in 0-15 cm depth compared to reference cereal soils. Increasing amounts of *Miscanthus*-C indicated substitution of C3-derived carbon in the course of time also within 15 to 60 cm depth, even though TOC contents were not increased. Since no long-term increase of $\delta^{13}C$ of soils could be found beneath of 90 cm, it is concluded that accumulated C might mainly originate from the surface mulch layer as well as from rhizomes and roots near the surface. The contribution of deep reaching roots to C-sequestration potential is consequently marginal. Apart from translocation and leaching processes, residues are incorporated into the soil by the activity of soil organisms, e.g. earthworms.

In general, the *Miscanthus*-related C-stocks may positively influence CO_2-balances for the *Miscanthus* cropping system. These beneficial properties of *Miscanthus* cultivation, combined with low requirements regarding fertilization, weed control, and tillage, may further justify the status of a sustainable bioenergy crop. Future research should focus on the potential equilibrium value for SOM of *Miscanthus* soils and the turnover of *Miscanthus* residues after termination of the cultivation period.

Acknowledgements

We would like to thank Dorothée Schuster, Prof. Dr. Willy Werner, Petra Ziegler, Elvira Sieberger, Dr. Raimund Schneider, Beatrice Cesar, Lisa Rheinheimer and Isabell Felten for reliable help within the study. We gratefully acknowledge the reviewers for helpful comments on the manuscript. The study was financially supported by the German Research Foundation (DFG Graduiertenkolleg 1319).

References

AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5th edn., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

ÅGREN, G. I., BOSATTA, E., BALESDENT, J. (1996): Isotope discrimination during decomposition of organic matter: a theoretical analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 60, 1121-1126.

ARAUJO, Y., LUIZAO, F. J., BARROS, E. (2004): Effect of earthworm addition on soil nitrogen availability, microbial biomass and litter decomposition in mesocosms. Biol. Fert. Soils 39, 146-152.

BALESDENT, J., MARIOTTI, A. (1996): Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance, in Boutton, T., Yamasaki, S. (eds.): Mass spectrometry of soils. Marcel Dekker, New York, pp. 83-111.

BALESDENT, J., MARIOTTI, A., GUILLET, B. (1987): Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. Soil Biol. Biochem. 19, 25-30.

BEALE, C. V., LONG, S. P. (1995): Can perennial C_4 grasses attain high efficiencies of radiant energy conversion in cool climates? Plant Cell Environ. 18, 641-650.

BEUCH, S. (2000): Ertragsaufbau und dessen Variation in etablierten Beständen von *Miscanthus x giganteus* in Mitteleuropa, in Pude, R. (ed.): *Miscanthus* - Vom Anbau bis zur Verwertung. Tagung am 23.-24. Februar 2000 in Bonn. Kurzfassung der Vorträge. Verlag M. Wehle, Witterschlick/Bonn, pp. 20-25.

BOELCKE, B. (2000): Ertragsniveau und Nährstoffentzüge langjährig genutzter Bestände von *Miscanthus x giganteus* im Nordosten Deutschlands, in Pude, R. (ed.): *Miscanthus* - Vom Anbau bis zur Verwertung. Tagung am 23.-24. Februar 2000 in Bonn. Kurzfassung der Vorträge. Verlag M. Wehle, Witterschlick/Bonn, pp. 38-42.

BOELCKE, B., BEUCH, S., ZACHARIAS, S., KAHLE, P., BELAU, L., AMELUNG, D. (1998): Bewertung der Umweltwirkung des Anbaus von *Miscanthus* als nachwachsender Rohstoff - Bericht zum Forschungsprojekt. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Heft 16. (in German with English summary)

CLAPP, C. E., STARK, S. A., CLAY, D. E., LARSON, W. E. (1986): Sewage sludge organic matter and soil properties, in Chen, Y., Avnimelech, Y. (eds.): The role of organic matter in modern agriculture. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, pp. 209-253.

CLIFTON-BROWN, J., CHIANG, Y., HODKINSON, T. R. (2008): *Miscanthus*: Genetic resources and breeding potential to enhance Bioenergy production, in Vermerris, W. (ed.): Genetic improvement of Bioenergy crops. Springer, New York, pp. 273-294.

CURRY, J. P. (2004): Factors affecting the abundance of earthworms in soils, in Edwards, C. A. (ed.): Earthworm ecology. 2nd edn., CRC Press, Boca Raton, pp. 91-113.

DONDINI, M., VAN GROENIGEN, K.-J., DEL GALDO, I., JONES, M.B. (2009): Carbon sequestration under *Miscanthus*: a study of ^{13}C distribution in soil aggregates. GCB Bioenergy, 321-330.

EISENHAUER, N., MARHAN, S., SCHEU, S. (2008): Assessment of anecic behaviour in selected earthworm species: effects on wheat seed burial, seedling establishment, wheat growth and litter burial. Appl. Soil Ecol. 38, 79-82.

ERNST, G., FELTEN, D., VOHLAND, M., EMMERLING, C. (2009a): Impact of ecologically different earthworm species on soil water characteristics. Eur. J. Soil Biol. 45, 207-213.

ERNST, G., HENSELER, I., FELTEN, D., EMMERLING, C. (2009b): Decomposition and mineralization of energy crop residues governed by earthworms. Soil Biol. Biochem. 41, 1548-1554.

FERNANDES, S. A. P., BETTIOL, W., CERRI, C. C., CAMARGO, P. (2005): Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil $\delta^{13}C$ and on total soil carbon and nitrogen. Geoderma 125, 49-57.

FISHER, M. J., RAO, I. M., AYARZA, C. E., LASCANO, C. E., SANZ, J. I., THOMAS, R. J., VERA, R. R. (1994): Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. Nature 371, 236-238.

FLEGEL, M., SCHRADER, S. (2000): Importance of food quality on selected enzyme activities in earthworm casts (*Dendrobaena octaedra*, Lumbricidae). Soil Biol. Biochem. 32, 1191-1196.

FOEREID, B., DE NEERGAARD, A., HOGH-JENSEN, H. (2004): Turnover of organic matter in a *Miscanthus* field: effect of time in *Miscanthus* cultivation and inorganic nitrogen supply. Soil Biol. Biochem. 36, 1075-1085.

GREGORICH, E. G., ELLERT, B. H., MONREAL, C. M. (1995): Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural ^{13}C abundance. Can. J. Soil Sci. 75, 161-167.

HANSEN, E. M., CHRISTENSEN, B. T., JENSEN, L. S., KRISTENSEN, K. (2004): Carbon sequestration in soil beneath long-term *Miscanthus* plantations as determined by ^{13}C abundance. Biomass Bioenerg. 26, 97-105.

IUSS WORKING GROUP WRB (2006): World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Report No. 103. FAO, Rome.

JOHNSTON, A.E., MCGRATH, S.P., POULTON, P.R., LANE, P.W. (1989): Accumulation and loss of nitrogen from manure, sludge and compost: Long-term experiments at Rothamsted and Woburn, in Hansen, J.Aa., Henriksen, K. (eds.): Nitrogen in organic wastes applied to soils. Academic Press, Londen, pp. 126-139.

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. Eur. J. Agron. 15, 171-184.

KATTER, R., MOSER, B., TRINKAUS, P., UNTERSWEG, T., WUTZL, C. (1993): Kreislaufwirtschaft im Miscanthusanbau. Forschungsgesellschaft Joanneum GmbH, Graz.

KOCH, H.-J., HEUER, H., TOMANOVÁ, O., MÄRLÄNDER, B. (2008): Cumulative effect of annually repeated passes of heavy agricultural machinery on soil structural properties and sugar beet yield under two tillage systems. Soil Till. Res. 101, 69-77.

KOHLI, L., DANIEL, O., SCHÖNHOLZER, F., HAHN, D., ZEYER, J. (1999): *Miscanthus sinensis* and wild flowers as food resources of *Lumbricus terrestris* L.. Appl. Soil Ecol. 11, 189-197.

LEWANDOWSKI, I., CLIFTON-BROWN, J.C., SCHMIDT, U. (1999): Giant Reed (*Miscanthus*) as a solid biofuel crop: Yield, quality and energy use efficiency, in: Proceedings of the 4th Biomass Conference of the Americas, August 29 – September 2, 1999, Oakland, Calif., USA, pp. 139-145.

LEWANDOWSKI, I., SCHMIDT, U., FAAIJ, A.P.C. (2005): Perennial crops are the most sustainable option for biomass production – A comparison of the efficiency and multiple land use options of perennial and annual biomass crops, in: Industrial ecology for a sustainable future (abstract book oral sessions). The 3rd International Conference of The International Society for Industrial Ecology, 12-15 June 2005, Stockholm, Sweden. Royal Institute of Technology, pp. 144-146.

NEUKIRCHEN, D., HIMKEN, M., LAMMEL, J., CZYPIONKA-KRAUSE, U., OLFS, H. W. (1999): Spatial and temporal distribution of the root system and root nutrient content of an established *Miscanthus* crop. Eur. J. Agron. 11, 301-309.

SCHNECKENBERGER, K., KUZYAKOV, Y. (2007): Carbon sequestration under *Miscanthus* in sandy and loamy soils estimated by natural ^{13}C abundance. J. Plant Nutr. Soil Sci. 170, 538-542.

SCHULTEN, H.-R., LEINWEBER, P. (1999): Thermal stability and composition of mineral-bound organic matter in density fractions of soil. Eur. J. Soil Sci. 50, 237-248.

SHOJI, S., KUREBAYASHI, T., YAMADA, I. (1990): Growth and chemical composition of Japanese Pampas Grass (*Miscanthus sinensis*) with special reference to the formation of dark-colored Andisols in Northeastern Japan. Soil Sci. Plant Nutr. 36, 105-120.

TEBRÜGGE, F., DÜRING, R.-A. (1999): Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany. Soil Till. Res. 53, 15-28.

WEIDENFELLER, M. (1990): Jungquartäre fluviale Geomorphodynamik und Bodenentwicklung in den Talauen der Mosel bei Trier und Nennig. Ph.D. thesis, University of Trier, Germany.

ZIMMERMANN, J., DAUBER, J., JONES, M.B. (2011): Soil carbon sequestration during the establishment phase of *Miscanthus x giganteus*: a regional-scale study on commercial farms using ^{13}C natural abundance. Global Change Biol Bioenergy, doi: 10.1111/j.1757-1707.2011.01117.x

Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany*

Daniel Felten[a], Norbert Fröba[b], Jérôme Fries[a] and Christoph Emmerling[a]

[a] Department of Soil Science, University Trier, Campus II, Behringstrasse, 54296 Trier, Germany
[b] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Bartningstrasse 49, 64289 Darmstadt, Germany

* This is the author's manuscript version of the definitive article published by ELSEVIER:
FELTEN, D., FRÖBA, N., FRIES, J., EMMERLING, C. (2013): Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. Renewable Energy 55, 160-174.
[http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2012.12.004]

Abstract

Biomass for bioenergy is an important option within global change mitigation policies. The present research focused on energy net production, net reduction of greenhouse gases (GHG) (considered as CO_2-equivalents), and energy output:input ratio of the energy cropping systems 'rapeseed', 'maize', and '*Miscanthus*'. The system-specific main products were biodiesel (rapeseed), electricity from biogas (maize), and *Miscanthus* chips (loose, chopped material); the related substituted fossil resources were diesel fuel (rapeseed), electricity from the German energy mix (maize), and heating oil (*Miscanthus*). However, research did not aim for a direct quantitative comparison of the crops. The study followed a case study approach with averaged data from commercial farms within an enclosed agricultural area (< 5 km²) in Western Germany. Cultivation techniques were considered as communicated by farmers and operation managers; the diesel fuel consumption of agricultural machinery was modeled using an online-based calculator of the German Association for Technology and Structures in Agriculture (KTBL). Overall, rounded net energy production amounted to 66 GJ ha^{-1} (rapeseed), 91 GJ ha^{-1} (maize), and 254 GJ ha^{-1} yr^{-1} (*Miscanthus*); the related energy output:input ratios were 4.7 (rapeseed), 5.5 (maize), and 47.3 (*Miscanthus*), respectively. Compared to the respective fossil fuel-related energy supply, CO_2-equivalent reduction potential ranged between 30-76 % for electrical energy from maize biomass, 29-82 % for biodiesel from rapeseed, and 96-117 % for *Miscanthus* chips, depending on whether or not the accruing by-products rapeseed cake, glycerin (rapeseed cropping system), and waste heat (maize) were considered. True 'CO_2-neutrality' was only reached by the *Miscanthus* cropping system and was related to an additional credit from carbon sequestration in soil during the cultivation period; thus, this cropping system could be attributed to be a CO_2-sink. The study indicated that bioenergy can be produced sustainably under commercial farming conditions in terms of a significantly reduced consumption of natural resources.

1. Introduction

Renewable resources are of growing interest worldwide as they might help to significantly reduce anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions. Increasing cultivation of energy crops reveals the progressive substitution of fossil fuels, such as crude oil or brown coal [cf. 1]. In the context of a sustainable and secure energy supply, bioenergy seems promising as (*i*) its use reduces the consumption of natural resources [2] and (*ii*) energy production becomes independent from imported fossil fuels [3, 4] as well as from the construction and operation of centrally located power plants (e.g. nuclear or coal-burning power plants). Moreover, the potential of biomass for GHG mitigation policies is related to the assignment of 'CO_2-neutrality',

which means that the amount of CO_2 released by the production of electrical and thermal energy from energy crops is equal to the amount of CO_2 fixed within biomass by photosynthesis [5]. However, at the present also bioenergy still relies on fossil resources; as e.g. diesel fuel is needed to operate agricultural machinery and even various refinement processes require energy. Thus, the process of supplying energy from biomass leads to emissions of greenhouse gases [cf. 6], and finally, the efficiency of crop-specific processes will be the crucial issue for the future development of renewable resources [2]. Improving biomass energy efficiency offers a high sustainability potential [7] and balancing is certainly the most suitable method for the assessment of process efficiency, contrasting cropping system-specific energy inputs with energy outputs and the related GHG emissions with potential GHG credits due to substitution of fossil fuels, respectively. The production of energy crops should thereby contribute to both net production of renewable energy and net reduction of GHG emissions [8].

Rapeseed (*Brassica napus*) for the production of biodiesel was the most often cultivated energy crop in Germany in 2011, followed by crops for biogas production, in particular maize (*Zea mays*) [1]. Inherently, a number of energy and CO_2 balances were calculated for these crops within the last years [8, 9, 10, 11, 12]; also economic issues were emphasized [13]. Among the perennial crops, the C4 grass *Miscanthus,* primarily used as a solid fuel for combustion, developed as a promising resource as its high yield potential is accompanied by low requirements for soil tillage, weed control, and fertilization as well as long cultivation periods up to 25 years [14, 15]. Accordingly, feasibility studies and balances are available even for *Miscanthus* [3, 5, 11, 16, 17]. In general, the results depended closely on the definition of the system boundaries which delineated the respective processes [16].

In order to best implement the concept of sustainability, biomass for bioenergy production should be cultivated and used locally to the greatest possible extent, as e.g. GERIN et al. [8] demonstrated that any unnecessary transportation-km decreases the energetic and environmental attraction of energy crops as a substitute for fossil fuels. The aim of the present study therefore was to calculate both energy and GHG balances (whereby GHG were considered as CO_2-equivalents (CO_2-eq)) for bioenergy from the cropping systems 'rapeseed', 'maize', and '*Miscanthus*' on the basis of a life cycle approach with special emphasis on the regional farm and end-user scale. Moreover, 'precise research can only deal with specific situations' [18]. For both reasons, the study followed a case study-approach where the mentioned bioenergy crops were all cultivated within an enclosed geographical area of less than 5 km^2; hence, environmental conditions regarding climate, soil properties, and potential yield were comparable. In contrast to the more general approaches of the abovementioned field trials, balances were calculated with local data from commercial farms in order to best reflect the actual management practices. Therefore, most data were directly requested from the farmers and operation managers. Owing to the significant contribution of diesel fuel input to GHG balances [8], the site-specific consumption of diesel fuel was calculated using an online-based calculator of the German Association for Technology and Structures in Agriculture (KTBL). This dynamic tool considers a number of variables, such as cultivation process (e.g. sowing, tillage, harvest), tillage resistance as well as the respective degree of mechanization and working width of agricultural machinery, actual field sizes, and farm-to-field distances.

By balancing the maize, rapeseed, and *Miscanthus* cropping system, our study focused on (*i*) the quantification of energy gains and CO_2-eq savings due to fossil fuel substitution under commercial farming conditions and (*ii*) the assessment of energy efficiency, expressed as ratio of energy output to input, considering the different kinds of fossil fuels that were substituted by the respective energy crop (e.g. substitution of heating oil by *Miscanthus* chips).

2. Materials and Methods

The study focused on three cropping systems: (*i*) maize, cultivated as co-ferment for a biogas plant, served for the production of electrical energy, (*ii*) rapeseed, as raw material for the production of biodiesel, and (*iii*) *Miscanthus*, as a solid fuel for combustion to heat domestic dwellings. It is mentioned that, for reasons of

simplification, the term 'cropping system', which is used within the following sections, comprises the complete process of energy supply form the respective crops (including cultivation, harvest, transports, refinement and related energy conversion losses, etc.). Moreover, also the accruing system-specific by-products were evaluated. In this context it is important to mention that each cropping system was evaluated discretely without seeking for a direct quantitative comparison of the systems. The study did not consider indirect land use changes [cf. 19]. General characteristics of the cropping systems as well as their system boundaries were defined subsequently (sections 2.1-2.3).

2.1 General characteristics of study area and bioenergy crop stands

The study site with the crops maize, rapeseed, and *Miscanthus* is situated near Trier, Germany; it shows no appreciable differences in altitude, and is approximately 5 km² in size. In general, soils within the first 30 cm depth were characterized by loamy sands with medium to high yield potential. For a detailed description of the study site and related soil properties see FELTEN & EMMERLING [20, 21].
Maize and rapeseed were cultivated as part of a crop rotation, which were in each case dominated by various types of grains (triticale, wheat, rye). The cultivation of *Miscanthus* started in 1991, whereby new stands were planted on former cereal fields almost every year until 2008 and thus, the cultivated area reached more than 60 hectares in total.

2.2 Parameters of energy and GHG balances

The present study focused on the cropping system specific energy input and output as well as on related GHG emissions and potential GHG credits, due to the substitution of fossil resources. As a consequence, energy gains, GHG savings and energy efficiency of the maize, rapeseed, and *Miscanthus* cropping system were determined. The energy input included the entire energy that could be attributed to a specific cropping system by the use of diesel fuel, electrical and thermal power, as well as indirect energy resulting from the provision (production, package, transport) of fuels, engine oils and lubricants, seeds, fertilizers, pesticides, and compounds for crop refinement (e.g. methanol for biodiesel refinement). The energy output of a cropping system was the energy yield bounded within the biomass that could be dissipated into electrical and thermal power or any further kind of energy carrier. It was calculated by multiplying the cropping system-specific amounts of main products (biogas (for generation of electricity), biodiesel, *Miscanthus* chips) with corresponding lower heating values (Table 1). Moreover, the energy yield also included potential energy credits, which were calculated based on equivalent processes (please see below for a detailed description of 'equivalent processes').

All input factors caused emissions of greenhouse gases. These were considered as CO_2-equivalent (CO_2-eq) emissions and were calculated by multiplying factor inputs (e.g. diesel fuel in kg ha^{-1}) with CO_2 emission coefficients (Table 1). CO_2-equivalent emission was calculated as the amount of CO_2 emission that would cause the same time-integrated radiative forcing as an emitted amount of a long-lived GHG; it was obtained by multiplying the emission of a GHG by its Global Warming Potential (GWP) for a given time horizon [22] (see Table 1). It is mentioned that, within the following sections, the term 'CO_2-eq' comprises N_2O and CH_4 emissions and is used instead of the term 'GHG'.

Based on the consideration of **equivalent processes** [23, 24], CO_2-eq credits were calculated for each cropping system. Balancing according to equivalent processes assumed that all kinds of cropping system-specific main and by-products were substitutes for equivalent products from fossil energy-derived processes. For example, biodiesel from rapeseed cultivation was the dedicated substitute for fossil diesel fuel, whereby the simultaneously arising glycerin from the transesterification process substituted synthetically produced glycerin. Accordingly, the energy needed for the production of each equivalent product was first calculated or withdrawn from literature. Afterwards, the related CO_2-eq emissions for the provision and energetic use of the equivalent products were calculated and credited to the respective cropping system. Thereby, the provision energy for the equivalent product was considered as an

Table 1: Coefficients used within energy and greenhouse gas-balances. References are indicated by superscript lowercase letters.

		Coefficients			
		Energy		Emissions	
Fossil fuels					
Diesel, heating oil, engine oils, lubricants	Energy content (LHV; direct energy)	42.96	MJ kg^{-1} [a]	3.15	kg CO_2 kg^{-1} [d]
	Fuel provision (indirect energy)	4.86	MJ kg^{-1} [b]	0.34	kg CO_2 kg^{-1} [d]
	Direct + indirect energy	47.8	MJ kg^{-1} [c]	3.49	kg CO_2 kg^{-1} [d]
Crop management					
Seeds					
Rapeseed (*Brassica napus*), charlock (*Sinapsis arvensis*)	Provision	8.4	MJ kg^{-1} [c]	0.607	kg CO_2 kg^{-1} seed[e]
Maize (*Zea mays*)	Provision	4.0	MJ kg^{-1} [b]	0.252	kg CO_2 kg^{-1} seed[f]
Miscanthus seedlings	Provision	0.2	MJ/seedling[g]	0.0146	kg CO_2 / seedling[g]
Pesticides (herbicides, molluscicides, insecticides)	Provision	280.1	MJ kg^{-1} active substance[e]	18.1	kg CO_2 kg^{-1} active substance[e]
Fertilizers					
Calcium ammonium nitrate (CAN)	Provision	47.2	MJ kg^{-1} N[c]	5.282	kg CO_2-eq kg^{-1} N[p]
Urea ammonium nitrate (UAN)	Provision	52.3	MJ kg^{-1} N[c]	5.282	kg CO_2-eq kg^{-1} N[p]
Ammonium thiosulfate	Provision	17.4	MJ kg^{-1} N[c]	5.282	kg CO_2-eq kg^{-1} N[p]
Crop refinement					
Methanol	Provision	37.2	MJ kg^{-1} [d]	1.75	kg CO_2 kg^{-1} [d]
Sodium methoxide	Provision	18.1	MJ kg^{-1} [d]	2.5	kg CO_2 kg^{-1} [h]
Hydrochloric acid	Provision	0.43	MJ kg^{-1} [i]	0.157	kg CO_2 MJ^{-1} [i, n]
Main- and by-products					
Biodiesel/RME	Energy content (LHV; direct energy)	37.2	MJ kg^{-1} [a]	-	
	Fuel provision (indirect energy)	13.7	MJ kg^{-1} [k]	2.16	kg CO_2-eq kg^{-1} [k]
Rapeseed cake	Credit for substitution of soy as feed	10.1	MJ kg^{-1} rapeseed oil[d]	0.64	kg CO_2 kg^{-1} rapeseed oil[d]
Glycerin	Credit for substitution of glycerin from propylene	103.4	MJ kg^{-1} glycerin[l]	7.6	kg CO_2 kg^{-1} glycerin[l]
Miscanthus chips	Energy content (LHV; direct energy)	17.95	MJ kg^{-1} [m]	-	

(continued on next page)

Table 1 *(continued)*

		Coefficients	
		Energy	Emissions
Physical parameters			
Electrical energy	Emissions related to provision from German energy mix	(3.6 MJ kWh^{-1})[q]	0.157 kg CO_2 MJ^{-1} [n]
Thermal energy (steam)	Energy content of process steam and related emissions	2.7 MJ kg^{-1} steam[d]	0.1081 kg CO_2 MJ^{-1} [l]
Greenhouse gases			
CO_2	GWP for calculation of CO_2-equivalents		1 kg CO_2-eq kg^{-1} CO_2 [o]
CH_4	GWP for calculation of CO_2-equivalents		25 kg CO_2-eq kg^{-1} CH_4 [o]
N_2O	GWP for calculation of CO_2-equivalents		298 kg CO_2-eq kg^{-1} N_2O [o]

[a] AGEB [53].
[b] QUIRIN [54], p. 56.
[c] MOERSCHNER & LÜCKE [9], p. 29.
[d] REINHARDT [23], pp. 61, 63, 69, 123, 135, 137, 139.
[e] Own calculation according to WEST & MARLAND [28], p. 222, 224.
[f] Own calculation according to VDLUFA [55], p. 10; based on primary energy input of diesel fuel and natural gas.
[g] Own calculation according to LEWANDOWSKI et al. [16], p. 84.
[h] Own calculation according to REINHARDT [23], p. 135; based on values for soda lye.
[i] Own calculation according to REINHARDT [23], p. 135; based on values for sulfuric acid.
[k] Own calculation; see results for rapeseed balance.
[l] Own calculation according to [d].
[m] Own calculation according to LEWANDOWSKI et al. [16], p.89; KATTER et al. [34], p. 45; MAYR [35], p.83; LKÖ [36], p.42.
[n] Own calculation according to UBA [56], based on CO_2 emission factors for the years 2008 – 2010.
[o] IPCC [57], p. 212.
[p] Own calculation according to REINHARDT [23] (emissions: 2.6 kg CO_2 kg^{-1} N; p. 77) and BÖRJESSON & TUFVESSON [19] (N_2O emissions from nitrogen fertilizer plants: 9 g N_2O kg^{-1} N; p. 112).
[q] Conversion factor.

Table 2: Details of arable fields used for energy and GHG balances.

Cropping system	Field no.	Cultivation period	Field size (ha)	Farm-to-field distance (km, single-way)	Distance to wastewater treatment plants (km, single-way)
Miscanthus	1	Since 1995 until present	1.86	1.3	4-29; varying within the considered period of time due to different delivering plants
	2		3.19	1.7	
	3		1.68	1.8	
	4		6.11	2.5	
Rapeseed	1	2008/09	13.23	2.1	
	2	2008/09	4.95	2.8	
	3	2008/09	1.84	2.9	
	4	2009/10	4.95	1.0	
	5	2009/10	16.51	1.5	
Maize	1	2008/09	3.75	0.6	1.3
	2	2008/09	5.50	0.7	1.4
	3	2009/10	5.50	1.3	2.0
	4	2009/10	0.20	1.1	1.8
	5	2009/10	7.20	1.3	2.0
	6	2009/10	0.75	1.2	2.0

additional energy credit for the energy balance and was added to the energy yield.

Contrasting energy inputs with energy outputs and CO_2-eq emissions with CO_2-eq credits resulted in the calculation of energy gains and CO_2-eq savings. As energy can neither be consumed nor produced but transformed (first law of thermodynamics), it is mentioned that the term 'energy gain' merely referred to the difference between the fossil energy input of a cropping system and the energy yield (output). A negative algebraic sign indicates that a respective bioenergy crop-derived product provided more energy than was used during its entire production process. For the CO_2-eq balance, a negative sign presents the amount of saved CO_2-eq by product use instead of fossil resources.

Furthermore, the dimensionless ratio of energy output to input was calculated for the cropping systems. The higher the value, the more energy was gained related to the energy input.

2.3 Definition of system boundaries

2.3.1 Spatial differentiation

All data were calculated for the actual size of arable fields in the study area and subsequently related to one hectare. Besides, farm-to-field and further transport distances (e.g. for sewage sludge) were considered and energy inputs and CO_2-eq emissions were related to one hectare as well. Study results were, unless otherwise specified, arithmetic means (AM) ± standard deviation (SD). The respective ranges of values were presented additionally. Field-details used for balancing were either presented in Table 2 or described within the subsequent sections.

2.3.2 Temporal differentiation

Two cultivation periods (2008/09 and 2009/10) were considered for rapeseed and maize. The current balancing for *Miscanthus* focused on stands that were planted in 1995. As a result of the perennial character, all cropping steps (e.g. plant propagation, planting, plant protection, fertilization, and harvest) and the related energy input, output, CO_2-eq emissions and potential CO_2-eq credits from 1995 to 2010 were summarized and subsequently divided by the total of 16 cultivation periods and thus have been apportioned among the complete cultivation period.

2.3.3 General factual differentiation

Factual differentiation of the balances is best presented by the listing of factor inputs of Tables 3 (rapeseed), 4 (maize), and 5 (*Miscanthus*), which provide the cropping system-

specific process steps in detail. As far as possible, the data were requested directly from the farmers and operation managers; otherwise, it was referred to specific references. Own calculations and assumptions are identifiable as such and were based on the reported or referred to data.

Characteristic coefficients for energy input and CO_2-eq emissions used within the present study are presented in Table 1. The more general factual differentiations, which were valuable for each cropping system, were elucidated subsequently.

The **diesel fuel consumption** of agricultural machinery was calculated using the online-based diesel consumption calculator (DCC) of the Association for Technology and Structures in Agriculture (KTBL). The calculations were based on the reported machinery used and the particular performed operations. A detailed description of the DCC was presented by FRÖBA & FUNK [25]. Thereby, the modeling of diesel fuel consumption was based on the partition of the cumulative time requirement for a specific operation (e.g. harvest, sowing) into part times. The part time-specific power requirements of agricultural machinery, which finally determined engine loads and consequently diesel consumption, were the basis for any further calculation. Operation-related part times within the DCC were times for turning maneuvers, loading and unloading processes, down-times, e.g. due to machine failures, set-up times, transit times, in particular farm-to-field distances, as well as the operation-specific working time. The part time-related diesel consumption dc_i was calculated according to FRÖBA & FUNK [25]:

$$dc_i = P_i \times b_{Ei} \times t_i \times p^{-1},$$

whereby i was the respective part time, P was the power requirement expressed as kW, b_E was the specific diesel requirement of the vehicle expressed as kg/kWh, t was the required working time expressed as h/ha, and p was the density of diesel fuel (kg/l). The power requirement P_i considered for proper motion of the vehicle inclusive mounted and towed equipment (e.g. trailer, sprayer), to be performed work, and electrical loads. Each of these variables considered a number of subsidiary factors, such as rolling resistance, incline of the terrain, tensile strengths, use of power take-off and hydraulic systems, headlights, and air conditioning; these again were influenced by e.g. vehicle speed, working width, transmission efficiency, throughput, soil texture, and various yield characteristics (e.g. crop yield, moisture content, cutting resistance). The part time-specific diesel requirement b_{Ei} was the result of the engine load and depended on e.g. rotational speed, power requirement, engine performance, and temperature. Vehicle-related input data for the modeling were withdrawn from machinery test reports of the German Agricultural Society (DLG), specialized literature or directly from the manufacturers. Consequently, the diesel consumption for a specific operation dc_{sum} was the sum of part time-related consumptions [cf. 25]:

$$dc_{sum} = \sum dc_i \; (i = n \ldots 1)$$

Energy inputs and CO_2-eq emissions due to **engine oils and lubricants** were assumed to account for 2 % of the diesel fuel factor inputs [26].

For **mineral fertilizers**, indirect energy related to the provision of contained nitrogen and related CO_2-eq emissions as well as N_2O emissions from fertilizer plants were considered within the balances (cf. Table 1). For sewage sludge, both parameters were omitted as sewage sludge arose as waste material from wastewater treatment. Further micronutrients contained within customary fertilizers were generally led out of consideration, as conversion coefficients were either not available or not sufficiently reliable. Fertilization related **emissions of N_2O** were assumed to account for 2 % of the applied nitrogen (averaged value, according to [27]). Average values were used for all kinds of **pesticides** (molluscicides, herbicides, insecticides, and fungicides) to calculate the pesticide-related energy input and CO_2-eq emissions (Table 1). These considered for production, formulation, packaging, and transportation of active agents [cf. 28] and were multiplied with the applied amount of active agent per hectare. Coefficients for **seed-provision** of rapeseed and maize were also presented in Table 1. From the literature, no specific factors could be found for charlock (*Sinapsis arvensis*), which was the preceding crop dedicated for

green manuring within the maize cropping system. It was thus assumed, that energy input and CO_2-eq emissions were comparable to rapeseed.

2.3.4 Cropping system-specific factual differentiation

2.3.4.1 Rapeseed cropping system

Rapeseed yields were 4 Mg ha^{-1} and 3.5 Mg ha^{-1} within cultivation period 2008/09 and 2009/10, respectively. A first cleaning of the yield was done at an external plant (approx. 21 km distant to the farm), using a screening machine with a throughput rate of 80 Mg h^{-1} and a 40.8 kW electric motor. Afterwards, yield was transported to the farm and temporarily stored within a silo. A screw-conveyor with a throughput of 5 Mg h^{-1} and a 2 kW electrical motor was used for filling. The rapeseed oil press included a seed tank, which was filled with the same screw-conveyor. The press was powered by a 10 kW electric motor and was able to press about 100 kg h^{-1} of rapeseed. An averaged oil content of 42.5 % [29] was assumed for rapeseed, whereby oil yield was 85 % [23] and the averaged solid fraction within the oil was 3.25 % [30]. It was further assumed that the solid fraction got completely removed by two following cleaning steps, using cartridge filters. Accordingly, rapeseed oil yields were 1.398 Mg ha^{-1} and 1.223 Mg ha^{-1} in 2008/09 and 2009/10, respectively. The local farmers marketed the oil both as edible oil and lubricant whereas the rapeseed cake got exploited as animal feed. However, for the present study it was assumed that oil yields got refined to biodiesel and thus were transported to the nearest refinery. Therefore, the round trip transport distance was 372 km and diesel fuel consumption of the truck was averaged as 30 l per 100 km, considering a vehicle load capacity of 25 Mg. Prior to transesterification, rapeseed oil was assumed to be pretreated in order to remove mucilages, fatty acids, and dyestuffs; the process was linked to an energy demand of 10 kWh electricity and 80 kg steam per Mg rapeseed oil [23] and further 2.75 % of rapeseed oil losses. For the transesterification process, LURGI [31] calculated 96 kg methanol, 5 kg Na-Methylate (100 %) as catalyst, 10 kg hydrochloric acid (37 %), 12 kWh electrical energy, and 320 kg steam; all values were based on 1 Mg of rapeseed oil.

Biodiesel from rapeseed was assumed to substitute fossil diesel fuel. The energy credits were calculated based on the lower heating values (LHV) of biodiesel (37.2 MJ kg^{-1}) and fossil diesel (42.96 MJ kg^{-1}), which allowed to calculate the amount of fossil diesel equivalent to the produced biodiesel. It is noted again that the calculated energy credit considered also provision energy for fossil diesel (4.86 MJ kg^{-1}). Further energy credits were related to both by-products. Rapeseed cake from oil production was assumed to substitute soy as animal feed. The equivalent process for glycerin from the transesterification process, which gained approximately 125 kg glycerin Mg^{-1} biodiesel [31], was synthetically produced glycerin from propylene. REINHARDT [23] provided a detailed description of both equivalent processes; the reported coefficients were modified and presented in Table 1.

2.3.4.2 Maize cropping system

The maize was intended for a nearby anaerobic digester biogas plant with continuous operation, approximately 16 km distant to the research area, with liquid manure as main feedstock. However, the present study focused solely on maize-related factor inputs. Maize yields were 19.9 Mg dr.m. ha^{-1} and 17.6 Mg dr.m. ha^{-1} in 2008/09 and 2009/10, respectively. Losses of maize were related to ensilage and were assumed to be 12 % of total yields, including losses related to withering (6 %), transports, and loadings [32]. The biogas plant had an installed electrical power of 1.2 megawatt, which got achieved by two dual fuel combined heat and power plants (CHPs) with 340 kW electrical power each and a 520 kW Otto gas engine CHP (same values for thermal power). Biodiesel from rapeseed was used as inflammable matter within the dual fuel CHPs. The amount of biodiesel needed for the operation was calculated based on the electrical energy yield (Table 4), a mass density for biodiesel of 0.88 g l^{-1}, and the inflammable matter consumption, which was calculated according to KTBL [32]. By adjusting the reported value to the conditions of the present study, a weighted average consumption of 7.09 ml kWh^{-1} electrical energy was thus assumed for calculations. For biodiesel,

13.7 MJ kg^{-1} were considered as provision energy and the related CO_2-eq emissions were 2.16 kg CO_2-eq kg^{-1}; these values represented the factor input related total energy input and CO_2-eq emissions for the rapeseed cropping system of the present study (Table 6). Whereas both dual fuel CHPs were located directly at the plant ground, the Otto gas engine was located at a nearby care facility for mentally disabled persons. The biogas was transferred to the facility ground by a 500 m long subsurface gas pipe. Furthermore, the engine waste heat was used to heat the facility buildings and moreover, also the waste heat from both dual fuel CHPs got conveyed to the facility ground by a heating pipe. In sum, 57.5 % of the waste heat was finally used for heating purposes. Biogas yields were 622 l kg^{-1} dr.m. yield in 2008/09 and 612 l kg^{-1} dr.m. yield in 2009/10; the related CH_4 contents were 52.4 % and 52.5 %, respectively. Gross energy yield per hectare was calculated assuming a LHV for biogas of 35.9 MJ m^{-3} and was subsequently dissipated into electrical and thermal energy under consideration of the specific energy conversion factors. The energy conversion efficiency of both types of CHPs was considered as weighted average values, which were 42.7 % (dual fuel engine: 44 %; Otto gas engine: 40 %) and 41.7 % (dual fuel engine: 41 %; Otto gas engine: 43 %) for electrical and thermal efficiency, respectively. The average energy requirement for the operation of the biogas plant was assumed to be 7.4 % of the produced electrical energy and 11.5 % of thermal energy [32]. Methane emissions due to leakages and CH_4-slip during combustion within the CHPs were assumed to account for 1.8 % and 1.4 % of the produced biogas and were subtracted prior to the calculation of energy yields; methane from the digestate reservoir accounted for further emissions of 2 % [32, 33]. The produced electric energy was fed into the public grid and substituted electricity from the German energy mix. At the care facility, waste heat substituted fossil heating oil.

2.3.4.3 Miscanthus cropping system

Young *Miscanthus* plants were purchased from a plant propagator in Kolding, Denmark. Energy input and CO_2-eq emissions, due to plant propagation within fuel oil heated greenhouses, were calculated according to LEWANDOWSKI et al. [16], subsequently evaluated for a single plant, and finally related to an area basis. Thus, CO_2 emission factor was 0.0146 kg CO_2 per plant (Table 1), whereby planting density at the study area was 1.35 plants per m² on average. For the transport, a load capacity of the truck of 80.000 plants, a diesel fuel consumption of 30 l per 100 km on average, and a round trip distance of 1654 km were assumed. As no detailed yield records were available, *Miscanthus* yields were considered as communicated by the farmer and specified to account for 14 Mg dr.m. ha^{-1} yr^{-1} for the first two harvests (1997 and 1998) and 15 Mg dr.m. ha^{-1} yr^{-1} from the fifth standing year onwards. In sum, four different harvest variants were applied within the course of time whereby harvest was performed by agricultural wage enterprises and thus, the present study considered also machine journeys (cf. Table 5). Loading and transportation of bales, each accounting for approximately 300 kg, were done by a telescopic handler and a tractor drawn low platform trailer with a loading capacity of approximately 36 bales. The bales were either stored on the edge of the fields or transported to a close-by yard. For the loose chopped material from variant 2 (Table 5), loading capacity was 40 m³ and density of *Miscanthus* chips was estimated to be 130 kg m^{-3}. *Miscanthus* stands were solely fertilized with sewage sludge. For each investigated stand, the yearly applied amounts of sewage sludge were withdrawn from the site-specific delivery notes. Besides the diesel fuel consumption for sewage sludge application, also transports were taken into account (cf. Table 2). For the study, it was further assumed that (*i*) yields substituted heating oil as fuel for oil-fired heating systems within domestic dwellings and (*ii*) transport distance to regional costumers was maximum 50 km single way distance [cf. 3]. A LHV of 17.95 MJ kg^{-1} dr. m. on average [calculated from 16, 34, 35, 36] was assumed for the calculation of credits. Additional credits were related to heating oil-related provision energy (4.86 MJ kg^{-1}) and 1.1 Mg ha^{-1} yr^{-1} *Miscanthus*-derived carbon that got sequestered in soils of the study area (according to [21]). All data were finally divided by the number of standing years in order to account for the long-term character of the *Miscanthus* cropping system.

Table 3: Rapeseed balance. The table provides the detailed listing of cropping system-specific operations/supplies, main- and by-products and the related energy inputs, outputs, CO_2-eq emissions and CO_2-eq savings. Net production of energy and CO_2-eq net reduction were indicated by negative algebraic signs (row 'balance'). Ranges of values considered for minimum and maximum values; the arithmetic mean (AM) ± standard deviation (SD) were presented additionally.

Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
Soil tillage													
Shallow tillage by cultivator (200 kW tractor, 5 m working width)	Diesel	7.9	10.4	8.9	1.07	378	497	426	51.2	28	36	31	3.7
Preparation by seed bed combination (200 kW tractor, 7.5 m working width)	Diesel	8.5	10.9	9.3	0.94	406	521	446	45.0	30	38	33	3.3
Sowing													
Mounted pneumatic seed drill (200 kW tractor, 4 m working width)	Diesel	11.9	13.4	12.3	0.62	569	641	590	29.8	42	47	43	2.2
2.5 kg ha^{-1} seed (provision energy)	Seed			2.5[b]				21[b]				1.5[b]	
Plant protection													
Application of herbicide by mounted sprayer (66 kW, 1000 l tank, 16 m working width)	Diesel	1.0	1.3	1.1	0.13	48	62	52	6.2	3.5	4.5	3.8	0.45
Brand name: Butisan Top, 2 l ha^{-1}; active substances: metazachlor, 375 g l^{-1}; quinmerac, 125 g l^{-1}	Herbicide			1.0[b]				280.1[b]				18[b]	
Application of molluscicides by all-terrain vehicle towed spreader	Diesel	0.4	0.6	0.5	0.08	19	29	23	4.0	1.4	2.1	1.7	0.29
Slug and snail bait, 5 kg ha^{-1}; active substance: 39.5 g kg^{-1} methaldehyde	Molluscicide			0.2				55.32[b]				4[b]	
Application of insecticide by mounted sprayer (66 kW tractor, 1000 l tank, 16 m working width)	Diesel	1.0	1.3	1.1	0.13	48	62	52	6.2	3.5	4.5	3.8	0.45
Brand name: Karate Zeon, 0.075 l ha^{-1}; active substance: lambda-cyhalothrin, 100 g l^{-1}	Insecticide			0.008[b]				2.101[b]				0.1[b]	
Application of insecticide by mounted sprayer (66 kW tractor, 1000 l tank, 16 m working width)	Diesel	1.0	1.3	1.1	0.13	48	62	52	6.2	3.5	4.5	3.8	0.45
Brand name: Biscaya, 0.3 l ha^{-1}; active substance: thiacloprid, 240 g l^{-1}	Insecticide			0.07[b]				20.17[b]				1[b]	
Fertilization													
Application of mineral fertilizer by mounted spreader (66 kW tractor, 16 m working width)	Diesel	0.4	0.5	0.4	0.04	19	24	20	2.1	1.4	1.7	1.5	0.16
Calcium ammonium nitrate (96 kg ha^{-1}, 26% N)	N			25[b]				1180[b]				132[b]	
Application of mineral fertilizer by mounted sprayer (66 kW tractor, 1000 l tank, 16 m working width)	Diesel	0.8	1.0	0.9	0.09	38	48	41	4.4	2.8	3.5	3.0	0.32

(continued on next page)

Table 3 *(continued)*

Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
Urea Ammonium Nitrate solution (326 l ha^{-1}, 25% N, density 1.31 g cm^{-3})	N			107[b]				5584[b]				564[b]	
N_2O-emissions related to fertilization (2% of applied N)	N_2O			4.1[b]								1233[b]	
Harvest													
Threshing (140 kW self-propelled harvester, 4.5 m cutting unit)	Diesel	15.8	18.5	16.9	1.04	755	884	810	49.7	55	65	59	3.6
Loading, transport, unloading of yield (88 kW tractor, 15 Mg trailer)	Diesel	2.8	4.9	3.4	0.85	134	234	164	40.5	9.8	17	12	3.0
Rapeseed oil extraction													
Cleaning by screening machine (80 Mg h^{-1} throughput rate, 40.8 kW electrical motor)	Electric energy					6.4	7.3	6.9	0.49	1.0	1.1	1.1	0.08
Temporary storage within silo; filling by screw-conveyor (5 Mg h^{-1} throughput rate, 2 kW electrical motor)	Electric energy					5.0	5.8	5.5	0.44	0.79	0.91	0.86	0.07
Filling of oil press seed tank by screw-conveyor (5 Mg h^{-1} throughput rate, 2 kW electrical motor)	Electric energy					5.0	5.8	5.5	0.44	0.79	0.91	0.86	0.07
Operation of oil press (0.1 Mg h^{-1} throughput rate, 10 kW electrical motor)	Electric energy					1260	1440	1368	98.59	198	226	215	15
Production of RME													
Transport to refinery (30 l per 100 km distance, 25 Mg trailer)	Diesel	4.6	5.2	5.0	0.36	218	249	237	17.0	16	18	17	1.2
Pretreatment of rapeseed oil (process energy)													
Electrical energy demand (10 kWh Mg^{-1} rapeseed oil)	Electric energy					44	50	48	3.5	6.9	7.9	7.5	0.54
Thermal energy demand (80 kg steam Mg^{-1} rapeseed oil)	Steam	98	112	106	7.67	264	302	287	20.7	29	33	31	2.2
Transesterification process													
Methanol (96 kg Mg^{-1} RME)	CH_4O	114	131	124	8.94	4250	4857	4614	332.5	200	228	217	15.6
Sodium methoxide (5 kg Mg^{-1} RME)	CH_3NaO	6.0	6.8	6.5	0.47	108	123	117	8.4	15	17	16	1.2
Hydrochloric acid (10 kg Mg^{-1} RME)	HCl	12	14	13	0.93	5.1	5.8	5.6	0.40	0.80	2.1	1.1	0.57
Electrical energy demand (12 kWh Mg^{-1} RME)	Electric energy					51	59	56	4.0	8.1	9.2	8.8	0.63
Thermal energy demand (320 kg Mg^{-1} RME)	Steam	381	435	413	29.80	1028	1175	1116	80.4	111	127	121	8.70
Engine oil and lubricants (2% of diesel consumption)	Diesel	1.1	14	1.2	0.10	54	66	58	4.9	3.9	4.8	4.3	0.36
Sum input						16,903	18,553	17,743	728	2724	2853	2791	58

(continued on next page)

Table 3 *(continued)*

Output	Factor	Factor output kg ha^{-1}				Energy yield + credits MJ ha^{-1}				Credits kg CO_2-eq ha^{-1}			
		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
By-products													
Rapeseed cake													
From oil extraction as a substitute for soy as animal feed	Rapeseed oil[a]	1223	1398	1328	95.85	12,352	14,120	13,413	968.10	783	895	850	61.3
Glycerin													
From the transesterification process as a substitute for synthetically produced glycerin from propylene	Glycerin	1489	170	162	11.6	15,381	17,578	16,699	1203.5	1131	1292	1227	88.5
Main products													
Biodiesel/RME													
Yield	Biodiesel	1190	1360	1292	93.11	44,268	50,592	48,062	3463.8				
As substitute for diesel fuel (direct emissions)	Diesel	1030	1178	1119	80.62					3246	3710	3524	254
Provision of diesel fuel (indirect energy and emissions)	Diesel	1030	1178	1119	80.62	5008	5723	5437	391.8	350	400	380	27
Sum output						77,009	88,013	83,612	6027.2	5509	6297	5982	431
Balance						-59,960	-69,996	-65,869	5330.9	-2775	-3483	-3191	376
Output:input ratio (considering main + by-products)						4.5	4.9	4.7	0.2				

[a] According to REINHARDT (1993) credits for rapeseed cake were calculated based on the amount of rapeseed oil yield.

[b] Constant value.

Table 4: Maize balance. The table provides the detailed listing of cropping system-specific operations/supplies, main- and by-products and the related energy inputs, outputs, CO_2-eq emissions and CO_2-eq savings. Net production of energy and CO_2-eq net reduction were indicated by negative algebraic signs (row 'balance'). Ranges of values considered for minimum and maximum values; the arithmetic mean (AM) ± standard deviation (SD) were presented additionally.

Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
Intercropping (charlock, *Sinapsis arvensis*)													
Shallow tillage by short disk harrow (80 kW tractor, 3 m working width)	Diesel	4.8	6.8	5.6	0.91	229	325	268	43.3	17	24	20	3.2
Sowing by mounted mechanical sower (36 kW tractor, 2.5 m working width)	Diesel	3.4	3.9	3.6	0.22	163	186	173	10.7	12	14	13	0.78
12 kg ha^{-1} seed (provision energy)	Seed			12[b]				101[b]				7.3[b]	
Soil tillage + fertilization													
Shallow tillage by short disk harrow (80 kW tractor, 3 m working width)	Diesel	4.8	6.8	5.6	0.93	229	325	268	44.5	17	24	20	3.2
Sewage sludge transport + application (15 m³ ha^{-1}, 80 kW tractor, 10 m³ trailer)	Diesel	3.7	4.3	4.0	0.24	177	206	191	11.7	13	15	14	0.85
Sewage sludge related N input	N			35[b]									
Plowing by mounted half-turn plow (80 kW tractor, 4 blades, 1.4 m working width)	Diesel	19.3	21.0	19.9	0.82	922	1004	954	39.2	67	73	70	2.9
Harrowing by mounted seed bed combination (80 kW tractor, 4 m working width)	Diesel	4.2	5.4	4.7	0.57	201	258	223	27.3	15	19	16	2.0
Application of mineral fertilizer by mounted sprayer (80 kW tractor, 1200 l tank, 17.5 m working width)	Diesel	0.8	1.1	0.9	0.15	38	53	44	7.0	2.8	3.8	3.2	0.51
Urea Ammonium Nitrate solution (304 l ha^{-1}, 30% N, density: 1.3 g cm^{-3})	N			119[b]				6201[b]				626[b]	
Ammonium thiosulfate (76 l ha^{-1}, 12% N, density: 1.3 g cm^{-3})	N			12[b]				206[b]				62.6[b]	
Harrowing by mounted seed bed combination (80 kW tractor, 4 m working width)	Diesel	4.2	5.4	4.7	0.57	201	258	223	27.3	15	19	16	2.0
N_2O-emissions related to fertilization (2% of applied N)	N_2O			5.2[b]								1548[b]	
Sowing													
Sowing by 4-run seed drill (45 kW tractor, 3 m working width)	Diesel	2.4	2.9	2.6	0.23	115	139	125	11.1	8.4	10	9.1	0.81
28 kg ha^{-1} seed (provision energy)	Seed			28[b]				112[b]				7.1[b]	

(continued on next page)

Table 4 *(continued)*

Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
Plant protection													
Application of herbicides by mounted sprayer (80 kW tractor, 1000 l tank, 17.5 working width)	Diesel	0.6	0.8	0.7	0.08	29	38	34	3.6	2.1	2.8	2.5	0.26
Brand name: Mikado, 1 l ha^{-1}; active substance: sulcotrione, 300 g l^{-1}	Herbicide			0.3[b]				84[b]				5.4[b]	
Brand name: Certrol B, 0.5 l ha-1; active substance: bromoxynil, 235 g l^{-1}	Herbicide			0.118[b]				33[b]				2.1[b]	
Harvest, transport, ensilage													
Chopping (400 kW self-propelled harvester, 8-run head, 6 m working width)	Diesel	20.6	24.6	22.9	1.6	985	1176	1093	77.5	72	86	80	5.7
Loading, transport unloading of yield (160 kW tractor, 50 m³ trailer)	Diesel	48.8	55.5	51.6	3.1	2333	2653	2468	146.5	170	194	180	11
Ensiling at biogas plant (170 kW wheel loader)	Diesel	5.1	5.1	5.1	0.0	244	244	244	0.0	18	18	18	0.0
Biogas production													
Feeding of anaerobic digestor (170 kW wheel loader)	Diesel	3	3.5	3.2	0.26	143	167	151	12.3	10	12	11	0.90
Inflammable matter consumption of dual fuel CHPs	Biodiesel	129.3	146.6	135.0	9.0	4808	5455	5024	334.1				
Provision by rapeseed cropping	Biodiesel					1771	2009	1850	123.0	279	317	292	19.4
Methane emissions	CH_4	186	213	195	14.2					4650	5337	4879	355
Engine oils and lubricants (2% of diesel consumption)	Diesel	2.5	2.8	2.7	0.13	121	134	129	6.2	8.8	9.8	9.4	0.45
Sum input						19,468	20,978	20,199	639	7637	8407	7910	383

Output	Factor	Factor output kg ha^{-1} [a]				Energy yield + credits MJ ha^{-1}				Credits kg CO_2-eq ha^{-1}			
		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
Main- and by-products													
Electrical energy													
Energy yield	Electrical energy					74,577	84,608	77,921	5180	11,724	13,300	12,249	814
Energy demand for operation of biogas plant (7.4% of energy yield)	Electrical energy					-5519	-6261	-5766	383	-868	-984	-906	60
Thermal energy													
Energy yield	Thermal energy					72,830	82,626	76,095	5059				

(continued on next page)

Table 4 *(continued)*

Output	Factor	Factor output kg ha^{-1} [a]				Energy yield + credits MJ ha^{-1}				Credits kg CO_2-eq ha^{-1}			
		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
Amount of heating oil equivalent to energy yield (direct emissions)	Heating oil	1695	1923	1771	117.8					5340	6058	5580	371
Heat requirement for operation of biogas plant (11.5% of energy yield)	Thermal energy					-8375	-9502	-8751	582				
Amount of heating oil equivalent to heat requirement for operation of biogas plant (direct emissions)	Heating oil	195	221	204	13.5					-614	-697	-642	43
Unused proportion (42.5 % of energy yield)	Thermal energy					-30,953	-35,116	-32,341	2150				
Amount of heating oil equivalent to unused proportion (direct emissions)	Heating oil	721	817	753	50.0					-2270	-2575	-2371	158
Provision of heating oil (indirect energy and emissions)	Heating oil	780	885	815	54.2	3790	4300	3960	263	265	301	277	18
Sum output						106,350	120,655	111,118	7387	13,578	15,404	14,186	943
Balance						-86,179	-99,775	-90,919	6828	-5890	-7004	-6276	561
Output:input ratio (considering main and by-products)						5.3	5.8	5.5	0.2				

[a] Related to equivalent products only.
[b] Constant value.

Table 5: *Miscanthus* balance. The table provides the detailed listing of cropping system-specific operations/supplies, main- and by-products and the related energy inputs, outputs, CO_2-eq emissions and CO_2-eq savings. Net production of energy and CO_2-eq net reduction were indicated by negative algebraic signs (row 'balance'). Ranges of values considered for minimum and maximum values; the arithmetic mean (AM) ± standard deviation (SD) were presented additionally.

Year	Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
	Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
1995	Plant propagation													
	Raising of *Miscanthus* seedlings in greenhouses	Heating oil			56.5[b]				2700[b]				197[b]	
	Transport of seedlings from propagator to study area	Diesel			68.7[b]				3285[b]				240[b]	
	Soil tillage													
	1st tillage by cultivator (200 kW tractor, 6 m working width)	Diesel	8.3	10.1	9.3	0.81	395	483	445	38.8	29	35	32	2.8
	2nd tillage by cultivator, shallow (200 kW tractor, 6 m working width)	Diesel	7.1	9.0	8.2	0.84	339	431	390	40.1	25	31	28	2.9
	1st tillage by harrow (102 kW tractor, 8 m working width)	Diesel	4.7	5.5	5.2	0.36	224	263	246	17.4	16	19	18	1.3
	2nd tillage by harrow (102 kW tractor, 8 m working width)	Diesel	4.7	5.5	5.2	0.36	224	263	246	17.4	16	19	18	1.3
	Miscanthus plantation													
	Planting of young plants with modified potato planter (67 kW tractor)	Diesel	11.0	11.7	11.4	0.29	527	559	544	14.0	38	41	40	1.0
	Plant supply by pick-up	Diesel	0.1	0.3	0.2	0.11	4.0	16.0	10.0	5.2	0.29	1.17	0.73	0.38
	Plant protection													
	Application of herbicides (67 kW tractor, 1000 l tank, 200 l ha^{-1}, 15 m working width)	Diesel	1.0	1.1	1.0	0.05	47.9	51.9	49.9	2.3	3.5	3.8	3.6	0.2
	Brand name: Callisto, 1 l ha^{-1}; active substance: Mesotrione, 100 g l^{-1}	Herbicide			0.1[b]				28[b]				1.8[b]	
	Brand name: Harmony, 5 g ha^{-1}; active substance: 2.5 g ha^{-1} thifensulfuron-methyl	Herbicide			0.0025[b]				0.70[b]				0.045[b]	
1996	Application of herbicide (67 kW tractor, 1000 l tank, 200 l ha^{-1}, 15 m working width)	Diesel	1.0	1.1	1.0	0.05	47.9	51.9	49.9	2.3	3.5	3.8	3.6	0.17
	Brand name: Harmony, 5 g ha^{-1}; active substance: 2.5 g ha^{-1} thifensulfuron-methyl	Herbicide			0.0025[b]				0.70[b]				0.045[b]	
1997-2004	Harvest - harvest variant 1 (Deutz-Fahr Powerpress)													
	Machine journeys from Lake-Constance region (466 km single way distance)	Diesel			23.9[b]				1140[b]				83[b]	

(continued on next page)

Table 5 *(continued)*

Year	Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
	Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
	Chopping and pressing (175 kW self-propelled harvester with integrated baling press)	Diesel	34.0	37.5	35.7	1.52	1625	1794	1708	72.6	119	131	125	5.3
	Loading and transport of bales (telescopic handler, 175 kW tractor, trailer)	Diesel	8.0	8.4	8.2	0.16	382	399	393	7.5	28	29	29	0.55
	Transport to regional costumers from 1997-1998 (yield = 14 Mg ha^{-1})	Diesel			32.6[b]				1557[b]				114[b]	
	Transport to regional costumers from 1999-2004 (yield = 15 Mg ha^{-1})	Diesel			34.8[b]				1664[b]				122[b]	
2000	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	16.2	28.6	22.4	8.8	774	1368	1071	420	57	100	78	31
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	26.3	59.8	43.0	23.6	1259	2856	2058	1129	92	209	150	82
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	3.8	7.4	5.6	2.5					1137	2203	1670	754
2001	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	5.3	6.0	5.8	0.36	255	285	275	17.2	19	21	20	1.3
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	9.7	11.3	10.5	0.78	464	539	502	37.5	34	39	37	2.7
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	1.6	1.8	1.7	0.10					483	539	504	30
2003	Fertilization[a]													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel			3.5				168				12	
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel			6.4				304				22	
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O			1.1								325	
2004	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	8.8	13.3	10.7	2.2	420	638	513	104	31	47	37	7.6
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	10.4	19.6	13.9	4.2	498	935	662	201	36	68	48	15

(continued on next page)

Table 5 *(continued)*

Year	Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
	Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	3.5	5.3	4.3	0.87					1039	1581	1272	258
2005-2007	Harvest - harvest variant 2 (chopper + trailers for loose *Miscanthus* chips)													
	Machine journeys (Trier-region, Luxemburg-region; 50 km single way distance)	Diesel			5.2[b]				247[b]				18[b]	
	Chopping (400 kW self-propelled harvester, 4.5 m working width)	Diesel	24.8	28.2	26.7	1.4	1185	1348	1277	68.2	87	98	93	5.0
	Loading and transport of chopped *Miscanthus* (120 kW tractor, 40 m³ trailer)	Diesel	11.1	12.2	11.7	0.46	531	583	558	21.9	39	43	41	1.6
	Transport to regional costumers	Diesel			72.1[b]				3448[b]				252[b]	
2005	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	1.8	3.8	2.7	0.90	87.4	182	131	43.0	6.4	13	9.6	3.1
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	4.2	8.4	5.6	1.9	200	400	267	90.1	15	29	20	6.6
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	0.67	1.5	0.91	0.38					200	440	270	114
2006	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	16.5	33.1	22.7	7.7	790	1583	1087	366	58	116	79	27
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	7.3	17.9	11.0	4.8	348	856	528	232	25	62	39	17
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	1.4	3.0	2.0	0.76					411	903	605	225
2007	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	7.7	72.3	24.2	32.1	367	3455	1157	1532	27	252	84	112
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	9.5	22.5	13.7	6.0	455	1078	655	285	33	79	48	21
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	2.2	2.6	2.3	0.20					647	776	691	61
2008-2009	Harvest - variant 3 (combination)													

(continued on next page)

Table 5 *(continued)*

Year	Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
	Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
	Machine journeys (Luxemburg-region; 50 km single way distance)	Diesel			3.2[b]				152[b]				11[b]	
	Chopping (200 kW tractor, attached mounted forage harvester, 3 m working width)	Diesel	26.8	29.3	28.2	1.2	1281	1401	1349	55.0	94	102	99	4.0
	Pressing (tractor towed baling press)	Diesel	15.2	17.8	16.7	1.2	727	851	796	55.0	53	62	58	4.0
	Loading and transport of bales (telescopic handler, 175 kW tractor, trailer)	Diesel	8.4	8.8	8.6	0.17	402	421	412	8.2	29	31	30	0.60
	Transport to regional costumers	Diesel			34.8[b]				1664[b]				122[b]	
2008	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	11.1	12.7	12.2	0.77	528	607	583	36.8	39	44	43	2.7
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	5.5	6.5	6.0	0.41	263	310	287	19.6	19	23	21	1.4
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	0.93	1.4	1.1	0.21					279	403	332	64
2009	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	5.6	8.0	6.4	1.4	267	382	306	66.3	20	28	22	4.8
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	9.1	11.7	10.3	1.3	435	561	491	64.1	32	41	36	4.7
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	1.9	2.1	2.0	0.10					577	634	610	29
2010	Harvest - variant 4 (chopper + alongside running press)													
	Machine journeys (Luxemburg-region, 50 km single way distance)	Diesel			8.3[b]				398[b]				29[b]	
	Chopping (400 kW self-propelled harvester, 4.5 m working width)	Diesel	21.8	25.1	23.7	1.4	1042	1200	1132	66.6	76	88	83	4.9
	Pressing (175 kW tractor, towed baling press)	Diesel	12.2	14.4	13.4	0.93	583	688	639	44.2	43	50	47	3.2
	Loading and transport of bales (telescopic handler, 175 kW tractor, trailer)	Diesel	8.4	8.8	8.6	0.17	402	421	412	8.2	29	31	30	0.60
	Transport to regional costumers	Diesel			34.8[b]				1664[b]				122[b]	
2010	Fertilization													
	Sewage sludge transport (200 kW truck, 27 m³ trailer)	Diesel	9.31	9.34	9.32	0.01	445	446	446	0.6	32	33	33	0.045

(continued on next page)

Table 5 *(continued)*

Year	Input	Factor	Factor input kg ha^{-1}				Factor input MJ ha^{-1}				Factor related GHG-emissions kg CO_2-eq ha^{-1}			
	Operations / supplies		Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
	Sewage sludge application (200 kW tractor, 20 m³ trailer, 24 m trailing hose)	Diesel	11.03	13.69	12.08	1.41	527	654	577	67.5	38	48	42	4.9
	N_2O-emissions related to fertilization (2% of total N within sewage sludge)	N_2O	1.43	2.86	2.38	0.82					426	852	710	246
	Engine oils and lubricants (2% of diesel consumption)	Diesel	39.55	43.55	41.32	1.74	1890	2082	1975	83.1	138	152	144	6.1
	Sum input						83,768	93,526	88,082	4240	9842	14,832	11,885	2136
	Output	Factor	Factor output kg ha^{-1}				Energy yield + credits MJ ha^{-1}				Credits kg CO_2-eq ha^{-1}			
	Main- and by-products													
	Miscanthus chips (loose, chopped material)													
	Energy yield (14 Mg ha^{-1} yr^{-1} from 1997-1998)	*Miscanthus* chips			28,000[b]				502,600[b]					
	Amount of heating oil equivalent to energy yield (direct emissions)	Heating oil			11,699[b]								36,853[b]	
	Provision of heating oil (indirect energy and emissions)	Heating oil			11,699[b]				56,858[b]				3978[b]	
	Energy yield (15 Mg ha^{-1} yr^{-1} from 1999-2010)	*Miscanthus* chips			180,000[b]				3,231,000[b]					
	Amount of heating oil equivalent to energy yield (direct emissions)	Heating oil			75,209[b]								236,910[b]	
	Provision of heating oil (indirect energy and emissions)	Heating oil			75,209[b]				365,518[b]				25,571[b]	
	Sequestered carbon (1.1 Mg C ha^{-1} yr^{-1} in 0-150 cm depth)												64,592[b]	
	Sum output								4,155,977[b]				367,904[b]	
	Balance						-4,062,451	-4,072,209	-4,067,895	4240	-353,072	-358,062	-356,018	2136
	Reference: one year						MJ ha^{-1}				CO_2-eq kg ha^{-1}			
							Min	Max	AM	SD	Min	Max	AM	SD
	Input						5235	5845	5505	265	615	927	743	133
	Output								259,749[b]				22,994b	
	Balance						-253,903	-254,513	-254,243	265	-22,067	-22,379	-22,251	133
	Output:input ratio						44.4	49.6	47.3	2.2				

[a] Only one *Miscanthus* stand received sewage sludge in 2003.
[b] Constant value.

3. Results & Discussion

3.1 Energy gains, energy use efficiency and CO_2-eq mitigation potential

The balance results of the cropping systems are presented in Tables 3 (rapeseed), 4 (maize), and 5 (*Miscanthus*). The overall energy gains of the cropping systems amounted to (65.9 ± 5.3) GJ ha^{-1} (rapeseed), (90.9 ± 6.8) GJ ha^{-1} (maize), and (254.2 ± 0.3) GJ ha^{-1} yr^{-1} (*Miscanthus*), respectively. The related energy output:input ratios were 4.7 ± 0.2 (rapeseed), 5.5 ± 0.2 (maize), and 47.3 ± 2.2 (*Miscanthus*); these ratios emphasized abundantly clear the low-input character of the perennial *Miscanthus* compared to both annual crops. In sum, the cultivation of rapeseed for biodiesel led to GHG savings of (3.2 ± 0.38) Mg CO_2-eq ha^{-1} under consideration of both by-products. The conversion of maize-biomass into electrical and thermal energy saved (6.3 ± 0.56) Mg CO_2-eq ha^{-1} on average whereas *Miscanthus* chips saved (22.3 ± 0.13) Mg CO_2-eq ha^{-1} yr^{-1}. However, a direct quantitative comparison of the crops is not admissible as the substituted resources differed.

The balances showed further that a more (rapeseed, maize) or less (*Miscanthus*) significant amount of CO_2-eq was emitted during cropping and subsequent refinement processes (cf. line 'sum input' in Tables 3, 4, 5). Besides the effects of varying crop yields within the cultivation periods, data variance was mostly related to actual field sizes. In general, the diesel fuel related emissions decreased with increasing field size (results not shown in detail). This effect can be explained by higher machinery efficiency due to e.g. less turning manoeuvers, longer interruption-free distances covered, and consequently more consistent machinery utilization per unit of area. These aspects may also explain the relatively low overall diesel consumption of *Miscanthus* harvest variant no. 4 (see Table 5), which revealed to be most efficient compared to all the others. The conversion of the area-based energy inputs and CO_2-eq emissions into gravimetric units of the main product provided cropping system-specific conversion factors (Table 6). These clearly indicated that the attribute 'CO_2-neutral' for bioenergy from biomass is an oversimplification [11] and thus misleading, as it is valid for CO_2 temporarily fixed within the biomass by photosynthesis and the subsequent CO_2 release as a consequence of energetically biomass use. On the other hand, the conversion factors clearly emphasized that bioenergy still relied on fossil resources and thus, the crucial issue was the actual potential of each crop to reduce CO_2-eq emissions compared to the respective fossil fuel-related energy supply. Under current conditions of the study, CO_2-eq emissions could be reduced by minimum 30 % by electrical energy from maize biomass compared to the German energy mix and by minimum 29 % by the use of biodiesel instead of fossil diesel (Figure 1). For *Miscanthus*, emissions were reduced by 96 % compared to heating oil. In each case, the CO_2-eq-reduction potential was related to 1 MJ of the main product related energy yield to account for varying LHVs of fossil fuels and the respective substitutes (e.g. heating oil vs. *Miscanthus* chips). Here, the accruing by-products were firstly led out of consideration. However, the added value of each cropping system increased significantly the more the by-products were considered as further substitutes for actually fossil fuel derived processes [cf. 8, 13]. By this, the CO_2-eq-reduction potential could be increased by up to 55 % for electricity from maize biomass, accounting for the actual waste heat use of 57.7 % at the biogas plant and the care facility, and 82 % for biodiesel from rapeseed (accounting for rapeseed cake and glycerin), respectively (Figure 1). In particular the cogeneration of electrical power and heat improves the biogas performance significantly [37]. Consequently, under the theoretical assumption that 100 % of the waste heat from the CHPs could be used as a substitute for heating oil, the reduction potential for electricity would further increase up to a total of 76 %. For *Miscanthus*, FELTEN & EMMERLING [21] showed that 1.1 Mg C ha^{-1} yr^{-1} accumulated in the soils of the study area in 0-150 cm depth due to large amounts of pre- and direct harvest residues as well as of regenerating rhizomes and roots (compared to cereal reference sites). As a consequence, these C stocks were considered as credit within the present balance, accounting for 4.0 Mg CO_2-eq ha^{-1} yr^{-1}, whereby the credited amount exceeded the yearly CO_2-eq emissions due to *Miscanthus* cropping (Table 5) and the maximum reduction potential increased to 117 %. This indicated that (*i*) *Miscanthus* was

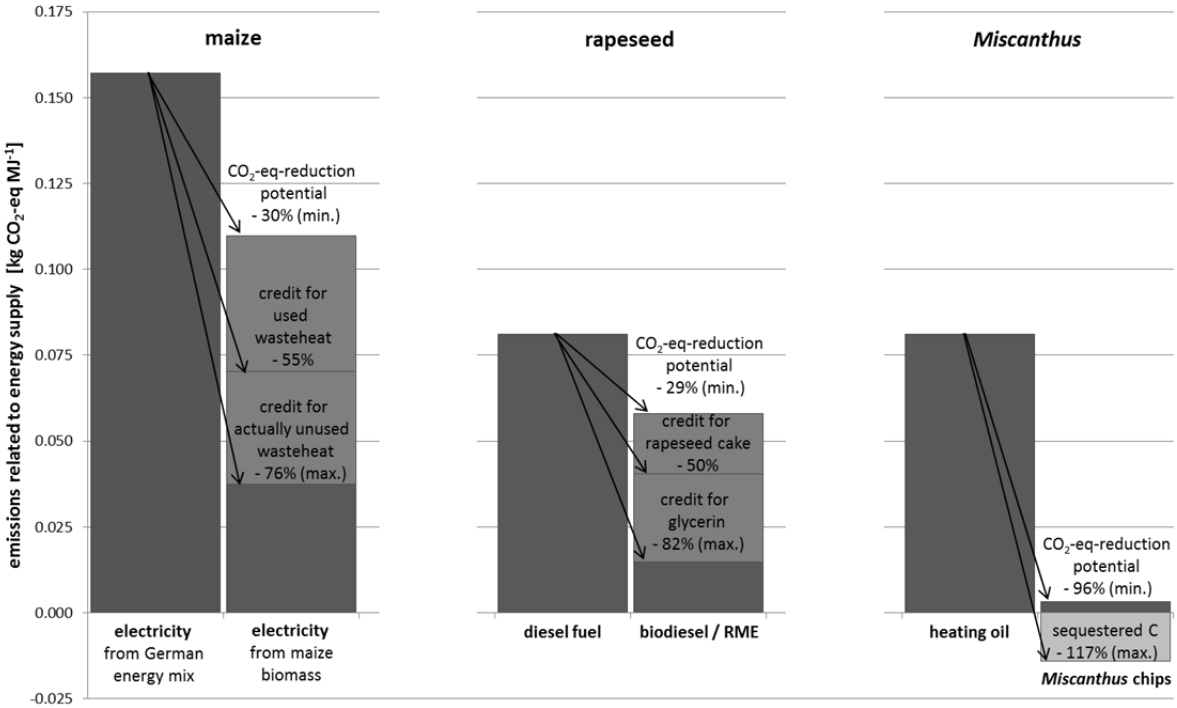

Figure 1: Emissions related to energy supply and CO_2-eq-reduction potential of renewable energy carriers (main products from cropping systems maize (electricity), rapeseed (biodiesel), and *Miscanthus* (chips)) compared to the respective fossil energy supply. Additional CO_2-eq-reduction potentials of each carrier, taking into account credits from the use of by-products (actual and potential waste heat use (maize), rapeseed cake, glycerin (rapeseed)) or additional credits (sequestered carbon from *Miscanthus* residues), are indicated by light grey color. It is mentioned that each energy carrier has to be evaluated discretely. As the resource, substituted by each of the renewable carriers differs, a direct quantitative comparison of different energy carriers is not admissible.

indeed cultivated CO_2-eq-neutral (even though the chips would not be used energetically as heating oil substitute) and moreover, (*ii*) *Miscanthus* fitted the status of a carbon sequestering crop and thus, the *Miscanthus* cropping system was a CO_2 sink under the current commercial farming conditions. The maize and rapeseed soils (part of crop rotation, dominated by cereals) showed neither increases nor decreases of the soil organic carbon content and consequently, no corresponding credits were considered.

3.2 Relevance of factual differentiation issues

As mentioned, the definition of system boundaries is significant for balance results [16]. To link to the CO_2-eq-reduction potential of *Miscanthus* discussed at last, **mineral-N fertilization** might be more ordinary compared to sewage sludge application. BOEHMEL et al. [38] demonstrated that energy use efficiency of cropping systems decreased with increasing mineral-N application. The actual balance was thus additionally calculated for the recommended amount of 50 kg ha^{-1} N [cf. 36, 39, 40] from urea ammonium nitrate solution (UAN, 25 % N). In general, the relatively low N-demand of *Miscanthus* is related to the translocation of nitrogen from aboveground plant parts into the rhizomes at the end of the growing season [41, 42] as well as to nutrient recycling from shed leaves [43]. Nitrogen fixation according to the Haber-Bosch process is energy expending and, besides energy related CO_2 emissions, also leads to estimated average emissions of 9 g N_2O kg^{-1} N [19]. However, even though the emissions due to fertilizer production as well as direct N_2O emissions accounted for 67 % of the total CO_2-eq emissions per year, the reduction potentials did not change considerably for the assumption of mineral-N fertilization and ranged from 94 % (min.) to 116 % (max.). The lack of appreciable differences between both fertilization options might be caused by the sewage sludge transport-related emissions, which may have annihilated the benefit of

saved provision-related emissions from mineral-N fertilizer production (cf. Tables 2 and 5). A further reduction of N_2O emitted by fertilizer plants can be expected within the next years, as catalytic N_2O cleaning technology will be successively implemented and may lead to average emissions of 3 g N_2O kg^{-1} N [19].

Within the present study, it was assumed that 2 % of the overall fertilized N emitted as **N_2O**, as EICHNER [27] summarized that the average percentage of N fertilizer evolved as N_2O was in the range of 0.07 % to 2.7 % for temperate regions. Besides different fertilizer types, a range of further management practices, such as rate, technique and timing of application, as well as environmental factors (temperature, precipitation, soil properties) affect the evolution of N_2O into the atmosphere [27] and thus the reported CO_2-eq-reduction potentials might differ under differing farming and environmental conditions. An adequate practice of fertilizer application might be particularly important for *Miscanthus* stands, where fertilizer application may be complicated due to the superficially accumulated mulch layer.

BLENGINI et al. [11] pointed out that the assumed **substituted non-renewable energy** is of primary importance for CO_2-eq mitigation potential. Within the course of time, *Miscanthus* from the study area was subject to a variety of most diverse uses, such as addition to recycled materials for the production of window frames [44] or horticultural mulch, whereby its use as a solid fuel for combustion is surely most significant in terms of maximum CO_2-eq mitigation. However, horticultural mulch was the presently prevailing sales channel for the farmer, as there is still no well-established market for *Miscanthus* chips (loose, chopped material), dedicated for combustion in domestic dwellings, and this circumstance revealed to be a general problem [cf. 3, 17]. There is, however, a reasonable chance that sales channels may change in the near future, as several wood chip boilers, geared to the combustion characteristics of *Miscanthus*, are available in the meantime (e.g. multifuel boiler AgroFire from HARGASSNER [45]).

In general, the assumed electrical energy demand and the heat **requirement for operation of the biogas plant** depend on a vast number of factors [46] that determine significantly balance results for maize. Uncertainties result from the lack of confidable data. For example, 1.7-23.6 % [32] and 3.5-17.5 % [47] of the electrical and up to 30 % [48, 49] of the thermal energy yield were reported, respectively. Consequently, average values according to KTBL [32] were defined for the current calculation (7.4 % and 11.5 % of electrical and thermal energy yield). Even **CH_4-emissions as a consequence of leakages** and slip may vary significantly. For example, KTBL [32] reports emissions of 0.8–2 % of the produced biogas due to incomplete combustion. An adequate **coverage of the digestate reservoir** is highly important as it enables further reduction of GHG emissions [8] and furthermore, improves also energy efficiency through recovery of residual biogas [46].

With regard to regional representativity it has to be mentioned that rapeseed **yields** were in the range of average values for the federal state of Rhineland-Palatinate within both cultivation periods (4.17 and 3.85 Mg ha^{-1} in 2008/09 and 2009/10, respectively), whereas maize yields were 25 % (2008/09) and 17 % (2009/10) above average [50]. For maize cultivated on a marginal site in southwestern Germany, WÜNSCH et al. [13] showed that financial profitability of biomass production for biogas plants was closely related to the dry matter yield. This conclusion can be transferred to energy gains and CO_2-eq savings in the same way. The study area *Miscanthus* stands were generally harvested in late March or the beginning of April. This may explain differences in the dry matter yield at the study area compared to late autumn yields, which include most of the leaves, and scaled up or modeled yields that frequently estimate higher yields than is actually reached under real conditions (up to 50 Mg dr.m. ha^{-1} yr^{-1}; [cf. 15, 18, 34, 51]).

Energy inputs and CO_2-eq emissions due to a conversion of *Miscanthus* stands into crop rotation at the end of the cultivation period were not considered within the actual study as the stands are still cultivated but, both would have to be considered within a complete life cycle assessment. In sum, a total of 83 MJ ha^{-1} yr^{-1} and 6 kg CO_2-eq ha^{-1} yr^{-1} can be assumed for a repeated tillage by cultivator and herbicide application whereby the process step might be negligible in terms of the overall study results.

Table 6: Cropping system-specific conversion factors. Energy inputs and related CO_2-eq emissions were related to units of crop yield and main product, respectively.

Cropping system	Main product	GJ Mg^{-1}	Mg CO_2-eq Mg^{-1}
Rapeseed	Rapeseed	4.73	0.74
	Biodiesel/RME	13.73	2.16
Miscanthus	*Miscanthus* chips	0.37	0.05
Maize	Maize	1.08	0.42
		GJ MWh^{-1}	Mg CO_2-eq MWh^{-1}
	Electrical energy	0.93	0.37

On the other hand, the accumulated carbon, actually considered as a credit, might be decomposed rapidly and become a source of CO_2 [cf. 21, 52]. As a consequence, the reported 96 %-minimum reduction potential (cf. section 3.1) should be considered to be a credible value for mitigation policies as long as no further turnover-related data were available and future research should focus on that significant issue [22].

This approach focused on energy and GHG-mitigation issues. Further environmental aspects, for example higher biodegradability, lack of sulphur, low benzene content of combusted bio-oils compared to diesel, as well as socio-economic aspects remained unaddressed [cf. 18].

4. Conclusions

The cultivation of each examined bioenergy crop, or more strictly speaking, the utilization of the respective main- and by-products from the cropping systems, provided more energy than was used during the entire production processes, reduced CO_2-eq emissions due to substitution of fossil resources and thus led to CO_2-eq savings. Regional bioenergy cropping might thus feature prominently even global change mitigation policies.

However, the general supposition of 'CO_2-neutrality' for bioenergy is misleading as biomass cropping still causes greenhouse gas emissions due to majorly fossil fuel related energy inputs and fertilization. Hence, CO_2-eq-reduction potential and energy efficiency depended closely on the definition of system boundaries, in particular the assumed substituted resources as well as their energetically assessment, the related emissions, the use of by-products, and potential credits. Within the considered period of time, true CO_2-eq-neutrality was solely reached by *Miscanthus,* whereby the cropping system functioned as a CO_2 sink. In general, (*i*) energy recovery options with outstanding GHG reduction potentials should be primarily implemented [2] and (*ii*) by-products should be used to the greatest possible extent in order to increase the added value of each cropping system from both the ecological and economical point of view.

Acknowledgements

We would like to thank Nicole Thien for reliable help within the study. The study was financially supported by the German Research Foundation (Research Training Group 1319: Cooperation of Science and Jurisprudence in Improving Development and Use of Standards for Environmental Protection).

References

[1] FNR (Agency for Renewable Resources), Cultivation of renewable resources in Germany. http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/anbauflache-fur-nachwachsende-rohstoffe-2011.html [30.04.2012]

[2] BMELV (Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection) and BMU (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety) (Eds.), Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland (National biomass action plan for Germany), BMELV, Berlin, 2010.

[3] D. STYLES, M.B. JONES, Current and future financial competitiveness of electricity and heat from energy crops: A case study from Ireland. Energ. Policy 35 (2007) 4355-4367.

[4] W. VERMERRIS, Why bioenergy makes sense, in: W. Vermerris (Ed.), Genetic improvement of bioenergy crops, Springer, New York, 2008, pp. 3-42.

[5] H. SCHOLES, Can energy crops become a realistic CO_2 mitigation option in South West England?, Biomass Bioenerg. 15 (1998) 333-344.

[6] R.L. ROWE, N.R. STREET, G. TAYLOR, Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK, Renew. Sust. Energ. Rev. 13 (2009) 260-279.

[7] BMELV (Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection) (Ed.), The Renewable Energy Sources and the Renewable Energies Heat Act – Data and facts for biomass, BMELV, Berlin, 2009.

[8] P.A. GERIN, F. VLIEGEN, J.-M. JOSSART, Energy and CO_2 balance of maize and grass as energy crops for anaerobic digestion, Bioresource Technol. 99 (2008) 2620-2627.

[9] J. MOERSCHNER, W. LÜCKE, Energy investigations of different intensive rape seed rotations – a German case study, in: E.C. van Ierland, A. O. Lansink, (Eds.), Economics of sustainable energy in agriculture, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2002, pp. 27-40.

[10] G.-W. RATHKE, W. DIEPENBROCK, Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop, Eur. J. Agron. 24 (2006) 35-44.

[11] G.A. BLENGINI, E. BRIZIO, M. CIBRARIO, G. GENON, LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability, Resour. Conserv. Recy. 57 (2011) 36-47.

[12] H. CHEN, G.Q. CHEN, Energy cost of rapeseed-based biodiesel as alternative energy in China, Renew. Energ. 36 (2011) 1374-1378.

[13] K. WÜNSCH, S. GRUBER, W. CLAUPEIN, Profitability analysis of cropping systems for biogas production on marginal sites in southwestern Germany, Renew. Energ. 45 (2012) 213-220.

[14] P. KAHLE, S. BEUCH, B. BOELCKE, P. LEINWEBER, H.R. SCHULTEN, Cropping of *Miscanthus* in Central Europe: biomass production and influence on nutrients and soil organic matter, Eur. J. Agron. 15 (2001) 171-184.

[15] J. CLIFTON-BROWN, Y.-C. CHIANG, T.R. HODKINSON, *Miscanthus*: genetic resources and breeding potential to enhance bioenergy production, in: W. Vermerris (Ed.), Genetic Improvement of Bioenergy Crops, Springer, New York, 2008, pp. 273-294.

[16] I. LEWANDOWSKI, A. KICHERER, P. VONIER, CO_2-balance for the cultivation and combustion of *Miscanthus*, Biomass Bioenerg. 8 (1995) 81-90.

[17] D. STYLES, F. THORNE, M.B. JONES, Energy crops in Ireland: An economic comparison of willow and *Miscanthus* production with conventional farming systems, Biomass Bioenerg. 32 (2008) 407-421.

[18] P. VENTURI, G. VENTURI, Analysis of energy comparison for crops in European agricultural systems, Biomass Bioenerg. 25 (2003) 235-255.

[19] P. BÖRJESSON, L. TUFVESSON, Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. J. Clean. Prod. 19 (2011) 108-120.

[20] D. FELTEN, E. EMMERLING, Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities – A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity, Appl. Soil Ecol. 49 (2011) 167-177.

[21] D. FELTEN, C. EMMERLING, Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land-use under commercial farming conditions, J. Plant Nutr. Soil Sc. (in press) DOI: 10.1002/jpln.201100250.

[22] IPCC, Climate Change 2007: Synthesis Report. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf [26.01.2012]

[23] G. REINHARDT, Energie- und CO_2-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe, Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden, 1993.

[24] M. KALTSCHMITT, G.A. REINHARDT, T. STELZER, Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects, Biomass Bioenerg. 12 (1997) 121-134.

[25] N. FRÖBA, M. FUNK, Teilzeitspezifische Dieselbedarfskalkulation bei landwirtschaftlichen Arbeiten, Landtechnik 1 (2004) 38-39. (in German with some annotations in English).

[26] M. QUIRIN, C. EMMERLING, D. SCHRÖDER, Ecological evaluation of different energy coefficients of conventionally, integrated and organically managed arable and pasture soils, Pflanzenbauwissenschaften 8 (2004), 91-98. (in German with English summary)

[27] M.J. EICHNER, Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data, J. Environ. Qual. 19 (1990) 272-280.

[28] T. WEST, G. MARLAND, A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States, Agr. Ecosyst. Environ. 91 (2002) 217-232.

[29] I. LEWANDOWSKI, C. BÖHMEL, Ölpflanzen, in: M. Kaltschmitt, H. Hartmann, H. Hofauer (Eds.), Energie aus Biomasse, 2nd ed., Springer, Heidelberg, 2009, pp. 109-115.

[30] E. REMMELE, B. WIDMANN, Pflanzenölgewinnung in Kleinanlagen, in: M. Kaltschmitt, H. Hartmann, H. Hofauer (Eds.), Energie aus Biomasse, 2nd ed., Springer, Heidelberg, 2009, pp. 725-736.

[31] LURGI GMBH, Biodiesel. http://www.lurgi.com/website/fileadmin/user_upload/1_PDF/1_Broshures_Flyer/englisch/0301e_Biodiesel.pdf [10.05.2012]

[32] KTBL (German Association for Technology and Structures in Agriculture), Faustzahlen Biogas, second ed., KTBL, Darmstadt, 2009.

[33] J. DANIEL, F. SCHOLWIN, Nachhaltiger Biogasanbau – Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen. http://www.ifeu.de/landwirtschaft/pdf/BMU-Biogasprojekt%202008-Materialband%20O.pdf [07.02.2012]

[34] R. KATTER, B. MOSER, P. TRINKAUS, T. UNTERSWEG, C. WUTZL, Kreislaufwirtschaft im Miscanthusanbau, Forschungsgemeinschaft Joanneum GmbH, Graz, 1993.

[35] R. MAYR, Ernte-, Lagerungs- und Heiztechnik bei *Miscanthus* in Österreich, in: R. Pude (Ed.), *Miscanthus* – Vom Anbau bis zur Verwertung, Verlag M. Wehle, Witterschlick/Bonn, 2000, pp. 80-83.

[36] LKÖ (Landwirtschaftskammer Österreich) (Ed.), *Miscanthus sinensis* ‚Giganteus', 2006.

[37] M. GRAEBIG, S. BRINGEZU, R. FENNER, Comparative analysis of environmental impacts of maize-biogas and photovoltaics on a land use basis, Sol. Energy 84 (2010) 1255-1263.

[38] C. BOEHMEL, I. LEWANDOWSKI, W. CLAUPEIN, Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities, Agr. Syst. 96 (2008) 224-236.

[39] I. LEWANDOWSKI, U. SCHMIDT, Nitrogen, energy and land use efficiencies of miscanthus, reed canary grass and triticale as determined by the boundary line approach, Agr. Ecosyst. Environ. 112 (2006) 335-346.

[40] R. PUDE, *Miscanthus*-Anbau – Düngung. http://www.miscanthus.de/miscanthusanbaulang.html [12.04.2012]

[41] J.M. GREEF, Etablierung und Biomassebildung von *Miscanthus × giganteus*, Cuvillier Verlag, Göttingen, 1996.

[42] S. JODL, A. HOTZ, D.G. CHRISTIAN, Nutrient demand and translocation processes of *Miscanthus × giganteus*, in: P. Chartier, G.L. Ferrero, U.M. Henius, S. Hultberg, J. Sachau, M. Wiinblad (Eds.), Biomass for Energy and the Environment, Proceedings of the 9th European Bioenergy Conference, Copenhagen, Pergamon, Oxford, 1996, pp. 517–522.

[43] C.V. BEALE, S.P. LONG, Seasonal dynamics of nutrient accumulation and partitioning in the perennial C4 grasses *Miscanthus x giganteus* and *Spartina cynosuroides*, Biomass Bioenerg. 12 (1997) 419-428.

[44] G. SCHNEIDER, Fensterprofile aus *Miscanthus*, in: R. Pude (Ed.), *Miscanthus* – Vom Anbau bis zur Verwertung, Verlag M. Wehle, Witterschlick/Bonn, 2000, pp. 72-74.

[45] HARGASSNER, Wood chip boiler, multifuel boiler Agro-Fire. http://www.hargassner.at/heiztechnik.htm [10.05.2012]

[46] M. PÖSCHL, S. WARD, P. OWENDE, Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. Appl. Energ. 87 (2010) 3305-3321.

[47] SOLARENERGIEFÖRDERVEREIN BAYERN E.V. (Ed.), Der Eigenstromverbrauch von Biogasanlagen und Potenziale zu dessen Reduzierung. http://www.sev-bayern.de/content/bio-eigen.pdf [13.04.2012]

[48] FNR (Agency for Renewable Resources), Faustzahlen Biogas. http://www.biogasportal.info/daten-und-fakten/faustzahlen/ [13.04.2012]

[49] F. SCHOLWIN, W. EDELMANN, Produkte und energetische Nutzung, in: M. Kaltschmitt, H. Hartmann, H. Hofauer (Eds.), Energie aus Biomasse, 2nd ed., Springer, Heidelberg, 2009, pp. 910-923.

[50] STATISTISCHES LANDESAMT RHEINLAND-PFALZ (Ed.), Statistisches Jahrbuch für Rheinland-Pfalz, 2011.

[51] J. CLIFTON-BROWN, J. BREUER, M.B. JONES, Carbon mitigation by the energy crop, *Miscanthus*, Glob. Change Biol. 13 (2007) 2296-2307.

[52] A.E. JOHNSTON, S.P. MCGRATH, P.R. POULTON, P.W. LANE, Accumulation and loss of nitrogen from manure, sludge and compost: Long-term experiments at Rothamsted and Woburn, in: J.Aa. Hansen, K. Henriksen (Eds.), Nitrogen in organic wastes applied to soils, Academic Press, London, 1989, pp. 126-139.

[53] AGEB (Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.), Energieeinheiten-Umrechner Version 1.0.0.3, Oktober 2010. http://www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=67 [15.03.2012]

[54] M. QUIRIN, Nährstoffbilanzen und Energiekenngrößen konventionell, integriert und biologisch bewirtschafteter Acker- und Grünlandschläge in einem Mittelgebirgsraum (Region Trier), Ph.D. thesis, University of Trier 2004.

[55] VDLUFA (Association of German Agricultural Analytic and Research Institutes), Standpunkt (Grünentwurf): Grundsätze von Energiebilanzen in der Landwirtschaft, Darmstadt, 2001.

[56] UBA (The Federal Environment Agency), Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2009 und erste Schätzung 2010 im Vergleich zum Stromverbrauch. http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/co2-strommix.pdf [07.02.2012]

[57] IPCC, Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (Eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

Lebenslauf

Name:	Daniel Felten
Geboren am:	23. Oktober 1980 in Trier
Familienstand:	verheiratet
Staatsangehörigkeit:	deutsch

Schulausbildung

06/2000	Abitur am Auguste-Viktoria Gymnasium, Trier

Zivildienst

07/2000 – 05/2001	Langzeitwohnheim für nichtsesshafte Menschen „*Haus Lukas*“ des Caritasverbandes für die Region Trier

Studium

10/2001 – 11/2001	Studiengang Umweltsicherung an der Fachhochschule Weihenstephan, Triesdorf
10/2002 – 04/2007	Studium der Angewandten Biogeographie an der Universität Trier Hauptfächer: Biogeographie, Geobotanik Nebenfächer: Bodenkunde, Geologie
05/2007 – 02/2008	Diplomarbeit in der Abteilung Bodenkunde Thema: „*Biohydrology und Funktionelle Diversität von Lumbriciden*“

Wissenschaftlicher Werdegang

03/2008 – 09/2008	Wissenschaftliche Hilfskraft mit Abschluss in der Abteilung Bodenkunde der Universität Trier
10/2008 – 10/2013	Stipendiat und wissenschaftlicher Mitarbeiter im DFG-Graduiertenkolleg „*Verbesserung von Normsetzung und Normanwendung im integrierten Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation*“ (GRK 1319). Promotion zum Thema „*Biodiversität und Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe*“ (Arbeitstitel) in der Abteilung Bodenkunde der Universität Trier
11/2011 – heute	Koordinator des DFG-Graduiertenkollegs 1319/2 am Institut für Umwelt- und Technikrecht der Universität Trier

Publikationen

FELTEN, D., FRÖBA, N., FRIES, J., EMMERLING, C. (2013): Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. Renewable Energy 55, 160-174.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2012): Energie- und Treibhausgasbilanz von *Miscanthus* - Wie "grün" ist Energie aus *Miscanthus*-Biomasse?, in Pude, R. (Hrsg.): 20 Jahre *Miscanthus*. 7. Internationale *Miscanthus*-Tagung vom 7.-9. November 2012, Campus Klein-Altendorf, Rheinbach. Universität Bonn-ILB Press, Bonn, 50-55.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2012): Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land-use under commercial farming conditions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 661-670.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2011): Effects of bioenergy crop cultivation on earthworm communities - A comparative study of perennial (*Miscanthus*) and annual crops with consideration of graded land-use intensity. Applied Soil Ecology 49, 167-177.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2010): Boden-Biodiversität & NaWaRo-Anbau: Einfluss der Bewirtschaftungsintensität, in: Pude, R. (Hrsg.): *Miscanthus* - Umwelt- und Nutzungsaspekte. 6. Internationale *Miscanthus*-Tagung vom 24.-26. November 2010 in Österreich. Universität Bonn-ILB Press, Bonn, 46-51.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2010): C-Sequestrierung unter langjährigen *Miscanthus*-Anbauflächen, in: Pude, R. (Hrsg.): *Miscanthus* - Umwelt- und Nutzungsaspekte. 6. Internationale *Miscanthus*-Tagung vom 24.-26. November 2010 in Österreich. Universität Bonn-ILB Press, Bonn, 40-45.

FELTEN, D., EMMERLING, C. (2009): Earthworm burrowing behaviour in 2D terraria with single- and multi-species assemblages. Biology and Fertility of Soils 45, 789-797.

ERNST, G., HENSELER, I., **FELTEN, D.**, EMMERLING, C. (2009): Decomposition and mineralization of energy crop residues governed by earthworms. Soil Biology and Biochemistry 41, 1548 - 1554.

ERNST, G., **FELTEN, D.**, VOHLAND, M., EMMERLING, C. (2009): Impact of ecologically different earthworm species on soil water characteristics. European Journal of Soil Biology 45, 207 - 213.

Beiträge zu wissenschaftlichen Tagungen und Workshops / Eingeladene Vorträge

FELTEN, D., EMMERLING, C.: Energie- und Treibhausgas-Bilanz von *Miscanthus* – Wie „grün" ist Energie aus *Miscanthus*-Biomasse? 7. Internationale *Miscanthus*-Tagung des MEG e.V. vom 7.-9. November 2012 am Campus Klein-Altendorf, Rheinbach (Vortrag).

FELTEN, D., EMMERLING, C.: Energy balances of bioenergy crops (*Miscanthus*, maize, rapeseed) and their CO_2-mitigation potential on a regional farm scale. European Geosciences Union General Assembly 2012, 22.-27. April 2012, Wien (Poster).

FELTEN, D., EMMERLING, C.: Regionaler Anbau von Energiepflanzen – Rückkopplungen auf Landnutzung, Böden und Biodiversität. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft vom 3.-9. September 2011 in Berlin und Potsdam (Vortrag).

FELTEN, D.: (1) Grabverhalten von Regenwürmern und Entwicklung ihres Individualgewichts unter Mono- und Multispezies-Bedingungen. (2) Erprobung und Entwicklung eines Bodenqualitätstests mittels endogäischer Regenwürmer (Vorstellung der Ergebnisse der Diplomarbeit von C. Fischer, Universität Trier). Bayer CropScience, Monheim, 10. Dezember 2010 (Vortrag, eingeladen).

FELTEN, D.; EMMERLING, C.: Kohlenstoffspeicherung (C-Sequestrierung) unter langjährigen *Miscanthus*-Anbauflächen. 6. Internationale *Miscanthus*-Tagung des MEG e.V. vom 24.-26. November 2010 in Ardagger, Österreich (Poster).

FELTEN, D.; EMMERLING, C.: Boden-Biodiversität & NaWaRo-Anbau: Einfluss der Bewirtschaftungsintensität. 6. Internationale *Miscanthus*-Tagung des MEG. e.V. vom 24.-26. November 2010 in Ardagger, Österreich (Poster).

FELTEN, D., GEILENKIRCHEN, S., EMMERLING, C.: Grabaktivität und Individualgewicht-Entwicklung von Regenwurmarten als Indikatoren organismischer Interaktionen. Organismische Interaktionen im Boden, Workshop der Kommission III der DBG, 30.09.-01.10.2010, Kloster Frauenchiemsee (Vortrag).

FELTEN, D., ERNST, G., EMMERLING C.: Muster der Grabaktivität von Regenwürmern bei Mono- und Multi-Spezies-Bedingungen in modifizierten Evans Gefäßen. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft vom 5.-13. September 2009 in Bonn (Vortrag).

ERNST, G., **FELTEN, D.**, EMMERLING, C.: Abbau und Mineralisation von Energiepflanzen-Streu unter dem Einfluss von Regenwürmern. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft vom 5.-13. September 2009 in Bonn (Vortrag).

EMMERLING, C., HARDER, N., **FELTEN, D.**, FRÜND, H.C.: Spuren biologischer Aktivität bei unterschiedlicher Bodennutzung. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft vom 5.-13. September 2009 in Bonn (Poster).

FELTEN, D., ERNST, G., EMMERLING C.: Muster der Grabaktivität von Regenwürmern bei Mono- und Multi-Spezies-Bedingungen in modifizierten Evans Gefäßen. Biodiversität im Boden – Funktion und Leistung des Ökosystems, Workshop des AK Bodenökologie der GfÖ, 19.-20. Mai 2009, Berlin (Vortrag).

FELTEN, D., KÖGEL, S., EMMERLING, C.: Earthworm burrowing activity affected by mono- and multi-species composition. Experimenting with Earthworms, Workshop der Kommission III der DBG, 20.-21. März 2009, Trier (Poster).

ERNST, G., **FELTEN, D.**, EMMERLING, C.: Impact of eco-physiologically different earthworms on soil water characteristics. EUROSOIL 2008, 25.-29. August 2008, Wien (Poster).

Trierer Bodenkundliche Schriften

Band 1: Abteilung Bodenkunde der Universität Trier (Hrsg.) (2000): Festschrift für Dietmar Schröder zum 60. Geburtstag. ISBN: 3–9807099–0–6.

Band 2: Michael Hübl (2000): Bodenchemische und bodenmikrobiologische Eigenschaften sowie Bodenentwicklung landwirtschaftlich genutzter Kippenböden aus quartären Substraten des Westelbischen Braunkohlereviers. ISBN: 3–9807099–1–4.

Band 3: Nicola Wermbter (2001): Bodenbiologische Eigenschaften von Kippböden im Leipziger und Lausitzer Braunkohlerevier in Abhängigkeit von Substrat, Nutzung, Bodenbearbeitung und Alter. ISBN: 3–9807099–2–2.

Band 4: Heiko Dahm (2002): Empirisch – mathematische Validierung der Weilbullverteilung zur Berechnung der vertikalen Verteilung von Cäsium-137 und weiteren künstlichen Radionukliden in ungestörten Böden unter Dauergrünland. ISBN: 3–9807099–3–0.

Band 5: Roland Haas (2003): Modellierung des vertikalen Transportes von Radionukliden in Böden – Ein Vergleich alternativer Methoden mit herkömmlichen Verfahren. ISBN: 3–9807099–4–9.

Band 6: Matthias Trapp (2003): Geodatenmanagement zur standortangepassten Ressourcenoptimierung in der Landwirtschaft. ISBN: 3–9807099–5–7.

Band 7: Charlotte Pfeiffer (2004): Die Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaft eines landwirtschaftlich genutzten Bodens auf Kupfer, Isoproturon, Nonylphenol und Tetracyclin. ISBN: 3–9807099–6–5.

Band 8: Markus Quirin (2004): Nährstoffbilanzen und Energiekenngrößen konventionell, integriert und biologisch bewirtschafteter Acker- und Grünlandschläge in einem Mittelgebirgsraum (Region Trier). ISBN: 3–9807099–7–3.

Band 9: Holger Schmitz (2004): Beratungsoffensive Biogas - Evaluierung des Stands der Technik von Biogasanlagen in Nordrhein-Westfalen abgeleitet anhand einer Biogas – Betreiberdatenbank und ausgewählten Monitoring-Projekten. ISBN: 3–9807099–8–1.

Band 10: Zeyad Makhamreh (2005): Optical Remote Sensing and Geo-spatial Analysis for Assessing and Monitoring of Land Degradation in Northern Jordan. ISBN: 3–9807099–9–X.

Band 11: Marc-Oliver Aust (2010): Retention and transport of sulfonamide antibiotics applied to soil with manure. ISBN: 978-3-9813264-0-6.

Band 12: Jette Schwarz (2010): Transformation und Festlegung antibiotischer pharmazeutischer Substanzen in Gegenwart von Huminstoffmonomeren und organischen Bodensubstanzen. ISBN: 978-3-9813264-1-3.

Band 13: Gregor Ernst (2010): Ökologische und umweltrechtliche Relevanz der biologischen Vielfalt im Boden. ISBN: 978-3-9813264-2-0.

Band 14: Ulrike Schöbinger (2010): Biogas aus gentechnisch verändertem Mais (MON810) - Potential und Risiko. ISBN: 978-3-9813264-3-7.

Band 15: Christoph Müller (2010): Hochwasserschutz in der Landwirtschaft - Validierung und Modellierung ausgewählter Maßnahmen. ISBN: 978-3-9813264-4-4.

Band 16: Ute Hammesfahr (2011): Alterations in soil microbial structure and function due to different manure and antibiotic loads. ISBN: 978-3-9813264-5-1.

Band 17: Tatjana Schneckenburger (2012): Hydration affected soil:water sorption processes of xenobiotics. ISBN: 978-3-9813264-6-8.

Band 18: Martina Arenz-Leufen (2012): Manure composition and its influence on the input and transport of veterinary antibiotics in soil. ISBN: 978-3-9813264-7-5.

Band 19: Marco Hümann (2012): Abflussgeschehen unter Wald – Validierung und Weiter-entwicklung eines GIS-basierten Tools zur Erstellung von Abflussprozesskarten auf forstlich genutzten Standorten. ISBN: 978-3-9813264-8-2.

Band 20: Kerstin Lahl (2012): Überwinterung Cyanophycin-produzierender transgener Kartoffelknollen Verrottung und Wirkung auf chemische und biologische Eigenschaften im Boden und in der Caulosphäre. ISBN: 978-3-9813264-9-9.

Band 21: Daniel Felten (2013): Boden-Biodiversität, Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial und Energie- und Treibhausgasbilanzen von Energiepflanzen-Anbausystemen sowie Handlungsempfehlungen für die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung. ISBN: 978-3-9816141-0-7.