

Modellgestützte Bewertung der Nutzung von Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft

Zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der
Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

der Fakultät für Wirtschaftswissenschaften
des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl. Chem./Dipl. Ing. Sophia Radloff (geb. Laure)

Tag der mündlichen Prüfung: 18.04.2016

Referent: Prof. Dr. rer. pol. Frank Schultmann

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. Andrea Kruse

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand zwischen 2012 und 2016 während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Industriebetriebslehre und Industrielle Produktion (IIP) sowie am Deutsch-Französischen Institut für Umweltforschung (DFIU) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT).

Ich danke meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Frank Schultmann für die Betreuung meiner Arbeit. Des Weiteren bedanke ich mich bei Frau Prof. Dr. Andrea Kruse für die Übernahme des Korreferats sowie Herrn Prof. Dr. Thomas Lützkendorf und Herrn Prof. Dr. Maxim Ulrich für die Teilnahme am Prüfungskomitee.

Ein besonderer Dank geht an alle Kollegen meiner Forschungsgruppe, v.a. Patrick und Magnus, für zahlreiche Diskussionen und Anregungen und für die gute Zusammenarbeit.

Nicht zuletzt danke ich Maria sowie Stefan und meiner Familie, die mich bei meinem Vorhaben der Promotion unterstützt haben, vor allem in der Schlussphase.

Karlsruhe, Mai 2016

Sophia Radloff

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	i
Abbildungsverzeichnis.....	ix
Tabellenverzeichnis.....	xiii
Abkürzungsverzeichnis.....	xvii
1 Einleitung	1
1.1 Ausgangslage und Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung und Lösungsweg.....	3
2 Grundlagen zu Biokohle und deren Nutzung als Bodenzusatz	7
2.1 Hintergründe.....	7
2.2 Terminologie Biokohle	10
2.3 Herstellung von Biokohle	11
2.3.1 Einordnung in Biomassekonversionspfade	11
2.3.2 Pyrolytische Verfahren.....	12
2.3.3 Hydrothermale Karbonisierung.....	14
2.3.4 Eigenschaften der Kohlen	15
2.4 Stabilität und Abbau von Biokohle im Boden.....	19
2.5 Auswirkungen der Biokohle auf Bodeneigenschaften und das Ökosystem Boden	21
2.5.1 Änderung der physikalischen Eigenschaften des Bodens durch Biokohlezugabe.....	22
2.5.2 Änderung der chemischen Eigenschaften des Bodens durch Biokohlezugabe.....	25
2.5.3 Änderung der biologischen Eigenschaften des Bodens durch Biokohlezugabe.....	27
2.5.4 Änderung von Treibhausgasemissionen des Bodens.....	29
2.6 Wirkung auf den Anbau von Feldfrüchten	32
2.7 Analyse der Marktsituation.....	33
2.7.1 Biokohlepreise und Verkaufsmengen	33
2.7.2 Mögliche Marktrisiken	36
2.7.3 Weitere stoffliche Nutzungsmöglichkeiten von Biokohle.....	38

2.7.4	Sonstige Vermarktungsstrategien	40
2.7.5	Energetische Nutzung	41
2.7.6	Zusammenfassung der Marktsituation	42
2.8	Forschungsrelevanz im internationalen Kontext.....	43
3	Stand der Forschung zur Bewertung der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff und Ableitung des Forschungsbedarfs	47
3.1	Definition des Begriffs Wertschöpfungskette im Kontext Biokohle	47
3.2	Bewertungen von Biomasse-Wertschöpfungsketten – ausgewählte Beispiele	48
3.3	Bewertung der Biokohlewertschöpfungskette	51
3.3.1	Ökologische Bewertungen der Biokohlewertschöpfungskette	51
3.3.2	Ökonomische Bewertungen der Biokohlewertschöpfungskette	54
3.3.2.1	Ökonomische Bewertung der Biokohleproduktion via Pyrolyse	55
3.3.2.2	Ökonomische Bewertung der Biokohleproduktion via HTC	56
3.3.3	Ökonomisch-ökologische Bewertungen der Biokohlewertschöpfungskette	56
3.4	Schlussfolgerungen für den Forschungsbedarfs	61
4	Methoden zur Modellierung und Bewertung der Biokohleanwendung.....	65
4.1	Methoden der Modellierung von Stoff- und Energieströmen	65
4.1.1	Modellierung der Stoff- und Energieflüsse	65
4.1.1.1	Stoff- und Energiebilanzierung.....	65
4.1.1.2	Aggregationsebenen	66
4.1.1.3	Stoffstromnetze.....	66
4.1.1.4	Modellierung von Stoff- und Energieströmen in der Verfahrens- und Ökosystemmodellierung	66
4.1.2	Anforderungen und Eingrenzung der Methoden zur Modellierung der Stoff- und Energieflüsse der Wertschöpfungskette Biokohle.....	68

4.2	Methoden zur ökonomischen Bewertung	71
4.2.1	Methoden zur Investitionsschätzung und -planung	71
4.2.1.1	Investitionsschätzung.....	71
4.2.1.2	Investitionsplanung.....	73
4.2.2	Schätzung von Kosten	75
4.2.2.1	Investitionsabhängige Kosten	76
4.2.2.2	Verbrauchsabhängige Kostenarten.....	77
4.2.2.3	Personalkosten.....	77
4.2.2.4	Sonstige Kosten und Folgekosten	77
4.2.2.5	Externe Kosten	78
4.2.3	Anforderungen und Eingrenzung der Methoden zur ökonomischen Bewertung der Wertschöpfungskette Biokohle	78
4.3	Auswahl einer Methode zur ökologischen Bewertung	79
4.3.1	Ökobilanzierung	80
4.3.2	Wirkungsabschätzung – Beispiel Klimawandel	81
4.3.3	Externe Kosten	86
4.3.4	Gewählter Ansatz.....	87
4.4	Weitere Aspekte.....	88
4.4.1	Mehrzielentscheidungen	88
4.4.2	Berücksichtigung von Unsicherheiten.....	89
5	Entwickeltes Bewertungsmodell und dessen Datengrundlage	91
5.1	Modellüberblick, Systemgrenzen und Untersuchungsrahmen.....	91
5.2	Teilmodell Biokohleproduktion	95
5.2.1	Stoff- und Energieflussmodell.....	95
5.2.1.1	Systemgrenzen	95
5.2.1.2	Ausgangsbiomassearten, -potentiale, und -eigenschaften	95
5.2.1.3	Transport der Biomassen	97
5.2.1.4	Betrachtetes Pyrolyseverfahren.....	98
5.2.1.5	Betrachtetes HTC-Verfahren.....	100
5.2.1.6	Modellierung der Stoff- und Energieflüsse in Umberto® und LCI/LCIA-Berechnung mit Daten aus Ecoinvent 2.2 .	102
5.2.1.7	Erweiterung der Systemgrenzen für die Berechnung der THG-Speicherfähigkeit der Kohlen.....	105

5.2.2	Berechnung der Gesamtkosten der Biokohleherstellung	106
5.2.2.1	Biomassepreise	106
5.2.2.2	Weitere Preisannahmen.....	107
5.2.2.3	Investitionsabhängige, sonstige und Folgekosten.....	108
5.2.2.4	Transportkosten	108
5.2.2.5	Kosten für die Vortrocknung der Biomasse beim Pyrolyseverfahren bzw. Erlöse für die Nutzung der Abwärme	109
5.2.2.6	Berechnung der Gesamtkosten der Biokohleherstellung via Pyrolyse.....	110
5.2.2.7	Berechnung der Gesamtkosten der Biokohleherstellung via HTC.....	111
5.2.3	Ökologische Bewertung	112
5.2.3.1	Berechnung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen via Pyrolyse	113
5.2.3.2	Berechnung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen via HTC	114
5.3	Teilmodell Feldmanagement.....	115
5.3.1	Stoff- und Energieflussmodell	116
5.3.1.1	Erfassung und Modellierung der benötigten Arbeitsschritte zur Produktion von Getreide	116
5.3.1.2	Dieselmengen.....	117
5.3.1.3	Düngemittelmengen	117
5.3.2	Schätzung der Produktionskosten von Feldfrüchten	117
5.3.2.1	Maschinenkosten, Arbeitsaufwand, sonstige Kosten, Kosten für Pflanzenschutzmittel	118
5.3.2.2	Auswahl der Düngemittel und Berechnung der Kosten..	118
5.3.3	Verkaufspreise für Getreide	119
5.3.4	Ökologische Bewertung	119
5.4	Teilmodell Agrarökosystem.....	120
5.4.1	Anforderungen und Auswahl eines Agrarökosystemmodells zur Berechnung von Getreideerträgen und THG-Bodenemissionen	120
5.4.2	Agrarökosystemmodell DNDC.....	125
5.4.3	Kalibrierung des Agrarökosystemmodells.....	129
5.4.3.1	Zeitlicher und räumlicher Umfang der Kalibrierung.....	129

5.4.3.2	Bodendaten und Standortwahl zur Kalibrierung des DNDC-Modells.....	130
5.4.3.3	Voruntersuchungen und -überlegungen zur Kalibrierung des DNDC-Modells.....	133
5.4.3.4	Anpassung der Pflanzenparameter zur Kalibrierung des DNDC-Modells.....	134
5.4.4	Modellierung des Biokohleabbaus im Boden	143
5.4.5	Modellierung der Wirkungen von Biokohle auf die Bodenphysik und -chemie.....	145
5.4.5.1	Trockenraumdichte	146
5.4.5.2	Porosität	147
5.4.5.3	Feldkapazität	148
5.4.5.4	Wasserleitfähigkeit.....	149
5.4.5.5	Kationenaustauschkapazität	150
5.4.5.6	pH-Wert	150
5.4.6	Klimadaten	151
5.4.7	Zusammenfassung erweitertes DNDC	153
5.5	Modell zur Gesamtbewertung der Biokohlenutzung als Bodenzusatz	153
5.5.1	Bewertung der THG-Speicherung	153
5.5.2	Berechnung der Kapitalwerte zur Bewertung der Biokohlenutzung	155
6	Ergebnisse der Anwendung des entwickelten Modells.....	157
6.1	Ergebnisse des Teilmodells Biokohleproduktion.....	157
6.1.1	Stoff- und Energieflüsse	158
6.1.2	Gesamtkosten der Biokohleherstellung.....	158
6.1.2.1	Pyrolyse	158
6.1.2.2	HTC.....	160
6.1.2.3	Vergleich der Gesamtkosten für Pyrokohle und HTC-Kohle und Sensitivitätsanalyse	161
6.1.3	Theoretische THG-Speicherfähigkeit der Kohlen.....	166
6.1.4	Zusammenfassende ökonomische und ökologische Bewertung der Biokohleherstellpfade	170
6.2	Ergebnisse des Teilmodells Feldmanagement	171
6.2.1	Nährstoffbedarfe	172
6.2.2	Produktionskosten der betrachteten Feldfrüchte	172

6.3	Bewertung der Biokohle als Bodenzusatz für zwei Standorte in Baden-Württemberg	173
6.3.1	Ergebnisse des Teilmodells Agrarökosystem	173
6.3.1.1	Zugrunde gelegte Daten.....	173
6.3.1.2	Wirkungen der Biokohle auf die Bodeneigenschaften....	175
6.3.1.3	Biokohleabbau.....	175
6.3.1.4	Änderung der Feldfruchterträge durch Biokohle	178
6.3.1.5	Bodenemissionen von Lachgas und Methan.....	179
6.3.2	Ergebnisse der Gesamtbewertung.....	181
6.3.2.1	Zugrunde gelegte Annahmen.....	181
6.3.2.2	Ergebnisse der THG-Bilanzierung – THG-Speicherung durch die Biokohleanwendung.....	181
6.3.2.3	Kapitalwerte	184
6.3.3	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	192
6.4	Untersuchung der Biokohleanwendung in verschiedenen Bodenarten.....	195
6.4.1	Ergebnisse des Teilmodells Agrarökosystem	195
6.4.1.1	Zugrunde gelegte Daten.....	195
6.4.1.2	Biokohleabbau.....	196
6.4.1.3	Änderung der Feldfruchterträge durch Biokohle	197
6.4.1.4	Bodenemissionen von Lachgas	198
6.4.1.5	Bodenemissionen von Methan	201
6.4.2	Ergebnisse des Gesamtmodells.....	203
6.4.2.1	Zugrunde gelegte Annahmen.....	203
6.4.2.2	Ergebnisse der THG-Bilanzierung – THG-Speicherung durch Biokohle im Boden	203
6.4.2.3	Kapitalwerte	205
6.4.3	Weitere Szenarienuntersuchungen	212
6.4.3.1	Änderung der mittleren Verweildauer der Biokohlen im Boden und Auswirkung auf die Ergebnisse	212
6.4.3.2	Änderung der Pflanzenparameter und Auswirkungen auf die Ergebnisse	214
6.4.4	Zusammenfassung der Ergebnisse.....	215
6.5	Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Einflussgrößen des entwickelten Bewertungsmodells und Schlussfolgerungen zur Biokohlenutzung als Bodenzusatz.....	217

7	Diskussion und Ausblick zum entwickelten Bewertungsmodell	223
7.1	Diskussion zum Teilmodell Biokohleproduktion	223
7.2	Diskussion zum Teilmodell Feldmanagement.....	224
7.3	Diskussion zum Teilmodell Agrarökosystem	225
7.4	Diskussion zum Modells der Gesamtbewertung, der getroffenen Systemgrenzen und sonstigen Aspekten	228
8	Zusammenfassung.....	231
	Anhang.....	237
A.	Benutzte Emissionsfaktoren aus der Datenbank Ecoinvent 2.2 ..	237
B.	Biokohlepreise im deutschsprachigen Raum	238
C.	Produktionskosten der betrachteten Feldfrüchte	240
D.	Berechnung der C-Gehalte der betrachteten Getreidearten	243
E.	Inputdaten in DNDC	244
F.	Kapitalwerte der Basisszenarien	251
	Literaturverzeichnis.....	253

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Biomassekonversionspfade.....	12
Abbildung 2-2: Produkte der thermo-chemischen Umwandlung am Beispiel von Holz.....	14
Abbildung 2-3: Van-Krevelen-Diagramm (Inkohlungsdiagramm).....	17
Abbildung 2-4: Schematische Darstellung der Faktoren, die den Abbau der Biokohle beeinflussen können, und ihre Einflussgröße	21
Abbildung 2-5: Stickstoffkreislauf im Boden.....	31
Abbildung 3-1: Wertschöpfungskette im Kontext Biokohle	48
Abbildung 4-1: Elemente der Ökobilanzierung	81
Abbildung 4-2: TAWP ₁₀₀ für drei Treibhausgase.....	88
Abbildung 5-1: Überblick über den Aufbau des Bewertungsmodells.....	94
Abbildung 5-2: Schematische Prozessdarstellung der betrachteten Pyrolyseanlage.....	98
Abbildung 5-3: Schematische Prozessdarstellung des betrachteten HTC-Verfahrens	101
Abbildung 5-4: Modellierung der Wertschöpfungskette bis zur Biokohleherstellung in Umberto® am Beispiel des betrachteten Pyrolyseverfahrens	104
Abbildung 5-5: Schematische Darstellung des DNDC Modells 9.5	127
Abbildung 5-6: Vergleich der statistischen mit DNDC-simulierten Getreideerträgen vor der Kalibrierung am Beispiel Körnermais für die Landkreise Karlsruhe und Hohenlohe.....	133
Abbildung 5-7: Computer-Experiment	135
Abbildung 5-8: Neuron und Neuronales Netz (Feedforward mit einem hidden layer).....	137

Abbildung 5-9: Vergleich von statistischen historischen Getreideerträgen mit Erträgen simuliert in DNDC mit dort hinterlegten Pflanzendaten (DNDC original) und optimierten Pflanzendaten (DNDC optim.) am Beispiel Körnermais a) und Winterweizen b)	143
Abbildung 5-10: Trockenraumdichten bei unterschiedlichen Pyro-Biokohlegaben in verschiedene Böden mit jeweiligen linearen Trendlinien.....	147
Abbildung 6-1: Spezifische Gesamtkosten der Herstellung von Pyrokohle des betrachteten Pyrolyse-Verfahrens.....	160
Abbildung 6-2: Spezifische Gesamtkosten der Herstellung von HTC-Kohle des betrachteten HTC-Verfahrens.....	161
Abbildung 6-3 a)-d): Sensitivitätsanalysen der spezifischen Gesamtkosten der betrachteten Verfahren zur Herstellung von Biokohle dargestellt für ausgewählte Ausgangsbiomassen (Landschaftspflegematerial und Klärschlamm)	165
Abbildung 6-4 a)-b): Emissionen bedingt durch das jeweilige Verfahren mit a) Pyrolyse, b) HTC), den jeweiligen Emissionen durch Transport der Biomasse und Emissionen durch Substitution der verwendeten Biomassen	168
Abbildung 6-5: Theoretische THG-Speicherfähigkeit der Biokohlen mit und ohne CO ₂ -Emissionen für Biomassesubstitution, berechnet für Pyrolyse- und HTC-Herstellpfad, 100 % entspricht CO ₂ -Menge enthalten in der Ausgangsbiomasse.....	169
Abbildung 6-6: Darstellung der THG-Speicherfähigkeit zu den spez. Gesamtkosten der Biokohlen	170
Abbildung 6-7: Entwicklung der Biokohlemenge im Boden am Beispiel HTC-Kohle aus Stroh am Standort Forchheim im ersten Jahr nach der Biokohleausbringung [kg C/ha].....	176
Abbildung 6-8: Verteilung des stabilen Biokohle-Kohlenstoffs über die Zeit (104 Jahre, 1997-2100) am Beispiel Pyro-Kohle aus Stroh am Standort Forchheim [kg C ha ⁻¹]	178

Abbildung 6-9: Entwicklung der gespeicherten THG-Mengen an den Beispielsanwendungen von Pyrokohle aus Waldrestholz und Gärresten für die Standorte March und Forchheim inkl. Biomassesubstitution [%] (100 % entspricht den in den Ausgangsbiomassen enthaltenen CO ₂ -Mengen).....	183
Abbildung 6-10 a) bis d): Szenarienbetrachtungen der Kapitalwerte der Biokohleanwendungen an den Standorten Forchheim und March..	187
Abbildung 6-11: Sensitivitätsanalyse der Kapitalwerte (Fall 3) mit Parametervariation der Biokohlepreise um ±100 % für Pyro-Kohlen am Beispiel Standort March	189
Abbildung 6-12: Änderungen des CO ₂ -Preises (70, 7 und 280 € pro t CO ₂ -Äquivalente) am Beispiel von Pyro- und HTC-Kohlen aus Waldrestholz am Standort March	192
Abbildung 6-13: Biokohlemenge am Ende des Betrachtungszeitraums für 11 Beispielböden und 9 unterschiedlichen Anteilen an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3	197
Abbildung 6-14: Getreideerträge im Mittel im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [%]..	199
Abbildung 6-15: Lachgasemissionen (Summe) im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [%]	201
Abbildung 6-16: Methanemissionen (Summe) im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [%]	202

Abbildung 6-17: THG-Speicherung (CO₂-Speicherung) durch die Anwendung von Biokohle bilanziert über die gesamte Wertschöpfungskette [% von der ursprünglich in der Biomasse gespeicherten CO₂-Menge, 100 % entspricht der in der Ausgangsbiomasse enthaltenen CO₂-Menge] für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), THG-Bilanz der Produktion für Fallbeispiel Waldrestholz, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 204

Abbildung 6-18: Netto-Ein- und Auszahlungen, berechnet für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.) für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [€/ha] 208

Abbildung 6-19: Kapitalwerte unter Berücksichtigung externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen und Einsparungen berechnet für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Biokohlepreisannahme: 200 €/t, Einbringmenge: 20 t/ha, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 209

Abbildung 6-20: Biokohlepreise zur Erzielung eines Kapitalwerts von 0 € unter Berücksichtigung externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen und Einsparungen (Fall 3) berechnet für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Einbringmenge: 200 t/ha, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 210

Abbildung 6-21: (Netto-)Kapitalwert berechnet mit Netto-Ein- und Auszahlungen (Fall 3) für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Einbringmenge: 20 t/ha, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 212

Abbildung 6-22: Biokohlemenge am Ende des Betrachtungszeitraums für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für den pH-Ausgangswert 6,5 für die mittlere Verweildauer des stabilen Biokohleanteils von 2000 Jahren und 1000 Jahren 213

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Terminologie der in dieser Arbeit häufig verwendeten Begriffe	11
Tabelle 2-2: Kohleausbeute und chemische Elementarzusammensetzungen von Kohlen	16
Tabelle 2-3: Eigenschaften des Bodens durch Körnung und Bodenart	23
Tabelle 2-4: Biokohlepreise Stand 2013	35
Tabelle 3-1: Übersicht der berücksichtigten Themen in bisherigen Biokohlebewertungsarbeiten (ökonomisch und ökologisch) und ihre Datengrundlagen*	62
Tabelle 5-1: Restbiomassen – Potentiale und Eigenschaften.....	96
Tabelle 5-2: Angenommene Kohlenstoffgehalte der Biokohlen [% C der TM]	102
Tabelle 5-3: Nutzung der Biomassen und ihre Substitution für eine Erweiterung der Systemgrenzen zur Berücksichtigung von Emissionen .	106
Tabelle 5-4: Verwendete Biomassepreise [€/t FM], exklusive Transport	107
Tabelle 5-5: Preisannahmen für Verbrauchsmittel	107
Tabelle 5-6: Zusammenstellung der Daten zur Berechnung von Transportkosten	108
Tabelle 5-7: Auszug aus Datenbank der KTBL zu den Arbeitsschritten, benötigter Maschinenaufwand, Arbeitsaufwand am Beispiel Winterweizen	116
Tabelle 5-8: Erzeugerpreise der betrachteten Feldfrüchte [€/t]	119
Tabelle 5-9: Übersicht der Agrarökosystemmodelle zur Auswahl.....	123
Tabelle 5-10: Zusammenfassung der Input-Parameter für DNDC 9.5.....	128
Tabelle 5-11: Anpassung der BÜK200-Daten zur Nutzung in DNDC, abgeleitet aus den Feinbodenarten in BÜK200.....	131
Tabelle 5-12: Anpassung weiterer BÜK200-Daten zur Nutzung, jeweils mit einer Beispielberechnung für die Übertragung in DNDC	132

Tabelle 5-13: Aggregierte Bodendaten der Landkreise zur Kalibrierung von DNDC	132
Tabelle 5-14: In DNDC hinterlegte Pflanzendaten und Faktoren zur Bestimmung der Minimal- und Maximalwerte für die Erstellung eines DoE-LHS-Testfelds.....	139
Tabelle 5-15: Optimierte Pflanzenparameter der Kalibrierung von DNDC.....	141
Tabelle 6-1: Frischmassemengen und erzielbare Biokohlemengen je nach Produktionsverfahren [kt/a]	158
Tabelle 6-2: Gesamtkosten der Biokohleproduktion via Pyrolyse und HTC [€/t TM]	161
Tabelle 6-3: Theoretische THG-Speicherung in den Kohlen mit und ohne Berücksichtigung einer Biomassesubstitution [%].....	169
Tabelle 6-4: Nährstoffbedarfe der betrachteten Feldfrüchte [kg/ha]	172
Tabelle 6-5: Produktionskosten der betrachteten Feldfrüchte [€/ha]	173
Tabelle 6-6: Ausgangsbodendaten vor Biokohlezugabe.....	174
Tabelle 6-7: Bodeneigenschaften nach Biokohlezugabe am Beispiel Waldrestholzbiokohle	175
Tabelle 6-8: Ausbringungsmengen an Biokohlen-Kohlenstoff [t C ha ⁻¹]..	176
Tabelle 6-9: Biokohlen-Kohlenstoffmenge im Boden nach t=104 Jahren (2100) unter Berücksichtigung von Abbau und Transport der Biokohlen im Boden [kg C ha ⁻¹] und prozentuale Anteile (100 % entspricht der ausgebrachten Biokohlen-Kohlenstoffmenge zum Zeitpunkt t=0)	177
Tabelle 6-10: Mittelwerte der prozentualen Erträge im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle [%].....	179
Tabelle 6-11: Lachgasemissionen summiert bis t=104 [t CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹ als TAWP] und prozentuale Lachgasemissionsänderung im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle	180
Tabelle 6-12: Methanemissionen summiert bis t=104 [t CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹ inkl. TAWP] und prozentuale Methanemissionsänderung im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle.....	181

Tabelle 6-13: Prozentuale THG-Speicherfähigkeit durch Biokohleanwendung nach 104 Jahren (2100) [%] (100 % entspricht den in den Ausgangsbiomassen enthaltenen CO ₂ -Mengen).....	182
Tabelle 6-14: Investitionen pro ha für Biokohle für die Ausbringung von 20 t Biokohle [€/ha]	184
Tabelle 6-15: Kapitalwerte zur Bewertung der Investition von Biokohle inkl. externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen, Standort Forchheim (F.) und March (M.) bis t=104 [€/ha].....	185
Tabelle 6-16: Biokohlepreise, bei denen ein Kapitalwert von 0 € erreicht werden kann (inkl. externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen (Fall 3), Standort Forchheim (F.) und March (M.) bis t=104) [€/t]	189
Tabelle 6-17: Biokohlepreise, bei denen ein Kapitalwert von 0 € erreicht werden kann (exklusive externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen (Fall 1), Standort Forchheim (F.) und March (M.) bis t=104) [€/t]	190
Tabelle 6-18: Biomassekosten bei der Produktion der Biokohlen[€/t] ...	191
Tabelle 6-19: Qualitativer Vergleich der Standorte bzgl. Erträgen und Bodenemissionen	193
Tabelle 6-20: Ausgangsbodendaten der betrachteten Böden (abgeleitet aus in DNDC hinterlegten Daten)	196
Tabelle 6-21: Summe der Lachgasemissionen ohne und mit Biokohle als Bodenzusatz über die Betrachtungsdauer von 104 Jahren am Beispiel der Böden 2 und 10 [t CO ₂ -Äquiv./ha]	200
Tabelle 6-22: Kapitalwerte für den Anbau von Feldfrüchten ohne Biokohle (I=0 €, entspricht abgezinster Summe der Ein- und Auszahlungen, ohne und mit Berücksichtigung von externen Kosten/Erlösen für Boden-THG-Emissionen, berechnet für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [€/ha]	206
Tabelle 6-23: Summe der abgezinster Ein- und Auszahlungen des Anbaus von Feldfrüchten mit Biokohle (90 % stabil), ohne und mit Berücksichtigung von externen Kosten/Erlösen für Boden-THG-Emissionen und Einsparungen, berechnet für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [€/ha]	207

Tabelle 6-24: Wirkungen der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff auf Ertrag und Bodenemissionen sowie THG-Speicherung und Kapitalwert in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften pH-Wert und Tongehalt und der Biokohlestabilität (qualitativ)..... 219

Abkürzungsverzeichnis

a	Einheit Jahr
Äqu.	Äquivalente
BK	Biokohle
BK-C	Biokohlenkohlenstoff
BtL	(eng.: biomass to liquid) Biomasse zu Flüssigkeiten
bzgl.	bezüglich
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DoE	(engl.: desing of experiment) Versuchsplan
et al.	(lat.: et alii/aliae) und andere
FAO	(engl.: Food and Agriculture Organization of the United Nations) Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen
FK	Feldkapazität
FM	Frischmasse
GIS	Geoinformationssystem
HTC	Hydrothermale Karbonisierung
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KAK	Kationenaustauschkapazität
KNN	Künstliche Neuronale Netze
LCA	(engl.: life cycle assessment) Lebenszyklusanalyse

LCI	(engl.: life cycle inventory) Sachbilanz
LCIA	(engl.: life cycle impact assessment) Wirkungsabschätzung
nFK	nutzbare Feldkapazität
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PWK	permanenter Welkepunkt
sog.	sogenannt
spez.	spezifisch
tägl.	täglich
TAWP	(engl. time-adjusted (global) warming potential) zeitlich angepasstes Klimawandelpotential
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse
TS	Trockensubstanz
u. U.	unter Umständen
v.a.	vor allem
var.	variabel
vgl.	vergleiche
WFPS	(engl.: water filled pore space/porosity) wassergefülltes Porenvolumen

1 Einleitung¹

1.1 Ausgangslage und Problemstellung

Verkohlte Biomasse² wurde und wird in vielen Kulturen als Bodenzusatz zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit eingesetzt (Lehmann & Joseph, 2015). Häufig geriet das Wissen um die Anwendung von Kohle zur Bodenverbesserung in Vergessenheit. Seit den Jahren um 2000 gelangt Kohle durch die Wiederentdeckung der sog. „Terra Preta de Indigo“, einer sehr fruchtbaren Schwarzerde im Amazonasgebiet mit hohem Anteil an Kohlenstoff und Kohlepartikeln, als mögliches Mittel zur Bodenverbesserung in den Fokus wissenschaftlicher Forschungen (Glaser et al., 2001). Kohle aus Biomasse, die als Bodenzusatz eingesetzt wird, die sog. Biokohle, wirkt sich auf die Bodeneigenschaften aus und nimmt somit Einfluss auf das Ökosystem Boden. Sie beeinflusst z.B. das Pflanzenwachstum, den Wasserhaushalt, den Kohlenstoffkreislauf und den Nährstoffkreislauf. Häufig wird dabei von positiven Wirkungen auf Feldfruchterträge und Bodenemissionen „berichtet“. Abgeleitet aus den Ergebnissen der Forschungsarbeiten rund um Biokohle werden in wissenschaftlichen Arbeiten (z.B. Lehmann & Joseph (2009a)) und populärwissenschaftlichen Beiträgen (z.B. Spiegel (2009), ZDF (2011), Zeit (2011), Cernansky (2015)) folgende Hauptthesen über positive Wirkungen von Biokohle publiziert und diskutiert:

- Biokohle führt zu einer Verbesserung der Feldfruchterträge durch verbesserte Bodenqualitäten.

¹ Teile der vorliegenden Arbeit entstanden im Rahmen des Projekts CarboSolum und wurden in Teilen von Laure et al. (2013) und Laure et al. (2014a) vorab publiziert (insbesondere Teile des Kapitels 5.2 und 6.1) sowie in Berichten des Forschungsprojekts CarboSolum (gefördert durch die Landwirtschaftliche Rentenbank, FKZ Z20068, Schlussbericht: Laure et al. (2014b)) beschrieben. Ohne Zitat übernommene Inhalte dieser Quellen wurden dabei ausschließlich vom Autor der vorliegenden Arbeit erarbeitet.

² Biomasse: Stoffmasse von toten und lebenden Lebewesen, in der vorliegenden Arbeit Beschränkung auf kurze Umlaufzeiten zur Abgrenzung zu fossilen Stoffen biogenen Ursprungs (z.B. Torf, Braun- und Steinkohle, Erdöl)

- Biokohle speichert CO₂ im Boden, da durch Pflanzen während der Photosynthese der Atmosphäre CO₂ zum Aufbau von Kohlenstoffverbindungen entzogen wird. Durch eine anschließende Karbonisierung der Biomasse wird die Biomasse als Kohle in eine stabile Lagerungsform überführt. Ein schneller Abbau der Biomasse wird somit verhindert.
- Biokohle reduziert die Emission von Bodentreibhausgasen, z.B. Lachgasemissionen.

Bei einer Bestätigung der Thesen kann Biokohle einen Beitrag zur Lösung globaler Herausforderungen leisten: zur Nahrungsmittelsicherheit und zur Senkung von Treibhausgasemissionen. Der Boden ist die primäre Umweltvoraussetzung für landwirtschaftliche Produktion, da der Boden den Pflanzen als Substrat und Nährstofflieferant dient. Bedroht wird die Agrarproduktion u.a. durch Bodendegradation, -verschmutzung und Klimaänderungen. Die Landwirtschaft wird durch den Klimawandel beeinflusst (z.B. durch zunehmende Extremwetterereignisse (IPCC:AR5, 2013)), trägt aber auch durch die Emission von Treibhausgasen zum Klimawandel bei. 50 % der globalen Methanemissionen und 70 % der Lachgasemissionen stammen aus der Landwirtschaft, insgesamt trägt die Landwirtschaft zu einem Anteil von 15 % an den weltweiten Treibhausgasemissionen bei (IAASTD, 2009).

Die Verifizierung der Thesen bedarf einer systematischen Untersuchung der Wirkungen von Biokohle: Biokohlen, die aus unterschiedlichen Ausgangsbio-massen und mittels verschiedener Verfahren produziert werden, besitzen unterschiedliche Eigenschaften, die sich auf Agrarökosysteme mit unterschiedlichen Bodenarten, -texturen, Klimaten und Bodenbewirtschaftungen verschieden auswirken. Entsprechende Untersuchungen sind derzeit Gegenstand der Forschung und werden mittels Topf- und Feldversuchen in Kurz- und Langzeitversuchen erforscht (Ameloot et al., 2016; Liu et al., 2016; Ren et al., 2016). Die Realexperimente sind in der Anzahl an möglichen Versuchsvarianten (z.B. durch eine limitierende Anzahl an Biokohlen und Böden), durch hohe entstehende Versuchskosten und durch lange Versuchsdauern jedoch eingeschränkt.

Die Voraussetzung einer Etablierung von Biokohle als Bodenzusatz am Markt ist eine wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit gegenüber dem Feldfruchtanbau ohne Biokohle. Wirtschaftliche Vorteile können sich z.B. aus einer Ertragssteigerung oder einer Düngemittelreduktion ergeben. Weitere ökonomische Vorteile werden aber auch durch ökologische Vorteile erreicht, indem durch eine Reduktion von Treibhausgasen Kosten, die durch den Klimawandel entstehen und von der Gesellschaft getragen werden (sog. externe Kosten), z.B. Dürreschäden, verringert werden. Um alle Vorketten der Biokohlenutzung als Bodenzusatz, in denen bereits Kosten und Emissionen entstehen, zu berücksichtigen, muss die gesamte Wertschöpfungskette zur Beurteilung einer möglichen Vorteilhaftigkeit durch Biokohle betrachtet werden.

1.2 Zielsetzung und Lösungsweg

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Abschätzung der Wirtschaftlichkeit und der Treibhausgasspeicherung bei der Nutzung von Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft. Es wird untersucht, inwieweit Biokohle zur Reduzierung des Klimawandels und der Nahrungssicherung (Ertragssteigerung) unter der Prämisse der Wirtschaftlichkeit beitragen kann. Ein weiteres Ziel ist die Identifizierung von Kenngrößen und Bedingungen, die eine ökonomisch und ökologisch vorteilhafte Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft ermöglichen. Dazu ist eine Untersuchung der gesamten Wertschöpfungskette von der Produktion bis zum Einsatz auf Agrarflächen nötig, wie auch die systematische Untersuchung der Wirkungen von Biokohle auf das Agrarökosystem.

Zur Untersuchung der Forschungsfragen der vorliegenden Arbeit wird ein computergestütztes Modell zur ökonomischen und ökologischen Bewertung der Anwendung von Biokohle in der Landwirtschaft entwickelt und angewendet. Das Bewertungsmodell basiert auf einer Massen- und Energieflussmodellierung entlang der gesamten Wertschöpfungskette von der Ausgangsbiomasse bis zur Anwendung der Biokohle auf dem Feld. Mit Hilfe des Bewertungsmodells wird die Anwendung von Biokohle auf Ertragssteigerungen, Bodenemissionsminderungen und Speicherung von Treibhausgasen im Boden

unter natürlichen und ökonomischen Bedingungen (z.B. Biomassen, Bodenbedingungen, Klimate) untersucht und wirtschaftlich und ökologisch bewertet. Durch die Verwendung einer computergestützten Modellierung ist ein systematisches breitgefächertes Versuchsdesign zur Untersuchung der Biokohlewirkungen auf das Bodenökosystem kostengünstig möglich.

Zur Erreichung der Zielsetzung wird folgender Lösungsweg vorgeschlagen. In Kapitel 2 werden die Hintergründe der Nutzung von Biokohle als Bodenzusatz erläutert und ein Überblick über Produktionsverfahren zur Herstellung von Biokohle gegeben. Es wird der Stand der Forschung zu Auswirkungen von Biokohle auf physikalische, chemische und biologische Bodeneigenschaften und das Pflanzenwachstum vorgestellt. Es folgen die Darstellung der Marktsituation und eine Einordnung in die globale Forschungsrelevanz.

Zur Ableitung des Forschungsbedarfs für die vorliegende Arbeit wird anschließend im 3. Kapitel ein Überblick über Bewertungsarbeiten biomassebasierter Wertschöpfungsketten und den Stand der Forschung der ökonomischen, ökologischen und ökonomisch-ökologischen Bewertungen der Biokohlenutzung als Bodenzusatzstoff gegeben. Darauf aufbauend wird der Forschungsbedarf abgeleitet.

Die zur Modellierung und Bewertung der Biokohle-Wertschöpfungskette möglichen Methoden und Schlussfolgerungen im Hinblick für die Modellentwicklung der vorliegenden Arbeit werden in Kapitel 4 vorgestellt.

Aufbauend auf dem Methodenscreening wird in Kapitel 5 die Entwicklung des Bewertungsmodells erläutert, das sich in Biokohleproduktion, Feldmanagement, Agrarökosystem und Gesamtbewertung gliedern lässt. Gleichzeitig werden die verwendeten Datengrundlagen beschrieben.

In Kapitel 6 werden die Anwendungen und Ergebnisse des Bewertungsmodells unterschiedlicher ausgewählter Szenarien vorgestellt. Daraus werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen für eine ökonomisch und ökologisch sinnvolle Umsetzung der Biokohlenutzung als Bodenzusatzstoff gegeben.

Die Arbeit schließt mit einer kritischen Betrachtung und Diskussion des entwickelten Modells (Kapitel 7) sowie einer Zusammenfassung in Kapitel 8.

2 Grundlagen zu Biokohle und deren Nutzung als Bodenzusatz

Dieses Kapitel soll einen Überblick über den derzeitigen Stand der naturwissenschaftlichen Erkenntnisse und den Markt für Biokohle geben³. Dazu werden zunächst Hintergründe zur Nutzung von Kohle aus Biomasse zur Bodenverbesserung dargestellt und eine Definition von Biokohle abgeleitet. Anschließend werden Verfahren zur Herstellung von Biokohle vorgestellt. Darauf aufbauend werden die Eigenschaften von Biokohle, deren Stabilität und Abbau und mögliche Wirkungen auf Bodeneigenschaften und das Ökosystem Boden erläutert sowie mögliche Auswirkungen auf den Anbau von Feldfrüchten dargelegt. Eine kurze Übersicht über die Marktlage von Biokohle und die Forschungsrelevanz im internationalen Kontext schließen das Kapitel ab.

2.1 Hintergründe

Die Wiederentdeckung der sog. „Terra Preta de Indigo“, einer Schwarzerde im Amazonasgebiet, löst seit Anfang der 2000-er Jahre verstärkte Forschungsarbeiten zur Untersuchung der Wirkungen von verkohlter Biomasse im Boden aus. Die „Terra Preta“ ist ein sehr fruchtbarer Boden, der im Gegensatz zu den dort umliegenden verarmten und wenig fruchtbaren Böden⁴ hohe Nährstoffgehalte, hohe Gehalte an stabilem organischen Kohlenstoff und bis zu 70 % höhere Gehalte an Kohlenstoffpartikeln⁵ aufweist (Glaser et al., 2001). Radiokarbondatierungen (¹⁴C-Methode) ergaben, dass die Kohlenstoffpartikel ca. 100-1500 Jahre alt sind (Glaser et al., 2000). Einige Indizien, wie z. B. Keramikscherben, deuten darauf hin, dass diese Böden mehrere Jahrtausende alt und anthropogenen Ursprungs sein könnten und mit der Entwicklung dortiger Hochkulturen zusammenhängen könnten (Smith, 1980). Wahrscheinlich ist,

³ Veröffentlichungen bis Ende 2014, ausgewählte Veröffentlichungen aus 2015

⁴ In niederschlagsreichen Tropen wird organischer Kohlenstoff häufig leicht abgebaut aufgrund des warmen Klimas, hoher Niederschläge und fehlender stabilisierend wirkender Mineralien. Daher verwittern diese Böden schnell und verlieren an Fruchtbarkeit. (Glaser et al., 2001)

⁵ Sog. „black carbon“ entsteht bei unvollständiger Verbrennung und wird häufig als Ruß übersetzt. Natürliches „black carbon“ entsteht z.B. bei Waldbränden und lagert sich dann im Boden ein.

dass verkohlte Reststoffe (z.B. vom Herd) zusammen mit anderen organischen Abfällen auf Anbauflächen ausgebracht wurden und es durch die entstehenden fruchtbaren Flächen zu einem Bevölkerungswachstum kam (Lehmann & Joseph, 2015). Der Einsatz von Holzkohle oder ähnlich verkohlten Biomassen zur Verbesserung der Böden und deren Fruchtbarkeit ist schon lange bekannt und wurde bereits vor der Wiederentdeckung der Terra Preta beschrieben. Liebig (1878) beschreibt in seinem 49. Chemischen Brief beispielsweise die Herstellung und Anwendung von Düngemitteln in der damals fortschrittlichen chinesischen Landwirtschaft. Neben einem Dünger⁶ aus fermentierten menschlichen Exkrementen wurden Zusätze aus Horn, z.B. Haare, sowie „Russ und besonders Asche“⁷ zu Dünger umgesetzt. Ebenso berichtet er von einem Gemisch aus „vegetabilischen Abfällen mit Rasen, Stroh, [...] Torf, [...] mit Erde“, das mehrere Tage langsam verbrannt wird, bis eine „schwarze Erde“ entstanden ist. „Die Felder des chinesischen Landwirths“ würden ihre Fruchtbarkeit sehr lange bewahren und erhalten (Liebig, 1878). Spuren von Kohlepartikeln in Ackerböden reichen bis in die Jungsteinzeit zurück, in der vermutlich Brandrodungen und Beimischungen von organischem Material als bodenverbessernde Maßnahmen durchgeführt wurden (Lehmann & Joseph, 2015). Ein erhöhter Kohlenstoffanteil im Boden wird neben der gezielten anthropogenen Bewirtschaftung der Felder auch durch natürliche Vorgänge v.a. Waldbrände hervorgerufen.

Untersuchungen nach den Ursachen für die hohe Fruchtbarkeit der Terra Preta zeigen Änderungen in den bodenphysikalischen, bodenbiologischen und bodenchemischen Eigenschaften dieser Böden. Lehmann et al. (2003) beschreiben beispielsweise einen verbesserten Nährstoffrückhalt und weniger Nährstoffauswaschungen in einem Anthrosol⁸ aus dem Amazonasgebiet. Der bessere Nährstoffrückhalt wird in der Literatur u.a. durch eine erhöhte Kationenaustauschkapazität (Glaser et al., 2001; Liang et al., 2006) oder einen

⁶ Dünger: nährstoffliefernde Substanz, im Gegensatz zu Substanzen, die vornehmlich anderweitig zu einer Bodenverbesserung führen, z.B. Verbesserung der Bodenstruktur. Ggf. treten beide Eigenschaften auf, z.B. kompostähnliche Substanzen, wie in diesem beschriebenen Fall.

⁷ Alte Rechtschreibung bei diesen Zitaten jeweils übernommen

⁸ Anthrosol: Kulturboden, dessen ursprünglicher Bodentyp durch menschliche Einflüsse verändert wurde (Scheffer & Schachtschabel, 2010)

erhöhten pH-Wert (Glaser & Birk, 2012) erklärt. Weitere Zusammenhänge werden in Kapitel 2.5 dargestellt.

Die hohen Erträge, die langanhaltende Bodenfruchtbarkeit und die hohe Stabilität des Kohlenstoffanteils der Terra Preta mögen dazu geführt haben, verkohlte Biomasse als Bodenzusatz zur Verbesserung von Böden tiefgreifender zu untersuchen. Ein weiterer Grund für das Forschungsinteresse ist die mögliche Speicherung von Kohlenstoffdioxid (CO₂) als Kohle im Boden, der sog. Kohlenstoffsequestrierung (Lehmann & Joseph, 2009b; Lehmann et al., 2006)⁹. Bei der Photosynthese wird durch Pflanzen der Atmosphäre CO₂ entzogen und zu Kohlenstoffverbindungen umgesetzt. Die Kohlenstoffverbindungen werden bei den Verkohlungsverfahren nur teilweise wieder als CO₂ freigesetzt, der Rest verbleibt in der Kohle und ist möglicherweise im Boden über lange Zeit speicherbar und könnte somit einen Beitrag zum Klimaschutz leisten (Lehmann et al., 2006). Die Herstellung von Biokohle hängt eng mit weiteren Biomassenutzungspfaden und -netzen zusammen, z.B. zur stofflichen oder energetischen Nutzung. Die Nutzung von Biomasse als Kohlenstoff- und Energieträger wird aufgrund der Unabhängigkeit von fossilen Stoffen zur Energiebereitstellung und als Basis für die chemische Industrie zunehmend erforscht, gefördert und umgesetzt. Kohle fällt beispielsweise bei der Biomassenutzung als (Neben-)Produkt bei pyrolytischen Prozessen, neuen Verfahren, wie z.B. Biomass-to-Liquid-Bioraffinerien (Trippe, 2013), oder bei der energetischen Biomasseverwertung (elektrischer Strom, Wärme) an. Bei der Biomassenutzung ist aus Nachhaltigkeitsgründen zu beachten, dass die Biomasse nicht in Konkurrenz zu Nahrungs- oder Futtermitteln steht¹⁰. Als Ausgangsbio-massen eignen sich daher bislang wenig bzw. nicht genutzte Restbiomassen.

⁹ Zu Lehmann & Joseph (2009a): Die aktualisierte Auflage Lehmann (2015) enthält weitere Detailkenntnisse und thematische Ergänzungen, es ergeben sich aber keine Änderungen zu den in dieser Arbeit dargestellten grundlegenden Erkenntnissen; auf eine Aktualisierung, wenn nicht gekennzeichnet, wurde daher verzichtet, Ergänzungen gekennzeichnet.

¹⁰ sog. „Teller oder Tank“-Diskussion, zu der auch weitere Nachhaltigkeitsaspekte gezählt werden können, wie z.B. direkte und indirekte Landnutzungsänderungen

2.2 Terminologie Biokohle

Für künstliche biogene Kohle konnte sich in der Wissenschaft bislang keine eindeutige Definition etablieren. Mögliche Definitionen lassen sich aus den verschiedenen Herstellungsverfahren (vgl. Kapitel 2.3.2 und 2.3.3), chemischen oder physikalischen Eigenschaften (vgl. Kapitel 2.3.4) oder der Verwendung der Kohlen ableiten. Eine häufig verwendete Definition des Begriffs „Biokohle“ stammt von Lehmann & Joseph (2009b). Sie definieren den Begriff „biochar“ (Biokohle) als kohlereiches Produkt, das entsteht, wenn Biomasse in einem geschlossenen Behälter unter Luftabschluss (bzw. limitierter Sauerstoffverfügbarkeit) erhitzt wird. Der Unterschied zu (Holz-)Kohle („charcoal“) und anderen kohleähnlichen Stoffen besteht darin, dass Biokohle unter der Prämisse produziert wird, dass sie in Böden eingesetzt wird, z.B. zur Verbesserung der Bodenqualität, zur Kohlenstoffspeicherung oder zur Filtration von Bodensickerwasser (Lehmann & Joseph, 2009b). Diese Definition bezieht sich somit hauptsächlich auf die Nutzungsform der Kohle.

Weiter gefasste Definitionen sehen Biokohle allgemein als Mittel zum Umweltmanagement¹¹ mit Anwendungen im Bereich der Bodenverbesserung, verbesserter Ressourcennutzung, zum Schutz oder Sanierung vor Umweltverschmutzungen oder der Treibhausgasspeicherung (THG-Speicherung). Vorgeschlagene Klassifizierungssysteme für Biokohlen berücksichtigen neben dem Anwendungsfeld auch die Biokohleeigenschaften (vgl. Kapitel 2.3.4) (Lehmann & Joseph, 2015, pp. 1–3).

Stofflich betrachtet kann Biokohle abhängig von ihren Eigenschaften auch wie sonstige Kohlen (auch fossile) eingesetzt werden, z.B. als Reduktionsmittel, Aktivkohle oder Füllstoff.

In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff „Biokohle“ nach der Definition von Lehmann & Joseph (2009b) für alle Biokohlen aus unterschiedlichen Herstellungsverfahren verwendet um zu verdeutlichen, dass die Anwendung im Boden untersucht wird, und zur Abgrenzung zu anderen Nutzungsmöglichkeiten z.B. als Brennstoff oder Reduktionsmittel. Die Filtrationseigenschaften der

¹¹ Im Sinne von: Ergreifung/Möglichkeit von Maßnahmen zum Schutze der Umwelt im Gegensatz zum Umweltmanagement in Unternehmen

Biokohle für Bodensickerwasser oder andere Nutzungsformen werden in dieser Arbeit nicht betrachtet. In Tabelle 2-1 werden weitere Begriffe, die in der Arbeit verwendet werden, zum besseren Verständnis und zur gegenseitigen Abgrenzung kurz erklärt. Natürlich auftretende kohleartige Bodenbestandteile werden als „Black carbon“ bezeichnet. Verkohlte Biomasse, deren Nutzung unklar ist, aber auch als Biokohle verwendet werden kann, wird in dieser Arbeit als Kohle bezeichnet, bzw. als Pflanzenkohle bei pflanzlicher Ausgangsbiomasse.

Tabelle 2-1: Terminologie der in dieser Arbeit häufig verwendeten Begriffe

<i>Begriff</i>	<i>Definition</i>
(Pflanzen)Kohle	Kohle biogenen Ursprungs (nicht fossil)
Biokohle (biochar)	nach Lehmann & Joseph (2009b), vgl. oben
Pyrokohle	Kohle und Biokohle hergestellt in Pyrolyseverfahren
HTC-Kohle (hydrochar)	Kohle und Biokohle hergestellt in Verfahren der Hydrothermalen Karbonisierung (HTC)
Black carbon	Sog. „black carbon“ entsteht bei unvollständiger Verbrennung und wird häufig als Ruß übersetzt. Natürliches „black carbon“ entsteht z.B. bei Waldbränden
Kohle (charcoal)	Kohle zur energetischen Nutzung oder allgemein für nicht näher bestimmte Anwendungen

2.3 Herstellung von Biokohle

2.3.1 Einordnung in Biomassekonversionspfade

Biomasse dient dem Menschen als Nährstofflieferant, als nachwachsender Energieträger und nachwachsender Rohstofflieferant. Durch verschiedene Umwandlungsprozesse wird die Biomasse nutzbar gemacht. In Abbildung 2-1 werden Biomassekonversionspfade schematisch dargestellt. Biomassen werden nach ihren Zusammensetzungen oder Herkunft unterschieden in Öl-, Lignocellulose-, Stärke- und Zuckerpflanzen und Reststoffe. Sie werden zur weiteren Nutzung durch Ernten, Sammeln und Aufbereiten, Transportieren und Lagern verfügbar gemacht. In den anschließenden Umwandlungsverfahren werden sie zu Brennstoffen, Energie, Chemikalien und Werkstoffen umgesetzt. Die Umwandlungsverfahren werden in thermochemische, physikalisch-chemische und biochemische Verfahren unterschieden.

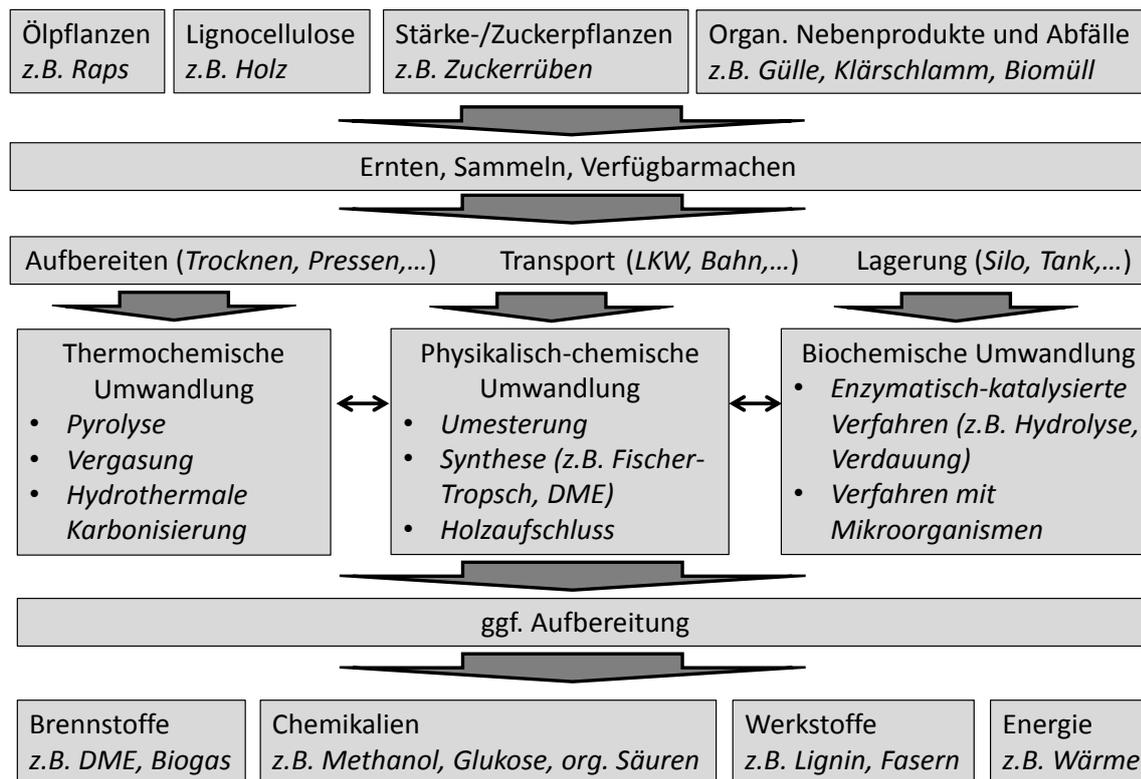


Abbildung 2-1: Biomassekonversionspfade

Biokohle fällt v.a. in thermochemischen Verfahren als Produkt an, v.a. in pyrolytischen Verfahren. Kohleähnliche Produkte entstehen auch bei einer hydrothermalen Karbonisierung. In den folgenden Kapiteln 2.3.2 und 2.3.3 wird auf diese Umwandlungsverfahren und die daraus hervorgehenden Kohleeigenschaften näher eingegangen.

2.3.2 Pyrolytische Verfahren

Dieses Kapitel gibt einen kurzen Überblick über pyrolytische Verfahren zur Herstellung von Biokohle. Die meisten Verfahren wurden für andere Verwendungszwecke der Produkte, z.B. Holzkohle als Reduktionsmittel, bereits entwickelt. Einen guten Überblick über die Verfahren geben Kaltschmitt et al. (2009), an denen sich die Beschreibungen im Kapitel orientieren.

Bei der Pyrolyse handelt es sich um einen thermochemischen Umwandlungsprozess, bei der Stoffe ohne zusätzliche Luftsauerstoffzufuhr in feste, flüssige und gasförmige Bestandteile zersetzt werden (Kaltschmitt et al., 2009, p. 283). Je nach Aufheizrate, -geschwindigkeit, Temperaturverlauf und Verweilzeit variieren die Anteile an flüssigen, gasförmigen und festen Produkten

(Abbildung 2-2). Bei der sog. pyrolytischen Verkohlung bzw. langsamen Pyrolyse steht die Produktion von festen Pyrolyseprodukten im Vordergrund (Kohle). Die Reaktionsbedingungen liegen meist bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen, niedrigen Aufheizraten und langen Verweilzeiten (Abbildung 2-2). Liegen die Temperaturen zwischen 250 und 300 °C und die Verweilzeiten zwischen 15 und 30 min, so spricht man auch von Torrefizierung, bei der vor allem Wasser verdampft und sauerstoffreiche Verbindungen abgebaut werden (Kaltschmitt et al., 2009, p. 380), aber keine vollständige Pyrolyse stattfindet. Die Reaktionsmechanismen der Pyrolyse sind bis heute nicht vollständig bekannt. Es finden zahlreiche Bindungsspaltungen, Depolymerisierungs-, Kondensations-, Repolymerisierungs- und intramolekulare Reaktionen statt, z.B. Dehydratationen, Decarboxylierungen, Demethoxylierungen, die zumeist exotherm verlaufen (Kaltschmitt et al., 2009; Libra et al., 2011). Die Verdampfung von extra-, inter- und intrazellulärem Wasser aus der Biomasse gehört zu den ersten Schritten der Pyrolysereaktionen (bis ca. 200 °C) und verläuft endotherm und benötigt daher Energie (Kaltschmitt et al., 2009) (z.B. Trockensubstanzgehalt (TS) > 50 % (Pyreg, 2014)). Für die Pyrolyse eignen sich daher vor allem trockenere Biomassearten, z.B. Stroh, um eine energieintensive (Vor-)Trocknung zu vermeiden. Die Kohleausbeuten der Pyrolyse betragen je nach Prozessfahrweise 10-35 Massen-% (Brown, 2009; Libra et al., 2011).

Das älteste Verkohlungsverfahren ist die Pyrolyse in Erdmeilern, bei der meist Holz als Substrat eingesetzt wird. Das Holz wird geschichtet und mit Erde nahezu vollständig abgedeckt. Anschließend wird eine Verbrennung gestartet bis ausreichend Wärme für die Pyrolyse vorhanden ist, dann wird die Luftzufuhr unterbrochen, um die Pyrolyse zu starten. Weiterentwicklungen des Erdmeilerverfahrens sind gemauerte Meiler und transportierbare metallene Meiler oder Retortenverfahren (Kaltschmitt et al., 2009, pp. 691–694). Retortenverfahren benötigen keine Startverbrennung zur Wärmeerzeugung, da die Biomasse direkt oder indirekt durch die Wärme des Pyrolysegases bzw. der Verbrennungswärme des Pyrolysegases vorgetrocknet und auf Reaktionstemperatur gebracht wird. Retortenverfahren können als Batchprozess oder kontinuierlich betrieben werden und zeichnen sich durch eine gute Kontrollierbarkeit aus. In modernen Verfahren wird meist eine möglichst hohe Ausbeute

an Flüssigprodukten gewünscht, Kohle fällt nur als Nebenprodukt mit meist geringen Kohlenstoffgehalten an. Beispiele für diese Verfahren sind die Wanderschicht- und die Wirbelschichtverkohlung, Flugstaubreaktoren und Flash-Pyrolysen (Kaltschmitt et al., 2009, pp. 689–699). In den letzten Jahren wurden Verfahren speziell zur Herstellung von Biokohle ausgehend von den Meiler-, Retorten- und Torrefizierungsverfahren entwickelt. Diese Anlagen sind oftmals transportabel und erlauben eine Nutzung von Restbiomasse (z.B. Pyreg-Verfahren, (Pyreg, 2014) (vgl. Kapitel 5.2.1.4). In dieser Arbeit werden Kohlen aus dem Pyrolyseverfahren als Pyrokohlen bezeichnet.

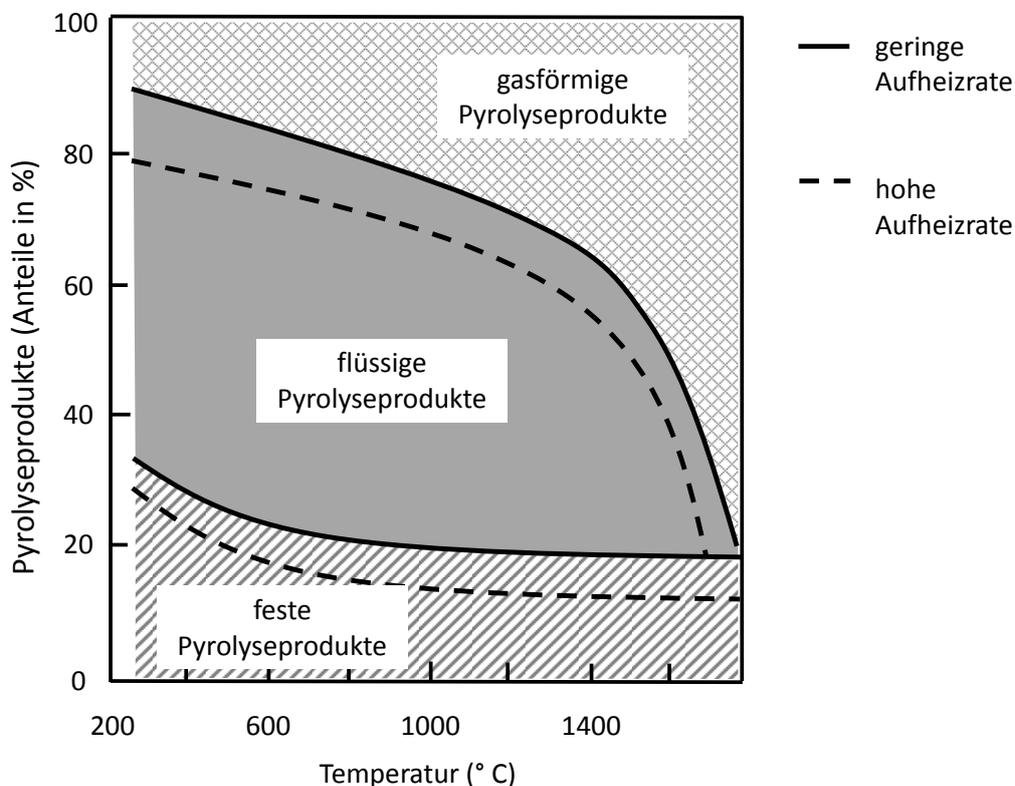


Abbildung 2-2: Produkte der thermo-chemischen Umwandlung am Beispiel von Holz (nach Kaltschmitt et al. (2009), p. 338)

2.3.3 Hydrothermale Karbonisierung

Libra et al. (2011) bezeichnen die hydrothermale Karbonisierung (HTC) auch als „nasse Pyrolyse“, bei der die Biomasse im Gegensatz zur trockenen Pyrolyse in unterkritischem flüssigem Wasser als Medium unter Druck (ca. 20 bar) und Temperatur (ca. 200 °C) bei Luftabschluss zersetzt wird. Bei überkriti-

schen Reaktionsbedingungen findet eine fast vollständige Vergasung statt. Die HTC wird erstmals von Bergius (1913) beschrieben, der Cellulose zu kohleähnlichen Materialien umsetzte (Titirici et al., 2007). In den 1930-er Jahren wurden die Forschungsarbeiten auf mehrere Biomassen ausgeweitet. Seit Anfang der 2000-er Jahre wurde das Verfahren wiederentdeckt und der Prozess vermehrt erforscht - zur Produktion von Kohle als auch für andere Anwendungen (Titirici et al., 2007). Die Reaktionsmechanismen sind ähnlich wie bei der trockenen Pyrolyse. Sie werden jedoch durch eine Hydrolyse gestartet, die eine geringere Aktivierungsenergie benötigt und auch niedrigere Reaktionstemperaturen erlaubt (Libra et al., 2011). Nach der Hydrolyse finden v.a. Dehydrierungs- und anschließende Repolymerisierungsreaktionen statt; Säuren und Basen können als Katalysatoren dienen (Kruse et al., 2013). Die Kohlenstoffgehalte der Kohlen liegen bei 50-83 % (Libra et al., 2011). Die Kohleausbeute liegt bei 35-60 % (Kruse et al., 2013). Da auf eine Vortrocknung verzichtet werden kann, eignen sich für die HTC auch nasse Biomassearten und -reststoffe wie z.B. Biertreber oder Gärreste. Die technische Umsetzung des Verfahrens stellt Herausforderungen an den Umgang mit erhöhten Drücken, der Betriebsweise (kontinuierlich, Batch), die Vor- und Aufbereitung der Biomasse und des Kohleschlammes und die Wärmerückgewinnung/-integration. Beispielsweise kann das Verfahren quasi-kontinuierlich durchgeführt werden, indem ein Vorreaktor zur Aufheizung des Biomasselurrs verwendet und anschließend die Reaktion in mehreren parallel geschalteten Reaktoren durchgeführt wird. Die Kohle wird durch Filterpressen entwässert und das Prozesswasser wird zurückgeführt bzw. aufbereitet (AVA-CO₂, 2014) (vgl. Kapitel 5.2.1.5). Auch kontinuierliche Verfahren wurden entwickelt (Ingelia, 2015). In dieser Arbeit werden Kohlen aus dem HTC-Verfahren als HTC-Kohlen bezeichnet.

2.3.4 Eigenschaften der Kohlen

Die Eigenschaften der Kohlen hängen stark vom gewählten Karbonisierungsverfahren und von der Art der Biomasse ab. Allgemein gilt, je höher die Temperatur ist, desto geringer ist die Kohleausbeute und desto höher ist der C-Anteil. In Tabelle 2-2 wird die chemische Elementarzusammensetzung für Pyro- und HTC-Kohlen zusammengefasst.

Die Verhältnisse H/C und O/C werden zur Charakterisierung von fossilen Kohlen und Erdöl genutzt und auch zur Charakterisierung und Einordnung von Kohlen aus Biomasse herangezogen. Sie lassen Rückschlüsse auf den Abbau-grad zu. Je geringer die Verhältnisse sind, desto weiter abgebaut ist die Substanz. Die H/C- und O/C-Verhältnisse werden häufig in sog. Van-Krevelen-Diagrammen dargestellt (Abbildung 2-3). In den Verkohlungsreaktionen werden die H/C- und O/C-Verhältnisse der Ausgangsbiomasse z.B. durch Dehydrierungsreaktionen verkleinert (Whitman et al., 2013). Die H/C- und O/C-Verhältnisse der HTC-Kohlen befinden sich häufig im Bereich von Torf bis Braunkohle, meist mit einem höheren H/C-Verhältnis (bitumenreicher). Pyrokohlen treten auch im Bereich der Steinkohlen auf und besitzen ein kleineres H/C-Verhältnis (Libra et al., 2011). Die molekularen Strukturen der Pyrokohlen nähern sich mit steigenden Höchsttemperaturen dem schichtförmigen aromatischen Aufbau von Graphit an (Downie et al., 2009).

Tabelle 2-2: Kohleausbeute und chemische Elementarzusammensetzungen von Kohlen

	Kohleausbeute %	C %	H %	O %
Pyrokohle	10-35 ^{1,2}	20-94 ³	n.d.-8,2 ³	0,04-7,52 ³
HTC-Kohle	35-60 ²	50-83 ²	5,3-7,9 ²	12,5-42,5 ²

n.d. nicht nachgewiesen ¹ (Brown, 2009) ² (Libra et al., 2011)

³ (Bruun et al., 2011; Cao & Harris, 2010; Fabbri et al., 2012; George et al., 2012; Kinney et al., 2012; Spokas et al., 2009)

Pyrokohlen besitzen durch die Zersetzung der Biomasse eine große Anzahl an Nano-, Mikro- und Makroporen und somit große spezifische Oberflächen, die mit steigenden Temperaturen zunehmen (bis 450 °C ca. 10 m²/g, bei 600-700 °C ca. 400 m²/g). Gleichzeitig besitzen sie eine geringe Lagerungsdichte (in Downie et al. (2009): 0,25 bis 0,75 g/cm³). Durch weitere Aktivierungsprozesse werden Oberflächengrößen von Aktivkohle (bis ca. 3050 m²/g) erreicht (Downie et al., 2009). In elektronenmikroskopischen Untersuchungen von Pyrokohlen aus Pflanzen sind teilweise die Pflanzenstrukturen (z.B. Gefäße) noch erkennbar (vgl. z.B. Chan & Xu (2009)). Der mikroskopische Aufbau der HTC-Kohlen unterscheidet sich davon stark. Durch die De- und Repolymerisierungsreaktionen in Wasser bilden sich kugelähnliche Nanopartikel (vgl. z.B. Titirici & Antonietti (2010)). Durch Zusätze von Präkursoren werden auch andere Nanoformen wie hohle Kugeln oder Fasern erzielt, die z.B. zur Ent-

wicklung neuer Materialien verwendet werden können (Titirici & Antonietti, 2010). Die spezifische Oberflächen von HTC-Kohlen sind kleiner als von Pyrokohlen und liegen im Bereich von ca. $6,3 \text{ m}^2/\text{g}$ (Abel et al., 2013). Die Porengrößen liegen meist im Bereich von $< 10 \mu\text{m}$ (Abel et al., 2013).

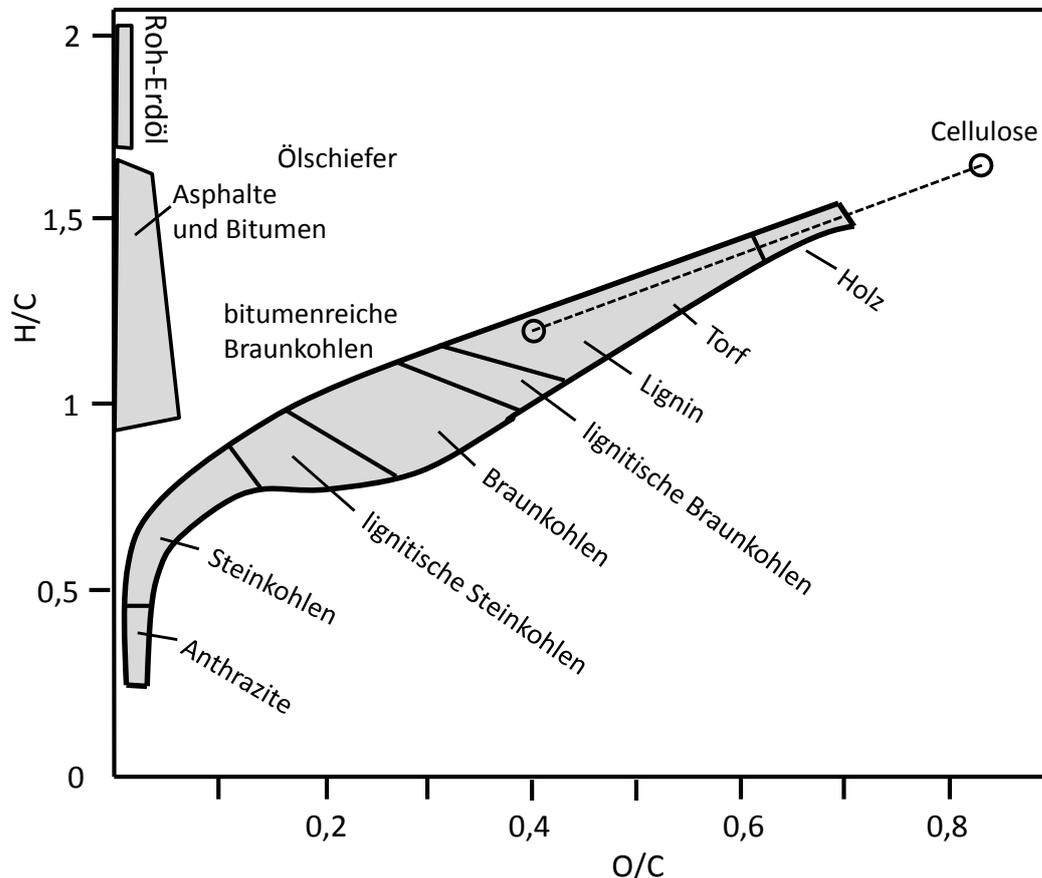


Abbildung 2-3: Van-Krevelen-Diagramm (Inkohlungsdiagramm) (nach Belusa et al. (2009))

Die Oberflächen der (Pyro-)Kohlen besitzen zahlreiche verschiedene funktionelle Gruppen in großer räumlicher Nähe, sowohl Elektronendonatoren als auch -akzeptoren (Amonette & Joseph, 2009). Heteroatome sind ebenfalls in den aromatischen Strukturen der Kohle eingeschlossen und befinden sich auch an der Oberfläche der Kohlen. (Amonette & Joseph, 2009). „Biokohle reagiert schnell mit Luftsauerstoff und bildet O-haltige funktionelle Gruppen an der Oberfläche“ (übersetzt aus (Amonette & Joseph, 2009), vgl. Kapitel 2.5.2). Die funktionellen Gruppen sind auch für den pH-Wert der Kohlen verantwortlich. Pyrokohlen besitzen meist einen neutralen bis stark alkalischen pH-Wert (Lehmann & Joseph, 2015), HTC-Kohlen meist einen sauren pH-Wert

(Libra et al., 2011). Je nach umgebendem pH-Wert sind die Oberflächen der Kohlen positiv oder negativ geladen oder besitzen amphoteren Charakter. Die Oberfläche, die funktionellen Gruppen und die Umgebungsbedingungen wirken sich auf die Sorptionsfähigkeit der Kohle aus. Bei einem hohen Aschegehalt des Ausgangsmaterials werden auch Metalle/Schwermetalle nachgewiesen, die ebenfalls die Sorption beeinflussen können (Amonette & Joseph, 2009).

Bedingt durch die Herstellverfahren besteht durch Biokohle auch ein Gefährdungspotential einer Verschmutzungseintragung in den Boden. So können Biokohlen polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder Halogenkohlenwasserstoffe (z.B. PCB) enthalten, die während der Zersetzungsreaktionen z.B. bei der Pyrolyse entstehen. Umweltbehörden (z.B. US EPA) oder Biokohlezertifizierungsinitiativen bringen daher Höchstgrenzen für die Menge an eingesetzter Biokohle ins Gespräch (Lehmann & Joseph, 2015, p. 595). Da die PAK meist nur in geringen Mengen und bioverfügbar in den Biokohlen auftreten, gehen Lehmann & Joseph (2015) davon aus, dass nur ein geringes ökotoxikologisches Risiko vorliegt.

Seit einigen Jahren werden Standardisierungs- und Zertifizierungsprogramme für Biokohlen vorgeschlagen, die sich an den Eigenschaften der Kohlen orientieren, z.B. Guidelines der International Biochar initiative (IBI) oder das European Biochar Certificate (EBC) (Lehmann & Joseph, 2015). Bewertete Eigenschaften der Kohlen sind die Kohlenstoffspeicherfähigkeit, die Düngeeigenschaften, die Kalkungseigenschaften (Eigenschaft zur Erhöhung des pH-Werts des Bodens, die normalerweise durch eine Kalkung vorgenommen wird), die Partikelgrößenverteilung und die Eignung als Substrat für den Anbau ohne Boden. Die Kohlenstoffspeicherfähigkeit wird z.B. anhand des H/C-Verhältnisses und Inkubationsversuchen gemessen und bestimmt den Anteil der Kohlen, der länger als 100 Jahre stabil ist. Die Herstellverfahren bzw. die davorliegende Wertschöpfungskette wird dabei nicht mitbetrachtet. Bei der Bewertung der Düngeleistung werden für die üblichen Düngestoffe (N, P, K, S, Mg) die Anteile bestimmt, die pflanzenverfügbar in der Kohle vorliegen. Bezogen auf den Nährstoffentzug einer gewählten Standardpflanze wird über die Biokohleausbringung die ausgebrachte Nährstoffmenge berechnet. Liegt

diese unter der benötigten Nährstoffmenge der Standardpflanze, dann wird der Biokohle kein Düngewert in der Klassifizierung zugeordnet. Vor allem Phosphat- und Kaliumbedarfe können durch Biokohle bereits gedeckt werden, wohingegen Stickstoff meist nicht pflanzenverfügbar vorliegt und den Bedarf somit nicht decken kann. Es wird generell empfohlen, die Nährstoffmengen der Biokohle in die Berechnung des Nährstoffbedarfs einzubeziehen. Beim Kalkungseffekt werden CaCO_3 -Äquivalente bestimmt, die angeben, welche Mengen an Kalk dem Kalkungseffekt der Biokohle entsprechen. Interaktionen zu den jeweiligen Böden, z.B. Pufferung, werden in der Klassifizierung nicht vorgenommen. Die Partikelgrößenverteilung wird durch Sieben in die Anteile an Puder, Körner usw. eingeteilt. Die Klassifizierung nach weiteren physikalischen Eigenschaften, z.B. der Porosität und der Wasserhaltefähigkeit, wird als nützlich eingeschätzt und als Hinweise für die Bewertung der Nutzung als Substrat häufig angegeben (Lehmann & Joseph, 2015).

2.4 Stabilität und Abbau von Biokohle im Boden

Die Stabilität der Biokohlen im Boden wird auf einige Jahre bis zu mehreren Jahrtausenden geschätzt, die mittlere Verweilzeit von Pyrokohle auf 10^2 bis 10^7 Jahre (Kuzyakov et al., 2014; Laird, 2008; Spokas, 2013; Zimmerman, 2010). Sie ist abhängig von der Ausgangsbiomasse und steigt mit zunehmenden Pyrolysetemperaturen durch den vermehrten Abbau von aliphatischen Kohlenstoffverbindungen hin zu aromatischen Strukturen und deren Kondensierung (Whitman et al., 2013). Inkubationsversuche einer ^{14}C markierten Biokohle aus Deutschem Weidelgras vermischt mit einem lehmigen Boden über 3,2 Jahre ergaben eine Abbaurate der Biokohle von $1,36 \cdot 10^{-5} \text{ d}^{-1}$ (ca. $1,36 \cdot 10^{-3} \% \text{ d}^{-1}$). Dies entspricht bei einer Hochrechnung auf Feldkonditionen einer Verweildauer von ca. 2000 Jahren (ohne Korrekturfaktoren für Feldkonditionen: ca. 200 Jahre) (Kuzyakov et al., 2009). Eine Verlängerung der Versuchszeit auf 8,5 Jahre insgesamt reduzierte die Abbaurate auf $7 \cdot 10^{-4} \% \text{ d}^{-1}$, dies entspricht einer Verweildauer bei Feldbedingungen von ca. 4000 Jahren (ohne Korrekturfaktoren für Feldkonditionen: ca. 400 Jahre, die Korrekturfaktoren werden in der neueren Veröffentlichung kritisch betrachtet) (Kuzyakov et al., 2014). Radiokarbonmessungen eines Bodens, der Kohlenstoffverbin-

dungen aus frühzeitlichen Biomassebränden enthält, ergaben ein Kohlealter von 1160-5040 Jahren. Die Kohlenpartikel waren damit bis zu ca. 3900 Jahre älter als die übrigen natürlichen Bodenkohlenstoffverbindungen (Schmidt et al., 2002). Feldversuche, die „black carbon“ über 100 Jahre beobachteten, und Simulationen aus 16 verschiedenen Studien ergaben allerdings Verweilzeiten von nur 180-540 bzw. ca. 870 Jahren (Kuzyakov et al., 2014). Grund dafür könnte sein, dass das dort beschriebene „black carbon“ natürlichen Ursprungs ist und eine deutlich höhere Abbaurrate durch unvollständige Pyrolyse als pyrolytisch unter kontrollierten Bedingungen erzeugte Biokohle besitzt (Kuzyakov et al., 2014). Biokohleuntersuchungen der Terra-Preta-Böden ergaben ein Alter von 500 bis 7000 Jahren (Lehmann et al., 2009). Die Verweilzeiten von HTC-Kohle im Boden wurden bislang nur wenig untersucht. Inkubationsversuche von HTC-Kohle im Rahmen des Projekts CarboSolum ergaben eine Verweilzeit von 2-4 Jahren bei Biertreber-HTC-Kohle und von 5-12 Jahren bei Gärrest-HTC-Kohle (Stängle, 2011).

Der Abbau der Biokohle im Boden wird durch abiotische und biotische Faktoren beeinflusst. Zu den abiotischen Faktoren zählen Temperatur und Wasserhaushalt. Höhere Umgebungstemperaturen und oft wechselnde Wasserhaushalte von gesättigten und ungesättigten Phasen erhöhen den Abbau der Biokohlen (Nguyen & Lehmann, 2009; Nguyen et al., 2010). Gefrorenes Wasser kann die Biokohlepartikel aufbrechen und neue Oberflächen für Abbaureaktionen freilegen (Lehmann et al., 2009). Biotisch werden Biokohlen meist durch heterotrophe Organismen abgebaut, v.a. Pilze tragen zur Metabolisierung bei (Lehmann et al., 2009) (vgl. Kapitel 2.5.3). Frische Biokohlen besitzen einen gewissen Anteil schnell abbaubarer Kohlenstoffverbindungen, deren Abbaurrate innerhalb von vier Wochen stark abnimmt (Lehmann et al., 2009). Die Einflussfaktoren auf den Abbau von Biokohle werden schematisch graphisch in Abbildung 2-4 dargestellt.

Foereid et al. (2011) entwickelten ein Modell zur Simulation des Biokohleabbaus anhand von Versuchsdaten (vgl. Kapitel 5.4.4). Dazu wird die Kohle in zwei sog. *Pools* aufgeteilt, einen schnell abbaubaren (labilen) und einen langsam abbaubaren (stabilen) Anteil der Biokohle. Der Abbau der Biokohle wird durch die Bodentemperatur und –feuchtigkeit beeinflusst, was durch Modifi-

zierungsfaktoren berücksichtigt wird. Neben dem Abbau wird auch der Transport der Biokohle in tiefere Bodenschichten berücksichtigt, der z.B. durch die Versickerung von Niederschlägen hervorgerufen wird.

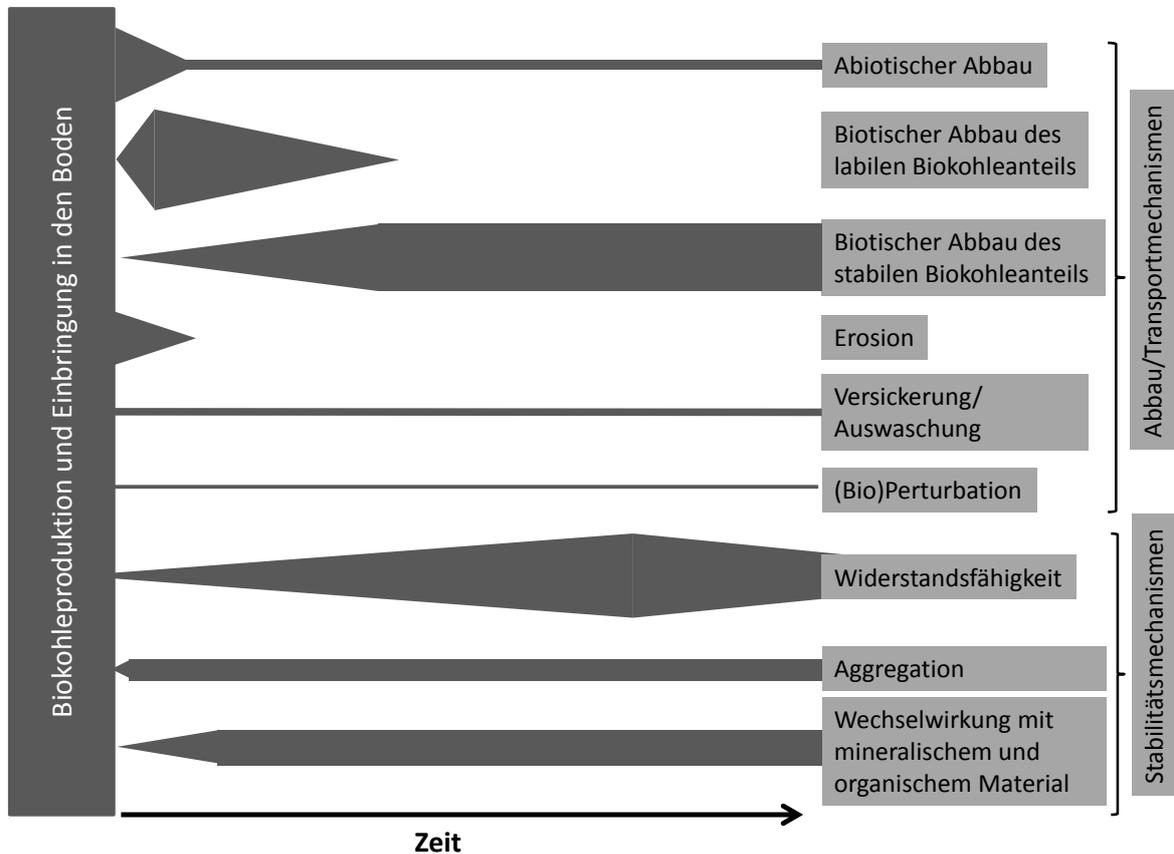


Abbildung 2-4: Schematische Darstellung der Faktoren, die den Abbau der Biokohle beeinflussen können, und ihre Einflussgröße (nach Lehmann et al. (2009))

2.5 Auswirkungen der Biokohle auf Bodeneigenschaften und das Ökosystem Boden

Als Boden bezeichnet man den belebten Teil der obersten Erdkruste (Scheffer & Schachtschabel, 2010). Er bildet die Grenzschicht, in der sich Lithosphäre (äußerer Teil des Erdmantels), Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre überlagern. Die Bodenschicht wird auch als Pedosphäre bezeichnet (Schroeder, 1969), die Bodenentwicklung als Pedogenese, die Bodenkunde als Pedologie. Der Boden besteht zum einen aus mineralischen Bestandteilen unterschiedlicher Größe und Art (z.B. Minerale, Gesteinsbruchstücke), zum anderen aus

organischen Bestandteilen (z.B. Humus, tierische und pflanzliche Organismen, zersetzte Vegetationsrückstände) (Scheffer & Schachtschabel, 2010; Schroeder, 1969).

Das Einbringen von Biokohle in den Boden führt zu einer Veränderung der physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Bodens. Die Biokohle greift somit in das offene System „Boden“ ein und ändert auch die vorhandenen Stoffflüsse und -kreisläufe, v.a. den Kohlenstoffkreislauf und den Stickstoffkreislauf. Da in der Literatur hauptsächlich Wirkungen der Pyrokohle beschrieben werden, beschränkt sich dieses Kapitel weitgehend hierauf. Änderungen durch HTC-Kohlen werden entsprechend hervorgehoben. Es werden jeweils ausgewählte Ergebnisse von Veröffentlichungen vorgestellt, die einen Überblick über die Auswirkungen von Biokohle zeigen.

2.5.1 Änderung der physikalischen Eigenschaften des Bodens durch Biokohlezugabe

Die Korngrößenverteilung der mineralischen Bestandteile des Bodens bestimmen die spezifischen Oberflächen und Porengrößenverteilungen der Böden. Sandige Böden besitzen relativ große Partikel (2000-63 μm Durchmesser) mit vielen Makroporen und eine kleine spezifische Oberfläche (ca. 20 cm^2/g). Kleine Partikel bei einem hohen Tonanteil im Boden (Partikel 2-0,02 μm Durchmesser) führen zu einer kleinen Porengröße, aber zu einer großen spezifischen Oberfläche (ca. 20.000 cm^2/g) (Schroeder, 1969). „Die Körnung und Bodenart stehen in enger Beziehung zum Wasser-, Luft- und Nährstoffhaushalt sowie zur Bearbeitungsmöglichkeit des Bodens. Sie bestimmen – gemeinsam mit anderen Faktoren – die Bodenfruchtbarkeit.“ (zitiert aus: Schroeder (1969)). Weitere Zusammenhänge werden in Tabelle 2-3 zusammengefasst. Das Einbringen von Biokohle mit einer großen spezifischen Oberfläche in den Boden erhöht, v.a. in sandigen Böden, die spezifische Oberfläche des Bodens (Downie et al., 2009).

Tabelle 2-3: Eigenschaften des Bodens durch Körnung und Bodenart (aus: Schroeder (1969))

<i>Eigenschaft</i>	<i>hoher Sandanteil</i>	<i>hoher Tonanteil</i>
Wasserführung	gut	schlecht
Wasserhaltevermögen	gering	hoch
Durchlüftung	gut	schlecht
Sorptionsvermögen	gering	hoch
Durchwurzelbarkeit	gut	schlecht
Bodenbearbeitung	leicht	schwer

Eine Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes kann durch große Anteile an organischem Material im Boden erreicht werden. Bei sandigen Böden vergrößert sich das Wasserhaltevermögen, bei tonhaltigen Böden verbessert sich die Wasserführung (Downie et al., 2009). Die Änderungen im Wasserhaushalt bedingen auch Änderungen in der sonstigen Stoffaustauschfähigkeit des Bodens (z.B. durch Durchlüftung). Eine nachhaltig positive Verbesserung kann nur bei einer Zugabe von großen Mengen von 20-50 t/ha Restbiomasse erzielt werden (Glaser et al., 2002). Es wird angenommen, dass durch Biokohle ähnliche Verbesserungen des Bodenwasserhaushaltes auftreten (Downie et al., 2009). Vor allem die große Anzahl an Poren und die erhöhte spezifische Oberfläche der Biokohlen nehmen Einfluss auf den Wasserhaushalt. Versuche mit Zugaben von Holzkohlemischungen in unterschiedliche Böden zeigten einen Anstieg der Wasserhaltekapazität um bis zu 30 % (Glaser et al., 2002). Die pflanzenverfügbare Wassermenge erhöhte sich vor allem in sandigen Böden, wohingegen bei lehmigen Böden keine Verbesserung und bei Tonböden eine Verkleinerung der nutzbaren Wasserkapazität beobachtet wurde (Glaser et al., 2002). Kinney et al. (2012) berichten, dass sich die Feldkapazität (FK) bei einer 7 %-igen Biokohlebeimischung in einen sandigen Boden um 25-36 % vergrößerte. Auch Abel et al. (2013) zeigen einen Anstieg der nutzbaren Feldkapazität (nFK) um bis zu 16,3 % bei einer Zugabe von bis zu 5 % Pyrokohle. Die Steigerung war in sandigeren Böden deutlicher als in lehmigen Proben. Bei einem Boden mit hohem organischen Anteil konnte kein Anstieg des nFK durch Biokohlezugaben beobachtet werden, sondern ein geringer Rückgang der nFK (Abel et al., 2013). Messungen des permanenten Welkepunkts (PWP) zeigen eine Zunahme des Wassergehaltes beim permanenten Welkepunkt (PWP), der für Pyrokohlen größer ist als für HTC-Kohlen (Abel et al., 2013).

Die Zugabe von Biokohle, v.a. in sandige Böden, erhöht die Porosität des Bodens. Zum einen werden die Porenanteile zwischen 0,2 und 10 μm Durchmesser erhöht, bei denen Wasser pflanzenverfügbar ist (zwischen PWP und FK), zum anderen die Porenanteile mit einem Durchmesser $<0,2 \mu\text{m}$, bei dem das Wasser zu stark gebunden wird und nicht mehr pflanzenverfügbar ist (Abel et al., 2013). Durch die Zugabe von poröser Biokohle mit geringer Lagerungsdichte in den Boden sinkt auch die Rohdichte (Volumengewicht) des Bodens (Abel et al., 2013; Herath et al., 2013). Abel et al. (2013) zeigen einen Rückgang der Dichte bei Zugabe von 5 Massen-% Pyrokohle in einen sandigen Boden von $1,50$ auf $1,22 \text{ g/cm}^{-3}$, bei HTC-Kohle auf $1,30 \text{ g/cm}^{-3}$. Herath et al. (2013) konnten einen signifikanten Anstieg der Porosität nach Biokohlezugabe feststellen. Auch die Perkolation (Wasserleitfähigkeit) der untersuchten schluffig-lehmigen Böden nahm um 41 bis 139 % zu. Barnes et al. (2014) untersuchten die Änderung der Wasserleitfähigkeit systematischer, indem jeweils ein sandiger, ein organischer und ein tonreicher Boden nach Biokohlezugabe (10 Massen-%) überprüft wurde. Im sandigen Boden wurde die Perkolation um 92 % verringert, im tonreichen Boden um über 300 % erhöht. Auch in dieser Studie werden eine Zunahme der Porosität, eine Abnahme der Lagerungsdichte und eine Zunahme des Wasserhaltevermögens beobachtet, die die Effekte auf die Wasserleitfähigkeit mit erklären. Wie in der Studie in einer Literaturrecherche zusammengestellt wird, werden die Ergebnistendenzen in anderen Studien bestätigt.

Exkurs: Feldkapazität und Welkepunkt

Bewegung des flüssigen Wassers: „Wird trockenem Boden Wasser durch Niederschläge oder Beregnung zugeführt, erfolgt zunächst [eine] Absättigung [bis zur] Feldkapazität [...]. Bei Überschreitung der Feldkapazität und ausreichendem Wassernachschub [rückt die] Befeuchtungsfront in größere Tiefen [vor]. Dabei [tritt] sowohl [eine] Bewegung des Wassers als Haftwasser in Wasserfilmen und Kapillaren $<10 \mu$ Durchmesser infolge höherer Saugspannungen noch nicht befeuchteter Bodenzonen, als auch – nach Überschreitung der Feldkapazität – langsames Versickern des Wassers in Poren $10\text{-}50 \mu$, rasches Versickern in Poren $>50 \mu$ [auf].“ (zitiert aus: Schroeder (1969)).

Feldkapazität (FK): „Maximale Haftwassermenge (des Bodens), gemessen am natürlich gelagerten Boden mit freiem Wasserabzug“ (zitiert aus: Schroeder

(1969)). Sie entspricht dem Bodenwassergehalt bei einem ausgeglichenen hydraulischen Potenzial. Sie ist also die Wassermenge, die der Boden bei Wassersättigung enthält. Sie wird oft in Vol.-% angegeben, bezogen auf den Boden, der bei 105 °C getrocknet wird (Scheffer & Schachtschabel, 2010, p. 292). Die FK liegt häufig bei einem pF-Wert von 1,8 bis 2,5 (vgl. unten). Nach DIN 4220:2008-11 (2008) und DIN EN ISO 11274:2012-04 (2012) wird die FK bei einem pF-Wert von 1,8 bestimmt.

Permanenter Welkepunkt (PWP): „Wassergehalt des Bodens, bei dem die meisten Pflanzen permanent welken“ (zitiert aus: Schroeder (1969)). Beim PWP befindet sich das Wasser nur noch in den Feinporen und bildet dünne Filme an den Mittel- und Grobporen und ist für die Pflanzen nicht mehr verfügbar. Der Wassergehalt beim PWP hängt eng mit der Porengrößenverteilung des Bodens zusammen. Bei tonhaltigen Böden ist der PWP größer als bei sandigen. Der PWP wird mit Druckmembranapparaten gemessen (1,5 MPa Gleichgewichtsdruck) (Scheffer & Schachtschabel, 2010, p. 293). Der PWP entspricht einem pF-Wert (vgl. unten) von 4,2.

Nutzbare Feldkapazität (nFK): pflanzenverfügbares Wasser (Schroeder, 1969). Sie wird nach Formel 2-1 berechnet.

$$nFK = FK - PWP$$

2-1

pF-Wert: Der pF-Wert (dimensionslos) gibt den dekadischen Logarithmus der Bodenwasserspannung (BWS) wieder (zu benützende Einheit für BWS: Pa) (Formel 2-2). Bei $pF > 4,2$ (ab PWP) ist das Wasser zu fest für Pflanzen gebunden, bei $pF < 2,5$ (kleiner als bei FK) so locker, dass das Wasser versickert (Schroeder, 1969). $pF = 2,5-4,2$ entspricht einer Porengröße von 0,2 bis 50 μm im Durchmesser, $pF > 4,2$ entspricht $< 0,2 \mu\text{m}$ (Scheffer & Schachtschabel, 2010, p. 181).

$$pF = \log BWS$$

2-2

2.5.2 Änderung der chemischen Eigenschaften des Bodens durch Biokohlezugabe

Die Oberfläche frischer Biokohle wird durch Luftsauerstoff v.a. nach der Eimischung in den Boden oxidiert (Hammes & Schmidt, 2009). Dadurch entstehen oder ändern sich die funktionellen Gruppen an der Biokohleoberfläche. Eine Zunahme von v.a. sauren funktionellen Gruppen wurde beobachtet, z.B.

von OH-Bindungen und sauren Carboxylgruppen (Hammes & Schmidt, 2009). Inkubationsversuche zeigen, dass die Oxidation hauptsächlich abiotisch bedingt ist und nicht wie anfangs vermutet, biotisch (Cheng et al., 2006). Durch die Zunahme der sauren funktionellen Gruppen wird die Biokohle hydrophiler und zugänglicher für Abbaureaktionen (physikalisch, chemisch und biologisch) (Hammes & Schmidt, 2009). Die Oberflächenladungen der Kohle zeigen eine Abnahme positiver Ladungen und eine Erhöhung negativer Ladungen und Ladungsdichten (Cheng et al., 2006; Liang et al., 2006). Dies beeinflusst den Ionenhaushalt im Boden und nimmt somit auch Einfluss auf den Nährstoffhaushalt, da Nährstoffe meist ionisch vorliegen und mit den Oberflächen der Bodenpartikel interagieren. Untersuchungen der Nährstoffverfügbarkeit bei Holzkohlebeimischungen in zwei unterschiedlichen Böden weisen auf eine verbesserte Nährstoffaufnahme mit erhöhtem Pflanzenwachstum hin. Stickstoffauswaschungen wurden gegenüber der Kontrollprobe ohne Kohle verringert, aber K- und Ca-Auswaschungen erhöht (Lehmann et al., 2003). Ursache für die Beeinflussung des Nährstoffhaushaltes ist eine verbesserte Kationenaustauschkapazität (KAK) bei Beimischungen von Biokohle in den Boden aufgrund der oxidierten Biokohleoberflächen (Cheng et al., 2006; Liang et al., 2006). Dadurch wird die Verfügbarkeit von Kationen im Boden erhöht (Liang et al., 2006; Lima et al., 2002). Im Vergleich mit den umliegenden Flächen zeigt eine Terra-Preta-Bodenprobe aus archäologischen Untersuchungsgebieten eine 1,9 mal höhere KAK (Liang et al., 2006). Cheng et al. (2006) berichten von einer KAK-Zunahme um 90 % durch die Zumischung von „black carbon“. KAK-Bestimmungen von Pyrokohlen zeigen einen Anstieg der KAK mit zunehmenden Pyrolysetemperaturen, die bei weiterem Temperaturanstieg jedoch wieder abnimmt (ca. 600 °C) (Lehmann et al., 2011).

Durch eine Zugabe von Biokohle in den Boden verändern sich die funktionellen Gruppen und ihre Ladungen. Nach Zugabe einer alkalischen Pyrokohle erhöht sich, je nach Puffervermögen des Bodens, meist der pH-Wert. Durch weitere Oxidation der Biokohleoberflächen sinkt der pH-Wert anschließend wieder leicht ab (Cheng et al., 2006). Inkubationsversuche von reinem „black carbon“ bei 30 und 70 °C verringerten den pH-Wert der Kohlen von 5,4 auf 5,2 bzw. 3,4 durch Bildung von Carboxylgruppen (COOH-Gruppen). Nguyen & Lehmann (2009) konnten zeigen, dass der pH-Wert auch von der eingesetzten

Biomasse und Pyrolysetemperatur abhängig ist. Nach einer einjährigen Inkubation (Biokohle-Sandmischungen) erhöhte sich der pH-Wert bei einer Strohpyrokohle um 0,95 (350 °C) und 1,12 (600 °C), wohingegen sich der pH-Wert bei einer Eichenpyrokohle um 0,24-0,21 (350 und 600 °C) verringerte. Die Erhöhung des pH-Wertes ist wahrscheinlich auf eine Lösung alkalischer Mineralien zurückzuführen (Lehmann et al., 2011). Es ist noch unklar, ob die Effekte in Mischungen mit dem Boden ebenfalls auftreten, da die Wechselwirkungen mit organischen und anorganischen Bodenbestandteilen die pH-Senkung evtl. verringern (Cheng et al., 2006) bzw. Puffereffekte auftreten (Lehmann & Joseph, 2015).

Biokohle mit den funktionellen Oberflächengruppen und Heteroatomen stehen auch in Wechselwirkung mit anderen Bodenbestandteilen, v.a. Mineralien. Biokohlepartikel wurden sowohl frei als auch in Bindung an Mineralien vorgefunden. Es formen sich Komplexe aus organischen und mineralischen Bestandteilen, die die Oxidation der Biokohlen z.B. durch sterische Hinderung¹² herabsetzen und mit ausschlaggebend zur Stabilität im Boden beitragen (Brodowski et al., 2006; Hammes & Schmidt, 2009; Lehmann et al., 2009). Es wurden beispielsweise sowohl kleine Biokohlepartikel gefunden, die an Mineralien gebunden sind, als auch kleine mineralische Partikel, die sich an größeren Biokohlepartikeln anlagern (Hammes & Schmidt, 2009).

2.5.3 Änderung der biologischen Eigenschaften des Bodens durch Biokohlezugabe

Biokohlezusätze führen neben den physikalischen und chemischen Änderungen der Bodeneigenschaften auch zu Änderungen der biologischen Zusammensetzung, der Aktivität und der Artenvielfalt im Boden (Lehmann et al., 2011; Thies & Rillig, 2009). Die Veränderungen in der biologischen Lebensgemeinschaft beeinflussen die Eigenschaften und Kreisläufe im Boden und das Pflanzenwachstum. Beispielsweise zeigen Untersuchungen von Mykorrhizapilzen an Wurzeln¹³ beim Zusatz von Pyrokohlen einen Anstieg der Wurzelbesiedlungen, in einigen Fällen konnte allerdings auch ein Rückgang der Popula-

¹² Räumliche Abschirmung der Biokohlepartikel

¹³ Gehen eine Symbiose mit Pflanzen ein zur Verbesserung der Aufnahme von Nährstoffen und von Wasser der Pflanze und der Versorgung des Pilzes z.B. mit Mineralien.

tionen beobachtet werden (Lehmann et al., 2011). Bei HTC-Kohlen konnte eine vermehrte Sporenbildung beobachtet werden, die die Erhöhung der Populationen erklären könnte (Rillig et al., 2010). Ursachen für den Anstieg bzw. Rückgang der Populationen können in der Zusammensetzung der Kohlen liegen, z.B. durch Mineralien oder organische Verbindungen, die sich nachteilig auf Pilze auswirken wie bspw. Schwermetalle (Lehmann et al., 2011). In Lehmann et al. (2011) ist eine Pyrokohle durchdrungen von Pilzhyphen dargestellt. Neben Pilzen werden Biokohlen auch von Bakterien besiedelt. Sie beeinflussen die Hydrophobizität, den pH-Wert, die Porenvolumen und die Oberflächenladungen der Biokohlen, Art und Anzahl der Bakterienpopulationen bzw. Mikroorganismen (Lehmann et al., 2011). Neben dem physikalischen Schutz vor Fressfeinden durch die Poren tragen auch das Wasserspeichervermögen und die im Wasser gelösten Gase (z.B. O₂ und CO₂) sowie der Gasaustausch zur Ansiedelung und Vermehrung der Mikroorganismen bei, bei ausreichend O₂ v.a. aerobe, bei O₂-Mangel anaerobe Mikroorganismen (Thies & Rillig, 2009). Eine erhöhte mikrobiologische Vielfalt lässt auf einen erhöhten Abbau bzw. Oxidation der Biokohle schließen. In Inkubationsexperimenten mit reiner Biokohle wurden jedoch das Gegenteil oder keine Änderung der Abbauraten festgestellt (Lehmann et al., 2011). Werden die Biokohlen jedoch in den Boden eingearbeitet, wirken sich biologische Veränderungen auf die Abbauraten aus, unter Umständen nicht direkt auf die Biokohlen, sondern auf den Abbau der anderen Bodenkohlenstoffverbindungen (Boden-C). So konnte ein vermehrter Abbau des Boden-Cs beim Zusatz von frischer Biokohle gefunden werden (sog. „priming“). Längere Verweilzeiten im Boden führen wieder zu einem Rückgang des Boden-C-Abbaus. Cross & Sohi (2011) bestätigen die Vermutung, dass schnell abbaubare C-Verbindungen der Kohlen zu einem kurzfristigen Anstieg der Veratmung führen. In einigen Fällen tritt ein negatives „priming“, also eine Verlangsamung des Abbaus von Boden-C, durch Stabilisierung von labilen C-Verbindungen auf. Ursachen für die Veränderungen liegen wahrscheinlich im Zusammenspiel von verfügbaren abbaubaren Kohlenstoffquellen zur Energieversorgung der Mikroorganismen und von anderen Nährstoffen sowie weiteren Effekten wie der Adsorption von gelösten Kohlenstoffverbindungen¹⁴ oder Enzymen an den Kohleoberflächen (Lehmann et

¹⁴ sog. DOC, engl. dissolved organic carbon

al., 2011). Neben den Mikroorganismen wurde auch der Einfluss auf andere Lebewesen untersucht. Regenwürmer bevorzugten gegenüber dem Kontrollboden eindeutig den Boden mit Pyrokohlebeimischungen, und Biokohlepartikel wurden im Darm nachgewiesen (Lehmann et al., 2011). Frische HTC-Kohlebeimischungen zeigten einen Rückgang der Regenwurmaktivität, was sich nach einem Jahr Inkubationszeit bei einem Feldversuch nivellierte. Es wird vermutet, dass toxische an der Kohle anhaftende Verbindungen des Prozesswassers dafür verantwortlich sind, die nach einem Jahr aber bereits wieder abgebaut waren (Holweg et al., 2011).

2.5.4 Änderung von Treibhausgasemissionen des Bodens

Untersuchungen von Treibhausgasemissionen des Bodens beim Zusatz von Biokohle zeigen einen Rückgang von Lachgasemissionen und eine bessere Methan-Aufnahme des Bodens (Rondon et al., 2005; Spokas & Reicosky, 2009; Yanai et al., 2007). Einige Studien stellten aber auch keinen Effekt oder eine Zunahme von Lachgasemissionen fest (Clough et al., 2013; Spokas & Reicosky, 2009; Yanai et al., 2007). Yanai et al. (2007) untersuchten die Lachgasemissionen bei unterschiedlichen Wasserregimen des Bodens¹⁵. Bei 73 und 78 % wassergefülltem Porenvolumen (WFPS¹⁶) ergab sich eine Reduktion der Lachgasemissionen um 89 %, bei 83 % WFPS kam es im Gegensatz dazu zu einer Erhöhung der Lachgasfreisetzungen um 47-51 %. Spokas & Reicosky (2009) führten Versuche mit Biokohlen aus unterschiedlichen Biomassearten ohne Boden und in drei verschiedenen Böden durch. Die Biokohlen alleine zeigten Lachgasemissionen von -6,8 bis 5,6 ng N₂O pro g Kohle und Tag im nassen und trockenen Zustand. Bei den Bodenbeimischungen wurde meist ein Rückgang der Lachgasemissionen beobachtet, in landwirtschaftlichem Boden verursachten zwei Kohlen erhebliche Erhöhungen von 300-1600 %. Methan-Emissionen konnten ebenfalls durch die Biokohlen verringert oder kein signifikanter Unterschied zur Kontrolle gefunden werden. Die genauen Ursachen konnten bislang in den Studien, z.B. aufgrund unzureichender Versuchsdesigns, nicht geklärt werden (Clough et al., 2013). In einer Meta-

¹⁵ Untersucht wurde ein lehmiger bis toniger-lehmiger Boden und unterschiedliche Biokohleapplikationsraten

¹⁶ WFPS: engl. "water filled pore space", manchmal auch "water filled porosity" (DNDC)

Analyse, präsentiert in Lehmann & Joseph (2015), werden 30 Studien zu Lachgasemissionen untersucht. Sie ergibt einen durchschnittlichen Rückgang der Lachgasemissionen um 54 %. Vor allem bei Biokohlen aus holzartigen Biomassen wird ein Rückgang beobachtet, wohingegen bei Biokohlen aus anderen Biomassen kein signifikanter Einfluss gezeigt wurde. Die Reduktion steigt mit steigender zugesetzter Biokohlemenge.

Gründe der Ab- oder Zunahme von Lachgasemissionen beziehen sich häufig auf eine Änderung der Bedingungen im Boden für Nitrifikation und Denitrifikation. Der Rückgang von Lachgasemissionen wird meist erklärt mit einem Rückgang der Denitrifikation durch verbesserte Durchlüftung, labilem Kohlenstoff, der die vollständige Denitrifikation hin zu N_2 fördert, einem erhöhten pH-Wert, der die N_2O -Reduktaseaktivität erhöht, einer Reduktion anorganischen Stickstoffs durch erhöhtes Pflanzenwachstum oder Ammoniak-Bindung bzw. N-Fixierung. Zunahmen der Lachgasemissionen werden erklärt mit einer Freisetzung von Bodenstickstoffverbindungen (Biokohle-N) oder von Boden-N durch „priming“, einem erhöhten Wassergehalt, der die Denitrifikation fördert, oder von Biokohle, die als N-Quelle für Mikroben dient (frei übersetzt nach Clough et al. (2013)). Die Vorgänge und Zusammenhänge werden aktuell weiter erforscht.

Exkurs: Stickstoffkreislauf und Lachgasemissionen (nach Scheffer & Schachtschabel (2010))

„Stickstoff (N) gehört zu den Hauptnährelementen von Pflanzen und Mikroorganismen und wird mit der pflanzlichen Nahrung zu Tieren und Menschen transferiert. Mit seinen unterschiedlichen Oxidationsstufen von -3 bis +5 bildet Stickstoff eine große Anzahl an Verbindungen. Er ist meist das mengenmäßig in der Pflanzensubstanz überwiegende Hauptnährelement und ist Bestandteil vieler organischer N-Verbindungen wie z. B. von Aminosäuren, Proteinen, Vitaminen und Chlorophyll“ (Scheffer & Schachtschabel, 2010). Stickstoff aus der Atmosphäre (N_2) und aus Stickstoffverbindungen in der mineralischen Bodensubstanz ist nur schlecht pflanzenverfügbar. Stickstoff muss daher dem Boden zugeführt werden über den Abbau organischer Substanzen, z.B. durch organische oder durch mineralische Düngung. „Pflanzenverfügbare Stickstoff-Verbindungen sind vor allem das leichtlösliche und

damit auch leicht auswaschbare Nitrat (NO_3^-) sowie das vorwiegend in adsorbierter Form gebundene und damit weitgehend vor Auswaschung geschützte Ammonium (NH_4^+)“ (Scheffer & Schachtschabel, 2010).

N-Mineralisation (Ammonifikation) und N-Immobilisierung: Organische N-Verbindungen werden durch Enzyme von heterotrophen Mikroorganismen zerlegt und NH_4^+ -Ionen durch Desaminierung freigesetzt (Abbildung 2-5). Die dabei freigesetzten Moleküle und Nährstoffe dienen wiederum den Mikroorganismen als Energielieferant und zum Aufbau ihrer Körpersubstanz, überschüssiger Stickstoff (NH_4^+) geht in den weiteren Stickstoffkreislauf ein oder wird adsorbiert. Wird weniger Stickstoff freigesetzt als die Mikroorganismen benötigen, wird der Stickstoff vollständig von den Mikroorganismen aufgenommen und so immobilisiert. Die Ammonifikation wird stark von der Bodentemperatur, wechselnder Bodenfeuchte und dem pH-Wert beeinflusst.

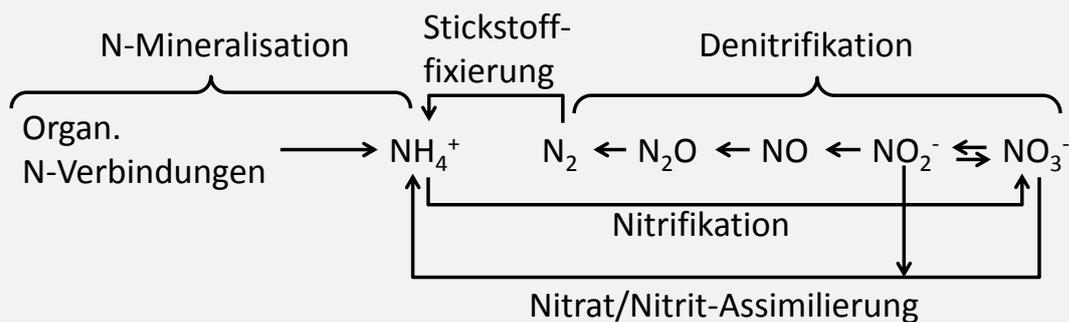


Abbildung 2-5: Stickstoffkreislauf im Boden (nach Scheffer & Schachtschabel (2010))

Nitrifikation und Denitrifikation: Ammonium (NH_4^+) wird durch meist aerobe Bakterien zu Nitrit (NO_2^-) und anschließend zum pflanzenverfügbaren Nitrat (NO_3^-) oxidiert, was als Nitrifikation bezeichnet wird (Abbildung 2-5). Sie findet vor allem bei guter Belüftung und Temperaturen von 25-35 °C statt. Die Reduktion von Nitrat über Nitrit, Stickoxiden (NO , N_2O (Lachgas)) bis hin zu molekularem Stickstoff (N_2) wird als Denitrifikation bezeichnet (Abbildung 2-5). Sie erfolgt durch anaerobe Bakterien und findet v.a. bei hoher Wassersättigung (>70 %) statt. Nitrifikation und Denitrifikation finden im Boden zeitgleich statt, wobei die Stärke von den vorherrschenden Bedingungen (Zonen) abhängt und eine gegenseitige Beeinflussung vorliegt.

2.6 Wirkung auf den Anbau von Feldfrüchten

Häufig wird in der Literatur von Ernteertragssteigerungen zahlreicher Pflanzenarten bei der Anwendung von Biokohle berichtet. Lehmann et al. (2003) berichten beispielsweise von einer Ertragssteigerung von 17-43 %. Biokohle führte in einigen wenigen Fällen allerdings auch zu einem Rückgang der Erträge (Chan & Xu, 2009). Ertragsänderungen werden meist mit indirekten Effekten der Biokohle erklärt, wie z.B. verbessertem Nährstoffrückhalt und anderen Bodenveränderungen (vgl. Kapitel 2.5), nur selten wird auf direkte Düngeeffekte rückgeschlossen (Chan & Xu, 2009). Unterschiedliche Versuchsdurchführungen mit verschiedenen Pflanzenarten, Bodenarten, Nährstoffgaben und Biokohlen machen die Vergleichbarkeit der Ergebnisse bzgl. der Erträge schwierig. Jeffery et al. (2011) untersuchten daher in einer Meta-Analyse 23 Studien, die bis 01.03.2010 veröffentlicht waren. Dabei zeigten sich bei 10, 25, 50 und 100 t Biokohle/ha signifikante Ertragssteigerungen, im Mittel ergab sich eine Ertragssteigerung von 10 %. Biokohlezusatz in saure und neutrale Böden ergab eine signifikante Ertragssteigerung. In Böden, bei denen ein pH-Anstieg durch Biokohle beobachtet wurde, zeigte sich ein positiver Trend. Signifikante Ertragssteigerungen wurden auch in groben und mittleren Bodentexturen beobachtet, bei feinen ergab sich kein signifikanter Unterschied. Die Differenzierung nach Biokohleausgangsmaterialien ergab eine signifikante Ertragssteigerung bei Biomasse aus lignocellulosehaltiger Biomasse und Geflügelmist (Chan & Xu, 2009). Die geringe Anzahl an vorhandenen Studien, mit großen Unterschieden in der Versuchsdurchführung und in den Ergebnissen, lassen endgültige Rückschlüsse nicht zu. Weitere Aspekte, wie z.B. Temperatur während der Pyrolyse, die einen großen Einfluss auf Stabilität und Eigenschaft der Kohle hat, wurden nicht betrachtet. Die Meta-Analyse gibt allerdings Indizien an, die v.a. auf indirekte Einflüsse der Biokohle, besonders auf Änderungen der Bodeneigenschaften, schließen lässt.

2.7 Analyse der Marktsituation¹⁷

2.7.1 Biokohlepreise und Verkaufsmengen

In einer Marktanalyse von Jirka & Tomlinson (2014) für die International Biochar Initiative (IBI) wird der weltweite Biokohlemarkt von 2013 untersucht. Demnach befindet sich der Biokohlemarkt derzeit in einer frühen Phase der Entwicklung. Sie betrachten in ihrer Studie 175 kommerzielle Biokohleunternehmen, auch Unternehmen, bei denen Biokohle als Nebenprodukt anfällt, z.B. bei der Erzeugung elektrischer Energie oder bei der Abfallverwertung. Davon sind 79 Unternehmen Anlagenhersteller (45 %), 62 Biokohleproduzenten und Vertreiber (36 %) und 34 sonstige Unternehmen mit Biokohlebezug, z.B. Beratung (19 %). 57 % der Unternehmen sind in Nordamerika, 22 % in Europa, jeweils 2 bis 8 % in Südamerika, Asien, Ozeanien und Afrika ansässig. Eine aktualisierte Form der Studie für das Jahr 2014¹⁸ berichtet von 200 Unternehmen, davon befinden sich 94 in den USA. Der Anteil der Biokohleproduzenten und Vertreiber steigt auf 46 %, der Anteil an Anlagenhersteller sinkt auf 37 % (IBI, 2015). Nur 91 Unternehmen sind in beiden Studien enthalten, d.h., dass zahlreiche Biokohleunternehmen entstehen, aber auch zahlreiche wieder vom Markt gehen¹⁹ (hohe Fluktuation). Am häufigsten wird holzartige Biomasse als Ausgangsmaterial eingesetzt (ca. 50 % Hart- und Weichholz), gefolgt von landwirtschaftlichen Reststoffen (Bagasse, Maisrückstände, Reisstroh, Stroh) mit rund 20 %. Weitere Ausgangsbio Massen sind Gülle, tierische Exkremente und Bioabfälle aus Haushalten und der Lebensmittelindustrie. Biokohle wird vorwiegend in kleinen Verkaufsgebinden als reine Biokohle oder als Beimischung in Bodensubstrate verkauft. Die Biokohlepreise variieren daher stark. Ein Einfluss unterschiedlich entwickelter Länder ist ebenfalls zu erkennen (vgl. Tabelle 2-4). Die Biokohlepreise lagen 2013 im Mittel zwischen

¹⁷ Teile sind dem Forschungsvorhaben „Marktanalyse biomassebasierter Kohle“ für die EnBW Energie Baden-Württemberg AG entnommen (Radloff et al., 2015). Ohne Zitat übernommene Inhalte dieser Studie wurden dabei ausschließlich vom Autor der vorliegenden Arbeit erarbeitet.

¹⁸ http://www.biochar-international.org/State_of_industry_2014 abgerufen am 12.08.2015, Bericht liegt nicht vollständig vor, da nur für zahlende Mitglieder zur Verfügung gestellt.

¹⁹ Mitte 2015 kann bereits keine Onlinepräsenz einiger der in der Liste von 2014 geführten Unternehmen mehr festgestellt werden.

0,08 €/kg²⁰ (Philippinen) und 4,60 €/kg (UK). In Einzelfällen wurden Biokohlepreise bis zu 12,34 €/kg (USA) beobachtet. Den Autoren ist nicht ersichtlich, ob es sich jeweils um tatsächliche Verkaufspreise oder um geschätzte zu erwartende Preise handelte. Im Jahr 2014 lagen die Preise auf dem Großmarkt im Mittel bei 1,89 €/kg, der Einzelhandelspreis bei 2,82 €/kg² (IBI, 2015).

In einer eigenen aktuellen Recherche wurden 14 Unternehmen im deutschsprachigen Raum identifiziert, die Biokohle produzieren und/oder vertreiben²¹. Betrachtet werden Unternehmen, die entweder als Produzenten von Biokohle mit eigenem Vertrieb, als Vertrieb von Biokohle oder als Produzent und Vertreiber von Substraten mit oder ohne eigener Produktion von Biokohle agieren. Die Biokohleprodukte werden seitens der identifizierten Unternehmen entweder pur oder als Substratmischung in kleinen Gebinden ab 1 Liter bis zu Bigbags (bis 1,3 m³) angeboten. Die Preise für pure Biokohle liegen zwischen 0,40 bis 36 €/kg, Substratpreise bei 0,31 bis 2,57 €/Liter (Biokohleanteil meist nicht angegeben). Eine Liste der Unternehmen mit Preisen der Produkte zeigt die Tabelle im Anhang B. Bei diesen hohen erzielbaren Biokohlepreisen ist ggf. eine aussichtsreiche Vermarktung der Biokohle möglich, dem gegenüber stehen allerdings auch einige Risiken (vgl. Kapitel 2.7.2).

Die jährlichen Verkaufsmengen an Biokohle (nur für Bodenanwendung, exkl. (Holz-)Kohle als Brennstoffe) schätzen Jirka & Tomlinson (2014) 2013 auf rund 827 Tonnen weltweit mit steigender Tendenz, davon 542 t in Nordamerika (65,5 %), 205 Tonnen in Europa (24,8 %), 56 Tonnen in Asien (6,7 %) und 25 Tonnen in Afrika (3,0 %). Jirka & Tomlinson (2014) vermuten, dass dies eine Unterschätzung ist, da die Datenlage dürftig ist und die Unternehmen nur wenig Daten zur Verfügung stellen aufgrund der frühen Entwicklungsphasen. Die Verkaufsmengen im deutschsprachigen Raum konnten aufgrund der schlechten Informationslage nicht ermittelt werden. In einer aktualisierten Studie von 2014 werden die Verkaufsmengen auf 7457 Tonnen geschätzt.

Laut Jirka & Tomlinson (2014) konzentrieren sich Biokohlevertriebe auf hochpreisige Nischenmärkte mit dem Verkauf kleiner Gebinde zu hohen Preisen.

²⁰ Umrechnung US\$ in Euro: 1 US\$ entspricht 0,9156 € (07.08.2015)

²¹ Ausschließlich Anlagenhersteller wurden meist nicht betrachtet

Meist agieren die Betriebe im Direktverkauf, z.B. über ihre Webseiten. Hauptzielgruppe sind Biokohleanwender im Gartenbau und Landschaftsbau (privat, kleine Betriebe, Spezialkulturen), die bereit sind, einen hohen Preis für relativ geringe Mengen an Kohle zu bezahlen.

Tabelle 2-4: Biokohlepreise Stand 2013 (Quelle: Jirka & Tomlinson (2014)) [€/kg]

Land	Anzahl Unternehmen	Durchschnitt (reine Biokohle)	Durchschnitt (Beimischung)	Min	Max
Australien	1	3,15	-	-	-
Deutschland	2	3,11	1,69	1,69	3,11
Ghana	1	0,32	-	-	-
Indien	1	-	0,07	-	-
Irland	1	-	3,11	-	-
Kanada	2	3,18	-	1,37	4,99
Kenia	1	-	0,92	-	-
Österreich	1	0,62	-	-	-
Philippinen	2	0,08	0,09	0,08	0,09
Schweiz	1	0,60	-	-	-
Spanien	1	1,68	-	-	-
Sri Lanka	1	0,29	-	-	-
Südafrika	1	-	0,27	-	-
UK	4	4,63	0,38	0,38	8,10
USA	23	2,51	5,44	0,25	12,34
Gesamt	43	2,43	3,01	0,07	12,34

Die eigenen Recherchen für den deutschsprachigen Raum bestätigen dies. So werden die meisten Biokohleprodukte direkt auf den Webseiten der Unternehmen vermarktet. Einige Vermarkter bieten ihre Produkte mittlerweile auch auf Online-Verkaufsplattformen wie Ebay zum Verkauf an. Auffallend ist, dass auch namhafte Bodensubstratproduzenten, z.B. Neudorff, ein Produkt mit Pflanzenkohle ins Sortiment aufgenommen haben und dies beispielsweise mit „Terra Preta BodenAktivator“ bezeichnen und bewerben. Die Marketingstrategien der Unternehmen lassen vermuten, dass eine besonders auf Nachhaltigkeit und biologisch-dynamischen Anbau wertlegende Zielgruppe angesprochen werden soll. Einige der Anbieter erwecken auch den Eindruck, dass sie nur gewöhnliche Holzkohle beziehen und als Biokohle für den Bodeneinsatz in kleinen Gebinden teuer verkaufen.

2.7.2 Mögliche Marktrisiken

- Preisanstieg der Biomasse aufgrund wachsender Nachfrage

Im Zuge einer steigenden Nachfrage nach Biomasse zur stofflichen und v.a. energetischen Nutzung ist mit steigenden Biomassepreisen zu rechnen. Beispielsweise sind die Preise für Holzhackschnitzel von 2008 bis 2014 um 27 % gestiegen (C.A.R.M.E.N., 2015). Da die Biomassekosten bei der Herstellung von Biokohle vermutlich einen hohen Kostenanteil bedingen, führt eine weitere Preiszunahme zu einem Anstieg der notwendigen Mindestabsatzpreise für Biokohle.

- Preisrückgang der Biokohle aufgrund zunehmenden Wettbewerbs

Durch den „Hype Biokohle“ entstehen immer mehr Unternehmen, die Biokohle vermarkten. Jirka & Tomlinson (2014) beispielsweise identifizierten 2013 zwei Unternehmen in Deutschland, die Biokohle vermarkten, in der eigenen Recherche 2015 werden bereits 14 Unternehmen identifiziert. Weltweit wurden bei Jirka & Tomlinson (2014) 2013 175 Unternehmen gefunden, in der aktualisierten Studie (2014) 200, davon nur 91 Unternehmen, die in beiden Studien enthalten sind. Das bedeutet, dass die Biokohlebranche in der frühen Phase der Marktentwicklung deutlichen Fluktuationen unterliegt. Da sich die Zielgruppe weitgehend auf einen Nischenmarkt beschränkt, besteht die Gefahr, dass dieser Markt zukünftig gesättigt ist und die Biokohlepreise sinken.

Chance: Durch sinkende Biokohlepreise werden neue Zielgruppen angesprochen, evtl. auch größere Betriebe des Garten- und Landschaftsbaus und landwirtschaftliche Betriebe, die einen Verkauf größerer Mengen an Biokohle und Abnahmeverträge möglich machen. Auch die Anzahl an Großhändler steigt (IBI, 2015).

- Zertifizierung von Biomasse

Seit einigen Jahren werden Standardisierungs- und Zertifizierungsprogramme für Biokohlen vorgeschlagen, die sich an den Eigenschaften der Kohlen orientieren, z.B. Guidelines der International Biochar initiative (IBI) oder das European Biochar Certificate (EBC) (Lehmann & Joseph, 2015).

Folgende Bewertungskriterien werden betrachtet:

- Ausgangsbiomasse
- Kohlenstoffspeicherfähigkeit über H/C- und O/C-Verhältnisse der Kohlen
- Düngeleistung der üblichen Düngestoffe (N, P, K, S, Mg)
- Kalkungswerte (Erhöhung des pH-Werts des Bodens)

Das EBC definiert als Pflanzenkohle ausschließlich durch pyrolytische Verfahren gewonnene Kohle (keine HTC-Kohle) aus organischen Reststoffen, Holz aus nachhaltiger Bewirtschaftung und anderen nachhaltigen Pflanzen, jeweils ohne organische oder anorganische Verunreinigungen (z.B. Grenzwerte für PAK und Schwermetalle für die Biokohlen). Für das EBC-Zertifikat muss die Trockenmasse der Biokohle kleiner als 50 %, das H/C-Verhältnis kleiner als 0,7 und das O/C-Verhältnis kleiner als 0,4 % sein (EBC, 2015).

Bei der IBI-Zertifizierung wird ein höheres Augenmerk auf die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Biokohlen gelegt, z.B. pH, Elementarzusammensetzung, organischer Kohlenstoffgehalt, Stabilität, Toxizitätstests. Das IBI beschränkt die möglichen Ausgangsbiomassen nicht, stellt allerdings Regeln und Grenzwerte über den Verunreinigungsgrad und Verarbeitungsgrad auf (Municipal Solid Waste ist aufgrund möglicher gefährlicher Materialien zum Beispiel ausgeschlossen). Die Auswahl der Ausgangsbiomasse und Produktion soll dabei nach guter fachlicher Praxis erfolgen.

- Einsatzbeschränkungen, Zulassungen, Gesetzeslage (Fokus EU)

In der EU existieren keine klaren Regelungen zur Verwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff. Biokohle kann allerdings einigen EU Richtlinien/Verordnungen zugeordnet werden:

- der REACH-Richtlinie, wenn Biokohle als Chemikalie betrachtet wird,
- der Richtlinie über Abfälle (2008/98/EC), wenn Biokohle als Abfall betrachtet wird,
- der Verordnung über Düngemittel (EC 2003/2003), wenn Biokohle als Düngemittel betrachtet wird,

- der Richtlinie über die geologische Speicherung von Kohlendioxid (2009/31/EC), wenn Biokohle nur als Mittel zur Kohlenstoffsequestrierung betrachtet wird,
- generell der Richtlinie über die allgemeine Produktsicherheit (2001/95/EC), wenn Biokohle als Produkt angeboten wird.

Die Einbringung von Biokohle in den Boden unterliegt immer den nationalen Regelungen zu Düngemitteln, und da Biokohle als Privateigentum betrachtet wird ggf. auch den nationalen Abfallregelungen bei Entsorgung/Einbringung entsprechen muss (VSB, 2012). In Deutschland ist die Ausgangsbiomasse ausschlaggebend. Handelt es sich um als Abfall klassifizierte Ausgangsbiomasse gilt auch die Biokohle als Abfall und unterliegt Beschränkungen der Ausbringmengen (BioAbfV, §6). Ein Nachweis z.B. zur Abfallbehandlung, Hygienemaßnahmen und Schadstoffhöchstwerte ist notwendig (Lieferscheinerstellung nach BioAbfV, Inhalt vgl. LWK (2015)). Es wird ferner unterschieden zwischen nichtgütegesicherten Bioabfällen und gütegesicherten Bioabfällen (LWK, 2015). Kohle (Braunkohle, Xylith und Holzkohle (mind. 80 % C in der TM)) ist laut BioAbfV (Anlage 2, Tabelle 7) als Hauptbestandteil von Düngemitteln eingeordnet. Eine weiterreichende Zulassung von Biokohle aus als Abfall klassifizierten Biomassen muss ggf. überprüft werden.

Spezielle nationale Regelungen zur Biokohleausbringung in Böden sind seit einigen Jahren in Bearbeitung. Als bisher einziges Land hat die Schweiz eine gesetzliche Regelung umgesetzt. Es ist dort seit 2013 nur Biokohle zur Ausbringung zugelassen, die von der EBC zertifiziert wurde, d.h. nur pyrolytisch hergestellte Biokohle aus nachhaltigen Biomassen.

Chance: Durch die Bodenrahmenrichtlinie, in der die EU sinkende Bodenqualitäten und sinkende organische Kohlenstoffanteile der Böden thematisiert, besteht die Möglichkeit, dass Biokohle in Zukunft als Mittel zum Bodenschutz anerkannt werden könnte (VSB, 2012).

2.7.3 Weitere stoffliche Nutzungsmöglichkeiten von Biokohle

Neben der Anwendung von Biokohle zur Verbesserung der Bodenqualität werden weitere stoffliche Nutzungsformen diskutiert, erforscht und vermehrt

auf dem Markt angeboten. Es ist zu beobachten, dass einige Unternehmen Biokohle als Bodenzusatz nur noch als eine mögliche Produktnutzung angeben, den Vermarktungsfokus jedoch vermehrt auch auf andere Anwendungsmöglichkeiten verschieben (z.B. Homepageänderungen bei Pyreg, AVA-CO₂). Vor allem entsprechen die vorgeschlagenen Anwendungsmöglichkeiten der Nutzung als Aktivkohle²² und als funktionalisierte Kohlenstoffe. Ggf. ist daher eine weitere Aufarbeitung der Biokohle mit einer Aktivierung zu Aktivkohle notwendig. Folgende Aspekte stehen im Mittelpunkt:

- Zur Schadstoffbindung:

Aufgrund der meist großen Oberflächen der Biokohlen mit funktionellen Gruppen und anderen Heteroatomen wird eine Adsorption von Schadstoffen an der Oberfläche der Biokohlen vermutet (Jirka & Tomlinson, 2014; Lehmann & Joseph, 2015). In folgenden Anwendungsfeldern wird Biokohle zur Schadstoffbindung diskutiert und erforscht:

- zur Bodensanierung: Biokohle als mögliches Mittel zur Bindung von Schwermetallen im Boden.
- zur Wasserreinigung: Zur Filtration von Wasser und Abwasser, es werden ähnliche Wirkungen wie durch Aktivkohle erwartet.
- zur Luftreinhaltung: Filtration, ähnlich zu Aktivkohle

- Als Futtermittelzusatz:

Auch beim Futtermittelzusatz werden Wirkungen wie von Aktivkohle erwartet. Aktivkohle wird seit 100 Jahren zur Sorption von Toxinen (z.B. von Clostridien) vorgeschlagen und erfolgreich getestet. Auch andere Toxine, z.B. Reste von Pflanzenschutzmitteln wie Glyphosat, können adsorbiert werden. Zusätzlich wird vermutet, dass Treibhausgase des Verdauungstrakts und später bei der Lagerung der Tierexkreme reduziert werden können (Gerlach, 2012).

²² Aus Downie et al. (2009b): Die BET-Oberflächen der Biokohlen sind stark unterschiedlich. Es wird von unter 10 m²/g bis über 3000 m²/g berichtet, wobei die verwendeten Verfahren nicht dargestellt werden, jedoch mit steigender Temperatur die Oberfläche zunimmt.

- Sonstige Anwendungen:

Zahlreiche etablierte und neu entwickelte Anwendungen von Kohlen (AVA-CO₂, 2015; Jirka & Tomlinson, 2014; Lehmann & Joseph, 2009a):

- etabliert: z.B. als Industrieruß als Füllstoff in Gummiprodukten, Pigmenten, Kunststoffen, energetische bzw. reduzierende Anwendungen
- neue Entwicklungen/Forschungen, z.B. für Spezialkondensatoren, Kohlenstoffforschung

2.7.4 Sonstige Vermarktungsstrategien

Neben der Produktion und Vermarktung der Biokohle zur Bodenverbesserung und anderen Anwendungsmöglichkeiten legen viele Unternehmen vermehrt den Fokus auch auf andere Aspekte und eine integrierte Betrachtung des Bereichs Biokohle. Folgende Aspekte stehen im Mittelpunkt:

- Erneuerbare Energie:

Fokus der Unternehmen ist entweder die Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung, der Anlagenbau, oder die Energieberatung. Biokohle entsteht als Nebenprodukt in der Strom- und Wärmeerzeugung aus Biomasse in meist pyrolytischen Verfahren und wird als nützliches Zusatzprodukt vermarktet.

- Verwertung von (problematischen) Restbiomassen:

Z.B. von Klärschlamm oder Biomüll, die hygienisiert werden müssen und die häufig Beschränkungen der Weiterverwendung, z.B. auf Agrarflächen, unterliegen.

- Integrierte Betrachtung:

Kombination positiver Aspekte: Elektrizitätsgewinnung, Restbiomasseverwertung, Bodenverbesserung als gesamtheitliches Projekt.

- Gemeinnützige Arbeit:

Verbesserung der Nahrungsmittelsicherheit durch Biokohle, die in heimischen Öfen aus eigenen Biomasseabfällen hergestellt wird.

Im Folgenden werden einige ausgewählte Beispielvorhaben/-unternehmen vorgestellt.

Beispielunternehmen 1: AVA-CO2

Das schweizerische Unternehmen AVA-CO2 legt seinen Fokus nach eigenen Angaben auf den Anlagenvertrieb von ihnen entwickelter HTC-Verfahren, mit denen kohleartige Produkte und die Chemikalie 5-HMF produziert werden können. Dabei sollen vor allem nasse Biomassearten eingesetzt werden können, die für eine pyrolytische Verwertung zu hohe Wassergehalte aufweisen. Auf der Homepage wird v.a. auf die Verwertung von Klärschlamm mit einem Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aufmerksam gemacht. Weitere mögliche Produkte sind 5-HMF, Pulveraktivkohle für Kläranlagen, Carbon Black (Industrieruß) als Füllstoff für Gummiprodukte, Kunststoff- und Pigmentanwendungen. Die Anwendung zur Bodenverbesserung wird seit ca. 2015 auf der Homepage nicht mehr thematisiert, evtl. durch die vermehrten Zertifizierungsunternehmungen.

Beispielvorhaben 2: African Christians Organization Network (ACON)

Das kenianische gemeinnützige Unternehmen ACON leistet Entwicklungshilfe zur Regionalentwicklung von Dorfgemeinschaften. Durch Frauengruppen, Erwachsenenbildung, Unterstützung in landwirtschaftlichen Fragen, Trinkwasseraufbereitung etc. werden lokale Verbesserungen erreicht. Biokohle wird dabei in kleinen pyrolytisch arbeitenden Kochöfen produziert (besserer Wirkungsgrad, weniger Rußentwicklung) und erfolgreich auf die Anbauflächen zum Bodenschutz und zur Ertragssicherung ausgebracht (ACON, 2015).

Beispielunternehmen 3: BioMaCon

Das deutsche Unternehmen BioMaCon entwickelte ein einfaches Pyrolyseverfahren zur Verwertung von Holzabfällen an einem Standort auf Sri Lanka. Die Holzabfälle führten dort zu einer Veränderung/Schädigung der Fauna. Die gewonnene Biokohle kann zur Bodenverbesserung, zum Kochen und zur Wasserreinigung eingesetzt werden (BioMaCon, 2015).

2.7.5 Energetische Nutzung

Die energetische Nutzung der Biokohle steht in ökonomischer und qualitativer Konkurrenz zu anderen festen Brennstoffen. Die Qualität der Brennstoffe lässt sich über Prüfverfahren feststellen, z.B. DIN 51700 Prüfung fester Brenn-

stoffe – Allgemeines und Übersicht über Prüfverfahren. Die erzielbaren Preise richten sich nach der Qualität der Biokohlen (z.B. nach Steinkohle, deren Preis ca. 70 bis 80 Euro pro SKE beträgt²³). Die weltweite Hartkohleförderung belief sich 2007 auf rund 5523 Mio. t, davon werden 86 % als Kraftwerkskohle eingesetzt, 14 % als Koks-kohle (BGR, 2009). Die globale Holzkohleproduktion beläuft sich auf rund 51 Mio. t. Größter Holzkohleproduzent ist Brasilien mit 6,6 Mio. t, gefolgt von Nigeria und Äthiopien mit je rund 4,2 t. 56 % der Holzkohle wird in Afrika produziert, 25 % in Amerika (Süd- und Nordamerika), 18 % in Asien und 1,2 % in Europa (Stand 2013) (FAO, 2015).

2.7.6 Zusammenfassung der Marktsituation

Biokohle wird gegenwärtig hauptsächlich aus Holz produziert und hochpreisig in kleinen Gebinden auf dem Markt für kleinskalige Anwendungen angeboten, z.B. für den privaten Gartenbau. Daher sind beim derzeitigen Markt hohe Gewinne möglich. Risiken bestehen durch weiter steigende Biomassepreise und sinkende Biokohlepreise durch steigenden Wettbewerb (hohe Fluktuation) im Biomasse- und Biokohlemarkt; immer häufiger werden größere Mengen (Bigbags) zu günstigeren Preisen auf dem Markt beobachtet. Des Weiteren werden durch Zertifizierungsmaßnahmen Einschränkungen (z.B. für HTC-Kohlen) für die Nutzung von Biokohle zur Bodenverbesserung veranlasst, die auch in ersten Ländern (z.B. Schweiz) gesetzlich vorgeschrieben sind. Weitere Einsatzmöglichkeiten für Biokohle bestehen in der äquivalenten Nutzung wie Aktivkohle (ggf. Aufbereitung dafür notwendig) und anderen Vermarktungsstrategien, z.B. der Marketing-Fokussierung auf Nachhaltigkeit (Verwertung aller Nebenprodukte) bei der Energieerzeugung und Biomasseverwertung oder gemeinnützlichen Unternehmungen. Neben der stofflichen Nutzung wird Kohle aus Biomasse, v.a. Holzkohle, auch energetisch genutzt und steht in Konkurrenz zu anderen Festbrennstoffen. Die erzielbaren Preise liegen deutlich unter denen, die aktuell für Biokohle als Bodenzusatz am Markt zu finden sind. Das wesentlich größere Marktvolumen von Holzkohle im Vergleich zur Biokohle als Bodenzusatz bietet der energetischen Nutzung jedoch Absatzvorteile.

²³ <http://www.bafa.de/bafa/de/energie/steinkohle/drittlandskohlepreis/> (Aug. 2015)

2.8 Forschungsrelevanz im internationalen Kontext

Ein wichtiger Bestandteil der Nahrungsmittelsicherheit ist die Sicherung oder Verbesserung der Agrarbodenqualitäten zum Erhalt oder zur Erhöhung der Agrarproduktivität (FAO et al., 2014). Laut der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) leiden in den Jahren 2012-2014 bei einer Weltbevölkerung von rund 7 Milliarden Menschen rund 800 Millionen unter Hunger. Zwar ist die Anzahl der unterernährten Bevölkerung seit 1990-1992 von rund 1 Milliarde (19 %) auf rund 800 Millionen (11 %) Menschen gesunken (FAO, 2015), dennoch wurde das Millenniumziel der UN, die Anzahl der Hungernden im Zeitraum von 1990 bis 2015 zu halbieren, noch nicht erreicht. Die Verteilung des Hungerproblems über den Globus ist ungleich, d.h. in ökonomisch entwickelten Ländern liegt der Anteil der unterernährten Bevölkerung unter 5%, in Asien bei 12,7 %, in Lateinamerika und Karibik bei 6,1 %, in Ozeanien bei 14 % und in Afrika bei 20,5 %. Besonders hoch ist der Anteil in subsaharischen Ländern mit 23,8 % und der Karibik mit 20,1 %. Rund 70 % der von Armut und Hunger betroffenen Weltbevölkerung lebt in ländlichen Gebieten und ist direkt von der Landwirtschaft abhängig (IAASTD, 2009). Vor allem in subsaharischen Ländern wie Malawi ist die Steigerung der Agrarproduktion ein Hauptkriterium zur Hungerbekämpfung. Eine erfolgreiche Bekämpfung des Hungers kann nur in Kombination mit weiterreichenden politischen Maßnahmen z.B. zur Verbesserung der Bildungsmöglichkeiten, des Gesundheitssystems oder der Förderung von Eigenversorgung gelingen, wie Beispielländer wie Brasilien zeigen. Die Bekämpfung von Hunger und Armut wird weiterhin ein Ziel der Weltpolitik bleiben (FAO et al., 2014).

Neben der Nahrungsmittelversorgung stellt die Landwirtschaft weitere Rohstoffe und Produkte zur Verfügung, die von Werkstoffen wie Fasern (z.B. Baumwolle) bis zu pharmazeutischen Ausgangsprodukten reicht. Im Zuge einer Verknappung fossiler Rohstoffquellen wird zunehmend die Nutzung nachwachsender Rohstoffe als Kohlenstoffquelle zur Energieversorgung und zur stofflichen Nutzung diskutiert. Beispielsweise werden im Konzept einer Bioraffinerie Plattformchemikalien aus nachwachsenden Rohstoffen gewonnen (Bundesregierung, 2012), z.B. Chemikalien aus Ölpflanzen (Zibek, 2015).

Die heutige globale Landwirtschaft ist mit großen Herausforderungen konfrontiert: Klimawandel, Verlust von (Agro-)Biodiversität, Abnahme der Bodenfruchtbarkeit, Wasserknappheit, Abnahme der Wasserqualität und Bevölkerungswachstum. Der Boden ist die primäre Umweltvoraussetzung für landwirtschaftliche Produktion, da der Boden den Pflanzen als Substrat und Nährstofflieferant dient. Schätzungen zufolge sind 23 % des genutzten Landes zu einem bestimmten Maß degradiert (IAASTD, 2009). Zur Bodendegradation zählen u.a. Erosion, Versalzung, Verdichtung, Versauerung, Verarmung an organischen Bodensubstanzen, Nährstoffverarmung und Bodenverschmutzung. Weitere Primärvoraussetzungen für eine landwirtschaftliche Produktion sind das Wetter und die Wasserverfügbarkeit (z.B. Niederschläge, Grundwasser zur Bewässerung) am jeweiligen Standort. Das Klima der Erde befindet sich ständig im Wandel. Von 1880 bis 2012 ist eine Erwärmung der globalen Durchschnittstemperatur von rund 0,85 °C festgestellt worden. Die Temperaturerhöhung geht einher mit einer Konzentrationszunahme von Treibhausgasen in der Atmosphäre (IPCC:AR5, 2013). Der Klimawandel führt voraussichtlich (IPCC:AR5, 2013) zu einer Zunahme von Extremwetterereignissen, die regional verschieden sind. Eine Zunahme von Niederschlägen in Nordamerika und Europa und eine Zunahme von Dürren in Gebieten rund ums Mittelmeer und Westafrika sind wahrscheinlich. Die Zunahme der Häufigkeit und Stärke tropischer Wirbelstürme im Nordatlantik ist nahezu gesichert (IPCC:AR5, 2013). Die Landwirtschaft wird durch den Klimawandel beeinflusst, trägt aber auch durch die Emission von Treibhausgasen zum Klimawandel bei. 50 % der globalen Methanemissionen und 70 % der Lachgasemissionen stammen aus der Landwirtschaft, insgesamt trägt die Landwirtschaft zu einem Anteil von 15 % an den weltweiten Treibhausgasemissionen bei (IAASTD, 2009). Böden bis 1 m Tiefe speichern rund 2700 Pg (Milliarden t) Kohlenstoff und stellen neben den Ozeanen und fossilen Vorkommen die größte Kohlenstoffsенке dar (Lal, 2008). Landnutzungsänderungen von Wald- und Graslandgebieten hin zu Agrarflächen führen zu einer Reduktion der Kohlenstoffspeicherfähigkeit der Böden und Treibhausgasemissionen. Dennoch liegt ein hohes Potential in der Landwirtschaft, dem Klimawandel entgegenzuwirken, z.B. durch Änderungen der Bodenbearbeitung (z.B. kein/weniger Pflügen) und der

Fruchtfolgen oder durch Einbringen von Biomasseresten in den Boden (IAASTD, 2009).

Die Anwendung von Biokohle zur Bodenverbesserung in der Landwirtschaft kann durch die in Kapitel 2 dargestellten Eigenschaften einen Beitrag zur Lösung der oben dargestellten Probleme leisten. In dieser Arbeit werden häufig genannte Thesen (vgl. Kapitel 1) der Biokohlenutzung anhand quantitativer Betrachtungen und Bilanzierungen überprüft und diskutiert.

„Für eine nachhaltige Agrarproduktion ist das Management einer Reihe von einander abhängiger physikalischer und natürlicher Faktoren - Land, Wasser, Energie, Kapital,... - als auch die vollständige Internationalisierung von derzeit externalisierten Kosten notwendig“ (frei übersetzt nach IAASTD (2009)).

3 Stand der Forschung zur Bewertung der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff und Ableitung des Forschungsbedarfs

In diesem Kapitel wird zunächst auf den Begriff „Wertschöpfungskette“ im Kontext einer Biomassenutzung und insbesondere der Biokohle eingegangen (Kapitel 3.1). Anschließend werden beispielhafte Bewertungsarbeiten von Biomasse-Wertschöpfungsketten und deren Methoden vorgestellt (Kapitel 3.2). Es folgt eine Zusammenfassung des Stands der Forschung von Bewertungsarbeiten zur Biokohleanwendung in der Landwirtschaft aus ökologischer und ökonomischer Sicht (Kapitel 3.3.1-3.3.3). Darauf aufbauend werden der benötigte Forschungsbedarf und Anforderungen an die vorliegende Arbeit abgeleitet (Kapitel 3.4).

3.1 Definition des Begriffs Wertschöpfungskette im Kontext Biokohle

Porter (2010) definiert eine Wertschöpfungskette²⁴ als eine „Ansammlung von Tätigkeiten, durch die [das] Produkt [eines Unternehmens] entworfen, hergestellt, vertrieben, ausgeliefert und unterstützt wird“. Entlang des (physikalischen) Materialflusses nimmt der Wert/die Wertschöpfung des Produktes zu (Schwaderer, 2012). Daraus abgeleitet wird als Biomasse-Wertschöpfungskette in dieser Arbeit eine Wertschöpfungskette bezeichnet, die als Ausgangsrohstoff Biomasse verwendet und daraus stoffliche und energetische Produkte herstellt, diese vertreibt und nutzt bis hin zur Wiederverwertung und/oder Entsorgung. Häufig werden in einer Biomasse-Wertschöpfungskette nicht nur ein Produkt, sondern analog zur chemischen

²⁴ Engl. „value chain“ wird in der vorliegenden Arbeit als Wertschöpfungskette übersetzt im Gegensatz zur angegebenen deutschen Übersetzung, die den Begriff als Wertkette übersetzt. Da „value“ sowohl mit „Wert“, als auch mit „Wertschöpfung“ übersetzt werden kann, wird letztere Übersetzung in Bezug auf eine Kette von Produktionsschritten als treffender empfunden.

Industrie mehrere Kuppelprodukte gewonnen, z.B. Korn und Stroh, die zur Ressourcenschonung möglichst vollständig genutzt werden sollten. Zur Umsetzung der (Biomasse-)Wertschöpfungskette ist ein Netzwerk aus Unternehmungen innerhalb eines Unternehmens bzw. unternehmensübergreifend notwendig, um die (Produktions-)Schritte vorzunehmen und aneinanderzureihen. Dabei sind Produktionsplanungs- und Logistikaspekte, die sog. Lieferkette (engl. supply chain) zu berücksichtigen. Bezogen auf Biokohle umfasst die Biomasse-Wertschöpfungskette folgende Hauptschritte (ggf. mit Transport zwischen den Schritten) (vgl. Abbildung 3-1):

- Biomasseproduktion (natürlich oder durch landwirtschaftlichen Anbau)
- Erfassung der Biomasse
- Produktion der Biokohle
- Anwendung der Biokohle auf Agrarflächen zur Bodenverbesserung beim Anbau von Feldfrüchten

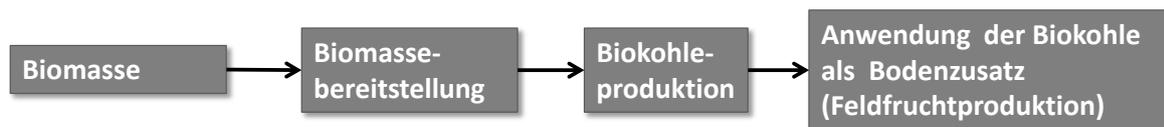


Abbildung 3-1: Wertschöpfungskette im Kontext Biokohle

Der letzte Schritt, die Anwendung auf dem Feld, die ein Fokus der vorliegenden Arbeit darstellt, ist die Endnutzung des Produkts Biokohle, eine Rückgewinnung oder Beseitigung der Biokohle ist nicht möglich. Damit umfasst die betrachtete Biokohle-Wertschöpfungskette einen kompletten Produktlebenszyklus, wie er auch in der Ökobilanzierung (vgl. Kapitel 4.3.1) betrachtet wird.

3.2 Bewertungen von Biomasse-Wertschöpfungsketten – ausgewählte Beispiele

Nachdem Biomassewertschöpfungsketten im Allgemeinen und für die Biokohleanwendung im Besonderen definiert wurden, werden in diesem Kapitel Beispiele für Bewertungsarbeiten von Biomasse-Wertschöpfungsketten gezeigt. Die ausgewählten Beispiele eignen sich einerseits dazu, einen groben Überblick über die Bandbreite an möglichen Verfahren mit unterschiedlichen

Ausgangsbiomassen, andererseits einen Überblick über mögliche Aspekte der Bewertung²⁵ von Biomasse-Wertschöpfungsketten zu geben. Sie umfassen die Bewertung von Verfahren, inkl. oder exkl. der Produktion der Biomassen, aber auch Optimierungen der Verfahren und ganzer Wertschöpfungsnetzwerke.

Zur Bewertung von Biomasse-Wertschöpfungsketten eignen sich Kennwerte, die je nach Bewertungsinteresse (auch Nachhaltigkeitsbewertung) ökonomische, ökologische oder soziale Kriterien abbilden. Beispielhaft für Biomasse-Wertschöpfungsketten werden hier Bioraffinerien betrachtet, die in Anlehnung an Erdölraffinerien ausgehend von Biomasse als Rohstoff Plattformchemikalien herstellen (Bundesregierung, 2012). In der VDI-Richtlinie 6310 (VDI 6310, 2014) zur Klassifizierung und Gütekriterien von Bioraffinerien werden ökonomische und ökologische Kriterien vorgeschlagen, die u.a. vorab in Forschungsprojekten zu Bioraffinerien Anwendung fanden.

Beispielsweise werden in den Arbeiten von Fröhling et al. (2009), Engel et al. (2014), Laure et al. (2014b) und Haase (2012) ein Konzept einer Lignocellulose-Bioraffinerie ökonomisch und ökologisch bewertet. Dabei wird die gesamte Wertschöpfungskette vom Holzanbau bis zu den Produkten der Bioraffinerie (cradle to gate-Analyse) betrachtet. Es wird ein ökonomisches Holzpotential abgeschätzt, das nachhaltig in Deutschland zur Verfügung steht. Auf Basis von Laborversuchen wird ein Verfahren zur Verwertung des Holzes mit Holzaufschluss, Reinigung und Weiterverarbeitung der Holzfraktionen entwickelt und für eine großtechnische Umsetzung simuliert (z.B. in ASPEN PLUS®), das in die Modellierung der Wertschöpfungskette eingeht (z.B. in UMBERTO®). Die so erhaltenen Massen- und Energiebilanzen stellen die Grundlage zur Berechnung der ökonomischen Kennwerte Investition, Herstellkosten und Kapitalwerte sowie der ökologischen Kennwerte aus der Ökobilanzierung (Umweltwirkungsabschätzungen, z.B. Klimawandel, Versauerung, Eutrophierung, Landnutzung), die mit erdölbasierten Referenzprodukten verglichen werden, dar.

²⁵ Detailliertere Beschreibung der Methoden und ihrer Auswahl zur Bewertung der Biokohle-Wertschöpfungskette im Kontext der vorliegenden Arbeit vgl. Kapitel 4 und 5

In Zibek (2015) und Laure et al. (2014a) wird ein Multi-Produkt- und Multi-Verfahrens-Bioraffineriekonzept mit Pflanzenölen als Rohstoffen ökonomisch und ökologisch bewertet. Ein Fokus der Arbeiten liegt auf der Modellierung und Bewertung von Ölsaaten, die in Deutschland vorkommen, aber bislang nicht kommerziell angebaut werden. Es werden die zum Anbau notwendigen Arbeitsschritte, Düngemittel- und Pflanzenschutzmittel als Basis zur Berechnung von Produktionskosten und Umweltwirkungen der Ölsaaten erfasst und modelliert. Nach Pressung bzw. Extraktion der Öle werden diese in verschiedenen chemisch- und biokatalytischen Verfahren für jeweils eine mögliche großtechnische Kapazität zu verschiedenen Produkten (z.B. Epoxide) weiterverarbeitet. Für jeden Prozess bzw. jedes Produkt werden die Investitionen geschätzt und Herstellkosten und Umweltwirkungen berechnet. Die Möglichkeit der Integration der Prozesse und Produkte an einen Beispielstandort wird quantitativ (z.B. Infrastruktureinrichtungen) und qualitativ (z.B. Weiterverwendung der Produkte am Standort) betrachtet.

In Zondervan et al. (2011) wird die Optimierung der Prozessführung einer Multi-Produkt-Bioraffinerie mit zwei möglichen Biomasserohstoffen und fünf möglichen Produkten durchgeführt, um möglichst geringe Herstellkosten durch möglichst große Ausbeuten, möglichst geringe Abfallmengen etc. zu erhalten.

Die Wertschöpfungsnetzwerke und deren Lieferkette bei einer stofflichen und energetischen Biomassenutzung stehen in Schwaderer (2012) (aufbauend auf Kerdoncuff (2008)) im Fokus. Am Beispiel eines Biomass to Liquid-Konzeptes (vgl. auch Kapitel 3.3.2.1) wird ein Optimierungsmodell entwickelt, das die Standortwahl einzelner Wertschöpfungsschritte (z.B. Standort der Pyrolyse, Standort der anschließenden Vergasung), die mögliche Technologiewahl und die Kapazitäten der Anlagen unter Minimierung der Herstellkosten für die Biokraftstoffe berechnet. Optimierungen von Standorten, Technologie- und Biomasseauswahl und Kapazitäten von Biomassewertschöpfungsnetzwerken werden auch in Zimmer et al. (2015) und Rudi et al. (2015) thematisiert.

3.3 Bewertung der Biokohlewertschöpfungskette

In diesem Unterkapitel werden Studien über die Bewertung der Biokohleanwendung jeweils kurz vorgestellt, ausgewählte Ergebnisse dargestellt und kurz die Art (z.B. Literatur oder Simulation) der verwendeten Daten erläutert. Schlussfolgerungen für den Forschungsbedarf werden zusammenfassend in Kapitel 3.4 gezogen.

3.3.1 Ökologische Bewertungen der Biokohlewertschöpfungskette

Im Folgenden werden Bewertungen der Biokohleanwendung dargestellt, die vorwiegend ökologische Aspekte betrachten. In den Arbeiten wird vor allem auf die Speicherung von Treibhausgasen eingegangen.

Lehmann et al. (2006) erläutern in ihrem Review ihre These, den Boden mit Hilfe von Biokohle als Kohlenstoffsенke zum Klimaschutzbeitrag einzusetzen (sog. C-Sequestrierung) und führen teilweise eine Abschätzung der möglichen Sequestrierungshöhe durch. Im Gegensatz zu unbehandelten Biomassezusätzen, von denen nur rund 10-20 % des Kohlenstoffs nach 5-10 Jahren noch im Boden enthalten sind, gilt Biokohle-C als stabil. Allerdings wird bei der Produktion (Pyrolyse) von Biokohle aus Biomasse bereits 50 % des Kohlenstoffs oxidiert zu CO₂. In der Studie werden fünf mögliche Strategien zur Biokohlegewinnung betrachtet. (i) Beim Wanderfeldbau werden große Mengen an CO₂ durch Brandrodung freigesetzt. Wird die Brandrodung durch die Produktion von Biokohle ersetzt und findet diese anschließend auf den gerodeten Flächen Anwendung, können rund 5 bis 40 t C ha⁻¹ sequestriert werden, und zusätzliche positive Effekte der Biokohle, wie z.B. ein besserer Nährstoffrückhalt der sonst schnell verarmenden Böden, vermeiden weitere Brandrodungen. (ii) Die Nutzung als Biokohle anstatt der Beseitigung von zu kleinen Holzkohlepartikeln (Abfall der Holzkohleproduktion) trägt durch die sinnvolle Verwendung zur Kohlenstoffspeicherung und Ertragssteigerungen bei. (iii) Die Rückführung von Biomasseabfällen (Restbiomasse) als Biokohle in den Boden vermeidet den natürlichen Abbau zu CO₂ und erbringt zusätzliche Bodenverbesserungen. (iv) Biokohle entsteht auch als Nebenprodukt bei der Herstellung von Bio-Kraftstoffen, v.a. bei der Pyrolyse. (v) Der Biomasseanbau für eine alleinige Biokohleproduktion wird als eher unwahrscheinlich eingeord-

net, da mit hohen Produktionskosten zu rechnen ist. Eine Implementierung in eine bestehende Wertschöpfungskette wird als wahrscheinlicher eingeschätzt. Die Abschätzung der möglichen C-Sequestrierungen erfolgt anhand einer Literaturrecherche und Annahmen. Es werden vorwiegend vermiedene CO₂-Emissionen (z.B. durch vermiedene Brandrodungen) bilanziert. Eine Teilnahme am CO₂-Emissionshandel wird in der Veröffentlichung andiskutiert.

Gaunt & Lehmann (2008) überprüfen in ihrer an Methoden des sog. *Life Cycle Assessments* (LCA) (vgl. Kapitel 4.3) angelehnten Studie die Thesen, (i) dass Kohle aus Pyrolyse ein höheres CO₂-Reduktionspotential als Bodenhilfsstoff besitzt als als Brennstoff, und (ii) dass die Energiebilanz positiv ist²⁶, auch wenn Biokohle zur Anwendung im Boden kommt. Dabei wird unterschieden zwischen dem Anbau von Energiepflanzen oder der Verwendung von Weizenstroh und Maisernteresten als Biomasseausgangsmaterial. Für die Energiepflanzen werden die Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) des gesamten Anbaus bilanziert. Bei den Ernterückständen werden nur die THG-Emissionen durch zusätzlichen Arbeitsaufwand nach der Kornernte, z.B. Einsammlung Stroh, Transport, bilanziert. Dabei werden die Anbauemissionen komplett dem Korn zugeordnet, es wird keine weitere Allokation vorgenommen. Die Energieausbeute für eine landwirtschaftliche Pyrolyseanlage wird als 50 % des Energiegehalts des Ausgangsmaterials bei einer Prozessführung, die für die Pyrolysegasausbeute optimiert ist, angenommen und als 38 % bei der Optimierung des Prozesses für die Biokohleausbeute. Für die gewonnene Energie (Szenarien: Kohle als Bodenzusatz oder Energiequelle) wird eine THG-Gutschrift für die vermiedenen fossilen THG-Emissionen nach IPCC berechnet. Biokohle wird als stabil über 10 Jahre betrachtet. Weiterhin wird angenommen, dass 10 % N-Düngemittel bei gleichbleibendem Ertrag eingespart werden können und dass N₂O-Emissionen durch Düngemittel um 50 % reduziert werden können²⁷. Die Berechnungen bei Nutzung der Kohle als Biokohle ergeben eine mögliche Einsparung von 2-19 t CO₂-Äquivalente pro ha und Jahr, die rund 2-5 mal höher ist als bei der Verwendung der Kohle zur Energieerzeugung. Als Zusatz wird eine grobe Abschätzung der Biokohleherstellkosten

²⁶ Positive Energiebilanz: es wird nicht mehr Energie eingesetzt, als bei der Produktion der Biokohlen zurückgewonnen werden kann.

²⁷ Nach der IPCC-Methode werden 1,25 % des N-Düngemittels als Lachgas emittiert.

basierend auf „verlorenen“ Elektrizitätserlösen vorgenommen. Für die Ermittlung der THG-Emissionen des Feldanbaus wurde eine Energieflussanalyse für die benötigten Verbrauchsmittel (z.B. Düngemittel, Pestizide) und für die Arbeitsschritte (z.B. für Dieserverbrauch), basierend auf Literaturdaten durchgeführt. Die Annahmen für die Biokohlestabilität und N₂O-Reduzierung stammen aus Literaturdaten von Anbauversuchen.

Woolf et al. (2010) schätzen in ihrer Studie das technisch mögliche Biokohlepotential bezüglich des Klimaschutzes auf globaler Ebene ab, das auf nachhaltige Weise²⁸ möglich ist. Dafür wurde ein „biochar greenhouse gas assessment model“ BGRAM entwickelt. Die Biomassepotentiale für Restbiomassen, Ernterückstände und Energiepflanzen werden abgeschätzt und eine Pyrolyse mit neuen Technologien²⁹ angenommen. Die Menge an vermiedenen THG-Emissionen durch die Vermeidung des natürlichen Abbaus der Biomasse und durch Ersetzung fossiler Energie durch Nutzung der Abwärme bei der Pyrolyse wird als Gutschrift berechnet. Weiterhin werden eine Reduzierung der Boden-THG-Emissionen und ein verbessertes Pflanzenwachstum angenommen. Der langsame Biokohleabbau im Boden wird ebenfalls berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen, dass die nachhaltige technische Biokohleumsetzung die jährlichen globalen THG-Emissionen um 12 % reduzieren kann. Das Modell greift dabei auf Literaturdaten und Annahmen (z.B. Biomassepotentiale) und eigene Berechnungen (z.B. Energieausbeute der Pyrolyse, vermiedener natürlicher Biomasseabbau (CO₂, N₂O), Biokohleabbau, Anpassung der Rate der N₂O-Bodenemissionen durch N-Dünger) zurück.

Hammond et al. (2011) untersuchen in ihrer LCA Biokohlenutzungssysteme mit Biokohle aus langsamer Pyrolyse unter gleichzeitiger Erzeugung von Elektrizität (drei verschiedene Kapazitäten) zur Verringerung der THG-Emissionen am Beispiel des Vereinigten Königreichs Großbritannien und Nordirland UK. Als Ausgangsbio massen dienen lignozellulosehaltige (Rest)Stoffe, z.B. Weizenstroh und Pellets aus Waldrestholz, deren Bereitstellung (ggf. wirtschaftliche Allokation bei Nebenprodukt), Transport und Ausbringung modelliert wurden.

²⁸ Ohne Gefährdung der Nahrungsmittelsicherheit, des Lebensraums (Habitat) und des Bodenschutzes

²⁹ emissionsarm, Anlage optimiert für Biokohleausbeute

Der elektrische Wirkungsgrad wird als 6-16 % und die Biokohlen-Kohlenstoffausbeute als 47-50 % angenommen. Zur Bewertung der Anwendung von Biokohle zur Bodenverbesserung werden jährliche agrarwirtschaftliche Änderungen angenommen (z.B. 10 % Erhöhung der Nettoprimärproduktion, 25 % Reduzierung von Lachgasemissionen, 10 % Reduzierung von N-Düngemitteln, Stabilitätsfaktor der Biokohle von 0,68, Erhöhung des Boden-C um 10 %). Andere Verfahren zur Erzeugung von elektrischer Energie und Biokohle, z.B. schnelle Pyrolyse oder Verbrennung, wurden zum Vergleich ebenfalls analysiert. Zusätzlich wird eine Einführungsquote der Biokohleanwendung auf dem Markt, basierend auf Kapitalkosten für die Biokohleproduktion, einbezogen. Laut Studie ergeben sich je nach Szenario THG-Reduktionen in Höhe von 0,7 bis 1,3 t CO₂-Äquivalente pro t trockener Biomasse. Auch diese Studie baut hauptsächlich auf Literaturdaten und Annahmen bezüglich der Anwendung auf dem Feld sowie einer Modellierung der Pyrolyseverfahren Literaturbasis auf.

3.3.2 Ökonomische Bewertungen der Biokohlewertschöpfungskette

Zum derzeitigen Zeitpunkt liegen keine rein ökonomischen Bewertungen der Biokohleanwendung zur Bodenverbesserung vor, die ausschließlich die wirtschaftlichen Erfolgsaussichten beim Feldanbau, z.B. durch Ertragssteigerungen, bewerten. Die existierenden ökonomischen Bewertungen der gesamten Wertschöpfungskette berechnen vorwiegend die Herstellkosten der Biokohle und ziehen gleichzeitig die ökologische Bewertung über Kosten oder Vergütungen für THG-Emissionen mit ein, es wird also ein Handel mit CO₂-Zertifikaten o.ä. vorausgesetzt. Diese ökonomisch-ökologischen Bewertungen werden in Kapitel 3.3.3 vorgestellt. In diesem Kapitel 3.3.2 wird daher zunächst eine Auswahl an Studien betrachtet, die nur die Produktion von Biokohle ökonomisch bewertet. Die Kohle fällt dabei als Produkt oder Nebenprodukt an. Vorgestellt werden Studien, die Angaben zu Biokohleherstellkosten machen oder methodisch interessante und neue Aspekte beinhalten. Ökonomische Bewertungen wurden bislang vor allem für die pyrolytische Biokohleproduktion vorgenommen, zu denen beispielhafte Bewertungsarbeiten vorgestellt werden. Zur ökonomischen Bewertung der HTC-Kohlenproduktion existieren nur wenige Studien.

3.3.2.1 Ökonomische Bewertung der Biokohleproduktion via Pyrolyse

Bridgwater et al. (2002) erstellen in ihrer techno-ökonomischen Bewertung eine Folge von Modellen zur Bewertung der Erzeugung von Elektrizität aus Biomasse in Abhängigkeit der Kapazitäten der Prozessabschnitte. Als Biomasseausgangsmaterial werden Holzschnitzel betrachtet, deren Bereitstellung, schnelle Pyrolyse und die Verbrennung oder Vergasung des Pyrolyseöls modelliert werden, um die Herstellkosten für elektrische Energie zu berechnen. Kohle fällt als Nebenprodukt an. Die Modelle basieren auf der Auswertung zahlreicher Forschungsarbeiten und deren Zusammenfassung in kapazitätsabhängigen Kostenformeln. Die Kapitalkosten für die Kohleproduktion liegen je nach Kapazität bei 217-617 US\$ pro t und Jahr (Woolf et al. (2010) (Ergänzungsmaterial)).

Die schnelle Pyrolyse ist auch Teil der techno-ökonomischen Bewertung von Trippe (2013) (vgl. auch (Trippe et al., 2013, 2011, 2010) und (Funke et al., 2016)), der ein Verfahrenskonzept zur Herstellung von Biomass-to-Liquid Kraftstoffen und Chemikalien bewertet. Die Biomasse wird bei diesem Konzept zunächst dezentral pyrolysiert zu einem Slurry, der aus flüssigen und festen (Biokohle) Pyrolyseprodukten vermischt wird und der anschließend vergast und z.B. in einer Fischer-Tropsch-Reaktion des Synthesegases zu Kraftstoffen umgesetzt wird. Die Bewertungen basieren zum Großteil auf Prozesssimulationen mit der Software Aspen Plus®, die neben Massen- und Energiebilanzen u.a. auch die Thermodynamik berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.1.1.4). Neben der Prozesssimulation werden in den Bewertungen Investitionen für eine großtechnische Realisierung des Verfahrens geschätzt und Herstellkosten berechnet.

Shabangu et al. (2014) führen eine techno-ökonomische Bewertung von Konzepten zur Biomasseumsetzung via langsamer Pyrolyse oder Vergasung zu verschiedenen Biokohlen und Methanol durch. Es werden Massen- und Energiebilanzen für die Prozesse erstellt und die Herstellkosten für Methanol berechnet. Die Berechnung des internen Zinsfußes gibt Auskunft über die Vorteilhaftigkeiten der betrachteten Prozesse. Können Erlöse für Biokohle von 250 US\$ t⁻¹ erzielt werden, liegt der interne Zinsfuß für eine langsame Pyrolyse bei 450 °C bei rund 10 %. Einen großen Einfluss auf die Ergebnisse nehmen

zum einen mögliche erzielbare Erlöse für Produkte (Methanol oder Biokohle) zum anderen die Biomassekosten. Die verwendeten Daten basieren auf Versuchen, Berechnungen des chemischen Gleichgewichts und sonstigen Berechnungen ausgehend von Literaturdaten und Annahmen. Die Investitionsschätzungen basieren auf Literaturangaben. Als Sensitivitätsbetrachtungen werden für die Biokohle, das Methan, die Biomasse, die Investition und die Kapazität jeweils die Preise bzw. Faktoren variiert.

3.3.2.2 Ökonomische Bewertung der Biokohleproduktion via HTC

Schuth (2010) bestimmt die Herstellkosten für ein kontinuierliches und ein semi-batch Verfahren der Hydrothermalen Karbonisierung. Es werden zunächst die Bereitstellungskosten verschiedener Biomassen ermittelt und eine Investitionsschätzung der benötigten Anlagenteile durch Anlagenhersteller und Abschätzungen aus der Literatur vorgenommen. Es werden Herstellkostenfunktionen in Abhängigkeit der Kapazität ermittelt. Die Herstellkosten für HTC-Kohle sind stark abhängig von Biomassepreisen/-vergütungen.

3.3.3 Ökonomisch-ökologische Bewertungen der Biokohlewertschöpfungskette

Im Folgenden werden Bewertungsarbeiten, die sowohl ökologische als auch ökonomische Aspekte der Anwendung von Biokohle beinhalten, chronologisch vorgestellt. In Tabelle 3-1 ist eine Übersicht der Literaturbeiträge mit den jeweils enthaltenen Bewertungsaspekten dargestellt.

McCarl et al. (2009) zeigen anhand der Beispielbewertung mit Maisernteresten als Ausgangssubstrat eine ökonomische und ökologische Bewertungsmethode der Biokohlewertschöpfung auf. Dabei werden folgende Systemgrenzen gezogen: (i) Kosten und THG-Emissionen (Diseleinsatz) für die Bereitstellung (Ernte und Transport), Lagerung und veränderte Nutzung des Ausgangsmaterials mit Ersetzung der entzogenen Nährstoffe³⁰ und Änderungen des Pflügeeinsatzes, (ii) Kosten für die Pyrolyse (schnelle und daraus abgeleitet auch für die langsame Pyrolyse) und Erlöse für die gewonnene Energie, (iii) Nutzen der Biokohleanwendung, z.B. verbesserter Nährstoffrückhalt

³⁰ Maisernterückstände dienen der Düngung und müssen daher durch mineralische Düngemittel ersetzt werden.

und Pflanzenwachstum, (iv) weitere THG-Emissionen: Ersetzung fossiler Brennstoffe bei der Erzeugung elektrischer Energie während der Pyrolyse, Speicherung von C in der Kohle, Freisetzungen durch die Bearbeitung des Ausgangsmaterials und durch den Pyrolyseprozess. Neben den Kosten, die durch die Nutzung der Erntereste anfallen, und den Biokohleherstellkosten werden Erlöse für Elektrizität als Nebenprodukt der Pyrolyse sowie Kosten und Erlöse für THG-Emissionen und THG-Reduktionen angenommen. Als CO₂-Äquivalentpreis werden 4 US\$ pro t veranschlagt. Unter den angenommenen Bedingungen ist die Anwendung von Biokohle nicht profitabel. Ein höherer CO₂-Preis und/oder höhere Biokohlepreise und/oder günstigere Biomassepreise bzw. Vergütungen für die Abnahme von Restbiomassen steigern die Wirtschaftlichkeit. Die Methoden basieren auf der Modellierung der Prozesskette anhand von Literaturdaten, Daten für den Pyrolyseprozess wurden in einer techno-ökonomischen Bewertung (Bridgwater & Boocock, 2006) erhoben und zur Verfügung gestellt. Die Änderungen im Boden (z.B. N₂O-Emissionen) und beim Anbau werden auf Basis von Faktoren für die Reduktionen bzw. Steigerungen der THG-Emissionen berechnet.

Roberts et al. (2010) untersuchen in ihrer LCA die mögliche Einsparung von fossilen Brennstoffen und den Beitrag zur Reduzierung des Klimawandels durch Biokohle und ergänzen eine ökonomische Bewertung. Als Biomasseausgangsstoffe werden Maisernterückstände, Rutenhirse³¹ (Energiepflanze) und Gartenabfälle betrachtet. Die Systemgrenze umfasst die Bereitstellung der Biomasse (z.B. Anbau von Rutenhirse), den Transport zur Anlage, die Aufbereitung und Trocknung der Biomasse an der Anlage, die langsame Pyrolyse (Produktion von Biokohle, Pyrolysegas und Pyrolyseöl), den Transport zum Feld und die Anwendung auf dem Feld. Daten für die Bereitstellung der Biomassearten stammen aus LCA-Daten für Maisernterückstände und zwei LCA-Modellen zum Anbau von Energiepflanzen (mit direkten und indirekten Landnutzungsänderungen). Für die Gartenabfälle wird angenommen, dass sie vor der Kompostierung großtechnisch abgetrennt werden und dabei keine Emissionen entstehen bzw. alles der Kompostierung zugeordnet wird (als Gutschrift gehen vermiedene Emissionen der Kompostierung ein). Daten für die

³¹ Engl.: switchgrass

langsame Pyrolyse basieren auf Prozessdaten und eigenen Berechnungen (z.B. nach GREET-Modell). Bei der Anwendung auf dem Feld wird eine Einsparung von 7,2 % der Düngemittel und eine 50 %-ige Reduktion der Lachgasemissionen durch vermiedene N-Düngemittel angenommen (vgl. (Gaunt & Lehmann, 2008)). Die ökonomische Bewertung (Herstellkosten Biokohle) berücksichtigt neben den Kosten für Bereitstellung, Transport, Pyrolyse und Erlöse für die Elektrizität auch Erlöse für die in der Biokohle enthaltenen Nährstoffe, für einen verbesserten Nährstoffrückhalt und für eingesparte THG-Emissionen durch C-Speicherung und verringerte Bodenemissionen (Preis für CO₂-Äquivalente 20 und 80 US\$ nach IPCC). Die Nettoenergieausbeute des betrachteten Systems ist bei Biokohle aus Rutenhirse am höchsten (4899 MJ t⁻¹ Biomasse TS). Die THG-Bilanz ist für Maisrückstände und Gartenabfälle als Ausgangsmaterialien negativ, d.h. es werden THGs reduziert (-864 bis -885 kg CO₂-Äquivalente pro t Biomasse TS), bei Rutenhirse kommt es zu zusätzlichen THG-Emissionen (36 kg CO₂-Äquivalente pro t Biomasse TS). Die ökonomische Analyse zeigt, dass v.a. bei hohen Erlösen für THG-Einsparungen die Biokohleanwendung wirtschaftlich und stark abhängig von Preisen für die betrachteten Biomasseausgangsmaterialien ist. Die durchgeführte LCA basiert vorwiegend auf einer Energie- und THG-Bilanzierung.

Pratt & Moran (2010) führen eine Kosten-Nutzen-Analyse durch, die die Kosten von Maßnahmen zur Reduktion/Einsparung von THG-Emissionen (Kosten pro eingesparter t CO₂-Äquivalente) berechnet, und entwickeln eine marginale Kostenkurve. Sie untersuchen zwei Biokohle-Szenarien für das Jahr 2030 in verschiedenen Regionen der Welt: für entwickelte Länder wird eine langsame und eine schnelle Pyrolyse im großtechnischen Maßstab angenommen, für Entwicklungsländer kleinskalige Kaminöfen und Meiler. Die Schätzungen der installierten Anlagengrößen in 2030 werden angelehnt an die Vorhersagen für Biokraftstoffanlagen und Entwicklung von Projekten für umweltverträgliche Entwicklung³². Die Kostenermittlungen für die Prozesse werden angelehnt an McCarl et al. (2009) und Joseph (2009) und den betrachteten Regionen angepasst. Die sequestrierbare Biokohlemenge entspricht dem Kohlenstoffgehalt der Kohlen nach Abzug des Anteils, der abgebaut wird (Annahme: 20 %). Es

³² Engl.: Clean development mechanisme (CDM), vgl. Kyoto-Protokoll

werden je nach betrachteter Region unterschiedliche Ertragssteigerungen angenommen. Für vermiedene THG-Emissionen werden Erlöse in Höhe von 6 und 30 US\$ pro t CO₂-Äquivalente veranschlagt. Andere Emissionen, z.B. Änderungen in den Lachgasemissionen, werden nicht betrachtet (bzw. sind nicht ersichtlich in der Publikation). In den betrachteten Entwicklungsregionen Asien, Südamerika und Afrika ist das Kosten-Nutzen-Verhältnis am höchsten, da viele kleine kostengünstige Biokohleproduktionen und –anwendungen möglich sind, z.B. in heimischen Pyrolyseöfen. Dazu ist es allerdings notwendig, die armen Bevölkerungsgruppen mit den verbesserten Öfen zu erreichen und die Anwendung der Biokohle in ihrer traditionellen Landwirtschaft zu fördern.

Torres-Rojas et al. (2011) greifen den Gedanken auf, Biokohle in kleinen Pyrolyse-Kochöfen aus Biomasse, die in der eigenen Landwirtschaft anfällt, herzustellen und die Biokohle in die Landwirtschaft zur Erhaltung der Bodenqualität zurückzuführen. Sie betrachten in ihrer Fallstudie 50 Klein-Landwirtschaften unterschiedlicher Größe mit unterschiedlichen Bodenqualitäten und Biomassevariationen in West-Kenia und schätzen ab, ob die benötigte Energiemenge zum Kochen mit Biokohle aus Holz³³ oder v.a. aus Restbiomassen der Farmen bereitgestellt werden kann. Die Pyrolyse-Kochöfen können die benötigte Energie aus der Holzverbrennung um 27 % reduzieren und ca. 0,46 t pro ha und Jahr an Biokohle produzieren.

Galinato et al. (2011) bewerten den ökonomischen Nutzen der Biokohleanwendung zur Bodenverbesserung. Dabei wird v.a. auf eine Änderung des pH-Wertes des Bodens durch Biokohle eingegangen. Zum einen gehen in die Bewertung vermiedene THG-Emissionen ein, die durch die Ersetzung von Kalk durch Biokohle zur pH-Regelung eingespart werden, zum anderen der gespeicherte Kohlenstoff in der Biokohle. In Abhängigkeit des pH-Wertes werden ferner Ertragssteigerungen des Getreides und verringerte Kosten für Kalk berücksichtigt. Es werden 1 und 31 US\$ pro t CO₂-Äquivalent angesetzt. Als Ergebnis wird die Anwendung von Biokohle je profitabler gesehen, je niedri-

³³ Holz wird in Kenia als Hauptenergieträger zum Kochen verwendet. Es ist knapp und führt zu immer weiterer Abholzung.

ger die Preise für Biokohle und je höher der CO₂-Preis ist (12-100 US\$ pro t Biokohle bei 1-31 US\$ pro t CO₂-Äquivalent).

In Shackley et al. (2012a) und Shackley et al. (2012b) wird von der umfangreichen Betrachtung eines nachhaltigen Vergasungs-Biokohle-Systems anhand eines Fallbeispiels in Kambodscha berichtet (Projekt BIOCHARM). Dabei wird die Nachhaltigkeit für das System so definiert, dass die Produktion von Biokohle sicherheitstechnische Vorgaben einhält und wenig nicht-THG-Emissionen verursacht (z.B. PAK), das System THG (netto) reduziert, keine Ungleichverteilung von Ressourcen verursacht und einen adäquaten Return on Investment besitzt. Als Biomasse werden Reisschalen verwendet, die durch ihren hohen Siliziumgehalt einen vergleichsweise geringen Energiegehalt besitzen. In der Studie können 4000-5000 US\$ pro Monat an Dieselposten (und auch THG-Emissionen) eingespart werden, die ansonsten für die in Kambodscha erforderliche dezentrale Elektrizitätserzeugung mit Diesel aufgewendet werden müssten. Alterungsuntersuchungen der Reisschalenbiokohle zeigen, dass eine stabile Kohlenstofffraktion von 92 % des Kohlenstoffs erzielt werden kann. Ebenfalls wurden Untersuchungen zu Toxizität und potentiellen Gesundheitsrisiken durchgeführt, v.a. zu PAKs. Anbauversuche auf unterschiedlichen Flächen zeigen einen Anstieg des Rohreisertrags um bis zu 33 %. Bei einer zusätzlichen Zugabe von Kompost konnte keine weitere Ertragssteigerung beobachtet werden. In die Bewertung der THG-Emissionen gehen vermiedene THG-Emissionen durch die Ersetzung fossiler Energieträger und die Vermeidung von z.B. Methanbildung bei Einbringung von Reisschalen in den Boden (anaerober natürlicher Abbau), die C-Speicherfähigkeit der Kohlen und die prozessbedingten THG-Emissionen ein³⁴. Je nach Vergleichsszenario lassen sich 0,4 bis 4,41 t CO₂-Äquivalente t⁻¹ Biomasse einsparen. Eine kurze ökonomische Betrachtung berechnet einen Biokohlewert von 3,5 US\$ pro t basierend auf einer angenommenen Reisertragssteigerung. Bezieht man die THG-Reduzierung mit ein, so ergeben sich 9-63 US\$ pro t je nach Szenario. Die Bewertungsmethoden und v.a. -daten basieren vorwiegend auf Versuchsdaten (z.B. stabiler Anteil C, Ertragssteigerung) und Annahmen (ökonomische Bewertung).

³⁴ Änderungen von Bodenemissionen werden nicht betrachtet.

Kung et al. (2013) untersuchen anhand einer Fallstudie die Biokohleanwendung und Coproduktion von elektrischer Energie in Taiwan ökonomisch und ökologisch. Als Biomasse kommt Pappelholz zum Einsatz. Es werden die Kosten für die Biomassebereitstellung, -aufbereitung, Pyrolyse und Ausbringung auf dem Feld berechnet. Es werden eine Einsparung von 20 % der Düngemittel, 10 % der Bewässerung und Saaten und eine Speicherung von 50 % des C-Gehalts der Kohlen im Boden angenommen, die als Gutschriften berechnet werden, und eine Ertragsteigerung von 50-100 % angesetzt. Es ergeben sich Nettowerte für die Kohlen von 8-19 US\$ pro t Biokohle ohne CO₂-Gutschriften und 20-27 US\$ pro t Biokohle mit CO₂-Gutschriften (20 US\$ pro t CO₂-Äquivalent). Die Methoden orientieren sich weitgehend an McCarl et al. (2009).

3.4 Schlussfolgerungen für den Forschungsbedarfs

Die vorgestellten Arbeiten zur Bewertung der Anwendung von Biokohle umfassen verschiedene Aspekte, die ökonomischen und ökologischen Kriterien zugeordnet werden können (Tabelle 3-1). Die meisten der betrachteten Studien führen zunächst eine THG-Bilanzierung des Betrachtungssystems durch. Die THG-Bilanzierung umfasst dabei überwiegend die Bereitstellung der Biomasse, die pyrolytische Produktion der Biokohle mit gleichzeitiger Ersetzung fossiler Energieträger (z.B. Wärme-/Stromerzeugung bei der Pyrolyse) sowie verringerte THG-Emissionen, z.B. durch die hohe Stabilität der Biokohle oder die Einsparung von Düngemitteln. Das Ergebnis der THG-Bilanz geht anschließend meist in eine ökonomische Bewertung ein, in der die THG-Einsparungen oder THG-Freisetzen als Gutschrift (positiv oder negativ) für CO₂-Zertifikate angenommen werden. Ferner werden Kosten für die Bereitstellung der Biomasse und für die Produktion berücksichtigt sowie Erlöse für Coprodukte, z.B. Energie aus der Pyrolyse, Erlöse für mögliche Ertragssteigerungen und ggf. Erlöse für eine Einsparung von Düngemitteln einbezogen.

3 Stand der Forschung zur Bewertung der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff und Ableitung des Forschungsbedarfs

Tabelle 3-1: Übersicht der berücksichtigten Themen in bisherigen Biokohlebewertungsarbeiten (ökonomisch und ökologisch) und ihre Datengrundlagen*

Bewertungskriterien		McCarl et al. (2009)	Roberts et al. (2010)	Pratt & Moran (2010) ⁺	Galinato et al. (2011)	Shackley et al. (2012a,b)	Kung et al. (2013)
THG-Bilanz	Bereitstellung Biomasse	L	L			L	L
	Produktionsverfahren	L	M			L/M	L
	Stabilität Biokohle	L	L		L	V/M	L
	Einsparung Düngemittel	L	L		L		L
	Bodenemissionen	L	L			L	
	Ersetzung fossiler Energieträger	L	M			M	L
	Vermeidung natürlicher Abbau Biomasse	L					
	Erweiterung der Systemgrenzen	L					
Ökonomische Bewertung	Bereitstellung Biomasse	L/M	L				L/M
	Produktionsverfahren	L/M	M				L/M
	Erlöse Verkauf von Energie	L	M				L/M
	Biomasseproduktion Feld und Feldmement	L					
	Einsparung Düngemittel	L	L				L
	Ertragssteigerungen	L			M	V	L
	THG-Gutschrift (Emissionshandel)	L	L		M	L	L
Weitere berücksichtigte Aspekte	Biokohleeigenschaften und Wirkungen auf Boden						
	Änderung der Bodeneigenschaften durch BK				L		
	Landnutzungsänderung		M				
	Kosten-Nutzen-Analyse			M ⁺			

L: Literatur/Annahmen (Faktoren)

M: Simulierung und Modellierung

V: Versuche

* Pratt & Moran (2010) vgl. Fließtext, da hauptsächlich Biomassepotentiale für Biokohle betrachtet werden

⁺ angelehnt an McCarl et al. (2009), daher nicht näher ausgeführt, globale Betrachtung

Methodisch berücksichtigen die Bewertungsarbeiten Effekte der Biokohle auf das Agrarökosystem nur indirekt über Annahmen, die als Faktoren in die Modellierungen eingehen, z.B. x % Ertragssteigerung, x % weniger Bodenemissionen, x % Biokohle-C kann gespeichert werden. Unterschiedliche Eigenschaften von Biokohlen, die unterschiedliche Änderungen der Bodeneigenschaften verschiedener Agrarökosystemen hervorrufen, werden in den Bewertungen nicht berücksichtigt (außer pH-Wert bei Galinato et al. (2011) als Kalkersatz).

Die Datengrundlagen der Bewertungen und Annahmen basieren hauptsächlich auf Literaturangaben, die für die Untersuchungen und Modellierungen ggf. angepasst wurden. Es werden Daten genutzt, die in Versuchen, z.B. zur Ertragssteigerung oder Stabilität der Biokohlen, erhoben wurden. Wie in Kapitel 2 dargestellt, sind die Ergebnisse der Wirkungen von Biokohle auf das System des Bodens und des Pflanzenanbaus nicht vollständig bekannt. Die zugrunde gelegten Experimente der Literaturveröffentlichungen wurden mit nur einer oder wenigen Bodenarten, wenigen unterschiedlichen Biokohlen, einer oder wenigen Ausgangsbiomassen, einer im Vergleich zur Langlebigkeit der Biokohlen kurzen Versuchsdauer und einzelnen klimatischen Bedingungen durchgeführt. Sie sind daher nicht allgemein übertragbar. Die große Streuung der Versuchsergebnisse untereinander indiziert allerdings eine große Abhängigkeit der Ergebnisse von Parametern des Agrarökosystems, z.B. des Bodens. Um eine allgemeingültige Übertragbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, sind systematische Experimente, die verschiedene Bodenarten, Klimate, Biokohlen und angebaute Feldfrüchte untersuchen, jeweils mit Biokohlestabilitätsuntersuchungen, Ertragsänderungen und Emissionsmessungen über viele Jahre hinweg notwendig. Eine detaillierte Untersuchung der Stoffflüsse, z.B. mittels Isotopenmarkierungen, zur Unterscheidung der Emissionsquellen ist dazu erforderlich. Langzeitbeobachtungen mit einer großen Anzahl an Versuchsvarianten und aufwendigen Analysen sind kostenintensiv und bislang nur in wenigen Fällen erfolgt.

Ausgehend aus den oben dargestellten Schlussfolgerungen ergeben sich für die vorliegende Arbeit zur Untersuchung der Thesen (vgl. Kapitel 1) und zur Identifizierung von Schlüsselgrößen und Bedingungen, unter denen eine ökologische und ökonomische Anwendung der Biokohle als Bodenzusatzstoff möglich ist, folgende Anforderungen:

- Betrachtung der gesamten Wertschöpfungskette von der Bereitstellung der Biomasse über die Herstellung der Biokohle bis zur Anwendung auf dem Feld. Ein generischer Ansatz ermöglicht im Gegensatz zu den bisherigen Studien, die meist nur spezifische Wertschöpfungsketten betrachten, unterschiedliche Konfigurationen der Biokohlewertschöpfungskette (mit verschiedenen Substraten, Technologien, Anwendung der Biokohlen in verschiedenen Böden,...) zu untersuchen.
- Untersuchung der Wertschöpfungskette mit Hilfe von computergestützten (Simulations-)Modellen, z.B. eines Simulationsmodells des Agrarökosystems. Dies ermöglicht eine große Anzahl an Experimenten, um möglichst umfassend und systematisch Erkenntnisse der Biokohlewirkungen auf Feldfruchterträge und Bodenemissionen bei unterschiedlichen Umweltbedingungen zu simulieren. Im Gegensatz zu den bisherigen Studien, die auf Literaturdaten einzelner Versuche zurückgriffen, lassen sich somit Daten für die Anwendung unterschiedlicher Biokohlen in verschiedenen Böden generieren. Hohe Kosten und lange Versuchszeiten für Topf- und Feldversuche können somit umgangen werden. Durch eine Verknüpfung mit ökonomischen und ökologischen Modellen kann die Wirtschaftlichkeit und Nachhaltigkeit in ihrem komplexen naturwissenschaftlichen Kontext erfasst werden.

Die Auswahl geeigneter Methoden zur Beantwortung der Fragestellungen der vorliegenden Arbeit erfolgt im folgenden Kapitel 4, die detaillierte Darstellung des entwickelten Bewertungsmodells in Kapitel 5.

4 Methoden zur Modellierung und Bewertung der Biokohleanwendung

In diesem Kapitel werden bestehende Methoden zur ökonomischen und ökologischen Bewertung allgemein dargestellt und auf ihre Eignung zur Beantwortung der Fragestellungen in der vorliegenden Arbeit in Bezug auf die Biokohlewertschöpfungskette untersucht. Es werden zunächst Methoden der Modellierung von Stoff- und Energieströmen als Datengrundlage für die weiteren Bewertungen vorgestellt (Kapitel 4.1). Anschließend werden Methoden der ökonomischen Bewertung betrachtet (Kapitel 4.2), und schließlich wird auf Methoden der ökologischen Bewertung (Kapitel 4.3) und sonstige Aspekte (Kapitel 4.4) eingegangen.

4.1 Methoden der Modellierung von Stoff- und Energieströmen

In Kapitel 4.1.1 werden Methoden der Modellierung von Stoff- und Energieströmen vorgestellt. Anschließend werden in Kapitel 4.1.2 die Anforderungen für die Bewertung der Biokohleanwendung definiert und eine Vorauswahl an geeigneten Methoden für die Arbeit getroffen.

4.1.1 Modellierung der Stoff- und Energieflüsse

4.1.1.1 Stoff- und Energiebilanzierung

Die Stoff- und Energiebilanzierung ist eng mit der ökonomischen und ökologischen Bewertung verknüpft (Schultmann, 2003). Sie dient der Erfassung und Bilanzierung aller Stoff- und Energieströme, die in ein betrachtetes System hineingehen, je nach Detaillierungstiefe innerhalb eines Systems auftreten und aus dem System wieder herausgehen, und ermöglicht einen Vergleich verschiedener Konfigurationen eines Systems. Die Bilanzierung der Stoff- und Energieströme beruht auf den Massen- und Energieerhaltungssätzen und erfolgt in verschiedenen Detaillierungsgraden – über reine Bilanzierung der

In- und Outputs, Berechnung von Stoffstromnetzen bis hin zur Modellierung/Simulierung aller Elementarprozesse.

4.1.1.2 Aggregationsebenen

Die Auswahl der Detaillierungstiefe der Modellierung eines Systems erfolgt anhand der zur Beantwortung der Fragestellung notwendigen Datenmenge. Werden die Stoff- und Energieströme eines Betrachtungssystems nicht detailliert modelliert, sondern als Gesamtin- und output betrachtet (reine Bilanzierung), so spricht man von einem Black-Box-Modell. Im Gegensatz dazu steht das sog. White-Box-Modell, das alle Prozesse disaggregiert als Elementarprozesse darstellt. Zwischen diesen Extremen befindet sich das sog. Grey-Box-Modell (Penkuhn, 1997).

4.1.1.3 Stoffstromnetze³⁵

Stoffstromnetze bieten die Möglichkeit, (gleichzeitig ablaufende) Teilprozesse einer Prozesskette als Abfolge von Ereignissen in beliebigen Aggregationsebenen darzustellen. Eine mögliche Methode zur Abbildung stellen sog. Petri-Netze dar. Zur Modellierung von Stoffflüssen in Produktionssystemen eignen sich sog. Stellen/Transitions-Netze. Stellen „symbolisieren Bestände an Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen, Zwischen- oder Endprodukten und Abfällen“ (Schultmann, 2003), Transitionen stehen für Umwandlungsprozesse, deren In- und Outputströme linear oder in komplexen Funktionen spezifiziert werden können. Stellen und Transitionen stellen die Knotenpunkte der Petri-Netze dar, die mit Kanten (oft als Pfeil in Graphen symbolisiert) verbunden und in Beziehung zueinander gesetzt werden. Die Petri-Netz-Methode wird u.a. in Stoffflussanalysewerkzeugen zur Ökobilanzierung eingesetzt, z.B. in der Software Umberto® (Schmidt & Schorb, 1995), die meist mit Ökobilanzdatenbanken (z.B. Ecoinvent, GaBi) verknüpft sind.

4.1.1.4 Modellierung von Stoff- und Energieströmen in der Verfahrens- und Ökosystemmodellierung

Im Folgenden wird ein Überblick über die Modellierung von Stoff- und Energieströmen in der Verfahrenstechnik zur Betrachtung der Biokohleproduktion und in der Ökosystemmodellierung zur Betrachtung der Wirkungen von Bio-

³⁵ In Anlehnung an Haase (2012) und Schultmann (2003)

kohle als Bodenzusatz dargestellt. Modelle dienen der vereinfachten Darstellung der Realität zur Lösung von Problemen. Sie können physischer oder mathematischer Natur sein (Jørgensen & Fath, 2011).

Die verfahrenstechnische Modellierung wird in Anlehnung an Haase (2012) beschrieben (vgl. auch Kerdoncuff (2008), Schultmann (2003), Trippe (2013)). In der verfahrenstechnischen Modellierung werden ausgehend von einem schematischen verfahrenstechnischen Fließbild, das die Anlagenaggregate und Prozessschritte darstellt, die Stoff- und Energieflüsse modelliert. Die einzelnen Prozessschritte (*unit operations*) können dabei Stoffverzweigungen, Phasenübergänge und chemische Reaktionen enthalten und unterliegen chemischen und physikalischen Vorgängen, z.B. der Stöchiometrie, dem chemischen Gleichgewicht, der Thermodynamik usw.. Diese werden in den verfahrenstechnischen Modellen mit abgebildet und die Stoff- und Energieströme in rechnergestützten Simulationen z.B. mittels sog. *Flowsheeting*-Programmen (z.B. ASPEN PLUS®, CHEMCAD) berechnet.

Die Ökosystemuntersuchung ist Teil der Ökologie. Townsend (2009) definiert „Ökologie“ als „die wissenschaftliche Untersuchung der Verbreitung und Abundanz von Organismen und der Wechselwirkungen, welche die Verbreitung und Abundanz bestimmen“ (Townsend, 2009, p. 5). Sie befasst sich mit den drei Ebenen - der Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften - und schließt räumliche und zeitliche Ebenen ein. Werden die Stoff- und Energieflüsse auch zwischen „belebten und unbelebten Elementen“, untersucht, gelangt man zur vierten Ebene, der Ökosysteme, die „die Lebensgemeinschaften und ihre physikalische Umwelt umfassen“ (Townsend, 2009). Ökologische Erkenntnisse stammen aus Beobachtungen, Freilandexperimenten und Labor-experimenten. Letztere setzen die Komplexität zur Beantwortung spezifischer Fragestellungen durch konstante Bedingungen herab (z.B. gleichbleibendes Klima). Um die Wechselwirkungen in Ökosystemen zu identifizieren und zu quantifizieren, kommen neben der Messung und Beobachtung u.a. Methoden der Statistik zum Einsatz, wie z.B. Signifikanztests (Townsend, 2009), die zusammen die Datengrundlage für eine mathematische Modellierung darstellen. Die mathematische Modellierung von Lebensgemeinschaften und Ökosystemen ist äußerst komplex. Sie liefert zu den Beobachtungen zu-

sätzliche Erkenntnisse, da sie das System und die Vorgänge im System abbilden, die Komplexität vereinfachen und somit exakte gewünschte „Versuchs“-Bedingungen des Ökosystems generieren. Die Ökosystemmodellierung stellt somit ein Werkzeug zur Untersuchung komplexer (Öko-)Systeme, Systemeigenschaften und Mechanismen dar, dienen der Aufdeckung von Wissenslücken und zur Überprüfung wissenschaftlicher Hypothesen durch Simulationen der Reaktionen des Ökosystemmodells auf sich ändernde Bedingungen und dem Vergleich mit realen Beobachtungen (Jørgensen & Fath, 2011; Jørgensen, 1996; Townsend, 2009). Die Unsicherheit bei der Überprüfung von Hypothesen mit Modellen ist hoch, da sowohl die Hypothese als auch das Modell falsch sein können. Daher sollten nur gut untersuchte und etablierte Ökosystemmodelle verwendet und an der Realität überprüft werden (Jørgensen & Fath, 2011).

4.1.2 Anforderungen und Eingrenzung der Methoden zur Modellierung der Stoff- und Energieflüsse der Wertschöpfungskette Biokohle

Für die vorliegende Arbeit eignet sich die Erfassung und Simulierung von Stoff- und Energieströmen zur Generierung von Daten als Grundlage für die ökonomische und ökologische Bewertung der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft. Dabei wird die Wertschöpfungskette von der Ausgangsbiomasse und Produktion der Kohlen bis zur Anwendung auf dem Feld berücksichtigt. Ausgehend von einer Definition des betrachteten Systems und einer einfachen Erfassung der Stoff- und ggf. Energieströme in einem Blockfließbild werden die Anforderungen an die Modellierung abgeleitet (Kapitel 5.1). Die Wertschöpfungskette, wie in Kapitel 3.1 dargestellt, gliedert sich in die Stufen Biomasseproduktion, ihre Bereitstellung, Biokohleproduktion und ihre Anwendung auf dem Feld. Zur Bearbeitung in der vorliegenden Arbeit werden die Stufen aufgrund unterschiedlicher Anforderungen (s.u.) in Teilmodelle untergliedert, in die Biokohleproduktion inkl. Biomasse und –bereitstellung, und in die Biokohlenutzung auf dem Feld.

Die Modellierung der Biokohleproduktion verfolgt folgende Ziele:

- Bestimmung der Art und Menge der Ausgangsbiomasse nach ihren Potentialen für die Biokohleproduktion (Menge und Eignung) und ihre Bereitstellung (inkl. Transport)
- Stoffumwandlung von Biomasse in Biokohle durch unterschiedliche Verfahren (Pyrolyse und HTC) zur Ermittlung der Produktmengen, Produkteigenschaften und Prozessemissionen
- Ermittlung von Energie- und Betriebsmittelbedarfen für die jeweiligen Verfahren

Für die Modellierung der Stoff- und Energieflüsse der Produktion von Biokohle eignet sich eine vereinfachte verfahrenstechnische Modellierung. Es gehen u.a. Input- und Output-Bilanzen der Stoffströme basierend auf Analysenergebnissen und die Berechnung des benötigten Energieaufwands in die Modellierung ein. Die eigentliche Stoffumwandlung (Pyrolyse, HTC) wird als Black-Box betrachtet. Eine detaillierte verfahrenstechnische Modellierung z.B. in ASPEN PLUS® übersteigt das Ziel, Energie- und Betriebsmittelbedarfe, Produktmengen und Emissionen zu bestimmen und wird aufgrund unvollständiger Datenverfügbarkeit zu den Verfahren (z.B. genaue Temperaturverläufe) im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt. Die Emissionen werden mit Hilfe einer Modellierung der Produktion (mit Transporten, Energiebedarfen, etc.) in Umberto® und mit der LCI/LCIA-Datenbank Ecoinvent 2.2 (EcoinventCentre, 2010) ermittelt.

Die Modellierung der Anwendung der Biokohle im Boden stellt folgende Anforderungen:

- Abbildung des Feldmanagements für den Anbau ausgewählter Pflanzen, dazu Modellierung der benötigten Arbeitsschritte (z.B. Pflügen, Säen) mit den jeweiligen Stoff- und Energieströmen
- Abbildungen der Wirkungen von Biokohle auf das Ökosystem Boden, v.a. auf die C- und N-Ströme und das Pflanzenwachstum
- Abbildung des Biokohleabbaus im Boden
- Berücksichtigung langer Verweilzeiten der Biokohle im Boden und Konsequenzen (z.B. wie wirken sich Klimaänderungen aus)

Das Teilmodell der Biokohleanwendung zur Produktion von Feldfrüchten teilt sich somit auf einen anthropogenen Anteil – des Feldmanagements - und auf einen natürlichen Anteil – der Ökosystembetrachtung– auf. Die Modellierung des Feldmanagements der Biomasseproduktion verfolgt das Ziel, Stoff- und Energieströme der Feldarbeit (z.B. Dieserverbrauch) für die Ermittlung ökonomischer Parameter und Emissionen für die Produktion ausgewählter Feldfrüchte zu liefern. Zur Bestimmung der Stoff- und Energieströme der Feldarbeit müssen zunächst die für den Anbau ausgewählter Getreidesorten notwendigen Arbeitsschritte (z.B. Säen, Pflügen) und Bedarfsmittel (z.B. Diesel, Düngemittel) erfasst werden. Dies kann mit Hilfe von Datenbanken z.B. der KTBL und Ecoinvent (EcoinventCentre, 2010; KTBL, 2012) durchgeführt und anschließend in Tabellenkalkulationen und/oder Umberto® modelliert werden.

Die Ökosystemmodellierung bildet das Pflanzenwachstum, die Stoffströme und –umwandlungen im Boden in Abhängigkeit natürlicher und anthropogener Einflüsse zur Simulation von Feldfrüchteerträgen und Bodenemissionen ab. Ein weiterer Bestandteil der ökologischen Bewertung ist der natürliche Abbau von Biokohle in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften und Stabilitätseigenschaften der Biokohle.

Um die Wirkungen von Biokohle auf Getreideerträge und THG-Bodenemissionen abzuschätzen, wird das Anbausystem mit Hilfe eines Agrarökosystemmodells simuliert, das angelehnt an die Ökosystemmodellierung u.a. Bodenemissionen und den Anbau von Feldfrüchten berechnet (Auswahl und Anforderungen an das Modell vgl. Kapitel 5.4.1). Dabei sollen Parameter der Bodeneigenschaften (z.B. Feldkapazität, pH), Wetterdaten/-szenarien, Anbaumethoden (z.B. Art und Zeitpunkt des Pflügens, Düngemittelmengen) und Pflanzeigenschaften berücksichtigt werden und die Stoffströme hinsichtlich der Änderung durch Biokohle untersucht werden.

Die meist hohe Stabilität der Biokohlen bis zu Jahrtausenden erfordert die Möglichkeit, einen langen Betrachtungszeitraum in der Modellierung abbilden zu können. So lassen sich adäquat Langzeitauswirkungen und andere Einflüsse, wie z.B. eine Klimaänderung, in die Bewertungen einfließen. Mittels Para-

metervariation kann die Modellierung verschiedene Szenarien für unterschiedliche zugrunde gelegte Annahmen veranschaulichen.

Die aus den Stoff- und Energiestrommodellierungen gewonnenen Daten fließen anschließend in die ökologischen und ökonomischen Bewertungen der Biokohleanwendung im Boden ein.

4.2 Methoden zur ökonomischen Bewertung

Als Grundlagen der ökonomischen Bewertung werden in Kapitel 4.2.1 Methoden zur Investitionsschätzung und –planung und in Kapitel 4.2.2 Methoden zur Kostenschätzung vorgestellt. In Kapitel 4.2.3 werden die geeigneten Methoden für die ökonomische Bewertung der vorliegenden Arbeit dargestellt.

4.2.1 Methoden zur Investitionsschätzung und -planung

Als Investition bezeichnet man die „Verwendung von finanziellen Mitteln zur Beschaffung von Sachvermögen, immateriellem Vermögen oder Finanzvermögen (Maschinen, Vorräte, Patente, Lizenzen, [...])“ (Wöhe & Döring, 1986, p. 660). Die Nutzung der Investitionsgüter dient der Generierung eines wirtschaftlichen Vorteils (Kuhlmann, 2007, p. 545) und der Produktion von Gütern (Peters et al., 2004, p. 232). In den folgenden Abschnitten werden Methoden der Investitionsschätzung und Investitionsplanung kurz erläutert.

4.2.1.1 Investitionsschätzung

Die Investition, z.B. für verfahrenstechnische Anlagen, umfasst alle kumulierten Ausgaben bis zur Inbetriebnahme, z.B. u.a. für Anlagenteile, Hilfsanlagen und Ingenieursleistungen (Peters et al., 2004). Für die Schätzung der Investition stehen je nach Datenverfügbarkeit unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Man unterscheidet summarische Methoden, Faktormethoden und die detaillierte Einzelermittlung. Summarische Methoden bestimmen den Kapitalbedarf einer Anlage aus spezifischen Unternehmenskennzahlen (z.B. Jahresumsatz) abhängig von der Kapazität, z.B. mittels Umschlagskoeffizienten. Diese Methode ist mit Unsicherheiten von ca. -30 bis +50 % behaftet (Couper, 2003). Eine höhere Genauigkeit kann mit Faktormethoden erreicht werden, bei der einzelne Kapitalbedarfspositionen, v.a. für Apparate und Maschinen

einer Anlage, detailliert kalkuliert werden, z.B. aus Literaturdaten (z.B. mit Chauvel (2003) oder Peters et al. (2004)). Die restlichen Kapitalbedarfe der Anlage werden über globale oder differenzierte Zuschlagsfaktoren berechnet. Werden alle Kapitalbedarfspositionen einzeln kalkuliert, sog. detaillierte Einzelermittlung, kann eine Genauigkeit von -5 bis +10 % erreicht werden (Couper, 2003; Peters et al., 2004). Ein genauer Überblick über die Methoden findet sich in Trippe (2013) und Haase (2012).

Investitionsdaten basieren auf Preisangaben verschiedener Jahre und müssen daher auf das Basisjahr der Betrachtung angepasst werden, um z.B. die Inflation oder den technischen Fortschritt zu berücksichtigen. Die Preisanpassung kann mit Preisindizes erfolgen (vgl. Formel 4-1), für chemische Anlagen z.B. mit dem Chemical Engineering Plant Cost Index (CEPCI) oder dem Preisindex für Chemieanlagen des Verbands der Chemischen Industrie e.V. (VCI) (Trippe, 2013).

$$P_t = Index_t * P_{t1} \quad 4-1$$

P_t : Preis einer Investitionskomponente im Jahr t

$Index_t$: Preisindex im Jahr t

P_{t1} : Preis einer Investitionskomponente in einem Jahr t1 in der Vergangenheit

Da die benötigten Investitionsdaten oftmals nicht für alle benötigten Kapazitäten vorliegen, wird eine Kapazitätsanpassung der Investitionsdaten vorgenommen. Hier werden Skaleneffekte, sog. Größendegressionseffekte, berücksichtigt, da sich Investitionen häufig nicht linear zur Kapazität verhalten. Z.B. wächst das Volumen eines Reaktors in der dritten Potenz, während die Oberfläche, die die Höhe der Investition bestimmt, nur in der zweiten Potenz wächst. Mit Formel 4-2 lässt sich die Investition für eine bestimmte Kapazität ausgehend einer Investition mit vorgegebener Kapazität berechnen (Chauvel, 2003). Die Größendegressionskoeffizienten für verfahrenstechnische Anlagen liegen meist zwischen 0,3 und 0,9 (Chauvel, 2003)S.186.

$$I = I^{Basis} * \left(\frac{Kap}{Kap^{Basis}} \right)^d \quad 4-2$$

- I*: gesuchte Investition mit bestimmter Kapazität Kap
I^{Basis}: Investition mit bekannter Kapazität C_{Basis}
Kap^{Basis}: Kapazität der Investition mit bekannter Kapazität
Kap: Kapazität der gesuchten Investition
d: Größendegressionskoeffizient

4.2.1.2 Investitionsplanung

Die Investitionsplanung dient der Bewertung von Investitionsalternativen zur bestmöglichen Erreichung von Unternehmenszielen (z.B. Kostenminimierung, Gewinnmaximierung) (Kuhlmann, 2007). Die Verfahren der Investitionsrechnung zur Investitionsentscheidung lassen sich in drei Gruppen einteilen: statische Verfahren, dynamische Verfahren und Simultanmodelle des Investitionsprogramms (Kuhlmann, 2007; Wöhe & Döring, 1986). Zu den statischen Verfahren zählen die Kosten-, Gewinnvergleichsrechnung, Rentabilitätsrechnung (Return on Investment) und die (statische) Amortisationsrechnung. Der Faktor Zeit wird nicht dynamisch berücksichtigt, da Änderungen der Aufwands- und Kostengrößen während der Zeit nicht eingehen (Wöhe & Döring, 1986). Im Gegensatz dazu werden diese in den dynamischen Verfahren über einen bestimmten Planungshorizont einkalkuliert. Zu den dynamischen Verfahren, auch finanzmathematische Verfahren genannt, zählen die Kapitalwertmethode, die Annuitätenmethode, die Methode des internen Zinsfußes und die dynamische Amortisationsrechnung. Ihnen liegt zugrunde, dass eine Ein- und Auszahlungsreihe über den Planungszeitraum erstellt wird (Wöhe & Döring, 1986). Simultane dynamische Verfahren für die Investitionsprogrammplanung berücksichtigen im Gegensatz zu den statischen und dynamischen Methoden auch Abhängigkeiten der Investitionen untereinander (z.B. bedingt eine Technologie eine bestimmte andere Technologie) und berücksichtigt Investitionsmöglichkeiten zu anderen Perioden als t=0 (Schultmann, 2003). In der Realloptionsanalyse werden ferner Risiken, die während der Laufzeiten auftreten können, und mögliche Änderung der Entscheidungen (z.B. Abbruch oder Expansion des Projekts) mitberücksichtigt (Borison, 2003).

Im Folgenden wird auf die dynamischen Methoden der Investitionsplanung genauer eingegangen.

Kapitalwertmethode: Bei der Kapitalwertmethode werden die künftigen Ein- und Auszahlungen der jeweiligen Periode „auf den Zeitpunkt unmittelbar vor Beginn der Investition abgezinst“ (Wöhe & Döring, 1986). Der Kapitalwert entspricht der Summe aller Zahlungen, die auf den Zeitpunkt t mit dem Kalkulationszinsfuß i diskontiert wurden (vgl. Formel 4-3).

$$KW = \sum_{t=0}^n \frac{(E_t - A_t)}{(1 + i)^t} \quad 4-3$$

$$\text{Bei Investition in } t = 0: KW = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{(E_t - A_t)}{(1 + i)^t}$$

KW: Kapitalwert

A_t: Auszahlungen am Ende der Periode t

i: Kalkulationszinsfuß

t: Periode (t=0, 1,..., n)

E_t: Einzahlungen am Ende der Periode t

I₀: Investition bei t=0

n: Nutzdauer des Investitionsobjekts

Quelle: (Wöhe & Döring, 1986)

Ist der Kapitalwert gleich Null, so wird die Mindestverzinsung in Höhe des Kalkulationszinssatzes gerade erzielt. Ist der Kapitalwert positiv, werden Zahlungsüberschüsse in dieser Höhe erzielt. Ein negativer Kapitalwert gibt die Anschaffungsauszahlungen an, „die aus den Einzahlungsüberschüssen weder getilgt noch verzinst werden können“ (Wöhe & Döring, 1986). Eine Investition ist also nur dann vorteilhaft, wenn der Kapitalwert größer oder gleich Null ist.

Interner Zinsfuß: Der interne Zinsfuß gibt den Zinssatz an, bei dem der Kapitalwert gleich Null ist (Formel 4-3 wird Null gesetzt). Verglichen mit dem gewünschten Kalkulationszinssatz kann er die Vorteilhaftigkeit der Investition angeben. Dabei ist jedoch zu beachten, dass der interne Zinsfuß nicht immer eindeutig ist; auch gibt es Zahlungsreihen, für die kein interner Zinsfuß existiert.

Annuitätenmethode: „Die Annuitätenmethode vergleicht die durchschnittlichen jährlichen Auszahlungen der Investition mit den durchschnittlichen jährlichen Einzahlungen“ (Wöhe & Döring, 1986). Eine Investition ist vorteilhaft, wenn die Differenz der Einzahlungen mit den Auszahlungen positiv ist.

Problematisch im vorliegenden Fall der Biokohle für die Bestimmung der „Nutzungsdauer“ der Investition in Biokohle ist eine voraussichtlich lange Verweil- und Wirkungsdauer der Biokohle im Boden. Investitionen, die Kon-

sequenzen verursachen, die weit über den Planungshorizont des Entscheidungsträgers hinausgehen, werden als ultralanglebige Investitionen bezeichnet (Vorschlag von Breuer et al. (2009)). Mögliche Beispiele sind Infrastruktur- oder Umweltschutzinvestitionen, die auch über Jahrhunderte hinweg Auswirkungen zeigen können. Es wird also zwischen Planungshorizont und Wirkhorizont der Investition unterschieden. Ein weiteres Merkmal ultralanglebiger Investitionen ist die Irreversibilität der Investitionsentscheidung. Es ergeben sich Fragestellungen, wie man mit Externalitäten umgeht oder eine sinnvolle Diskontierung wählt. In Breuer et al. (2009) werden die Fragestellungen und der Forschungsbedarf für ultralanglebige Investitionen vorgestellt und diskutiert. Die Forschung zum Umgang mit ultralanglebigen Investitionen und deren Methoden stehen erst am Anfang.

4.2.2 Schätzung von Kosten

In diesem Kapitel wird die Methodik zur Schätzung von Kosten zur Herstellung eines Produktes erläutert. Oftmals wird eine Aufgliederung der Gesamtkosten in Herstellkosten, übrige Kosten und Folgekosten vorgenommen (Remmers, 1991; Rentz, 1979). Zu den Herstellkosten zählen investitionsabhängige Kostenarten, verbrauchsabhängige Kostenarten und Personalkosten (vgl. Formel 4-4). Die sonstigen Kosten setzen sich aus Verwaltungs- und Vertriebskosten zusammen, die Folgekosten aus den Kosten für Forschung und Entwicklung (Remmers, 1991).

$$K^{Gesamt} = K^{investitionsabh.} + K^{verbrauchsabh.} + K^{Personal} + K^{sonst.} + K^{FE} \quad 4-4$$

$\underbrace{\hspace{15em}}_{K^{Herstell}}$

K^{Gesamt} :	Gesamtkosten
$K^{investitionsabh.}$:	Investitionsabhängige Kosten
$K^{verbrauchsabh.}$:	verbrauchsabhängige Kosten
$K^{Personal}$:	Personalkosten
$K^{sonst.}$:	Sonstige Kosten (z.B. Kosten für Verwaltung und Vertrieb)
K^{FE} :	Folgekosten (Kosten für Forschung und Entwicklung)
$K^{Herstell}$:	Herstellkosten

Kosten werden häufig bezogen auf eine einzelne Periode angegeben, v.a. Herstellkosten, bei denen z.B. durchschnittliche Herstellkosten pro Jahr berechnet werden. Die Kosten werden daher im Folgenden als Kosten pro Periode dargestellt.

4.2.2.1 Investitionsabhängige Kosten

Die investitionsabhängigen Kosten setzen sich aus Abschreibungen, Kapitalkosten (kalkulatorischer Zins), Instandhaltungskosten und Kosten für Steuern und Versicherungen zusammen (vgl. Formel 4-5).

$$K^{investitionsabh.} = \underbrace{I * \frac{1}{n}}_{\text{Abschreibung}} + \underbrace{I * (1 + f^{Kapital}) * \frac{i}{2}}_{\text{Kapitalkosten}} + \underbrace{I * (f^{instand} + f^{St-Vers})}_{\text{Kosten für Instandsetzung, Steuern u. Versicherungen}} \quad 4-5$$

$K^{investitionsabh.}$:	Investitionsabhängige Kosten	I :	Gesamtinvestition
n :	Nutzungsdauer in Jahren	$f^{Kapital}$:	Zinsen auf gebundenes Kapital
$f^{instand}$:	Faktor für Reparatur und Instandhaltung	i :	Marktzins
$f^{St-Vers}$:	Faktor für Steuern und Versicherungen		

Die Wertminderung eines Betriebsmittels, z.B. einer Maschine oder Anlage, das durch eine Investition beschafft wurde, wird planmäßig vorausberechnet und als Abschreibung bezeichnet (Wöhe & Döring, 1986). Sie wird in der vorliegenden Arbeit linear berechnet, indem die Gesamtinvestition durch die Nutzungsdauer geteilt wird (vgl. Formel 4-5).

Kapitalkosten geben die Zinsen für das gebundene Kapital an. Es wird hier angenommen, dass „das Kapital durchschnittlich die Hälfte der Nutzungsdauer gebunden ist und mit dem halben Marktzins (i) multipliziert“ wird (Haase, 2012).

Zusätzlich müssen für eine Investition Kosten für die Instandhaltung und Reparatur berechnet werden, da z.B. Einzelteile einer Anlage eine kürzere Lebensdauer haben als die Nutzungsdauer der Gesamtanlage geplant ist. Weitere Kosten entstehen durch Steuern und Versicherungen. Beide Kosten werden jeweils durch einen Faktor als Anteil der Investition betrachtet.

4.2.2.2 Verbrauchsabhängige Kostenarten

Die verbrauchsabhängigen Kosten summieren die Kosten für Rohstoffe, Hilfsmittel und Energie (vgl. Formel 4-6). Entstehen bei der Produktion weitere Produkte, sog. Kuppelprodukte, werden die Kosten um die Erlöse verringert („negative Kosten“) (Kerdoncuff, 2008; Trippe, 2013).

$$K^{verbrauchsabh.} = \sum_{\forall x} m_x * P_x \quad 4-6$$

$K^{verbrauchsabh.}$: verbrauchsabhängige Kosten

m_x : Masse der Stoffe bzw. Energiebedarf pro Zeiteinheit für Bedarfsmittel x

P_x : Preis pro Masseneinheit bzw. Energieeinheit des Bedarfsmittels x

4.2.2.3 Personalkosten

Personalkosten können im Gegensatz zu den verbrauchsabhängigen Kosten auch bei Stillstand, z.B. der Anlage, anfallen. Sie setzen sich zusammen aus der Summe der Anzahl der Mitarbeiter einer bestimmten Personalart (z.B. Verwaltung, Ingenieur, Mechaniker) mit den jeweiligen Personalsätzen (vgl. Formel 4-7).

$$K^{Personal} = \sum_{\forall PA} A_{PA} * P_{PA} \quad 4-7$$

$K^{Personal}$: Personalkosten

A_{PA} : Anzahl der Mitarbeiter der Personalart PA

P_{PA} : Personalsatz für Personalart PA

4.2.2.4 Sonstige Kosten und Folgekosten

Die sonstigen Kosten und Folgekosten werden meist mittels eines Anteils bestimmter Kosten ermittelt. Peters et al. (2004) fassen diese Kosten als sog. *overhead costs* zusammen. Für chemische Anlagen veranschlagen sie z.B. für Verwaltungskosten 15-25 % der Personalkosten und ca. 5 % der Gesamtkosten für Forschung und Entwicklung.

4.2.2.5 Externe Kosten

Als weitere Kostenart der Gesamtkosten können externe Kosten einbezogen werden. Externe Kosten bzw. Externalitäten entstehen durch Auswirkungen ökonomischer Entscheidungen auf die Allgemeinheit, für die niemand bezahlt (bpb, 2015; Mankiw, 2004). Weitere Details zu externen Kosten werden in Kapitel 4.3.3 beschrieben.

4.2.3 Anforderungen und Eingrenzung der Methoden zur ökonomischen Bewertung der Wertschöpfungskette Biokohle

Die ökonomische Bewertung basiert auf den Stoff- und Energiestrommodellierungen (vgl. Kapitel 4.1) der Biokohleproduktion und der Anwendung von Biokohle zur Produktion von Feldfrüchten. Die gewonnenen Daten zu den Stoff- und Energieströmen fließen anschließend in die ökonomische Bewertung ein. Die ökonomische Bewertung verfolgt folgende Ziele:

- Abschätzung der Preise für Biokohle (angelehnt an die Herstellkosten oder Gesamtkosten) zur Bestimmung der Investitionshöhe einer Biokohleanwendung
- Auswirkungen der Biokohleanwendung auf die Wirtschaftlichkeit der Produktion von Feldfrüchten
- Abschätzung von externen Kosten bzw. Erlösen durch THG-Emissionen bzw. –Einsparungen bedingt durch die Biokohlenutzung

Aufgrund der unterschiedlichen Anforderungen (v.a. Methoden in der Stoffstrommodellierung) für die ökonomische Bewertung werden die Wertschöpfungskettenpositionen Biokohleproduktion und Feldmanagement einzeln ökonomisch betrachtet. Sie fließen anschließend in die Gesamtbewertung der Biokohleanwendung auf dem Feld ein.

Zur Bestimmung von Preisen für Biokohle in der ökonomischen Bewertung der Produktion von Biokohle wird die Berechnung von Gesamtkosten (pro Menge an Biokohle) der Biokohle in Abhängigkeit der jeweiligen Ausgangsbiomasse auf Grundlage der Stoff- und Energiebedarfe der Anlagen als geeignet betrachtet. Die Schätzung der Investitionen für die Anlagen wird auf Basis von Herstellerangaben kommerzieller Anlagen ermittelt.

Zur Abschätzung der Wirtschaftlichkeit der Produktion von Feldfrüchten werden zunächst Feldarbeitskosten, die alle Kosten für Arbeitsschritte und Bedarfsmittel enthalten, ermittelt. Sie werden durch eine Bestimmung der Herstellkosten für ausgewählte Getreidesorten pro Fläche bestimmt.

In der ökonomischen Gesamtbewertung wird der Einsatz von Biokohle als Investition betrachtet, da sie laut Hypothese dazu dient bzw. verbessert, Güter (hier Getreide) zu produzieren. Die Investitionshöhe orientiert sich an den jeweiligen Gesamtkosten der Biokohle. Der Wirkungshorizont von Biokohle zur Bodenverbesserung übersteigt bei einer langen Verweildauer im Boden (bis zu mehreren Jahrtausenden) den Planungshorizont des Landwirts. Es wird jedoch angenommen, dass der Planungshorizont einen Teil des Wirkungshorizonts abdeckt, da vermutet wird, dass Landwirte langfristig und auch für nachfolgende Generationen planen (Annahme: Planungshorizont ca. 100 Jahre). Dementsprechend handelt es sich um eine ultralanglebige Investition, dessen Umgang in Bewertungen am Anfang der Forschung steht (vgl. Kapitel 4.2.1.2). Um die Vorteilhaftigkeit der Investition in Biokohle zur Bodenverbesserung zu bewerten, wird mangels einer etablierten Methode für ultralanglebige Investitionen die klassische Kapitalwertmethode, auch für einen langen Betrachtungszeitraum, angewendet. Als Auszahlungen werden die Produktionskosten für Getreide angenommen, als Einzahlungen Erlöse für Getreide (Getreideerträge berechnet mit Ökosystemmodell). Optional werden auch externe Erlöse und Kosten für die Einsparung bzw. Freisetzung von Treibhausgasen mitbetrachtet um Externalitäten mitzubewerten (vgl. Kapitel 4.3.3).

4.3 Auswahl einer Methode zur ökologischen Bewertung

Auf Basis der modellierten Stoff- und Energieströme werden im Rahmen der ökologischen Bewertung die Umweltwirkungen der Biokohleanwendung v.a. in Bezug auf die Wirkungskategorie Klimawandel abgeschätzt. In Kapitel 4.3.1 werden dazu die Grundlagen der Ökobilanzierung – sog. *life cycle assessment* (LCA) - dargestellt. Auf die Umweltwirkungsabschätzung, die ein wichtiger Bestandteil der Ökobilanzierung ist, wird in Kapitel 4.3.2 eingegangen. Die gewählte Vorgehensweise wird in Kapitel 4.3.4 beschrieben.

4.3.1 Ökobilanzierung

„Die Ökobilanz bezieht sich auf die Umweltaspekte und potenziellen Umweltwirkungen (z.B. Nutzung von Ressourcen und die Umweltauswirkungen von Emissionen) im Verlauf des Lebensweges eines Produktes³⁶ von der Rohstoffgewinnung über Produktion bis zur endgültigen Beseitigung (d.h. „von der Wiege bis zur Bahre“). Eine Ökobilanz-Studie umfasst vier Phasen: a) die Phase der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen; b) die Sachbilanz-Phase; c) die Phase der Wirkungsabschätzung und d) die Phase der Auswertung. Der Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz, einschließlich der Systemgrenze und des Detaillierungsgrades, hängt vom Untersuchungsgegenstand und von der vorgesehenen Anwendung der Studie ab. Tiefe und Breite von Ökobilanzen können je nach der Zielsetzung einer bestimmten Ökobilanz beträchtlich schwanken.“ (DIN EN ISO 14040, 2006).

Nach Festlegung des Zieles, der Rahmenbedingungen, der Systemgrenzen und des Betrachtungsfelds der Umweltauswirkungen in Schritt eins, werden in Schritt zwei – der Sachbilanz – alle Stoff- und Energieströme in und aus dem System im sog. LCI (life cycle inventory) erfasst (vgl. auch Stoff- und Energiestrommodellierung, die bereits in Kapitel 4.1 vorgestellt wird). In der anschließenden Wirkungsabschätzung (sog. LCIA - life cycle impact assessment) werden auf Grundlage der Sachbilanz potentielle Auswirkungen auf die Gesundheit der Menschen und auf die ökologische Umwelt und die Ressourcenverfügbarkeit ermessen (vgl. Kapitel 4.3.2). In der Auswertung werden die Resultate zusammengefasst, auf Vollständigkeit und Konsistenz geprüft und Empfehlungen abgeleitet (vgl. Abbildung 4-1).

³⁶ Unter Produkte fallen auch z.B. Dienstleistungen

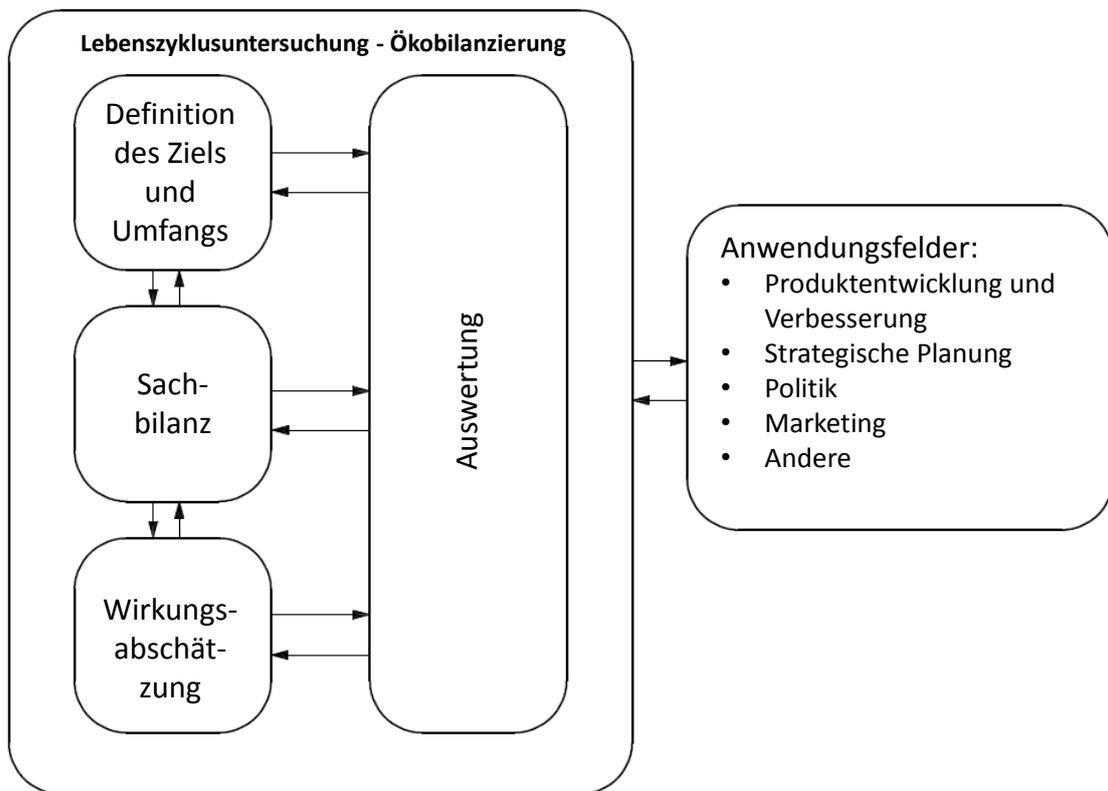


Abbildung 4-1: Elemente der Ökobilanzierung, angepasst nach DIN EN ISO 14040 (2006)

4.3.2 Wirkungsabschätzung – Beispiel Klimawandel

Ein bedeutender Teil der Ökobilanzierung ist die Wirkungsabschätzung, die das Ziel hat, das Ausmaß und die Bedeutsamkeit potenzieller Umweltauswirkungen eines Produktes zu verstehen und zu bewerten (DIN EN ISO 14040, 2006; DIN EN ISO 14044, 2006). Die Phase der Wirkungsabschätzungen umfasst dabei a) „die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen;“ b) „die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den ausgewählten Wirkungskategorien (Klassifizierung); und c) „die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung)“ (DIN EN ISO 14044, 2006).

Bei der Wirkungsabschätzung werden zunächst sog. Midpoint-Kategorien berechnet, die problemorientierte Auswirkungen auf die Umwelt betrachten und die sich in verschiedene Kategorien ordnen lassen, z.B. Versauerung, Klimawandel und Eutrophierung. Die aus den Umweltbelastungen resultierenden Schäden lassen sich anschließend in schadensorientierten Endpoint-

Methoden quantifizieren, die sich verschiedenen zu schützenden Bereichen zuordnen lassen. Nach ILCD sind dies die menschliche Gesundheit, die natürliche Umwelt und die natürlichen Ressourcen (ILCD, 2010). „Grundsätzlich ist die Ermittlung sog. *midpoint*-Indikatoren (Wirkungsindikatoren) mit geringeren Unsicherheiten verbunden als die Ermittlung sog. *endpoint*-Indikatoren (Schadensindikatoren). Beispielsweise bestehen für letztere relativ große Unsicherheiten in Bezug auf die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge...“ (Haase, 2012).

Das Vorgehen bei der Wirkungsabschätzung wird im Folgenden am Beispiel der Treibhausgasemissionen und der Wirkungskategorie Klimawandel detailliert beschrieben, da in der vorliegenden Arbeit vor allem diese Emissionen thematisiert werden. Dazu zunächst einige Hintergründe:

Die Klimarahmenkonvention der UN definiert Klimawandel als Änderungen des Klimas, die direkt oder indirekt durch von menschlichem Handeln verursachte Änderungen der Zusammensetzung der globalen Atmosphäre zusätzlich zu den natürlichen Klimaschwankungen entstehen (UN, 2014). Eine Erwärmung des Klimas führt z.B. zu einem Anstieg des Meeresspiegels, hat Auswirkungen auf die Nahrungsmittelproduktion in der Landwirtschaft oder führt zu direkten und indirekten Gesundheitsschäden (Wille et al., 2012). Klimaänderungen entstehen durch Änderungen des Strahlungsantriebs - der Energiebilanz von absorbierter Sonnenenergie und Strahlung der Erde (v.a. im Infrarotbereich). Den größten Anteil des Strahlungsantriebs verursacht der sog. Treibhauseffekt. Kurzwellige Sonnenstrahlung dringt in die Atmosphäre ein, Infrarotstrahlung (Wärmestrahlung) der Erde wird allerdings nicht vollständig zurückgestrahlt, sondern teilweise von Molekülen und anderen Substanzen in der Atmosphäre u.a. durch die Treibhausgase Wasser (als Wasserdampf), Kohlenstoffdioxid, Methan, Lachgas aber auch durch Wolken absorbiert und in alle Richtungen zurückgestrahlt, also auch zurück auf die Erde. Somit erhöht sich der Nettoenergieeintrag (IPCC:AR1, 1990; IPCC:AR5, 2013). Die Absorption der Infrarotstrahlung erfolgt von Molekülen, die zwei oder mehr unterschiedliche Atome und dadurch ein Dipolmoment besitzen, durch das sie elektromagnetische Strahlung mit der Energie $E=h\nu$ (E : Energie, h : plancksches Wirkungsquantum, ν : Frequenz der Schwingung), v.a. im Infra-

rotbereich (=Wärmestrahlung) absorbieren, wodurch sich das Dipolmoment der Moleküle ändert und Molekülschwingungen resultieren (Czeslik et al., 2010). Sehr vereinfacht beschrieben kann man sich dies so vorstellen, dass ein Molekül sich im elektrischen Spannungsfeld der elektromagnetischen Welle je nach Ladungsschwerpunkt ausrichtet und sich wie eine Feder „streckt“. Durch Änderung des elektrischen Feldes der elektromagnetischen Welle gerät das Molekül in Schwingung wie eine Feder (Hook'sches Federgesetz). Kommen Moleküle mit Dipolmoment (z.B. gasförmig) in der Atmosphäre vor, werden sie als Treibhausgase bezeichnet, da sie die Infrarotstrahlung (Wärmestrahlung) wie oben beschrieben absorbieren und somit den Strahlungsantrieb vergrößern. Zu den Treibhausgasen zählen u.a. Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), Wasser (H₂O) und Lachgas (N₂O). Auch andere Substanzen können zum Klimawandel beitragen, z.B. Aerosole. Neben der Adsorption von Strahlungsenergie in bestimmten Wellenlängenbereichen ist die Verweilzeit der Moleküle für die Klimawirkung von Bedeutung. Je länger die Verweildauer, desto klimarelevanter die Substanz (IPCC:AR4, 2008). Zur Berechnung des Strahlungsantriebs kommen Modelle zum Einsatz, die noch weitere Einflüsse berücksichtigen. In der Ökobilanzierung häufig verwendete Modelle zur Abbildung des Klimawandels sind die Modelle der IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). In den Modellen der IPCC wird die Änderung des Strahlungsantriebs ΔRF^{37} mit der Änderung der mittleren globalen Erdoberflächentemperatur ΔT_s zur Berechnung der Klimasensitivität λ eines Stoffes in Beziehung gesetzt (vgl. Formel 4-8). Je nach Modell variieren die Ergebnisse für λ . Seit der Einführung 1990 werden die Werte für λ den aktuellen Ergebnissen der Forschung angepasst, so z.B. für CO₂ von 4,37 (2. Klimabericht) auf 3,7 W/m² (3. Klimabericht) usw. (IPCC:AR3, 2001). Im neuesten Klimabericht wird von einer Anpassung des Konzepts, das auch Spurengase und Aerosole berücksichtigt, berichtet (sog. effective radiative forcing (ERF))(IPCC:AR5, 2013).

$$\lambda = \frac{\Delta T_s}{\Delta RF} \quad 4-8$$

³⁷ RF: radiative forcing

Um die Auswirkungen verschiedener Emissionen von Treibhausgasen auf das zukünftige Klima miteinander vergleichen zu können, wird der Strahlungsantrieb einer Substanz in ein Verhältnis zum Strahlungsantrieb einer Referenzsubstanz gesetzt und zum sog. Klimawandelpotential (GWP: global warming potential) zusammengefasst (vgl. Formel 4-9). Als Referenzsubstanz wird bei der IPCC CO₂ herangezogen. Des Weiteren werden unterschiedliche Zeithorizonte betrachtet, 20, 100 und 500³⁸ Jahre (IPCC:AR3, 2001)³⁹.

$$GWP_{TH}(x) = \frac{\int_0^{TH} a_x * [c_x(t)] dt}{\int_0^{TH} a_r * [c_r(t)] dt} \quad 4-9$$

GWP(x): Klimawandelpotential für Treibhausgas x

a_x: Strahlungsantrieb bei Anstieg der Konzentration eines Treibhausgases x pro Einheit (W m⁻² kg⁻¹)

c_x(t): Konzentration des Treibhausgases x zur Zeit t nach dem Ausstoß (kg m⁻³)

TH: Zeithorizont (a)

r: Referenzsubstanz (hier: CO₂) Quelle: (Guinée et al., 2002; IPCC:AR3, 2001)

Das Klimawandelpotential wird in CO₂-Äquivalenten [kg] angegeben. Für 1 kg CO₂ beträgt das GWP 1 kg CO₂-Äquivalente. Für den Zeithorizont von 100 Jahren ergibt sich für CH₄ ein ca. 28-faches größeres Klimawandelpotential, für N₂O ein 265-faches im Vergleich zu CO₂ (IPCC:AR5, 2013).

Vorgehen bei der Wirkungsabschätzung: Bei der Wirkungsabschätzung der Ökobilanzierung werden die Emissionen von Treibhausgasen der Wirkungskategorie „Klimawandel“ zugeordnet⁴⁰ (Klassifizierung). Anschließend wird der Wirkungsindikatorwert (Charakterisierung) nach Formel 4-10 berechnet. Im Beispielfall des Klimawandels ist der Charakterisierungsfaktor der GWP-Wert des jeweiligen Treibhausgases, z.B. 28 für CH₄ bei GWP₁₀₀ – der Wirkungsindikatorwert entspricht hier für 1 kg CH₄-Emissionen 28 kg CO₂-Äquivalente.

³⁸ 500 Jahre in IPCC:AR5 (2013) nicht mehr betrachtet

³⁹ In IPCC:AR5 (2013) wird auch die Methode des sog. global temperature potential (GTP), das die Änderungsrate der Oberflächentemperatur zu einem bestimmten Zeitpunkt im Vergleich zur Referenzsubstanz CO₂ angibt.

⁴⁰ u. U. werden sie auch noch weiteren Wirkungskategorien zugeordnet, NO_x wird z.B. als Beitrag für die Bildung bodennahen Ozons als auch der Versauerung klassifiziert (DIN EN ISO 14044, 2006)

$$WI^{WK} = \sum_{i \in LCI} Cf_i^{WK} * m_i \quad 4-10$$

WI^{WK} : Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie WK [z.B. kg WK-Äquivalente]

Cf_i^{WK} : Charakterisierungsfaktor der Wirkungskategorie WK der Emissionssubstanz i

m_i : Emissionsmenge der Emissionssubstanz i [z.B. kg]

Die Modelle der IPCC zur Berechnung des Klimawandels werden in einigen Wirkungsabschätzungsmethoden angewendet, so z.B. in der CML-Methode (Guinée et al., 2002) und ReCiPe (ReCiPe2008, 2009).

Da bei Anwendung der GWP-Faktoren für jede THG-Emission jeweils nur die Zeithorizonte 20, 100 und 500 Jahre angegeben sind, müssen die GWP-Faktoren für den Untersuchungszweck für verschiedene Betrachtungszeiträume, d.h. jede Periode, angepasst werden. Tritt eine THG-Emission in Periode 1 (im Jahr 1) auf und wird der GWP_{100} -Faktor verwendet, so wird die Emission bis zum Jahr 100 bewertet, tritt eine Emission in Periode 10 (Jahr 10) auf, bis zum Jahr 110. Der Betrachtungszeitraum ist somit nicht mehr konsistent. Eine mögliche Anpassung der GWP-Faktoren für jede Periode wird von Kendall (2012) beschrieben. Der Strahlungsantrieb wird in dieser Methode für jedes THG x für einen Zeithorizont von TH-t Jahren berechnet, es ergibt sich der sog. TAWP (Formel 4-11).

$$TAWP_{TH}(x, t) = \frac{\int_0^{TH-t} a_x * [c_x(t)] dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} * [c_{CO_2}(t)] dt} \quad 4-11$$

$TAWP_{TH}(x, t)$: angepasstes Klimawandelpotential für Treibhausgas x

a_x : Strahlungsantrieb bei Anstieg der Konzentration eines Treibhausgases x pro Einheit ($W m^{-2} kg^{-1}$)

$c_x(t)$: Konzentration des Treibhausgases x zur Zeit t nach dem Ausstoß ($kg m^{-3}$)

TH: Zeithorizont (a)

t: Zeitpunkt der Emission (a)

Quelle: (Kendall, 2012)

4.3.3 Externe Kosten

Die Umwelt ist ein Allgemeingut, das allen (auch Wirtschaftsobjekten) jederzeit zur Verfügung steht. Sie steht in Wechselwirkung zur Technosphäre und dient als Konsumgut, stellt natürliche Ressourcen zur Verfügung und nimmt Abfälle auf. Die kompetitive Nutzung der Umwelt stellt die Hauptgründe für Umweltprobleme dar (Siebert, 2008), da die Bereitschaft zum „materiellen oder sonstigen Verzicht“ zu deren Bereitstellung eher gering ist (Wicke, 1993). Umweltschäden führen zu Kosten, die in der Regel von der Allgemeinheit getragen werden müssen, den sog. externen Kosten (Wicke, 1993). Beispiele für externe Kosten bezüglich des Klimawandels sind Kosten für einen besseren Küstenschutz, der durch einen Anstieg des Meeresspiegels notwendig ist, Kosten für Schäden durch Extremwetterereignisse (z.B. Sturmschäden), Kosten für das Gesundheitssystem durch Herz-Kreislaufkrankungen während Hitzewellen oder Kosten für ein Bewässerungssystem in der Landwirtschaft bzw. Ertragsminderungen. Die Monetarisierung externer Kosten erfolgt nach zwei Methoden, der Ermittlung von Schadenskosten oder der Ermittlung von Vermeidungskosten (Siebert, 2008; Umweltbundesamt, 2012; Wille et al., 2012). Im Schadenskostenansatz werden die physischen Auswirkungen des Klimawandels modelliert und die Kosten der Schäden und Maßnahmen zur Reduzierung der Schäden geschätzt. Im Vermeidungskostenansatz werden Grenzkosten zur Vermeidung von THG-Emissionen mit einem bestimmten Reduzierungsziel geschätzt, z.B. für Emissionsminderungsmaßnahmen. Die Berechnung der Ansätze erfolgt in sog. *Integrated Assessment-Modellen*, die die gesamte Wirkungskette von den THG-Emissionen über Klimaänderungen bis zu den gesellschaftlichen Auswirkungen abbilden und oftmals optimale Kosten-Nutzen-Beziehungen berechnen (Übersicht einiger Modelle vgl. Wille et al. (2012)). In einer Methodenkonvention des Umweltbundesamtes von 2007 wird ein Schätzwert der externen Kosten von 70 € pro Tonne CO₂-Äquivalent angegeben (für Sensitivitätsbetrachtungen: 20 und 280 €/t CO₂-Äquivalent), der auch in der vorliegenden Arbeit für externe Kosten veranschlagt werden (Wille et al., 2012).

4.3.4 Gewählter Ansatz

Im Rahmen der ökologischen Bewertung dieser Arbeit sollen folgende Fragen beantwortet werden (vgl. auch Forschungsthesen Kapitel 1):

- Wie ist die THG-Bilanz der Produktion von Biokohle in verschiedenen Verfahren, d.h. werden bei der Produktion mehr oder weniger THGs freigesetzt als in der Kohle gespeichert werden können?
- Können Treibhausgasemissionen bei der Anwendung von Biokohle zur Bodenverbesserung beim Feldfrüchteanbau gegenüber dem Anbau ohne Biokohle eingespart werden?
- Unter welchen Bedingungen, z.B. Bodenarten, werden THG-Emissionen vermindert?
- Wie ist die Gesamt-THG-Bilanz über einen langen Betrachtungszeitraum?

In der vorliegenden Arbeit wird zur Beantwortung der Fragen die Wirkungskategorie Klimawandel auf Grundlage der IPCC-Methode herangezogen und eine Anpassung zu TAWPs vorgenommen. Die Höhe der THG-Emissionen ergeben sich aus der Bilanzierung der Massen- und Energieflussmodellierung (vgl. Kapitel 4.1), die mithilfe von Näherungsgleichungen in CO₂-Äquivalente (TAWP) umgerechnet werden. Die Untersuchung von weiteren Wirkungskategorien, wie z.B. Versauerung, Eutrophierung und End-point-Methoden, ist im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, da über viele Ursache-Wirkungsbeziehungen der Biokohle auf die Emissionen, z.B. der Rückhalt von Düngemitteln für die Bewertung der Eutrophierung, noch nicht ausreichend Daten vorhanden sind.

Als Vorgriff auf das folgende Kapitel wird aufgrund der Gültigkeit für das gesamte entwickelte Modell der vorliegenden Arbeit die vorgenommene Vereinfachung der TAWP-Anwendung vorweggenommen. Zur Vereinfachung der TAWP-Anwendung werden der TAWP₁₀₀ für die Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O mit einem Berechnungstools des Zusatzmaterials bei Kendall (2012) berechnet und polynomische Regressionen durchgeführt (Excel) (Formeln 4-12, 4-13, 4-14). Für jedes Jahr einer THG-Emission können somit TAWP-Charakterisierungsfaktoren berechnet werden, mit der ein einheitlicher Be-

trachtungszeitraum gewährleistet ist. Beispielhaft sinkt der TAWP für N₂O von knapp 300 am Beginn der Betrachtung auf knapp 40 bei einer Emission im Jahr 90 ab.

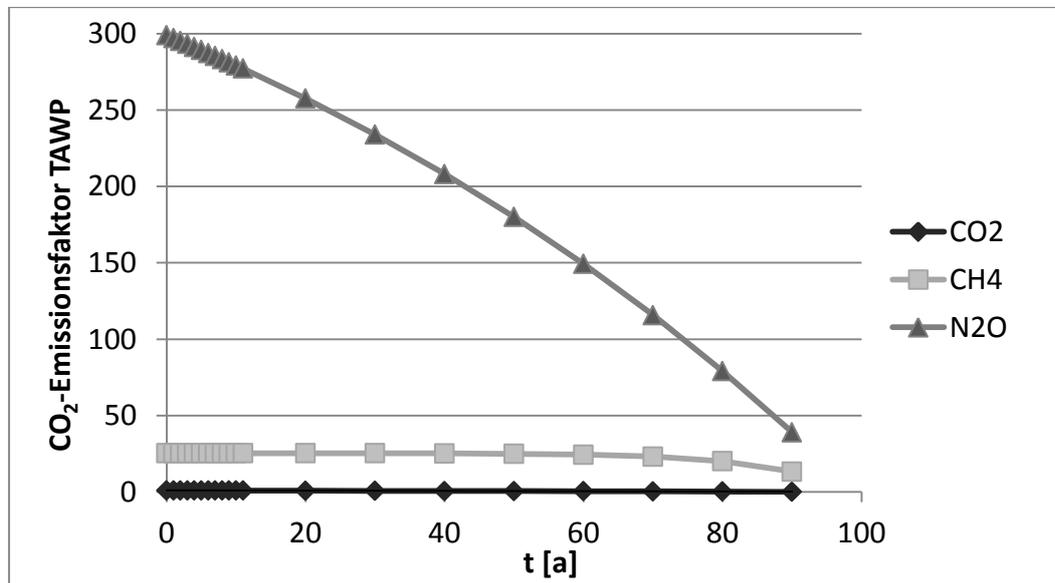


Abbildung 4-2: TAWP₁₀₀ für drei Treibhausgase berechnet nach Kendall (2012)

$$TAWP_{100}(CO_2, t) = -0,0091t + 1,0123 \text{ mit } R^2 = 0,9958 \quad 4-12$$

$$TAWP_{100}(CH_4, t) = -6 * 10^{-5}t^3 + 0,005t^2 - 0,1087t + 25,8 \quad 4-13$$

mit $R^2 = 0,9826$

$$TAWP_{100}(N_2O, t) = -0,0124t^2 - 1,7565t + 298,42 \text{ mit } R^2 = 1 \quad 4-14$$

4.4 Weitere Aspekte

4.4.1 Mehrzielentscheidungen

Werden in Untersuchungen mehrere Zielkriterien simultan berücksichtigt, handelt es sich um ein multikriterielles Zielsystem, bei dem sich für Entscheidungen mehrere Handlungsalternativen ergeben (Multi Criteria Decision Making, MCDM) (Schultmann, 2003). Literatur über MCDM findet sich u.a. in

Bertsch (2008), Geldermann (1999), Haase (2012) und Schultmann (2003). In der vorliegenden Arbeit werden sowohl ökonomische als auch ökologische Kriterien und Kennwerte betrachtet, wie z.B. Produktionskosten, Kapitalwerte und THG-Emissionen, die über die Vorteilhaftigkeit der Biokohleanwendung entscheiden. Für die Gesamtbewertung der Biokohleanwendung zur Bodenverbesserung werden die Kriterien zusammengeführt indem die ökologischen Kriterien durch externe Kosten oder eine Teilnahme am CO₂-Handel monetarisiert werden (vgl. Kapitel 4.3.3).

4.4.2 Berücksichtigung von Unsicherheiten

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit bestehen Unsicherheiten in den ökonomischen und ökologischen Bewertungen ausgehend von Unsicherheiten in den Massen- und Energiebilanzierungen. Grund der Unsicherheiten sind neben Unsicherheiten in den Ausgangsdaten (z.B. Bodendaten, Elementarzusammensetzungen, Emissionsfaktoren, Preise) Unsicherheiten in der Modellierung der Zusammenhänge (z.B. im Agrarökosystemmodell).

Die Unsicherheiten werden in dieser Arbeit durch Szenarienbetrachtungen und Sensitivitätsanalysen (z.B. durch Parametervariationen) berücksichtigt. Eine Übersicht über Methoden der Sensitivitätsanalyse findet sich beispielsweise in Couper (2003), Unsicherheiten und Sensitivitätsanalysen des DNDC-Models in Szyska (2009).

5 Entwickeltes Bewertungsmodell und dessen Datengrundlage

Ausgehend von Kapitel 4, in dem geeignete Methoden zur Beantwortung der Fragestellungen vorgestellt und ausgewählt wurden, wird in Kapitel 5 das mit den dort identifizierten Methoden entwickelte Modell detailliert dargestellt. In Kapitel 5.1 wird zunächst ein Überblick über das Modell, den Untersuchungsrahmen und die Systemgrenzen gegeben. In den Abschnitten 5.2 bis 5.4 werden die Teilmodelle Biokohleproduktion, Feldmanagement und Agrarökosystem und ihre Datengrundlagen beschrieben. Das Kapitel 5.5 beschreibt die Gesamtbewertung der Biokohlenutzung, in der die Teilmodelle eingegliedert werden.

5.1 Modellüberblick, Systemgrenzen und Untersuchungsrahmen

In diesem Abschnitt wird ein Überblick über das betrachtete System, das Modell zur Bewertung der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft und den jeweiligen Untersuchungsrahmen gegeben. In Abbildung 5-1 wird der Aufbau des Modells dargestellt.

Das in dieser Arbeit betrachtete System umfasst die Biokohlewertschöpfungskette, wie sie in Kapitel 3.1 und in Abbildung 3-1 dargestellt wird. Die gewählten Systemgrenzen für die vorliegende Arbeit schließen die Erfassung der Biomasse, die Biokohleproduktion und die Endanwendung der Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft zur Produktion von Feldfrüchten ein.

Das in dieser Arbeit entwickelte Modell kann in vier Teilmodelle gegliedert werden - Teilmodell der Biokohleproduktion, des Feldmanagements, des Agrarökosystems und der Gesamtbewertung (vgl. Abbildung 5-1). In den Teilmodellen Biokohleproduktion und Feldmanagement wird zunächst jeweils ein Stoff- und Energieflussmodell erstellt, dessen Ergebnisse in die ökonomische und ökologische Modellierung der jeweiligen Teilmodelle einfließen. Das

Teilmodell Agrarökosystem ist nur ein Stoff- und Energieflussmodell. Die Ergebnisse aller Teilmodelle fließen anschließend in die ökonomische und ökologische Gesamtbewertung ein. Im Folgenden werden die Teilmodelle kurz beschrieben, eine ausführliche Beschreibung erfolgt in den anschließenden Kapiteln 5.2 bis 5.4.

Im Teilmodell Biokohleproduktion wird die Herstellung der Biokohle ökonomisch und ökologisch betrachtet. Basis sind Daten zu den Potentialen der Ausgangsbiomassen und deren Bereitstellung, der chemischen Zusammensetzungen der Biomassen und Biokohlen sowie Daten zu den Produktionsverfahren. Aus ihnen wird jeweils ein Stoff- und Energieflussmodell pro Biomasse und Verfahren erstellt. Es wird eine Vorauswahl geeigneter Biomassen und Produktionsverfahren getroffen, um die Anzahl möglicher Szenarien sinnvoll einzugrenzen. Als Biomasseausgangssubstrate werden verschiedene Restbiomassen betrachtet, um eine adäquate Betrachtungsbreite zu erreichen, aber eine Nutzungskonkurrenz zu Nahrungs- oder Futtermitteln zu vermeiden. Die Produktion von Biokohle wird anhand zweier verschiedener Herstellverfahren untersucht – Pyrolyse und HTC, da bisherige Bewertungen der Biokohle-Wertschöpfungskette nur pyrolytische Verfahren bzw. Pyro-Biokohlen einschließen. Es wird exemplarisch jeweils ein kommerziell verfügbares Verfahren zur Pyrolyse und zur HTC betrachtet. Die Ergebnisse fließen in ein ökonomisches Modul zur Bestimmung von Biokohleherstellkosten ein, die als Grundlage zur Schätzung von Biokohlepreisen und der Identifizierung von ökonomischen Schlüsselgrößen dienen. Zur Bestimmung von Emissionen werden im ökologischen Modul die Stoff- und Energieflüsse als Petri-Netz in Umberto® modelliert und mit Hilfe der Datenbank Ecoinvent 2.2 (EcoinventCentre, 2010) ein LCI und LCIA erstellt. Es wird die potentielle THG-Speicherfähigkeit der Kohlen unter Berücksichtigung von Emissionen, z.B. durch die Nutzung von elektrischem Strom, berechnet.

Das Teilmodell des Feldmanagements erfasst die Feldarbeit, d.h. alle Arbeitsschritte (z.B. Pflügen, Düngen) und notwendigen Betriebsmittel (z.B. Saatgutmengen, Düngemittelmengen) zur Produktion von Feldfrüchten. Hier wird ebenfalls ein Stoff- und Energieflussmodell entwickelt, das auf Anbaudaten agrarökonomischer Datenbanken (z.B. der KTBL (KTBL, 2012)) basiert. Das

ökonomische Modul dient zur Berechnung von Herstellkosten für Feldfrüchte pro Flächeneinheit. Emissionen (ökol. Modul) durch die Feldarbeit (direkte Emissionen) werden mit einer Modellierung in Umberto[®] mit der Datenbank Ecoinvent 2.2 (EcoinventCentre, 2010) erfasst. Zur Eingrenzung möglicher Feldfrüchte wird eine Fruchtfolge von Mais, Winterweizen und Sommergerste entsprechend zum Projekt CarboSolum gewählt.

Das Teilmodell Agrarökosystem ist ein Stoff- und Energieflussmodell, das mithilfe einer komplexen Ökosystemmodellierung Stoffkreisläufe im Boden (Wasser, C- und N-Kreislauf) und das Wachstum von Pflanzen in Abhängigkeit von natürlichen (z.B. Wetter) und anthropogenen (z.B. Anbaumethoden) Einflüssen abbildet. Die Wirkungen der Biokohle auf das Ökosystem werden dabei berücksichtigt, indem das bereits existierende Bodenmodell DNDC um ein Modul der Wirkungen von Biokohle auf bestimmte Bodeneigenschaften (Dichte, Porosität, Feldkapazität, Kationenaustauschkapazität, Wasserleitfähigkeit, pH-Wert), über die ausreichend Informationen in der Literatur vorhanden sind, ergänzt wird. Ebenso wird ein Modul des Biokohleabbaus im Boden ergänzt und mit DNDC verknüpft. Das DNDC-Modell wird vorab durch eine Optimierung der Pflanzenparameter kalibriert. Die Ergebnisse der Simulationen, v.a. Erträge und Bodenemissionen, fließen in die Gesamtbewertung ein.

In der ökonomischen und ökologischen Gesamtbewertung werden auf Grundlage der Ergebnisse der Teilmodelle (Herstellkosten für Biokohle und Feldfrüchte, Emissionen, Erträge) die Vorteilhaftigkeiten der Biokohleanwendung untersucht. Aus ökologischer Sichtweise ist dies die Höhe der THG-Speicherung nach Bilanzierung der THG-Emissionen, auch der Bodenemissionen Lachgas und Methan. Aus ökonomischer Sichtweise sind dies Kapitalwerte für die Investition Biokohle, die Ein- und Auszahlungen durch Kosten und Erlöse aus der Produktion von Feldfrüchten erfasst und die Vorteilhaftigkeit der Investition mit und ohne Berücksichtigung von Externalitäten für THG-Emissionen bewertet. In der Gesamtbewertung wird ein Vergleich zum Anbau ohne Biokohle vorgenommen.

Die Untersuchungen der Fragestellungen dieser Arbeit zur Eingrenzung des Untersuchungsrahmens beziehen sich, soweit nicht anders angegeben, auf Szenarien in der Bundesrepublik Deutschland. Die Datengrundlage wird anhand von typischen Daten (z.B. Biomassepotentiale, Preise) für die Bundesrepublik Deutschland zusammengestellt und berechnet. Zur Abbildung der voraussichtlich langen Wirkungsdauer von Biokohle im Boden wird ein Betrachtungszeitraum von 104 Jahren gewählt – von 1997 bis 2100. So können zum einen ex post (z.B. für Kalibrierung) als auch ex ante Szenarien (zur zukünftigen Entwicklung) berücksichtigt werden⁴¹. Im Folgenden werden die Teilmodelle detailliert vorgestellt.

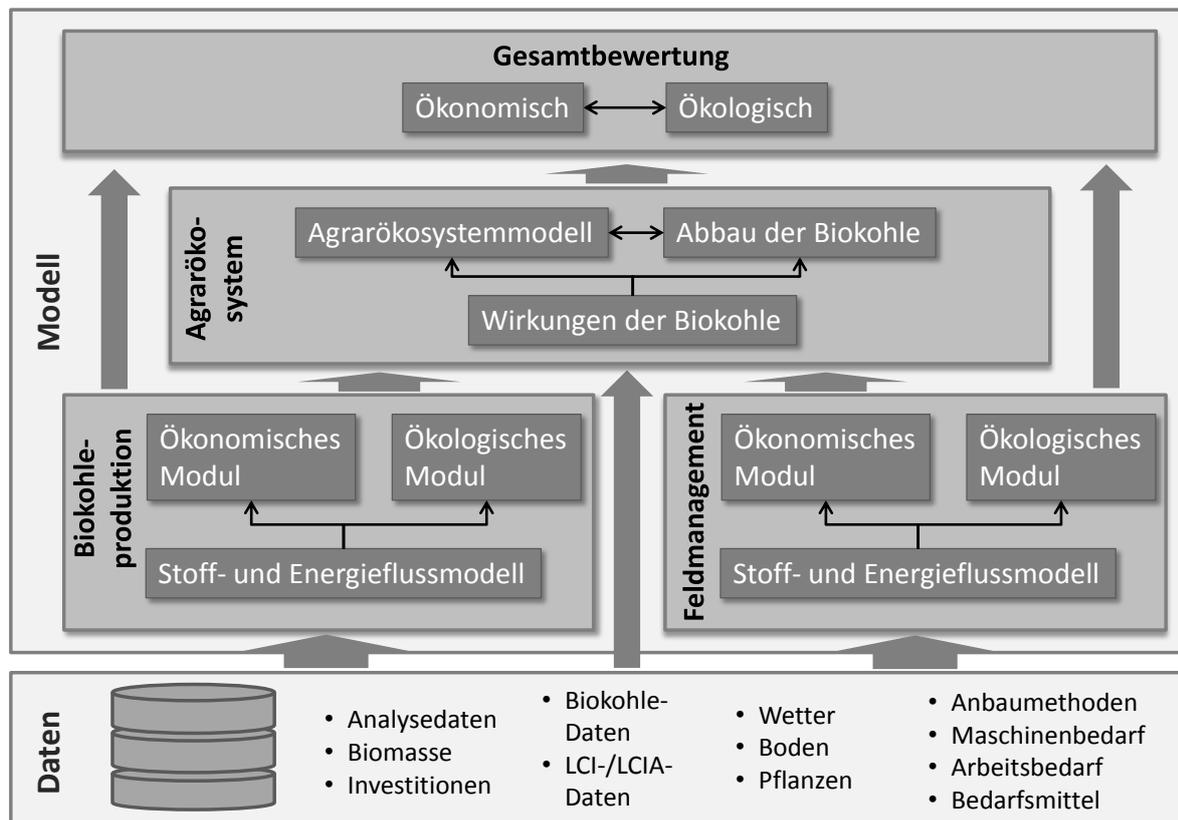


Abbildung 5-1: Überblick über den Aufbau des Bewertungsmodells

⁴¹ 15 Jahre ex post, da vollständige Datensätze, z.B. Getreideerträge, nur bis 2011 vorliegen; bis 2100 ex ante, da vorliegende Klimamodelle bis 2100 reichen.

5.2 Teilmodell Biokohleproduktion

Das Teilmodell zur ökonomischen und ökologischen Bewertung der Biokohleherstellung dient zur Ermittlung der Gesamtherstellkosten für Biokohle als Anhaltspunkt für Biokohlepreise. Es dient auch zur Bestimmung, ob und wieviel CO₂ in den Kohlen gespeichert werden kann. Somit können mögliche geeignete Biokohleherstellpfade identifiziert werden.

Das Teilmodell der Bewertung der Biokohleherstellung wird in Excel mit VBA entwickelt. Zusätzlich werden die Stoff- und Energieströme mit der Software Umberto® für eine Biomasse modelliert. Für die ökologische Bewertung wird auf die Datenbank Ecoinvent 2.2 zurückgegriffen.

5.2.1 Stoff- und Energieflussmodell

Im folgenden Abschnitt werden die betrachteten Ausgangsbiomassen und ihr Transport zur Konversionsanlage vorgestellt. Anschließend werden zwei kommerziell verfügbare Biokohleproduktionstechnologien beschrieben, die vorbildlich im Modell integriert werden, gefolgt von einer Schilderung der Modellierung der Stoff- und Energieflüsse in Umberto und der Erweiterung der Systemgrenzen zur ökologischen Bewertung.

5.2.1.1 Systemgrenzen

Die Systemgrenzen des Teilmodells Biokohleproduktion umfassen die betrachtete Biomasse, den Transport der Biomasse zur Anlage und den Herstellungsprozess bis zum Produkt Kohle.

5.2.1.2 Ausgangsbiomassearten, -potentiale, und -eigenschaften

Als Ausgangsbiomassen werden in der vorliegenden Arbeit, zur Vermeidung von Nahrungsmittelkonkurrenzen und zur Nutzung und Verwertung von Restbiomassen als Ressource, Restbiomassen betrachtet. Die Auswahl geeigneter Restbiomassearten zur Untersuchung erfolgt v.a. anhand einer Studie zum Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen, aus der auch weitere Angaben zu den Biomassearten nachzuschlagen sind (Umweltbundesamt, 2007). Eine Übersicht über die betrachteten Restbiomassen, Potentialen und Eigenschaften zeigt Tabelle 5-1. In der Studie wird das Gesamtaufkommen der Biomasse

angegeben und ggf. das techno-ökologische Potential, das angibt, welche Menge unter ökologischen Gesichtspunkten genutzt werden kann, ohne Schäden wie z.B. Humusabbau zu verursachen.

Das für die Biokohleproduktion angenommene nutzbare Potential für die weiteren Berechnungen entspricht dem techno-ökologischen Potential für Stroh, Waldrestholz, Landschaftspflegematerial und Tierexkrementen (z.B. Gülle) und dem Aufkommen von Klärschlamm, Biertreber, Bioabfall und Gärresten.

In die Berechnungen der Stoff- und Energieflüsse des Biomassetransports und der Biokohleproduktion gehen die Trockensubstanz- und Kohlenstoffgehalte sowie Schüttdichten der Biomassen ein, die ebenfalls in Tabelle 5-1 aufgelistet werden und der Literatur oder Analysendaten des Projekts CarboSolum entnommen wurden.

Tabelle 5-1: Restbiomassen – Potentiale und Eigenschaften

	Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme- mente	Biertreber	Bioabfall
Aufkommen [Mio. t TS/a] ¹	30,97	16,6	3,44	12,4 ²	2,2	20,14	0,7	2,4
techno-ökol. Potential [Mio. t TS/a] ¹	3,6	12,4	1,8	-	-	18,3	-	-
% TS	86 ³	50 ²	50 ²	22,5 ⁴	25 ¹	11 ¹	25 ¹	40 ¹
% C	48 ⁵	50 ⁴	50 ⁴	43 ⁴	43 ⁵	45 ⁵	50 ⁵	25 ⁵
Schüttdichte [t FM/m ³]	0,13 ³	0,23 ²	0,23 ²	0,3 ⁶	1,3 ³	1,1 ⁶	0,9 ⁷	0,65 ⁷

¹ nach Umweltbundesamt (2007), außer für Gärreste

² nach FNR (2012)

³ nach Leible et al. (2007)

⁴ nach Analysedaten Projekt CarboSolum

⁵ nach Schuchardt & Vorlop (2010)

⁶ Annahme etwas geringer als Klärschlamm

⁷ nach Schuth (2010)

5.2.1.3 Transport der Biomassen

Für die Biokohleproduktion wird die Biomasse zur jeweiligen Anlage transportiert. In die Stoff- und Energieflussanalysen gehen die Transportweite und die Transportart ein.

Zur Berechnung mittlerer Transportentfernungen wird vereinfachend angenommen, dass sich die Biomassepotentiale gleichmäßig über die Gesamtfläche Deutschlands (357.340 km^2)⁴² verteilen und in den Anlagen jeweils nur eine Biomasseart (keine Biomassegemische) verkohlt werden. Die mittlere Transportweite berechnet sich nach Formel 5-1 (Schuth, 2010), die auch einen Faktor für Umwege aufgrund nicht direkter Straßenführungen enthält.

$$Tr_B = \sqrt{\frac{Potential_B}{Fläche^{BRD} * Kap_{Anlage} * 2\pi}} * f^{Tr} \quad 5-1$$

- Tr_B : mittlere Transportweite für Biomasse B [km]
 $Potential_B$: Techno-ökol. Potential der Biomasse B (vgl. Kapitel 5.2.1.2) [t/a]
 $Fläche^{BRD}$: Gesamtfläche Deutschlands [357340 km²]
 Kap_{Anlage} : Kapazität der betrachteten Anlage [t/a]
 f^{Tr} : Faktor für Umwege [1,25 für Straße]

Es werden folgende Transportoptionen betrachtet:

- Transport per Traktor mit Anhänger für Abrollcontainer
- Transport per Lkw mit Anhänger für Abrollcontainer
- Transport per Traktor mit Gülletransportanhänger für Klärschlamm oder Gülle
- Transport per Gülletransport-Lkw für Klärschlamm oder Gülle

Die Transportmenge pro Fahrt ist je nach Schüttdichte entweder begrenzt durch das maximale Volumen oder die maximale Zuladung, z.B. bei Abrollcontainer max. Volumen 42 m^3 und max. Zuladung 20 t ⁴³ (vgl. Kapitel 5.2.2.4).

⁴² Statistische Ämter des Bundes und der Länder: *Gebiet und Bevölkerung – Fläche und Bevölkerung*: http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb01_jahrtab1.asp, Stand: 31. Dezember 2013. Abgerufen am 12.11.2014.

⁴³ http://www.sirch.com/fileadmin/container/Dokumente/Typenblatt_Agrobox.pdf, abgerufen am 28.11.2014

5.2.1.4 Betrachtetes Pyrolyseverfahren

Als Beispiel für eine Pyrolyseanlage wird die kommerziell verfügbare Anlage der Firma PYREG® herangezogen. Es handelt sich um eine transportable Anlageeinheit, die in Containergröße gefertigt wird. Die Biomasse wird in einen Doppelschnecken-Reaktor eingebracht und unter weitgehendem Luftabschluss auf bis zu 800 °C erhitzt. Die dabei entstehenden Pyrolysegase werden bei bis zu 1250 °C verbrannt und die heißen Abgase zunächst zur Erhitzung und Trocknung der Biomasse rückgeführt und anschließend über Wärmetauscher entkoppelt (vgl. Abbildung 5-2) (Pyreg, 2014).

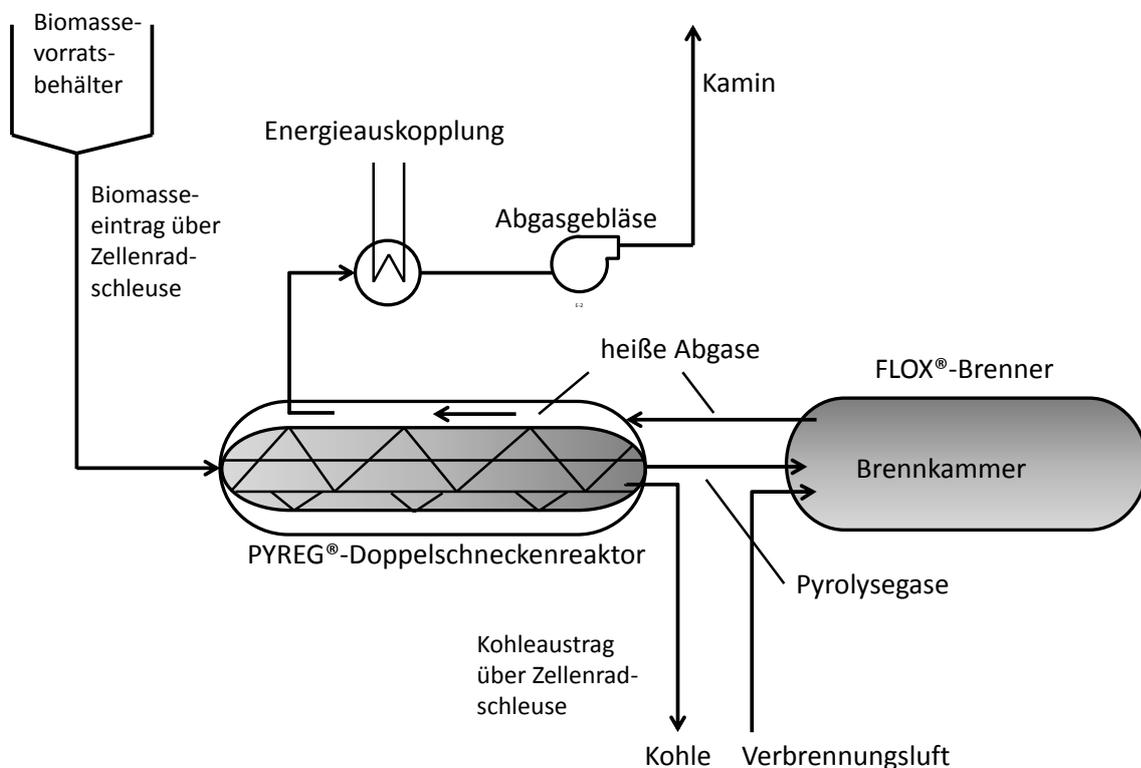


Abbildung 5-2: Schematische Prozessdarstellung der betrachteten Pyrolyseanlage (nach Pyreg (2014))

Die Kapazität der Anlage liegt bei bis zu 1300 t Biomasse (TM) pro Jahr bei 180 kg (TS) pro Stunde. Für die Pyrolyse muss die Biomasse einen Energiegehalt größer als 10 MJ/kg, einen Wassergehalt kleiner als 50 % und eine Durchschnittsgröße kleiner als 30 mm besitzen. Die entkoppelte Heizwärmeleistung liegt je nach Biomasse bei bis zu 150 kW_{th}. Für die Steuerung etc. benötigt die Anlage 10 kW_{el}. Die Kohlenstoffeffizienz beträgt bis zu 60 % (Pyreg, 2014).

- *Prozessannahmen zur Berechnung der Stoff- und Energieströme:*

Zur Berechnung der Stoff- und Energieströme werden 7200 Betriebsstunden und 1300 t Biomasse (TS) pro Jahr angesetzt (abgeleitet aus Pyreg (2014)). Die benötigte Frischmasse der Biomasse wird nach Formel 5-2 berechnet.

$$m_B^{FM} = \frac{Kap_{Anlage}}{TS_B} * 100 \quad 5-2$$

m_B^{FM} : Frischmassebedarf der Biomasse B [t a⁻¹]

Kap_{Anlage} : Trockenmassekapazität der Anlage [t a⁻¹]

TS_B : Trockenmassegehalt der Biomasse B [%]

Für eine gute Pyrolyseumsetzung wird angenommen, dass der TS-Gehalt der Biomasse ≥ 60 % betragen muss. Liegt der TS-Gehalt der jeweiligen Biomasse darunter, wird angenommen, dass eine Vortrocknung auf 60 % TS erfolgt. Es wird ferner angenommen, dass dies mit der Wärme der Energieauskopplung (150 kW_{th}) erfolgt und falls diese nicht ausreicht weitere Wärme aus einer Erdgasverbrennung zugeführt wird. Wird weniger bzw. keine Energie der Wärmeauskopplung zum Vortrocknen benötigt, steht diese Energie einer weiteren Nutzung zur Verfügung, z.B. zum Heizen. Die Berechnung der benötigten thermischen Energie zum Vortrocknen der Biomasse auf 60 % TS ist in Formel 5-3 angegeben.

$$E_{th\ B}^{Vortrocknen} = \begin{cases} (m_B^{FM} - m_{B,60\ \% TS}^{FM}) * (\Delta T * cp_{H2O} + \Delta H_v) & \forall B | TS_B < 60 \% \\ 0 & \forall B | TS_B > 60 \% \end{cases}$$

5-3

$E_{th\ B}^{Vortrocknen}$: thermische Energie, die zum Vortrocknen der Biomasse B benötigt wird [MJ/a]

m_B^{FM} : Frischmassebedarf der Biomasse B [t a⁻¹]

$m_{B,60\ \% TS}^{FM}$: Masse der Biomasse B bei 60 % TS [t a⁻¹]

ΔT : Temperaturdifferenz [K] (von 9,2 °C jährl. Durchschnittstemperatur auf 50 °C als angenommene Trocknungstemperatur)

cp_{H2O} : spezifische Wärmekapazität von Wasser [4,19 kJ kg⁻¹ K⁻¹]

ΔH_v : Verdampfungsenthalpie (bei 50 °C) [2382,2 kJ/kg]

Für die Pyrolysereaktion wird angenommen, dass 55 % des Kohlenstoffs, der in der Biomasse enthalten ist, in der Kohle verbleibt, die übrigen 45 % zu CO₂ abgebaut werden⁴⁴. Die Berechnung der Menge an erhaltener Biokohle erfolgt nach Formel 5-4, die ausgehend von der Kohlenstoffmenge der Biokohle die erhaltene Gesamtmenge (TM) an Biokohle berechnet. Die Kohlenstoffgehalte der Pyrokohlen werden dafür aus der Literatur entnommen (vgl. Tabelle 5-2). Die Trockensubstanz der Kohle wird zunächst auf 98 % angenommen. Da es bei Versuchen im Projekt CarboSolum häufig zu Bränden direkt nach dem Austritt vom Pyrolysereaktor kam, wird angenommen, dass zur Vermeidung einer Verbrennung die Kohle mit Wasser versehen wird, so dass ein TS-Gehalt von 80 % erreicht wird.

$$m_{BK,B}^{TM} = \frac{m_B^C * f^{C-Effizienz}}{CGehalt_{BK}} \quad 5-4$$

$m_{BK,B}^{TM}$:	Trockenmasse der erhaltenen Biokohle BK aus Biomasse B [t a ⁻¹]
m_B^C :	Kohlenstoffmenge enthalten in der eingesetzten Ausgangsbiomasse B [t a ⁻¹]
$f^{C-Effizienz}$:	Kohlenstoffeffizienz des Verfahrens [%]
$CGehalt_{BK}$:	Kohlenstoffgehalt der Biokohle BK [%]

5.2.1.5 Betrachtetes HTC-Verfahren

Als Beispiel für eine HTC-Anlage wird die kommerziell verfügbare Anlage der Firma AVA-CO2[®] betrachtet (schematische Darstellung vgl. Abbildung 5-3). Das Verfahren wird im Semi-Batch-Betrieb durchgeführt, bei dem die Biomasse zusammen mit Wasser zunächst erwärmt wird und anschließend in den Reaktor überführt wird, wo die Reaktion unter Temperatur (ca. 220 °C) und Druck über ca. 6 Stunden stattfindet. In Abkühlbehältern wird der Reaktions-slurry entspannt und Dampf zurückgewonnen. Der Slurry wird anschließend mit einer Filterpresse entwässert und so die Kohle gewonnen (75 % TS). Es werden sechs Reaktoren parallel geschaltet, die abwechselnd befüllt und entleert werden.

⁴⁴ nach Pyreg (2014), dort werden 60 % Kohlenstoffeffizienz angenommen; da in der vorliegenden Arbeit v.a. Restbiomassen eingesetzt werden, wird eine etwas schlechtere Kohlenstoffeffizienz angesetzt.

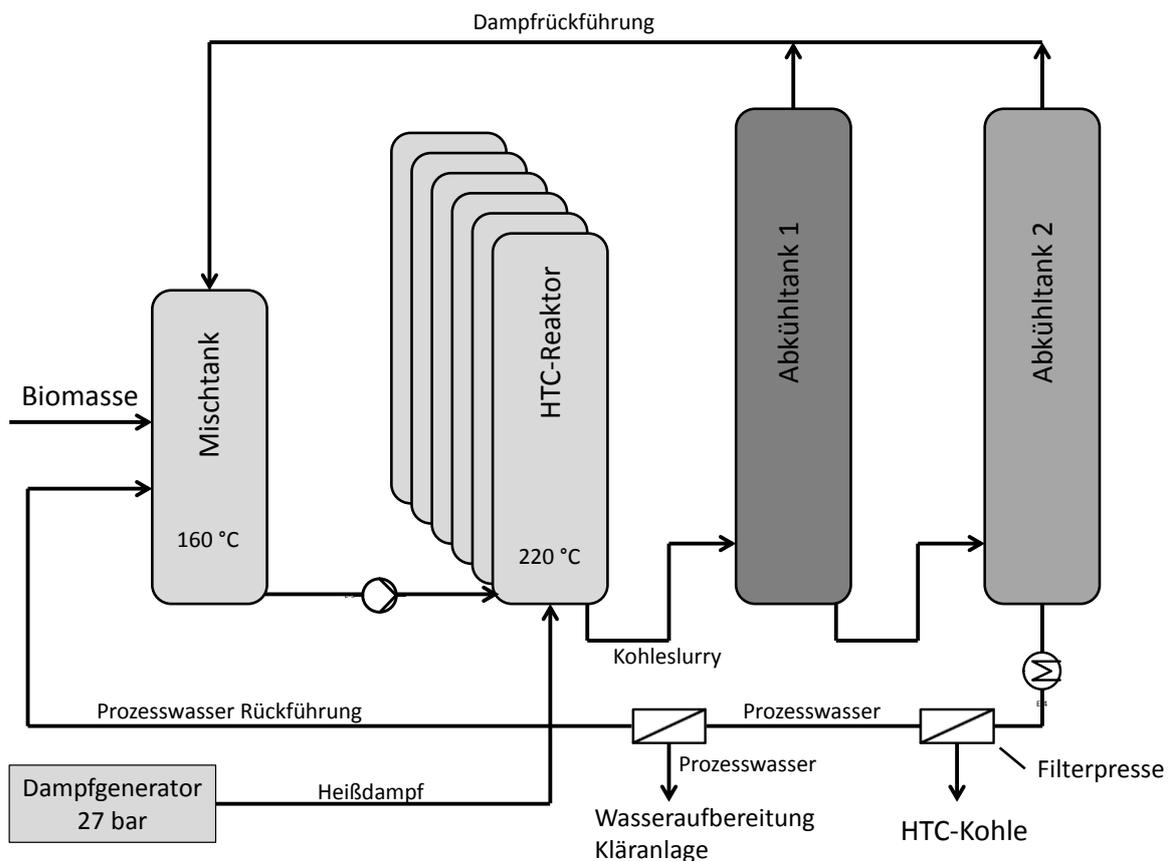


Abbildung 5-3: Schematische Prozessdarstellung des betrachteten HTC-Verfahrens (nach Balcazar (2012))

- *Prozessannahmen zur Berechnung der Stoff- und Energieströme:*

Es wird eine Kapazität von 20.000 t TM pro Jahr angenommen (Berechnung Frischmasse vgl. Formel 5-3). Es wird außerdem angenommen, dass 85 % des Kohlenstoffs in der Kohle erhalten bleiben (pers. Info Kruse: 70-90 % C-Erhaltung) und die restlichen 15 % zu CO₂ abgebaut werden. Die Kohlenstoffgehalte der Hydrokohlen werden aus der Literatur abgeleitet (vgl. Tabelle 5-2) und nach Formel 5-4 berechnet. Ausgehend von Balcazar (2012) werden, bei einem angenommenen TS-Gehalt von 40 %, 37 kWh elektrischer Strom und 0,6 t Hochdruckdampf pro t Frischmasse angesetzt. Das Prozesswasser wird rückgeführt in den Aufwärmreaktor. Überschüssiges Prozesswasser wird einer Abwasseraufbereitung zugeführt und anschließend in die Kanalisation gegeben. Für die Berechnung der Abwassermenge wird angenommen, dass aus einer t FM Biomasse eine t bzw. ein m³ Abwasser anfällt.

Tabelle 5-2: Angenommene Kohlenstoffgehalte der Biokohlen [% C der TM]

	Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflege- gematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme	Biertreber	Bioabfall
Pyrokohle	60 ¹	75 ²	75 ²	55 ³	31 ⁴	31 ⁴	70 ⁵	55 ⁶
HTC-Kohle	75 ⁷	75 ⁷	75 ⁷	60 ⁷	60 ⁷	60 ⁷	70 ⁷	60 ⁷

¹ Annahme orientiert an Mittelwert für Maisreste Kinney et al. (2012)

² Annahmen nach Projekt CarboSolum, vgl. auch Spokas & Reicosky (2009)

³ Annahmen nach Analysedaten Projekt CarboSolum

⁴ orientiert an Mittelwert Cao & Harris (2010)

⁵ nach Fabbri et al. (2012)

⁶ Annahme ähnlich zu Gärresten

⁷ Annahmen nach Libra et al. (2011) und eigene Annahmen aufgrund fehlender Daten

5.2.1.6 Modellierung der Stoff- und Energieflüsse in Umberto® und LCI/LCIA-Berechnung mit Daten aus Ecoinvent 2.2

Die Beschreibung der Grundlagen der Modellierung mit Umberto® werden angelehnt an Haase (2012) beschrieben. Mit der Software Umberto® lassen sich Stoffstromnetze (Petri-Netze, vgl. Kapitel 4.1.1.3) von Einzelprozessen bis zu ganzen Wertschöpfungsketten modellieren. Stellen werden als Kreise dargestellt und fungieren z.B. als Input (grüner Kreis), Output (roter Kreis) und (Zwischen-)Lager (gelber Kreis). Transitionen, die einen Vorgang darstellen, z.B. eine Stoffumwandlung, werden als Quadrate (blau) dargestellt. Die Wechselwirkung zwischen Stellen und Transitionen werden als Kanten bezeichnet und mit Pfeilen dargestellt (vgl. Abbildung 5-4). Die Transitionen können weiter verfeinert werden „und in sog. Subnetzen zu hierarchischen Gesamtstrukturen verknüpft werden“. In der vorliegenden Arbeit werden teilweise Bibliotheksmodule für die Spezifizierung von Transitionen verwendet, die aus der LCA-Datenbank Ecoinvent 2.2 stammen. Die Datenbank spezifiziert für erfasste Prozesse notwendige Arbeitsschritte und die dabei entstehenden Stoffflüsse und Emissionen. Beispielsweise sind die benötigten Verfahren und Arbeitsschritte, die zum Anbau von einem kg Weizen notwendig sind, z.B. Pflügen, Düngemittelausbringung und -mengen etc., und die dabei

entstehenden detaillierten Input- und Output-Stoffströme hinterlegt. Für die Outputströme beim Beispiel Weizenanbaumodul sind über 1000 Stoffströme in unterschiedliche Kompartimente (z.B. Luft/Stadt, Wasser/allgemein) erfasst. Die Arbeitsschritte und Stoffströme der Ecoinvent-Module lassen sich in Umberto® jeweils ergänzen und bearbeiten.

Die Stoff- und Energieflüsse der Biokohleherstellung via Pyrolyse und HTC wurden nur für die Ausgangsbiomasse Gärreste in Umberto® modelliert und wird in Abbildung 5-4 beispielhaft für den Pyrolysepfad dargestellt.

Um das Modell zur ökologischen Bewertung (mögliche THG-Speicherfähigkeit der Kohlen) flexibler für mehrere Ausgangsbiomassen und für Sensitivitätsuntersuchungen zu gestalten, wurden die CO₂-Äquivalent-Emissionen mittels Emissionsfaktoren für die Bedarfsmittel (z.B. elektrischer Strom, Dampf) und den Transport berechnet. Die Emissionsmengen pro eingesetzter Bedarfsmittelmenge werden der LCI/LCIA-Datenbank Ecoinvent 2.2 entnommen (vgl. Anhang A). Die Berechnung erfolgt nach der allgemeingültigen Formel 5-5 zur Berechnung von Umweltwirkungen mit anschließender Umrechnung in TAWP (vgl. Kapitel 4.3.4).

$$UW^{WK} = \sum m^x * ef_{WK}^x \quad 5-5$$

UW^{WK} : Umweltwirkung der Wirkungskategorie WK [Einheit Emissionsäquivalente/a]

m^x : Massen- oder Energiestrom des Bedarfsmittels x [Einheit Bedarfsmittel/a]

ef_{WK}^x : Emissionswirkungsfaktor einer Wirkungskategorie WK eines Moduls für Bedarfsmittel x (z.B. Dampf) [Einheit Emissionsäquivalente/Einheit Bedarfsmittel; z.B. t CO₂-Äqu./t Dampf]

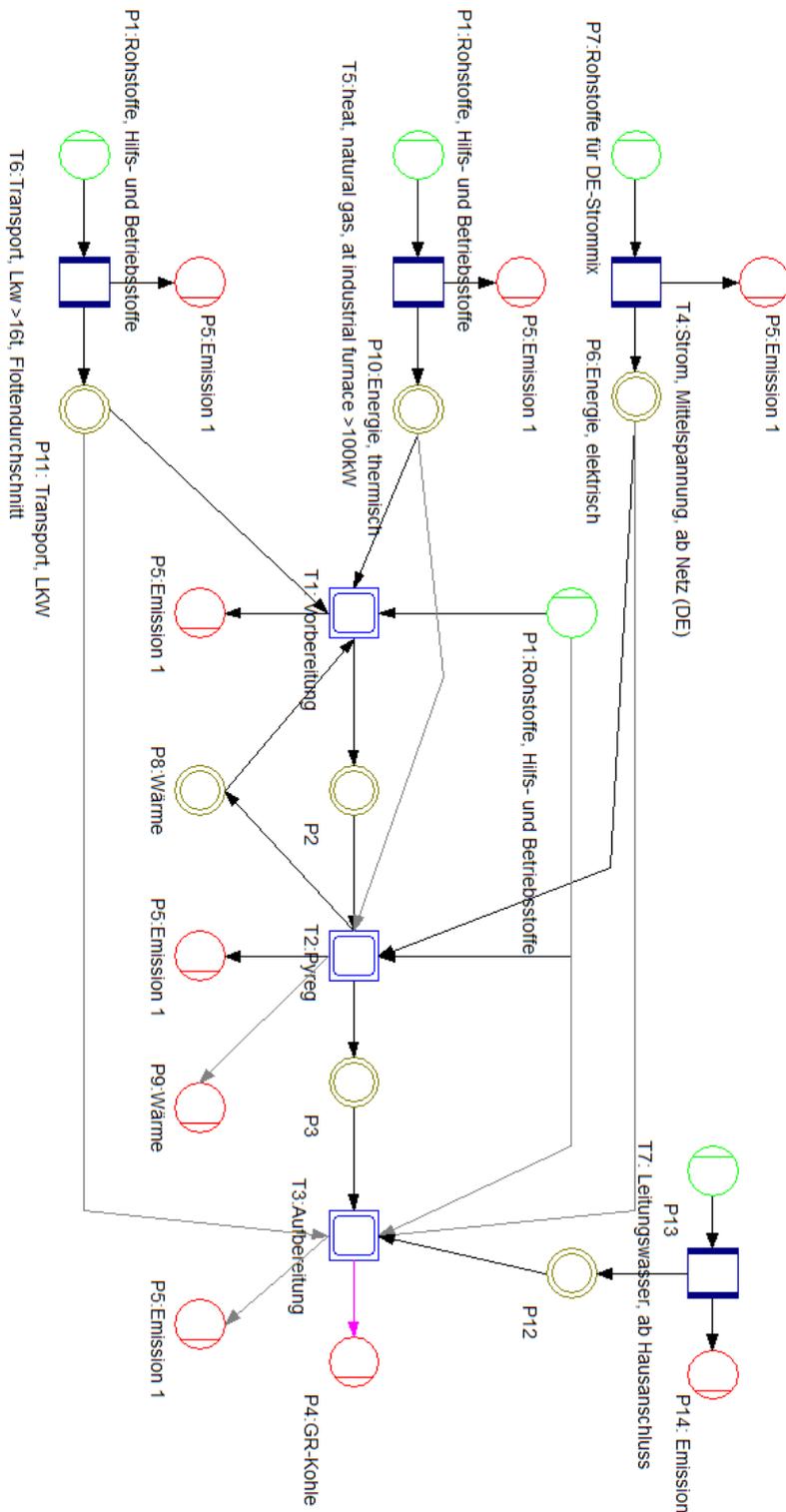


Abbildung 5-4: Modellierung der Wertschöpfungskette bis zur Biokohleherstellung in Umberto® am Beispiel des betrachteten Pyrolyseverfahrens

5.2.1.7 Erweiterung der Systemgrenzen für die Berechnung der THG-Speicherfähigkeit der Kohlen

Die betrachteten Biomassen werden in unterschiedlicher Weise bereits genutzt. Werden die Biomassen zur Produktion von Biokohle verwendet, müssen sie in ihren jetzigen Anwendungen durch die gleiche Biomasse oder durch andere Stoffe ersetzt werden. Stroh wird beispielsweise als Einstreu in der Tierhaltung genutzt. Wird dieses Stroh nun zur Biokohleproduktion verwendet, muss es durch ein anderes Einstreumaterial oder durch zusätzliches Stroh ersetzt werden. Gülle wird als Düngemittel genutzt. Durch die Verkohlung stehen jedoch deren Nährstoffe nicht mehr zur Verfügung. Die fehlenden Nährstoffe müssen daher durch z.B. mineralische Düngemittel ersetzt werden. Um dies in der ökologischen Bewertung zu berücksichtigen, werden Emissionen, die für die Substitution der Biomassen entstehen, berechnet und somit eine Erweiterung der Systemgrenzen vorgenommen. Für die Berechnung der Emissionen werden Module der Datenbank Ecoinvent 2.2 genutzt und von einem jeweils mengenmäßig äquivalenten Ersatz ausgegangen. Die angenommenen Substitutionen werden in Tabelle 5-3 dargestellt. Wird z.B. 1 kg Tierexkremate zur Biokohleproduktion verwendet, werden die Emissionen, die bei der Herstellung der entsprechenden mineralischen Düngemittelmenge entstehen, den Tierexkrementen zugeordnet.

5 Entwickeltes Bewertungsmodell und dessen Datengrundlage

Tabelle 5-3: Nutzung der Biomassen und ihre Substitution für eine Erweiterung der Systemgrenzen zur Berücksichtigung von Emissionen

<i>Biomasse</i>	<i>bisherige Nutzung</i>	<i>Substitution (Datenbankmodul)</i>
<i>Bezugsmenge</i>		<i>entsprechende Substitutionsmenge</i>
Stroh	Einstreu, Futter	Stroh (Annahme: Weizenstroh)
1 kg TS		1 kg TS
Waldrestholz	Brennmaterial	Holzschnitzen
1 kg TS		1 kg TS
Landschaftspflegematerial	in Kompostierung	Kompost
1 kg TS		0,5 kg TS Kompost (Annahme: aus 1 kg TS Biomasse entstehen 0,5 kg TS Kompost ¹)
Gärreste	Düngemittel	mineralische Düngemittel entsprechend dem Nährstoffgehalt der Gärreste
1 kg TS ² (mit 1,55 % N 0,90 % P 2,44 % K)		15,5 g Diammoniumphosphat, als N 39,6 g Diammoniumphosphat, als P ₂ O ₅ 7,7 g Triple-Superphosphat, als P ₂ O ₅ 35,4 g Kaliumchlorid, als K ₂ O
Tierexkremate	Düngemittel	mineralische Düngemittel, s.o.
1 kg TS ³ (mit 4,65 % N 1,9 % P ₂ O ₅ 7,75 % K ₂ O)		7,4 g Diammoniumphosphat, als N 19,0 g Diammoniumphosphat, als P ₂ O ₅ 39,1 g Ammoniumnitrat, als N 77,5 g Kaliumchlorid, als K ₂ O
Biertreber	Eiweißfuttermittel	Eiweißersben
1 kg TS		1 kg TS
Bioabfall	Biogasproduktion	Erdgas
1 kg TS		5,44 MJ (Annahme: Aus 1 t FM Biomasse entstehen 0,10146 Nm ³ Biogas ⁴ mit Energiegehalt 6 kWh/m ³ ⁵)

¹ Kern (2015)

² Nährstoffgehalt Gärreste aus Analysen Projekt CarboSolum von KIT IKFT (Fr. Kruse)

³ Nährstoffgehalt für Rindergülle (FNR, 2005)

⁴ Ecoinvent 2.2

⁵ FNR (2005)

5.2.2 Berechnung der Gesamtkosten der Biokohleherstellung

5.2.2.1 Biomassepreise

Die angesetzten Preise für Biomasse richten sich nach den Marktpreisen, den Preisen für Nährstoffe, wenn die Restbiomasse als Dünger einsetzbar ist, oder den Erlösen für die Entsorgung. Die resultierenden Preise sind in Tabelle 5-4 aufgelistet.

Tabelle 5-4: Verwendete Biomassepreise [€/t FM], exklusive Transport

	Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkremente	Biertreber	Bioabfall
Preis [€/t FM]	70 ¹	50 ²	16 ³	11 ⁴	-65 ⁵	13 ⁶	50 ⁷	-20 ⁸
¹	Proplanta (www.proplanta.de) 2012, KW 39, 70 €/t; Berechnung: aus €/Quaderballen (0,7*1,2*2,4 m), Dichte 0,13 t FM/m ³ (Leible et al. (2007))							
²	Engel et al. (2014)							
³	entgangener Erlös für Kompost: Abbau Biomasse zu Kompost: 40%, angenommene Schüttdichte: 0,5 t/m ³ , Preis: 20 €/m ³ (http://www.breisgau-kompost.de/produkte/preise.html abgerufen Juni 2012)							
⁴	Nährstoffgehalt Gärreste aus Analysen Projekt CarboSolum, Nährstoffpreis über Düngemittelrechner LTZ							
⁵	Entsorgungskosten Mittelwert (Schuth, 2010)							
⁶	Nährstoffgehalt (FNR, 2005), Nährstoffpreis Düngemittelrechner LTZ							
⁷	Preißinger et al. (2008)							
⁸	Entsorgungskosten, Schätzung							

5.2.2.2 Weitere Preisannahmen

In Tabelle 5-5 werden die Preisannahmen für Verbrauchsmittel bei der Biokohleherstellung angegeben.

Tabelle 5-5: Preisannahmen für Verbrauchsmittel⁴⁵

	Preis pro Einheit	Quelle
Elektrischer Strom	0,1121 €/kWh	Destatis (2012), 1. Halbjahr 2011
Hochdruckdampf	25 €/t	Engel et al. (2014)
Wasser	1,87 €/m ³	Stadtwerke Karlsruhe, 03.12.2014
Erdgas	0,036 €/kWh	Destatis (2012), 1. Halbjahr 2011

Als Personalsatz für Angestellte der Anlagenbetreiber werden 50.000 € pro Jahr und Angestellter veranschlagt (Thrän et al., 2010).

⁴⁵ Zu den Preisannahmen für Strom und Erdgas: Werte aus dem 1. Halbjahr 2011 liegen ungefähr im Mittel zwischen 2008 und 2015 und wurden daher ausgewählt (9,59 bis 13,16 €cent/kWh für Strom bzw. 3,16 bis 4,09 €cent/kWh für Erdgas), (Quelle: Destatis, Daten zur Energiepreisentwicklung, erschienen am 27.8.2015)

5.2.2.3 Investitionsabhängige, sonstige und Folgekosten

Für die betrachteten Anlagen werden jeweils eine Nutzungsdauer von 15 Jahren und ein Kalkulationszinssatz von 8 % angenommen. Als Faktor für die Instandsetzung werden 2,5 % und für Versicherung und Steuern 1 % angenommen (Thrän et al., 2010) (vgl. auch Formel 4-5).

Zusätzlich werden für die Berechnung der Gesamtkosten der Biokohleherstellung auch die sonstigen Kosten und Folgekosten investitionsabhängig als Faktor der Investition pro Jahr angenommen. Für die Wartung und Reinigung werden 2 %, für die Verwaltung 0,75 % und für Unvorhergesehenes 0,5 % der Investition veranschlagt (analog zu Thrän et al. (2010)).

5.2.2.4 Transportkosten

Die Transportkosten werden basierend auf Daten der KTBL (KTBL, 2012) für fixe und variable Maschinen- und Dieselposten berechnet (vgl. Tabelle 5-6).

Tabelle 5-6: Zusammenstellung der Daten zur Berechnung von Transportkosten (Quelle: KTBL (2012))

	<i>Formel- Zeichen</i>	<i>Traktor +Anhänger¹</i>	<i>Traktor +Gülle- hänger²</i>	<i>Lkw +Anhänger³</i>	<i>Gülle- Lkw⁴</i>
Max. Zuladung [t]		20	-	20	37
Max. Volumen [m ³]		42	21	42	27
fixe Kosten [€/h]	fK	1,81	1,75	2,84	0,72
variable Kosten [€/t]	vK	0,21	0,4	0,01	0,15
var. Kosten Traktor [€/h]	KT	8,08	8,08	17,94	12,28
Dieserverbrauch [€/h]	D	21	21	51,75	36
Beladungskosten [€/Fahrt]	BeK	6	6	8	6
Transportgeschwin- digkeit [km/h]	GG	15	15	50	50

¹ Traktor 120 kW S. 65, Näherung Anhänger für Rollcontainer: LWK-Pritschenanhänger S. 59

² Traktor 120 kW S. 65, Gülletransporthänger S. 95

³ Lkw für Auflieger S. 67, LWK-Pritschenanhänger S. 59

⁴ Gülletransport-Lkw S. 95

Es wird eine Beladungsdauer (BD) von 1 h pro Fahrt angenommen und ein Dieserverbrauch von 50 % während der Beladung. Für die Personalkosten (PK) werden 15 €/h veranschlagt (KTBL, 2012, p. 43).

Aus den Daten wird für jede Biomasseart eine Transportkostenfunktion hergeleitet (Formel 5-6). Die Transportkostenfunktion für die jeweilige Transportart besteht aus fixen Transportkosten für die Beladung (Formel 5-7) und variablen Transportkosten abhängig von der Beladungsmenge und der Transportdistanz (Formel 5-8).

$$K_B^{Transport} = m_B^{TM} * (K_B^{Transport,fix} + K_B^{Transport,variabel} * Distanz_B) \quad 5-6$$

$$\text{mit: } K_B^{Transport,fix} = \frac{(fK + KT + PK + D * 0,5) * BD + BeK}{m_B^{Beladung max}} + vK \quad 5-7$$

$$\text{und mit: } K_B^{Transport,variabel} = \frac{(vK + KT + PK + D)}{GG * m_{B,Beladung max}} \quad 5-8$$

$K_B^{Transport}$: Transportkosten für Biomasse B [€]

$K_B^{Transport,fix}$: fixe Transportkosten für Biomasse B [€/t TM]

$K_B^{Transport,variabel}$: variable Transportkosten für Biomasse B [€/(t TM * km)]

m_B^{TM} : Biomassemenge (Trockenmasse) [t]

$Distanz_B$: Transportdistanz der Biomasse B, z.B. mittlere Transportweite Tr_B Formel 5-1 [km]

$m_B^{Beladung max}$: Maximale Beladung pro Fahrt der Biomasse B (hergeleitet aus Volumen- bzw. Massenmaximalbeladung) [t TM/Fahrt]

Zeichen f, T, P, D, BD, BeK : Tabelle 5-6 und Text

5.2.2.5 Kosten für die Vortrocknung der Biomasse beim Pyrolyseverfahren bzw. Erlöse für die Nutzung der Abwärme

Für die Berechnung der Kosten für die Vortrocknung der Biomasse (Formel 5-9) bzw. Erlöse für die Nutzung der Abwärme beim Pyrolyseverfahren wird angenommen, dass die Trocknung mithilfe der Wärme aus der Verbrennung der Pyrolysegase erfolgt. Reicht diese nicht aus, wird Wärme aus einer Erd-

gasverbrennung ergänzt. Es wird außerdem jeweils ein Wirkungsgrad für die Abwärme aus der Pyrolyse und der Gasverbrennung veranschlagt, durch den ein Wärmeverlust berücksichtigt ist (jeweils 95 %, abgeleitet aus Ecoinvent-Datensatz: Nutzwärme, Erdgas, ab Industriefeuerung > 100 kW (Datensatz Nr.: #1351)).

$$K_B^{Vortrocknen\ Pyrolyse} = \frac{(E_{th\ B}^{Vortrocknen} - E_{th}^{Wärmeoutput\ Pyrolyse} * \eta^{trocknen,Pyrolyse})}{\eta^{trocknen,Gas}} * p^{Gas} \quad 5-9$$

$K_B^{Vortrocknen\ Pyrolyse}$:	Kosten für die Vortrocknung der Biomasse B beim Pyrolyseverfahren [€/a]
$E_{th\ B}^{Vortrocknen}$:	vgl. Formel 5-3
$E_{th}^{Wärmeoutput\ Pyrolyse}$:	Wärmeoutput der Pyrolyseanlage [MJ/a]
$\eta^{trocknen,Pyrolyse}$:	angenommener Trocknungswirkungsgrad für die Trocknung der Biomasse mit Abwärme der Pyrolyseanlage
$\eta^{trocknen,Gas}$:	angenommener Trocknungswirkungsgrad für die Trocknung der Biomasse aus Erdgasverbrennung
p^{Gas} :	Erdgaspreis [€/MJ]

Wird mehr Wärme zum Trocknen benötigt als die Pyrolyseanlage bereitstellen kann, entstehen Kosten für die Vortrocknung der Biomasse. Wird weniger Wärme benötigt als die Pyrolyseanlage bereitstellt, kann die restliche Wärme z.B. zum Heizen eingesetzt werden; in Formel 5-9 entstehen somit negative Kosten, die als Erlöse, z.B. für eingesparte Kosten für Erdgas zum Heizen, in die Berechnung der Pyrokohleherstellung eingehen.

5.2.2.6 Berechnung der Gesamtkosten der Biokohleherstellung via Pyrolyse

Für das betrachtete Verfahrenskonzept der Pyrolyse (vgl. Kapitel 5.2.1.4) wird eine Investition in Höhe von 500.000 € angenommen (pers. Info Pyreg, 16.02.2011). Die Berechnung der Herstellkosten abhängig der eingesetzten Biomasseart B erfolgt nach Formel 5-10, in die investitionsabhängige Kosten, verbrauchsabhängige Kosten, Personalkosten, sonstige Kosten, Transportkosten und Kosten für die Vortrocknung der Biomasse bzw. Erlöse für die Nut-

zung der Abwärme (negative Kosten, vgl. Kapitel 5.2.2.5) eingehen. Es wird angenommen, dass die Anlage von 2 Mitarbeitern betrieben werden kann.

$$K_B^{Gesamt,Pyrolyse} = K^{investitionsabh.} + m_B^{Biomasse} * p_B^{Biomasse} + m^{el} * p^{el} \quad 5-10$$

$$+ m_B^{H2O} * p^{H2O} + A_{PA} * p^{PA} + f^{Reinigung} * I_0 + f^{Verwaltung} * I_0$$

$$+ f^{Unvorher} * I_0 + K_B^{Vortrocknen Pyrolyse} + K_B^{Transport}$$

$K_B^{Gesamt,Pyrolyse}$:	Gesamtkosten zur Herstellung von Pyrokohle aus Biomasse B [€/a]
$K^{investitionsabh.}$:	Investitionsabhängige Kosten vgl. Formel 4-5 und Kapitel 5.2.2.3 [€/a]
$m_B^{Biomasse}$:	eingesetzte Biomassemenge an Biomasse B [t/a]
$p_B^{Biomasse}$:	Preis der Biomasse B [€/t]
m^{el} :	Menge an eingesetztem elektrischen Strom [kWh/a]
p^{el} :	Preis für elektrischen Strom [€/kWh]
m_B^{H2O} :	Wassermenge zum Befeuchten der Biokohle abh. von Biomasse B [m ³ /a]
p^{H2O} :	Wasserpreis [€/m ³]
A_{PA} :	Anzahl der Mitarbeiter der Personalart PA
p^{PA} :	Personalsatz für Personalart PA [€/a]
$f^{Reinigung}$:	Faktor zur Berechnung der jährlichen Kosten für Reinigung und Wartung [/a]
I_0 :	Investition [€]
$f^{Verwaltung}$:	Faktor zur Berechnung der jährlichen Kosten für Verwaltung [/a]
$f^{Unvorher}$:	Faktor zur Berechnung der jährlichen Kosten für Unvorhergesehenes [/a]
$K_B^{Vortrocknen Pyrolyse}$:	Kosten für die Vortrocknung der Biomasse B beim Pyrolyseverfahren [€/a]
$K_B^{Transport}$:	Transportkosten für Biomasse B [€/a]

Die spezifischen Gesamtkosten pro Masseneinheit Pyrokohle berechnen sich durch Division mit der erhaltenen Pyrokohlenmasse pro Zeiteinheit ($K_B^{spezifisch Gesamt,Pyrolyse}$).

5.2.2.7 Berechnung der Gesamtkosten der Biokohleherstellung via HTC

Für das betrachtete Verfahrenskonzept der HTC (vgl. Kapitel 5.2.1.5) wird eine Investition in Höhe von 8 Mio. € angenommen. Die Berechnung der Herstellkosten abhängig der eingesetzten Biomasseart B erfolgt nach Formel 5-11 analog zur Pyrolyse. Es wird angenommen, dass die Anlage von 5 Mitarbeitern

betrieben werden kann. Für die Abwasserbehandlung werden fixe Kosten in Höhe von 80.000 € pro Jahr angenommen.

$$K_B^{Gesamt,HTC} = K^{investitionsabh.} + m_B^{Biomasse} * P_B^{Biomasse} + m_B^{el} * P^{el} \quad 5-11$$

$$+ m_B^{Dampf} * P^{Dampf} + K^{Abwasser} + A_{PA} * P^{PA} + f^{Reinigung} * I_0$$

$$+ f^{Verwaltung} * I_0 + f^{Unvorher} * I_0 + K_B^{Transport}$$

$K_B^{Gesamt,HTC}$:	Gesamtkosten zur Herstellung von HTC-Kohle aus Biomasse B [€/a]
$K^{investitionsabh.}$:	investitionsabhängige Kosten vgl. Formel 4-5 und Kapitel 5.2.2.3 [€/a]
$m_B^{Biomasse}$:	eingesetzte Biomassemenge an Biomasse B [t/a]
$P_B^{Biomasse}$:	Preis der Biomasse B [€/t]
m_B^{el} :	Menge an eingesetztem elektrischen Strom abhängig von der eingesetzten Biomasse B [kWh/a]
P^{el} :	Preis für elektrischen Strom [€/kWh]
m_B^{Dampf} :	Dampfmenge abh. von Biomasse B [t/a]
P^{Dampf} :	Wasserpreis [€/t]
$K^{Abwasser}$:	Kosten für Abwasser [€/a]
A_{PA} :	Anzahl der Mitarbeiter der Personalart PA
P^{PA} :	Personalsatz für Personalart PA [€/a]
$f^{Reinigung}$:	Faktor zur Berechnung der jährlichen Kosten für Reinigung und Wartung [/a]
I_0 :	Investition [€]
$f^{Verwaltung}$:	Faktor zur Berechnung der jährlichen Kosten für Verwaltung [/a]
$f^{Unvorher}$:	Faktor zur Berechnung der jährlichen Kosten für Unvorhergesehenes [/a]
$K_B^{Transport}$:	Transportkosten für Biomasse B [€/a]

5.2.3 Ökologische Bewertung

Für die Berechnung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen wird zunächst die CO₂-Menge in den Biomassen, die als C-Verbindungen in der Biomasse gespeichert ist, ausgehend vom jeweiligen C-Gehalt bestimmt. Durch die Verkohlungsreaktionen wird ein Teil der C-Verbindungen zu CO₂ abgebaut und freigesetzt, der Rest verbleibt in der Kohle. Weitere THG-Emissionen entstehen prozessbedingt z.B. durch Nutzung von Energie und

dem Transport der Biomassen. THG-Emissionen durch Substitution der Biomasse werden ebenfalls berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.2.1.7). CO₂ kann in den Kohlen nur gespeichert werden, wenn die THG-Emissionen kleiner sind als die in der Biomasse enthaltene CO₂-Menge. Zur Berechnung werden die reaktions-, prozess- und substitutionsbedingten CO₂-Emissionen von der in den Biomassen enthaltenen CO₂-Menge subtrahiert. Somit erhält man die CO₂-Menge, die theoretisch in den Biokohlen gespeichert werden kann, wenn kein weiterer Abbau der Biokohlen stattfindet. Durch Division der theoretischen THG-Speicherfähigkeit mit der jährlich produzierten Biokohlenmenge erhält man die spezifische THG-Speicherfähigkeit pro t Biokohle.

5.2.3.1 Berechnung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen via Pyrolyse

In den Formel 5-12 bis 5-15 wird die Berechnung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen via Pyrolyse dargestellt.

$$Seq_B^{CO_2 theor. Pyrokohle} = \quad 5-12$$

$$Seq_B^{CO_2 Biomasse} - \underbrace{(Seq_B^{CO_2 Biomasse} - Seq_B^{CO_2 Pyrokohle})}_{CO_2\text{-Freisetzung durch Reaktion}} - Em_B^{CO_2 Pyrolyse}$$

$$= Seq_B^{CO_2 Pyrokohle} - Em_B^{CO_2 Pyrolyse}$$

mit:

$$Seq_B^{CO_2 Biomasse} = m_B^{Biomasse} * C_B^{Biomasse} * f^{C in CO_2} \quad 5-13$$

$$Seq_B^{CO_2 Pyrokohle} = m_B^{Pyrokohle} * C_B^{Pyrokohle} * f^{C in CO_2} \quad 5-14$$

$$Em_B^{CO_2 Pyrolyse} = m_B^{el} * ef^{el} + m_B^{H_2O} * ef^{H_2O} + \frac{1}{n} * ef^{Unit} \quad 5-15$$

$$+ m_B^{Biomasse, FM} * Distanz_B * ef_B^{Transport} + m_B^{Substitution} * ef_B^{Substitution}$$

$Seq_B^{CO_2 theor. Pyrokohle}$:	theoretische THG-Speicherfähigkeit in der Pyrokohle bei Ausgangsbiomasse B [t CO ₂ -Äqu./a]
$Seq_B^{CO_2 Biomasse}$:	CO ₂ -Gehalt der Ausgangsbiomasse B [t CO ₂ -Äqu./a]
$Seq_B^{CO_2 Pyrokohle}$:	CO ₂ -Gehalt der Pyrokohle bei Ausgangsbiomasse B [t CO ₂ -Äqu./a]
$Em_B^{CO_2 Pyrolyse}$:	CO ₂ -Emissionen bedingt durch die Nutzung von Bedarfsmitteln (prozessbedingte Emissionen) [t CO ₂ -Äqu./a]
$m_B^{Biomasse}$:	eingesetzte Menge an Biomasse B (Massenstrom) [t/a]
$C_B^{Biomasse}$:	Kohlenstoffgehalt der Ausgangsbiomasse B [%]
$f^{C in CO_2}$:	Faktor zur Umrechnung von Kohlenstoffmengen in Kohlenstoffdioxidmengen (3,66)
$m_B^{Prokohle}$:	Erhaltene Masse an Kohle [t/a]
$C_B^{Pyrokohle}$:	Kohlenstoffgehalt der erhaltenen Pyrokohle aus Ausgangsbiomasse B [%]
m_B^{el} :	Menge an eingesetztem elektrischen Strom [kWh/a]
ef^{el} :	Emissionsfaktor für elektrischen Strom [t CO ₂ -Äqu./kWh]
$m_B^{H_2O}$:	Wassermenge zum Befeuchten der Biokohle abh. von Biomasse B [kg/a]
ef^{H_2O} :	Emissionsfaktor für Wasser [t CO ₂ -Äqu./kg]
n :	Nutzungsdauer der Anlage in Jahren [a/Anlage]
ef^{Unit} :	Emissionsfaktor für Anlage, Näherung: industrielle Feuerung [t CO ₂ -Äqu./Anlage]
$m_B^{Biomasse, FM}$:	eingesetzte Menge an Frischmasse der Ausgangsbiomasse B [t/a]
	$Distanz_B$: Transportdistanz der Biomasse B, z.B. mittlere Transportweite Formel 5-1 [km]
$ef_B^{Transport}$:	Emissionsfaktor für jeweiligen Transport [t CO ₂ -Äqu./tkm]
$m_B^{Substitution}$:	Menge der Substitutionssubstanz vgl. Kapitel 5.2.1.7 [t/a]
$ef_B^{Substitution}$:	Emissionsfaktor für jeweilige Substitutionssubstanz [t CO ₂ -Äqu./tkm]

5.2.3.2 Berechnung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen via HTC

Die Berechnung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen via HTC erfolgt analog zur Pyrolyse (statt der Werte der Pyrolyse werden HTC-Werte eingesetzt) (Formel 5-12 bis 5-14). Die Berechnung der prozessbedingten Emissionen erfolgt nach Formel 5-16.

$$\begin{aligned}
 Em_B^{CO_2 HTC} &= m_B^{el} * ef^{el} + m_B^{Dampf} * ef^{Dampf} + m_B^{Abwasser} * ef^{Abwasser} \\
 &+ \frac{1}{n} * ef^{Unit} + m_B^{Biomasse,FM} * Distanz_B * ef_B^{Transport} \\
 &+ m_B^{Substitution} * ef_B^{Substitution}
 \end{aligned}
 \tag{5-16}$$

$Em_B^{CO_2 Pyrolyse}$:	CO ₂ -Emissionen bedingt durch die Nutzung von Bedarfsmitteln [t CO ₂ -Äqu./a]
m_B^{el} :	Menge an eingesetztem elektrischen Strom (Energierstrom) [kWh/a]
ef^{el} :	THG-Emissionsfaktor für elektrischen Strom [t CO ₂ -Äqu./kWh]
m_B^{Dampf} :	Wassermenge zum Befeuchten der Biokohle abh. von Biomasse B [kg/a]
ef^{Dampf} :	THG-Emissionsfaktor für Wasser [t CO ₂ -Äqu./kg]
$m_B^{Abwasser}$:	Abwassermenge abh. von Biomasse B (Annahme: pro t FM ein m ³ Abwasser [m ³ /a])
$ef^{Abwasser}$:	Emissionsfaktor für Abwasser [t CO ₂ -Äqu./m ³]
n :	Nutzungsdauer der Anlage in Jahren [a/Anlage]
ef^{Unit} :	THG-Emissionsfaktor für Anlage, Näherung industrieller Feuerung [t CO ₂ -Äqu./Anlage]
$m_B^{Biomasse,FM}$:	eingesetzte Menge an Frischmasse der Ausgangsbiomasse B (Massenstrom) [t/a]
$Distanz_B$:	Transportdistanz der Biomasse B, z.B. mittlere Transportweite Formel 5-1 [km]
$ef_B^{Transport}$:	THG-Emissionsfaktor für jeweiligen Transport [t CO ₂ -Äqu./tkm]
$m_B^{Substitution}$:	Menge der Substitutionssubstanz vgl. Kapitel 5.2.1.7 [t CO ₂ -Äqu./a]
$ef_B^{Substitution}$:	THG-Emissionsfaktor für jeweilige Substitutionssubstanz [t CO ₂ -Äqu./tkm]

5.3 Teilmodell Feldmanagement

Im Teilmodell Feldmanagement werden die Produktionskosten von Feldfrüchten für eine betrachtete Fruchtfolge (in dieser Arbeit Mais, Weizen, Gerste, orientiert am Projekt CarboSolum) berechnet. Zur direkten Vergleichbarkeit des Anbaus mit Biokohle mit dem Anbau ohne Biokohle und um die Effekte der Biokohle darstellen zu können, werden für beide Anbauvarianten zunächst die gleichen Arbeitsschritte, gleiche Düngemittelmengen etc. veranschlagt. Daher wird für diese Arbeit für den Basisfall angenommen, dass sich keine Unterschiede in der Produktionsweise ergeben. Es wird angenommen, dass dieselben Düngemittelmengen eingesetzt werden und durch Biokohle

keine Änderungen in der Bodenbearbeitung, z.B. leichtere Bearbeitung des Bodens beim Pflügen mit weniger Dieselbedarf, auftreten. Durch diese Annahme ergeben sich gleiche Produktionskosten und gleiche direkten THG-Emissionen für den Anbau mit und ohne Biokohle. Mögliche ökonomische und ökologische Vorteile, z.B. durch Düngemittleinsparungen, können somit hier im Basisfall für eine erste Bewertung der Biokohleanwendung nicht abgebildet werden. Auf eine Preisanpassung der Verbrauchsmittel, z.B. Diesel, Düngemittel, wird aus demselben Grund verzichtet und angenommen, dass es sich bei den hier berechneten Produktionskosten um durchschnittliche Produktionskosten für den Betrachtungszeitraum handelt.

5.3.1 Stoff- und Energieflussmodell

5.3.1.1 Erfassung und Modellierung der benötigten Arbeitsschritte zur Produktion von Getreide

Zur Bestimmung der Stoff- und Energieflüsse bei der Produktion von Getreide werden zunächst alle jeweils benötigten Arbeitsschritte, z.B. Pflügen, Säen, Düngen und Ernten, die zum Anbau der jeweiligen Feldfrüchte benötigt werden, bestimmt. Dabei wird auf die Datenbank der KTBL (KTBL, 2012) zurückgegriffen, die auch die Zeiträume und Zeitdauern, in der die Arbeitsschritte erfolgen, und den benötigten Maschineneinsatz angibt (vgl. Tabelle 5-7).

Tabelle 5-7: Auszug aus Datenbank der KTBL zu den Arbeitsschritten, benötigter Maschinenaufwand, Arbeitsaufwand am Beispiel Winterweizen (KTBL, 2012, p. 269)

<i>Häufigkeit</i>	<i>Zeitraum</i>	<i>Arbeitsgang</i>	<i>Arbeitszeit [h/ha]</i>	<i>Menge</i>
1	September, 1. Hälfte	Tiefgrubber: Schwergrubber, 2,5 m; 67 kW	1,09	
1	Oktober, 2. Hälfte	Säen mit Kreiselegge und Sämaschine: 2,5 m; 67 kW Z-Saatgut Nachbau-Saatgut	1,24	180 kg 120 kg 60 kg

Für die vorliegende Arbeit wurden ein MS Excel basiertes flexibles Berechnungstool entwickelt, das auf Daten für die Arbeitsschritte und den Maschineneinsatz der KTBL zurückgreift. Somit ist eine Anpassung und Kombination der Arbeitsschritte, deren Dauern und des Maschineneinsatzes im Modell möglich.

5.3.1.2 Dieselmengen

Die benötigten Dieselmengen für den Maschineneinsatz werden aus der KTBL-Datenbank (KTBL, 2012) übernommen.

5.3.1.3 Düngemittelmengen

Zur Berechnung der benötigten Düngemittelmengen für den Anbau der jeweiligen Feldfrüchte wird ein Düngemittelbedarfsrechner verwendet (LEL, 2011). Auf Basis eines zu erwartenden Ertrags, der Bodenart (Ackerzahl 40-60), des Humusgehalts und des pH-Wertes des Bodens werden die benötigten Stickstoff-, Phosphat-, Kalium-, Magnesium- und Kalkdüngermengen berechnet. Für die vorliegende Arbeit wird angenommen, dass keine Düngung mit Wirtschaftsdüngern, Harnstoff oder Zwischenfrüchten erfolgt und der N-min Bodenvorrat (im Boden enthaltener Stickstoff vor Düngemittelausbringung) bekannt ist. Als zu erwartende Erträge für die Düngemittelmengenberechnung werden 9280 kg/ha für Mais, 6425 kg/ha für Winterweizen und 6828 kg/ha für Sommergerste aus der Datenbank Ecoinvent 2.2 (EcoinventCentre, 2010) angenommen.

5.3.2 Schätzung der Produktionskosten von Feldfrüchten

Die Kosten für die Produktion von Feldfrüchten setzen sich aus Maschinenkosten, Personalkosten, Kosten für Kraft- und Schmierstoffe, Kosten für Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel und sonstigen Kosten (Versicherung, Berufsgenossenschaft, sonstiges) zusammen. Direktzahlungen für die Flächennutzung werden in dieser Arbeit als Erlöse in die Berechnung der Produktionskosten einbezogen (vgl. Formel 5-17).

$$\begin{aligned}
K_G^{Prod.Feldfrucht} &= K_G^{Maschine} + AKh_{G,PA} * P^{PA} + m_G^{Diesel} * \dot{m}_G^{Diesel} * P^{Diesel} \\
&+ m_G^{Saatgut} * P^{Saatgut} + \sum m_{D,G}^{Düngemittel} * P_D^{Düngemittel} \\
&+ \sum m_P^{PSM} * P_P^{PSM} + K_G^{Sonstiges} - E^{Direktzahlung}
\end{aligned}
\tag{5-17}$$

$K_G^{Prod.Feldfrucht}$:	Produktionskosten für eine Feldfrucht G [€/ha]
$K_G^{Maschine}$:	Maschinenkosten beim Anbau von Feldfrucht G [€/ha]
$AKh_{G,PA}$:	benötigte Arbeitskraftstunden beim Anbau von Feldfrucht G [h/ha]
P^{PA} :	Stundenlohn [€/h]
m_G^{Diesel} :	Dieselbedarf beim Anbau von Feldfrucht G [l/ha]
P^{Diesel} :	Preis für Diesel [€/l]
$m_G^{Saatgut}$:	Saatgutmenge beim Anbau von Feldfrucht G [kg/ha]
$P^{Saatgut}$:	Saatgutpreis [€/kg]
$m_{D,G}^{Düngemittel}$:	Menge des benötigten Düngemittels D beim Anbau von Feldfrucht G [kg/ha]
$P_D^{Düngemittel}$:	Preis des Düngemittels D [€/kg]
m_P^{PSM} :	Menge des benötigten Pflanzenschutzmittels P beim Anbau von Feldfrucht G [kg/ha]
$P_{P,G}^{PSM}$:	Preis des benötigten Pflanzenschutzmittels P [€/kg]
$K_G^{Sonstiges}$:	Sonstige Kosten beim Anbau von Feldfrucht G [€/ha]
$E^{Direktzahlung}$:	Erlöse für Erhalt von Direktzahlungen [€/ha]

5.3.2.1 Maschinenkosten, Arbeitsaufwand, sonstige Kosten, Kosten für Pflanzenschutzmittel

Die fixen und variablen Maschinenkosten [€/ha], der Pflanzenschutzmittelmengen und -preise sowie der Arbeitsaufwand [h/ha] basieren auf der KTBL-Datenbank und werden mithilfe der Modellierung der Arbeitsschritte berechnet. Die sonstigen Kosten z.B. für Versicherung stammen von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL, 2008) und der KTBL.

5.3.2.2 Auswahl der Düngemittel und Berechnung der Kosten

In der vorliegenden Arbeit wird angenommen, dass die Auswahl der Düngemittel zur Deckung der Nährstoffbedarfe nach ökonomischen Kriterien erfolgt. Dazu wurde ein Optimierungsmodell in der Software Gams zur Minimierung der Düngemittelkosten (Zielfunktion) bei Deckung der Nährstoffbedarfe

(Nebenbedingung) erstellt. Im Optimierungsmodell werden dazu die Nährstoff-Zusammensetzungen der Düngemittel, die benötigte Düngemittelmenge je nach Feldfrucht und die aktuellen Preise der Düngemittel (Mittelwert aus Höchst- und Niedrigstpreis) (Agrarmarkt-NRW, 2015) hinterlegt.

5.3.3 Verkaufspreise für Getreide

Zur Berechnung von Erlösen aus dem Verkauf der produzierten Feldfrüchte werden durchschnittliche erzielte Preise für die Getreidearten angenommen. Da weder eine Korrelation von Erträgen pro ha mit Getreidepreisen noch signifikante Preisänderungen seit 1990 festgestellt werden konnten, werden in der vorliegenden Arbeit Durchschnittswerte der Erzeugerpreise von 1990 bis 2011 der FAO für Deutschland genutzt (vgl. Tabelle 5-8).

Tabelle 5-8: Erzeugerpreise der betrachteten Feldfrüchte [€/t] (FAO, 2015)

	<i>Mais</i>	<i>Weizen</i>	<i>Gerste</i>
Erzeugerpreise	139	134	121

5.3.4 Ökologische Bewertung

Für die ökologische Bewertung der Produktion von Feldfrüchten werden in diesem Teilmodell nur die direkten Emissionen berechnet. Indirekte Emissionen (z.B. Lachgasemissionen aus dem Boden) werden im Teilmodell Agrarökosystem betrachtet. Der Anbau der Feldfrüchte mit den Arbeitsschritten und benötigten Saatgut-, Düngemittel-, Pflanzenschutzmittel- und sonstiger Verbrauchsmittelbedarfe werden in Umberto und Ecoinvent 2.2 modelliert. Im Laufe der Arbeit wurde deutlich, dass die Bewertung der Biokohleanwendung zur Bodenverbesserung auf einem Vergleich des Anbaus mit Biokohle mit dem Anbau ohne Biokohle mit gleichen Arbeitsschritten, gleichen Düngemittelmengen etc. erfolgt. Daher ergeben sich für die direkten Emissionen keine Unterschiede und können somit für die vergleichende THG-Bilanz außer Acht gelassen werden. Die Modellierung in Umberto wird daher hier nicht weiter ausgeführt.

5.4 Teilmodell Agrarökosystem

Das Teilmodell Agrarökosystem dient zur Modellierung von Getreideerträgen und THG-Bodenemissionen in Abhängigkeit des Bodens (z.B. Bodenart, -eigenschaften etc.), des Klimas (Wetter), der Anbaumethoden (z.B. Zeitpunkt und Art des Pflügens etc.), des Einflusses der Biokohle auf die Bodeneigenschaften und des Abbaus der Biokohle. Zum Einsatz kommt ein Agrarökosystemmodell, das erweitert wird, um die Wirkungen von Biokohle und den Abbau der Biokohle abbilden zu können. Im Folgenden wird die Auswahl eines Agrarökosystemmodells, dessen Beschreibung und Kalibrierung sowie die benötigten Daten vorgestellt und die Modellerweiterungen der Wirkungen der Biokohle auf den Boden und des Biokohleabbaus beschrieben.

5.4.1 Anforderungen und Auswahl eines Agrarökosystemmodells zur Berechnung von Getreideerträgen und THG-Bodenemissionen

Das Agrarökosystemmodell dient zur Modellierung von Getreideerträgen und THG-Bodenemissionen in Abhängigkeit des Bodens (z.B. art, -eigenschaften etc.), des Klimas (Wetter), der Anbaumethoden (z.B. Zeitpunkt und Art des Pflügens etc.) und des Einflusses der Biokohle.

Das Ökosystem-Modell soll folgende Stoffflüsse abbilden und folgende Anforderungen erfüllen können:

- Modellierung des Pflanzenwachstums zur Berechnung der Getreideerträge
- Modellierung des C- und N-Kreislaufs zur Berechnung von THG-Bodenemissionen, insbesondere N_2O und CH_4
- Anwendungsgebiet: Deutschland
- Betrachtungszeiträume: über mehrere Jahre möglich
- Biokohlewirkungen können ergänzt werden
- Verfügbarkeit des Modells gegeben
- Verfügbarkeit (und Anzahl) der benötigten Inputparameter vorhanden
- Geoinformationssystem (GIS) für Weiterentwicklung des Bewertungsmodells auf regionaler Ebene

„Parton et al. (1996) teilen N-Kreislauf-Modelle, die die Denitrifikation berücksichtigen, in drei Klassen ein: Modelle, die das Wachstum der mikrobiellen Biomasse beschreiben; Modelle, die einen Schwerpunkt auf die Gasdiffusion und die Abbildung anoxischer Verhältnisse in den Bodenaggregaten legen; und schließlich sogenannte vereinfachte Prozessmodelle, die durch vereinfachte Ansätze die Prozesse anhand einfach zu bestimmender Parameter beschreiben und nicht auf mikrobielle Prozesse oder eine genaue Beschreibung der Gasdiffusion eingehen (Heinen, 2006).“ (Szyska (2009)).

Die Auswahl eines Agrarökosystemmodells erfolgte mithilfe einer Übersicht verschiedener häufig genutzter Modelle zur Simulation von Lachgasemissionen landwirtschaftlich genutzter Flächen (Chen et al., 2008). Eine tabellarische Übersicht der Modelle findet sich in Tabelle 5-9. Da kurze Modellbeschreibungen bei Chen et al. (2008) bereits erfolgen, werden hier nur die Gründe der Auswahl für ein Modell dargelegt. Für die vorliegende Arbeit wird das DNDC-Modell als Ausgang für die weiteren Bearbeitungen gewählt. Die Prüfung der Modellverfügbarkeit und der Verfügbarkeit der benötigten Input-Parameter ergab v.a. für das DNDC-Modell gute Ergebnisse. Die verschiedenen DNDC-Modelle/-Erweiterungen werden nach Registrierung auf einer Online-Plattform zur Verfügung gestellt sowie regelmäßig aktualisiert (DNDC, 2015). Die benötigten Input-Parameter sind im Vergleich der Modelle in der Anzahl geringer und vergleichsweise gut verfügbar (vgl. Kapitel 5.4.2 und 5.4.3). Im DNDC-Simulationstool besteht die Möglichkeit über ein GIS-Tool neben der lokalen Ebene auch regionale Ebenen zu betrachten. Das Modell wurde vielfach validiert, z.B. auch mit deutschen Agrarflächen (Li et al., 1992a).

Zwei Vergleichsstudien der Lachgas-Berechnungen verschiedener Modelle mit Beobachtungsdaten ergaben v.a. für die Modelle DAYCENT, Expert-N und WNMM gute Übereinstimmungen mit den Messdaten (Chen et al., 2008; Frohling et al., 1998; Li et al., 2005). Das Modell DNDC schnitt im Vergleich weniger gut ab, lieferte aber in der Studie von 1998 für einen Standort in Deutschland gute Ergebnisse (Chen et al., 2008). In der Studie von 2005 wurde nur der Gasberechnungsteil übernommen, die weiteren Bodenberechnungen basierten auf WNMM, daher ist die Vergleichbarkeit der Modelle in die-

ser Studie fraglich. Das DNDC-Modell wird laufend aktualisiert, erweitert und weiterentwickelt und findet auch in Modellkopplungen Anwendung (z.B. E-FEM-DNDC (Neufeldt et al., 2006)). Aufgrund der guten Verfügbarkeit des Modells, dessen Aktualisierungen und der Anzahl der benötigten Inputdaten sowie ähnlicher Simulationsergebnisse wie bei anderen Simulationsmodellen wird für die vorliegende Arbeit das Ökosystem-Modell DNDC für die Berechnungen von Getreideerträgen und THG-Bodenemissionen verwendet.

Tabelle 5-9: Übersicht der Agrarökosystemmodelle zur Auswahl (Chen et al., 2008) (Teil 1)

<i>Modell</i>	<i>NGAS-Daycent</i>	<i>DNDC</i>	<i>ecosys</i>	<i>NLOSS</i>
zeitl. Auflösung	täglich	täglich	Sekunden-Jahrhunderten	täglich
Pflanzenwachstum	eigene Berechnung	eigene Berechnung und MACRO	eigene Berechnung	CERES
Wasserdy-namik	Wasserbilanz	Wasserbilanz	Richards und Green-Ampt-Gleichungen	Richards-Gleichungen
C Kreislauf	8 C Pools	8 C Pools	6 organische Zustände, 4 organische Stoff-Mikroorganismus Komplexe, 6 biologische Verbünde	8 C Pools
	THG: CO ₂ u. CH ₄	CO ₂ u. CH ₄	CO ₂ u. CH ₄	CO ₂
N Kreislauf	Mineralisation, Immobilisierung, Ammoniakem., Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung	Mineralisation, Immobilisierung, Ammoniakem., Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung	Mineralisation, Immobilisierung, Ammoniakem., Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung	Mineralisation, Immobilisierung, Ammoniakem., Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung
	THG: NH ₃ , NO, N ₂ O, N ₂	NH ₃ , NO, N ₂ O, N ₂	NH ₃ , N ₂ O, N ₂	NH ₃ , N ₂ O, N ₂
Lachgasemissionen	Nitrifikation Kinetik erster Ordnung, konstanter Anteil (2 %)	dynamische Nitrifizierentwicklung, N ₂ O: konstanter Anteil (0.25 %)	dynamische Nitrifizierentwicklung, N ₂ O: dynamisch	dynamische Nitrifizierentwicklung, N ₂ O: konstanter Anteil (0.25 %)
	Denitrifikation WFPS, Schwellenwerte, Kinetik erster Ordnung, N ₂ O/N ₂ O/N ₂ Verhältnisse	dynamische Entwicklung der Denitrifizierer und sog. "Anaerobic balloon", N ₂ O: dynamisch	dynamische Entwicklung der Denitrifizierer, N ₂ O: dynamisch	dynamische Entwicklung der Denitrifizierer und sog. "Anaerobic balloon", N ₂ O: dynamisch
	Gasdiffusion Bodendiffusion je nach Bodentextur	Diffusionsverhältnisse	dynamisch	dynamisch
Landnutzung	Feldfrüchte, Grünland, Wald	Feldfrüchte, Grünland, Wald	Feldfrüchte, Grünland, Wald	Feldfrüchte
Modellanwendungen	USA, Kanada, Australien, Neuseeland, Europa	USA, Kanada, Australien, Neuseeland, Europa, China, Indien	USA, Canada	Mexiko

5 Entwickeltes Bewertungsmodell und dessen Datengrundlage

Tabelle 5-9 (Teil 2)

<i>Modell</i>	<i>Expert-N</i>	<i>WNMM</i>	<i>FASSET</i>	<i>CERES-NOE</i>
zeitl.	täglich	täglich	täglich	täglich
Auflösung				
Pflanzenwachstum	CERES, SUCROS, LEACHM, PLAGEN und SPASS	EPIC, SUCROS, CERES und GRASSGRO	eigene Berechnung	CERES
Wasserdynamik	Richards-Gleichungen/Wasserbilanz	Richards-Gleichungen/Wasserbilanz	Wasserbilanz	Richards-Gleichungen
C Kreislauf	3-7 C Pools	5 C Pools	6 C Pools	6 C Pools
THG:	CO ₂ u. CH ₄	CO ₂	CO ₂	CO ₂
N Kreislauf	Mineralisation, Immobilisierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung	Mineralisation, Immobilisierung, Ammoniakverdunstung, Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung	Mineralisation, Immobilisierung, Ammoniakverdunstung, Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung	Mineralisation, Immobilisierung, Ammoniakverdunstung, Nitrifikation, Denitrifikation, Nitratauswaschung
THG:	N ₂ O, N ₂	NH ₃ , NO (nicht getestet), N ₂ O, N ₂	NH ₃ , N ₂ O, N ₂	NH ₃ , N ₂ O, N ₂
Lachgasemissionen	Nitrifikation	"Kinetik nullter oder erster Ordnung,		
	Denitrifikation	N ₂ O: konstanter Anteil (0.5 %)"	Kinetik erster Ordnung, N ₂ O: konstanter Anteil (0.1-0.5 %)	Kinetik erster Ordnung, N ₂ O: konstanter Anteil (kalibriert)
	Gasdiffusion	WFPS, Schwellenwerte, Kinetik erster Ordnung, N ₂ O/N ₂ O/N ₂ Verhältnisse und Kinetik erster Ordnung	WFPS, Schwellenwerte, Kinetik erster Ordnung, N ₂ O/N ₂ O/N ₂ Verhältnisse	WFPS, Schwellenwerte, Kinetik erster Ordnung, N ₂ O/N ₂ O/N ₂ Verhältnisse
Landnutzung	dynamisch	nein	nein	nein
Modellanwendungen	Feldfrüchte	Feldfrüchte, Grünland	Feldfrüchte, Grünland	Feldfrüchte

5.4.2 Agrarökosystemmodell DNDC

Das prozessorientierte Ökosystemmodell DNDC wurde erstmals 1992 von Li et al. (1992a, 1992b) beschrieben und diente in der Ursprungsversion v.a. zur Berechnung von Lachgasemissionen. Es basiert auf empirischen deterministischen Algorithmen, die die Zusammenhänge im Ökosystem beschreiben. Das Modell bestand im Ursprung aus einem Teilmodell zur Berechnung thermischer und hydraulischer Flüsse im Boden, einem Untermodell zur Berechnung des Abbaus organischer Verbindungen und einem Untermodell zur Berechnung der Denitrifikation. Bis heute wird das Modell aktualisiert und erweitert, z.B. mit einem Untermodell zum Pflanzenwachstum. In Abbildung 5-5 wird die in dieser Arbeit angewendete Modellversion 9.5⁴⁶ schematisch dargestellt.

Einen detaillierten Überblick über die geschichtliche Entstehung und Weiterentwicklung des DNDC-Modells gibt z.B. Kröbel (2009), einen Überblick über Modellerweiterungen Gilhespy et al. (2014). Eine Veröffentlichungsliste zu DNDC findet sich in DNDC (2015). Da das Modell dort bereits ausführlich beschrieben wird, werden hier nur kurz einige wichtige Aspekte zur Berechnung des Pflanzenwachstums und der THG-Emissionen erläutert und alle benötigten Inputparameter zusammengestellt. Die Eingabe der Inputparameter erfolgt mithilfe einer Benutzeroberfläche und .txt-Dateien, die Outputdaten werden vorwiegend als .csv-Dateien ausgegeben. Änderungen des Quellcodes sind in der vorliegenden Arbeit nicht vorgesehen, da sie nicht experimentell überprüft werden können.

Das Untermodell des Pflanzenwachstums wurde 2002 hinzugefügt (Zhang et al., 2002). Es berechnet das Wachstum abhängig der Photosyntheseleistung der Pflanze. „Es beinhaltet folgende Prozesse: Phänologische Entwicklung der Pflanze, Berechnung des Blattflächenindex, Photosynthese und Dissimilation, Verteilung der Assimilationsprodukte in die verschiedenen Pflanzenorgane (Blatt, Stengel, Frucht und Wurzel). Weiterhin wird das Wurzelwachstum sowie die Aufnahme von Wasser und Stickstoff durch die Pflanze berücksichtigt (Zhang et al., 2002).“ (zitiert aus Szyska (2009)).

⁴⁶ Download und Installation 16.05.2012

Zur Berechnung von THG-Emissionen beinhaltet DNDC ein Mineralisationsmodul, das in Abhängigkeit von Temperatur, Bodenfeuchtigkeit, Stickstoffverfügbarkeit, Managementmaßnahmen und Bodentextur den Abbau organischer Substanzen einschließlich der Biomasse unterschiedlicher Abbaubarkeit (C-Pools) und somit die Substratmengen berechnet. In einem sog. Anaeroben Ballon werden die Anteile aerober und anaerober Bereiche in unterschiedlichen Bodenbereichen abgebildet, die wiederum Einfluss auf das Nitrifikationsmodul und das Denitrifikationsmodul in Abhängigkeit der vorhandenen Populationsdynamik der Mikroorganismen, Substratverfügbarkeiten, Sauerstoffkonzentrationen und der Diffusionswege nehmen (Szyska, 2009).

Als Input-Parameter gehen in das DNDC-Modell Standortdaten, Klimadaten, Bodendaten, Pflanzendaten und Feldmanagementdaten ein. In Tabelle 5-10 werden die Parameter zusammengefasst aufgelistet.

Die Output-Daten des DNDC-Modells umfassen Daten zur Temperatur und Feuchtigkeit der Bodenschichten, Menge und Verteilung der betrachteten Substrate und Gase in den Bodenschichten, Menge der betrachteten Gasemissionen, Abbau der C-Verbindungen und Daten zum Wachstum der Pflanzen jeweils in täglicher Auflösung. Neben den jährlichen Kornerträgen und THG-Bodenemissionen, die in die Gesamtbewertung einfließen, werden für die Berechnung des Abbaus der Biokohle die in DNDC simulierten Bodentemperatur- und -feuchtigkeitsdaten (tägliche Auflösung) verwendet (vgl. Kapitel 5.4.4).

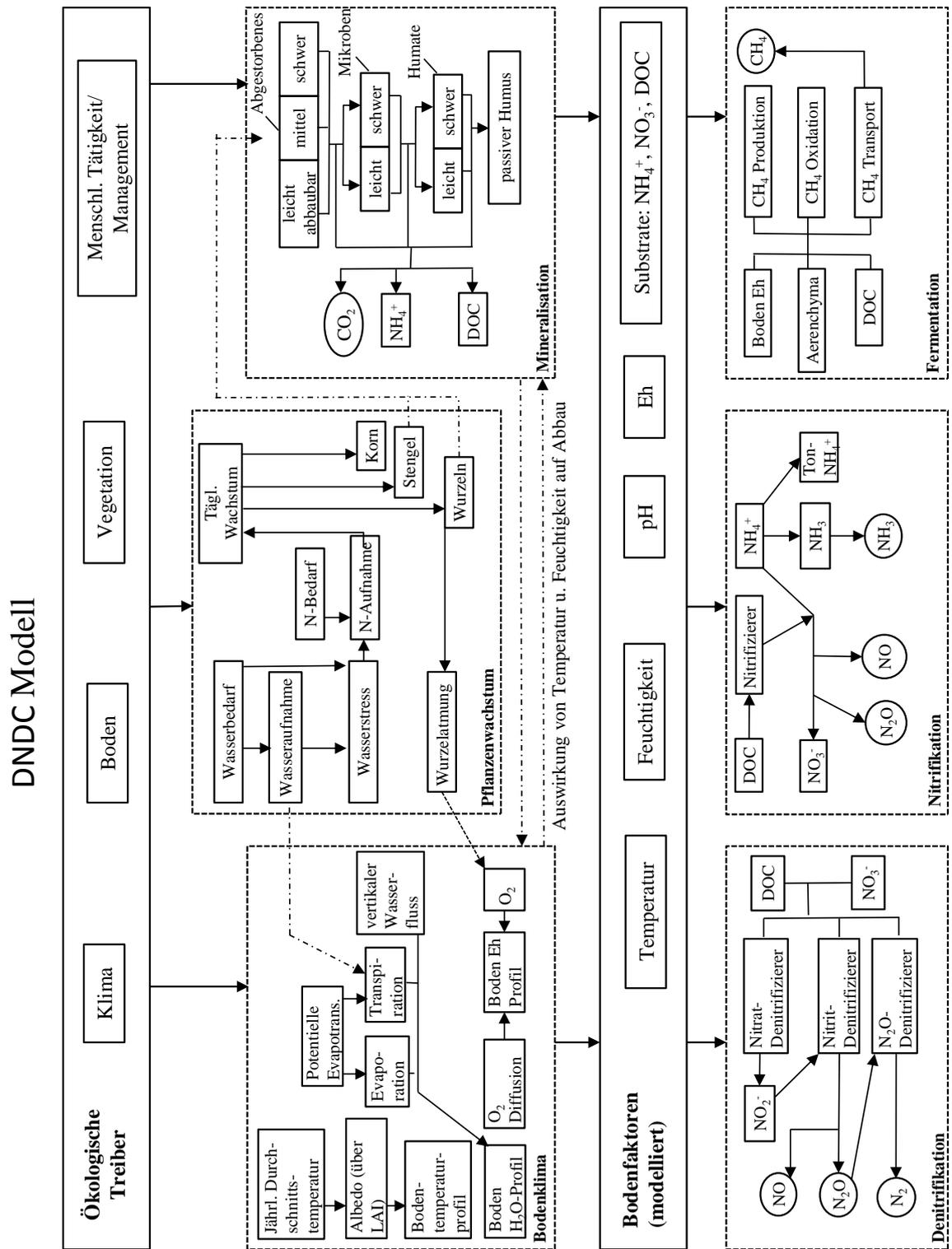


Abbildung 5-5: Schematische Darstellung des DNDC Modells 9.5 (nach DNDC (2012))

Tabelle 5-10: Zusammenfassung der Input-Parameter für DNDC 9.5

Zuordnung	Input-Parameter
Standortdaten/ Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> • Name • Anzahl simulierter Jahre • Geographische Breite
Klimadaten	<ul style="list-style-type: none"> • Wetterdaten in täglicher Auflösung • N-Konzentration in Atmosphäre und N-Niederschlag (Nitrat, Ammoniumnitrat) • CO₂-Konzentration in Atmosphäre
Bodendaten	<ul style="list-style-type: none"> • Bodentextur (z.B. sandig, lehmig,...) • Bodendichte (Trockenraumdichte), -pH, -porosität • Anteile unterschiedlicher C-Pools (leicht („litter“), mittel („humads“=Humate), und schwer („humus“=Humine) abbaubar), ihre Abbauratenänderungen, Verteilung im Boden und CN-Verhältnisse • Nitrat- und Ammoniumkonzentration, Feuchte am Ausgangspunkt • Ton („clay“)-Anteil • Feldkapazität (als WFPS: „water filled porosity“, Welkepunkt (als WFPS am Welkepunkt), Wasserleitfähigkeit • Angaben zur Mikroorganismenaktivität, Grundwassertiefe, Neigung des Felds
Pflanzendaten	<ul style="list-style-type: none"> • Pflanze, und -typ (Sommer-, Wintersaat) • Sä- und Erntedatum • maximal erzielbarer Ertrag • Ernterückstand auf Feld verbleibend • Biomasseverteilung auf Korn, Blatt, Stamm und Wurzeln • C/N-Verteilung von Korn, Blatt, Stamm und Wurzeln • gesamter N-Bedarf • Wasserbedarf zur Produktion von 1 kg Trockenmasse • Optimaltemperatur für Wachstum der Pflanze • akkumulierte Lufttemperatur bis Reife • Vaskularität der Pflanzen (in Feuchtgebieten)
Management	<ul style="list-style-type: none"> • Anzahl der Fruchtarten pro Jahr • Gesamtjahre • Dauer der Fruchtfolge • Anzahl, Art und Datum der Bodenbearbeitung (Pflügen) • Mineraldüngemittel, -menge, Zeitpunkt der Applikation, hinterlegte Düngemittel: CH₄N₂O, NH₃, NH₄HCO₃, NH₄NO₃, (NH₄)₂SO₄, NO₃⁻, (NH₄)₂HPO₄ • Wirtschaftsdünger, -menge, Zeitpunkt • Bewässerung durch Flutung oder Beregnung • Beweidung • Mahd

5.4.3 Kalibrierung des Agrarökosystemmodells

Eine Kalibrierung des Agrarökosystemmodells ist notwendig um Daten zu erhalten, die möglichst genau reellen Daten entsprechen. Dazu können beispielsweise Ergebnisse der Simulation zunächst mit Messdaten verglichen werden und ggf. anschließend durch eine Anpassung des Modells und der Inputdaten eine Verbesserung der Simulationsergebnisse erzielt werden. Im Falle des Agrarökosystem-Modells sollen v.a. Getreideerträge und THG-Bodenemissionen möglichst genau abgebildet werden. Für die Kalibrierung der Getreideerträge bietet sich eine ex post Kalibrierung mit historischen statistischen Daten an, die z.B. auf Landkreisebene vom Statistischen Landesamt Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt werden. Statistische Daten zu THG-Bodenemissionen werden z.B. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit veröffentlicht. Die dort veröffentlichten THG-Bodenemissionen (v.a. Lachgas) werden mithilfe von Emissionsfaktoren berechnet, z.B. nach IPCC: 0,0125 kg N₂O pro kg N des Mineraldüngers (Haenel et al., 2014). Diese Emissionsdaten eignen sich nicht zur Kalibrierung des DNDC-Modells, da sie keine Messdaten enthalten, sondern mithilfe eines Modells abgeschätzt wurden, das die Lachgasemissionen vereinfachter als DNDC abbildet.

Die Kalibrierung des DNDC-Modells wird daher aufgrund eines Mangels an geeigneten THG-Bodenemissionsdaten nur mit statistischen Daten der Getreideerträge durchgeführt. Die Methodik ist übertragbar und kann bei besserer Datenlage auch für Lachgasemissionen angewendet werden. Es werden die jährlichen Durchschnittserträge ausgewählter Landkreise in Baden-Württemberg zur Kalibrierung verwendet (StatBW, 2014).

5.4.3.1 Zeitlicher und räumlicher Umfang der Kalibrierung

Eine Analyse der historischen statistischen Daten der Getreideerträge (1983-2011) für den Landkreis Karlsruhe zeigt, dass die Getreideerträge im Zeitverlauf angestiegen sind (bei Körnermais um bis zu 100 %). Gründe können u.a. ein verbessertes Management und Getreidezüchtungen sein. Um diese Effekte auszuschließen, werden für die Kalibrierung nur die Getreideerträge zwischen 2000 und 2011 herangezogen, für die angenommen wird, dass sich die Managementpraxis und Getreideverbesserungen nicht wesentlich änderten.

Um eine möglichst allgemeingültige Kalibrierung für eine Region zu erhalten, wird die Kalibrierung mit zwei unterschiedlichen Standorten (unterschiedliche Bodenart, Wetter, statistische Getreideerträge) durchgeführt. Die Auswahl wird im Kapitel 5.4.3.2 beschrieben.

5.4.3.2 Bodendaten und Standortwahl zur Kalibrierung des DNDC-Modells

Da die Getreideertragsdaten jährliche Durchschnittserträge auf Landkreisebene (in Baden-Württemberg) umfassen, ist es nötig, die Kalibrierung auf gleicher regionaler Ebene durchzuführen. Dazu werden Bodendaten für einen durchschnittlichen Boden im jeweiligen Landkreis benötigt. GIS-Bodendaten wurden vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau des Landes Baden-Württemberg (Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200 000 (BÜK200)) für diese Biokohleforschung zur Verfügung gestellt (BÜK200, 2012). Die GIS-Daten umfassen verschiedene sog. Layer zu den Bodeneigenschaften (z.B. Feinbodenarten, pH-Werte), Bodenkennwerten (z.B. nutzbare Feldkapazität, Feldkapazität, Kationenaustauschkapazität), Bodenfunktionen (z.B. Filtereigenschaften) und organischen Kohlenstoffgehalten. Für die Eingabe in DNDC müssen die Daten angepasst und ein Durchschnittsboden des Landkreises abgeleitet werden. Zunächst werden mithilfe der GIS-Software ArcGIS die Bodendaten auf die ackerbaulich genutzten Flächen reduziert, indem die Gesamtfläche BW mit der in der CORINE-Datenbank hinterlegten landwirtschaftlichen Flächen ausgeschnitten wird. Im nächsten Schritt werden die benötigten BÜK-Daten ausgewählt und für die Berechnungen in DNDC durch Annahmen und gewichtete Mittelwertbildung angepasst (Ergebnisse und z.T. Berechnungen vgl. Tabelle 5-11 und Tabelle 5-12). Durch die Entfernung nicht benötigter Daten und die Anpassung konnten die Datenmenge deutlich reduziert und z.T. einige Flächen zusammengefasst werden (von >9000 Einzelflächen mit >50 unterschiedlichen Eigenschaften auf ca. 1200 mit 6 Eigenschaften). Anschließend werden die Bodenkennwerte jeweils für den gesamten Landkreis (Agrarfläche) ermittelt, indem Mittelwerte der Bodendaten gewichtet am Flächenanteil im Landkreis gebildet werden⁴⁷.

⁴⁷ Beispielberechnung: 20 % der Fläche ist Lehm mit Tongehalt 31 %, 80 % ist Lehmsand mit 16,5 % Ton: $0,2 \cdot 31 + 0,8 \cdot 16,5$ ergibt 19,4 % Tongehalt für den Landkreis.

Tabelle 5-11: Anpassung der BÜK200-Daten zur Nutzung in DNDC, abgeleitet aus den Feinbodenarten in BÜK200

BÜK200 Feinbodenart	Übertragung in DNDC		
	Tongehalt („clay“) ¹	Porosität ¹	H ₂ O- Leitfähigkeit ¹
Lehm	31	0,451	0,0250
Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton	35	0,456	0,0222
Lehm über Ton	39	0,461	0,0193
Lehm und Ton	43	0,467	0,0165
Lehmsand	16,5	0,460	0,3293
Lehmsand im Wechsel mit Lehm	23,75	0,456	0,1772
Lehmsand im Wechsel mit Lehm über Ton	27,75	0,461	0,1743
Lehmsand über Lehm oder Ton	29,75	0,463	0,1729
Lehmsand, Schluff und Lehm	26,67	0,473	0,1174
Sand	4	0,395	0,6336
Schluff	8,5	0,477	0,0150
Schluff im Wechsel mit Lehm	17,5	0,423	0,3293
Ton	55	0,482	0,0080
Ton im Wechsel mit Lehm über Ton	43	0,467	0,0165
Torf	0,06	0,701	0,0080
Torf im Wechsel mit Sand und Lehm	8,78	0,242	0,1687

¹ abgeleitet aus in DNDC hinterlegten Porositäts- bzw. H₂O-Leitfähigkeitsdaten der Bodenarten

Unsicherheiten bei der Aggregation der Bodendaten entstehen neben der gewichteten Mittelwertbildung auch durch die unterschiedlichen Definitionen des Bodengefüges, v.a. der Definition der Partikelgrößen. DNDC richtet sich nach dem US-System, bei dem Schluff mit einem Korngrößendurchmesser von 0,002 bis 0,05 mm definiert ist (USDA, 1993), im Vergleich zur deutschen Definition, wie in den BÜK-Daten, von 0,005 bis 0,063 mm (Schroeder, 1969). Da in DNDC v.a. der Ton-Gehalt berücksichtigt ist und dessen Korngröße in beiden Systemen als <0,002 mm definiert ist, kann der Tongehalt direkt übernommen werden. Die restlichen Partikelgrößenverteilungen werden abschätzend über Bodenartvergleiche in den dargestellten Daten und Berechnungen berücksichtigt.

5 Entwickeltes Bewertungsmodell und dessen Datengrundlage

Tabelle 5-12: Anpassung weiterer BÜK200-Daten zur Nutzung, jeweils mit einer Beispielberechnung für die Übertragung in DNDC

BÜK200	Übertragung in DNDC
pH-Bereiche	pH
z.B. 4-6	Mittelwert: 5
Anteil an Feldkapazitätsbereich [mm]	Feldkapazität [WFPS]
z.B.:FK bis 130 mm ^a : 0 % 130-260 mm: 0 % 260-390 mm: 70 % 390-520 mm: 30 % >520 mm: 0 %	Berechnung: $WFPS[\%] = \left(0,7 * \frac{260 + 390}{2} + 0,3 * \frac{390 + 520}{2} \right) * 0,1 / Porosität[0 - 1]$
nutzbare Feldkapazität [mm]	WFPS am Welkepunkt [WFPS am WP]
z.B. nFK <50, 50-90, 90-140, 140-200, >200 mm, analog zu FK	WP=FK-nFK,, weiter analog zu FK
Anteil an org. Kohlenstoffgehaltsbereichen	org. Kohlenstoffgehalt [kg/kg Boden]
z.B. bei 0-200 mm klimatischer Wasserbilanz: 0,6-1,2 % 200-400 mm: 1,2-2,0 % 400-800 mm: 1,2-2,0 % >800 mm: 1,2-2,0 %	Berechnung: $C_{org}[\%] = \left(\frac{1,2 + 0,6}{2} + 3 * \frac{1,2 + 2}{2} \right) / 8 * 0,01$

^a Es wird eine Bodenschicht von 1 m Tiefe angenommen, d.h. 130 mm entsprechen 130 l/m³

Aus den aggregierten Bodendaten der Landkreise werden der Landkreis Karlsruhe und der Landkreis Hohenlohe für die Kalibrierung ausgewählt, da sich im Vergleich zu anderen Landkreisen deren Bodendaten relativ gut unterscheiden, aber ihre geographische Lage und das Klima nicht zu unterschiedlich sind (als z.B. im Vergleich zum Hochschwarzwald). Große Unterschiede zeigen sich vor allem im Tongehalt und der Wasserleitfähigkeit der Böden.

Tabelle 5-13: Aggregierte Bodendaten der Landkreise zur Kalibrierung von DNDC

Bodeneigenschaft	Karlsruhe	Hohenlohe
pH	6,67	6,25
C-Gehalt in 0-5 cm Bodentiefe	0,01647	0,0181
Porosität	0,439	0,457
Tongehalt	0,135	0,363
WFPS	0,707	0,699
WFPS am WP	0,311	0,382
H ₂ O-Leitfähigkeit	0,249	0,034

5.4.3.3 Voruntersuchungen und -überlegungen zur Kalibrierung des DNDC-Modells

Als Voruntersuchung zur Kalibrierung werden die statistischen Getreideerträge mit DNDC-simulierten Getreideerträgen verglichen (Berechnung C-Gehalt der Getreideerträge vgl. Anhang D). Dazu werden die in DNDC hinterlegten Pflanzeninputdaten genutzt sowie die berechneten Bodendaten, die benötigten Feldmanagementsdaten (vgl. Kapitel 5.3.1) und Wetterdaten (Wetterstation Rheinstetten (LK Karlsruhe) und Öhringen (LK Hohenlohe), vgl. Kapitel 5.4.6) als DNDC-Inputdaten eingefügt. Ein Beispiel einer Inputdatenzusammenstellung ist im Anhang E einsehbar. Die simulierten Getreideerträge unterschätzen die statistischen Getreideerträge um meist 30 bis 40 %. Als Beispiel werden die statistischen und simulierten Körnermaiserträge in Abbildung 5-6 dargestellt.

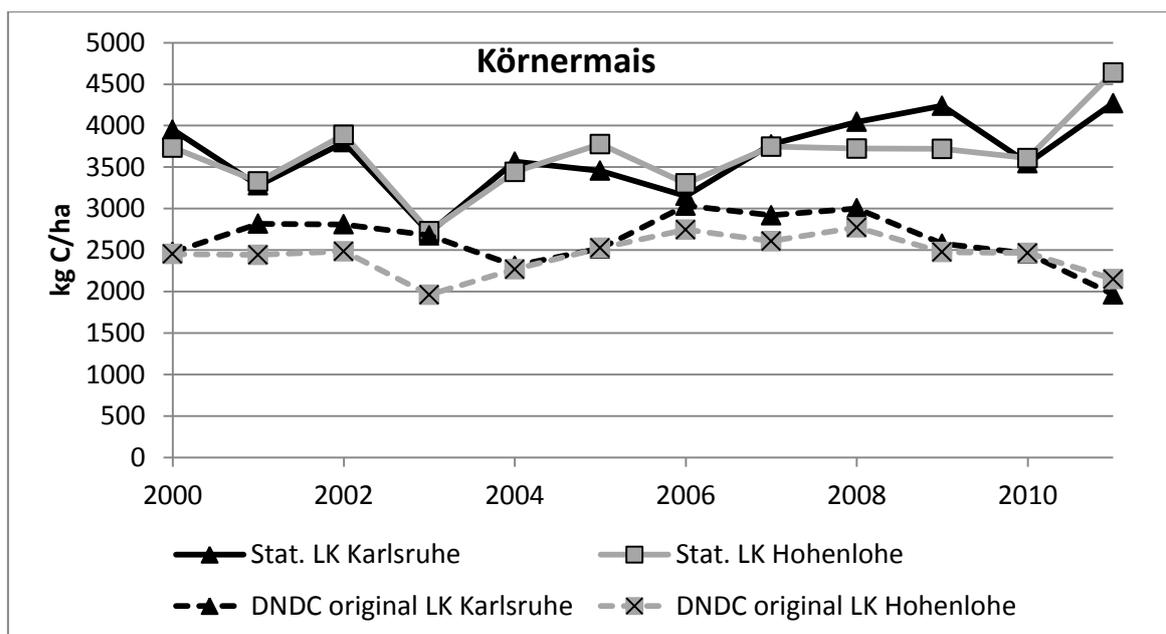


Abbildung 5-6: Vergleich der statistischen mit DNDC-simulierten Getreideerträgen vor der Kalibrierung am Beispiel Körnermais für die Landkreise Karlsruhe und Hohenlohe

Zur Untersuchung, welche Inputparameter den größten Einfluss auf die Getreideerträge (und N_2O -Emissionen) haben, wird eine Monte Carlo-Untersuchung durchgeführt. Dazu wird ein in DNDC hinterlegtes Tool genutzt. In der DNDC-Benutzeroberfläche lassen sich die zu variierenden Parameter und ihre Variationsspannen auswählen und anschließend berechnen. Es werden die wichtigsten Ergebnisdaten ausgegeben, darunter Erträge und Emissi-

onen (DNDC, 2012). Für die Einflussuntersuchung dieser Arbeit wird nacheinander jeweils nur ein Parameter variiert. Den größten Einfluss auf den Getreideertrag haben neben dem Wetter (Temperatur und Niederschlag) die Parameter Tongehalt, Feldkapazität, Welkepunkt, Porosität, Maximalertrag, C/N-Verteilung der Pflanze, Wasserbedarf der Pflanze und akkumulierte Lufttemperatur bis Reife.

Da DNDC bereits vielfach validiert wurde und experimentelle Daten für die Anpassung der empirischen Algorithmen (z.B. Topf-/Feldversuche) in dieser Arbeit nicht durchgeführt werden können, werden für die Kalibrierung keine Änderungen im Quellcode vorgenommen. Die Bodendaten des jeweiligen Standorts werden aufgrund der relativ guten Datengrundlage als fest vorgegeben betrachtet⁴⁸, ebenso wie Wetter- und Feldmanagementdaten. Da keine/wenige Informationen zu den benötigten Pflanzendaten vorliegen, eignet sich für die Kalibrierung des DNDC-Modells daher eine Anpassung der Pflanzendaten. Dieses Vorgehen wird auch im Handbuch zu DNDC empfohlen.

5.4.3.4 Anpassung der Pflanzenparameter zur Kalibrierung des DNDC-Modells

Zur Optimierung komplexer Simulationsmodelle können Metamodelle angewendet werden, die ein komplexes Simulationsmodell approximieren „und lediglich signifikante Effekte beinhalten“ (Siebertz et al., 2010). Diese Methode eignet sich vor allem, um lange Rechenzeiten zu umgehen und nichtlineare komplexe oder nicht bekannte „Zusammenhänge zwischen Faktoren des Modells und der zu analysierenden Ausgangsgrößen zu ermitteln“ (Siebertz et al., 2010). Das Metamodell wird mit Hilfe eines Versuchsplans („Design of Experiment“ (DoE)) für Computer-Experimente erstellt und bildet die Zusammenhänge der dort variierten Faktoren mittels Algorithmen ab. Daher wird in der vorliegenden Arbeit ein Metamodell des DNDC-Modells zu dessen Kalibrierung entwickelt. Die Kalibrierung wird durch eine Optimierung der Pflanzeninputdaten vorgenommen. Der generelle Zusammenhang des Metamodells mit dem Ausgangsmodell für die Analyse eines komplexen Simulationsmodells wird in Abbildung 5-7 dargestellt. Das Simulationsmodell bildet ein physikalisches System ab. Mittels Versuchsplänen wird das Simulationsmodell syste-

⁴⁸ Unsicherheiten der Bodendaten werden in Szenarien und Sensitivitätsanalysen betrachtet.

matisch untersucht und aus den gewonnenen Daten ein Metamodell erstellt. Die Ergebnisse der Metamodellsimulationen können durch Testsimulationen mit dem komplexen Ausgangssimulationsmodell oder mit dem untersuchten physikalischen System validiert werden.

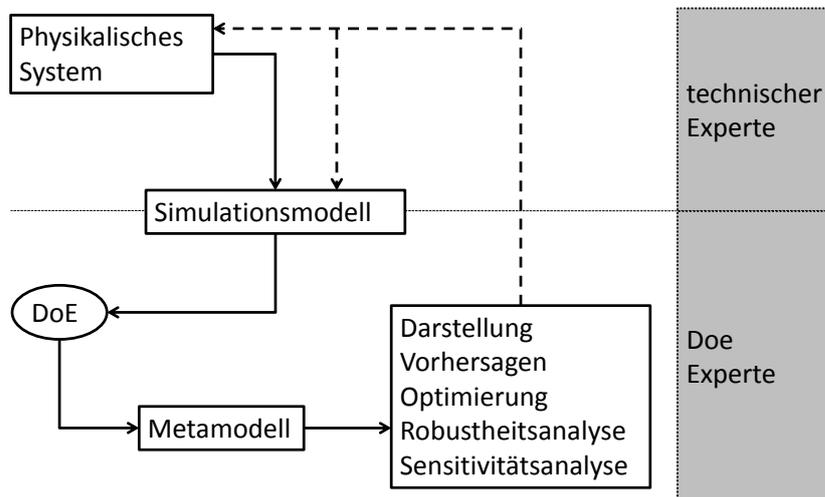


Abbildung 5-7: Computer-Experiment (nach Siebertz et al. (2010))

DoE:

Versuchspläne für Computer-Experimente beinhalten deutlich mehr Probestpunkte als dies für physikalische Experimente aus Zeit- und Kostengründen möglich wäre. Die Zusammenstellung der Probestpunkte für ein Computer-Experiment, das sog. Testfeld, sollte eine „maximale Informationsmenge aus einer vorgegebenen Anzahl an Versuchen liefern“ (Siebertz et al., 2010). Es wurden verschiedene Gütekriterien für Testfelder entwickelt, die neben Symmetrie- und Orthogonalitätskriterien beispielsweise einen möglichst maximalen oder minimalen Abstand der Testpunkte erfüllen oder sich an anderen Ansätzen, z.B. an der Entropietheorie, orientieren. Im Folgenden werden einige Gütekriterien von Testfeldern umrissen. Der sog. *Integrated* und/oder *Maximum Mean Square Error* arbeitet mit der Minimierung quadratischer Differenzen der Ergebnisvektoren eines gewählten Testfelds und den Erwartungswerten eines Vorhersagemodells. Ein weiteres Gütekriterium ist die Gleichverteilung der Testpunkte im Untersuchungsraum, die z.B. mittels sog. Diskrepanzuntersuchungen untersucht werden können (Siebertz et al., 2010). Für die Konstruktion von (gleichverteilten) Testfeldern kommen häufig Algorithmen zum Einsatz. Im (quasi) *Monte-Carlo*-Verfahren werden Zufallszahlen

gezogen. Das Verfahren beruht darauf, dass bei einer großen Anzahl an Zufallsexperimenten sich die Häufigkeit des Ergebnisses an dessen Wahrscheinlichkeit annähert. Beispiele für Monte-Carlo-Algorithmen sind die sog. Halton- oder Hammersley-Sequenz. „*Orthogonale Testfelder* (Orthogonal Arrays) $OA(n_r, n_s, s, t)$ bezeichnen Felder mit n_r Versuchsläufen und n_s Faktoren, wobei jeder Faktor s Stufen aufweist. Die Stärke t gibt an, dass in beliebigen t Spalten (Faktoren) der $n_r \times n_s$ Matrix jedes mögliche t -Tupel der s Stufen vorkommt und gleichhäufig auftritt“ (Siebertz et al., 2010). Ein weit verbreitetes Verfahren zur Erstellung orthogonaler Testfelder ist das sog. *Latin Hypercube Design* (Viana, 2013). Dabei wird eine $n_r \times n_s$ Matrix erstellt, indem jeder Spalte die Zahlen $\{1, 2, 3, \dots, n_r\}$ durch randomisierte Permutation zugewiesen werden. Ein *Latin Hypercube Sampling* LHS entsteht anschließend, „indem von jedem Wert des LHD eine Zufallszahl aus dem Bereich $[0, 1)$ abgezogen wird“ und durch n_r dividiert wird. Somit entsteht ein Testfeld im Einheitsraum C^n (Siebertz et al., 2010) (vgl. Formel 5-18).

$$x_{ij} = \frac{x_{ij}^{LDH} - rand[0, 1)}{n_r} \quad x_{ij}^{LDH} \in \{1, 2, \dots, n_r\} \quad 5-18$$

x_{ij} :	Testfeld des LHS	x_{ij}^{LDH} :	Testfeld des LDH
$rand[0, 1)$:	Zufallszahl aus $[0, 1)$	n_r :	Anzahl der Testpunkte

Metamodelle:

Als einfachste Methoden zur Erstellung eines Metamodell auf Basis eines Versuchsplans werden lineare oder polynomiale Regressionen eingesetzt. Eine Verfeinerung der Regressionsmodelle wird durch eine lokale (Polynom-) Regression, z.B. zwischen einzelnen Messpunkten, erreicht (z.B. sog. Splines- oder Kriging-Metamodelle). Neben Regressionen werden auch andere Methoden z.B. Heuristiken eingesetzt, wie z.B. künstliche neuronale Netze. Mit künstlichen neuronalen Netzen (KNN) werden über sog. *Neuronen* Informationen ausgetauscht. So kann z.B. ein Funktionswert an einer unbekanntem Faktorkombination bestimmt werden (Siebertz et al., 2010). Die Funktionsweisen künstlicher Neuronen orientieren sich an biologischen Nervenzellen und -systemen. Eine Nervenzelle leitet einen elektrischen Impuls weiter, wenn ein Spannungsschwellenwert überschritten wird. Die Verbindungsstelle zweier Nervenzellen - die Synapse - hemmt oder verstärkt

das Signal. Eine Nervenzelle arbeitet binär, d.h. sie gibt oder gibt nicht das Signal an die nächste Nervenzelle weiter, abhängig von der eingehenden Spannung und ihrer Verstärkung. Dieses Verhalten wird bei einem künstlichen Neuron nachgebildet. Es besitzt eine bestimmte Anzahl an Eingaben (jeweils 0 oder 1), die mit Gewichten (positiven oder negativen Zahlen) multipliziert werden. Ist die Summe der gewichteten Eingaben größer als der Schwellenwert (S_w), ergibt dies die Ausgabe 1, andernfalls 0 (vgl. Abbildung 5-8). Ein neuronales Netz entsteht durch das Neben- oder Hintereinanderschalten mehrerer Neuronen (Kruse, 2012; Rehkugler, 1994). In sog. *Feedforward* Netzwerken werden Neuronen nebeneinander als Schicht geschaltet und mit weiteren Neuronenschichten (sog. „hidden layer“) von einer Eingabeschicht bis zur Ausgangschicht miteinander verknüpft (Siebertz et al., 2010) (vgl. Abbildung 5-8). Dabei werden die Neuronen innerhalb einer Schicht nicht querverbunden (Rehkugler, 1994). Zur Bestimmung der unterschiedlichen Gewichtungen für eine möglichst gute Abbildung des Ausgangsmodells werden die KNNs *trainiert*, z.B. indem der Fehler der Näherung zu den Testpunktdaten minimiert wird (Siebertz et al., 2010).

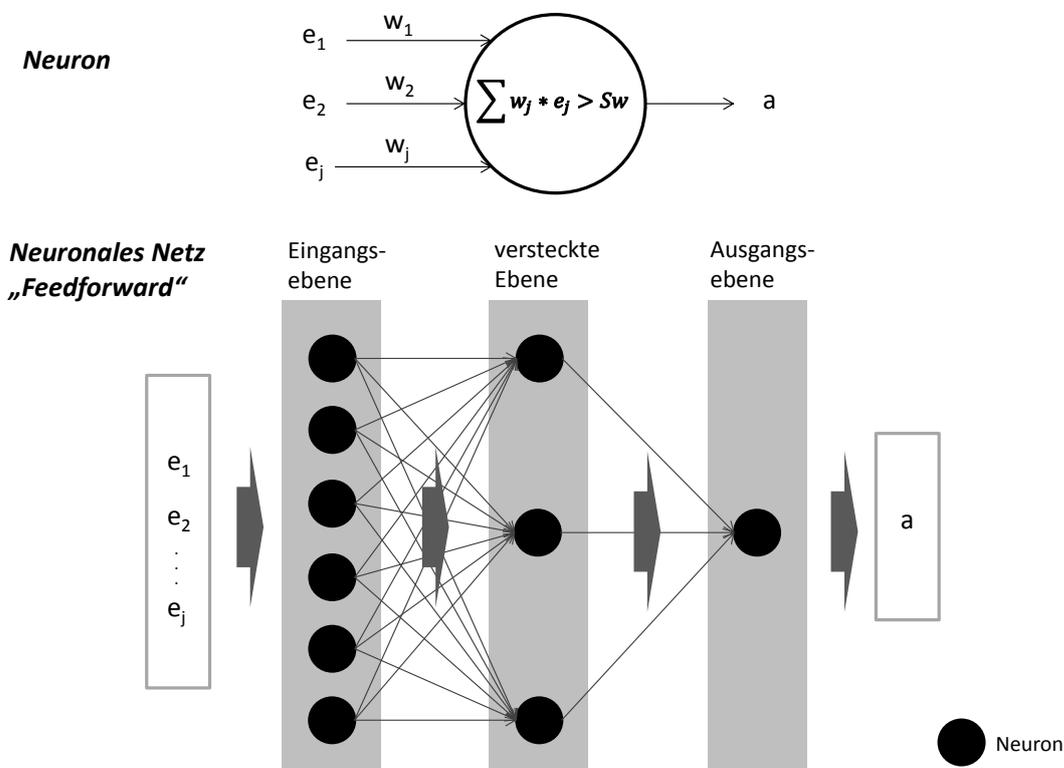


Abbildung 5-8: Neuron und Neuronales Netz (*Feedforward* mit einem *hidden layer*) (nach Kruse (2012) und Siebertz et al. (2010))

Für die Kalibrierung des DNDC-Modells wird ein Latin-Hyper-Cube-Testfeld mit sieben Pflanzenvariablen mithilfe eines in den Statistikwerkzeugen der Mathematiksoftware Matlab® hinterlegten Verfahrens (lhsdesign) zur Erzeugung von LHS erstellt⁴⁹. Es wird zunächst ein Vor-Testfeld mit Werten der Variablen zwischen 0 und 1 erstellt. Für jeden Pflanzenparameter wird ausgehend von den in DNDC hinterlegten Daten ein möglicher Maximal- und Minimalwert bestimmt. Die Variablen des Testfelds werden anschließend mit den Werten für die Pflanzenvariablen multipliziert um das eigentliche Testfeld E zu erhalten (vgl. Formel 5-19). Das Testfeld umfasst 200 Testpunkte⁵⁰ und variiert sieben Variablen (200x7-Matrix).

$$E = \begin{pmatrix} e_{11} & \dots & e_{1j} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ e_{i1} & \dots & e_{ij} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} m_{11} * \frac{p_{min}^1 + p_{max}^1}{2} + p_{min}^1 & \dots & \\ & \ddots & \vdots \\ & & \dots & m_{ij} * \frac{p_{min}^j + p_{max}^j}{2} + p_{min}^j \end{pmatrix} \quad 5-19$$

e_{ij} : Testfeld für DNDC-Kalibrierung

p_{min}^j : Mindestwert des Pflanzenparameters j

m_{ij} : Vor-Testfeld aus Matlab (1;0)

p_{max}^j : Maximalwert des Pflanzenparameters j

In Tabelle 5-14 werden die Pflanzenparameter, die in das LHS-Testfeld in Formel 5-19 eingehen, zusammengefasst. Als Ausgangswert dienen die in DNDC hinterlegten Werte. Sie werden jeweils um einen Faktor $\pm x$ verringert/vergrößert, um einen Minimal- bzw. Maximalwert zu erhalten, der die Spannweite der Daten im Testfeld wiedergibt.

⁴⁹ Das Tool erstellt ein latin hypercube sample X(N,P) mit N Werten von jeder Variable P. Die N Werte jeder Spalte werden dabei randomisiert nach den Intervallen (0,1/N), (1/N, 2/N)...(1-1/N,1) verteilt und zufällig permutiert.

⁵⁰ Anzahl der Testpunkte, die für eine ausreichende Wiedergabe im Metamodell benötigt werden, wurde in Voruntersuchungen getestet.

Tabelle 5-14: In DNDC hinterlegte Pflanzendaten und Faktoren zur Bestimmung der Minimal- und Maximalwerte für die Erstellung eines DoE-LHS-Testfelds

<i>Pflanzenparameter p</i>	<i>Faktor für max/min-Werte</i>	<i>Mais</i>	<i>Winterweizen</i>	<i>Sommergerste</i>
Maximalertrag [kg C/ha]	± 0,8	4124	3120	2496
Korn/Stroh-Verhältnis	± 0,5	0,625	0,976	0,976
Wasserbedarf [kg Wasser/kg TM]	± 0,4	150	200	250
akkumulierte Lufttemperatur [°C]	± 0,4	2550	1300	1300
C/N-Verhältnis Korn	± 0,3	50	40	45
C/N-Verhältnis Blätter/Stängel	± 0,3	80	95	75
C/N-Verhältnis Wurzeln	± 0,3	80	95	75

Mithilfe des Testfelds E mit den variierten Pflanzendaten werden jeweils 200 DNDC-Eingabe-Dateien (.txt) für jede betrachtete Getreideart für die beiden gewählten Standorte mit den Durchschnittsböden der Landkreise und mit den historischen Wetterdaten für 12 Jahre (2000-2011) erstellt (Excel, VBA). Die Feldarbeitsdaten sind für beide Standorte identisch. Anschließend werden die Erträge an den Testpunkten mit DNDC berechnet.

Das Testfeld E und die an den Testpunkten in DNDC berechneten Erträge dienen zur Erstellung der Metamodelle mit neuronalen Netzen. Da die Wetterdaten für jedes Jahr unterschiedlich sind, wird für jedes Jahr, jeden Standort und jede betrachtete Getreideart jeweils ein neuronales Netz als Metamodell erstellt. Die Erstellung der neuronalen Netze erfolgt mit einer in Matlab® hinterlegten Toolbox zur nichtlinearen Regression mittels Neuronaler Netze (nftool⁵¹). Für die Kalibrierung der Pflanzendaten werden *Feedforward*-Netze mit den Standardeinstellungen erstellt, d.h. Netze mit jeweils einem *hidden layer-Set* à 10 Neuronen. Das Training erfolgt mittels Levenberg-Marquardt⁵² *backpropagation*⁵³. 70 % der Ergebnisdaten (hier: Erträge) wer-

⁵¹ Weiterführende Informationen vgl. <http://de.mathworks.com/help/nnet/gs/fit-data-with-a-neural-network.html> abgerufen am 22.09.2015, Quellcode in Matlab einsehbar

⁵² Methode zur Bestimmung der kleinsten Fehlerquadratrate (Quadrat der Differenz von Zielwert und berechnetem Ausgabewert) nach Levenberg und Marquardt.

⁵³ Backpropagation bedeutet, dass der Fehler nach einem Durchlauf (feedforward) berechnet wird und über das Ausgabebis zum Eingangslayer nacheinander zurückgegeben wird. Dabei werden die Gewichtungen der Neuronenverbindungen angepasst. Bei einem erneuten feedforward-Durchlauf nähert sich die Ausgabe dem Zielwert somit an. Weiterführende Literatur: z.B. Kruse (2012)

den zum Training, jeweils 15 % der Daten zur Validierung und zum Testen verwendet sowie Gütekriterien, z.B. *Mean Squared Error*, Korrelationen, aufgezeichnet und eingesehen.

Die so erhaltenen Metamodelle werden in einem weiteren Schritt zur Optimierung der Pflanzenparameter verwendet. Die Anpassung der Pflanzendaten sollen zu simulierten Erträgen führen, die die historischen Erträge, aber auch ihren Verlauf von Jahr zu Jahr, möglichst genau wiedergeben. Als Entscheidungsvariable dient ein Vektor p , der die zu optimierenden Pflanzeneingangsdaten enthält (vgl. Tabelle 5-14, Spalte 1). Als Zielfunktion wird die Summe aus der Summe der quadratischen Differenzen der historischen Erträge mit den Erträgen der Metamodellberechnungen und der Summe der quadratischen Differenzen der Erträge zwischen nachfolgenden Jahren minimiert. Dies wird für jede betrachtete Getreideart einzeln durchgeführt (vgl. 5-20). Die Einhaltung der Minimal- und Maximalwerte der Pflanzenparameter finden Eingang als Nebenbedingungen (vgl. Tabelle 5-14).

$$\min \sum_{a=1}^{24} \left(\text{Ertrag}_a^{\text{historisch},G} - \text{Ertrag}_a^{\text{KNN},G}(\vec{p}) \right)^2 \quad 5-20$$

$$+ \sum_{a=1}^{24} \left(\left(\text{Ertrag}_a^{\text{historisch},G} - \text{Ertrag}_{a+1}^{\text{historisch},G} \right) - \left(\text{Ertrag}_a^{\text{KNN},G}(\vec{p}) - \text{Ertrag}_{a+1}^{\text{KNN},G}(\vec{p}) \right) \right)^2$$

$$\forall a \in A = \left\{ \begin{array}{l} 1, \dots, 12: \text{Zuordnungsjahr 1 bis 12 Standort Forchheim} \\ 13, \dots, 24: \text{Zuordnungsjahr 1 bis 12 Standort March} \end{array} \right\}$$

$\text{Ertrag}_a^{\text{historisch},G}$: statistische historische Erträge einer Getreideart G des betrachteten Jahrs a; a=1,...,12: Standort LK Karlsruhe von 2000-2011; a=13,...,24: Standort LK Hohenlohe von 2000-2011 [kg C/ha]

$\text{Ertrag}_a^{\text{KNN},G}(p)$: Ertrag der Metamodelle der Getreideart G der jeweiligen Standorte des Jahres a in Abhängigkeit der Entscheidungsvariable Vektor p (Pflanzendaten) [kg C/ha]

Die Lösung erfolgt mit einem in Matlab® hinterlegten Solver (*fmincon*⁵⁴) zur Lösung nichtlinearer Funktionen. Mithilfe dieses Solvers kann ausgehend von einem Startpunkt jeweils aber nur ein lokales Minimum gefunden werden. Ein Solver zur Lösung des globalen Minimums nichtlinearer Funktionen in Matlab® (*GlobalSearch*) nutzt als Strategie zum Auffinden des globalen Minimums die Suche ausgehend von >200 Startpunkten. Da dies sehr rechenaufwendig ist, wird auf die Suche des globalen Minimums innerhalb der Minimal- und Maximalwerte der Pflanzenparameter verzichtet. Es werden stattdessen für jede Getreideart Lösungen für drei Startwerte des Vektors *p* (Minimal-, Mittel-, Maximalwerte) gesucht. Die Werte der gefundenen lokalen Minima für *p* liegen oft nahe beieinander. Da reelle Pflanzenwerte natürlichen Schwankungen unterliegen, wird angenommen, dass zur Beantwortung der Fragestellungen dieser Arbeit das exakte globale Minimum für die Pflanzenwerte nicht notwendig ist, sondern eine Annäherung ausreichend ist, um in den Simulationen die Erträge ausreichend genau abbilden zu können. Zur Überprüfung der Lösungen und zum Vergleich mit dem Ausgangsmodell DNDC werden die optimierten Pflanzenwerte als Eingangsdaten in DNDC zurückgegeben und in DNDC simuliert. Für die weiteren Simulationen wird aus den jeweils drei optimierten *p*-Vektoren unterschiedlicher Startwerte jeweils der *p*-Vektor (Pflanzenwerte) gewählt, der die kleinste Summe aus der Summe der quadratischen Differenz zwischen den DNDC-Simulationen und den historischen Erträgen und der Summe der Verläufe aufweist (vgl. 5-20, ersetze KNN-Erträge durch DNDC-Erträge). Die optimierten Pflanzenparameter für die weiteren Berechnungen der Arbeit werden in Tabelle 5-15 abgebildet.

Tabelle 5-15: Optimierte Pflanzenparameter der Kalibrierung von DNDC

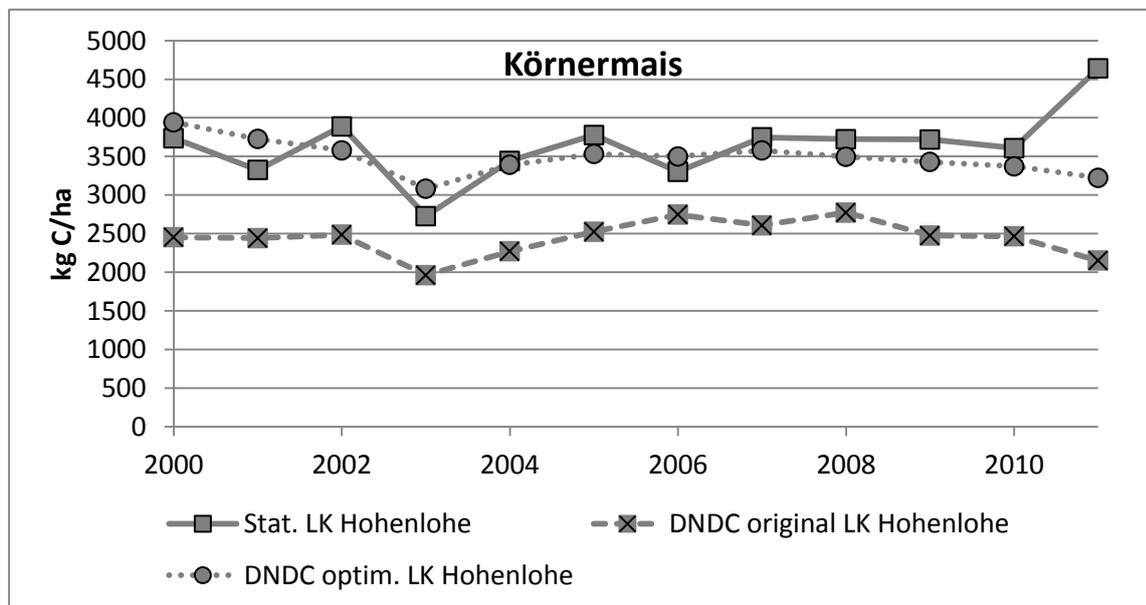
<i>Pflanzenparameter p</i>	<i>Mais</i>	<i>Winterweizen</i>	<i>Sommergerste</i>
Maximalertrag [kg C/ha]	7422	2541	2055
Korn/Stroh-Verhältnis	0,618	1,126	1,141
Wasserbedarf [kg Wasser/kg TM]	114	153	212
akkumulierte Lufttemperatur [°C]	3225	1737	1647
C/N-Verhältnis Korn	46	49	43
C/N-Verhältnis Blätter/Stengel	104	101	96
C/N-Verhältnis Wurzeln	73	112	99

⁵⁴ interior-point-Algorithmus

Durch die Anpassung der Pflanzenparameter bilden die simulierten Erträge mit optimierten Pflanzendaten die historischen Erträge deutlich besser ab als mit den in DNDC ursprünglich hinterlegten Pflanzendaten. D.h. die Summe aus Formel 5-20 beim Einsetzen von DNDC-Erträgen statt KNN-Erträgen kann um 74-82 % verringert werden gegenüber der Verwendung der ursprünglichen Pflanzenausgangsdaten. Dies wird am Beispiel Körnermais, Standort Landkreis Hohenlohe, und Winterweizen, Standort Landkreis Karlsruhe, in Abbildung 5-9 dargestellt, bei der die simulierten Erträge mit optimierten Pflanzendaten sich den historischen Erträgen deutlich annähern.

Die Kalibrierung des DNDC-Modells durch Optimierung der Pflanzenparameter mittels Metamodellen verbessert die Ergebnisse der Simulation der Getreideerträge und bildet die historischen Erträge ausreichend ab. Die optimierten Pflanzenparameter werden daher für die weiteren Simulationen herangezogen.

a)



b)

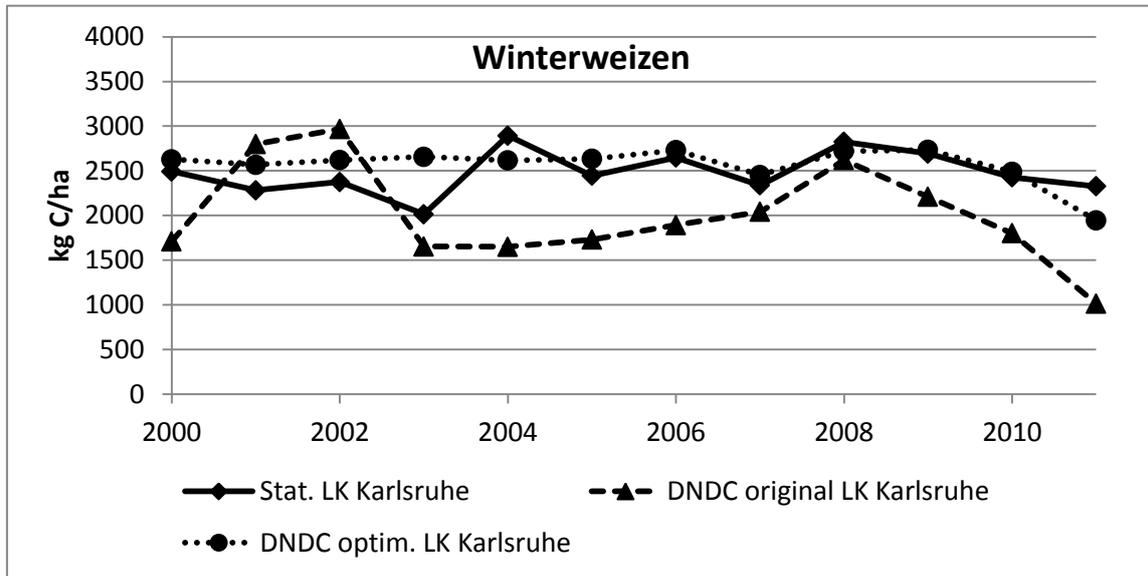


Abbildung 5-9: Vergleich von statistischen historischen Getreideerträgen mit Erträgen simuliert in DNDC mit dort hinterlegten Pflanzendaten (DNDC original) und optimierten Pflanzendaten (DNDC optim.) am Beispiel Körnermais a) und Winterweizen b)

5.4.4 Modellierung des Biokohleabbaus im Boden

Die Modellierung des Biokohleabbaus im Boden wird an Foereid et al. (2011) angelehnt. Die Biokohle wird dabei in zwei sog. *Pools* aufgeteilt, einen schnell abbaubaren (instabilen) und einen langsam abbaubaren (stabilen) Anteil der Biokohle. Die Berechnung der Biokohlenmenge zum Zeitpunkt t wird in den Formeln 5-21 bis 5-25 beschrieben. Der Abbau der Biokohle wird durch die Bodentemperatur und –feuchtigkeit beeinflusst, was durch Modifizierungsfaktoren berücksichtigt wird (vgl. Formel 5-26 und 5-27). Neben dem Abbau wird auch der Transport der Biokohle in tiefere Bodenschichten berücksichtigt, der z.B. durch die Versickerung von Niederschlägen hervorgerufen wird (Formel 5-25 allgemein, wird im Modell separat für labilen und stabilen Pool berechnet).

Das Modell des Biokohleabbaus wird in Matlab® in täglicher Auflösung modelliert und mit csv-Dateien mit der DNDC-Simulation verknüpft. Dazu wird der Boden in 1 cm dicke Schichten aufgeteilt. Es wird angenommen, dass die Biokohle mit einem bestimmten Kohlenstoffgehalt bei $t=0$ homogen in die ober-

ten 10 cm des Bodens eingearbeitet wird. Für jede Bodenschicht wird zuerst jeweils die abgebaute C-Menge des stabilen und instabilen Pools berechnet. Anschließend wird der Transport von Biokohle (separat für stabilen und labilen Pool) von einer in die nächst tiefer gelegene Schicht für jeden Zeitschritt ermittelt. Ein Transport der Biokohle findet statt, wenn in der DNDC-Simulation eine Versickerung (*leaching*) >0 mm auftritt. Zur Berechnung der Modifizierungsfaktoren werden die tägliche Bodentemperatur und Bodenfeuchtigkeit (wfps) der korrespondierenden Bodenschichten aus der DNDC-Simulation⁵⁵ entnommen.

$$m_{t,s}^{BK-C} = m_{t,s}^{BK-C,instabil} + m_{t,s}^{BK-C,stabil} \quad \forall s \in \mathbb{N} = \{1; \dots; 50\}; \forall t \in Tage \quad 5-21$$

mit:

$$m_{t,s}^{BK-C,instabil} = m_{t-1,s}^{BK-C,instabil} - m_{t-1,s}^{BK-C,instabil} * (1 - e^{-t*k_1*Mt*Mw}) - m_{t,s}^{BK-C,instabil,Transport} + m_{t-1,s-1}^{C-BK,instabil,Transport} \quad 5-22$$

$$m_{t,s}^{BK-C,stabil} \text{ analog zu } m_{t,s}^{BK-C,instabil} \text{ mit } k_2 \quad 5-23$$

$$k_2 = \frac{1}{(MRT_{stabil}^{BK} * 365)}, k_1 \text{ analog mit } MRT_{instabil}^{BK} \quad 5-24$$

$$m_{t,s}^{BK-C,Transport} = Const * m_{t,s}^{BK-C}(t) * Mt * Mw \quad 5-25$$

wenn Versickerung > 0 mm

$$Mt = a \ln(T_{t,s}) - b \quad 5-26$$

$$Mw = \frac{1}{1 + c * e^{-d*WFPS_{t,s}}} \quad 5-27$$

⁵⁵ In DNDC wird der Boden in 7 Schichten aufgeteilt (bis 1, 5,10 ,20, 30, 40, 50 cm Bodentiefe), für die Modellierung des Biokohleabbaus werden die Werte aus den korrespondierenden Bodentiefen herangezogen.

$m_{t,s}^{BK-C}$:	Menge der Biokohle zum Zeitpunkt t in einer Bodenschicht s [kg C/ha]
$m_{t-1,s}^{BK-C,instabil}$:	Menge an labiler Biokohle zum Zeitpunkt t-1 in einer Bodenschicht s [kg C/ha]
$m_{t-1,s}^{BK-C,stabil}$:	Menge an stabiler Biokohle zum Zeitpunkt t-1 in einer Bodenschicht s [kg C/ha]
k_1 :	maximale Abbaurate des labilen C-Pools [d^{-1}]
MRT_{stabil}^{BK} u. $MRT_{instabil}^{BK}$:	mittlere Verweilzeit der stabilen bzw. labilen Kohlenstoffverbindungen der Biokohle BK im Boden [a]
k_2 :	maximale Abbaurate des stabilen C-Pools [d^{-1}]
Mt :	Modifizierungsfaktor Bodentemperatur einer Bodenschicht s
a :	empirische Konstante [1,452]
$T_{t,s}$:	Bodentemperatur einer Bodenschicht s zum Zeitpunkt t [$^{\circ}C$]
b :	empirische Konstante [-2,4599]
Mw :	Modifizierungsfaktor Bodenfeuchtigkeit einer Bodenschicht s
c :	empirische Konstante [4]
d :	empirische Konstante [-6]
$WFPS_{t,s}$:	Wassergehalt einer Bodenschicht, Annahme: als „water filled porosity“
$m_{t,s}^{BK-C,Transport}$:	Menge der transportierten Biokohle aus einer Bodenschicht s in die nächst tiefer gelegene Bodenschicht s+1 [kg C/ha]
$Const$:	Konstante [$8 \cdot e^{-7} m^{-1}$ in Bodenschicht bis 20 cm Tiefe, $0,01 m^{-1}$ in tieferen Schichten]

abgeleitet aus (Foereid et al., 2011)

5.4.5 Modellierung der Wirkungen von Biokohle auf die Bodenphysik und -chemie

Die Wirkungen von Biokohle auf die Bodenphysik und -chemie wird in Abhängigkeit der ausgebrachten Biokohlemengen modelliert. Es wird angenommen, dass Änderungen nur durch die stabilen Kohlenstoffanteile der Biokohle hervorgerufen werden, da die instabilen Kohlenstoffverbindungen schnell abgebaut werden und nur kurzfristig Änderungen hervorrufen, die vernachlässigt werden (angenommene Verweilzeiten meist kleiner als ein Jahr). Ferner wird zur Modellierung vereinfachend angenommen, dass sich die Bodenparameter direkt nach der Biokohleausbringung ($t=0$) ändern und über den Betrachtungszeitraum konstant bleiben, da der stabile Biokohlean- teil bei angenommenen Verweilzeiten im Basisfall von rund 2000 Jahren nur sehr langsam abgebaut wird. Des Weiteren wird angenommen, dass der abgebaute Anteil durch Veränderungen der Biokohle, wie z.B. Oxidation der

Oberflächen, kompensiert wird und dadurch konstant bleibt. Die Berechnung des stabilen Kohlenstoffanteils der Biokohlen im Boden (Massen-%) zum Zeitpunkt der Ausbringung $t=0$ erfolgt nach Formel 5-28. Dabei geht näherungsweise die Trockenraumdichte vor der Biokohleausbringung ein, allerdings wird auch die Trockenraumdichte durch die Einbringung von Biokohle beeinflusst (vgl. Kapitel 5.4.5.1).

$$C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil} = \frac{100}{Q_{Boden,ohne BK}} * \frac{m_{t=0}^{BK-C,stabil}}{Einbringtiefe} \quad 5-28$$

$C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil}$: Massenanteil des stabilen Biokohlen-C an der Bodensubstanz zum Zeitpunkt der Biokohleausbringung $t=0$ [% C]

$Q_{Boden,ohne BK}$: Trockenraumdichte des Bodens vor Biokohleausbringung [$g\ cm^{-3}$ bzw. $t\ m^{-3}$]

$m_{t=0}^{BK-C,stabil}$: Ausbringmenge der stabilen Kohlenstoffverbindungen der Biokohle BK [$t\ C\ m^{-2}$]

Einbringtiefe: [m]

Im Folgenden werden die zugrunde gelegten Annahmen und Berechnungen der Änderungen der physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften durch Biokohle dargestellt. In das Modell gehen die Änderungen der Trockenraumdichte, der Porosität, der Feldkapazität, der Wasserleitfähigkeit, der Kationenaustauschkapazität und des pH-Wertes ein. Die Herleitungen der empirischen Formeln basieren meist auf nur einer ausgewählten Studie, da aufgrund verschiedener Methoden, Bedingungen und Ausgangsmaterialien eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mehrerer Studien nicht gegeben ist.

5.4.5.1 Trockenraumdichte

Zur Modellierung des Einflusses der Biokohle auf die Trockenraumdichte eines Bodens werden Daten zu bodenphysikalischen Eigenschaften, die von Abel et al. (2013) erhoben wurden, ausgewertet. Abel et al. (2013) untersuchten Änderungen des Wasserhalte- und Wasserabstoßungsverhalten von fünf unterschiedlichen Böden (Sand, lehmiger Sand) durch Pyrolyse- und HTC-Biokohlegaben in steigender Menge (jeweils 0; 1; 2,5 und 5 Massen-%). Dabei wurden auch Änderungen der Trockenraumdichte und der Porosität festgestellt. Für die Bestimmung der Trockenraumdichte des Bodens nach der Biokohlezugabe werden die Biokohlegaben der Studie zunächst in % C-Gehalt des Bodens umgerechnet und gegenüber den gemessenen Trockenraumdich-

ten in einem Diagramm aufgetragen. Mit Hilfe von MS Excel wird für jeden Boden (außer einen stark organischen) und jede Biokohleart (je eine Pyro- und eine HTC-Kohle) eine lineare Regression berechnet (vgl. Abbildung 5-10).

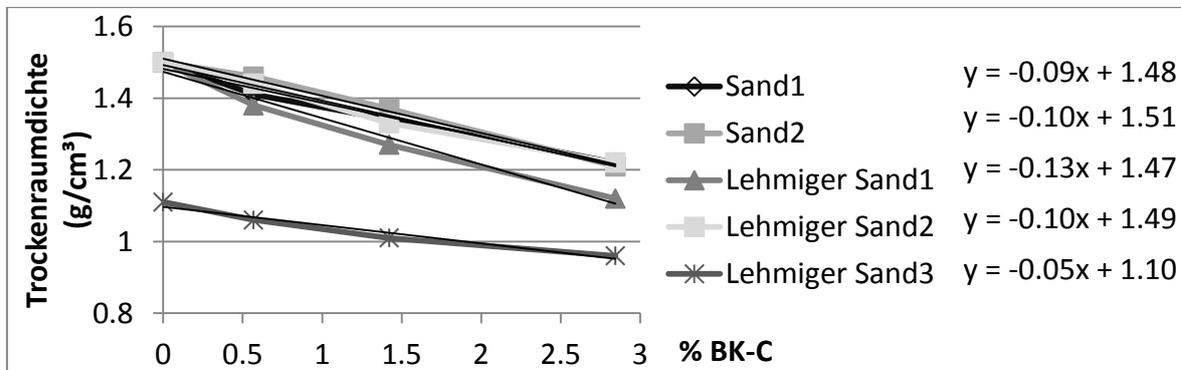


Abbildung 5-10: Trockenraumdichten bei unterschiedlichen Pyro-Biokohlegaben in verschiedene Böden mit jeweiligen linearen Trendlinien (abgeleitet nach Abel et al. (2013))

Aus den erhaltenen Steigungen und y-Achsenabschnitten streichen werden jeweils Mittelwerte gebildet, die in den Näherungsformeln zur Berechnung der Trockenraumdichte herangezogen werden (vgl. Formel 5-29 und 5-30).

$$Q_{Boden}^{Pyro-BK} = Q_{Boden}^{ohne BK} - 0,0956 * C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil} \quad 5-29$$

$$Q_{Boden}^{HTC-BK} = Q_{Boden}^{ohne BK} - 0,1183 * C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil} \quad 5-30$$

$Q_{Boden}^{Pyro-BK}$: Trockenraumdichte des Bodens nach Zugabe von Pyro-Biokohle [$g\ cm^{-3}$]

$Q_{Boden}^{Pyro-BK}$: Trockenraumdichte des Bodens vor Biokohlezugabe [$g\ cm^{-3}$]

Q_{Boden}^{HTC-BK} : Trockenraumdichte des Bodens nach Zugabe von HTC-Biokohle [$g\ cm^{-3}$]

$C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil}$: Massenanteil des stabilen Biokohlen-C an der Bodensubstanz zum Zeitpunkt der Biokohlenausbringung $t=0$ [%]

5.4.5.2 Porosität

Das Vorgehen zur Bestimmung einer Näherungsformel zur Berechnung der Porosität nach einer Biokohlegabe verläuft analog zur Trockenraumdichte abgeleitet nach Abel et al. (2013) (Kapitel 5.4.5.1). Die Näherungsformeln sind in Formel 5-31 und 5-32 angegeben.

$$\phi_{Boden}^{Pyro-BK} = 3,198 * C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil} + \phi_{Boden}^{ohne BK} \quad 5-31$$

$$\phi_{Boden}^{HTC-BK} = 2,980 * C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil} + \phi_{Boden}^{ohne BK} \quad 5-32$$

- $\phi_{Boden}^{Pyro-BK}$: Porosität des Bodens nach Zugabe von Pyro-Biokohle [0-1]
 $\phi_{Boden}^{ohne BK}$: Porosität des Bodens vor Zugabe von Pyro-Biokohle [0-1]
 ϕ_{Boden}^{HTC-BK} : Porosität des Bodens nach Zugabe von HTC-Biokohle [0-1]
 $C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil}$: Massenanteil des stabilen Biokohlen-C an der Bodensubstanz zum Zeitpunkt der Biokohlenausbringung t=0 [%]

5.4.5.3 Feldkapazität

Die Änderungen der Feldkapazität durch Biokohlegaben werden aus Daten einer Studie von Kinney et al. (2012) abgeleitet. In der Studie wird die Feldkapazität in g H₂O pro kg Boden nach Biokohlegaben unterschiedlicher Menge (je 0; 2; 5 und 7 % Biokohle) in zwei verschiedenen Böden gemessen. Für die Bestimmung der Feldkapazität des Bodens nach der Biokohlezugabe werden die Biokohlegaben der Studie zunächst in % C-Gehalt des Bodens bei angenommenen C-Gehalten der Kohlen von 50 % umgerechnet und gegenüber der gemessenen Feldkapazität in einem Diagramm aufgetragen. Mit Hilfe von MS Excel wird für jeden Boden und jede Biokohle (in der Studie nur Pyrokohlen) eine lineare Regression berechnet. Aus den erhaltenen Steigungen der Regressionsgeraden wird eine Zunahme der Feldkapazität von *50 g Wasser pro kg Boden und % Biokohlenkohlenstoff* im Boden veranschlagt. Da keine Daten zu HTC-Kohlen vorlagen, wird angenommen, dass sich die Änderungen wie bei Pyrokohlen verhalten. Die Berechnung der Feldkapazität als WFPS wird in der Näherungsformel 5-33 beschrieben, die auch die Umrechnung von g H₂O pro kg Boden in WFPS über die Trockenraumdicke und Porosität enthält.

$$WFPS_{Boden}^{BK} = WFPS_{Boden}^{ohne BK} + \frac{50 \left[\frac{g H_2O}{kg Boden} \right] * C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil} * \rho_{Boden,ohne BK}}{1000 * \phi_{Boden}^{ohne BK}} \quad 5-33$$

$WFPS_{Boden}^{BK}$:	Feldkapazität des Bodens nach Zugabe von Pyro- oder HTC-Kohle [0-1]
$WFPS_{Boden}^{ohne BK}$:	Feldkapazität des Bodens vor Zugabe von Biokohle [0-1]
$C_{t=0}^{BK-C, Boden, stabil}$:	Massenanteil des stabilen Biokohlen-C an der Bodensubstanz zum Zeitpunkt der Biokohlenausbringung t=0 [%]
$Q_{Boden, ohne BK}$:	Trockenraumdichte des Bodens vor Biokohleausbringung [g cm ⁻³]
$\phi_{Boden}^{ohne BK}$:	Porosität des Bodens vor Zugabe von Pyro-Biokohle [0-1]

5.4.5.4 Wasserleitfähigkeit

Die Änderung der Wasserleitfähigkeit des Bodens durch Biokohlezufuhr wird nach Barnes et al. (2014) hergeleitet. Im dort betrachteten sandigen Boden verringert sich die Wasserleitfähigkeit bei einem Biokohleanteil von 10 Massen-% Pyrokohle um -0,0216 m/h, im tonreichen Boden (toniger Lehm, „clay loam“) erhöht sie sich um 0,0032 m/h. Da die Wasserleitfähigkeit vom Gefüge des Bodens abhängig ist, wird für die Modellierung angenommen, dass die Änderung der Wasserleitfähigkeit mit dem Tongehalt korreliert. Werden die Änderungen der Wasserleitfähigkeit (vgl. Werte oben) bei 10 % Biokohle der Studie gegenüber dem Tongehalt der betrachteten Böden der Studie (3 % im sandigen Boden, 41 % im tonig-lehmigen) aufgetragen, ergibt sich eine Gerade von:

$$\text{Änderung Hydrocond}_{Boden}^{BK} = 0,000653 * Ton_{Boden} - 0,000236$$

Dies entspricht der Änderung der Wasserleitfähigkeit abhängig vom Tongehalt durch eine Biokohlezugabe. Die Wasserleitfähigkeit des Bodens nach Biokohlezugabe wird nach Formel 5-34 berechnet. Da keine Daten für HTC-Kohlen vorliegen, wird angenommen, dass ebenfalls Formel 5-34 gilt.

$$Hydrocond_{Boden}^{BK} = Hydrocond_{Boden}^{ohne BK} \quad 5-34$$

$$+ (0,000653 * Ton_{Boden} - 0,000236) * C_{t=0}^{BK-C, Boden, stabil}$$

$Hydrocond_{Boden}^{BK}$:	Wasserleitfähigkeit des Bodens nach Zugabe von Biokohle [m/h]
$Hydrocond_{Boden}^{ohne BK}$:	Wasserleitfähigkeit des Bodens vor Zugabe von Biokohle [m/h]
Ton_{Boden} :	Tongehalt des Bodens [0-1]
$C_{t=0}^{BK-C, Boden, stabil}$:	Massenanteil des stabilen Biokohlen-C an der Bodensubstanz zum Zeitpunkt der Biokohlenausbringung t=0 [%]

5.4.5.5 Kationenaustauschkapazität

Die Änderungen der Kationenaustauschkapazität des Bodens nach Biokohlezugabe werden in Anlehnung an Liang et al. (2006) modelliert, die eine Zunahme der KAK um $8,6 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ pro mg organischem Kohlenstoff pro g Boden ableiten (y-Achsenabschnitt wird in der vorliegenden Arbeit 0 gesetzt). Im DNDC-Modell wird die KAK nicht explizit angegeben, sondern Wechselwirkungen zwischen Bodensubstanzen und Ionen werden über den Tongehalt berechnet (v.a. im Stickstoffkreislauf). Daher wird die KAK-Änderung in der vorliegenden Arbeit indirekt über eine Änderung des Tongehalts modelliert. Syers et al. (1970) beschreibt einen Zusammenhang zwischen KAK und dem Tongehalt ($\text{KAK} [\text{mmol } 100\text{g}^{-1}] = 0,56 \cdot \text{Tongehalt} [\%]$, y-Achsenabschnitt wird vernachlässigt). Die Näherungsformel zur Modellierung der KAK nach Biokohlezugabe über den Tongehalt wird in Formel 5-35 angegeben. Auch hier wird für HTC-Kohlen angenommen, dass ebenfalls Formel 5-35 gilt.

$$Ton_{Boden}^{BK} = \frac{(C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil} * 10)}{0,56} + Ton_{Boden}^{ohne BK} \quad 5-35$$

Ton_{Boden}^{BK} : KAK über Tongehalt des Bodens nach Biokohlezugabe [%]

$Ton_{Boden}^{ohne BK}$: KAK über Tongehalt des Bodens vor Biokohlezugabe [%]

$C_{t=0}^{BK-C,Boden,stabil}$: Massenanteil des stabilen Biokohlen-C an der Bodensubstanz zum Zeitpunkt der Biokohlenausbringung t=0 [%]

5.4.5.6 pH-Wert

Die Änderungen des pH-Werts des Bodens nach Biokohlezugabe werden anhand von Daten, die vom LTZ Augustenberg im Rahmen des Projekts CarboSolum zur Verfügung gestellt wurden, hergeleitet. Im Projekt wurde je eine Pyrolysekohle und eine HTC-Kohle in zwei Beispielböden zugegeben. Für diese Kohlen wird für die Ableitung der pH-Wertänderung eine stabile Kohlenstoffmenge von 80 % bei der Pyrokohle und von 20 % bei der HTC-Kohle angenommen. Es werden aus den Ausbringmengen Beimischungen von 0,64 % C stabiler Pyrokohle und 0,16 % C stabiler HTC-Kohle für den ersten Beispielboden berechnet. Bei diesen Zugabemengen erhöhte sich der pH-Wert im ersten Beispielboden von 5,4 auf 6,1 durch die Pyrokohle und erniedrigte sich

von 5,4 auf 5,3 bei der HTC-Kohle. Im zweiten Beispielboden wurden 0,70 % C stabiler Pyrokohle und 0,18 % C stabiler HTC-Kohle eingebracht. Dies führte zu einer pH-Wert-Erhöhung von 7,3 auf 7,5 bei Pyrokohle, bei HTC-Kohle konnte keine pH-Wert-Änderung festgestellt werden. Werden die C-Gehalte gegen die pH-Werte jedes Beispielbodens aufgetragen, ergeben sich daraus Näherungsgleichungen zur Berechnung des pH-Wertes des jeweiligen Beispielbodens nach der Biokohlezugabe. Eine Interpolation der Steigungen in Abhängigkeit des Ausgangs-pH-Werts ermöglicht die Berechnung der pH-Werte unabhängig von den Beispielböden (Formeln 5-36 und 5-37).

$$pH_{Boden}^{Pyro-BK} = (-0,4257 * pH_{Boden}^{ohne BK} + 3,3928) * C_{t=0}^{BK-C,Boden, stabil} + pH_{Boden}^{ohne BK} \quad 5-36$$

$$pH_{Boden}^{HTC-BK} = (0,3289 * pH_{Boden}^{ohne BK} - 2,4013) * C_{t=0}^{BK-C,Boden, stabil} + pH_{Boden}^{ohne BK} \quad 5-37$$

$pH_{Boden}^{Pyro-BK}$: pH-Wert des Bodens nach Zugabe von Pyro-Biokohle

$pH_{Boden}^{ohne BK}$: pH-Wert des Bodens vor Biokohlezugabe

pH_{Boden}^{HTC-BK} : pH-Wert des Bodens nach Zugabe von HTC-Biokohle

$C_{t=0}^{BK-C,Boden, stabil}$: Massenanteil des stabilen Biokohlen-C an der Bodensubstanz zum Zeitpunkt der Biokohlenausbringung $t=0$ [%]

5.4.6 Klimadaten

DNDC nutzt verschiedene Klimaformate im ASCII-Format in täglicher Auflösung. Für die vorliegende Arbeit wurde das DNDC-Klimaformat 3 mit dem julianischen Datum, der Tageshöchsttemperatur, der Tagesminimaltemperatur (jeweils Lufttemperatur in °C), dem täglichen Niederschlag [cm] und der Sonneneinstrahlung [MJ/(m²*Tag)] verwendet. Als Datenquelle werden die historisch aufgezeichneten Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) genutzt, die frei zugänglich auf der Homepage zur Verfügung gestellt werden (DWD, 2015). Für den Standort Landkreis Karlsruhe werden Daten der Wetterstation Karlsruhe Rheinstetten und für den Standort Landkreis Hohenlohe Daten der Wetterstation Öhringen genutzt. Da in DNDC pro Jahr nur 365 Tage betrachtet werden, wird in der vorliegenden Arbeit angenommen, dass

Schalttage vernachlässigbar sind, sie wurden daher jeweils nicht in die Datenbasis aufgenommen. In den DWD-Datensätzen werden statt der Sonneneinstrahlung die Sonnenscheinstunden angegeben. Die Umrechnung in Strahlung erfolgt nach Zhang et al. (2002).

Neben den historischen Wetterdaten, z.B. für die Kalibrierung von DNDC, werden in der vorliegenden Arbeit auch zukünftige Wetterszenarien betrachtet, um mögliche langfristige Auswirkungen von Biokohle unter Berücksichtigung der voraussichtlichen Klimaänderungen bewerten zu können. Zur Erzeugung täglicher Wetterdaten wird auf das stochastische Simulationsprogramm LARS-WG (Semenov, 2015, 2008) zurückgegriffen. LARS-WG untersucht zur Erzeugung der Wetterdaten zunächst historische Daten (ca. 30 Jahre). Es werden die historischen Verteilungen und Dauern von trockenen und feuchten Wetterperioden, täglichen Niederschlägen und der täglichen Sonneneinstrahlung untersucht. In LARS-WG sind zukünftige Klimaszenarien hinterlegt, die auf Klimamodellen beruhen, die auch für die IPCC-Klimastudien herangezogen werden. So sind beispielsweise Klimaszenarien eines Klimamodells des Max-Planck-Instituts hinterlegt. In der vorliegenden Arbeit wird auf das sog. MPEH5-Modell des Max-Planck-Instituts zurückgegriffen. Auf Basis der historischen Verteilungen und eines ausgewählten zukünftigen Klimaszenarios werden dann zukünftig mögliche Wetterdaten in täglicher Auflösung eines Standorts generiert. Weitere Informationen werden in Semenov (2015) dargestellt.

Für die vorliegende Arbeit werden mit LARS-WG Wetterdaten für die Standorte Landkreis Karlsruhe und Hohenlohe auf Basis der historischen Wetterdaten von 1982 bis 2012 der Wetterstationen Karlsruhe Rheinstetten und Öhringen erstellt. Es wird für die vorliegende Arbeit das integrierte IPCC Klimaszenario SRES SRA2⁵⁶ nach dem MPEH5-Modell ausgewählt, das Wetterszenarien für die Zeiträume 2011-2030, 2046-2065 und 2080-2099 bereitstellt. Für die Arbeit wird angenommen, dass die Zeiträume für durchgehende Wetterdaten bis 2100 entsprechend auf die Zeiträume 2012-2037, 2038-2065 und 2073-

⁵⁶ A2-Szenarien: Sehr heterogene Welt mit kontinuierlichem Anstieg der Weltbevölkerung und regional orientiertem ökonomischen Wachstum, der mehr fragmentiert und langsamer als in anderen Grundszenarien ist (<http://sedac.ipcc-data.org/ddc/sres/index.html>)

2100 erweitert werden können. Es werden jeweils 50 Jahre eines Zeitabschnitts simuliert, von denen die benötigte Anzahl an Jahren entsprechend der Zeiträume ausgewählt werden.

5.4.7 Zusammenfassung erweitertes DNDC

Im Teilmodell Agrarökosystem wird das Agrarökosystemmodell DNDC exogen erweitert, um die Wirkungen von Biokohle auf Bodeneigenschaften und den Abbau von Biokohle im Boden abbilden zu können. Dazu wird DNDC kalibriert, um Getreideerträge für eine Region ausreichend genau zu simulieren. Die Änderungen der Bodeneigenschaften durch Biokohle werden über empirische Näherungsformeln, abgeleitet aus Literaturdaten, in Abhängigkeit der eingebrachten Biokohlemenge berechnet. Zur Berechnung des Biokohleabbaus werden empirische Formeln aus der Literatur mit Simulationsergebnissen zur Bodentemperatur und –feuchtigkeit verknüpft.

5.5 Modell zur Gesamtbewertung der Biokohlenutzung als Bodenzusatz

Im Modell der Gesamtbewertung werden die Ergebnisse aus den Teilmodellen für die ökonomische und ökologische Gesamtbewertung der betrachteten Biokohle-Wertschöpfungskette zusammengeführt. Es wird einerseits die These, ob THG-Emissionen durch Biokohle eingespart werden können, überprüft, andererseits eine ökonomisch-ökologische Bewertung gegenüber dem Anbau ohne Biokohle vorgenommen. Die Modellierung erfolgt in Matlab.

5.5.1 Bewertung der THG-Speicherung

Zur Überprüfung der These, ob THG-Emissionen durch Biokohle eingespart werden können, wird in der ökologischen Gesamtbewertung zunächst die THG-Speicherung durch Biokohle berechnet. Vom Ausgangskohlenstoffgehalt der Biomassen (enthalten in der theoretischen Speicherfähigkeit der Kohlen)

werden alle durch Biokohle entstandenen THG-Emissionen subtrahiert um die THG-Speicherung zu berechnen. Dazu werden die THG-Emissionen aus der Biokohleproduktion als theoretische Speicherfähigkeit (vgl. Formel 5-12 und 5-16), aus dem Abbau der Biokohle im Boden und die THG-Bodenemissionen bilanziert. Die THG-Bodenemissionen werden als Vergleich zum Anbau ohne Biokohle betrachtet, um Aussagen über die Änderungen durch Biokohle treffen zu können. Die Berechnung der THG-Speicherung für jeden betrachteten Boden erfolgt nach Formel 5-38.

$$\begin{aligned}
 Seq_{B,t_{end}}^{CO_2,gesamt} &= Seq_{B,t=0}^{CO_2,theor.BK,spezifisch} * m_{t=0}^{BK} - (m_{t=0}^{BK-C} - m_{t_{end}}^{BK-C}) & 5-38 \\
 &- \left(\sum_{t=0}^{t_{end}} N_2O_t^{DNDC} - \sum_{t=0}^{t_{end}} N_2O_t^{DNDC,ohne BK} \right) \\
 &- \left(\sum_{t=0}^{t_{end}} CH_4_t^{DNDC} - \sum_{t=0}^{t_{end}} CH_4_t^{DNDC,ohne BK} \right)
 \end{aligned}$$

$Seq_{B,t_{end}}^{CO_2,gesamt}$:	Gesamt-THG-Speicherfähigkeit bei Ausgangsbiomasse B bei t_{end} [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
$Seq_B^{CO_2,theor.BK,spezifisch}$:	Spezifische THG-Speicherfähigkeit je t Biokohle bei Ausgangsbiomasse B [kg CO ₂ -Äquiv. t ⁻¹] (vgl. Formel 5-12 ff.)
$m_{t=0}^{BK}$:	Ausbringungsmenge an Biokohle [kg ha ⁻¹]
$m_{t=0}^{BK-C}$:	Ausbringungsmenge an Biokohle-Kohlenstoff als CO ₂ -Äquiv [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹] (vgl. Kapitel 5.4.4)
$m_{t_{end}}^{BK-C}$:	Menge des Biokohle-Kohlenstoffs zum Zeitpunkt t_{end} aller Bodenschichten [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹] (vgl. Kapitel 5.4.4)
t_{end} :	Zeitpunkt zum Ende der Betrachtungsdauer [365*a Tage]
$N_2O_t^{DNDC}$:	Summe der Lachgasemissionen simuliert in DNDC in tägl. Auflösung [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
$N_2O_t^{DNDC,ohne BK}$:	Summe der Lachgasemissionen simuliert in DNDC in tägl. Auflösung für den Anbau ohne Biokohle [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
$CH_4_t^{DNDC}$:	Summe der Methanemissionen simuliert in DNDC in tägl. Auflösung [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
$CH_4_t^{DNDC,ohne BK}$:	Summe der Methanemissionen simuliert in DNDC in tägl. Auflösung für den Anbau ohne BK [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]

5.5.2 Berechnung der Kapitalwerte zur Bewertung der Biokohlenutzung

Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, wird Biokohle als Investition betrachtet, deren ökonomische Vorteilhaftigkeit mittels der Kapitalwertmethode bewertet wird. In die Berechnung der Kapitalwerte fließen sowohl Kosten und Erlöse für und aus dem Anbau von Feldfrüchten ein als auch externe Kosten und Erlöse für THG-Emissionen und –einsparungen.

Um die ökonomische Bewertung mit der ökologischen in einer Gesamtbewertung zu verknüpfen (vgl. Kapitel 4.3.3 und 4.4), werden externe Kosten für die Emittierung von THG in Höhe von $70 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äquivalent}$ (Methodenkonvention 2007, Wille et al. (2012)) angenommen und mit in die Kapitalwertberechnung einbezogen (für Sensitivität: 280 und aktueller Wert des CO_2 -Handelspreis von $7 \text{ € pro t CO}_2\text{-Äquivalenten}$, damit sind auch die Werte aktuellerer Methodenkonventionen abgedeckt, vgl. Wille et al. (2012)). Die Berechnung des Kapitalwerts wird in Formel 5-39 bis 5-43 dargestellt. Es gehen Einzahlungen durch Erlöse des Verkaufs von Getreide sowie Auszahlungen durch Kosten der Produktion des Getreides (vgl. Kapitel 5.3 und 6.2) und durch Kosten für THG-Emissionen in die Formel ein. Als Kalkulationszinssatz werden 4 % angenommen, die für landwirtschaftliche Betrachtungen häufig herangezogen werden (KTBL, 2012).

$$KW = -I_0 + \sum_{a=1}^{a_{end}} \frac{(E_a - A_a)}{(1+i)^a} \quad 5-39$$

(vgl. Formel 4-2)

mit:

$$I_0 = m_{t=0}^{BK} * K_B^{spezifisch\ Gesamt, BK} \quad 5-40$$

$$E_a = Ertrag_{a,G}^{DNDC} * P_G^{Prod. Feldfrucht} \quad 5-41$$

für a=1:

$$A_{a=1} = K_G^{Prod. Feldfrucht} + (-Seq_{B,t=0}^{CO_2, theor. BK, spezifisch} * m_{a=0}^{BK} + (m_{a=0}^{BK-C} - m_{a=1}^{BK-C}) + N_2O_{a=1}^{DNDC} + CH_4_{a=1}^{DNDC}) * K^{CO_2, extern} \quad 5-42$$

sonst:

$$A_a = K_G^{Prod. Feldfrucht} + ((m_{a-1}^{BK-C} - m_a^{BK-C}) + N_2O_a^{DNDC} + CH_4_a^{DNDC}) * K^{CO_2, extern} \quad 5-43$$

I_0 :	Investition [€]
$m_{a=0}^{BK}$:	Ausbringmenge an Biokohle [t ha ⁻¹]
$K_B^{spezifisch\ Gesamt, BK}$:	spezifische Gesamtkosten der Biokohle aus Biomasse B [€/t]
$Ertrag_{a,G}^{DNDC}$:	Ertrag der Feldfrucht G des Jahres a berechnet in DNDC [t ha ⁻¹]
$P_G^{Prod. Feldfrucht}$:	Preis der Feldfrucht G [€/t]
$K_G^{Prod. Feldfrucht}$:	Produktionskosten der Feldfrucht G [€/ha]
$Seq_{B,t=0}^{CO_2, theor. BK, spezifisch}$:	Spezifische THG-Speicherfähigkeit je t Biokohle bei Ausgangsbiomasse B [kg CO ₂ -Äquiv. t ⁻¹]
$m_{a=0}^{BK}$:	Ausbringmenge an Biokohle [kg ha ⁻¹]
$m_{a=0}^{BK-C}$:	Ausbringmenge an Biokohle-Kohlenstoff als CO ₂ -Äquiv [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
m_a^{BK-C} :	Menge des Biokohle-Kohlenstoffs am Ende des Jahres a aller Bodenschichten [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
$N_2O_a^{DNDC}$:	Summe der Lachgasemissionen am Ende des Jahres a aller Bodenschichten [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
$CH_4_{a=1}^{DNDC}$:	Summe der Methanemissionen im Jahr a ₁ aller Bodenschichten [kg CO ₂ -Äquiv. ha ⁻¹]
$K^{CO_2, extern}$:	externe Kosten für THG-Emissionen [€ kg ⁻¹ CO ₂ -Äquiv]

6 Ergebnisse der Anwendung des entwickelten Modells

In Kapitel 6 werden Ergebnisse der einzelnen Teilmodelle und der Gesamtbewertung dargestellt. Dazu werden in Kapitel 6.1 und 6.2 die Ergebnisse der Teilmodelle Biokohleproduktion und Feldmanagements vorgestellt. Anschließend werden in Kapitel 6.3 Ergebnisse einer Untersuchung zweier Standorte in Baden-Württemberg beschrieben. In Kapitel 6.4 wird eine systematische Untersuchung verschiedener Bodenarten und Biokohlestabilitäten vorgenommen. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen erfolgt in Kapitel 6.5.

6.1 Ergebnisse des Teilmodells Biokohleproduktion⁵⁷

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des Teilmodells „Biokohleherstellung“ beschrieben. Dazu werden in Kapitel 6.1.1 die wichtigsten Massen- und Energieflüsse dargestellt, in Kapitel 6.1.2 die Gesamtkosten der Biokohleherstellung und in Kapitel 6.1.3 die theoretische THG-Speicherfähigkeit der Kohlen beschrieben. Die Berechnung der Ergebnisse erfolgt nach Kapitel 5.2, in dem die Datengrundlage, Annahmen und Berechnungsmethoden dargestellt wurden. Die Ergebnisse beziehen sich auf die dort beschriebenen Szenarien. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse des Teilmodells und eine Identifizierung geeigneter Herstellpfade bzw. Kohlen für die Anwendung zur Bodenverbesserung erfolgt in Kapitel 6.1.4.

⁵⁷ Die Ergebnisse des Teilmodells „Biokohleproduktion“ wurden auf dem „ersten Mediterranean Biochar Symposium“ in Vertemate con Minoprio in Italien vom 17.-18. Januar 2013 bereits vorgestellt, in dieser Arbeit werden die Ergebnisse in aktualisierter Form dargestellt (Laure et al., 2013).

6.1.1 Stoff- und Energieflüsse

Die Massen- und Energieflüsse der Biokohleherstellung werden abhängig von den benötigten Frischmassemengen, je nach Kapazität der Anlagen, abgebildet (vgl. Kapitel 5.2). Die eingesetzten Frischmassemengen sowie die erzielbaren Biokohlemengen zur Berechnung spezifischer Größen (v.a. Gesamtkosten pro t Biokohle) werden in Tabelle 6-1 zusammengefasst.

Tabelle 6-1: Frischmassemengen und erzielbare Biokohlemengen je nach Produktionsverfahren [kt/a]

		Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflege- material	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme- nte	Biertreber	Bioabfall
FM [kt ⁵⁸ /a]	Pyro- lyse	1,51	2,60	2,60	5,78	5,20	11,82	5,20	3,25
	HTC	23	40	40	89	80	182	80	50
Biokohle [kt/a]	Pyro- lyse	0,57	0,47	0,48	0,56	0,99	1,04	0,51	0,33
	HTC	10,9	11,2	11,3	12,2	12,2	12,8	12,1	7,1

Die weiteren sich daraus ergebenden Flüsse, z.B. elektrischer Strom, werden hier wegen des meist kleinen Einflusses auf die Ergebnisse nicht weiter aufgeführt, gehen aber in die weiteren Bewertungen der Biokohleherstellung ein.

6.1.2 Gesamtkosten der Biokohleherstellung

6.1.2.1 Pyrolyse

Die Gesamtkosten für die Biokohleherstellung via Pyrolyse belaufen sich auf 413 bis 1031 €/t TM Pyrokohle, außer im Falle von Klärschlamm, bei dem negative Gesamtkosten von rund -90 € auftreten, d.h. es werden mehr Erlöse für die Verwertung des Klärschlammes eingenommen als Kosten bei der Herstellung entstehen (vgl. Abbildung 6-1 und Tabelle 6-2). Den größten Anteil an

⁵⁸ Kilotonne, $1 \cdot 10^6$ kg

den Gesamtkosten haben die Biomassekosten, die je nach Biomasse 16 bis 49 % der Kosten verursachen oder im Falle von Erlösen durch Biomasseabnahme zu einer Reduktion der Gesamtkosten von -31 (Bioabfall) bis -135 % (Klärschlamm) führen (vgl. Biomassekosten Tabelle 5-4). Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor bei der Pyrolyse ist die Trocknung der Biomasse bzw. Nutzung der Abwärme zu Heizzwecken abhängig vom TS-Gehalt der Biomassen. So können die Kosten bei trockeneren Biomassen (Stroh, Waldrestholz, Landschaftspflegematerial, Bioabfall) durch Erlöse durch einen Verkauf von Wärme um 5 bis 12 % gesenkt werden. Ist eine Trocknung notwendig (Gärreste, Klärschlamm, Tierexkremate, Biertreber) ergeben sich Kosten in Höhe von 8 bis 38 % der Gesamtkosten. Investitionsabhängige Kosten und Kosten für Personal, Verwaltung, Reinigung und Unvorhergesehenes sind unabhängig von Verbrauchsmitteln und Rohstoffen, d.h. sind für alle betrachteten Biomassen pro Jahr gleich. Werden sie pro t TM Biokohle abgebildet, so wird der Einfluss der Biokohleausbeuten deutlicher darstellbar, es ergeben sich Nachteile für niedrige Ausbeuten (vgl. Abbildung 6-1, z.B. investitionsabhängige Kosten). Die Transportkosten und sonstigen verbrauchsabhängigen Kosten tragen nur zu einem geringen Anteil von 4 bis 9 % bzw. 1,4 bis 3,9 % zu den Kosten bei.

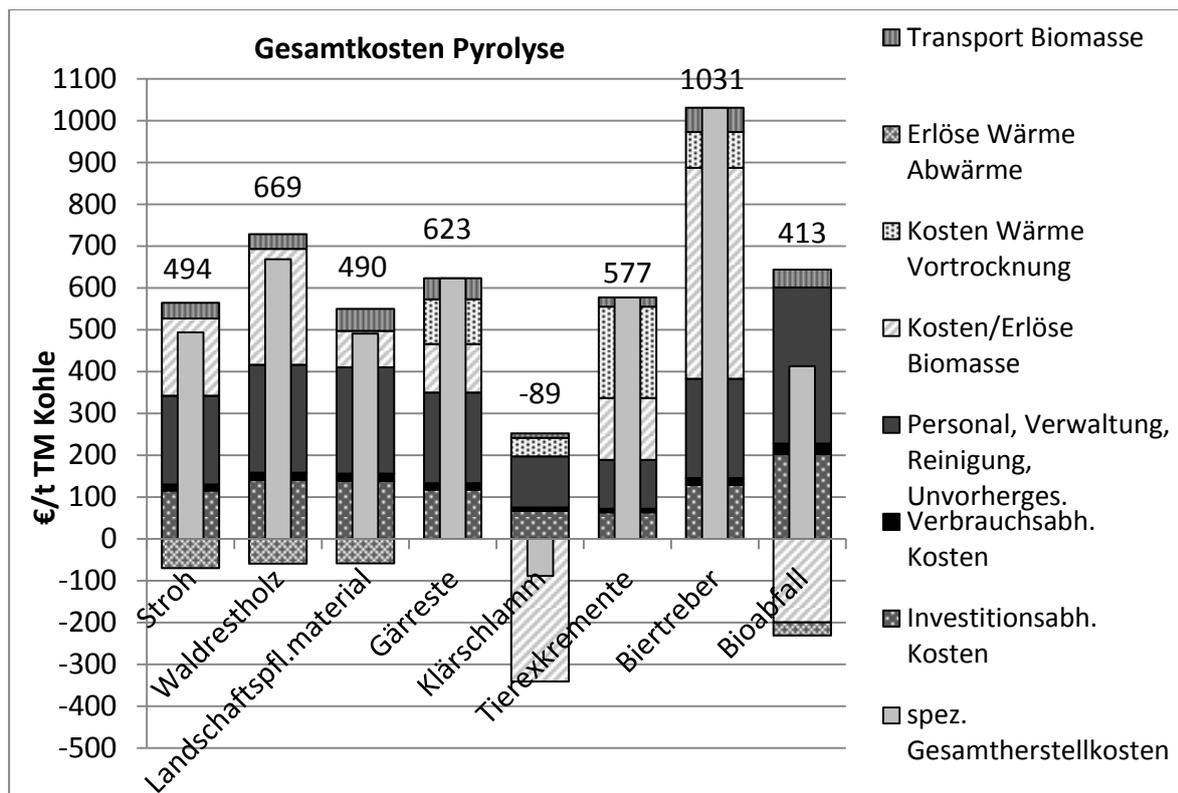


Abbildung 6-1: Spezifische Gesamtkosten der Herstellung von Pyrokohle des betrachteten Pyrolyse-Verfahrens

6.1.2.2 HTC

Die Gesamtkosten für die Biokohleherstellung via HTC betragen 251 bis 634 €/t TM HTC-Kohle, außer im Fall der Ausgangsbiomasse Klärschlamm (-177 €/t TM) (vgl. Abbildung 6-2 und Tabelle 6-2). Auch hier werden die Gesamtkosten, wie bei der Pyrolyse, stark von den Kosten bzw. Erlösen für die Biomassen dominiert, die 18 bis 51 % der Kosten verursachen, bzw. die Kosten um 37 (Bioabfall) bis 117 % (Klärschlamm) verringern. Je nach Biokohleausbeute betragen die investitionsabhängigen Kosten 14 bis 38 % der Gesamtkosten. Die verbrauchsabhängigen Kosten machen mit 14 bis 37 % der Gesamtkosten einen größeren Anteil als bei der Pyrolyse aus, die Kosten für Personal, Verwaltung, Reinigung und Unvorhergesehenes mit 8 bis 21 % einen ähnlichen Anteil. Die Transportkosten liegen bei 7 bis 21 % der Gesamtkosten.

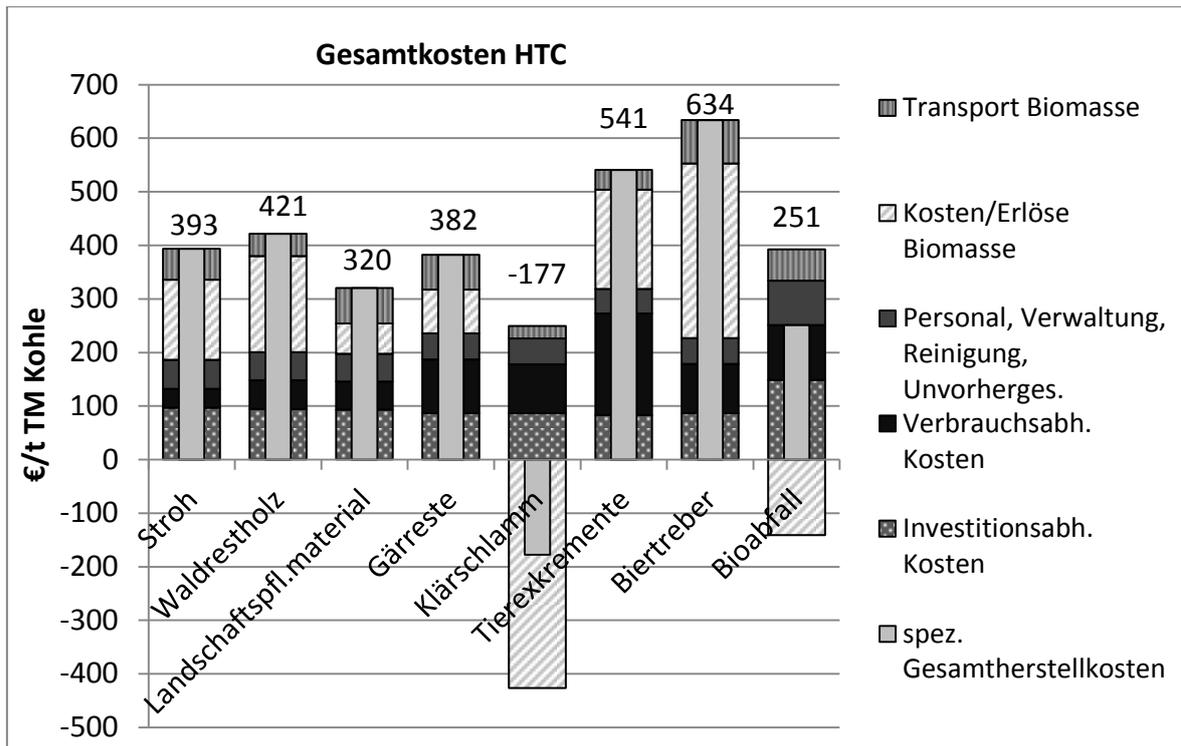


Abbildung 6-2: Spezifische Gesamtkosten der Herstellung von HTC-Kohle des betrachteten HTC-Verfahrens

6.1.2.3 Vergleich der Gesamtkosten für Pyrokohle und HTC-Kohle und Sensitivitätsanalyse

Die spezifischen Gesamtkosten der Herstellung von HTC-Kohle sind für die jeweiligen Ausgangsbiomassen 20 bis 100 % niedriger als für Pyrokohle (vgl. Tabelle 6-2). Gründe können Größendegressionseffekte der größeren Kapazität des gewählten HTC-Verfahrens sein.

Tabelle 6-2: Gesamtkosten der Biokohleproduktion via Pyrolyse und HTC [€/t TM]

	Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkremamente	Biertreber	Bioabfall
Pyrolyse	494	669	490	623	-89	577	1031	413
HTC	393	421	320	382	-177	541	634	251

Zur Abschätzung der Unsicherheiten und weiterer Einflüsse auf die spezifischen Gesamtkosten der Biokohleherstellung wird eine Sensitivitätsanalyse mittels Parametervariation durchgeführt. Es werden folgende Parameter variiert:

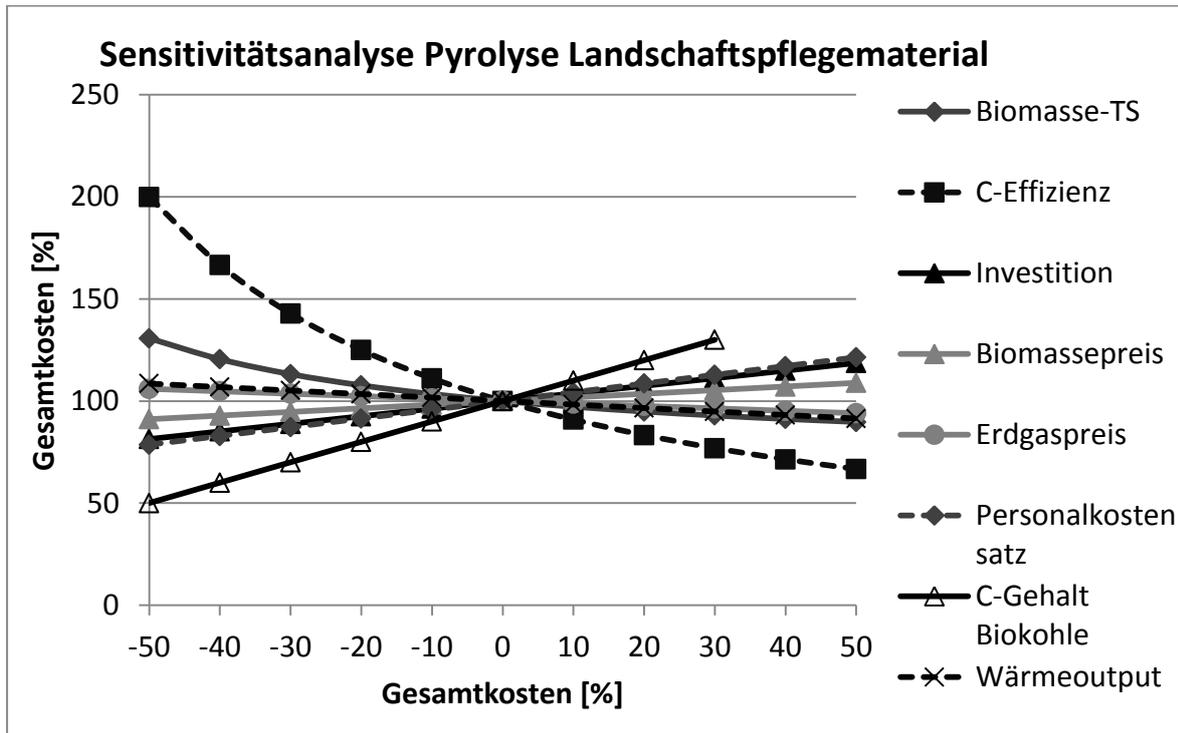
- TS-Gehalt der Biomassen
- C-Effizienz der Verfahren
- Investitionshöhe der Anlagen
- Transportentfernung
- Biomassepreis
- Preise für elektrischen Strom, Erdgas, ggf. Wasser, ggf. Dampf und ggf. Abwasser
- Personalkosten
- Kohlenstoffgehalt der Biokohlen
- ggf. Wärmeoutput der Pyrolyseanlage

In der Abbildung 6-3 a)-d) werden die Parametervariationen für eine vergleichsweise trockene Ausgangsbiomasse mit positiven Biomassepreisen (Landschaftspflegematerial) und für eine nasse Ausgangsbiomasse mit negativen Biomassepreisen (Klärschlamm), jeweils für das Pyrolyse- und das HTC-Verfahren, exemplarisch dargestellt. Es zeigen sich geringe Einflüsse der Verbrauchsmittelkosten und der Transportdistanzen und werden daher nicht in den Abbildungen dargestellt. Bei trockenen Biomassen (vgl. Abbildung Landschaftspflegematerial) und nassen Biomassen (vgl. Abbildung Klärschlamm) werden die spezifischen Gesamtkosten hauptsächlich durch die Kohlenstoffeffizienz der beiden Verfahren und den Kohlenstoffgehalt der Biokohlen beeinflusst (dabei wird berücksichtigt, dass C-Effizienz und C-Gehalt nicht >100 % sein können). Je größer die C-Effizienz und je kleiner die Kohlenstoffgehalte sind, desto geringer ist die erhaltene Biokohlemenge (vgl. Formel 5-4). Bei positiven Gesamtkosten (Fall Landschaftspflegematerial) reduzieren sich somit die spezifischen Gesamtkosten⁵⁹ mit zunehmender Biokohleausbeute, bei negativen Gesamtkosten (Fall Klärschlamm) erhöhen sich die spezifischen

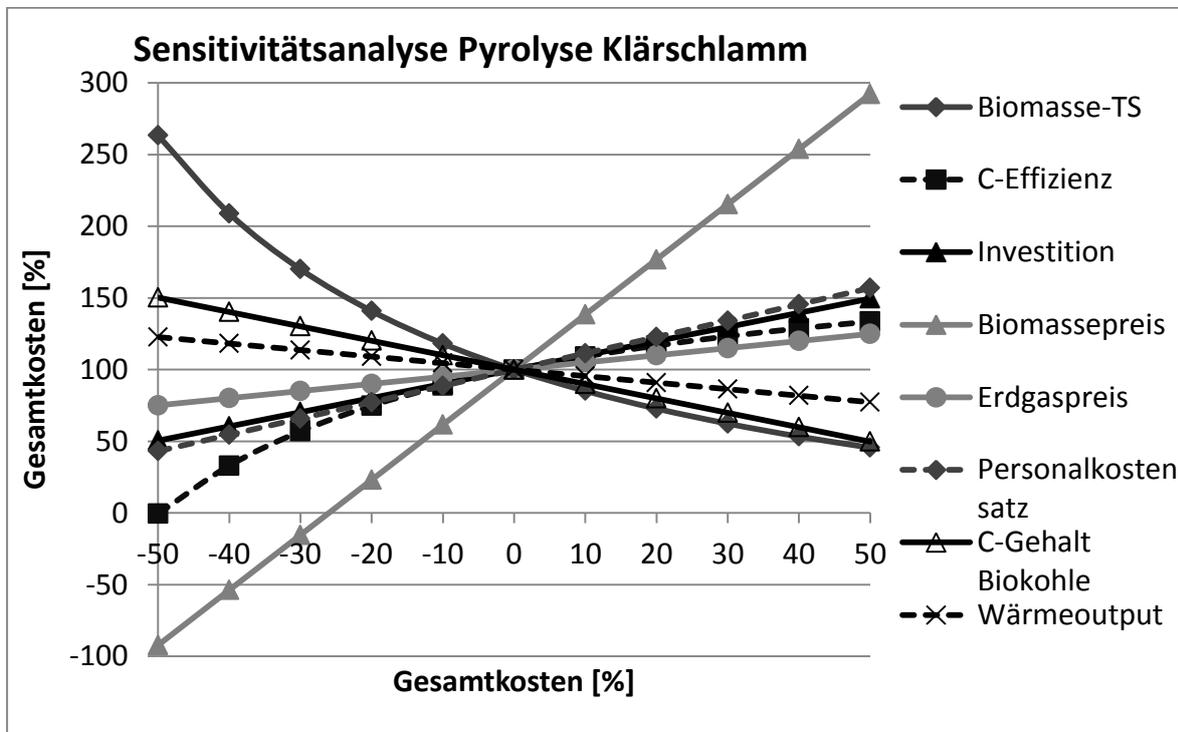
⁵⁹ Spezifische Gesamtkosten: Gesamtkosten dividiert durch erhaltene Biokohlemenge

Gesamtkosten. Bei nassen Biomassen zeigen sich vor allem bei der Pyrolyse große Einflüsse der Trockensubstanzgehalte, was bei der HTC aufgrund des nassen Verfahrens keinen Einfluss auf die Gesamtkosten hat. Je höher die TS-Gehalte sind, desto weniger Trocknung ist notwendig und desto niedriger sind die Gesamtkosten. Am Beispiel des Klärschlammes ist der Einfluss des Biomassepreises, der in diesem Fall negativ ist, am größten und in den Abbildungen gut erkennbar. Je höher der Biomassepreis ist, desto höher sind die Gesamtkosten. Die Einflüsse weiterer Parameter, z.B. Investitionshöhe, Personalkostensatz, Verbrauchsmittel, sind in beiden Verfahren eher gering. Die Investitionshöhe und der Personalkostensatz beeinflussen die spezifischen Gesamtkosten beim Pyrolyseverfahren etwas stärker als beim HTC-Verfahren.

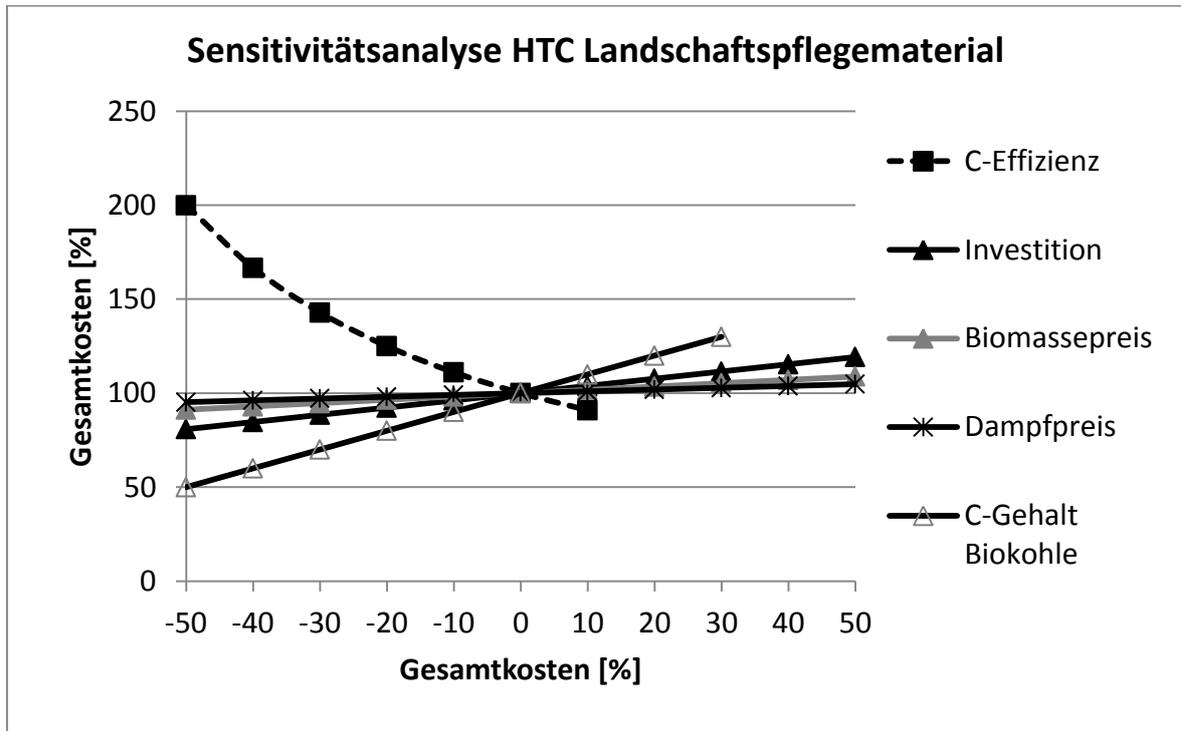
a)



b)



c)



d)

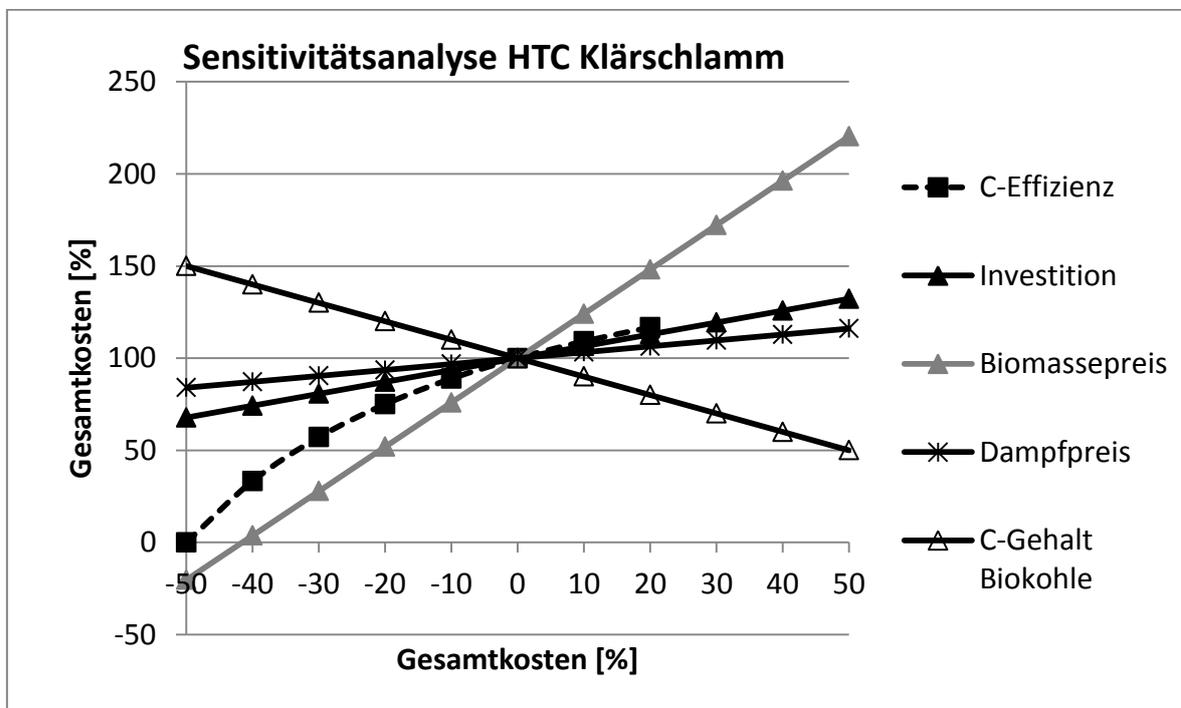


Abbildung 6-3 a)-d): Sensitivitätsanalysen der spezifischen Gesamtkosten der betrachteten Verfahren zur Herstellung von Biokohle dargestellt für ausgewählte Ausgangsbio-massen (Landschaftspflegematerial und Klärschlamm)

6.1.3 Theoretische THG-Speicherfähigkeit der Kohlen

Durch Biokohle kann CO₂ nur gespeichert werden, wenn durch den Prozess, den Transport und ggf. die Biomassesubstitution weniger CO₂-Äquivalente freigesetzt werden als in der Kohle enthalten sind. Für die Bestimmung der theoretischen THG-Speicherfähigkeit der Kohlen werden zunächst die spezifischen THG-Emissionen pro erhaltener t Biokohle (TM) berechnet, die durch den Verbrauch bzw. die Nutzung von Verbrauchsmitteln beim Prozess, dem Transport der Biomasse und der Substitution der Biomasse entstehen (vgl. Formeln 5-15 und 5-16).

Die höchsten THG-Emissionen (im Folgenden vereinfachend als THG bezeichnet) entstehen in beiden Verfahren bei Tierexkrementen und Biertreber (2000 bis 2600 kg CO₂-Äqu./t Kohle (TM)), die niedrigsten bei Stroh und Waldrestholz (-203 bis 450 kg CO₂-Äqu./t Kohle (TM)). Beim Pyrolyseverfahren unterscheiden sich die Emissionsmengen stärker als beim HTC-Verfahren, von -203 bis 2635 versus 414 bis 2233 kg CO₂-Äqu./t Kohle (TM).

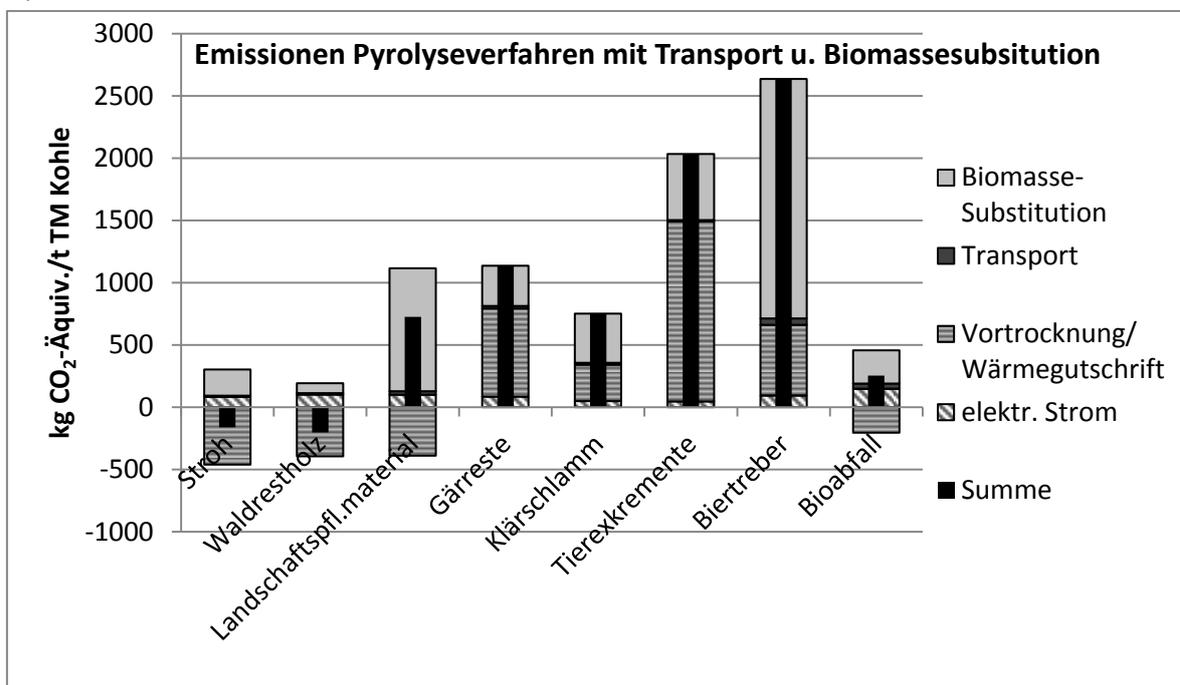
Beim Pyrolyseverfahren sind die Emissionen geprägt durch den TS-Gehalt der Biomassen, der einerseits bei nassen Biomassen eine Vortrocknung nötig macht (Annahme: Wärme aus Erdgas) und dadurch bis zu 71 % (Tierexkreme) der spez. Emissionen verursacht werden, andererseits bei trockeneren Biomassen eine Nutzung der Anlagenabwärme ermöglicht, für die hier eine Gutschrift für eine Vermeidung von Wärme aus fossilen Energieträgern (hier: Erdgas) berechnet wird. Die entstehenden Emissionen können in diesen Fällen reduziert werden (Landschaftspflegematerial, Bioabfall). Im Fall von Stroh und Waldrestholz werden sogar mehr Emissionen eingespart als verursacht werden (negative THG).

Das HTC-Verfahren verwendet zur Erwärmung der Biomasse auf Reaktionstemperatur Dampf, dessen Bedarf in Abhängigkeit der Biomassefrischmasse angenommen wird. Die spez. Emissionen durch Dampf betragen 42 bis 65 % der Emissionen.

In beiden Verfahren nehmen die spez. Emissionen der Biomassesubstitution je nach Biomasse hohe Anteile ein. Vor allem für Biomassen, die als Futtermittel (Biertreber) oder Düngemittel (Landschaftspflegematerial, Gärreste, Klärschlamm, Tierexkremente) dienen, sind die Emissionen hoch (z.B. HTC: 60, 60, 22, 39, 30 %).

Werden die THG des Prozesses, des Transports und ggf. der Biomassesubstitution von der CO₂-Menge, die in der Ausgangsbiomasse als C-Verbindungen enthalten waren (100 %), subtrahiert, erhält man die CO₂-Menge, die in der Kohle (ohne weiteren Biokohleabbau) gespeichert werden kann (sog. theoretisches THG-Speichervermögen) (vgl. Kapitel 5.2.3). In Abbildung 6-5 und Tabelle 6-3 sind die theoretischen THG-Speicherfähigkeiten für die betrachteten Ausgangsbiomassen für den Pyrolyse- und HTC-Herstellpfad dargestellt. Zum Vergleich wird in Tabelle 6-3 die Speicherfähigkeit mit und ohne Berücksichtigung der Emissionen für die Biomassesubstitution abgebildet.

a)



b)

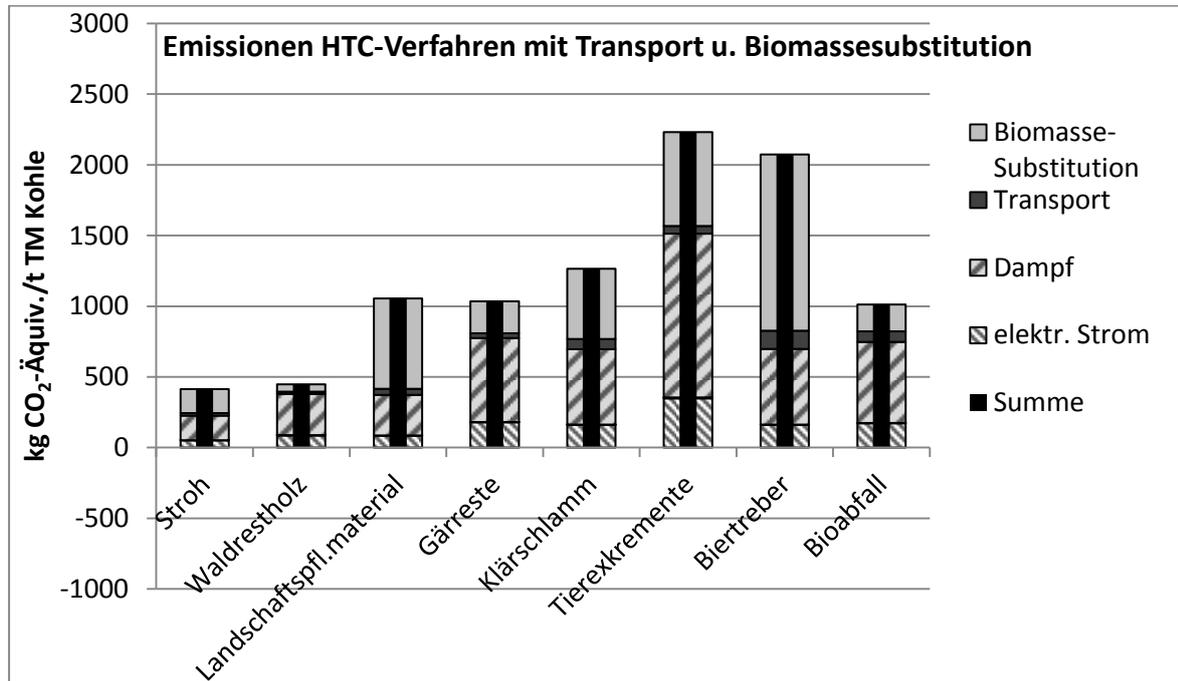


Abbildung 6-4 a)-b): Emissionen bedingt durch das jeweilige Verfahren mit a) Pyrolyse, b) HTC), den jeweiligen Emissionen durch Transport der Biomasse und Emissionen durch Substitution der verwendeten Biomassen

Bei Stroh, Waldrestholz, Landschaftspflegematerial, Gärresten, Klärschlamm und Bioabfall lassen sich in allen betrachteten Szenarien CO₂ in den Kohlen (positive Speicherfähigkeit) in Höhe von 19 bis 77 % des in den Ausgangsbio-massen enthaltenen CO₂ speichern. Die höchste THG-Speicherfähigkeit weisen Stroh, Waldrestholz, Landschaftspflegematerial und Bioabfall mit über 40 % des ursprünglich in der Biomasse enthaltenen CO₂ auf. Bei den Tierexkrementen und Biertreber kann in einigen Szenarien kein CO₂ in den Kohlen gespeichert werden, sondern es werden durch den Umwandlungsprozess zusätzliche THG-Emissionen freigesetzt (negative Speicherfähigkeit). Bei den Tierexkrementen werden -43 bis -1 % beim Pyrolysepfad und HTC-Pfad (mit Biomassesubstitution) freigesetzt. Nur im HTC-Pfad ohne Berücksichtigung der Biomassesubstitutionsemissionen lassen sich 24 % speichern. Bei Biertreber lässt sich im HTC-Pfad und Pyrolysepfad ohne Biomassesubstitution CO₂

speichern (16 bis 58 %), bei der Pyrolyse mit Biomassesubstitution wird CO₂ freigesetzt (-1,5 %).

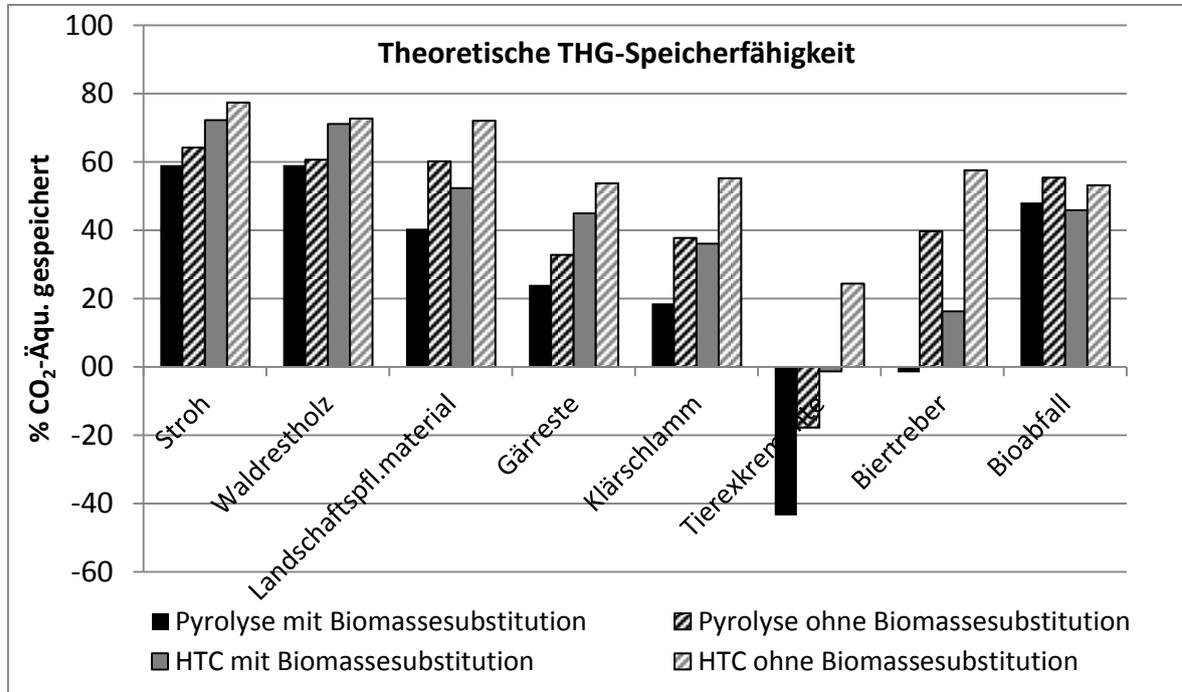


Abbildung 6-5: Theoretische THG-Speicherfähigkeit der Biokohlen mit und ohne CO₂-Emissionen für Biomassesubstitution, berechnet für Pyrolyse- und HTC-Herstellpfad, 100 % entspricht CO₂-Menge enthalten in der Ausgangsbiomasse

Tabelle 6-3: Theoretische THG-Speicherung in den Kohlen mit und ohne Berücksichtigung einer Biomassesubstitution [%]

	Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme	Biertreber	Bioabfall
Pyrolyse mit Substitution	59	59	40	24	19	-43	-2	48
Pyrolyse ohne Substitution	64	61	60	33	38	-18	40	55
HTC mit Substitution	72	71	52	45	36	-1	16	46
HTC ohne Substitution	77	73	72	54	55	24	58	53

6.1.4 Zusammenfassende ökonomische und ökologische Bewertung der Biokohleherstellpfade

Zur Bewertung der Biokohleherstellpfade werden die Ergebnisse der ökonomischen und ökologischen Bewertung zusammengeführt. Je größer die THG-Speicherfähigkeit und je kleiner die spezifischen Gesamtkosten pro t TM Kohle, desto vorteilhafter ist der Herstellpfad.

In Abbildung 6-6 wird die theoretische THG-Speicherfähigkeit gegenüber den spezifischen Gesamtkosten der Kohlen unterschiedlicher Ausgangsbiomassen aufgetragen. Je weiter rechts und unten die Biokohlen abgebildet werden, desto vorteilhafter ist die jeweilige Biokohle einzuschätzen.

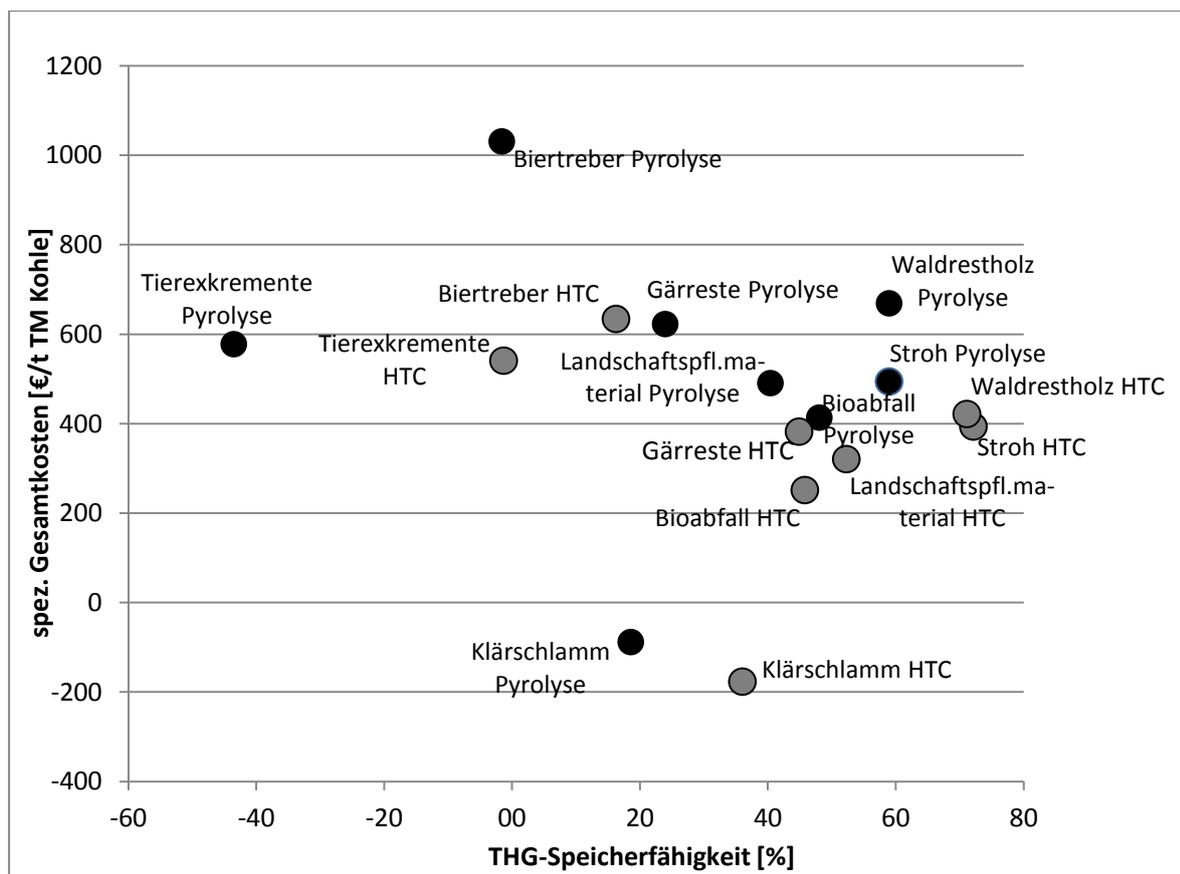


Abbildung 6-6: Darstellung der THG-Speicherfähigkeit zu den spez. Gesamtkosten der Biokohlen (schwarz: Pyrolysepfad, grau: HTC-Pfad)

Für eine Auswahl geeigneter Biokohleherstellpfade, die sowohl ökonomisch als auch ökologisch sinnvoll sind, sollten folgende Kriterien erfüllt sein:

- Die theoretische THG-Speicherfähigkeit muss vorliegen, da sonst eine CO₂-Speicherung durch die Kohlen im Boden nicht möglich ist.
- Die spez. Gesamtkosten bzw. Preise der Kohlen müssen für eine spätere vorteilhafte Investition der Landwirte angemessen sein (detailliertere Berechnungen vgl. Kapitel 6.3 und 6.4).

Eine Sensitivitätsanalyse der Gesamtkosten (vgl. 6.1.2.3) zeigt, dass je nach Biomasse und Verfahren unterschiedliche Faktoren großen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Wichtige Einflussparameter sind Biomassepreise, Kohlenstoffeffizienzen der Verfahren und Trockenmassegehalte. Auf die theoretische THG-Speicherfähigkeit wirken sich neben den Verfahreneigenschaften auch die Annahmen zur Berücksichtigung von THG-Emissionen der Biomassesubstitution aus.

Die Eignung der Biokohlen als Bodenzusatz kann abschließend erst nach der Gesamtbewertung beurteilt werden. Die hier dargestellten Zwischenergebnisse sind daher Bestandteil der Gesamtbewertung einer Szenarienbetrachtung zweier Standorte in Baden-Württemberg (vgl. Kapitel 6.3).

6.2 Ergebnisse des Teilmodells Feldmanagement

Das Teilmodell „Feldmanagement“ berechnet, basierend auf den Stoff- und Energieflüssen der benötigten Arbeitsschritte der Feldarbeit, die Produktionskosten von Feldfrüchten. Es wird exemplarisch jeweils die Fruchtfolge Mais, Winterweizen und Sommergerste betrachtet. Aufgrund der Annahme, dass für den Anbau mit und ohne Biokohle dieselbe Feldarbeit durchgeführt wird, ergeben sich keine Unterschiede der Produktionskosten und der direkten THG-Emissionen beim Anbau mit und ohne Biokohle (weitere Anmerkungen dazu vgl. Kapitel 5.3). Es werden daher in diesem Kapitel nur die berechneten

Nährstoffbedarfe und die Produktionskosten der betrachteten Feldfrüchte dargestellt. Eine detailliertere Berechnung wird im Anhang C zusammengefasst.

6.2.1 Nährstoffbedarfe

Die mithilfe des Düngemittelbedarfsrechners des LTZ Augustenberg werden die Nährstoffbedarfe für die betrachteten Feldfrüchte berechnet. Dabei ergaben sich keine Abhängigkeiten der Bedarfe für unterschiedliche hinterlegte Bodenarten außer für CaO. Der CaO-Bedarf hängt neben der Bodenart auch von den eingesetzten sonstigen Düngemitteln ab, da sie eine unterschiedliche Kalkzehr- oder Kalkmehrwirkung besitzen. Da CaO kostengünstig zu erhalten ist (vgl. Anhang C) wird ein durchschnittlicher Bedarf von 15 kg/ha angesetzt, um konstante Düngebedarfe zu erhalten. Die N- und P-Bedarfe sowie deren Düngemittelart (vgl. Anhang C) gehen auch in das Agrarökosystemmodell ein.

Tabelle 6-4: Nährstoffbedarfe der betrachteten Feldfrüchte [kg/ha]

	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO (Annahme)
Mais (Annahme: Körnermais 10 % Protein)	162	93	232	56	15
Winterweizen (12 % Protein)	181	67	111	23	15
Gerste (Braugerste, 10 % Protein)	90	65	115	17	15

6.2.2 Produktionskosten der betrachteten Feldfrüchte

Die Produktionskosten der Feldfrüchte Mais, Winterweizen und Sommergerste liegen zwischen 900 und 1560 €/ha ohne Erlöse durch Subventionen (Direktzahlungen), die die Produktionskosten um 590 bis 1250 €/ha verringern (vgl. Tabelle 6-5). In Anhang C werden die einzelnen Kostenpunkte detailliert aufgelistet.

Die Produktionskosten inkl. Subventionen gehen in die Berechnungen der Gesamtbewertung ein.

Tabelle 6-5: Produktionskosten der betrachteten Feldfrüchte [€/ha]

	<i>Mais</i>	<i>Winterweizen</i>	<i>Sommergerste</i>
Produktionskosten ohne Subventionen	1551	1104	904
Produktionskosten inkl. Subventionen	1243	796	596

6.3 Bewertung der Biokohle als Bodenzusatz für zwei Standorte in Baden-Württemberg⁶⁰

In diesem Unterkapitel wird die Nutzung von Biokohle als Bodenzusatz für zwei Beispielstandorte in Baden-Württemberg – Forchheim und March – untersucht. Es werden alle Biokohlen der vorhergehenden Betrachtungen (Ausgangsbiomassen, Verfahren) herangezogen. Es wird zunächst die Simulation von Getreideerträgen und Bodenemissionen mit Hilfe des Agrarökosystemteilmodells durchgeführt, anschließend folgt die Gesamtbewertung. Die Ergebnisse der Teilmodelle Biokohleproduktion und Feldmanagement gehen als Inputdaten für Biokohlepreise, Produktionskosten der Feldfrüchte und THG-Emissionen ein (vgl. Kapitel 6.1 und 6.2).

6.3.1 Ergebnisse des Teilmodells Agrarökosystem

6.3.1.1 Zugrunde gelegte Daten

Gemäß der Bioabfallverordnung zählt Biokohle aus als Bioabfall klassifizierten Ausgangsbiomassen in Deutschland zu den Bioabfällen, deren Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen auf 20 t TM pro ha in drei Jahren limitiert ist (BioAbfV, §6). Es wird angenommen, dass die Biokohlen bis 10 cm Bodentiefe homogen eingearbeitet werden. Für den Basisfall wird eine einmalige Aus-

⁶⁰ Für das Forschungsprojekt CarboSolum, das von der Landwirtschaftlichen Rentenbank von 2011 bis 2014 gefördert wurde, wurden Bewertungen der Biokohleanwendung von Biokohle aus Gärresten für zwei Standorte in Baden-Württemberg (Forchheim und March) durchgeführt. Eine kurze Modellbeschreibung und die Ergebnisse für Gärrestbiokohle wurden bereits in Projektberichten dargestellt. In diesem Kapitel werden diese Ergebnisse in aktualisierter Form angegeben. Ausgangsbodendaten, Analysedaten der Biomasse und Biokohle wurden vom KIT IKFT und LTZ Augustenberg zur Verfügung gestellt.

bringung von 20 t Biokohle TM pro ha mit den jeweiligen C-Gehalten angenommen. Für den stabilen Anteil der Biokohlen wird eine mittlere Verweildauer von 2000 Jahren, für den instabilen Teil eine Verweildauer von 0,72 Jahren angenommen (Foereid et al., 2011). Aufgrund wenig verfügbarer Daten wird für die Pyrokohlen ein stabiler C-Anteil von 80 % und für die HTC-Kohlen von 20 % veranschlagt (der Einfluss auf die Bewertungen wird in weiteren Berechnungen in Kapitel 6.4 untersucht). Die Ausgangsbodendaten zur Berechnung der Biokohlewirkung auf die Bodeneigenschaften werden in Tabelle 6-6 aufgelistet. Für die Änderungen der pH-Werte für den Standort March werden die Steigungen der Näherungsformeln abweichend zu den Formeln 5-36 und 5-37 aufgrund der vorliegenden Messungen direkt aus den Projektdaten abgeleitet (Steigungen für Pyrokohle: 0,28 und HTC-Kohle: 0). Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse werden historische und fortgeschriebene Wetterdaten der Wetterwarte Rheinstetten von 1997 bis 2100 für beide betrachteten Standorte herangezogen (vgl. Kapitel 5.4.6). Weitere Daten sind Standortdaten (geografische Lagen, die aus Google Earth entnommen wurden, und weitere Daten wie z.B. CO₂-Konzentration der Luft, für die in DNDC hinterlegte Standarddaten genutzt werden). Es wird angenommen, dass Ernterückstände (Stängel, Blätter) in Höhe von 26 % bei Mais und 35 % bei Weizen und Gerste auf dem Feld verbleiben (Körschens et al., 2004). In Anhang E werden als Beispiel alle Inputdaten des Standorts Forchheim ohne Biokohle aufgelistet.

Tabelle 6-6: Ausgangsbodendaten vor Biokohlezugabe (abgeleitet und angepasst nach Daten des LTZ Augustenbergs, Projekt CarboSolum)

	Trocken- raumdicke [g/cm ³]	pH	Ton- gehalt [%]	Porosität [%]	WFPS [%]	WLPT [%]	Wasser- leitfähig- keit [m/h] ¹
Forchheim	1,50	5,4	9,7	43,3	42,7	17,6	0,563
March	1,37	7,3	14,5	48,4	81,4	21,1	0,026

¹ Annahmen aus DNDC

6.3.1.2 Wirkungen der Biokohle auf die Bodeneigenschaften⁶¹

Durch die Beimischung von Biokohle in den Boden verringert sich die Trockenraumdichte der betrachteten Böden um 0,01 bis 0,09 g pro cm³. Die Porosität der Böden vergrößert sich um 0,2 bis 2,6 %-Punkte. Die Feldkapazität (als WFPS) erhöht sich um 1,4 bis 13,9 %-Punkte, v.a. im sandigeren Boden in Forchheim steigt die Feldkapazität stark an. An beiden Standorten verringert sich die Wasserleitfähigkeit um $1 \cdot 10^{-5}$ bis $1,4 \cdot 10^{-4}$ m pro s. Der Tongehalt, der in DNDC ein Maß für die Kationenaustauschkapazität darstellt, vergrößert sich um 1,2 bis 13,5 %-Punkte. Die pH-Werte werden aus dem Projekt CarboSolum abgeleitet. Für den Standort Forchheim erhöht Pyrokohle den pH-Wert um 0,1 bis 0,9, HTC-Kohle verringert den pH-Wert um 0,05 bis 0,5. Am Standort March erhöht sich der pH-Wert durch Pyro-Kohlebeimischungen um 0,1 bis 0,2, es wird keine Änderung des pH-Werts durch HTC-Kohle festgestellt. In Tabelle 6-7 sind als Beispiele die Werte der Bodeneigenschaften nach der Beimischung von Pyro- und HTC-Kohle aus Waldrestholz für beide Standorte aufgelistet.

Tabelle 6-7: Bodeneigenschaften nach Biokohlezugabe am Beispiel Waldrestholzbiokohle (berechnet nach Näherungsformeln Kapitel 5.4.5 und Daten aus dem Projekt CarboSolum für die pH-Werte)

	Biokohle	Trockenraumdichte [g/cm ³]	pH	KAK durch Tongehalt [%]	Porosität [%]	WFPS [%]	Wasserleitfähigkeit [m/h] ¹
Forchheim	Pyro-BK	1,42	6,3	22,0	45,9	56,5	0,56266
	HTC-BK	1,48	4,9	12,8	46,1	46,1	0,56277
March	Pyro-BK	1,28	7,3	28,0	51,2	93,8	0,02580
	HTC-BK	1,34	7,3	17,9	49,1	84,5	0,02589

6.3.1.3 Biokohleabbau

Die Ausbringmenge von 20 t Biokohle (TS) pro ha entsprechen je nach Ausgangsbiomasse 6,2 bis 15 t Kohlenstoff, die in die obersten 10 cm des Bodens (homogen) eingebracht werden (vgl. Tabelle 6-8). Dies entspricht einer Einbringung von ca. 22,7 bis 55,0 t CO₂.

⁶¹ Vgl. empirische Näherungsformeln Kapitel 5.4.5

Tabelle 6-8: Ausbringungsmengen an Biokohlen-Kohlenstoff [t C ha⁻¹]

		Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme- nte	Biertreber	Bioabfall
Ausbring- bring- mengen	Pyro-BK	12	15	15	11	6.2	6.2	14	11
	HTC-BK	15	15	15	12	12	12	14	12

Unter den angenommenen Anteilen an stabilem und instabilem Kohlenstoff (Pyro-BK: 80 % stabil, HTC-BK: 20 % stabil) und Abbauraten haben sich nach zwei Jahren an beiden Standorten die instabilen Kohlenstoffverbindungen nahezu vollständig abgebaut (<1 kg C). Zusammen mit dem Abbau der stabilen Kohlenstoffverbindungen führt dies zu CO₂-Emissionen im ersten Jahr nach der Ausbringung von rund 4,6 bis 11,1 t CO₂ pro ha bei den Pyrokohlen und rund 35,1 bis 44,1 t CO₂ pro ha bei den HTC-Kohlen. Am Beispiel HTC-Kohle aus Stroh zeigt Abbildung 6-7 die Entwicklung der im Boden vorhandenen Biokohlemenge für den Standort Forchheim.

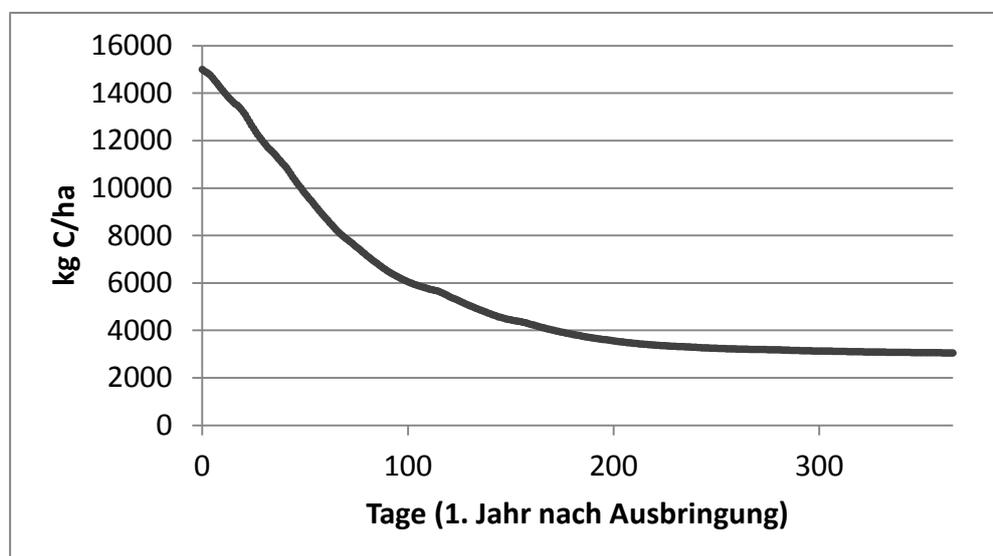


Abbildung 6-7: Entwicklung der Biokohlemenge im Boden am Beispiel HTC-Kohle aus Stroh am Standort Forchheim im ersten Jahr nach der Biokohleausbringung [kg C/ha]

In den folgenden Jahren werden je nach Kohle und Standort ca. 5 bis 35 kg C pro Jahr abgebaut (entsprechen 18 bis 128 kg CO₂⁶²). Am Ende der Betrachtungsdauer (t=104 Jahre, 2100) sind noch 58 bis 62 % der ausgebrachten Kohlenstoffmenge der Pyrokohlen und 15 bis 16 % der ausgebrachten Kohlenstoffmenge der HTC-Kohlen im Boden vorhanden (vgl. Tabelle 6-9).

Tabelle 6-9: Biokohlen-Kohlenstoffmenge im Boden nach t=104 Jahren (2100) unter Berücksichtigung von Abbau und Transport der Biokohlen im Boden [kg C ha⁻¹] und prozentuale Anteile (100 % entspricht der ausgebrachten Biokohlen-Kohlenstoffmenge zum Zeitpunkt t=0)

		Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme	Biertreber	Bioabfall
Forchheim	Pyro-BK	7307	9080	9080	6713	3829	3829	8489	6713
	[%]	60,9	60,5	60,5	61,0	61,8	61,8	60,6	61,0
	HTC-BK	2332	2332	2332	1870	1870	1870	2179	1870
	[%]	15,5	15,5	15,5	15,6	15,6	15,6	15,6	15,6
March	Pyro-BK	7006	8758	8758	6423	3629	3629	8174	6423
	[%]	58,4	58,4	58,4	58,4	58,5	58,5	58,4	58,4
	HTC-BK	2198	2198	2198	1759	1759	1759	2051	1759
	[%]	14,7	14,7	14,7	14,7	14,7	14,7	14,7	14,7

Die Biokohle gelangt durch Transport, verursacht z.B. durch Wasserversickerung oder Bioperturbation, in tiefere Bodenschichten. Im Modell wird der Transport der Biokohle durch Wasserversickerung berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.4.4). Am Beispiel der Pyrokohle aus Waldrestholz am Standort Forchheim wird in Abbildung 6-8 die simulierte Entwicklung der Verteilung des stabilen Kohlenstoffs (inkl. BK-Abbau) auf die Bodentiefe über die Betrachtungsdauer dargestellt. Am Ende der Betrachtungsdauer ist die Biokohle in tiefere Bodenschichten gewandert und verteilt sich über mehr Bodenschichten als bei t=0. 96 % des stabilen Biokohle-Kohlenstoffs befinden sich demnach in 10-35 cm Bodentiefe.

⁶² Ohne Einbeziehung von TAWPs (vgl. Kapitel 4.3.4)

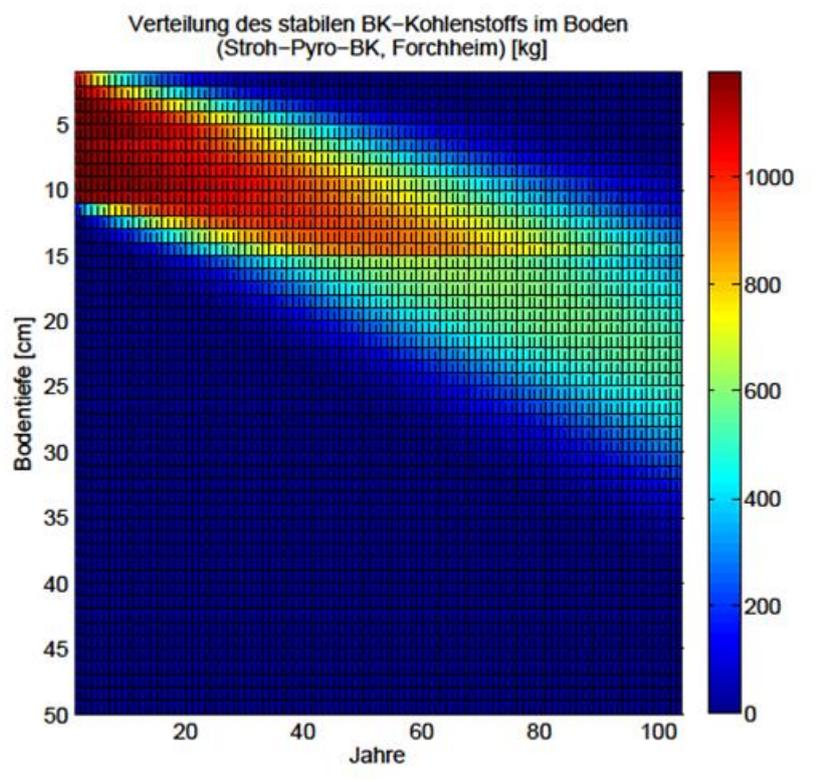


Abbildung 6-8: Verteilung des stabilen Biokohle-Kohlenstoffs über die Zeit (104 Jahre, 1997-2100) am Beispiel Pyro-Kohle aus Stroh am Standort Forchheim [kg C ha^{-1}]

6.3.1.4 Änderung der Feldfruchterträge durch Biokohle

Durch den Zusatz von Biokohle in den Boden kommt es in den Modellberechnungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle am Standort Forchheim zu Ertragssteigerungen von 1,1 bis 4,3 % im Mittel. Am Standort March kann in Einzelfällen nur eine geringfügige durchschnittliche Steigerung der Ertragsmenge bis 0,7 % festgestellt werden. In den meisten Fällen verringern sich die Erträge um bis zu 0,8 %. Die höchsten durchschnittlichen Ertragssteigerungen ergeben sich für Forchheim mit Pyrokohlen. Vor allem bei Mais zeigen sich Ertragssteigerungen, die bei Pyrokohle aus Waldrestholz und Landschaftspflegematerial in Forchheim bis zu 24 % betragen können (im Jahr 2072 in der Simulation). Die größte Ertragsverringern tritt in March für Gerste bei der Anwendung von Pyrokohle aus Waldrestholz und Landschaftspflegematerial mit -14 % auf (Jahr 2011 mit historischen Wetterdaten). In Tabelle 6-10 werden die Mittelwerte der prozentualen Ertragsänderungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle aufgelistet.

Tabelle 6-10: Mittelwerte der prozentualen Erträge im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle [%]

		Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme nte	Biertreber	Bioabfall
Forchheim	Pyro-BK	103,7	104,3	104,3	103,4	102,3	102,3	104,1	103,4
	HTC-BK	101,4	101,4	101,4	101,1	101,1	101,1	101,3	101,1
March	Pyro-BK	99,2	99,4	99,4	99,2	100,7	100,7	99,3	99,2
	HTC-BK	100,5	100,5	100,5	100,5	100,5	100,5	100,5	100,5

6.3.1.5 Bodenemissionen von Lachgas und Methan

Lachgas:

Am Standort Forchheim entstehen beim Anbau der betrachteten Getreide ohne Biokohle Lachgasemissionen in Höhe von 107 t CO₂-Äquiv.⁶³ pro ha, summiert bis t=104 Jahre. Der Zusatz von Biokohle erhöht in Forchheim die Lachgasemissionen um bis zu 38 t CO₂-Äquiv. pro ha (36 %). Am Standort March werden beim Anbau ohne Biokohle summiert rund 68 t CO₂-Äquiv. pro ha Lachgas emittiert. Bei der Anwendung von HTC-Kohle entstehen zusätzliche Lachgasemissionen von bis zu 3 t CO₂-Äquiv. pro ha. Durch die Anwendung von Pyro-Kohle werden die Lachgasemissionen am Standort March im Gegensatz zum Standort Forchheim und der HTC-Kohlenanwendung um bis zu 32 t CO₂-Äquiv. pro ha reduziert, was einer Reduktion der Lachgasemissionen um bis zu 47 % entspricht. In Tabelle 6-11 werden die summierten Lachgasemissionen bis t=104 und die prozentualen Änderungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle aufgelistet.

⁶³ Unter Berücksichtigung von TAWPs

Tabelle 6-11: Lachgasemissionen summiert bis t=104 [t CO₂-Äquiv. ha⁻¹ als TAWP] und prozentuale Lachgasemissionsänderung im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle

		Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme nte	Biertreber	Bioabfall
Forch- heim	Pyro-BK	137,8	146,1	146,1	135,2	121,8	121,8	143,2	135,2
	[%]	28,2	35,9	35,9	25,8	13,3	13,3	33,3	25,8
	HTC-BK	115,8	132,9	132,9	115,2	114,0	114,0	129,9	115,2
	[%]	7,7	23,6	23,6	7,2	6,1	6,1	20,9	7,2
March	Pyro-BK	37,0	35,6	35,6	38,9	62,1	62,1	36,0	38,9
	[%]	-45,3	-47,4	-47,4	-42,5	-8,1	-8,1	-46,7	-42,5
	HTC-BK	70,7	70,7	70,7	70,3	70,3	70,3	70,5	70,3
	[%]	4,6	4,6	4,6	4,0	4,0	4,0	4,3	4,0

Methan:

In DNDC werden auch negative Emissionen ausgegeben, was meist eine Aufnahme von C in den Boden entspricht, z.B. durch Einbringung von Kohlenstoff durch Pflanzenreste oder organischem Dünger. Bei den Methanemissionen werden in den Simulationen der Basisfälle negative Emissionen berechnet. Beim Anbau ohne Biokohle als Bodenzusatz entstehen in Forchheim -6,8, in March -4,8 t CO₂-Äquiv. pro ha. Durch die Einbringung der Biokohlen werden bis zu 1 t CO₂-Äquiv. pro ha weniger Methanemissionen eingespart, was einer „Zunahme“ der Methanemissionen um bis zu 14 % entspricht. Die aufsummierten Methanemissionen bis t=104 und die prozentualen Änderungen werden in Tabelle 6-12 dargestellt.

Tabelle 6-12: Methanemissionen summiert bis t=104 [t CO₂-Äquiv. ha⁻¹ inkl. TAWP] und prozentuale Methanemissionsänderung im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle

		Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme nte	Biertreber	Bioabfall
Forch- heim	Pyro-BK	-6,0	-5,8	-5,8	-6,1	-6,4	-6,4	-5,9	-6,1
	[%]	11,8	14,1	14,1	10,5	5,3	5,3	13,4	10,5
	HTC-BK	-6,5	-6,4	-6,4	-6,5	-6,5	-6,5	-6,5	-6,5
	[%]	4,8	5,0	5,0	3,6	3,6	3,6	4,5	3,6
March	Pyro-BK	-4,3	-4,2	-4,2	-4,3	-4,4	-4,4	-4,2	-4,3
	[%]	11,7	12,3	12,3	11,7	8,2	8,2	12,2	11,7
	HTC-BK	-4,6	-4,6	-4,6	-4,6	-4,6	-4,6	-4,6	-4,6
	[%]	5,5	5,5	5,5	4,2	4,2	4,2	5,1	4,2

6.3.2 Ergebnisse der Gesamtbewertung

In der Gesamtbewertung werden die Kosten und Erlöse der Feldproduktion und THG-Emissionen bilanziert und Kapitalwerte berechnet.

6.3.2.1 Zugrunde gelegte Annahmen

Als Biokohlepreise werden für den Basisfall angenommen, dass diese den Gesamtkosten der Biokohleproduktion aus den jeweiligen Ausgangsbio-massen berechnet im Teilmodell Biokohleproduktion entsprechen (vgl. Kapitel 6.1.2). Die Kosten der Getreideproduktion werden aus dem Teilmodell Feld-management entnommen und entsprechen Tabelle 6-5.

6.3.2.2 Ergebnisse der THG-Bilanzierung – THG-Speicherung durch die Biokohleanwendung

In der Bilanzierung der THG-Emissionen zur Bestimmung der THG-Speicherfähigkeit durch Biokohle beim Anbau von Feldfrüchten werden die Emissionen der Biokohleproduktion (Reaktion zu Biokohle + Bedarfsmittel) (vgl. theoretische THG-Speicherfähigkeit, Kapitel 5.2.1.7 und 6.1.3), dem THG-Einbringen und dem THG-Abbau der Biokohlen im Boden und Methan- und

Lachgasemissionen des Bodens summiert und mit denen des Anbaus ohne Biokohle verglichen (Differenz) (vgl. Kapitel 5.5). In Tabelle 6-13 werden die THG-Speicherfähigkeiten durch die Anwendung von Biokohle am Ende der Betrachtungsdauer aufgelistet. Am Standort Forchheim nimmt die THG-Speicherfähigkeit für Pyro- und HTC-Kohlen im zeitlichen Verlauf immer weiter ab und wird negativ, außer für Pyrokohlen aus Stroh und Waldrestholz. Eine negative THG-Speicherung bedeutet, dass mehr THG-Emissionen freigesetzt werden als beim natürlichen Abbau der Biomasse entstünden. Die höchsten zusätzlichen Emissionen ergeben sich für Tierexkremente und Biertreber mit bis zu -95 % am Ende der Betrachtungsdauer (t=104 Jahre) bezogen auf die ursprünglich in der Biomasse enthaltene CO₂-Menge; dies entspricht einer fast genauso großen zusätzlichen Freisetzung als in der Biomasse enthalten ist. Am Standort March ergeben sich negative CO₂-Speicherungen bei der Anwendung von HTC-Kohlen und Pyrokohle aus Tierexkrementen mit bis zu -78 % bei t=104 Jahre.

Tabelle 6-13: Prozentuale THG-Speicherfähigkeit durch Biokohleanwendung nach 104 Jahren (2100) [%] (100 % entspricht den in den Ausgangsbiomassen enthaltenen CO₂-Mengen)

		Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflagematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkremente	Biertreber	Bioabfall
Forchheim	Pyro-BK	3,4	2,6	-16,0	-31,8	-33,0	-94,9	-57,9	-7,5
	HTC-BK	-11,4	-39,0	-57,8	-40,7	-47,3	-84,7	-91,6	-39,8
March	Pyro-BK	79,0	72,9	54,3	44,6	13,6	-48,3	13,9	68,9
	HTC-BK	-3,7	-4,8	-23,6	-31,4	-40,2	-77,6	-59,7	-30,5

Im Gegensatz zu den HTC-Kohlen verbessern sich bei der Einbringung von Pyrokohlen nach einer raschen Abnahme bereits die THG-Speicherungen nach dem 5. bis 10. Betrachtungsjahr. Beispielsweise liegt bei der Anwendung von Pyrokohle aus Waldrestholz die gespeicherte THG-Menge ab dem Betrachtungsjahr 42 wieder über der THG-Speicherfähigkeiten am Beginn der Betrachtung. 73 % können am Ende der Betrachtung mit steigender Tendenz

gespeichert werden. Die Entwicklung der THG-Speicherung ist in Abbildung 6-9 für die Anwendung von Pyrokohle aus Waldrestholz und Gärresten für beide Standorte abgebildet.

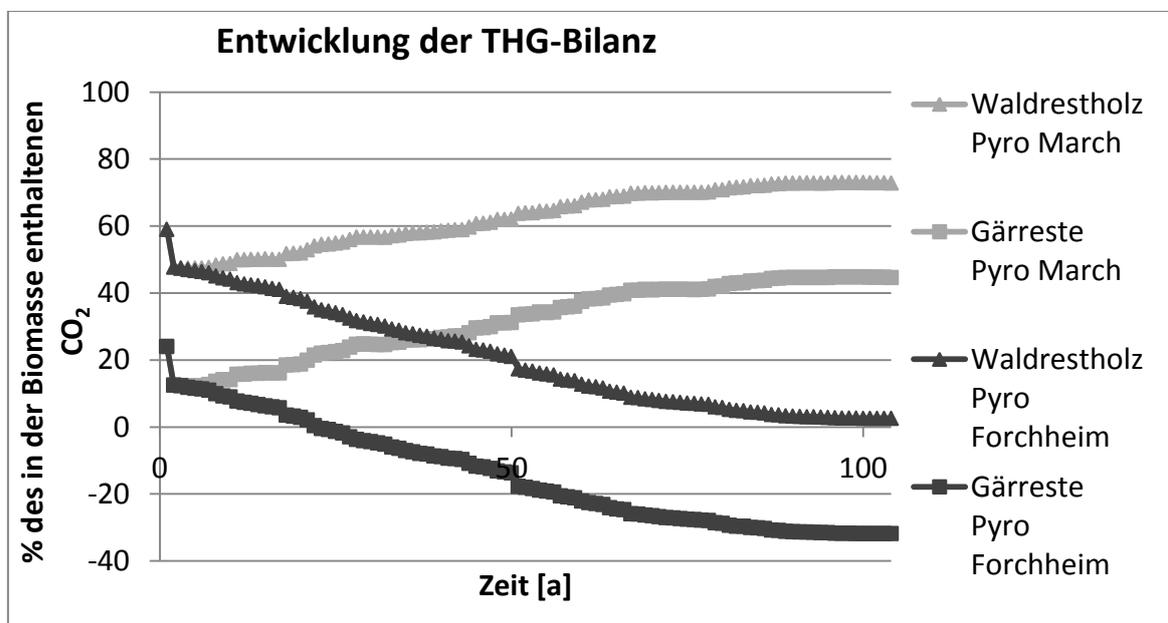


Abbildung 6-9: Entwicklung der gespeicherten THG-Mengen an den Beispielsanwendungen von Pyrokohle aus Waldrestholz und Gärresten für die Standorte March und Forchheim inkl. Biomassesubstitution [%] (100 % entspricht den in den Ausgangsbiomassen enthaltenen CO₂-Mengen)

Die schnelle Abnahme der THG-Speicherung am Anfang der Betrachtung, v.a. im ersten Jahr, hängt mit dem Abbau der labilen Kohlenstoffverbindungen der Biokohlen zusammen. Grund für die weitere Abnahme der THG-Speicherung in Forchheim bei der Anwendung beider betrachteter Biokohle-Typen und in March bei der Anwendung von HTC-Kohlen sind höhere Lachgasemissionen als beim Anbau ohne Biokohleanwendung. Durch eine Reduzierung von Lachgasemissionen bei der Pyrokohleanwendung in March kann die THG-Speicherung verbessert werden und zu höheren Werten führen als die theoretische THG-Speicherfähigkeit der Kohlen vor Ausbringung in den Boden ist. In diesem Fall ergibt sich somit ein doppelter Nutzen in Bezug auf THG-Einsparungen.

6.3.2.3 Kapitalwerte

Zur Berechnung der Kapitalwerte werden die Investitionen für Biokohle bestimmt und mit der Summe der abgezinsten Ein- und Auszahlungen, bestehend aus Kosten und Erlösen der Feldfruchtproduktion und der Emissionen, verrechnet (vgl. Kapitel 5.5).

Die Investitionen für Biokohle bei einer Ausbringung von 20 t Biokohle TM pro ha liegen zwischen 5000 bis 20.000 € pro ha, bei Biokohlen aus Klärschlamm sind die Investitionen negativ und liegen zwischen -3550 bis -1770 € pro ha (durch negative Gesamtkosten der Herstellung, vgl. Kapitel 6.1.2) (vgl. Tabelle 6-14).

Tabelle 6-14: Investitionen pro ha für Biokohle für die Ausbringung von 20 t Biokohle [€/ha]

	Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme mente	Biertreber	Bioabfall
<i>Pyro-BK</i>	9881	13375	9809	12451	-1774	11544	20615	8256
<i>HTC-BK</i>	7865	8429	6402	7639	-3548	10817	12676	5021

Die Kapitalwerte über die gesamte Betrachtungsdauer der Anwendung von Biokohle unter Berücksichtigung externer Kosten/Erlöse für Biokohle und THG-Bodenemissionen sind, außer für Klärschlamm, negativ und können bis zu -21.500 € pro ha bei Biertreber annehmen. Die Investition in Biokohle ist somit, außer für Klärschlamm, nicht vorteilhaft. Die Werte der Kapitalwerte werden in Tabelle 6-15 aufgelistet.

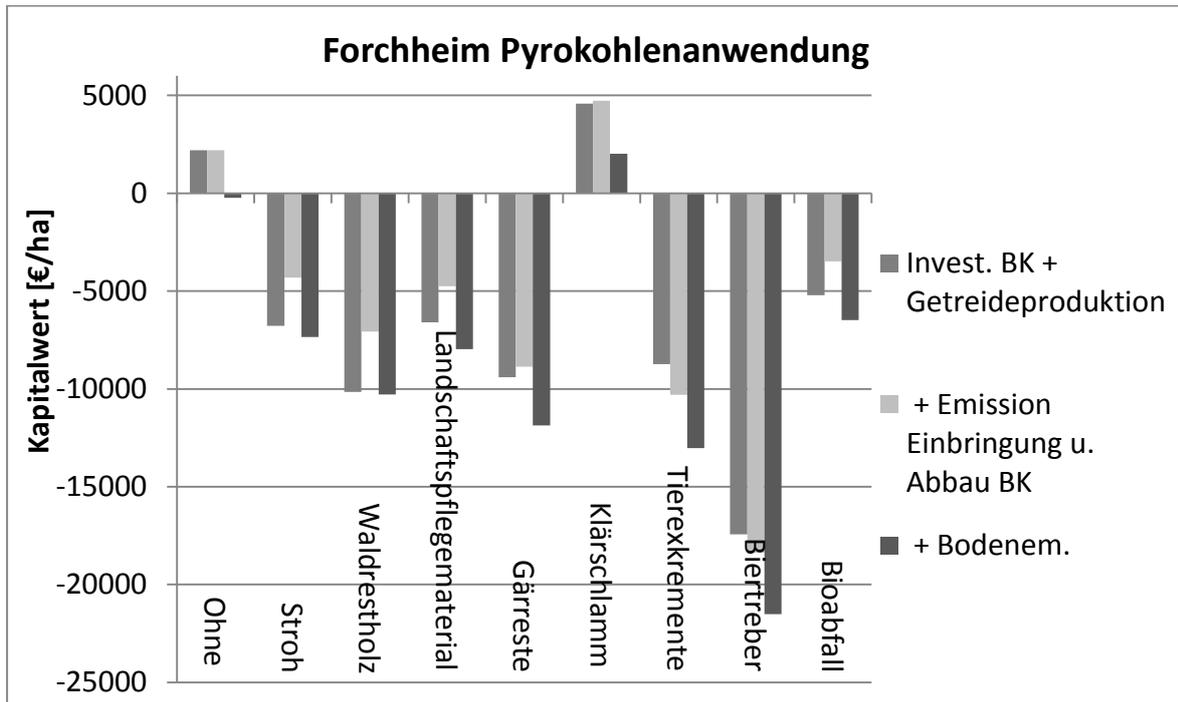
Tabelle 6-15: Kapitalwerte zur Bewertung der Investition von Biokohle inkl. externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen, Standort Forchheim (F.) und March (M.) bis t=104 [€/ha]

	Blokohle	Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkremente	Biertreber	Bioabfall
F.	Pyro-BK	-7353	-10280	-7965	-11864	2018	-13026	-21505	-6479
	HTC-BK	-7754	-8778	-7568	-8575	2339	-13329	-15210	-5925
M.	Pyro-BK	-5081	-7906	-5592	-9624	4173	-10871	-19161	-4239
	HTC-BK	-5717	-6328	-5119	-6479	4400	-11268	-12807	-3830

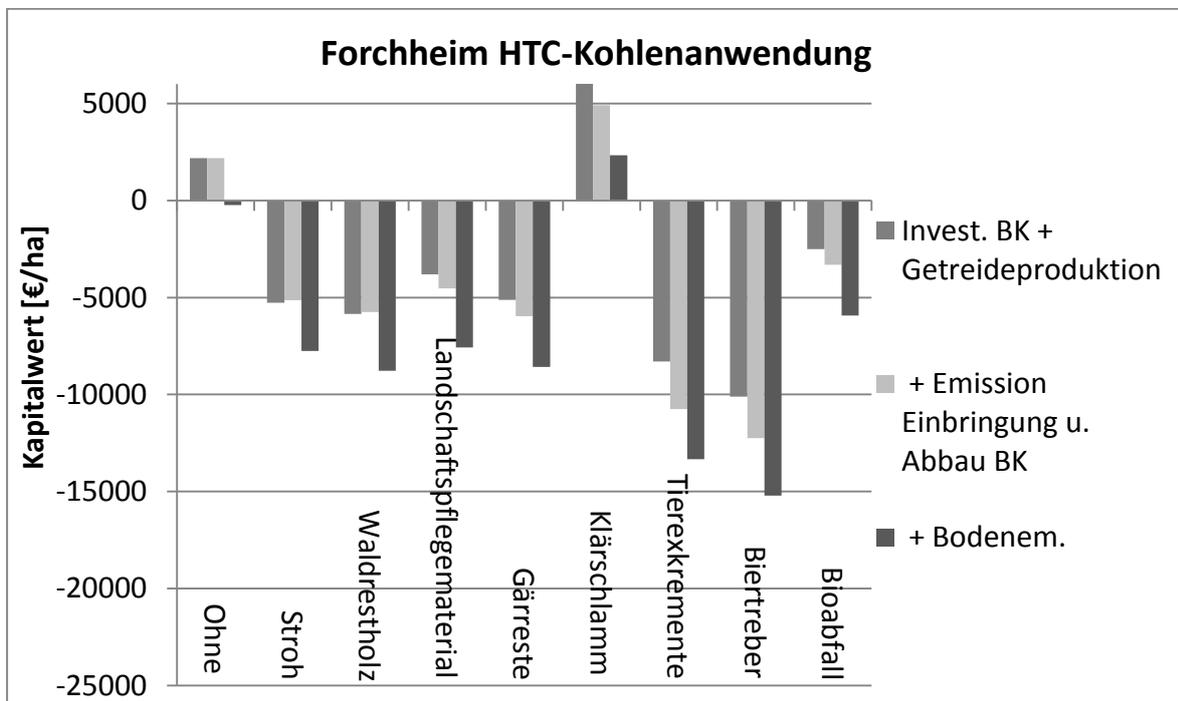
Den größten Anteil der Kapitalwerte nimmt jeweils die Investition ein. Veränderte Erlöse durch Ertragssteigerungen haben einen schwachen Einfluss, wohingegen Kosten und Erlöse für THG-Emissionen durch Biokohle und Bodenemissionen sich stärker auf die Kapitalwerte auswirken. Zur besseren Veranschaulichung werden in den Abbildung 6-10 a) bis d) folgende Kapitalwerte betrachtet, die zum Vergleich auch für den Anbau ohne Biokohle (in diesem Fall beträgt die Investition=0 €/ha) dargestellt werden:

- Fall 1: Kapitalwert ohne Berücksichtigung von THG-Emissionen (ausschließlich Getreideproduktion und Investition in Biokohle) (mittelgrau)
- Fall 2: Kapitalwert mit Getreideproduktion und externen Kosten und Erlösen für die THG-Einbringung und den Abbau der Biokohle („+ Einbringung/Abbau BK“) (dunkelgrau)
- Fall 3: Kapitalwert mit Getreideproduktion, externen Kosten und Erlösen für die THG-Einbringung und den Abbau der Biokohle und externen Kosten und Erlösen für die Bodenemissionen Lachgas und Methan („+ Bodenem.“) (hellgrau)

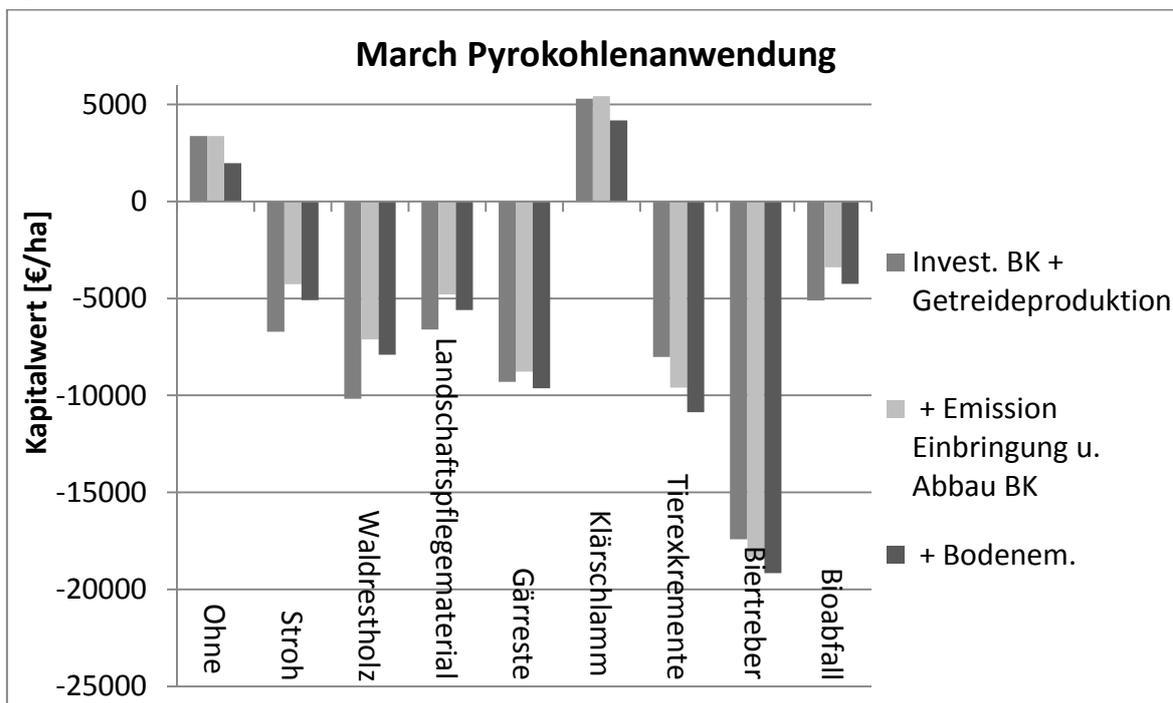
a)



b)



c)



d)

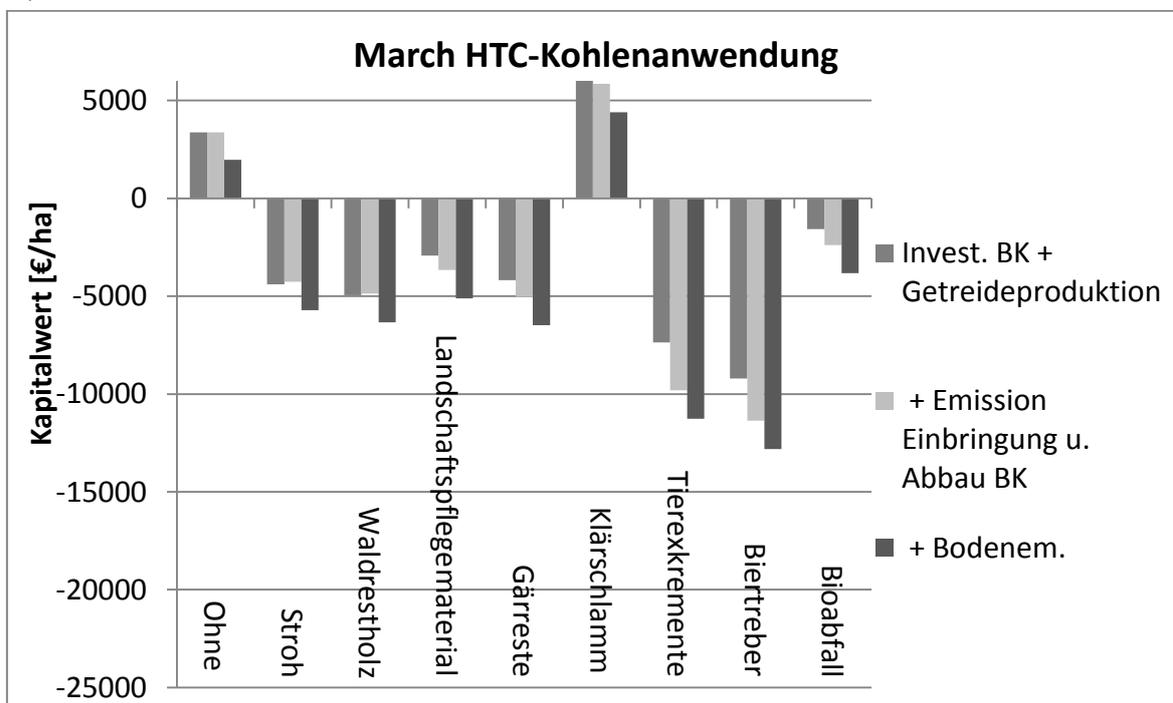


Abbildung 6-10 a) bis d): Szenarienbetrachtungen der Kapitalwerte der Biokohleanwendungen an den Standorten Forchheim und March

Beim Anbau von Feldfrüchten ohne Biokohle liegen die Kapitalwerte (Investition=0, abgezinste Summe der Ein- und Auszahlungen bestehend aus Kosten für die Feldproduktion und Erlösen aus dem Verkauf der Feldfrüchte) bei rund 2200 € pro ha für den Standort Forchheim und bei rund 3380 € pro ha für den Standort March. Werden externe Kosten für Bodenemissionen einbezogen, so liegen die Kapitalwerte für Forchheim bei rund -240 €, für March bei rund 1970 € pro ha. Durch die Einbringung von Biokohle verringert sich der Kapitalwert der Getreideproduktion (Fall 1) in allen betrachteten Fällen deutlich, außer für Klärschlamm, da in diesem Fall negative Kosten (=Erlöse) für die Biokohle anfallen. Werden externe Kosten und Erlöse für die THG-Einbringung und den Abbau der Biokohle berücksichtigt (Fall 2), so verbessern sich bei Pyrokohlen aus Stroh, Waldrestholz, Landschaftspflegematerial und Bioabfall die Kapitalwerte leicht durch die gute CO₂-Speicherung in Pyrokohlen. Bei den übrigen Biokohlen, v.a. bei HTC-Kohlen, verschlechtern sich die Kapitalwerte zusätzlich. Die Ursache ist die geringe CO₂-Speicherung mit HTC-Kohlen (vgl. Kapitel 6.3.2.2). Werden zusätzlich noch externe Kosten und Erlöse für Bodenemissionen von Lachgas und Methan in die Kapitalwerte einbezogen (Fall 3), verschlechtern sich bei der Anwendung von HTC-Kohle die Kapitalwerte weiter. Nur am Standort March können durch die Verringerung von Lachgasemissionen bessere Kapitalwerte bei Pyrokohlen aus Stroh, Waldrestholz, Landschaftspflegematerial und Bioabfall als im Fall 1 erreicht werden.

Eine Parametervariation der Biokohlepreise um $\pm 100\%$ zeigt, dass in March ab einer Preisreduktion der Pyrokohle um 51 % (Bioabfall) bis 94 % (Tierexkrement) ein positiver Kapitalwert im Fall 3 erreicht werden kann (vgl. Abbildung 6-11). Die Biokohlepreise für einen Kapitalwert=0 € liegen zwischen 33 (Tierexkrement) und 273 € pro t (Waldrestholz) für Pyro-Kohle. In Forchheim kann ein positiver Kapitalwert bei der Anwendung von Pyrokohle ab einer Preisreduktion um 74 % auftreten (Stroh), die notwendigen Biokohlepreise für einen Kapitalwert=0 € liegen unter denen für March zwischen -74 bis 154 € pro t. Bei HTC-Kohlen sind positive Kapitalwerte bei HTC-Kohlepreisreduktionen ab 72 % in March möglich (Biokohlepreise zwischen -22 bis 107 € pro t). In Forchheim müssen die Reduktionen der Biokohlepreise noch größer sein, um positive Kapitalwerte bei HTC-Kohle zu erreichen, die not-

wendigen Biokohlepreise liegen bei -127 bis 6 € pro t. Die Biokohlepreise, bei denen ein Kapitalwert von 0 € erzielt werden kann unter Berücksichtigung externer Kosten und Erlösen für THG-Emissionen (Fall 3), werden in Tabelle 6-16 aufgelistet.

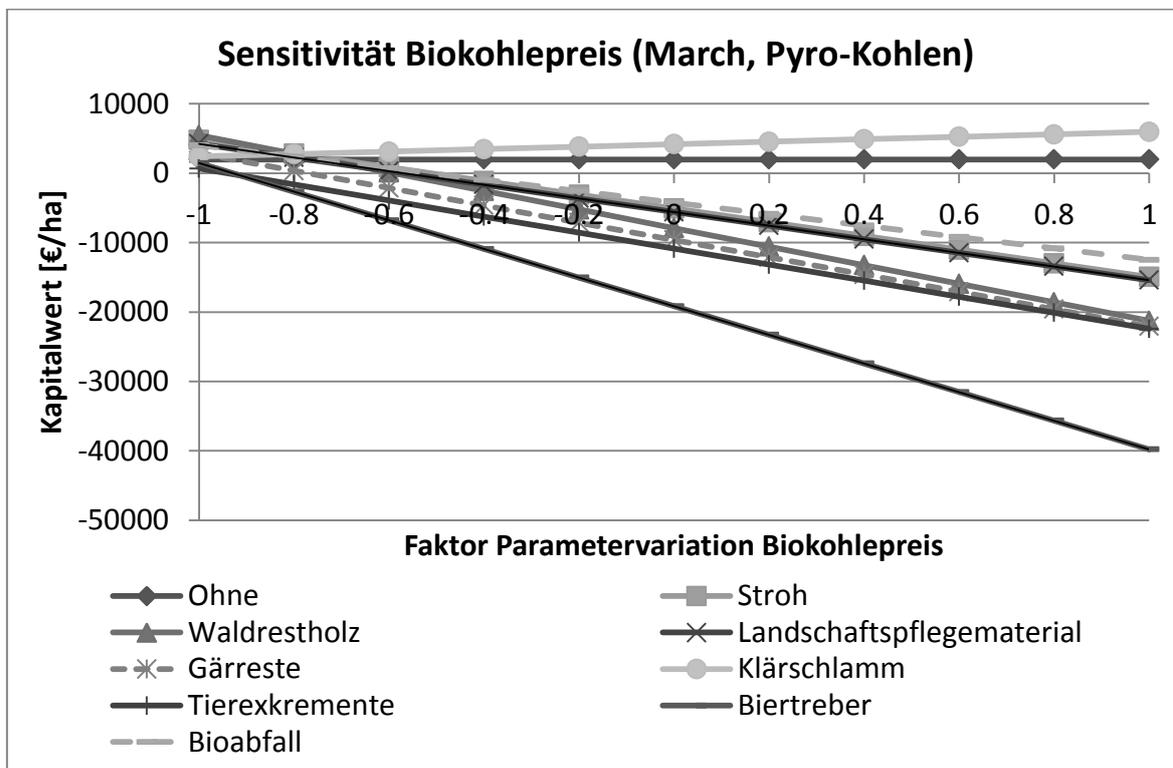


Abbildung 6-11: Sensitivitätsanalyse der Kapitalwerte (Fall 3) mit Parametervariation der Biokohlepreise um $\pm 100\%$ für Pyro-Kohlen am Beispiel Standort March

Tabelle 6-16: Biokohlepreise, bei denen ein Kapitalwert von 0 € erreicht werden kann (inkl. externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen (Fall 3), Standort Forchheim (F.) und March (M.) bis $t=104$) [€/t]

	Biokohle	Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkremente	Biertreber	Bioabfall
F.	Pyro-BK	126	155	92	29	12	-74	-45	89
	HTC-BK	6	-17	-58	-47	-60	-126	-127	-45
M.	Pyro-BK	240	273	211	141	120	34	73	201
	HTC-BK	107	105	64	58	43	-23	-7	60

Werden Biokohlepreisvariationen bei der Kapitalwertberechnung ohne Berücksichtigung von externen Erlösen und Kosten für die Emissionen bzw. Einsparungen von THG-Emissionen (Fall 1) betrachtet, kann in allen untersuchten Fällen (Standort und Kohlen) ein positiver Kapitalwert ab Biokohlepreisen zwischen 126 und 174 € pro t erzielt werden (vgl. Tabelle 6-17). Die Biomassekosten für die Biokohleproduktion liegen für Stroh, Waldrestholz, Tierexkremente und Biertreber allerdings bereits über den Biokohlepreisen, d.h., dass die benötigten Biokohlepreise in diesen Fällen ohne Preisänderungen der Biomassen nicht erreichbar sind (zum Vergleich in Tabelle 6-18 aufgelistet). Die hohen Biomassekosten verhindern somit eine vorteilhafte Investition. Im Gegensatz dazu liegen für den Standort March mit Pyro-Kohlen aus Stroh, Landschaftspflegematerial und Gärresten die notwendigen Biokohlepreise für einen Kapitalwert=0 € über denen für die Kapitalwertbetrachtung des Falls 3. Dies bedeutet, dass für diese Fälle bei der Einbeziehung der THG-Emissionen höhere Biokohlepreise aufgrund der Reduktion von THG-Bodenemissionen in Kauf genommen werden können.

Tabelle 6-17: Biokohlepreise, bei denen ein Kapitalwert von 0 € erreicht werden kann (exklusive externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen (Fall 1), Standort Forchheim (F.) und March (M.) bis t=104) [€/t]

	Biokohle	Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkremente	Biertreber	Bioabfall
F.	Pyro-BK	155	161	161	152	140	140	159	152
	HTC-BK	129	130	130	126	126	126	128	126
M.	Pyro-BK	158	160	160	158	176	176	160	158
	HTC-BK	174	174	174	173	173	173	173	173

Tabelle 6-18: Biomassekosten bei der Produktion der Biokohlen[€/t]

	Stroh	Waldrestholz	Landschafts- pflegematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkreme nte	Biertreber	Bioabfall
Pyro-BK	185	277	87	116	-341	148	504	-200
HTC-BK	150	179	56	82	-427	185	326	-141

Änderungen des CO₂-Preises von 70 auf 7⁶⁴ bzw. 280 € pro t CO₂-Äquivalente, wie sie als Preisvariation für eine Sensitivitätsbetrachtung in Wille et al. (2012) vorgeschlagen werden, schwächen bzw. verstärken die Effekte auf die Kapitalwerte, wie sie beispielsweise in Abbildung 6-10 dargestellt und bereits oben beschrieben werden. Bei einem CO₂-Preis von 7 € zeigen sich nur geringe Unterschiede in den Ergebnissen der drei betrachteten Fälle, bei hohen CO₂-Preisen von 280 € verringern sich die Kapitalwerte im Fall 2 stark. Im Fall 3 verbessern sich die Kapitalwerte im Vergleich zu Fall 1 für die Szenarien, in denen Bodenemissionen durch die Biokohleanwendung reduziert werden können (Pyrokohle, March) bzw. verschlechtern sie sich im Fall einer Bodenemissionszunahme. In Abbildung 6-12 werden die CO₂-Preisszenarien am Beispiel Pyro- und HTC-Kohlen aus Waldrestholz am Standort March dargestellt. Positive Kapitalwerte werden durch die Änderungen des CO₂-Preises bei gleichbleibenden Biokohlepreisen des Basisfalls nur in seltenen Fällen erzielt.

⁶⁴ entspricht dem derzeitigen CO₂-Zertifikatspreis (<http://www.boerse.de/rohstoffe/Co2-Emissionsrechtepreis/XC000AOC4KJ2>), abgerufen 31.03.2015)

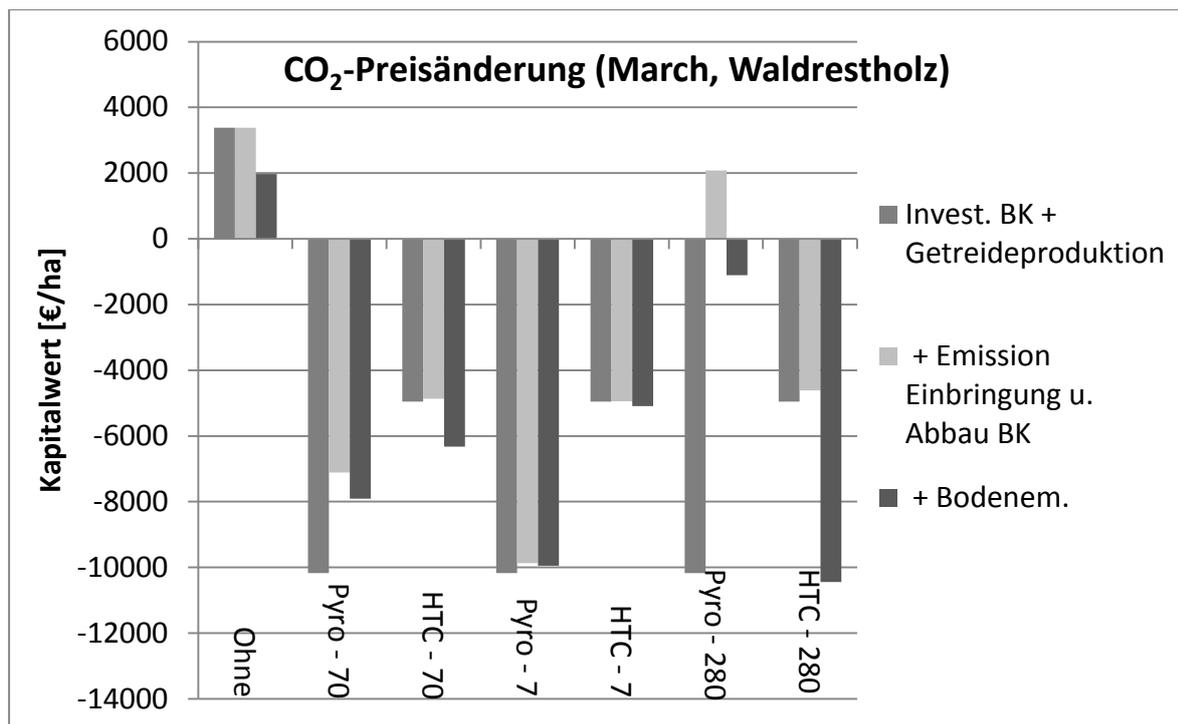


Abbildung 6-12: Änderungen des CO₂-Preises (70, 7 und 280 € pro t CO₂-Äquivalente) am Beispiel von Pyro- und HTC-Kohlen aus Waldrestholz am Standort March

6.3.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Zusammenfassend ergeben sich deutliche Unterschiede der Ergebnisse im Vergleich der Standorte.

Die Änderungen der Bodeneigenschaften durch die Beimischung der Biokohlen führen am Standort Forchheim zu Ertragssteigerungen, v.a. bei der Anwendung der Pyro-Biokohlen. Gleichzeitig kommt es zu einer Erhöhung der Bodenemissionen. Am Standort March werden nur geringfügige Ertragsänderungen von $\pm 1\%$ beobachtet. Durch die Zugabe von HTC-Kohle erhöhen sich die Bodenemissionen in March leicht, durch Pyro-Kohle können Lachgasemissionen (z.T. stark) gesenkt werden. Es werden an den Standorten also gegenläufige Trends beobachtet (vgl. Tabelle 6-19). Für den Abbau der Biokohlen ist unabhängig vom Standort vor allem die Größe des stabilen und instabilen C-Pools der Biokohlen maßgeblich. Ein hoher Anteil labiler C-Verbindungen führt zu hohen CO₂-Emissionen im ersten Jahr nach der Einbringung. Ein hoher Anteil stabiler C-Verbindungen führt zu einer gleichmäßig niedrigen jährlichen Abbaurate und einer langen Verweilzeit der Biokohlen im Boden.

Tabelle 6-19: Qualitativer Vergleich der Standorte bzgl. Erträgen und Bodenemissionen

	<i>Forchheim</i>		<i>March</i>	
	<i>Stärken</i>	<i>Schwächen</i>	<i>Stärken</i>	<i>Schwächen</i>
<i>Pyro-Kohle</i>	- Ertragssteigerung	- Vergrößerung der Bodenemissionen	- Reduktion der Bodenemissionen	- keine Ertragsänderungen
<i>HTC-Kohle</i>	- Ertragssteigerung gering	- Vergrößerung der Bodenemissionen (gering)	-	- keine Ertragsänderungen - geringe Bodenemissionserhöhung

Bei der Bilanzierung der THG-Emissionen über die gesamte Wertschöpfungskette und beim Vergleich zur ursprünglich in der Biomasse gespeicherten CO₂-Menge können nur im Falle von Pyrokohlen aus Ausgangsbiomassen mit hohem Trockensubstanzgehalt über den Betrachtungszeitraum THGs gespeichert werden. Bei HTC-Kohlen und Pyro-Kohlen aus Ausgangsbiomassen mit niedrigem TS-Gehalt werden in den betrachteten Fällen mehr THG-Emissionen freigesetzt als ursprünglich in der Biomasse enthalten waren. Führt die Biokohle zu Lachgasemissionseinsparungen, verbessert sich die CO₂-Speicherung im Laufe des Betrachtungszeitraums.

Die ökonomischen Untersuchungen zeigen, dass die Kapitalwerte hauptsächlich von der Höhe der Investition dominiert wird und die Ein- und Auszahlungen einen geringeren Einfluss auf die Kapitalwerte haben. Bei einer Preisannahme für Biokohle in Höhe der Gesamtkosten ist die Investition in Biokohle mit und ohne Berücksichtigung externer Kosten für THG-Einsparungen und -freisetzungen unvorteilhaft (negative Kapitalwerte) und nach dem Kapitalwertkriterium abzulehnen. Nur für den Fall von Erlösen aus der Abnahme von Biokohle aus Klärschlamm kann ein positiver Kapitalwert erzielt werden. Um positive Kapitalwerte zu erzielen müssten die Preise für Biokohle um 60 % verringert werden. Bei einer Betrachtung ohne Einbeziehung externer Kosten und Erlöse für THGs werden positive Kapitalwerte ab Biokohlepreisen zwischen 126 und 174 € pro t erzielt. Die für eine vorteilhafte Biokohleinvestition benötigten Biokohlepreise liegen in einigen Fällen unterhalb der Kosten für

die Ausgangsbiomassen. Eine Erreichung der benötigten Biokohlepreise ist in diesen Fällen somit schierig. Ertragssteigerungen, wie sie z.B. am Standort Forchheim auftreten, erhöhen die Einzahlungen, führen aber nicht zu positiven Kapitalwerten. Ein weiterer wesentlicher Einflussfaktor auf den Kapitalwert ist die Höhe der THG-Bodenemissionen. Können THG-Bodenemissionen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle eingespart werden, wie z.B. für einige Pyro-Biokohlen am Standort March, verbessert sich die CO₂-Speicherung durch Biokohle und wirkt sich positiv auf den Kapitalwert aus. Positive Kapitalwerte können jedoch innerhalb des Betrachtungszeitraums ohne niedrigere Biokohlepreise nicht erreicht werden. Durch hohe Preise für CO₂ und/oder eine längere Betrachtungsdauer werden in diesen Fällen ggf. positive Kapitalwerte für den Standort March erreicht.

Die Unterschiede in den Ergebnissen beim Vergleich der betrachteten Standorte lassen darauf schließen, dass die Bodentextur und die Stabilität der Biokohlen einen weiteren maßgeblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Im folgenden Kapitel 6.4 werden daher weitere Simulationen zur Untersuchung der Effekte der Biokohleanwendung in verschiedenen Bodenarten durchgeführt um z.B. zu untersuchen, ob positive Effekte – Ertragssteigerungen und Bodenemissionsreduktionen - simultan auftreten können und um die Auswirkung auf die CO₂-Speicherung und Kapitalwerte zu bewerten.

6.4 Untersuchung der Biokohleanwendung in verschiedenen Bodenarten

Die Ergebnisse der Basisszenarien zweier Standorte in Baden-Württemberg zeigen bei der Anwendung von Biokohle große Unterschiede v.a. bezüglich der Bodenemissionen und der Kohlenstoffspeicherfähigkeit. In diesem Kapitel werden daher systematisch die Einflüsse von Biokohle auf verschiedene Bodenarten untersucht. Gleichzeitig werden die stabilen (bzw. instabilen) Anteile der Biokohlen variiert, um deren Einfluss aufzuzeigen.

6.4.1 Ergebnisse des Teilmodells Agrarökosystem

6.4.1.1 Zugrunde gelegte Daten

In der Untersuchung verschiedener Bodenarten werden exemplarisch nur Beispielpyrokohlen unterschiedlicher Stabilität⁶⁵ betrachtet. Für die Berechnungen der Änderungen der Bodeneigenschaften durch Biokohle wird angenommen, dass 20 t Pyrokohle TS pro ha bis 10 cm Bodentiefe homogen eingearbeitet werden. Es wird ein C-Gehalt der Biokohlen von 60 % angenommen. Für den stabilen Anteil der Biokohlen wird eine mittlere Verweildauer von 2000 Jahren, für den instabilen Teil eine Verweildauer von 0,72 Jahren angenommen (Foereid et al., 2011). Die Anteile stabilen und instabilen Kohlenstoffs werden für alle betrachteten Bodenarten von 10 bis 90 % in 10%-Schritten variiert. Als Vergleichswerte dienen Simulationsergebnisse des jeweiligen Feldfruchtanbaus ohne Biokohle. Als Ausgangsstandortdaten werden die Daten für den Standort Forchheim wie in Kapitel 6.3 herangezogen (geografische Lage, Wetter, vgl. Anhang E). Zur Betrachtung verschiedener Bodenarten wird auf Bodendaten, die in DNDC hinterlegt sind, zurückgegriffen. Die Trockenraumdichte wird aus der dort gegebenen Porosität und einer angenommenen Dichte der mineralischen Bodensubstanz (ohne Luft/Wasser) von $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ berechnet. Es werden Simulationen für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 durchgeführt. In Tabelle 6-20 werden die verwendeten Aus-

⁶⁵ D.h., dass die Berechnung der Bodeneigenschaftsänderungen nach den Formeln für Pyrokohlen erfolgt.

gangsbodendaten für 11 betrachtete Bodenarten zusammengefasst. Die Betrachtungsdauer beträgt, wie in Kapitel 6.3, 104 Jahre von 1997 bis 2100.

Tabelle 6-20: Ausgangsbodendaten der betrachteten Böden (abgeleitet aus in DNDC hinterlegten Daten)

Nr.	Boden	Trocken- raumdichte [g/cm ³]	Ton- gehalt [%]	Porosität [%]	WFPS [%]	WLPT [%]	Wasser- leitfähigkeit [m/h]
1	Sandig	1,603	3	0,395	0,15	0,1	0,634
2	Lehmiger Sand	1,561	6	0,411	0,25	0,13	0,563
3	Sandiger Lehm	1,497	9	0,435	0,32	0,15	0,125
4	Schluff-Lehm	1,365	14	0,485	0,4	0,2	0,026
5	Lehm	1,455	19	0,451	0,49	0,22	0,025
6	Sandiger, toniger Lehm	1,534	27	0,421	0,52	0,24	0,023
7	Schluffiger, toniger Lehm	1,386	34	0,477	0,55	0,26	0,015
8	Toniger Lehm	1,389	41	0,476	0,57	0,27	0,009
9	Sandiger Lehm	1,521	43	0,426	0,6	0,28	0,008
10	Schluffiger Lehm	1,346	49	0,492	0,63	0,3	0,008
11	Ton	1,373	63	0,482	0,75	0,45	0,008

6.4.1.2 Biokohleabbau

Die Einbringung von 20 t Biokohle pro ha entspricht einer eingebrachten Menge von 12 t C pro ha (ca. 44 t CO₂-Äquivalente). Die am Ende des Betrachtungszeitraums noch enthaltenen Biokohlemengen sind desto größer, je höher der Anteil stabilen Kohlenstoffs der Biokohlen ist. Der Unterschied zwischen den fallkorrespondierenden Ergebnissen bei unterschiedlichen pH-Ausgangswerten ist marginal (<0,01 kg C pro ha). Bei 10 % stabilen Biokohlenkohlenstoffs (BK-C) (=90 % instabil) und Boden 11 (Ton) ist die noch enthaltene Biokohlen-Menge mit rund 880 kg C pro ha am geringsten. In sandigeren Böden wird die Biokohle langsamer abgebaut. Bei 90 % stabilem Kohlenstoff (=10 % instabil) und Boden 1 (Sand) beträgt die noch vorhandene Biokohlemenge rund 8950 kg C pro ha, in Boden 11 (Ton) mit rund 7870 kg C pro ha über eine t C weniger. Eine graphische Darstellung der Biokohlemengen am Ende des Betrachtungszeitraums zeigt Abbildung 6-16.

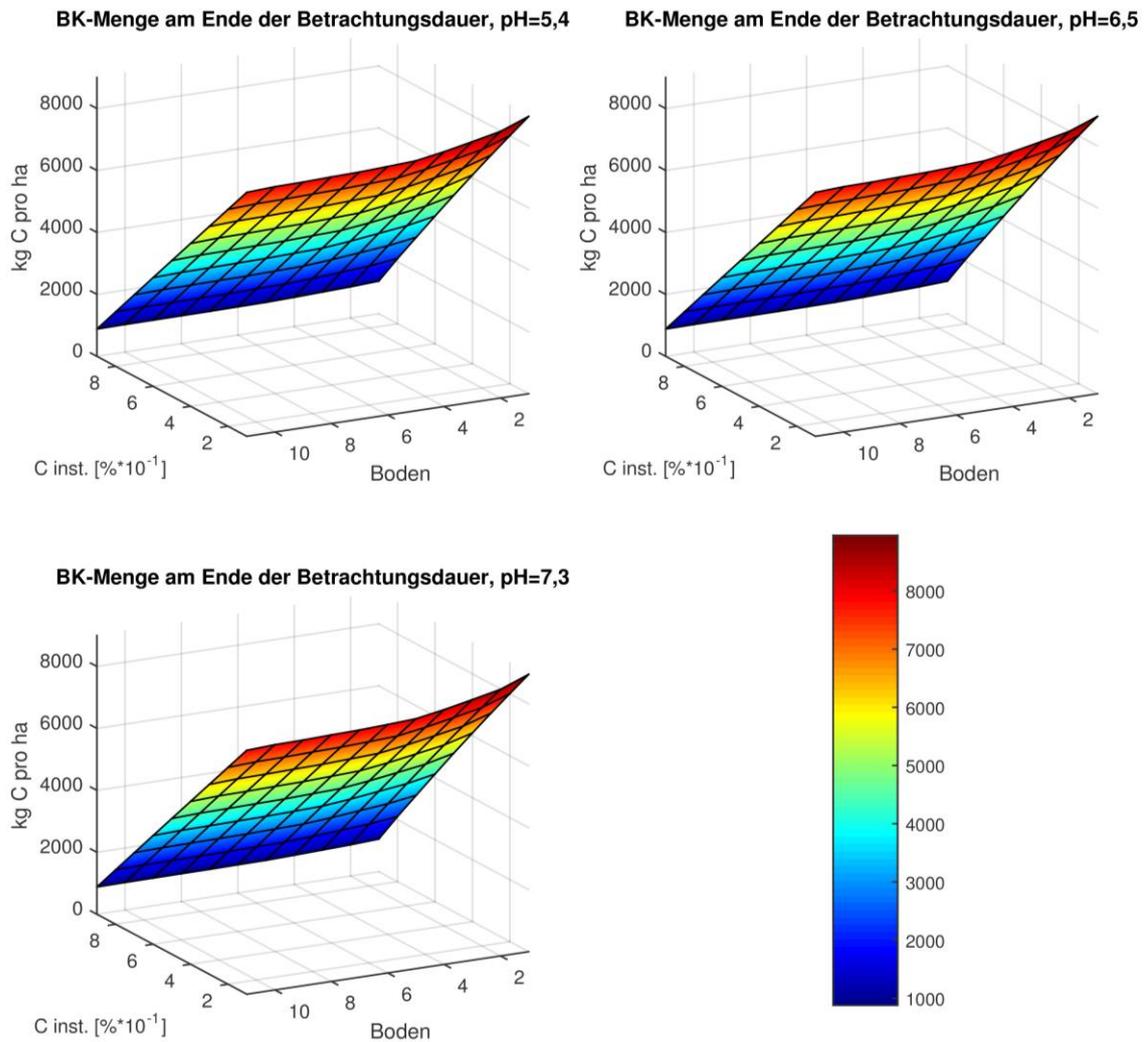


Abbildung 6-13: Biokohlemenge am Ende des Betrachtungszeitraums für 11 Beispielböden und 9 unterschiedlichen Anteilen an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3

6.4.1.3 Änderung der Feldfruchterträge durch Biokohle

Im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle zeigen sich bei der Anwendung von Biokohle im Betrachtungszeitraum Ertragssteigerungen von bis zu 7,6 % im Mittel. Je höher der stabile Anteil an Biokohlenkohlenstoff ist, desto höher ist in der Regel die Ertragssteigerung. Der pH-Ausgangswert hat kaum einen Einfluss auf die Ertragshöhen. Die Unterschiede bei den Berechnungen der betrachteten pH-Ausgangswerte sind marginal (<0,5 %). Am höchsten sind die Ertragssteigerungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle jeweils im sandi-

gen Boden 2 bei einem hohen Anteil an stabilem BK-C von 90 %⁶⁶. Eine geringe Ertragsverringering wird für den Boden 11 von durchschnittlich bis zu 1,4 % bei 90 % stabilem C-Anteil, bei 10 % stabilem C-Anteil werden in diesem Fall keine Ertragsverringeringungen beobachtet. Eine graphische Darstellung der durchschnittlichen Ertragsänderungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle über den Betrachtungszeitraum zeigt Abbildung 6-14. Die absoluten Beträge der Erträge im Vergleich der jeweiligen Fälle liegen in derselben Größenordnung und unterscheiden sich jeweils nur um wenige 10 bis 100 kg pro ha.

6.4.1.4 Bodenemissionen von Lachgas

Beim Vergleich der Bodenlachgasemissionen zum Anbau ohne Biokohle zeigen sich deutliche Unterschiede in den Szenarioberechnungen mit niedrigem (5,4), mittlerem (6,5) und hohem (7,3) pH-Ausgangswert. Die höchsten Emissionsminderungen werden bei pH-Ausgangswert 7,3 und 6,5 beobachtet. Die prozentualen Lachgasemissionsänderungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle werden graphisch in Abbildung 6-15 dargestellt.

Beim niedrigen pH-Ausgangswert werden nur vereinzelt Emissionsminderungen beobachtet. Sie betragen bis -13,3 % in Boden 11 bei 90 % BK-C und bis -5,7 % in Boden 1 bei 60 % stabilem BK-C. In den restlichen betrachteten Böden werden prozentual höhere Lachgasemissionen als beim Anbau ohne Biokohle beobachtet, die im Falle des Bodens 4 bei 90 % stabilem BK-C bis zu 20,4 % betragen können. Im Mittel liegen die Emissionssteigerungen bei diesem Ausgangs-pH bei 6,8 %. In den Böden 2 bis 10 steigen die Lachgasemissionsänderungen mit zunehmendem Anteil stabiler Kohlenstoffanteile der Biokohlen an, in Boden 11 reduzieren sie sich. In Boden 1 nehmen die Lachgasemissionsänderungen zunächst bis 60 % stabilem BK-C ab und steigen anschließend wieder an, liegen aber insgesamt knapp unter denen des Anbaus ohne Biokohle.

⁶⁶ Ein stabiler C-Anteil von 100 % wurde nicht betrachtet, vermutlich liegen in den Simulationsberechnungen die Ertragssteigerungen noch etwas höher als bei 90 % stabilem C-Anteil.

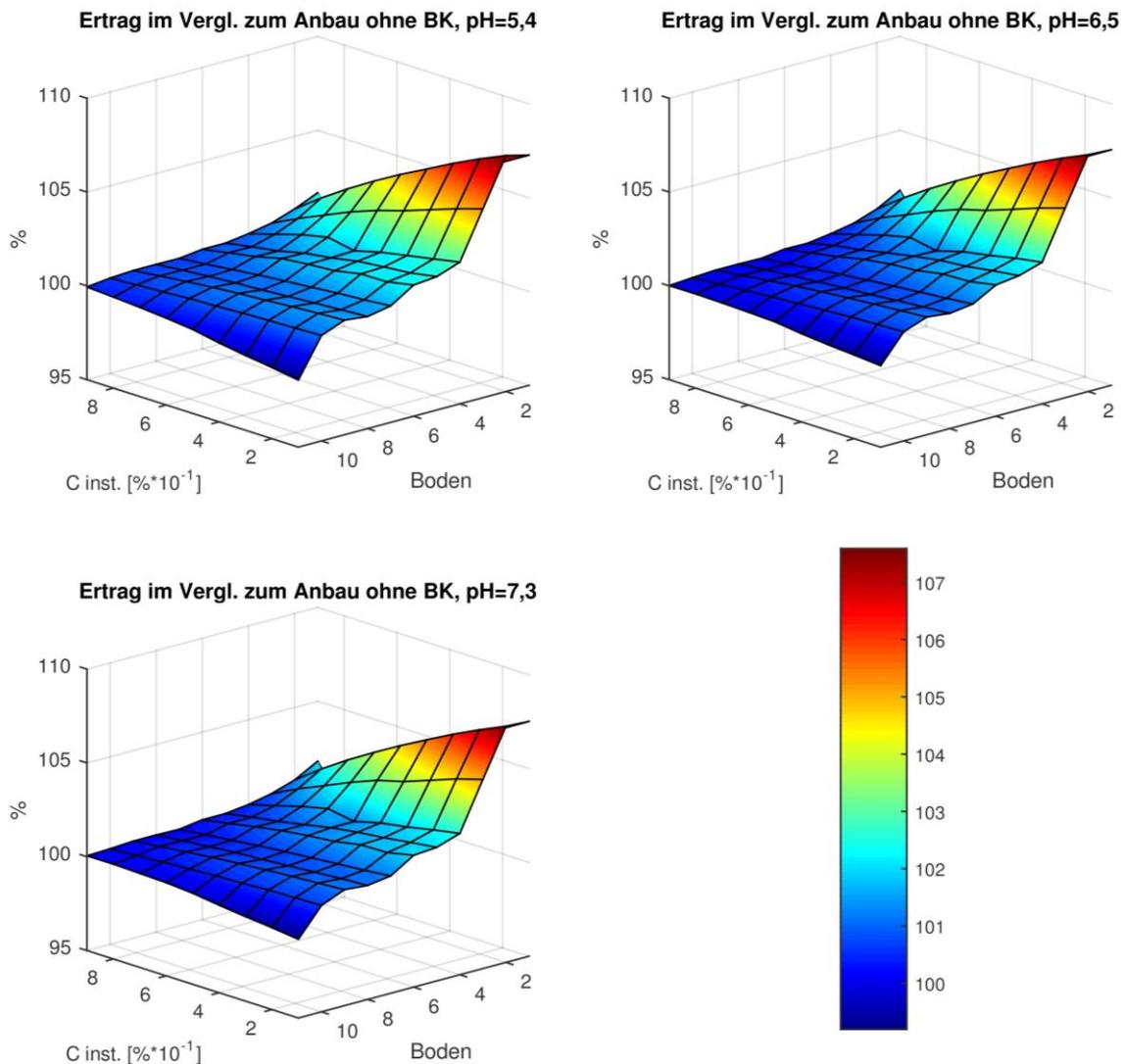


Abbildung 6-14: Getreideerträge im Mittel im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [%]

Beim höheren betrachteten pH-Ausgangswert von 7,3 wird in allen betrachteten Böden mit allen Kohlenstoffanteilsvariationen der Biokohlen eine Mindere rung der Lachgasemissionen von im Mittel -13 % beobachtet. Mit zunehmendem Anteil an stabilem Kohlenstoff der Biokohlen steigen die Lachgasemissionseinsparungen. Die größten Einsparungen lassen sich in Boden 11 erzielen. Bei 90 % stabilem Kohlenstoff beträgt hier die Einsparung -110 % im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle. Die zweithöchsten Einsparungen ergeben sich für

Boden 1, bei dem sich bei 90 % stabilem BK-C -61 % einsparen lassen. Bei Boden 4 und Boden 8 reduzieren sich die prozentualen Lachgasemissionen bei 80 % stabilem Kohlenstoff auf -11 bzw. -7 %, und nehmen bei 90 % stabilem BK-C wieder leicht zu (-10 bzw. -6 %).

Beim mittleren pH-Ausgangswert von 6,5 werden Lachgasemissionsminderungen von im Mittel -17 % beobachtet, die mit zunehmendem Anteil an stabilem Kohlenstoff der Biokohlen größer werden. Bei zunehmendem Anteil stabilen BK-Cs werden im Fallvergleich zu pH 7,3 höhere Einsparungen festgestellt, die v.a. bei den Böden 4 bis 10 mit Einsparungen von -17 bis -54 % deutlich höher liegen. Die größte Einsparung wird in Boden 11 bei 90 % stabilen BK-Cs erreicht und beträgt -99 %.

Absolut betrachtet werden im Boden mit pH-Ausgangswert 5,4 die höchsten, im Boden mit pH-Ausgangswert 7,3 die niedrigsten Lachgasemissionen beobachtet. Sie unterscheiden sich deutlich in der Größenordnung. In tonhaltigen Böden sind die Lachgasemissionen höher als in sandigen. Die Summe der Lachgasemissionen ohne und mit Biokohle über den Betrachtungszeitraum werden in Tabelle 6-21 beispielhaft jeweils für Boden 2 und 10 aufgelistet.

Tabelle 6-21: Summe der Lachgasemissionen ohne und mit Biokohle als Bodenzusatz über die Betrachtungsdauer von 104 Jahren am Beispiel der Böden 2 und 10 [t CO₂-Äquiv./ha]

	<i>pH-Ausgangswerte</i>	5,4	6,5	7,3
Boden 2	ohne Biokohle	121	117	49
	mit Biokohle (90 % stabil)	136	93	36
Boden 10	ohne Biokohle	331	320	111
	mit Biokohle (90 % stabil)	391	208	102

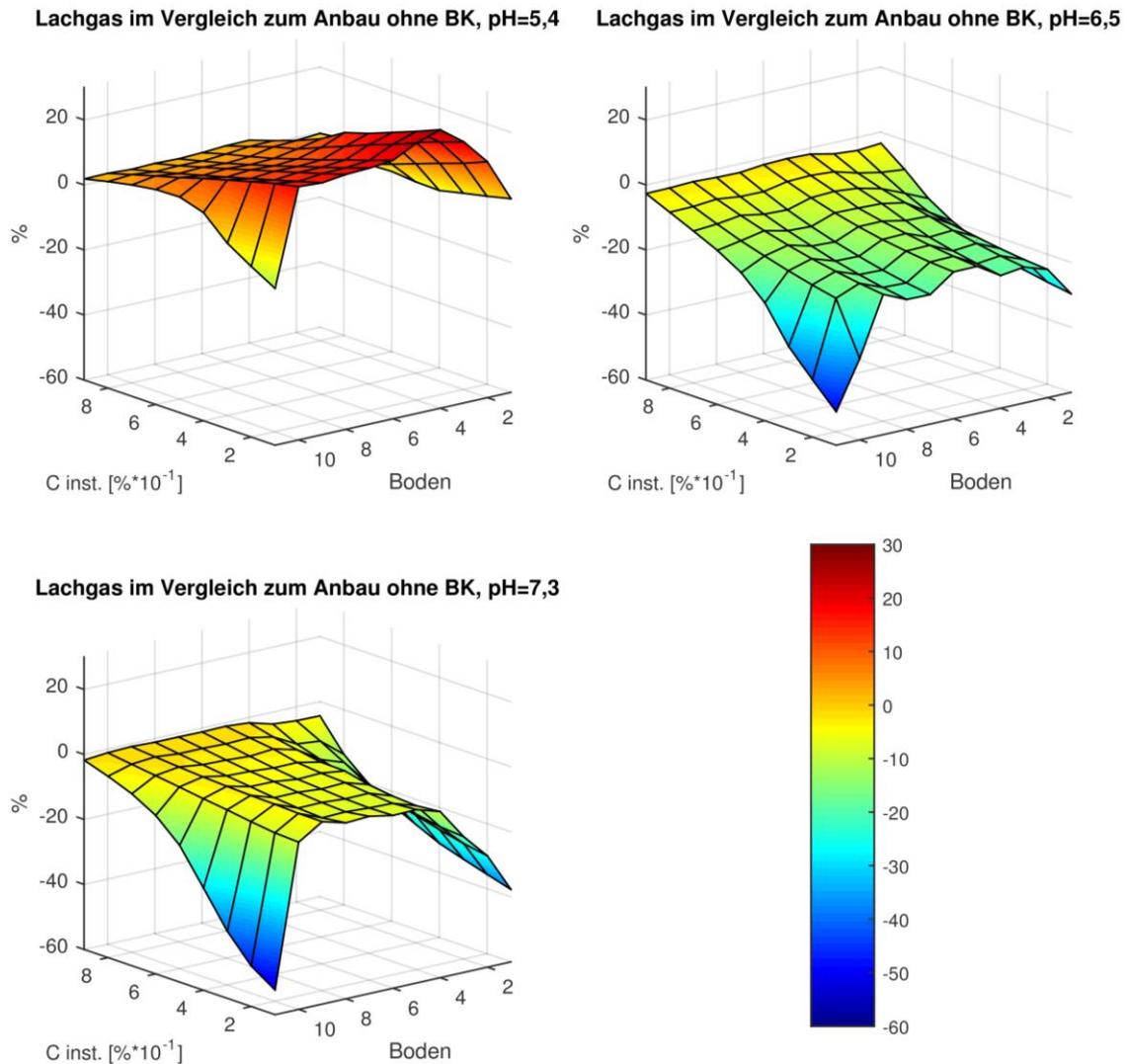


Abbildung 6-15: Lachgasemissionen (Summe) im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [%]

6.4.1.5 Bodenemissionen von Methan

Bei den Methanemissionen ergeben sich gegenüber dem Anbau ohne Biokohle prozentuale Steigerungen der Emissionen zwischen 2 bis 14 % (Boden 2 bis 11) bzw. bis 21 % bei Boden 1. Die Methanemissionen sind, wie in den Szenariobetrachtungen der zwei Standorte in Baden-Württemberg, negativ, d.h. es handelt sich im Prinzip um Minderungen. Die Minderungen sind im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle jedoch etwas geringer. Mit

zunehmendem Anteil stabilen BK-Cs werden die Methanemissionsminderungen geringer. Die niedrigsten Minderungen ergeben sich jeweils bei einem Anteil stabilen Kohlenstoffs von 90 % in der Biokohle. Die niedrigsten Einsparungen zeigen sich in Boden 1. Es lassen sich nur marginale Unterschiede zwischen den Simulationsergebnissen der Methanemissionen der betrachteten pH-Ausgangswerte feststellen (<0,5 %). Die prozentualen Methanemissionsänderungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle werden graphisch in Abbildung 6-16 dargestellt.

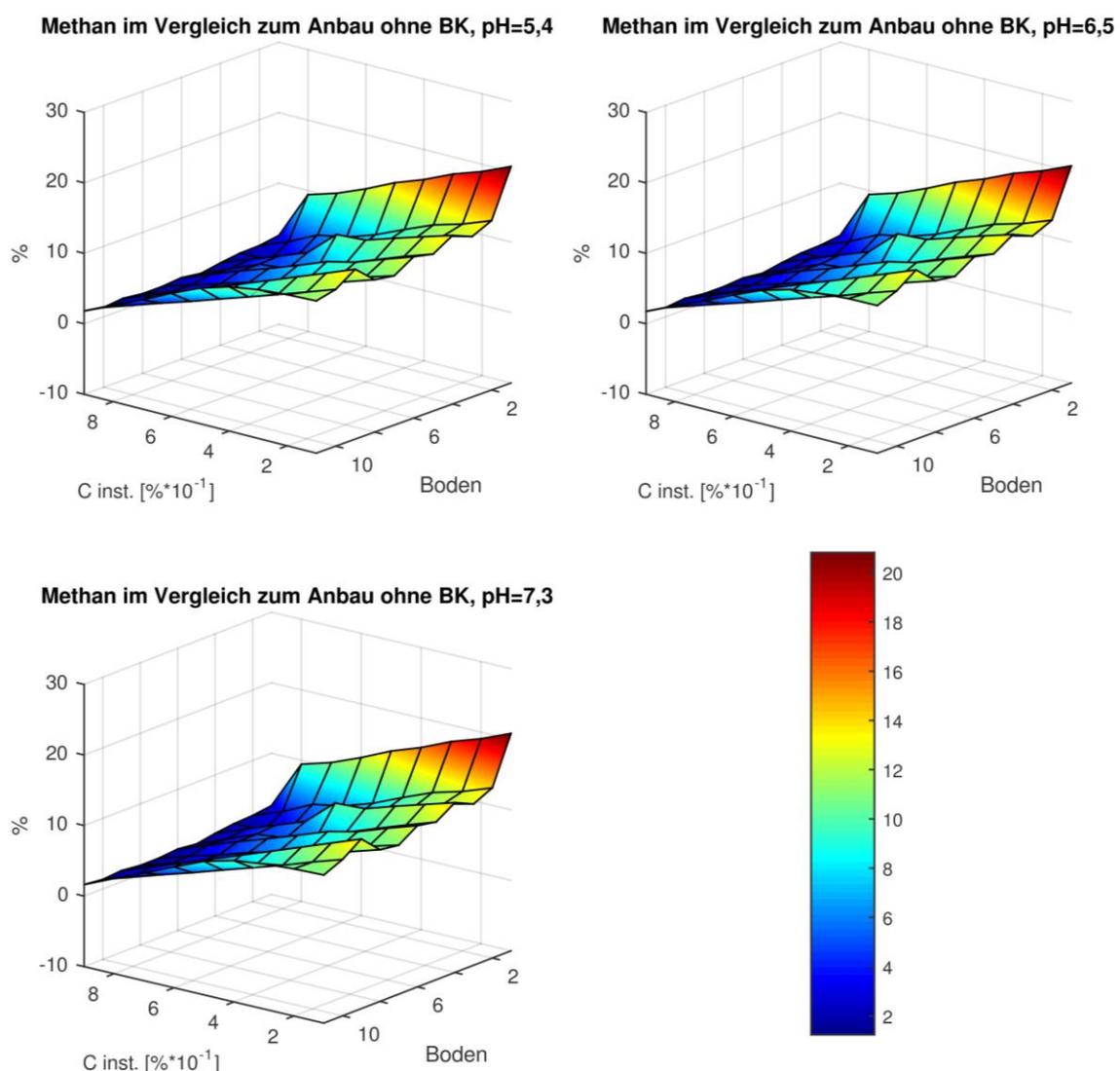


Abbildung 6-16: Methanemissionen (Summe) im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [%]

6.4.2 Ergebnisse des Gesamtmodells

6.4.2.1 Zugrunde gelegte Annahmen

Zur Berechnung der Kohlenstoffspeicherung werden die Daten für die Ausgangsbiomasse Waldrestholz herangezogen (z.B. 59 % theoretische CO₂-Speicherbarkeit), auch deren THG-Emissionen der Biokohleproduktion. Als Biokohlepreis wird ein Preis von 200 € pro t TS veranschlagt. Es wird ein CO₂-Preis von 70 € pro t angenommen.

6.4.2.2 Ergebnisse der THG-Bilanzierung – THG-Speicherung durch Biokohle im Boden

Die Bilanzierung der Treibhausgasemissionen zeigt beim Vergleich der Ergebnisse für die untersuchten pH-Ausgangswerte deutliche Unterschiede in der Höhe der Speicherbarkeit und der tendenziellen Entwicklung. Die höchste Speicherbarkeit im Fallvergleich tritt jeweils beim pH-Ausgangswert von 6,5 auf. Beim niedrigen pH-Ausgangswert 5,4 nimmt die THG-Speicherung bei Boden 1, 2, 3 und 11 mit zunehmendem Anteil stabilen Kohlenstoffs zu, bei den übrigen betrachteten Böden nimmt die Speicherbarkeit mit zunehmendem Anteil stabilen Kohlenstoffs ab. Beim mittleren (6,5) und hohen (7,3) pH-Ausgangswert nimmt die THG-Speicherung mit zunehmendem Anteil stabilen Kohlenstoffs der Biokohlen in allen Fällen zu. Die CO₂-Speicherung wird graphisch in Abbildung 6-17 dargestellt.

Beim niedrigen pH-Ausgangswert können im Mittel 18 % des ursprünglich in der Biomasse enthaltenen Kohlenstoffdioxids gespeichert werden. Bei Boden 11 werden bis zu 98 % bei 90 % stabilen Biokohlenkohlenstoffs gespeichert. In diesem Boden (11) sinkt die Speicherbarkeit mit zunehmendem Anteil instabilen Kohlenstoffs schnell auf 7 % (bei einem Anteil von 60 % instabilem BK-C) und steigt anschließend wieder leicht auf 13 % (bei 90 % instabilem BK-C) an. In den Böden 9 und 10 treten bei hohen Anteilen stabilen BK-Cs negative Werte der THG-Speicherung auf, d.h., dass mehr THG-Emissionen freigesetzt werden als beim natürlichen Abbau (Oxidation) der Biomasse entstünden. In Boden 1 wird im Vergleich zu den anderen betrachteten Böden bei allen Bio-

kohlevarianten tendenziell die höchste THG-Speicherung erreicht, die bis zu 51 % im Vergleich zur Ausgangsbiomasse beträgt (außer Boden 11).

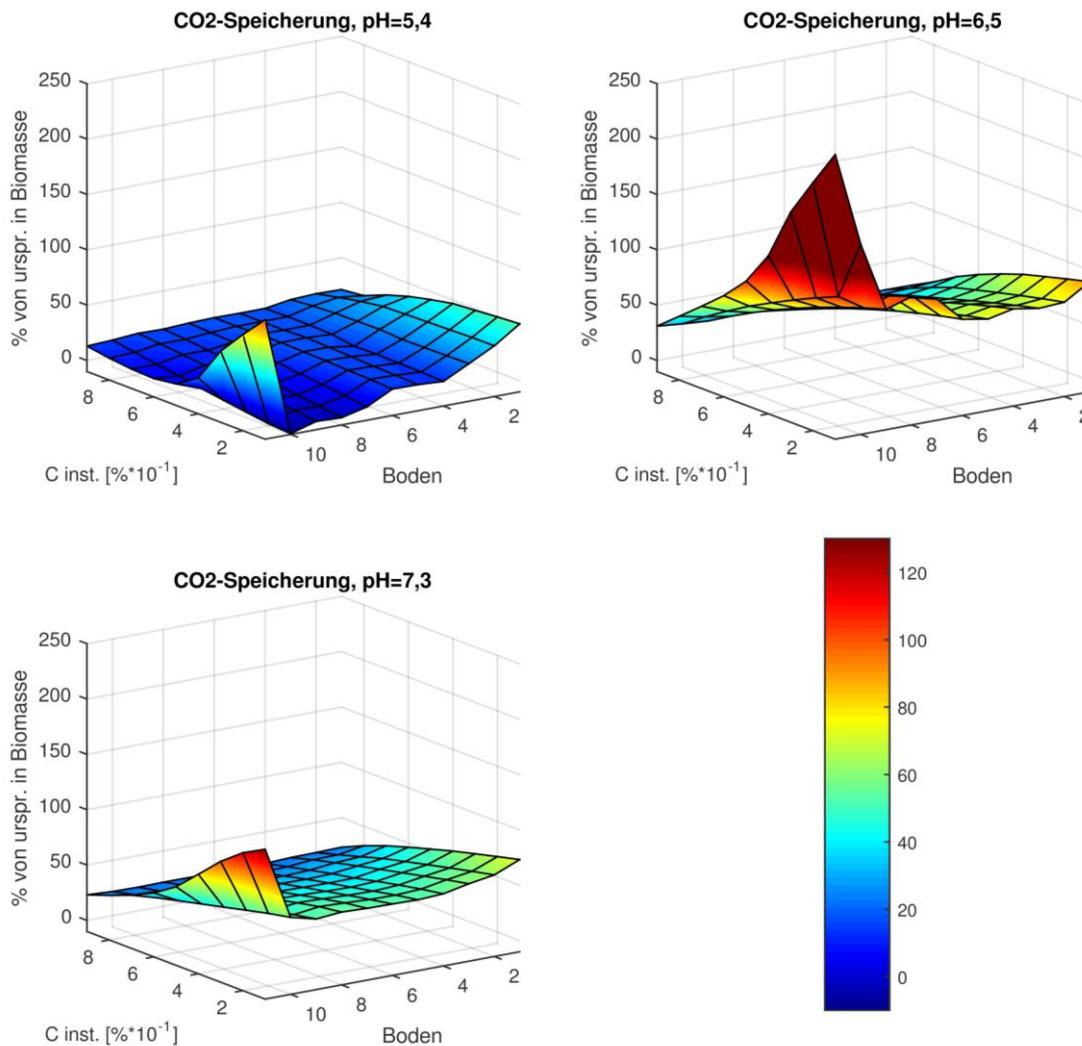


Abbildung 6-17: THG-Speicherung (CO₂-Speicherung) durch die Anwendung von Biokohle bilanziert über die gesamte Wertschöpfungskette [% von der ursprünglich in der Biomasse gespeicherten CO₂-Menge, 100 % entspricht der in der Ausgangsbiomasse enthaltenen CO₂-Menge] für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenstoff (C inst.), THG-Bilanz der Produktion für Fallbeispiel Waldrestholz, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3

Beim hohen pH-Ausgangswert erreicht die THG-Speicherung zwischen 21 und 125 % der ursprünglich in der Biomasse enthaltenen CO₂-Menge (im Mittel 44 %). Eine Speicherung über 100 % bedeutet, dass mehr THGs eingespart werden können als ursprünglich in der Biomasse an CO₂ als Kohlenstoffverbindungen enthalten war. Der höchste Wert wird für Boden 11 bei 90 % stabilen BK-Cs erreicht. Tendenziell liegen auch hier die Werte für Boden 1 bei allen Biokohlevarianten außer bei Boden 11 höher als für die übrigen betrachteten Böden.

Die höchste THG-Speicherung tritt beim mittleren pH-Ausgangswert 6,5 für den Boden 11 bei 90 % stabilem BK-C auf und beträgt 247 %. Im Mittel beträgt die Speicherung bei diesem pH-Ausgangswert 66 %. Die Speicherung verläuft zunehmend mit höherem Anteil des stabilen BK-C, wobei die Steigung größer ist als beim hohen pH-Ausgangswert. Bei 10 % stabilem BK-C werden 23 bis 31 % gespeichert. Bei 90 % stabilem BK-C werden 72 bis 247 % gespeichert, und sie liegen somit 12 bis 122 % über den korrespondierenden Werten beim pH-Ausgangswert 7,3.

Die hohe THG-Speicherung in Boden 11 bei hohen Anteilen stabilen Kohlenstoffs der Biokohlen und die tendenziell jeweils höchste Speicherung in Boden 1 im Vergleich zu den übrigen betrachteten Varianten lassen auf einen starken Einfluss der Lachgasemissionsreduktionen schließen, für die bei Boden 1 und Boden 11 jeweils die höchsten Reduktionen erreicht werden (vgl. Abbildung 6-15). Dafür spricht auch die größte Zunahme der Speicherung mit zunehmendem Anteil stabilen BK-Cs bei pH-Ausgangswert 6,5, bei dem die höchste Lachgasemissionsreduktion gegenüber dem Anbau ohne Biokohle auftritt.

6.4.2.3 Kapitalwerte

Aus den getroffenen Annahmen von 20 t Biokohle TS pro ha und einem Biokohlepreis von 200 € pro t TS ergibt sich eine Investitionssumme für Biokohle von 4000 € pro ha für alle betrachteten Boden-Biokohle-Varianten. Zur besseren Vergleichbarkeit werden zunächst die Kapitalwerte für den Anbau ohne

Biokohle (mit Investition= 0 €) berechnet, die der abgezinsten Summe der Ein- und Auszahlungen, bestehend aus den Kosten des Anbaus von Feldfrüchten und den Erlösen aus deren Verkauf, entspricht. Die Werte liegen zwischen -341 und 3006 € pro ha. Werden Kosten bzw. Erlöse für THG-Emissionen und -Einsparungen (Bodenemissionen) mit berücksichtigt (Kapitalwert Fall 3, vgl. Kapitel 6.3.2.3), verringern sich die Kapitalwerte deutlich und werden bei pH-Wert 5,4 und 6,5 negativ. Die Werte werden in Tabelle 6-22 aufgelistet.

Tabelle 6-22: Kapitalwerte für den Anbau von Feldfrüchten ohne Biokohle ($I=0$ €, entspricht abgezinster Summe der Ein- und Auszahlungen, ohne und mit Berücksichtigung von externen Kosten/Erlösen für Boden-THG-Emissionen, berechnet für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [€/ha])

Boden-Nr.	ohne THG-Emissionen			mit THG-Emissionen		
	<i>pH 5,4</i>	<i>pH 6,5</i>	<i>pH 7,3</i>	<i>pH 5,4</i>	<i>pH 6,5</i>	<i>pH 7,3</i>
1	-290	-341	-315	-3297	-3200	-1519
2	365	353	375	-2364	-2267	-635
3	1473	1465	1493	-1612	-1443	450
4	2415	2420	2462	-1042	-820	1371
5	2792	2792	2843	-818	-632	1684
6	2886	2887	2952	-1217	-1050	1649
7	2792	2797	2909	-3074	-2694	1076
8	2803	2812	2950	-3797	-3403	902
9	2726	2722	2892	-3975	-3647	771
10	2778	2785	3006	-4681	-4279	672
11	2603	2590	2905	-6420	-6035	1

Die Summe der abgezinsten Ein- und Auszahlungen beim Anbau mit Biokohle liegt meist über denen des Anbaus ohne Biokohle, v.a. wenn externe Kosten/Erlöse für THG-Emissionen einbezogen werden. Exemplarisch werden die abgezinsten summierten Ein- und Auszahlungen für einen Anbau mit Biokohle mit einer Stabilität von 90 % in Tabelle 6-23 aufgelistet.

Tabelle 6-23: Summe der abgezinsten Ein- und Auszahlungen des Anbaus von Feldfrüchten mit Biokohle (90 % stabil), ohne und mit Berücksichtigung von externen Kosten/Erlösen für Boden-THG-Emissionen und Einsparungen, berechnet für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [€/ha]

Boden-Nr.	ohne THG-Emissionen			mit THG-Emissionen		
	<i>pH 5,4</i>	<i>pH 6,5</i>	<i>pH 7,3</i>	<i>pH 5,4</i>	<i>pH 6,5</i>	<i>pH 7,3</i>
1	1384	1409	1417	2029	1472	4278
2	2293	2327	2336	2867	2345	5197
3	2745	2784	2795	2723	2535	5530
4	2948	3006	3021	2263	2513	5585
5	3174	3232	3253	2424	2482	5740
6	3220	3287	3312	2015	2128	5667
7	2894	3030	3063	-336	936	4916
8	2784	2981	3035	-1256	388	4708
9	2722	2892	2957	-1368	-28	4537
10	2685	2910	2970	-2357	475	4414
11	1911	2366	2505	-3514	-431	4260

Zum Vergleich mit dem Anbau ohne Biokohle wird die Differenz der abgezinsten summierten Ein- und Auszahlungen des Feldfruchtanbaus mit Biokohle mit der des Anbaus ohne Biokohle berechnet und graphisch in Abbildung 6-18 dargestellt (im Folgenden als Netto-Ein- und Auszahlungen bezeichnet). In fast allen betrachteten Fällen sind die Werte positiv, d.h. durch Biokohle können in diesen Fällen höhere Erlöse erzielt werden als beim Anbau ohne Biokohle, die bis zu 5800 €/ha mehr betragen können. Nur im Fall des mittleren pH-Ausgangswerts 6,5 entstehen durch Biokohle mit geringer Stabilität höhere Kosten als beim Anbau ohne Biokohle. Vor allem in sandigeren Böden und bei steigender Biokohlestabilität werden in den betrachteten Fällen höhere Erlöse erzielt, bei mittlerem pH-Ausgangswert 6,5 auch bei stark tonhaltigen Böden. Gründe für die verbesserten Erlöse sind höhere Getreideerträge (vgl. Abbildung 6-14) und THG-Speicherungen, wie vor allem bei pH-Ausgangswert 6,5 ersichtlich ist.

Bei der Betrachtung der Kapitalwerte (Investition=4000 €/ha) zeigt sich, dass nur in wenigen Fällen positive Kapitalwerte erzielt werden können. Die Kapitalwerte liegen bei Berücksichtigung externer Kosten und Erlöse für Biokohle und Bodenemissionen (Fall 3) für die Simulationen mit dem pH-Ausgangswert 7,3 höher als bei den übrigen betrachteten Fällen. Die Kapitalwerte nehmen

mit steigendem Anteil stabilen BK-Cs zu, am stärksten bei pH-Ausgangswert 6,5 (vgl. Abbildung 6-19). Die höchsten Kapitalwerte ergeben sich jeweils für Boden 5 mit -3400 (pH 5,4), -1518 (pH 6,5) und +152 € pro ha (pH 7,3), jeweils bei einem stabilen Kohlenstoffanteil der Biokohlen von 90 %. Die niedrigsten Kapitalwerte werden bei pH 5,4 für den Boden 11 mit -11000 bis -9100 € pro ha und bei pH 6,5 für den Boden 11 mit -10070 bis -4431 € pro ha berechnet. Beim pH-Ausgangswert 7,3 werden die niedrigsten Kapitalwerte für Boden 1 und 11 mit -5300 bis -1310 € pro ha festgestellt. Positive Kapitalwerte ergeben sich nur für Boden 5 und 6 beim pH-Ausgangswert 7,3 für eine Biokohle mit 90 % stabilem Kohlenstoffanteil (152 und 78 € pro ha).

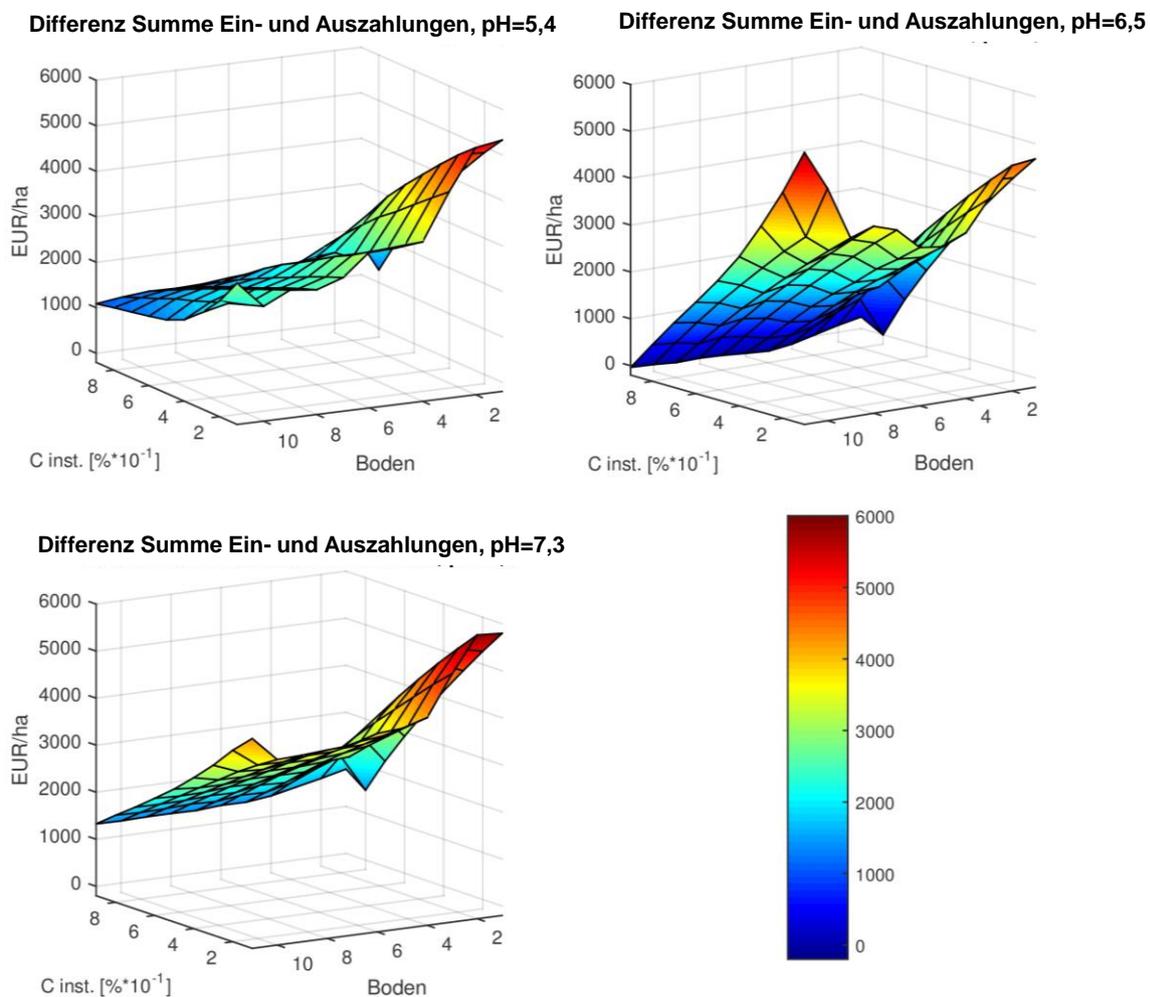


Abbildung 6-18: Netto-Ein- und Auszahlungen, berechnet für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.) für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3 [€/ha]

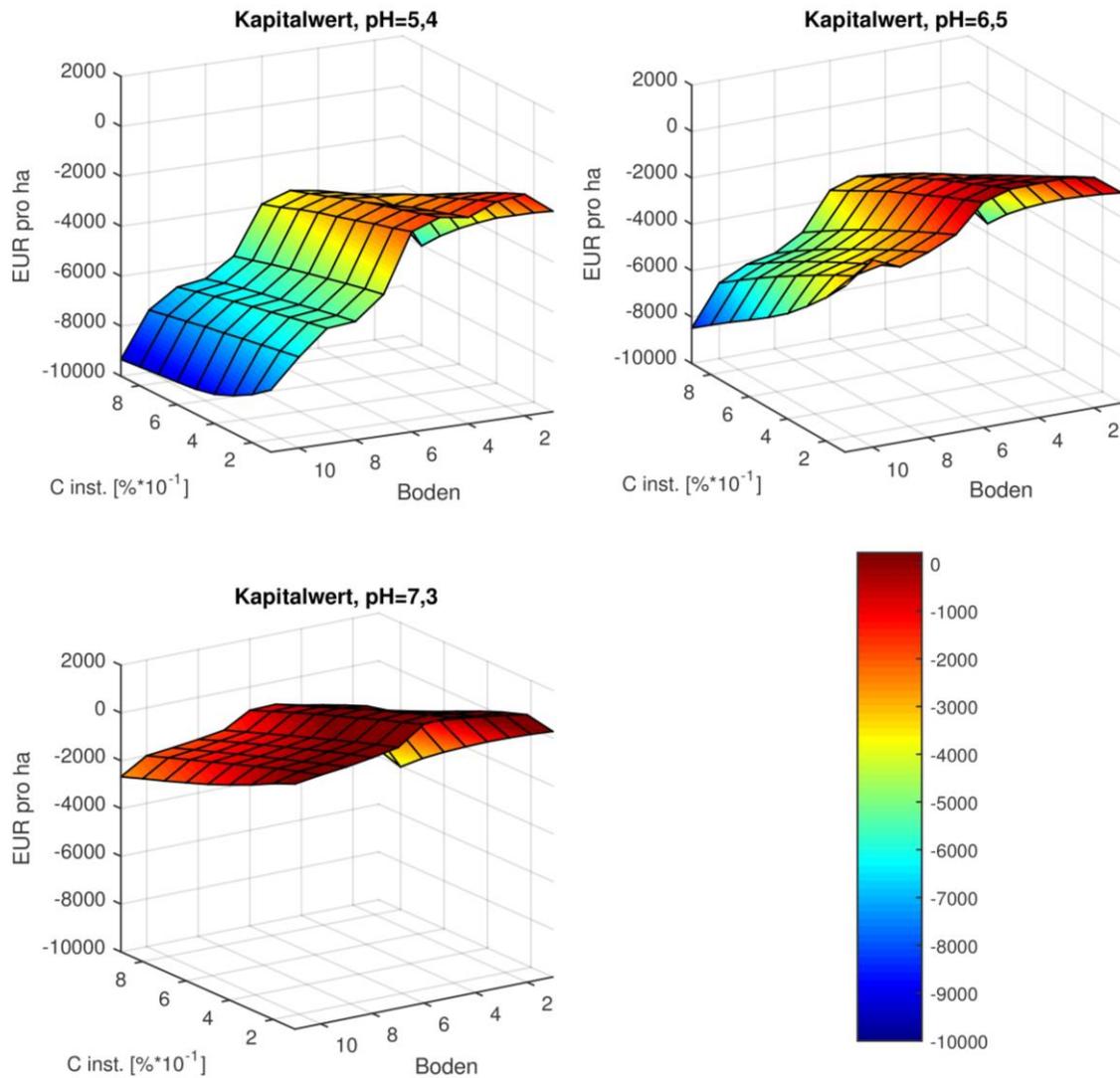


Abbildung 6-19: Kapitalwerte unter Berücksichtigung externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen und Einsparungen berechnet für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Biokohlepreisannahme: 200 €/t, Einbringungsmenge: 20 t/ha, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3

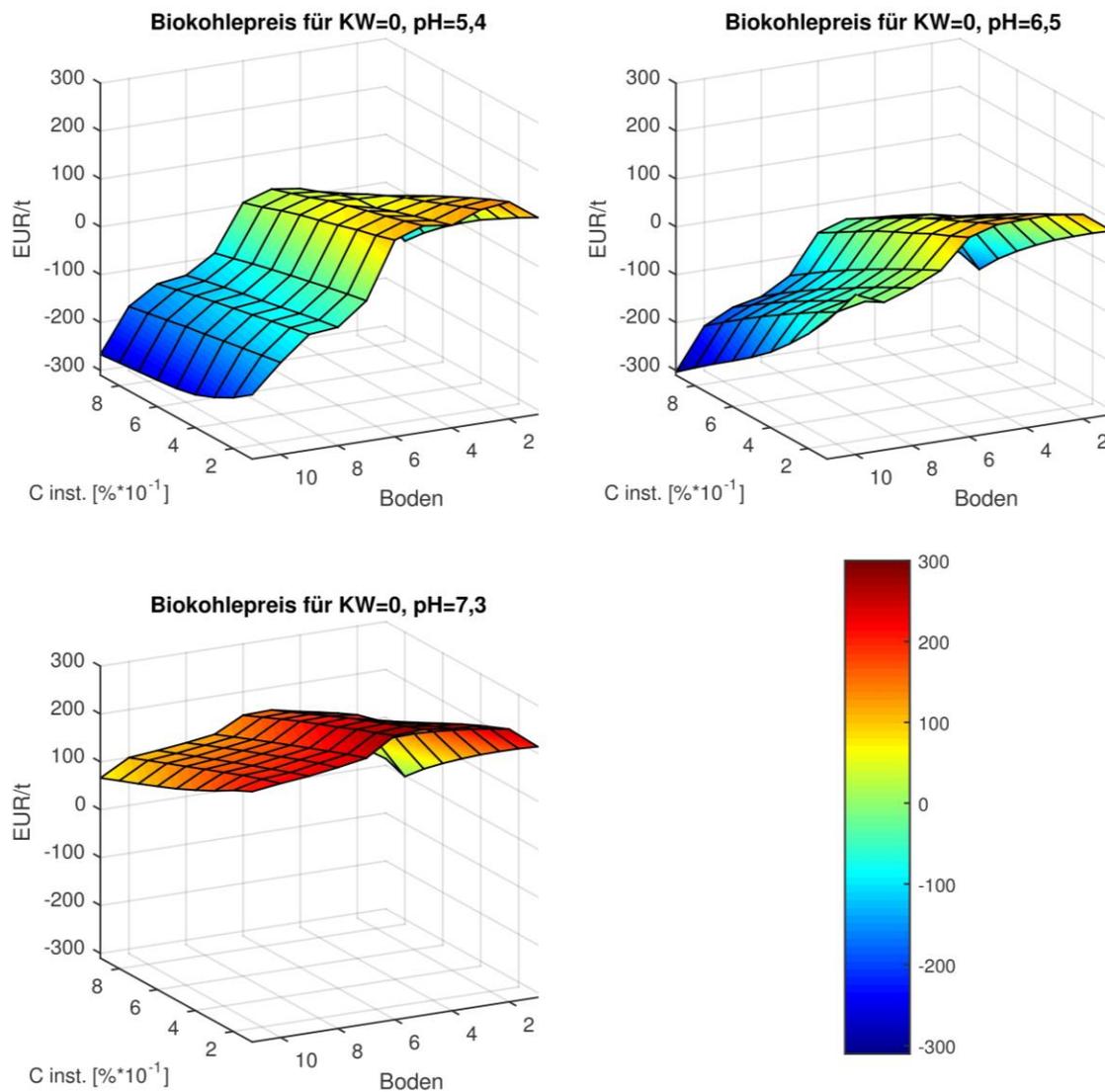


Abbildung 6-20: Biokohlepreise zur Erzielung eines Kapitalwerts von 0 € unter Berücksichtigung externer Kosten und Erlöse für THG-Emissionen und Einsparungen (Fall 3) berechnet für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Einbringmenge: 200 t/ha, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3

Um positive Kapitalwerte zu erzielen, müssen die Biokohlepreise deutlich niedriger liegen und oftmals negative Werte annehmen (z.B. durch entsprechende Vergütungen für die Abnahme von Biokohle). Bei pH-Ausgangswert 5,4 werden positive Kapitalwerte ab Biokohlepreisen unter -346 bis 63 € pro t (Mittelwert -107), bei pH-Ausgangswert 6,5 unter -303 bis 127 (Mittelwert -33) und bei pH-Ausgangswert 7,3 unter -81 bis 208 € pro t (Mittelwert 96) erreicht. Die höchsten Biokohlepreise, um noch einen positiven Kapitalwert erzielen zu können, werden bei pH-Ausgangswert 7,3 festgestellt, bei dem die benötigten Biokohlepreise überwiegend positive Werte >50 € pro t annehmen (vgl. Abbildung 6-20). Werden externe Kosten und Erlöse für THG-Emissionen und -speicherungen ausgeschlossen, sind die Biokohlepreise, ab denen ein positiver Kapitalwert erzielt werden kann, positiv (außer einigen Ausnahmen in Boden 1) und betragen im Mittel über alle betrachteten Fälle 125 € pro t.

Werden für die Kapitalwertberechnung die Netto-Ein- bzw. Auszahlungen (vgl. z.B. Abbildung 6-18) zum besseren Vergleich mit dem Anbau ohne Biokohle herangezogen⁶⁷, werden ebenfalls überwiegend negative Kapitalwerte beobachtet. Sie verbessern sich jedoch gegenüber dem ursprünglichen Kapitalwert vor allem für den Boden mit niedrigem pH-Ausgangswert 5,4 um bis zu 6400 € pro ha. Beim mittleren pH-Ausgangswert 6,5 verbessern sich die Kapitalwerte für Boden 1 und 2 und 7 bis 11, bei Boden 3 bis 6 verschlechtern sie sich. Beim hohen pH-Ausgangswert verschlechtern sich die Kapitalwerte außer für Boden 1 und 2. Die Netto-Kapitalwerte werden in Abbildung 6-21 dargestellt. Die höchsten Netto-Kapitalwerte werden für sandige Böden bei Kohlen mit hoher Stabilität beobachtet, bei pH-Ausgangswert 6,5 auch für stark tonhaltige Böden (analog zu den Netto-Erlösen).

⁶⁷
$$\text{Kapitalwert} = -\text{Investition} + \sum \text{Summe Ein und Auszahlungen}_{\text{Anbau mit Biokohle}} - \sum \text{Summe Ein und Auszahlungen}_{\text{Anbau ohne Biokohle}}$$
 (jeweils abgezinst)

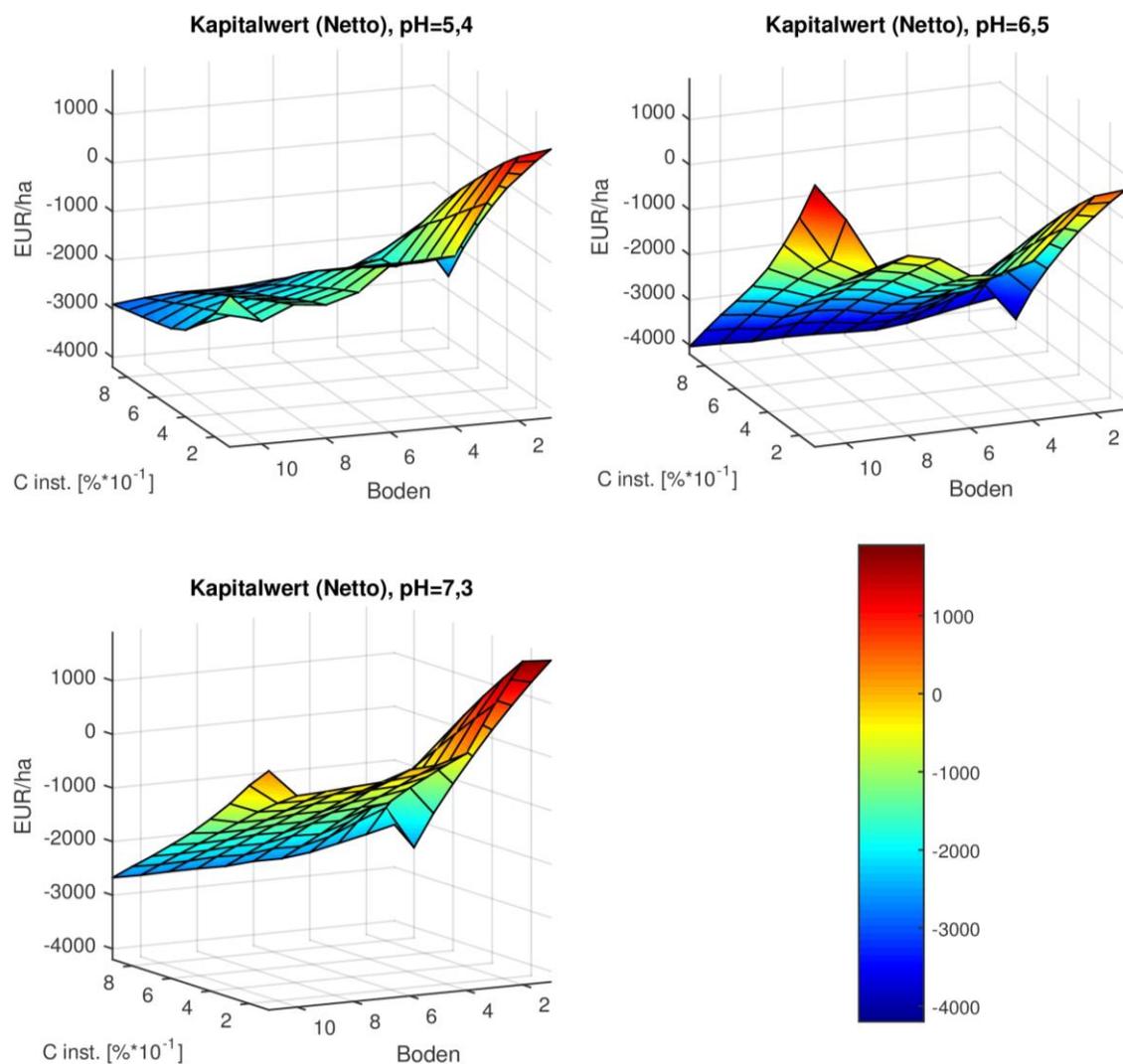


Abbildung 6-21: (Netto-)Kapitalwert berechnet mit Netto-Ein- und Auszahlungen (Fall 3) für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Einbringungsmenge: 20 t/ha, Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für die pH-Ausgangswerte 5,4, 6,5 und 7,3

6.4.3 Weitere Szenarienuntersuchungen

6.4.3.1 Änderung der mittleren Verweildauer der Biokohlen im Boden und Auswirkung auf die Ergebnisse

Die Auswirkungen der Verweildauer der Biokohle im Boden auf die Ergebnisse werden anhand des Szenarios mit mittlerem pH-Ausgangswert 6,5 exemplarisch untersucht. Es wird die mittlere Verweildauer (MRT) des stabilen Biokoh-

leanteils (C-Gehalt) von 2000 Jahren auf 1000 Jahre geändert, die übrigen Ausgangsdaten werden von Szenario pH 6,5 übernommen.

Die Verkürzung der mittleren Verweildauer des stabilen Biokohleanteils im Boden wirkt sich hauptsächlich auf die enthaltene Biokohlemenge im Boden aus. Am Ende der Betrachtungsdauer sind 128 bis 2133 kg C pro ha weniger enthalten als bei $MRT_{\text{stabil}}=2000$ a. Für höhere Anteile stabilen Kohlenstoffs der Biokohlen ist die Abnahme der Biokohlemenge im Boden größer. In Abbildung 6-22 werden die Biokohlemengen am Ende der Betrachtungsdauer für MRT_{stabil} von 2000 Jahren und 1000 Jahren grafisch dargestellt.

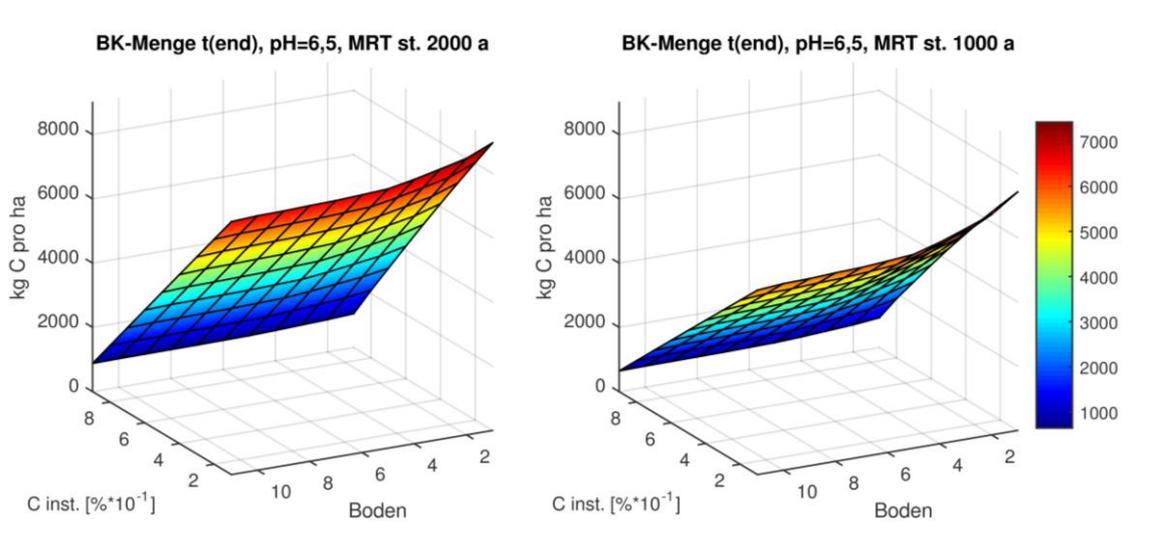


Abbildung 6-22: Biokohlemenge am Ende des Betrachtungszeitraums für 11 Beispielböden und 9 unterschiedliche Anteile an instabilem Biokohlenkohlenstoff (C inst.), Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse für den pH-Ausgangswert 6,5 für die mittlere Verweildauer des stabilen Biokohleanteils von 2000 Jahren und 1000 Jahren

Änderungen der mittleren Verweildauer wirken sich im entwickelten Modell nicht auf Feldfruchterträge, Lachgas- und Methanemissionen aus, da die dynamische Anpassung von Bodeneigenschaften durch den Biokohleabbau in DNDC nicht möglich ist (vgl. kritische Betrachtungen Kapitel 7). Die geringere Biokohlemenge wirkt sich gering auf die CO_2 -Speicherung und den Kapitalwert aus. Die CO_2 -Speicherung verringert sich um bis zu 5 %, die negativen Kapitalwerte verringern sich weiter um bis zu 135 € pro ha.

6.4.3.2 Änderung der Pflanzenparameter und Auswirkungen auf die Ergebnisse

Die Einflüsse der Pflanzenparameter, die zur Anwendung in DNDC angepasst wurden (vgl. Kapitel 5.4.3), werden ebenfalls am Beispiel des Szenario pH 6,5 untersucht. Es werden statt der angepassten Pflanzenparameter die in DNDC original hinterlegten Pflanzenparameter (vgl. Kapitel 5.4.3.4) eingesetzt. Die restlichen Ausgangsdaten werden aus Szenario pH 6,5 übernommen.

Die Änderung der Pflanzendaten wirkt sich vor allem auf die Getreideerträge aus. Mit den original in DNDC hinterlegten Pflanzendaten werden deutlich geringere absolute Erträge simuliert. Für Boden 2 liegen die simulierten Erträge mit den originalen Pflanzendaten beispielsweise im Mittel um 20 % unter denen mit den angepassten Pflanzendaten. Im Vergleich zum jeweiligen Anbau ohne Biokohle ergeben sich Änderungen der Erträge und Emissionen, die in gleicher Größenordnung wie für die Berechnungen mit den angepassten Pflanzendaten liegen. So werden Ertragssteigerungen bis 33 % simuliert, im Sandboden jedoch auch Ertragsverringerungen um bis zu 6 %. Im Mittel werden Ertragssteigerungen von 13 % erzielt und liegen damit etwas höher als das Vergleichsszenario mit 7,6 % Ertragssteigerungen im Vergleich zum jeweiligen Anbau ohne Biokohle. Die Lachgasemissionen werden um 2 bis 37 % im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle verringert, die Methanemissionen um 1 bis 21 % (vgl. pH 6,5 mit angepassten Pflanzendaten: -2 bis -50 %, -1 bis 21 %). Auch der Abbau der Biokohle und die Gesamt-CO₂-Speicherung liegen in der Größenordnung des Vergleichsszenarios. Die CO₂-Speicherung beträgt 23 bis 242 % der ursprünglich in der Biomasse enthaltenen CO₂-Menge, im Mittel ergeben sich keine Änderungen zum Vergleichsszenario. Durch die insgesamt niedrigeren Erträge mit den originalen Pflanzendaten verringern sich allerdings die Erlöse. Dies führt zu niedrigeren Kapitalwerten, die um 6637 bis 4334 € unter denen des Vergleichsszenarios liegen.

Bei detaillierterer Betrachtung der Ertragssteigerungen werden bei den angepassten Pflanzenparametern Ertragsänderungen hauptsächlich für Mais und Gerste beobachtet, bei Weizen treten kaum Ertragsänderungen auf. Bei den

originalen DNDC-Pflanzenparametern werden für alle drei betrachteten Pflanzen Ertragsänderungen in ähnlicher Höhe beobachtet.

Zusammenfassend verändert sich durch eine Anpassung der Pflanzenparameter die Höhe der Erträge und somit die Höhe der Erlöse und Kapitalwerte. Der Einfluss auf die prozentualen Änderungen der Erträge und Bodenemissionen im Vergleich zum jeweiligen Anbau ohne Biokohle ist gering. Die Anpassung der Pflanzendaten wirkt sich auf die Ertragsänderungen der betrachteten Getreidesorten jedoch unterschiedlich stark aus.

6.4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die systematische Untersuchung der Einflüsse von Biokohle auf verschiedene Bodenarten mit Variation der stabilen (bzw. instabilen) Anteile des Biokohlenkohlenstoffs zeigt, dass vielfach eine starke Abhängigkeit der Ergebnisse von den betrachteten Böden vorliegt. Die Anwendung von Biokohlen hoher Stabilität zeigt größere (positive) Wirkungen als Biokohlen geringer Stabilität, bei denen nur geringe Auswirkungen im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle beobachtet werden können. Die Anwendung von Biokohle hoher Stabilität im Boden bewirkt eine geringe Zunahme der Feldfruchterträge im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle um wenige Prozente (im Durchschnitt über alle Jahre). Lachgasemissionen verringern sich vor allem in Böden mit geringem oder hohem Tongehalt, bei mittlerem Tongehalt sind die maximalen Minderungen kleiner. Neben dem Tongehalt ist der pH-Ausgangswert der Böden für die Lachgasemissionsänderungen entscheidend. Die höchsten Minderungen werden bei mittlerem und hohem pH-Ausgangswert erzielt. Bei niedrigem pH-Ausgangswert tritt meist eine Zunahme der Lachgasemissionen auf. Der Abbau der Biokohle im Boden ist in Böden mit niedrigem Tonanteil geringer als in sandigen Böden.

Ein simultanes Auftreten von Ertragssteigerungen und THG-Bodenemissionsminderungen wird in den Modellberechnungen für den mittleren und hohen pH-Ausgangswert gezeigt, die jeweils für den Boden mit geringstem Tonanteil und höchstem stabilen Biokohlenkohlenstoffanteil am größten sind.

In der Bilanzierung der THG-Emissionen über die gesamte Wertschöpfungskette wird bei einem mittleren pH-Ausgangswert die größte CO₂-Speicherbarkeit im Vergleich zum hohen und niedrigen pH-Ausgangswert erzielt. Die Speicherbarkeit nimmt bei einem mittleren pH-Ausgangswert mit zunehmendem Tongehalt im Boden und mit zunehmendem Anteil stabilen BK-Cs zu. Beim hohen pH-Ausgangswert wird dieselbe Entwicklung festgestellt, im Mittel ist die CO₂-Speicherung jedoch kleiner. Im Gegensatz dazu wird beim niedrigen pH-Ausgangswert für Böden mit hohem Tongehalt eine Abnahme der CO₂-Speicherbarkeit mit zunehmendem Anteil an stabilem BK-C beobachtet. Die größte CO₂-Speicherung tritt in allen betrachteten pH-Fällen für den Boden mit höchstem Tongehalt und dem größten Anteil an stabilem Kohlenstoff der Biokohle auf.

In der ökonomischen Bewertung der Biokohlenutzung als Bodenzusatzstoff wird Biokohle als Investition betrachtet und mittels Kapitalwerten bewertet. Die berechneten Kapitalwerte sind bei einem angenommenen Biokohlepreis von 200 €/t TS mit Ausnahme von Einzelfällen negativ. Die höchsten Kapitalwerte werden für Böden mit geringem und mittlerem Tongehalt erzielt. In diesen Böden ist der Kapitalwert nur wenig beeinflusst durch die Biokohlestabilität und den Tongehalt. In Böden mit niedrigem pH-Ausgangswert sind die Kapitalwerte am geringsten und werden vor allem über den Tongehalt beeinflusst (bei niedrigem und mittlerem Tongehalt sind hier die Kapitalwerte am höchsten). Bei mittleren pH-Ausgangswerten ist die Abhängigkeit der Kapitalwertergebnisse am stärksten durch die Stabilität der Biokohlen beeinflusst, aber auch durch den Tongehalt. Als einer der wichtigsten Faktoren zeigt sich die absolute Menge an Lachgasemissionen. In stark tonhaltigen Böden ohne Biokohle sind die Lachgasemissionen höher als in weniger tonhaltigen. Zwar können in stark tonhaltigen Böden die Lachgasemissionen durch Biokohle am stärksten verringert werden, absolut betrachtet liegen sie aber immer noch im Bereich der von weniger tonhaltigen Böden ohne Biokohle und erzielen daher keinen besseren Kapitalwert (Fallbetrachtung Boden 2 im Vergleich mit Boden 10, vgl. Tabelle 6-21).

Werden zur Berechnung der Kapitalwerte Netto-Erlöse (bzw. –Kosten) zum besseren Vergleich mit dem Anbau ohne Biokohle genutzt, so können die Änderungen vor allem der Feldfruchterträge und der Lachgasemissionen besser dargestellt werden. In diesem Fall zeigt sich, dass die höchsten Kapitalwerte jeweils für Böden mit sehr niedrigem Tongehalt erzielt werden, bei denen die Ertragssteigerungen am höchsten sind. Bei pH-Ausgangswert 6,5 werden auch im stark tonhaltigen Boden hohe Kapitalwerte erzielt. Hier zeigt sich der Einfluss der THG-Speicherung deutlich, die in diesem Fall am höchsten ist. Die Netto-Kapitalwerte steigen jeweils mit zunehmender Biokohlestabilität. Um positive Kapitalwerte erzielen zu können, bei Einbeziehung externer Kosten und Erlösen für THG-Emissionen, müssen die Biokohlepreise meist deutlich reduziert werden und zum Teil auch negative Werte annehmen. Ohne Berücksichtigung externer Kosten und Erlösen ist ein positiver Kapitalwert ab Biokohlepreisen unter 125 € pro t im Mittel möglich.

6.5 Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Einflussgrößen des entwickelten Bewertungsmodells und Schlussfolgerungen zur Biokohlenutzung als Bodenzusatz

Die Wirkungen von Biokohle auf das Agrarökosystem, v.a. im Hinblick auf Feldfruchterträge und Bodenemissionen, werden mithilfe der weiterentwickelten Agrarökosystemmodellierung untersucht. Es zeigt sich, dass Wirkungen der Biokohle stark vom jeweiligen Boden und der jeweiligen angewendeten Biokohle abhängig sind. Je stabiler die Biokohle ist, desto stärkere Wirkungen werden in den Simulationen beobachtet. Die Szenariountersuchungen zeigen, dass Ertragssteigerungen um bis zu 7,4 % im Mittel im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle möglich sind. Vor allem in sandigen Böden werden Ertragssteigerungen beobachtet, wohingegen in lehmigen Böden keine Ertragssteigerung bzw. ein leichter Rückgang der Erträge auftreten. Bei den THG-Bodenemissionen werden je nach Boden und Biokohle sowohl starke Minderungen als auch Zunahmen der THG-Emissionen gegenüber dem Anbau ohne Biokohle beobachtet. Methanemissionen werden durch Biokohle leicht er-

höht (sind aber weiterhin negativ, d.h. sie mindern die THG-Emissionen). Bei den Lachgasemissionen treten v.a. bei hohen und mittleren pH-Werten große Minderungen auf, die bis zu -110 % im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle betragen können. Bei niedrigen pH-Werten werden durch Biokohle allerdings Steigerungen der Lachgasemissionen von bis zu +20 % hervorgerufen. Neben dem pH-Wert sind die Lachgasemissionen vom Bodengefüge abhängig. Bei stark sandigem oder stark lehmigem Boden treten die größten Lachgasminde- rungen durch Biokohle auf.

Die THG-Speicherung wird durch Summieren der THG-Emissionen der ver- schiedenen Biomassearten (Verfügbarmachen, Substitution), der Biokohle- produktion (Verfahren), dem Abbau der Biokohle im Boden und den Boden- emissionen (im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle) berechnet. Die Simulati- onen ergeben, dass sich zwar in den Biokohlen aus acht betrachteten Restbiomassen und zwei Verfahren (Pyrolyse und HTC) zumeist theoretisch, d.h. ohne den Abbau im Boden und den THG-Bodenemissionen, bis zu 72 % des in der Biomasse enthaltenen CO₂ speichern lassen. Die Untersuchung der Biokohleanwendung an zwei Beispielstandorten in Baden-Württemberg aber zeigt, dass der Abbau der Biokohlen im Boden und die THG-Bodenemissionen einen weiteren maßgeblichen Einfluss auf die gesamte CO₂-Speicherung nehmen und z.T. stark vom jeweiligen Standort (z.B. aufgrund der Bodenart oder des pH-Werts) abhängen. So kann bei den HTC-Kohlen (Annahme: gerin- ge Stabilität mit 20 % stabilem C-Anteil) keine CO₂-Speicherung an den beiden Standorten beobachtet werden. Bei den Pyrokohlen (Annahme: 80 % stabiler C-Anteil) wird nur am Standort mit höherem Tongehalt und höherem pH- Wert in einigen Fällen eine THG-Speicherung berechnet (vgl. Kapitel 6.3). Die systematische Untersuchung einer exemplarischen Biokohleanwendung in 11 verschiedenen Bodenarten mit unterschiedlichen Biokohlestabilitäten bestä- tigt eine hohe THG-Speicherung an Standorten mit mittlerem bis hohem pH- Wert und bei einer hohen Biokohlestabilität (vgl. Kapitel 6.4).

Die Kapitalwerte für die Investition Biokohle (mit oder ohne externe Kosten für THGs) sind in fast allen betrachteten Fällen negativ, d.h. die Investition ist abzulehnen. Durch Biokohle kann allerdings im Vergleich zum Anbau ohne

6.5 Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Einflussgrößen des entwickelten Bewertungsmodells und Schlussfolgerungen zur Biokohlenutzung als Bodenzusatz

Biokohle eine Erhöhung der Einzahlungen, v.a. bei Ertragssteigerungen und THG-Senkungen, erreicht werden. Bei stabilen Biokohlen mit einer hohen theoretischen THG-Speicherung, die in einem Boden mit hohem pH-Ausgangswert und mittlerem Tongehalt angewendet werden, lassen sich die höchsten Kapitalwerte erzielen. Um positive Kapitalwerte erreichen zu können, müssten die Biokohlepreise deutlich sinken und bei einigen Biokohlen sogar negative Preise annehmen. Bei vielen der betrachteten Biomassen ist eine so große Preissenkung nicht umsetzbar, da bereits die Kosten für die Biomassen höher liegen als die notwendigen Biokohlepreise wären. Daher werden aus ökonomischer Sicht nur Restbiomassen, für die eine hohe Vergütung für die Abnahme und Verwertung erzielt werden kann, als sinnvoll betrachtet. Der weitere Nutzen bzgl. Getreideerträgen und Bodenemissionen müsste vorab untersucht und bestätigt werden.

Die Einflüsse und Tendenzen auf Feldfruchterträge und die Gesamtbewertung werden qualitativ in Tabelle 6-24 dargestellt (die Tabelle bezieht sich auf Betrachtungen in Kapitel 6.4 und der dort beschriebenen Szenarien).

Tabelle 6-24: Wirkungen der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff auf Ertrag und Bodenemissionen sowie THG-Speicherung und Kapitalwert in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften pH-Wert und Tongehalt und der Biokohlestabilität (qualitativ)

			im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle						Gesamtbewertung			
			Ertrag		Lachgas-minderung		Methan-minderung		THG-Speicherung		Kapitalwert	
<i>Stabilität Biokohle</i>			+	-	+	-	+	-	+	-	+	-
niedrig	Ton- gehalt	gering	+	o	+/o	o	+	o	+/o	o	-	--
		mittel	+/o	o	--	o	+	o	o	o	-	-
		hoch	o	o	+/o	o	+	o	+	o	--	--
mittel	Ton- gehalt	gering	+	o	++	o	+	o	+	o	o	--
		mittel	+/o	o	+	o	+	o	+	o	+/o	-
		hoch	o	o	++	o	+	o	++	o	-	--
hoch	Ton- gehalt	gering	+	o	++	o	+	o	+/o	o	o	-
		mittel	+/o	o	+/o	o	+	o	+/o	o	+	-
		hoch	o	o	++	o	+	o	+	o	+/o	-

++ sehr positive (Aus)Wirkung + positiv +/o positiv/mittel (neutral) o mittel (neutral)
-/o negativ/mittel - negativ -- sehr negativ

Abhängig von der Betrachtungsdauer ändern sich die Bedeutungen der Einflussgrößen. Während bei einer kurzen Betrachtungsdauer vor allem der Biokohlepreis, der die Investitionssumme vorgibt, von Bedeutung ist, so nehmen mit zunehmender Betrachtungsdauer die durch Biokohle hervorgerufenen Änderungen an Wichtigkeit zu, vor allem Änderungen der Feldfruchterträge und Lachgasemissionen. Die Auswahl der Methode des Kapitalwerts wird im folgenden Kapitel 7 daher anschließend kritisch betrachtet.

Fazit aus den Modellergebnissen:

Biokohle als Bodenzusatz kann, je nach Boden und Biokohle, einen Beitrag zur Steigerungen von Feldfruchterträgen, zur Minderung von Lachgasemissionen und zur Speicherung von CO₂ im Boden (Bilanzierung aller THG-Emissionen der Wertschöpfungskette) leisten (vgl. Thesen zur Überprüfung, Kapitel 1). Allerdings machen die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen deutlich, dass dies oftmals nicht der Fall ist. Die Ergebnisse sind von zahlreichen Faktoren abhängig – Ausgangsbiomasse, Verfahren zur Herstellung von Biokohle, Standorten (Bodenart, pH, Klima etc.). Daher ist vor einer Biokohleanwendung eine positive Wirkung auf Erträge, Bodenemissionen und THG-Speicherung fallabhängig zu überprüfen.

In allen untersuchten Fällen ist die Stabilität der Biokohle ein wichtiger Einflussfaktor und Voraussetzung für eine erfolgreiche Anwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff. Je höher die Stabilität ist, desto stärker wirkt sich Biokohle auf das Bodensystem und daraus hervorgehend auf die Gesamtbewertung aus, v.a. bei Ertragssteigerungen oder Lachgasemissionsminderungen. Es eignen sich daher v.a. nur, z.B. von Experten, als stabil eingeschätzte Biokohlen zur Anwendung als Bodenzusatzstoff. Dies sind vor allem pyrolytische Kohlen im Gegensatz zu den bislang als wenig stabil eingeschätzten HTC-Kohlen (H/C- und H/O-Verhältnisse) (vgl. Kapitel 2.4). Maßgeblich für die Stabilität der Kohlen ist der Verkohlungsgrad, der z.B. durch eine verlängerte Verweilzeit und höhere Temperaturen erhöht werden kann.

Aus ökonomischer Sicht ist eine Investition in Biokohle als Bodenzusatz meist nicht vorteilhaft und ebenfalls stark vom jeweiligen Fall (Biomasse, Boden etc.) abhängig. Vor einer Biokohleanwendung ist die Wirtschaftlichkeit daher zu überprüfen, z.B. mithilfe einer Abschätzung mittels des Bewertungsmodells. Verbesserungen der Wirtschaftlichkeit können beispielsweise erzielt werden durch (einige genannte Aspekte müssen anhand weiterer Forschungsarbeiten genauer untersucht werden):

- Günstige Biomassepreise, mit ggf. Erlösen für deren Verwertung, und daraus sich ergebenden niedrigen Herstellkosten für Biokohle, die wiederum zu niedrigen Biokohlepreisen, d.h. niedrigen Investitionen für Landwirte führen
- Geringere Kosten beim Anbau von Feldfrüchten durch Biokohle, z.B. durch Einsparmöglichkeiten von Düngemitteln.
- Höhere Erlöse beim Feldfruchtanbau durch Biokohle, z.B. durch höhere Getreideerträge (ggf. ergeben sich zusätzliche Vorteile bei hohen Getreidepreisen auf dem Markt).

Ein CO₂-Handel im Bereich der Landwirtschaft (z.B. inkl. der THG-Bodenemissionen) ist bislang nicht umgesetzt⁶⁸. Die Einführung von Zahlungen für THG-Minderungen bzw. –Freisetzungen kann ein Anreiz zur Einführung von Biokohle als Bodenzusatz sein, v.a. in den Fällen, in denen THG-Emissionen (z.B. Lachgas) gemindert werden können. Ohne weitere Subventionen für die Biokohle ist eine Verbreitung der Biokohleanwendung in der Landwirtschaft aufgrund der schlechten Wirtschaftlichkeit kritisch zu sehen.

Das in der vorliegenden Arbeit entwickelte Modell verknüpft derzeit verfügbare naturwissenschaftliche Erkenntnisse von Biokohlewirkungen auf Agrarökosysteme mit ökonomischen und ökologischen Bewertungen. Wie im

⁶⁸ Dazu müssen einige Fragestellungen vorab beantwortet werden, z.B. welche THG-Emissionen anzurechnen sind (auch Bodenemissionen, die ja eigentlich biogen sind?), oder die Frage der Messung/Bestimmung von Bodenemissionen.

folgenden Kapitel 7 kritisch diskutiert wird, sind die Wirkungen von Biokohle in Realexperimenten weiter zu untersuchen und zu systematisieren, um bessere Ausgangsdaten für die Modellierung zu erhalten, eine weitere Verbesserung des Modellierungsansatzes und Validierungen zu ermöglichen.

7 Diskussion und Ausblick zum entwickelten Bewertungsmodell

Das entwickelte Modell zur Bewertung der Anwendung von Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft basiert auf Massen- und Energieflussmodellen, die die Produktion von Biokohle, die Bewirtschaftung des Feldes zum Anbau von Feldfrüchten und das Agrarökosystem abbilden. Die Ergebnisse der Massen- und Energieflussbetrachtungen fließen anschließend in die Berechnung ökonomischer und ökologischer Kenngrößen und in die Gesamtbewertung der Investition Biokohle ein. Im Folgenden werden die Teilmodelle und die Gesamtbewertung im Hinblick auf den Modellierungsansatz und der Datengrundlage diskutiert und mögliche Weiterentwicklungsmöglichkeiten sowie Validierungsansätze der Ergebnisse aufgezeigt.

7.1 Diskussion zum Teilmodell Biokohleproduktion

Im Teilmodell Biokohleproduktion werden die Stoff- und Energiebedarfe anhand von Biokohleproduktionsverfahren ermittelt. Es werden exemplarisch zwei kommerziell verfügbare Beispielf Verfahren der Biokohleproduktion, ein pyrolytisches Verfahren und ein HTC-Verfahren, gewählt, die ggf. durch andere Verfahren austauschbar bzw. zu ergänzen sind. Dabei werden die Bedarfe an Biomasse, Energie (elektrischem Strom, Dampf) und sonstiger Eingangsstoffe (z.B. Wasser) sowie die Produktströme mit dem Hauptprodukt Biokohle, den Nebenprodukten (z.B. Wärme) und Abfallströmen (z.B. Abwasser) erfasst. Die ermittelten Stoff- und Energieströme sowie eine Schätzung der Investitionen gehen anschließend in die ökonomische und ökologische Bewertung ein, in der die Gesamtkosten für Biokohle und die theoretisch mögliche CO₂-Speichermenge der Biokohlen ermittelt werden. Die Bilanzierung der Stoff- und Energieströme und die Schätzung der Investitionssummen erfolgen anhand von Herstellerangaben. Die Herstellerangaben der Input- und Outputströme und der jeweiligen Kohlenstoffeffizienzen sind generelle Angaben und nicht für unterschiedliche Ausgangsbiomassen spezifiziert. Detailliertere Pro-

zessdaten für unterschiedliche Ausgangsbiomassen und detailliertere Kenndaten der erhaltenen Biokohlequalitäten (z.B. Porosität, pH-Wert) sind für weitere Untersuchungen wünschenswert. Mithilfe einer Verfahrensmodellierung (z.B. mit ASPEN PLUS) können detailliertere spezifische Prozessdaten durch Simulationen für unterschiedliche Ausgangsbiomassen gewonnen werden. Eine größere Detailtiefe für Kenndaten der Biokohlequalität kann durch systematische Untersuchungen mit Messungen (z.B. mittels DoE) und anschließende Modellierung der Zusammenhänge der Eigenschaften der Ausgangsbiomassen, der verwendeten Verfahren und der Prozessbedingungen auf die Eigenschaften der Biokohlen erreicht werden (z.B. Troy et al. (2013), Bruun et al. (2011)). Je detaillierter die Modellierung, je nach Planungs- bzw. Entwicklungsstand des Verfahrens (z.B. Labor, Pilotanlage) und Modelltiefe (z.B. Black-Box, Flowsheet-Modellierung), desto genauer werden die Abschätzung der Herstellkosten und desto kleiner werden Unsicherheiten (Chauvel, 2003; Peters et al., 2004). Die in der vorliegenden Arbeit angewendete Methode der Betrachtung der Eingangs- und Ausgangsströme mittels einer Black-Box-Analyse erlaubt im Gegensatz zur aufwendigen Verfahrensmodellierung die Möglichkeit, weitere Verfahren einfach im Modell zu integrieren, und ermöglicht eine einfache Berechnungsmethode der Biokohleherstellkosten und einen schnellen abschätzenden Vergleich der Verfahren. Durch die Betrachtung kommerziell verfügbarerer Verfahren und Nutzung von Herstellerangaben sind mögliche Unsicherheiten v.a. bezüglich Investitionen und Stoffflussgrößenordnungen als gering einzuschätzen. Unsicherheiten werden außerdem durch Sensitivitätsanalysen berücksichtigt und dabei der Einfluss unsicherer Parameter abgeschätzt. Die Ergebnisse sind somit ausreichend genau zur Abschätzung der Herstellkosten verschiedener Biokohlen und realistischer Biokohlepreise bezüglich der gestellten Fragestellungen der Arbeit.

7.2 Diskussion zum Teilmodell Feldmanagement

Das Teilmodell Feldmanagement dient zur Berechnung von Produktionskosten ausgewählter Feldfrüchte. Es basiert auf einer Analyse der benötigten Arbeitsschritte und der dafür benötigten Massen- und Energiemengen. Die in der Arbeit verwendeten Daten stammen aus Datenbanken und gelten für die

Bundesrepublik Deutschland. Eine Anpassung der Arbeitsschritte oder Betrachtung anderer Feldfrüchte als die ausgewählte Fruchtfolge Mais, Winterweizen und Sommergerste ist im entwickelten Modell einfach zu integrieren. Die Arbeitsschritte und Bedarfsmittel für den Anbau von Feldfrüchten gehen in das Teilmodell Agrarökosystem ein. Eine Wechselwirkung zwischen dem Teilmodell Feldmanagement und dem Teilmodell Agrarökosystem ist im Modell der vorliegenden Arbeit nicht enthalten. Wechselwirkungen können sich beispielsweise durch eine Anpassung der Düngemittel und –mengen aufgrund besserer Erträge oder einer vereinfachten Bodenbearbeitung durch Biokohle ergeben. In der vorliegenden Arbeit werden aufgrund des frühen Stands der Biokohleforschung die Arbeitsschritte und Bedarfsmittel für den Anbau von Feldfrüchten mit und ohne Biokohle exogen vorgegeben und konstant gehalten, um die Auswirkungen der Biokohle unter konstanten Managementbedingungen abbilden zu können. So werden zur Beantwortung der ökonomischen und ökologischen Fragestellungen der vorliegenden Arbeit zum derzeitigen Forschungsstand hinreichend gute Ergebnisse erzielt, und gleichzeitig Erweiterungsmöglichkeiten gegeben.

7.3 Diskussion zum Teilmodell Agrarökosystem

Im Teilmodell Agrarökosystem werden mithilfe eines Agrarökosystemmodells Stoff- und Energieströme im Boden und das Pflanzenwachstum simuliert. Neben Daten des Feldmanagements gehen Bodendaten und Klimadaten in die Simulation ein. Die Wirkungen von Biokohle werden durch Änderungen der Bodeneigenschaften durch Biokohle abgebildet. Im Teilmodell werden die Stoff- und Energieströme, v.a. Feuchtigkeits- und Temperatursimulationen, zudem zur Berechnung des Abbaus der Biokohle im Boden herangezogen. Als Ergebnisse erhält man Feldfruchterträge, Bodenemissionen (Lachgas und Methan) sowie CO₂ des Biokohleabbaus für die weiteren Berechnungen der Gesamtbewertung.

Als Agrarökosystemmodell wird ein etabliertes Modell genutzt, dessen Auswahl auf der Verfügbarkeit des Modells und der Anzahl und Verfügbarkeit der benötigten Inputdaten beruht. Das Agrarökosystemmodell wird durch Opti-

mierung der Pflanzenparameter kalibriert, um möglichst genau historische Erträge von Beispielregionen wiederzugeben. Im Fall der vorliegenden Arbeit werden als Kalibrierungsdaten durchschnittliche Getreideerträge zweier Landkreise genutzt. Für die Simulationen werden dazu die Bodendaten der Landkreise aggregiert, um Durchschnittsböden zu erhalten. Die Aggregation auf Landkreisebene zur Kalibrierung weist ein hohes Fehlerpotential auf, da der Anbau einzelner Feldfrüchte nicht den unterschiedlichen Bodenarten zugewiesen werden kann. Eine Verbesserung der Kalibrierung kann durch die Nutzung mehrjähriger Versuchsflächen mit spezifischer Zuweisung der Bodenarten und Klimadaten erzielt werden. Die erhaltenen optimierten Pflanzenkenndaten müssen ferner mit Realdaten validiert werden. Neben der Kalibrierung bezüglich der Feldfruchterträge stellt eine Kalibrierung bezüglich der Bodenemissionen eine Weiterentwicklungsmöglichkeit des Modells dar, die z.B. mit Messdaten für eine möglichst gute Darstellung der Bodenemissionen erfolgen kann.

Die Bodeneigenschaften der betrachteten Böden werden im ausgewählten Bodenmodell exogen vorgegeben und als konstant über alle Bodentiefen und der Betrachtungsdauer betrachtet. Für die Berechnung der Bodenvorgänge wird der Boden im ausgewählten Modell anschließend in mehrere Schichten bis zu einer Bodentiefe von 50 cm aufgeteilt. Eine Detaillierung der Bodeneigenschaften auf die Bodenschichten und eine dynamische Änderung der Bodeneigenschaften über die Zeit ist im gewählten Modell nicht implementiert. Daher wird näherungsweise für die Abbildung der Wirkungen von Biokohle angenommen, dass sich die Bodeneigenschaften durch den Biokohlezusatz, über die gesamte Bodentiefe ändern, obwohl die Biokohle nur bis 10 cm Tiefe eingebracht wird, und in der weiteren Simulation aber konstant bleiben. Dies kann zu einer Überschätzung der Biokohlewirkungen führen. Änderungen der Mechanismen im Boden durch Biokohle, z.B. schnellere/langsamere Abbauraten und Prozesse in den Nitrifizierungs- und Denitrifikationsreaktionen, werden bislang aufgrund der Datenlage nicht abgebildet. Durch eine Ergänzung des Modells, durch die die Änderungen der Bodeneigenschaften abgebildet werden können, kann das Modell verbessert werden.

Der Abbau von Biokohle im Boden wird nach einem Modellierungsmodell der Literatur abgeleitet. Die Biokohle wird dabei in einen stabilen Teil, mit langer Aufenthaltsdauer, und instabilen Teil, mit kurzer Aufenthaltsdauer, differenziert und ein exponentieller Abbau mit Temperatur- und Feuchtigkeitskorrekturfaktoren angenommen. Dazu wird das Modell der vorliegenden Arbeit mit den Ergebnissen der Bodentemperatur und –feuchtigkeit des ausgewählten Agrarökosystemmodells gekoppelt. Rückkopplungen des Biokohleabbaumodells auf das Bodenmodell werden nicht angenommen. Die Verifizierung des verwendeten Modells auf die betrachteten Szenarien und eine Anpassung und Dynamisierung des Modells durch weitere Erkenntnisse und Daten der Forschung zum Biokohleabbau sind in einer Weiterentwicklung des Modells wünschenswert.

Die Berücksichtigung der Wirkungen von Biokohle auf das Agrarökosystem über eine Änderung der Bodeneigenschaften basiert auf linearen Regressionen von Literaturdaten, die häufig aus Untersuchungen weniger Biokohleanwendungen in wenigen einzelnen Beispielböden stammen und aufgrund der dortigen Methodenauswahl nur schlecht vergleichbar sind. Für die Anwendung von HTC-Kohlen ist die Datenlage noch schlechter. Lineare Regressionen der Änderungen der Bodeneigenschaften durch Biokohlegaben eignen sich nur für Näherungen, da in natürlichen Systemen meist keine Linearität auftritt. Die Verifizierung der Näherungsgleichungen durch Messungen und/oder eine Vergrößerung der Datenlage durch methodisch vergleichbare Realversuche sowie die Integrierung weiterer Wirkungen der Biokohle, z.B. biologische, stellen wesentliche Weiterentwicklungsmöglichkeiten des vorliegenden Teilmodells dar. Die Berücksichtigung von Mehrfachgaben der Biokohle ist im derzeitigen Modell aufgrund der geringen Datenlage nicht enthalten. Durch den Abbau der Biokohle im Boden ist ferner die Implementierung dynamischer Änderungen der Bodeneigenschaften und weiterer in der Forschung beobachteter Wechselwirkungen für eine Verbesserung des Modells vorteilhaft.

Die Auswahl des verwendeten Agrarökosystemmodells ist daher kritisch zu betrachten. Der Einsatz von Modellen mit einer größeren Detailtiefe und Dynamisierung der Bodeneigenschaften verbessern die Abbildung des Ag-

rarökosystems und die Wirkungen von Biokohle. Für die Weiterentwicklung ist allerdings auch eine Verbesserung der Datenlage diesbezüglich durch systematische, methodisch vergleichbare Realexperimente der Biokohleauswirkungen, z.B. mittels Isotopenmessungen der Stoffströme, notwendig.

Die Methodik der systematischen Untersuchung von Biokohle-Boden-Systemen mithilfe eines Agrarökosystemmodells kann mit dem gewählten Modell jedoch gut gezeigt werden. So können für eine Vielzahl an Bodenarten, Umweltbedingungen und Feldmanagementmethoden schnell abschätzende Vorhersagen über die Biokohlewirkungen getroffen werden, wie in den Untersuchungen verschiedener Biokohle-Boden-Szenarien gezeigt wurde (vgl. Kapitel 6.4). Das gewählte Modell bietet daher einen guten Kompromiss zwischen Modellumfang und Datengrundlage zum derzeitigen frühen Stand der Biokohleforschungen und ist für die Beantwortung der Fragestellungen hinreichend geeignet.

7.4 Diskussion zum Modells der Gesamtbewertung, der getroffenen Systemgrenzen und sonstigen Aspekten

In der Gesamtbewertung werden unter Zusammenführung der Ergebnisse aus den Teilmodellen die THG-Speicherung bilanziert und Kapitalwerte zur Bewertung der Investition Biokohle für den Feldfruchtanbau berechnet. In der Bilanzierung der THG-Emissionen wird eine Erweiterung der Systemgrenzen vorgenommen, um die Bereitstellung bzw. die Substitution der Biomasse, die durch die Umsetzung zu Biokohle nicht mehr anderweitig genutzt werden kann, zu berücksichtigen. Eine detaillierte THG-Bilanzierung der Restbiomassen-Vorketten mit geeigneten Allokationen der THG-Emissionen stellt eine Erweiterungsoption des Modells dar. Zu solchen Bilanzierungen zählen beispielsweise auch THG-Emissionen außer CO_2 , v.a. Lachgas, die beim natürlichen Abbau, z.B. während einer Lagerung, einiger betrachteter Restbiomassen, z.B. Waldrestholz, entstehen. Bislang sind im Modell nur die C- bzw. in CO_2 umgerechneten Mengen berücksichtigt, die in den Biomassen vor der Umsetzung in Biokohle enthalten waren. So sind weitere THG-Emissionen, die beim natürlichen Abbau der Biomasse entstehen, im Modell nicht enthalten.

Ferner werden in der CO₂-Bilanzierung Änderungen des Bodenkohlenstoffs und Priming-Effekte aufgrund der geringen Datenanzahl und nicht eindeutiger Ergebnisse bzgl. des Primings ausgeschlossen. Zusätzlich werden die CO₂-Aufnahmen der Pflanzen mittels Photosynthese ausgeklammert, da angenommen wird, dass es sich beim Pflanzenwachstum und der Nutzung der Pflanzen nur um kurzfristige C-Bindungen handelt und die Pflanzen schnell, z.B. durch Nahrungsaufnahme und Verstoffwechselung, wieder (u.a. zu CO₂) abgebaut werden.

Die voraussichtlich lange Verweilzeit der Biokohlen im Boden spiegelt sich in der langen Betrachtungsdauer der vorliegenden Arbeit von über 100 Jahren wieder. Die Investition in Biokohle wird demnach als ultralanglebige Investition gesehen. Die Entwicklung geeigneter Methoden zu Bewertung ultralanglebiger Investitionen steht am Anfang der Erforschung (Breuer et al., 2009). Diskutiert wird u.a. die (Weiter-)Entwicklung ausgehend von bisherigen Methoden zur Bewertung von Investitionen, z.B. des Kapitalwerts und der Abzinsungsverfahren. Durch die Nutzung des Kapitalwerts zur Bewertung von Biokohle als Bodenzusatz wird der Fokus der Bewertung vor allem auf die Anfangsinvestition gelegt. Spätere Nutzen, wie z.B. eine langfristige Minderung von Treibhausgasen, werden durch zunehmende Abzinsung mit steigender Periode ggf. nicht ausreichend berücksichtigt. Durch die Veranschlagung externer Kosten und Erlöse für Treibhausgasemissionen und -minderungen wird in dieser Arbeit versucht, den Nutzen bzw. Schädigungen in der Bewertung der ultralanglebigen Investition Biokohle mit zu berücksichtigen. Allerdings befinden sich auch die Methoden zur Bestimmung externer Kosten in der Entwicklungsphase.

Zusammenfassend für alle Teilmodelle und die Gesamtbewertung sind methodischen Problematiken der Bewertung und die geringe Datenlage bezüglich Biokohle und ihren Wirkungen ein Hauptgrund für Unsicherheiten, ebenso wie die zeitlich dynamischen Entwicklungen einzelner Inputparameter (z.B. Wetterdaten und Preisentwicklungen). Daher müssen für die Modellierung der Biokohlewertschöpfungskette viele Annahmen getroffen werden, die großen Unsicherheiten unterliegen. Durch Sensitivitätsanalysen werden ihnen in dieser Arbeit Rechnung getragen und deren Einflüsse abgeschätzt.

Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methoden zeigen trotz der Unsicherheiten den Nutzen einer computergestützten Modellierung und Bewertung in einer frühen Phase der Biokohleforschung auf. So werden zahlreiche Parameter einfach und kostengünstig variiert und somit Zielgrößen identifiziert, die für eine klimaschonende und ökonomische Etablierung der Biokohlenutzung als Bodenzusatz notwendig sind. Die gewählten Methoden des Modells erlauben außerdem, neue Erkenntnisse der Biokohleforschung im Modell zu integrieren, z.B. durch eine Erweiterung um zusätzliche Teilmodelle oder die Ersetzung hier implementierter Teilmodelle durch verbesserte Module.

8 Zusammenfassung

Biokohle als Bodenzusatzstoff wird seit einigen Jahren als mögliches Mittel zur Verbesserung von Feldfruchtserträgen und zur Minderung und Speicherung von Treibhausgasen diskutiert. Ausgehend dafür sind Funde ertragreicher Böden im Amazonasgebiet mit einem hohen Anteil an bis zu Jahrtausende alten Kohlepartikeln, der sog. „Terra Preta“, und Ergebnisse aus Topf- und Feldversuchen mit Biokohlebeimischungen. Biokohle kann z.B. in pyrolytischen und hydrothermalen Verfahren hergestellt werden. Durch die Verkohlungsreaktion werden abhängig von den Verfahren schnell abbaubare Kohlenstoffverbindungen in meist stabilere Verbindungen überführt. Dadurch wird eine lange Speicherbarkeit des ursprünglich durch Photosynthese aus der Atmosphäre aufgenommenen Kohlenstoffdioxids im Boden erhofft. Zugleich führt Biokohle zu Änderungen der Bodenphysik, -chemie und -biologie und nimmt somit Einfluss auf das Agrarökosystem. In der Literatur wird beispielsweise von Ertragssteigerungen und Reduktionen von Lachgas- und Methanemissionen berichtet, durch einige gegenteilige Funde ist ein eindeutiger Befund derzeit aber noch nicht möglich. Als wichtige Faktoren zeigen sich jedoch die große Bandbreite an möglichen Anwendungskonfigurationen - Biokohlen mit ihren Eigenschaften ausgehend von verschiedenen Ausgangsbiomassen und Verfahren - sowie die Anwendung in unterschiedlichen Bodenarten und Umweltbedingungen.

Bisherige Studien zur ökonomischen und ökologischen Untersuchung der Biokohlenutzung als Bodenzusatz, in denen u.a. Methoden der THG-Bilanzierung angewendet werden, berichten von möglichen THG-Speicherungen durch Biokohle und meist von möglichen ökonomischen Vorteilen. In den Studien werden jedoch oftmals nur einzelne Fallbeispiele betrachtet. Methodisch berücksichtigen die Bewertungsarbeiten Effekte der Biokohle auf das Agrarökosystem nur indirekt und unzureichend über Annahmen aus Literaturdaten, die als Faktoren in die Modellierungen eingehen, z.B. x % Ertragssteigerung. Differenzierte Auswirkungen auf das Agrarökosys-

tem unterschiedlicher Biokohle-Boden-Anwendungen wurden somit bisher nicht ausreichend berücksichtigt.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher die Abschätzung der Wirtschaftlichkeit und der Treibhausgasspeicherung durch Nutzung von Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft. Dazu wird ein generisches ökonomisches und ökologisches Bewertungsmodell entwickelt, das sowohl die gesamte Wertschöpfungskette - von der Biomasse über die Produktion der Biokohle bis zur Anwendung auf dem Feld zum Feldfruchtanbau - betrachtet als auch die Wirkungen von Biokohle auf das Agrarökosystem mittels Ökosystemsimulation differenziert abbildet. Aufgrund der voraussichtlich langen Wirkungsdauer wird ein Betrachtungszeitraum von über 100 Jahren gewählt (Begründung und methodisches Vorgehen vgl. Kapitel 5). Das entwickelte Modell lässt sich in drei Teilmodelle gliedern, die in eine Gesamtbewertung der Biokohlenutzung als Bodenzusatz münden.

Das erste Teilmodell betrachtet die Biokohleproduktion. Auf Basis von Daten der Eigenschaften von Biomassen und Biokohlen sowie Daten zu den Produktionsverfahren werden Stoff- und Energieflussmodelle erstellt. Die Produktion von Biokohle wird anhand zweier verschiedener Herstellverfahren untersucht – Pyrolyse und HTC. Die Ergebnisse fließen in ein ökonomisches Modul zur Bestimmung von Biokohlegesamt-kosten (spezifisch pro t) ein, die als Grundlage zur Schätzung von Biokohlepreisen dienen. Zur Bestimmung von Emissionen werden im ökologischen Modul die Treibhausgasemissionen mit Hilfe der Datenbank Ecoinvent 2.2 (EcoinventCentre, 2010) modelliert und die potentielle THG-Speicherfähigkeit der Kohlen unter Berücksichtigung der Vorketten berechnet.

Das Teilmodell des Feldmanagements erfasst die Feldarbeit, d.h. alle Arbeitsschritte (z.B. Pflügen, Düngen) und notwendigen Betriebsmittel (z.B. Saatgut-mengen, Düngemittelmengen) zur Produktion von Feldfrüchten. Hier wird ebenfalls ein Stoff- und Energieflussmodell entwickelt, das auf Anbaudaten agrarökonomischer Datenbanken (z.B. der KTBL) basiert. Das ökonomische Modul dient zur Berechnung von Herstellkosten für Feldfrüchte pro Flächeneinheit.

Das Teilmodell Agrarökosystem ist ein Stoff- und Energieflussmodell, das mithilfe einer komplexen Ökosystemsimulation Stoffkreisläufe im Boden (Wasser, C- und N-Kreislauf) und das Wachstum von Pflanzen in Abhängigkeit von natürlichen (z.B. Wetter unter Berücksichtigung einer möglichen Klimaentwicklung) und anthropogenen (z.B. Anbaumethoden) Einflüssen abbildet. Dazu wird ein bereits existierendes Bodenmodell ausgewählt – DNDC – und zunächst durch eine Optimierung der Pflanzenparameter kalibriert. Zur Abbildung der Biokohlevorgänge wird DNDC um ein Modul der Wirkungen auf bestimmte Bodeneigenschaften sowie um ein Modul des Biokohleabbaus im Boden ergänzt. Vor allem Ergebnisse der Simulation von Getreideerträgen und Bodenemissionen fließen in die weitere Gesamtbewertung ein.

In der ökonomischen und ökologischen Gesamtbewertung werden auf Grundlage der Ergebnisse der Teilmodelle (Herstellkosten für Biokohle und Feldfrüchte, Emissionen, Erträge) die Vorteilhaftigkeiten der Biokohleanwendung untersucht. Aus ökologischer Sichtweise ist dies die Höhe der THG-Speicherung durch Biokohle nach Bilanzierung aller THG-Emissionen der Wertschöpfungskette. Aus ökonomischer Sichtweise wird dies mittels der Kapitalwertmethode für die Investition Biokohle, die Kosten und Erlöse aus der Produktion von Feldfrüchten erfasst und die Vorteilhaftigkeit der Investition bewertet. Es werden zusätzlich Externalitäten für THG-Emissionen einbezogen. In der Gesamtbewertung wird ein Vergleich zum Anbau ohne Biokohle vorgenommen.

Die Ergebnisse des Teilmodells Biokohleproduktion zeigen, dass für die betrachteten Verfahren der Pyrolyse und HTC die Gesamtkosten für Biokohle zwischen -177 und 1031 € pro t (Trockenmasse) je nach Ausgangsbiomasse liegen. Sensitivitätsanalysen zeigen, dass neben der C-Effizienz der Verfahren und der erzielbaren Kohlenstoffgehalte vor allem die Biomassepreise einen großen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Geringe und negative Gesamtkosten ergeben sich für Biomassen mit günstigen Preisen oder für Biomassen, für die Erlöse für deren Verwertung (z.B. Klärschlamm) erzielt werden können. Unter Berücksichtigung einer Biomassesubstitution lassen sich 19 bis 77 % des in den Ausgangsbiomassen enthaltenen CO₂ theoretisch in den Biokohlen

speichern, bei einigen Ausgangsbiomassen werden allerdings zusätzliche THG-Emissionen beobachtet.

Bei der Anwendung der betrachteten Kohlen als Bodenzusatz beim Feldfruchtanbau an zwei Beispielstandorten zeigt sich, dass eine Ertragssteigerung und eine Minderung von Bodenemissionen je nach Bodenart möglich sind. Wirtschaftlich betrachtet kann unter Berücksichtigung externer Kosten für THG durch die hohen Preise der betrachteten Biokohlen (Annahme: Gesamtkosten entsprechen dem Preis) in den meisten Fällen kein positiver Kapitalwert erzielt werden. Die Investition in Biokohle ist daher abzulehnen. Nur im Fall von negativen Biokohlepreisen oder deutlichen Preissenkungen kann ein positiver Kapitalwert erreicht werden.

Eine systematische Untersuchung des Agrarökosystems bei der Nutzung verschiedengradig stabiler Biokohlen in 11 verschiedenen Bodenarten und drei unterschiedlichen pH-Ausgangswerten zeigt, dass v.a. bei stabilen Biokohlen Verbesserungen der Feldfruchterträge und Bodenemissionsminderungen abhängig von der Bodenart zu erwarten sind. Weitere wichtige Einflussfaktoren sind der pH-Ausgangswert der Böden sowie der Tongehalt (Bodengefüge). Ertragssteigerungen gegenüber dem Anbau ohne Biokohle werden vorwiegend für sandige Böden simuliert, Lachgasminderungen vorwiegend beim betrachteten mittleren bis höheren pH-Ausgangswert. Bei niedrigem pH-Wert tritt allerdings eine Steigerung der Lachgasemissionen auf. Die Bilanzierung der THG-Emissionen ergibt v.a. eine gute Speicherbarkeit von THG in Böden des mittleren und hohen pH-Ausgangswerts. Wird eine Investition in Höhe von 0 € angenommen, so verbessern sich in allen Fällen die Erlöse im Vergleich zum Anbau ohne Biokohle. Positive Kapitalwerte werden dennoch nur bei geringen Biokohlepreisen (<100 € pro t Trockenmasse) simuliert.

Weiterentwicklungsmöglichkeiten des in der vorliegenden Arbeit entwickelten Modells bestehen in der Integrierung weiterer Wirkungen von Biokohle auf das Agrarökosystem, z.B. auf biologische Aspekte, und in der Validierung. Dazu ist eine Verbesserung der Datengrundlage anhand von systematischen Realexperimenten notwendig. Weitere Verbesserungsmöglichkeiten beste-

hen in der Entwicklung geeigneter Methoden zur Bewertung ultralanglebiger Investitionen.

Das in der vorliegenden Arbeit entwickelte Modell zeigt, dass durch die verwendeten Methoden der computergestützten Simulation eine ökonomische und ökologische Bewertung der Biokohlenutzung als Bodenzusatz in einer frühen Phase der Biokohleforschung möglich ist. Es können sowohl die gesamte Wertschöpfungskette abgebildet als auch Vorhersagen der Auswirkungen von Biokohle auf das Agrarökosystem, die Wirtschaftlichkeit und THG-Speicherung getroffen werden.

Anhang

A. Benutzte Emissionsfaktoren aus der Datenbank Ecoinvent 2.2

Ecoinvent Datensatz	Funktionelle Einheit	climate change
		kg CO ₂ -Äqu.
Elektrizität, Mittelspannung, ab Netz, DE, [kWh] (#788)	kWh	0,657
Nutzwärme, Erdgas, ab Industriefeuerung >100kW (#1351)	MJ	0,071607
Trinkwasser, ab Hausanschluss, RER (#2288)	kg	0,00031855
Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr.Kl. 2	m ³	0,35574
Industriefeuerung, Erdgas (#1353)	unit	10379
Transport, Traktor und Pneuwagen (#188)	tkm	0,30997
Transport, Lkw 20-28t, Flottendurchschnitt (#1942)	tkm	0,1946
Dampf, für chemische Prozesse, ab Werk (#1988)	kg	0,23442
Diammoniumphosphat, als N, ab Regionallager (#44)	kg	2,8011
Diammoniumphosphat, als P ₂ O ₅ , ab Regionallager (#45)	kg	1,5745
Triple-Superphosphat, als P ₂ O ₅ , ab Regionallager (#57)	kg	2,025
Ammoniumnitrat, als N, ab Regionallager (#38)	kg	8,5533
Kaliumchlorid, als K ₂ O, ab Regionallager (#50)	kg	0,49866
Kompost, ab Werk (#58) (50% TS)	kg	0,3621
Eiweißerbsen konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof (#6955) (14 % Feuchte)	kg	0,64992
Stroh IP, ab Hof (#232) (Annahme: 15 % Feuchte)	kg	0,091821
Holz schnitzel, Mix, u=120%, ab Wald (#2354)	m ³	5,4633
Erdgas, Hochdruck, an Abnehmer, DE, (#1322)	MJ	0,012165

B. Biokohlepreise im deutschsprachigen Raum

Tabellen: Biokohleunternehmen (Deutschland, Österreich, Schweiz), Gebindegrößen, Preise, Webauftritt

<i>Firma</i>	<i>Land</i>	<i>Anlagenbau, Produktion, Vertrieb</i>	<i>Gebinde</i>	<i>Gebindepreise</i>	<i>Preis [€/kg oder €/Liter]</i>	<i>Web</i>
Palaterra	Deutschland	Produktion Biokohle und Substrate, Vertrieb	Substrate, 2,5 bis 25 kg, 20, 40, 500 u. 1000 Liter	20 Liter ab 10 €, 1000 Liter bis 425 €	- 2,4 bis 4,2 €/kg (Substrat) - 0,3 bis 0,7 €/Liter	http://palaterra.eu/
Carbon Terra	Deutschland	Produktion Biokohle und Substrate, Vertrieb	- pur 30 Liter (10 kg), 70 Liter (25 kg) - Substrat mit 20 % aktivierter Pflanzenkohle, 30 Liter	- pur: 30 Liter zu 25 €, 10 x 30 Liter zu 229 €; 70 Liter: 50 €, 20 x 70 Liter: 900 € - Substrat: 30 Liter zu 29 €, 30 x 30 Liter zu 600 €	- 1,8 bis 2,5 €/kg (pur) - 0,6 bis 1,0 €/Liter (Substrat)	http://www.carbon-terra.eu/de/
TIEFESCHWARZ	Deutschland	Produktion Biokohle und Vertrieb	pur, 10 kg (Karton) und 1000 kg (lose)	- 10 kg zu 15 € - 1000 kg zu 400 €	- 0,4 bis 1,5 €/kg (pur)	http://www.tiefeschwarz-energie.de/
Sonnenerde	Österreich	Produktion Biokohle (Pyreg-Verfahren) und Substrate, Vertrieb	pur, 18 bis 30 Liter Säcke, lose		- 0,6 bis 0,7 €/kg (pur), 0,5 €/kg (Substrat)	http://www.sonnenerde.at/
Swiss Biochar	Schweiz	Produktion (Pyreg-Verfahren) und Vertrieb	pur, 30 Liter bis Bigbags (1.3 m ³)	30 Liter zu 148 € bis zu 10 Bigbags (ca. 4,5 t) zu 3491 €	- 0,5 bis 0,6 €/Liter (pur) - 0,5 bis 0,9 €/kg	http://www.swiss-biochar.com/enq/biochar.php
Horst Wagner Kompostbau, Terra Preta, Pflanzenkohle	Deutschland	Vertrieb Biokohle und Substrate	pur und Substrate, 15 und 40 Liter	15 Liter zu 19 €, 40 Liter zu 49 €	- 1,2 bis 1,3 €/Liter (pur), ca. 4,1 bis 4,2 €/kg (Annahme Dichte: 0,3 kg/Liter)	http://pflanzenkohle.info/

Tabelle: Fortsetzung

Firma	Land	Anlagenbau, Produktion, Vertrieb	Gebinde	Gebindepreise	Preis €/Liter oder €/kg	Web
Pflanzenkohle Jäger	Deutschland	Produktion ?, Vertrieb Biokohle und Substrate	pur, 1 Liter bis 1000 Liter Bigbag	1 Liter zu 10,8 €, 1000 Liter zu 379 €	- 0,4 bis 10,8 €/Liter (pur), ca. 1,3 bis 36 €/kg	http://www.pflanzenkohle-jaeger.de/
Pyreg	Deutschland	Anlagenbau, Produktion, Vertrieb über novocarbo	Anlagenbau, Vertriebspartner novocarbo		- 1000 kg > 500 € (pur)	http://www.pyreg.de/pflanze-nkohle-kaufen.html
novocarbo	Deutschland	Vertrieb Biokohle	pur, 30 Liter (10 kg) bis bigbags (1 m ³ , 300 kg)	10 kg zu 36 €, 300 kg zu 357 €	- 1,2 bis 3,6 €/kg (pur)	http://www.novocarbo.de/
Hilmar Hess, Neuensteiner- Pflanzenkohle	Deutschland	Vertrieb Biokohle und Substrate	pur oder Substrate, 5, 20, 30 Liter, bigbag (1 m ³),	keine Angaben	keine Angaben	http://www.neuensteiner-pflanzenkohle.de/
Reichelt Naturreine Produkte	Deutschland	Vertrieb Biokohle und Substrate	pur und Substrat, 3 kg bis 25 kg	Substrat: 7,5 kg für 17 €, pur: 4 kg für 15 €, 20 kg für 50 €	- 2,3 bis 3,8 €/kg (pur)	http://www.naturreine-produkte.de/
Neudorff	Deutschland	Vertrieb Biokohle und Substrate	Substrat 5, 10, 20 kg	5 kg für 12,5 €, 10 kg für 15,7 kg, 20 kg für 26,5 € (Quelle: ebay, contorion)	- 1,3 bis 2,5 €/kg (Substrat)	http://www.neudorff.de/nc/n-eudorff/home.html
ECOSUS	Deutschland	Vertrieb Substrate	Substrat 5, 10 12,5 und 50 Liter	5 Liter zu 6 €, 50 Liter bis zu 39,50 €	- 0,6 bis 1,2 €/ Liter (Substrat)	http://www.ecosus.de/
triaterra	Deutsch- sprachig	Vertrieb Substrate	Substrat 3,5, 10 Liter	3,5 Liter für 9 €, 10 Liter für 18 €	- 1,8 bis 2,6 €/Liter (Substrat)	http://www.triaterra.de/epages/62153231.sf/de_DE/?ObjektPath=/Shops/62153231/Categories

C. Produktionskosten der betrachteten Feldfrüchte

Mais, ab Hof, ungetrocknet

	<i>Bedarf</i>	<i>Einheit</i>	<i>Quelle</i>	<i>Preis/ Kostensatz</i>	<i>Einheit</i>	<i>Quelle</i>	<i>Kosten [EUR/ha]</i>
Direktkosten							
Einzelkornsaat Mais	2,00	U/ha	1	92,00	€/U	1	184,00
N-Dünger (KAS 27%)	188,96	kg/ha	2	290,00	€/t	4	54,80
Diammonphosphat (18 % N+46 % P2 O5)	41,42	kg/ha	2	472,50	€/t	4	19,57
Kornkali+Mg 40 % K2O+6% MgO	284,21	kg/ha	2	280,00	€/t	4	79,58
NPK-Dünger 14-10- 16-5	739,47	kg/ha	2	355,50	€/t	4	262,88
Konverterkalk feucht 38 % CaO+5 %MgO	39,47	kg/ha	2	26,95	€/t	4	1,06
Herbizid, Intensitäts- stufe 2	1,00			69,00	€/ha	1	69,00
Arbeitserledigungskosten							
Diesel	71,76	l/ha	3	0,90	€/l	3	64,58
Maschinenkosten fix	1,00			318,66	€/ha	3	318,66
Maschinenkosten variabel	1,00			395,87	€/ha	3	395,866
Arbeit (Eigen- oder Fremdleistung)	10,24	AKh/ ha	3	15,00	€/AKh	3	153,60
Leitung und Verwal- tung	0,40	% Akh/ ha	TLL Mais	15,00	€/AKh	3	61,44
Versicherungsprämie (z.B. Hagel)	1,00		TLL 2008	21,00	€/ha	5	21,00
Berufsgenossen- schaft	1,00		TLL 2008	20,00	€/ha	6	20,00
Sonstiger Aufwand (Papier etc.)	1,00		TLL 2008	60,00	€/ha	6	60,00
Subventionen							
Direktzahlungen EU BW	1,00		TLL 2008	308,00	€/ha	7	308,00
Produktionskosten ohne Subventionen							1551,00
Produktionskosten inkl. Subventionen							1243,00

- 1 KTBL (2012)
- 2 Eigene Berechnung
- 3 Eigene Berechnung nach KTBL (2012)
- 4 Agrarmarkt-NRW (2015)
- 5 TLL (2008)
- 6 KTBL (2008)
- 7 BW 2010

Winterweizen, ab Hof, ungetrocknet (Quellen vgl. Mais)

	<i>Bedarf</i>	<i>Einheit</i>	<i>Quelle</i>	<i>Preis/ Kosten- satz</i>	<i>Einheit</i>	<i>Quelle</i>	<i>Kosten [EUR/ha]</i>
Direktkosten							
Weizen Z-Saatgut	120,00	kg/ha	1	0,50	€/kg	1	60,00
Nachbau-Saatgut	60,00	kg/ha	1	0,28	€/kg	1	16,80
Nachbaugebühr	0,06	t/ha	1	39,68	€/t	1	2,38
N-Dünger (KAS 27%)	510,39	kg/ha	2	290,00	€/t	4	148,01
Diammonphosphat (18 % N+46 % P ₂ O ₅)	109,06	kg/ha	2	472,50	€/t	4	51,53
Kornkali+Mg 40 % K ₂ O+6% MgO	210,17	kg/ha	2	280,00	€/t	4	58,85
NPK-Dünger 14-10- 16-5	168,32	kg/ha	2	355,50	€/t	4	59,84
Konverterkalk feucht 38% CaO+5 %MgO	39,47	kg/ha	2	26,95	€/t	4	1,06
Herbizide	1,00			45,00	€/ha	1	45,00
Fungizide	1,00			74,00	€/ha	1	74,00
Insektizide	1,00			13,00	€/ha	1	13,00
Wachstumsregler	1,00			2,00	€/ha	1	2,00
Arbeits erledigungskosten							
Diesel	75,55	l/ha	3	0,90	€/l	3	68,00
Maschinenkosten fix	1,00			318,66	€/ha	3	318,66
Maschinenkosten variabel	1,00			395,87	€/ha	3	395,866
Arbeit (Eigen- oder Fremdleistung)	9,26	AKh/ ha	3	15,00	€/AKh	3	138,90
Leitung und Verwal- tung	0,40	% Akh/ha	TLL Mais	15,00	€/AKh	3	55,56
Versicherungsprämie (z.B. Hagel)	1,00		TLL 2008	21,00	€/ha	5	21,00
Berufsgenossen- schaft	1,00		TLL 2008	20,00	€/ha	6	20,00
Sonstiger Aufwand (Papier etc.)	1,00		TLL 2008	60,00	€/ha	6	60,00
Subventionen							
Direktzahlungen EU BW	1,00		TLL 2008	308,00	€/ha	7	308,00
Produktionskosten ohne Subventionen							1103,90
Produktionskosten inkl. Subventionen							795,90

Sommergerste, ab Hof, ungetrocknet (Quellen vgl. Mais)

	<i>Bedarf</i>	<i>Einheit</i>	<i>Quelle</i>	<i>Preis/ Kosten- satz</i>	<i>Einheit</i>	<i>Quelle</i>	<i>Kosten [EUR/ha]</i>
Direktkosten							
Gerste Z-Saatgut	100,00	kg/ha	1	0,56	€/kg	1	56,00
Nachbau-Saatgut	40,00	kg/ha	1	0,28	€/kg	1	11,20
Nachbaugebühr	0,04	t/ha	1	35,51	€/t	1	1,42
N-Dünger (KAS 27%)	239,13	kg/ha	2	290,00	€/t	4	69,35
Diammonphosphat (18 % N+46 % P2 O5)	141,30	kg/ha	2	472,50	€/t	4	66,76
Kornkali+Mg 40 % K2O+6% MgO	287,50	kg/ha	2	280,00	€/t	4	80,50
NPK-Dünger 14-10-16-5	0,00	kg/ha	2	355,50	€/t	4	0,00
Konverterkalk feucht 38% CaO+5 %MgO	30,00	kg/ha	2	26,95	€/t	4	0,81
Herbizide	1,00			40,00	€/ha	1	40,00
Fungizide	1,00			40,00	€/ha	1	40,00
Insektizide	1,00			1,00	€/ha	1	1,00
Wachstumsregler	1,00			3,00	€/ha	1	3,00
Arbeitserledigungskosten							
Diesel	69,45	l/ha	3	0,90	€/l	3	62,51
Maschinenkosten fix	1,00			205,65	€/ha	3	205,65
Maschinenkosten variabel	1,00			164,85	€/ha	3	164,85
Arbeit (Eigen- oder Fremdleistung)	9,26	AKh/ha	3	15,00	€/AKh	3	138,90
Leitung und Verwaltung	0,40	% Akh/ha	TLL Mais	15,00	€/AKh	1	55,56
Versicherungsprämie (z.B. Hagel)	1,00		TLL 2008	21,00	€/ha	5	21,00
Berufsgenossenschaft	1,00		TLL 2008	20,00	€/ha	6	20,00
Sonstiger Aufwand (Papier etc.)	1,00		TLL 2008	60,00	€/ha	6	60,00
Subventionen							
Direktzahlungen EU BW	1,00		TLL 2008	308,00	€/ha	7	308,00
Produktionskosten ohne Subventionen							904,05
Produktionskosten inkl. Subventionen							596,05

D. Berechnung der C-Gehalte der betrachteten Getreidearten

Zur Umrechnung der statistischen Getreideerträge von dt/ha in kg C/ha werden die C-Gehalte der Getreide benötigt. Sie werden aus den Nährwerten der Getreide mit den jeweiligen C-Gehalten hergeleitet.

	<i>Körnermais</i> ¹	<i>Winterweizen</i> ¹	<i>Sommergerste</i> ¹	<i>C-Gehalt</i> ²
	[Massen-%]	[Massen-%]	[Massen-%]	[% C]
Eiweiß	9,71	13,95	11,23	40
Fett	4,34	2,33	2,41	75
Kohlenhydrate	73,37	70,1	72,51	44
Ballaststoffe	11,09	11,5	11,23	44
Mineralstoffe	1,49	2,33	2,63	0
	[% C]	[% C]	[% C]	
C-Gehalte	44,3	43,1	43,1	

¹ Deutsche Forschungsanstalt für Lebensmittelchemie (DFA), Garching (Hrsg.): Lebensmitteltable für die Praxis. Der kleine Souci-Fachmann-Kraut. 4. Auflage. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft GmbH, Stuttgart 2009, S. 229.

² EcoinventCentre (2010)

E. Inputdaten in DNDC

Beispiel einer .txt-Datei der Inputdaten für die Berechnungen in DNDC, Basisszenario Forchheim, mit Angaben zum Standort, Bodendaten und Feldmanagementdaten für eine dreijährige Fruchtfolge von Mais, Winterweizen und Sommergerste:

Input_Parameters:

```

-----
Site_data:          Forchheim
Simulated_Year:    104
Latitude:          48.970
Daily_Record:      1
-----
Climate_data:
Climate_Data_Type: 2
NO3NH4_in_Rainfall 0.0000
NO3_of_Atmosphere  0.0600
BaseCO2_of_Atmosphere 350.0000
Climate_file_count= 104
  1 bis 104 Dateiverlinkungen
Climate_file_mode   0
CO2_increase_rate  0.000000
-----

```

```

Soil_data:
  Soil_Texture      2
  Landuse_Type      1
  Density           1.5
  Soil_pH           5.4
  SOC_at_Surface    0.00900
  Clay_fraction     0.097
  BypassFlow        0.00000
  Litter_SOC        0.01000
  Humads_SOC        0.02250
  Humus_SOC         0.96750
  Soil_NO3(-)(mgN/kg) 0.50000
  Soil_NH4(+)(mgN/kg) 0.05000
  Moisture          0.19000
  Lateral_influx_index 0.00000
  Field_capacity    0.4267
  Wilting_point     0.1761
  Hydro_conductivity 0.562800
  Soil_porosity     0.433
  SOC_profile_A     0.200000
  SOC_profile_B     2.000000

```

Anpassung je nach Boden

DC_litter_factor 1.000000
 DC_humads_factor 1.000000
 DC_humus_factor 1.000000
 Humad_CN 11.000000
 Humus_CN 11.000000
 Soil_PassiveC 0.000000
 Soil_microbial_index 1.000000
 Highest_WT_depth 9.990000
 Depth_WRL_m 9.990000
 Slope 0.000000
 Salinity 0.000000
 SCS_curve_use 0

 Crop_data:

Rotation_Number= 1
 Rotation_ID= 1
 Totalyear= 104
 Years_Of_A_Cycle= 3
 YearID_of_a_cycle= 1
 Crop_total_Number= 2
 Crop_ID= 1
 Crop_Type= 1
 Plant_time= 4 15
 Harvest_time= 10 25
 Year_of_harvest= 1
 Ground_Residue= 0.260000
 Yield= 7422.48
 Rate_reproductive= 0.000000
 Rate_vegetative= 0.000000
 Psn_efficiency= 0.000000
 Psn_maximum= 0.000000
 Initial_biomass= 0.000000
 Cover_crop= 0
 Perennial_crop= 0
 Grain_fraction= 0.321091155831323
 Shoot_fraction= 0.518908844168677
 Root_fraction= 0.16
 Grain_CN= 46.3307904283572
 Shoot_CN= 104
 Root_CN= 72.5351714180275
 TDD= 3225.76354333565
 Water_requirement= 113.598007902338
 Optimum_temp= 30.000000
 N_fixation= 1.000000
 Vascularity= 0.000000
 Crop_ID= 2

Optimiert in Kalibrierung

Crop_Type= 2
 Plant_time= 11 10
 Harvest_time= 8 5
 Year_of_harvest= 2
 Ground_Residue= 0.350000
 Yield= 2541.4991765821 *Optimiert in Kalibrierung*
 Rate_reproductive= 0.000000
 Rate_vegetative= 0.000000
 Psn_efficiency= 0.000000
 Psn_maximum= 0.000000
 Initial_biomass= 0.000000
 Cover_crop= 0
 Perennial_crop= 0
 Grain_fraction= 0.439565723366935 *Optimiert in Kalibrierung*
 Shoot_fraction= 0.390434276633065 *Optimiert in Kalibrierung*
 Root_fraction= 0.17
 Grain_CN= 48.6646142562589 *Optimiert in Kalibrierung*
 Shoot_CN= 100.862674584983 *Optimiert in Kalibrierung*
 Root_CN= 111.942302811693 *Optimiert in Kalibrierung*
 TDD= 1737.31931355315 *Optimiert in Kalibrierung*
 Water_requirement= 152.606354131116 *Optimiert in Kalibrierung*
 Optimum_temp= 22.000000
 N_fixation= 1.000000
 Vascularity= 0.000000
 Tillage_number= 2
 Tillage_ID= 1
 Month/Day/method= 4 2 3
 Tillage_ID= 2
 Month/Day/method= 10 30 4
 Fertil_number= 2
 fertilization_ID= 1
 Month/Day/method= 4 10 0
 Depth= 0.200000
 Nitrate= 0.000000
 AmmBic= 0.000000
 Urea= 0.000000
 Anh= 0.000000
 NH4NO3= 44.000000
 NH42SO4= 0.000000
 NH4HPO4= 36.000000
 Release_rate= 1.000000
 Inhibitor_efficiency= 0.000000
 Inhibitor_duration= 0.000000
 Urease_efficiency= 0.000000
 Urease_duration= 0.000000
 fertilization_ID= 2

Month/Day/method= 5 17 0
Depth= 0.200000
Nitrate= 0.000000
AmmBic= 0.000000
Urea= 0.000000
Anh= 0.000000
NH4NO3= 80.000000
NH42SO4= 0.000000
NH4HPO4= 0.000000
Release_rate= 1.000000
Inhibitor_efficiency= 0.000000
Inhibitor_duration= 0.000000
Urease_efficiency= 0.000000
Urease_duration= 0.000000
FertilizationOption= 0
Manure_number= 0
Plastic_applications= 0
Ventilation= 0
Flood_number= 0
Leak_type= 1
Water_control= 0
Leak_rate= 0.000000
Water_gather= 1.000000
WT_file= None0.000000
Empirical_parameters= 0.000000 0.000000 0.000000 0.000000 0.000000 -
107374176.000000
Irrigation_number= 0
Irrigation_type= 0
Irrigation_Index= 0.000000
Irrigation_Method= 0
Grazing_number= 0
Cut_number= 0
YearID_of_a_cycle= 2
Crop_total_Number= 0
Tillage_number= 2
Tillage_ID= 1
Month/Day/method= 8 10 3
Tillage_ID= 2
Month/Day/method= 9 27 4
Fertil_number= 3
fertilization_ID= 1
Month/Day/method= 3 1 0
Depth= 0.200000
Nitrate= 0.000000
AmmBic= 0.000000
Urea= 0.000000

Anh= 0.000000
NH4NO3= 64.000000
NH42SO4= 0.000000
NH4HPO4= 26.000000
Release_rate= 1.000000
Inhibitor_efficiency= 0.000000
Inhibitor_duration= 0.000000
Urease_efficiency= 0.000000
Urease_duration= 0.000000
fertilization_ID= 2
Month/Day/method= 4 8 0
Depth= 0.200000
Nitrate= 0.000000
AmmBic= 0.000000
Urea= 0.000000
Anh= 0.000000
NH4NO3= 45.000000
NH42SO4= 0.000000
NH4HPO4= 0.000000
Release_rate= 1.000000
Inhibitor_efficiency= 0.000000
Inhibitor_duration= 0.000000
Urease_efficiency= 0.000000
Urease_duration= 0.000000
fertilization_ID= 3
Month/Day/method= 6 10 0
Depth= 0.200000
Nitrate= 0.000000
AmmBic= 0.000000
Urea= 0.000000
Anh= 0.000000
NH4NO3= 45.000000
NH42SO4= 0.000000
NH4HPO4= 0.000000
Release_rate= 1.000000
Inhibitor_efficiency= 0.000000
Inhibitor_duration= 0.000000
Urease_efficiency= 0.000000
Urease_duration= 0.000000
FertilizationOption= 0
Manure_number= 0
Plastic_applications= 0
Ventilation= 0
Flood_number= 0
Leak_type= 1
Water_control= 0

Leak_rate= 0.000000
 Water_gather= 1.000000
 WT_file= None0.000000
 Empirical_parameters= 0.000000 0.000000 0.000000 0.000000 0.000000 -
 107374176.000000
 Irrigation_number= 0
 Irrigation_type= 0
 Irrigation_Index= 0.000000
 Irrigation_Method= 0
 Grazing_number= 0
 Cut_number= 0
 YearID_of_a_cycle= 3
 Crop_total_Number= 1
 Crop_ID= 1
 Crop_Type= 8
 Plant_time= 3 7
 Harvest_time= 7 20
 Year_of_harvest= 1
 Ground_Residue= 0.350000
 Yield= 2054.66203507824 *Optimiert in Kalibrierung*
 Rate_reproductive= 0.000000
 Rate_vegetative= 0.000000
 Psn_efficiency= 0.000000
 Psn_maximum= 0.000000
 Initial_biomass= 0.000000
 Cover_crop= 0
 Perennial_crop= 0
 Grain_fraction= 0.410271573109192 *Optimiert in Kalibrierung*
 Shoot_fraction= 0.359728426890808 *Optimiert in Kalibrierung*
 Root_fraction= 0.23
 Grain_CN= 43.3705115414805 *Optimiert in Kalibrierung*
 Shoot_CN= 95.8007375866511 *Optimiert in Kalibrierung*
 Root_CN= 99.2068277139764 *Optimiert in Kalibrierung*
 TDD= 1646.87947246025 *Optimiert in Kalibrierung*
 Water_requirement= 211.521533262064 *Optimiert in Kalibrierung*
 Optimum_temp= 21.000000
 N_fixation= 1.000000
 Vascularity= 0.000000
 Tillage_number= 2
 Tillage_ID= 1
 Month/Day/method= 8 2 3
 Tillage_ID= 2
 Month/Day/method= 9 2 3
 Fertil_number= 1
 fertilization_ID= 1
 Month/Day/method= 3 9 0

Depth= 0.200000
Nitrate= 0.000000
AmmBic= 0.000000
Urea= 0.000000
Anh= 0.000000
NH4NO3= 64.000000
NH42SO4= 0.000000
NH4HPO4= 25.000000
Release_rate= 1.000000
Inhibitor_efficiency= 0.000000
Inhibitor_duration= 0.000000
Urease_efficiency= 0.000000
Urease_duration= 0.000000
FertilizationOption= 0
Manure_number= 0
Plastic_applications= 0
Ventilation= 0
Flood_number= 0
Leak_type= 1
Water_control= 0
Leak_rate= 0.000000
Water_gather= 1.000000
WT_file= None0.000000
Empirical_parameters= 0.000000 0.000000 0.000000 0.000000 0.000000 -
107374176.000000
Irrigation_number= 0
Irrigation_type= 0
Irrigation_Index= 0.000000
Irrigation_Method= 0
Grazing_number= 0
Cut_number= 0
Crop_model_approach 0

F. Kapitalwerte der Basisszenarien

Kapitalwerte am Standort Forchheim aufgeschlüsselt nach Getreideproduktion, inkl. externer Kosten und Erlöse für Biokohleeinbringung und -abbau (+BK), inkl. externer Kosten und Erlöse für Lachgas und Methanemissionen (+Bodenem.) (vgl. Kapitel 6.3.2.3) [k€/ha]

Forchheim		ohne Biokohle	Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflegematerial	Gärreste	Kiärschlamm	Tierexkremente	Biertreber	Bioabfall
Pyro-BK	Getreideprod.	2,2	-6,8	-10,2	-6,6	-9,4	4,6	-8,7	-17,4	-5,2
	+ BK	2,2	-5,6	-8,1	-5,4	-9,4	4,4	-9,5	-18,3	-4,5
	+ Bodenem.	-0,2	-8,6	-11,3	-8,6	-12,4	1,7	-12,2	-21,5	-7,5
HTC-BK	Getreideprod.	2,2	-5,3	-5,8	-3,8	-5,1	6,1	-8,3	-10,1	-2,5
	+ BK	2,2	-5,9	-6,5	-5,1	-6,6	4,4	-10,7	-12,4	-3,9
	+ Bodenem.	-0,2	-8,5	-9,6	-8,1	-9,2	1,8	-13,3	-15,4	-6,6

Kapitalwerte am Standort March aufgeschlüsselt nach Getreideproduktion, inkl. externer Kosten und Erlöse für Biokohleeinbringung und –abbau (+BK), inkl. externer Kosten und Erlöse für Lachgas und Methanemissionen (+Bodenem.) [k€/ha]

March		ohne Biokohle	Stroh	Waldrestholz	Landschaftspflege- gematerial	Gärreste	Klärschlamm	Tierexkrement	Biertreber	Bioabfall
PYRO-BK	Getreide- prod.	3,4	-6,7	-10,2	-6,6	-9,3	5,3	-8,0	-17,4	-5,1
	+ BK	3,4	-5,5	-8,1	-5,5	-9,3	5,1	-8,8	-18,3	-4,5
	+ Bodenem.	2,0	-6,4	-8,9	-6,3	-10,2	3,8	-10,0	-19,1	-5,3
HTC-BK	Getreide- prod.	3,4	-4,4	-5,0	-2,9	-4,2	7,0	-7,4	-9,2	-1,6
	+ BK	3,4	-5,0	-5,6	-4,2	-5,7	5,3	-9,8	-11,6	-3,0
	+ Bodenem.	2,0	-6,5	-7,1	-5,7	-7,1	3,9	-11,2	-13,0	-4,5

Literaturverzeichnis

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., Wessolek, G., 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma* 202–203, 183–191.
- ACON, 2015. Homepage. <http://aconetwork.weebly.com/index.html> abgerufen am 12.08.2015.
- Agrarmarkt-NRW, 2015. Düngemittelpreise. <http://www.agrarmarkt-nrw.de/duengermarkt.shtm> abgerufen am 05.01.2015.
- Ameloot, N., Maenhout, P., Neve, S.D., Sleutel, S., 2016. Biochar-induced N₂O emission reductions after field incorporation in a loam soil. *Geoderma* 267, 10–16.
- Amonette, J.E., Joseph, S., 2009. Characteristics of Biochar: Microchemical Properties, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, 33–52.
- AVA-CO₂, 2014. Homepage. <http://www.ava-co2.com/web/pages/de/home.php> abgerufen am 28.04.2014.
- AVA-CO₂, 2015. Homepage. <http://www.ava-co2.com/web/pages/de/home.php> abgerufen am 12.8.2015.
- Balcazar, H., 2012. HTC im industriellen Einsatz - technologische Aspekte, in: *Workshop BioBoost*, KIT.
- Barnes, R.T., Gallagher, M.E., Masiello, C.A., Liu, Z., Dugan, B., 2014. Biochar-Induced Changes in Soil Hydraulic Conductivity and Dissolved Nutrient Fluxes Constrained by Laboratory Experiments. *PLoS ONE* 9, 1–9.
- Belusa, T., Funke, A., Behrendt, F., Ziegler, F., 2009. Hydrothermale Carbonisierung - Gülzower Fachgespräche, Band 33. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Bergius, F., 1913. *Die Anwendung Hoher Drücke bei Chemischen Vorgängen und eine Nachbildung des Entstehungsprozesses der Steinkohle*. Verlag Wilhelm Knapp, Halle an der Saale.
- Bertsch, V., 2008. *Uncertainty handling in multi-attribute decision support for industrial risk management*. Universitätsverlag, Karlsruhe.
- BGR, 2009. *Energierohstoffe 2009:Reserven, Ressourcen, Verfügbarkeit*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- BioMaCon, 2015. Homepage. <http://www.biomacon.com/A-A-HOME.html> abgerufen am 12.08.2015.

- Borison, A., 2003. Real Options Analysis: Where are the Emperor's Clothes?, in: Real Options Conference, Washington, DC, July 2003.
- bpb, 2015. Bundeszentrale für politische Bildung. <http://www.bpb.de/nachschlagen/lexika/lexikon-der-wirtschaft/19316/externe-effekte> abgerufen am 09.06.2015.
- Breuer, W., Dyckhoff, H., Hüwe, A., Letmathe, P., Lorz, O., Madlener, R., Thomes, P., Walther, G., 2009. Ultralanglebige Investitionen. RWTH Aachen, EME Research Area.
- Bridgwater, A.V., Boocock, D.G.B., 2006. Science in Thermal and Chemical Biomass Conversion, Science in Thermal and Chemical Biomass Conversion. CPL Press.
- Bridgwater, A.V., Toft, A.J., Brammer, J.G., 2002. A techno-economic comparison of power production by biomass fast pyrolysis with gasification and combustion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 6, 181–246.
- Brodowski, S., John, B., Flessa, H., Amelung, W., 2006. Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science* 57, 539–546.
- Brown, R., 2009. Biochar Production Technology, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, 127–146.
- Bruun, E.W., Hauggaard-Nielsen, H., Ibrahim, N., Egsgaard, H., Ambus, P., Jensen, P.A., Dam-Johansen, K., 2011. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy* 35, 1182–1189.
- BÜK200, 2012. Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200 000. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau.
- Bundesregierung, 2012. Roadmap Bioraffinerien. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi).
- C.A.R.M.E.N., 2015. Waldhackschnitzel. <http://www.carmen-ev.de/infothek/preisindizes/hackschnitzel/jahresmittelwerte> abgerufen am 11.08.2015.
- Cao, X., Harris, W., 2010. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresource Technology* 101, 5222–5228.

- Cernansky, R., 2015. Agriculture: State-of-the-art soil. Nature, <http://www.nature.com/news/agriculture-state-of-the-art-soil-1.16699> abgerufen am 05.03.2015.
- Chan, K.Y., Xu, Z., 2009. Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London, UK, 67–84.
- Chauvel, A. (Hrsg.), 2003. Manual of process economic evaluation, New, rev. and expanded ed., Institut français du pétrole publication. Editions Technip, Paris.
- Chen, D., Li, Y., Grace, P., Mosier, A., 2008. N₂O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches. Plant and Soil 309, 169–189.
- Cheng, C.-H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., Engelhard, M.H., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. Organic Geochemistry 37, 1477–1488.
- Clough, T.J., Condon, L.M., Kammann, C., Müller, C., 2013. A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. Agronomy 3, 275–293.
- Couper, J.R., 2003. Process engineering economics, Chemical industries ; 97. Dekker, New York.
- Cross, A., Sohi, S.P., 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. Soil Biology and Biochemistry 43, 2127–2134.
- Czeslik, C., Seemann, H., Winter, R., 2010. Basiswissen Physikalische Chemie, 4. aktualisierte Auflage., SpringerLink : Bücher. Vieweg+Teubner, Wiesbaden.
- Destatis, 2012. Preise - Daten zur Energiepreisentwicklung. Statistisches Bundesamt.
- DIN 4220:2008-11, 2008. Bodenkundliche Standortbeurteilung - Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten (normative und nominale Skalierungen).
- DIN EN ISO 11274:2012-04, 2012. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens – Laborverfahren.
- DIN EN ISO 14040, 2006. DIN EN ISO 14040:2006 Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen.
- DIN EN ISO 14044, 2006. DIN EN ISO 14044:2006 Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen.
- DNDC, 2012. User's Guide for the DNDC Model (Version 9.5). University of New Hampshire.
- DNDC, 2015. DNDC-Homepage. <http://www.dndc.sr.unh.edu/> und <http://www.globaldndc.net/>.

- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P., 2009. Physical Properties of Biochar, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London, UK, 13–32.
- DWD, 2015. Klimadaten. Deutscher Wetterdienst, http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fausgabe__tageswerte__node.html%3F__nnn%3Dtrue zuletzt abgerufen 03.02.2015.
- EBC, 2015. EBC (2012) European Biochar Certificate – Richtlinien für die nachhaltige Produktion von Pflanzenkohle, European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org/biochar/media/doc/ebc-richtlinien.pdf> abgerufen am 11.08.2015.
- EcoinventCentre, 2010. Ecoinvent data v2.2. Final report ecoinvent v2.2 No.3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Engel, P., Fliedner, E., Fröhling, M., Haase, M., Laure, S., Meier, E., Schultmann, F., Schweinle, J., Susanto, A., Ziegler, L., 2014. AP4: Ökonomische, ökologische und soziale Bewertung in: Lignocellulose-Bioraffinerie - Aufschluss lignocellulosehaltiger Rohstoffe und vollständige stoffliche Nutzung der Komponenten (Phase 2) Gemeinsamer Abschlussbericht zu den wissenschaftlich-technischen Ergebnissen aller Teilvorhaben, in: Michels, J. (Hrsg.), Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., 325–395.
- Fabbri, D., Torri, C., Spokas, K.A., 2012. Analytical pyrolysis of synthetic chars derived from biomass with potential agronomic application (biochar). Relationships with impacts on microbial carbon dioxide production. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 93, 77–84.
- FAO, 2015. Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen. <http://faostat3.fao.org/home/E> und <http://www.fao.org/home/en/> abgerufen 03.03.2015.
- FAO, IFAD, WFP, 2014. The State of Food Insecurity in the World. Strengthening the enabling environment for food security and nutrition. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), International Fund for Agricultural Development (IFAD), World Food Programme (WFP), Rome.
- FNR, 2005. Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR).

- FNR, 2012. Basisdaten Bioenergie Deutschland. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR).
- Foereid, B., Lehmann, J., Major, J., 2011. Modeling black carbon degradation and movement in soil. *Plant and Soil* 345, 223–236.
- Fröhling, M., Haase, M., Himmelreich, B., Schultmann, F., Schweinle, J., Susanto, A., Vester, A., Weimar, H., 2009. Ökonomische und ökologische Bewertung des Verfahrens (Arbeitspaket 4): Wissenschaftlich-technische Ergebnisse in: Pilotprojekt "Lignocellulose-Bioraffinerie", Gemeinsamer Schlussbericht zu den wissenschaftlich-technischen Ergebnissen aller Teilvorhaben, in: Michels, J. (Hrsg.), DECHEMA e.V., 173–226.
- Frolking, S.E., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Li, C., Parton, W.J., Potter, C.S., Priesack, E., Stenger, R., Haberbosch, C., Dörsch, P., Flessa, H., Smith, K.A., 1998. Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 77–105.
- Funke, A., Niebel, A., Richter, D., Abbas, M.M., Müller, A.-K., Radloff, S., Paneru, M., Maier, J., Dahmen, N., Sauer, J., 2016. Fast pyrolysis char - assessment of alternative use within the bioliq® concept. *Bioresource Technology* 200, 905–913.
- Galinato, S.P., Yoder, J.K., Granatstein, D., 2011. The economic value of biochar in crop production and carbon sequestration. *Energy Policy* 39, 6344–6350.
- Gaunt, J.L., Lehmann, J., 2008. Energy Balance and Emissions Associated with Biochar Sequestration and Pyrolysis Bioenergy Production. *Environmental Science & Technology* 42, 4152–4158.
- Geldermann, J., 1999. Entwicklung eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems zur integrierten Technikbewertung. Fortschritt-Berichte VDI : Reihe 16, Technik und Wirtschaft ; 105. VDI-Verl., Düsseldorf.
- George, C., Wagner, M., Kücke, M., Rillig, M.C., 2012. Divergent consequences of hydrochar in the plant–soil system: Arbuscular mycorrhiza, nodulation, plant growth and soil aggregation effects. *Applied Soil Ecology* 59, 68–72.
- Gerlach, A., 2012. Pflanzenkohle in der Rinderhaltung. *Ithakajournal* 1/2012, 80–84.

- Gilhespy, S.L., Anthony, S., Cardenas, L., Chadwick, D., Prado, A. del, Li, C., Misselbrook, T., Rees, R.M., Salas, W., Sanz-Cobena, A., Smith, P., Tilston, E.L., Topp, C.F.E., Vetter, S., Yeluripati, J.B., 2014. First 20 years of {DNDC} (DeNitrification DeComposition): Model evolution. *Ecological Modelling* 292, 51–62.
- Glaser, B., Balashov, E., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W., 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry* 31, 669–678.
- Glaser, B., Birk, J.J., 2012. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82, 39–51.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W., 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, 37–41.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biology and Fertility of Soils* 35, 219–230.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Sleeswijk, A.W., Suh, S., Haes, H.A.U. de, Bruijn, H. de, Duin, R. van, Huijbregts, M.A.J., 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers.
- Haase, M., 2012. Entwicklung eines Energie- und Stoffstrommodells zur ökonomischen und ökologischen Bewertung der Herstellung chemischer Grundstoffe aus Lignocellulose. Karlsruhe Institut für Technologie (KIT).
- Haenel, H.-D., Rösemann, C., Dämmgen, U., Poddey, E., Freibauer, A., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Bauer, B., Osterburg, B., 2014. Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2012 - Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2014. Thünen-Institut.
- Hammes, K., Schmidt, M.W.I., 2009. Changes of Biochar in Soil, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, 169–182.
- Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., Brownsort, P., 2011. Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK. *Energy Policy* 39, 2646–2655.
- Heinen, M., 2006. Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma* 133, 444–463.

- Herath, H.M.S.K., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., 2013. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. *Geoderma* 209–210, 188–197.
- Holweg, C., Kruse, A., Mokry, M., 2011. Short Term Effects of Biochars from Hydrothermal and Pyrolytic Carbonisation on Important Functions in Soils: Worm Activity and Plant Growth. European Biochar Symposium, Halle (Saale), 26.-27.09.2011, Posterbeitrag.
- IAASTD, 2009. International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development - Global Report (Weltagrarbericht).
- IBI, 2015. State of the biochar industry 2014. International Biochar Initiative (IBI), http://www.biochar-international.org/State_of_industry_2014 abgerufen am 12.08.2015.
- ILCD, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook - Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Ingelia, 2015. Ingelia. Ingelia, <http://www.ingeliahtc.com/English/index.htm> abgerufen am 30.07.2015.
- IPCC:AR1, 1990. Climate change: the IPCC scientific assessment, in: Houghton, J.T., Jenkins, G.J., Ephraums, J.J. (Hrsg.), Cambridge Univ. Press [u.a.], Cambridge [u.a.].
- IPCC:AR3, 2001. Climate change 2001: the scientific basis; contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, in: Houghton, J.T. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge [u.a.].
- IPCC:AR4, 2008. Climate change 2007: the physical science basis, in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M.M.B., Henry LeRoy Miller, J., Chen, Z. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge [u.a.].
- IPCC:AR5, 2013. Climate change 2013: the physical science basis, in: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge [u.a.].
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., Velde, M. van der, Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144, 175–187.
- Jirka, S., Tomlinson, T., 2014. 2013 State of the Biochar Industry - A Survey of Commercial Activity in the Biochar Field. International Biochar Initiative.

- Jørgensen, S.E. (Hsgb.), 1996. Handbook of environmental and ecological modeling. CRC Press.
- Jørgensen, S.E., Fath, B.D., 2011. Fundamentals of ecological modelling: applications in environmental management and research, 4th ed (Online-Ausg.), Developments in environmental modelling. Elsevier, Amsterdam.
- Joseph, S., 2009. Socio-economic Assessment and Implementation of Small-scale Biochar Projects, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London, UK, 359–374.
- Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H., 2009. Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren. Springer.
- Kendall, A., 2012. Time-adjusted global warming potentials for LCA and carbon footprints. The International Journal of Life Cycle Assessment 17, 1042–1049.
- Kerdoncuff, P., 2008. Modellierung und Bewertung von Prozessketten zur Herstellung von Biokraftstoffen der zweiten Generation. Universitätsverlag Karlsruhe, Karlsruhe.
- Kern, M., 2015. Biotonne versus Eigenkompostierung - Stand und Perspektiven.
http://www.abfallforum.de/downloads/biomasseforum_2012_Kern.pdf
abgerufen am 05.01.2015.
- Kinney, T.J., Masiello, C.A., Dugan, B., Hockaday, W.C., Dean, M.R., Zygourakis, K., Barnes, R.T., 2012. Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. Biomass and Bioenergy 41, 34–43.
- Körschens, M., Rogasik, J., Schulz, E., Böning, H., Eich, D., Ellerbrock, R., Franko, U., Hülsbergen, K.L., Köppen, D., Kolbe, H., Leithold, G., Merbach, I., Peschke, H., Prystav, W., Reinhold, J., Zimmer, J., 2004. VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA.
- Kröbel, R., 2009. Validation and evaluation of the DNDC model to simulate soil water content, mineral N and N₂O emission in the North China Plain. Universität Hohenheim.
- Kruse, A., Funke, A., Titirici, M.-M., 2013. Hydrothermal conversion of biomass to fuels and energetic materials. Current Opinion in Chemical Biology 17, 515–521.

- Kruse, R., 2012. Computational Intelligence : Eine methodische Einführung in Künstliche Neuronale Netze, Evolutionäre Algorithmen, Fuzzy-Systeme und Bayes-Netze, SpringerLink : Bücher. Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden.
- KTBL, 2008. Betriebsplanung Landwirtschaft 2008/09, 21. Auflage. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- KTBL, 2012. Betriebsplanung Landwirtschaft 2012/13, 23. Auflage. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Kuhlmann, F., 2007. Betriebslehre der Agrar- und Ernährungswirtschaft, 3. Aufl. DLG-Verl., Frankfurt am Main.
- Kung, C.-C., McCarl, B.A., Cao, X., 2013. Economics of pyrolysis-based energy production and biochar utilization: A case study in Taiwan. *Energy Policy* 60, 317–323.
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I., Glaser, B., 2014. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 70, 229–236.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., Xu, X., 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 210–219.
- Laird, D.A., 2008. The Charcoal Vision: A Win–Win–Win Scenario for Simultaneously Producing Bioenergy, Permanently Sequestering Carbon, while Improving Soil and Water Quality. *Agronomy Journal* 1, 178–181.
- Lal, R., 2008. Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. *Energy and Environmental Science* 1, 86–100.
- Laure, S., Fröhling, M., Meyer, J.C., Schultmann, F., Trippe, F., 2014a. Techno-economic and ecological assessment approaches for new biomass value chains, in: *Proceedings of the 5th International Conference on Sustainable Energy and Environment (SEE 2014)*, Bangkok, 19.-21. November 2014.
- Laure, S., Leschinsky, M., Fröhling, M., Schultmann, F., Unkelbach, G., 2014b. Assessment of an organosolv lignocellulose biorefinery Concept based on a material flow analysis of a pilot plant. *Cellulose Chemistry and Technology* 48, 793–798.
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., Sohi, S., 2009. Stability of Biochar in the Soil, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, 183–205.

- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M., 2006. Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 395–419.
- Lehmann, J., Joseph, S. (Hsgb.), 2009a. *Biochar for environmental management: Science and Technology*, 1. Auflage. Earthscan, London, UK.
- Lehmann, J., Joseph, S., 2009b. An Introduction, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, 1–12.
- Lehmann, J., Joseph, S., 2015. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*, 2. Auflage. Routledge, Abingdon [u.a.].
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1812–1836.
- Lehmann, J., Silva, J. Pereira da Jose, Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* 249, 343–357.
- Leible, L., Kälber, S., Kappler, G., Lange, S., Nieke, E., Proplesch, P., Wintzer, D., Fürniß, B., 2007. *Kraftstoff, Strom und Wärme aus Stroh und Waldrestholz*. Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte.
- LEL, 2011. *Düngebedarf - Excel-Anwendung zur Ermittlung des Düngebedarfs von Ackerkulturen und Grünland*. Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL) (Hrsg.).
- Li, C., Frolking, S., Frolking, T.A., 1992a. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 2. Model applications. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 97, 9777–9783.
- Li, C., Frolking, S., Frolking, T.A., 1992b. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 97, 9759–9776.
- Li, Y., Chen, D., Zhang, Y., Edis, R., Ding, H., 2005. Comparison of three modeling approaches for simulating denitrification and nitrous oxide emissions from loam-textured arable soils. *Global Biogeochemical Cycles* 19, n/a–n/a.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O’Neill, B., Skjemstad, J.O., Thies, J., Luizao, F.J., Petersen, J., Neves, E.G., 2006. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal* 70, 1719–1730.

- Libra, J.A., Ro, K.S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer, Y., Titirici, M.-M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H., 2011. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2, 89–124.
- Liebig, J. von, 1878. *Chemische Briefe*, 6. Aufl., neuer unveränd. Abdr. d. Ausg. letzter Hand. Winter'sche Verlagshandlung, Heidelberg [u.a.].
- Lima, H.N., Schaefer, C.E.R., Mello, J.W.V., Gilkes, R.J., Ker, J.C., 2002. Pedogenesis and pre-Colombian land use of "Terra Preta Anthrosols" ("Indian black earth") of Western Amazonia. *Geoderma* 110, 1–17.
- Liu, Z., Dugan, B., Masiello, C.A., Barnes, R.T., Gallagher, M.E., Gonnermann, H., 2016. Impacts of biochar concentration and particle size on hydraulic conductivity and {DOC} leaching of biochar–sand mixtures. *Journal of Hydrology* 533, 461–472.
- LWK, 2015. Erläuterungen BioAbfV. LWK, <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/340/article/19817.html> abgerufen am 23.09.2015.
- Mankiw, N.G., 2004. *Grundzüge der Volkswirtschaftslehre*, 3. Auflage. Schäffer-Poeschel, Stuttgart.
- McCarl, B.A., Peacocke, C., Chrisman, R., Kung, C.-C., Sands, R.D., 2009. Economics of Biochar Production, Utilizations and Greenhouse Gas Offsets, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, 341–358.
- Neufeldt, H., Schäfer, M., Angenendt, E., Li, C., Kaltschmitt, M., Zeddies, J., 2006. Disaggregated greenhouse gas emission inventories from agriculture via a coupled economic-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 233–240.
- Nguyen, B.T., Lehmann, J., 2009. Black carbon decomposition under varying water regimes. *Organic Geochemistry* 40, 846–853.
- Nguyen, B.T., Lehmann, J., Hockaday, W.C., Joseph, S., Masiello, C.A., 2010. Temperature Sensitivity of Black Carbon Decomposition and Oxidation. *Environmental Science & Technology* 44, 3324–3331.
- Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Weier, K., Kulmala, A.E., 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 401–412.

- Penkuhn, T., 1997. Umweltintegriertes Stoffstrommanagement in der Prozessindustrie : dargestellt am Beispiel der operativen Produktionsplanung der Ammoniaksynthese. Europäische Hochschulschriften : Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft ; 2080. Lang, Frankfurt am Main.
- Peters, M.S., Timmerhaus, K.D., West, R.E., 2004. Plant design and economics for chemical engineers, 5. ed., international ed., McGraw-Hill chemical engineering series. McGraw-Hill, Boston [u.a.].
- Porter, M.E., 2010. Wettbewerbsvorteile : Spitzenleistungen erreichen und behaupten = (Competitive advantage), 7. Aufl. Campus, Frankfurt am Main.
- Pratt, K., Moran, D., 2010. Evaluating the cost-effectiveness of global biochar mitigation potential. *Biomass and Bioenergy* 34, 1149–1158.
- Preißinger, W., Obermaier, A., Söldner, K., Steinhöfel, O., 2008. Biertreber - Futterwert, Konservierung und erfolgreicher Einsatz beim Wiederkäuer. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Pyreg, 2014. Homepage. <http://www.pyreg.de/technologie.html> abgerufen am 23.04.2014.
- ReCiPe2008, 2009. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation.
- Rehugler, H. (Hsgeb.), 1994. Neuronale Netze in der Ökonomie : Grundlagen und finanzwirtschaftliche Anwendungen. Vahlen, München.
- Remmers, J., 1991. Zur Ex-ante-Bestimmung von Investitionen bzw. Kosten für Emissionsminderungstechniken und den Auswirkungen der Datenqualität in meso-skaligen Energie-Umwelt-Modellen. Karlsruhe, Univ., Diss.
- Ren, X., Sun, H., Wang, F., Cao, F., 2016. The changes in biochar properties and sorption capacities after being cultured with wheat for 3 months. *Chemosphere* 144, 2257–2263.
- Rentz, O., 1979. Techno-Ökonomie betrieblicher Emissionsminderungsmaßnahmen. *Technological economics* ; 4. Schmidt, Berlin.
- Rillig, M.C., Wagner, M., Salem, M., Antunes, P.M., George, C., Ramke, H.-G., Titirici, M.-M., Antonietti, M., 2010. Material derived from hydrothermal carbonization: Effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. *Applied Soil Ecology* 45, 238–242.

- Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N.R., Lehmann, J., 2010. Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. *Environmental Science & Technology* 44, 827–833.
- Rondon, M., Ramirez, J.A., Lehmann, J., 2005. Greenhouse Gas Emissions Decrease with Charcoal Additions to Tropical Soils, in: *Proceedings of the 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration in Agriculture and Forestry*, Baltimore, USA, March 21-24.
- Rudi, A., Müller, A.-K., Fröhling, M., Schultmann, F., 2015. Biomass value chain planning for material and energetic utilization - A capacitated multi-technology, multi-biomass modeling approach. 27th European Conference on Operational Research, 12–15 July 2015, Glasgow.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., 2010. *Lehrbuch der Bodenkunde*, 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Schmidt, M., Schorb, A. (Hsgb.), 1995. *Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits*. Springer, Berlin.
- Schmidt, M.W.I., Skjemstad, J.O., Jäger, C., 2002. Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: Black chernozemic soils in central Europe originate from ancient biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 70–1–70–8.
- Schroeder, D., 1969. *Bodenkunde in Stichworten*. Verlag Ferdinand Hirt, Kiel.
- Schuchardt, F., Vorlop, K.-D., 2010. Abschätzung des Aufkommens an Kohlenstoff in Biomasse-Reststoffen in Deutschland für eine Verwertung über Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Einbringung von HTC-Kohle in den Boden. *vTI Agriculture and Forestry Research* 4, 205–212.
- Schultmann, F., 2003. *Stoffstrombasiertes Produktionsmanagement : betriebswirtschaftliche Planung und Steuerung industrieller Kreislaufwirtschaftssysteme*. *Technological economics*; 58. Erich Schmidt, Berlin.
- Schuth, J., 2010. *Kostenschätzung der Hydrothermalen Carbonisierung*. Karlsruher Institut für Technologie.
- Schwaderer, F., 2012. *Integrierte Standort-, Kapazitäts- und Technologieplanung von Wertschöpfungsnetzwerken zur stofflichen und energetischen Biomassenutzung*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe.
- Semenov, M., 2015. LARS-WG. Rothamsted Research, <http://www.rothamsted.ac.uk/mas-models/larswg> zuletzt abgerufen 09.10.2015.
- Semenov, M.A., 2008. Simulation of weather extreme events by stochastic weather generator. *Climate Research* 35, 203–212.

- Shabangu, S., Woolf, D., Fisher, E.M., Angenent, L.T., Lehmann, J., 2014. Techno-economic assessment of biomass slow pyrolysis into different biochar and methanol concepts. *Fuel* 117, Part A, 742–748.
- Shackley, S., Carter, S., Knowles, T., Middelink, E., Haefele, S., Haszeldine, S., 2012a. Sustainable gasification–biochar systems? A case-study of rice-husk gasification in Cambodia, Part II: Field trial results, carbon abatement, economic assessment and conclusions. *Energy Policy* 41, 618–623.
- Shackley, S., Carter, S., Knowles, T., Middelink, E., Haefele, S., Haszeldine, S., 2012b. Sustainable gasification–biochar systems? A case-study of rice-husk gasification in Cambodia, Part II: Field trial results, carbon abatement, economic assessment and conclusions. *Energy Policy* 41, 618–623.
- Siebert, H., 2008. *Economics of the Environment : Theory and Policy*, 7th, SpringerLink : Bücher. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Siebertz, K., Bedder, D. van, Hochkirchen, T., 2010. *Statistische Versuchsplanung - Design of Experiments (DoE)*. Springer Berlin Heidelberg.
- Smith, N.J.H., 1980. Anthrosols and human carrying capacity in Amazonia. *Annals of the Association of American Geographers* 70, 553–566.
- Spiegel, 2009. Die schwarze Revolution. <http://www.spiegel.de/spiegel/print/d-65872405.html> abgerufen am 03.03.2015.
- Spokas, K.A., 2013. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management* 4, 309–322.
- Spokas, K.A., Koskinen, W.C., Baker, J.M., Reicosky, D.C., 2009. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere* 77, 574–581.
- Spokas, K.A., Reicosky, D.C., 2009. Impacts of Sixteen Different Biochars on Soil Greenhouse Gas Production. *Annals of Environmental Science* 3, 179–193.
- Stängle, S.M., 2011. *Effects of Biochar On Soil Gas Emissions Under Laboratory Conditions*. Universität Freiburg.
- StatBW, 2014. *Getreideerträge*. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg.
- Syers, J.K., Campbell, A.S., Walker, T.W., 1970. Contribution of organic carbon and clay to cation exchange capacity in a chronosequence of sandy soils. *Plant and Soil* 33, 104–112.

- Szyska, B.M., 2009. Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen des prozessorientierten Modells DNDC zur Schätzung klimarelevanter Treibhausgasemissionen aus der Pflanzenproduktion. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Thies, J.E., Rillig, M.C., 2009. Characteristics of Biochar: Biological Properties, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, 85–106.
- Thrän, D., Fischer, E., Tritsche, U., Hennenberg, K., Oehmichen, K., Pfeiffer, D., Schmersahl, R., Schröder, T., Zeller, V., Zeymer, M., 2010. METHODEN zur stoffstromorientierten Beurteilung für Vorhaben im Rahmen des BMU-Förderprogramms "Energetische Biomassenutzung. Programmbegleitung der BMU-Förderprogramms "Energetische Biomassenutzung.
- Titirici, M.-M., Antonietti, M., 2010. Chemistry and materials options of sustainable carbon materials made by hydrothermal carbonization. *Chem. Soc. Rev.* 39, 103–116.
- Titirici, M.-M., Thomas, A., Antonietti, M., 2007. Back in the black: hydrothermal carbonization of plant material as an efficient chemical process to treat the CO₂ problem? *New J. Chem.* 31, 787–789.
- TLL, 2008. Leitlinie Winterraps. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL).
- Torres-Rojas, D., Lehmann, J., Hobbs, P., Joseph, S., Neufeldt, H., 2011. Biomass availability, energy consumption and biochar production in rural households of Western Kenya. *Biomass and Bioenergy* 35, 3537–3546.
- Townsend, C.R., 2009. *Ökologie*, 2nd. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Trippe, F., 2013. Techno-ökonomische Bewertung alternativer Verfahrenskonfigurationen zur Herstellung von Biomass-to-Liquid (BtL) Kraftstoffen und Chemikalien. Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
- Trippe, F., Fröhling, M., Schultmann, F., Stahl, R., Henrich, E., 2010. Techno-Economic Analysis of Fast Pyrolysis as a Process Step Within Biomass-to-Liquid Fuel Production. *Waste and Biomass Valorisation* 1, 415–430.
- Trippe, F., Fröhling, M., Schultmann, F., Stahl, R., Henrich, E., 2011. Techno-economic assessment of gasification as a process step within biomass-to-liquid (BtL) fuel and chemicals production. *Fuel Processing Technology* 92, 2169–2184.

- Trippe, F., Fröhling, M., Schultmann, F., Stahl, R., Henrich, E., Dalai, A., 2013. Comprehensive techno-economic assessment of dimethyl ether (DME) synthesis and Fischer–Tropsch synthesis as alternative process steps within biomass-to-liquid production. *Fuel Processing Technology* 106, 577–586.
- Troy, S.M., Lawlor, P.G., Flynn, C.J.O., Healy, M.G., 2013. Impact of biochar addition to soil on greenhouse gas emissions following pig manure application. *Soil Biology and Biochemistry* 60, 173–181.
- Umweltbundesamt, 2007. Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung. UBA.
- Umweltbundesamt, 2012. Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Umweltbundesamt.
- UN, 2014. Framework Convention on Climate Change. UN, http://unfccc.int/essential_background/convention/background/items/1349.php abgerufen am 18.08.2014.
- USDA, S.S.D.S., 1993. Soil Survey Manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture, Handbook 18.
- VDI 6310, 2014. Klassifikation und Gütekriterien von Bioraffinerien. VDI, Düsseldorf.
- Viana, F.A.C., 2013. Things you wanted to know about the Latin hypercube design and were afraid to as, in: Proceedings of 10th World Congress on Structural and Multidisciplinary Optimization, Mai 19-24, 2013, Orlando, Florida, USA.
- VSB, 2012. Environmental and economic benefits from biochar clusters in central area - Biochar status under international law and regulatory issues for the practical application. VSB-Technical University of Ostrava, Energy Research Center.
- Whitman, T., Hanley, K., Enders, A., Lehmann, J., 2013. Predicting pyrogenic organic matter mineralization from its initial properties and implications for carbon management. *Organic Geochemistry* 64, 76–83.
- Wicke, L., 1993. Umweltökonomie: eine praxisorientierte Einführung, 4., überarb., erw. u. aktualisierte Aufl., Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Vahlen, München.
- Wille, V., Preiss, P., Friedrich, R., 2012. „Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“ - Sachstandspapier zu Treibhausgase & Klimawandel. Umweltbundesamt.

- Wöhe, G., Döring, U., 1986. Einführung in die allgemeine Betriebswirtschaftslehre, 16., überarb. Aufl., Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Vahlen, München.
- Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications* 1, 1–9.
- Yanai, Y., Toyota, K., Okazaki, M., 2007. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science & Plant Nutrition* 53, 181–188.
- ZDF, 2011. Die Wiederentdeckung der Terra Preta. <http://www.zdf.de/ZDFmediathek/beitrag/video/1489276/Die-Wiederentdeckung-der-Terra-Preta/beitrag/video/1489276/Die-Wiederentdeckung-der-Terra-Preta> abgerufen am 03.03.2015.
- Zeit, 2011. Wundererde" im Test. *Zeit*, <http://www.zeit.de/2011/49/Terra-Preta> abgerufen am 03.03.2015.
- Zhang, Y., Li, C., Zhou, X., III, B.M., 2002. A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. *Ecological Modelling* 151, 75–108.
- Zibek, S. (Hsgb.), 2015. „Integrierte Bioproduktion“ - Integrierte chemisch-biotechnologische Herstellung von Synthesebausteinen auf Basis nachwachsender Rohstoffe in einer Bioraffinerie - Gemeinsamer Abschlussbericht zu den wissenschaftlich-technischen Ergebnissen aller Teilvorhaben. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Zimmer, T., Müller, A.-K., Fröhling, M., Schultmann, F., 2015. Facility location planning for the pre-treatment of forest residues in Chile. 27th European Conference on Operational Research, 12–15 July 2015, Glasgow.
- Zimmerman, A.R., 2010. Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science & Technology* 44, 1295–1301.
- Zondervan, E., Nawaz, M., Haan, A.B. de, Woodley, J.M., Gani, R., 2011. Optimal design of a multi-product biorefinery system. *Computers and Chemical Engineering* 35, 1752–1766.