

Universität für Bodenkultur Wien

University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna

Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Department of Water, Atmosphere and Environment

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft

Institut of Hydraulics and Rural Water Management



Untersuchung der CO₂-Emissionen eines lehmigen Schluffbodens bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

DIPLOMARBEIT

Zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

Betreuer: AO. Univ. Prof. Dipl. Ing. Dr. A Klik

Eingereicht von
Ilja Messner
Wien, November 2010

I Vorwort

Diese Arbeit wurde am Institut für Hydraulik und Landeskulturelle Wasserwirtschaft am Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt der Universität für Bodenkultur verfasst. Sie ist Teil des umfassenden Forschungsprojektes EDISSOC, welches von Ao.Univ.Prof.DI Dr.Andreas Klik und Dipl. -Hydrol. Gerlinde Trümper betreut und ausgeführt wurde.

Mein Dank gilt Ao.Univ.Prof.DI Dr. Andreas Klik und Dipl. -Hydrol. Gerlinde Trümper, die stets zur Verfügung standen, und letztlich die rasche Durchführung meiner Arbeit ermöglichten.

Außerdem vielen Dank an DI (FH) Martina Faulhammer und Friedrich Forster für die Unterstützung im Labor.

Besonders bedanken möchte ich mich bei meinen Eltern, die mir mein Studium ermöglicht, mich stets großartig in meinen Vorhaben unterstützt und ermutigt haben. Vor allem bedanke ich mich für ihr Verständnis und die Unterstützung in meinem außeruniversitären Engagement im Klub slowenischer StudentInnen und auf der ÖH-Boku, welches zu einer längeren Studiendauer beigetragen hat.

Danke auch an meine Freundin Elisabeth und meinen Sohn Lian, für die Unterstützung in einer sehr turbulenten Zeit, sowie an meine Geschwister Elena und Zora sowie alle meine FreundInnen.

Hvala lepa za podpora do zaključka mojega študija Tatjani, Jožetu, Elisabeth, Lianu, Zori in Eleni, ter vsem prijateljicam in prijateljom.

II Kurzfassung

Böden haben eine bedeutende Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Sie können sowohl Quelle als auch Senke für atmosphärisches CO₂ sein. In den letzten Jahrzehnten sank der organische Kohlenstoffgehalt der Böden durch Intensivierung der Landwirtschaft, weshalb Böden vor allem eine Quelle für CO₂ waren. Die drastische Zunahme der CO₂ Konzentration in der Atmosphäre und der dadurch verursachte Klimawandel haben vor allem das Potenzial landwirtschaftlicher Böden als Senke für CO₂ in den Blickpunkt des wissenschaftlichen Interesses gerückt. Laut IPCC (2007) kann ein weitestgehender Verzicht auf Bodenbearbeitung zu einer Reduktion der CO₂ Emission des Bodens führen, das Reduktionspotenzial hängt jedoch von regionalen Bedingungen ab.

In dieser Studie wurde der Einfluss von konventioneller und reduzierter Bodenbearbeitung, sowie Direktsaat auf einen lehmigen Schluffboden untersucht. Dabei wurden auf einem Langzeitbodenbearbeitungsversuch der landwirtschaftlichen Fachschule Mistelbach (Niederösterreich; 16°33'16" E, 48°35'28" N) die CO₂ Emissionen von Juni bis Oktober 2009 mittels dynamisch geschlossener Kammermethode gemessen (SRC-1 and EGM-4, PPSystems). Darüber hinaus wurden Luft-, Bodentemperatur und Niederschlag gemessen, sowie Bodenproben zur Bestimmung von Korngrößenverteilung, Wassergehalt, pH Wert und Leitfähigkeit im Labor genommen. Im Gegensatz zur Versuchsanordnung wurden zwei Wochen nach der Ernte im Beobachtungszeitraum alle Felder mit der Scheibenegge bearbeitet.

Bis zur Ernte lagen die Emissionen der konventionellen Bodenbearbeitung über jenen der reduzierten und der Direktsaat, wobei keine statistische Signifikanz der Unterschiede gegeben war. Nach der Ernte und infolge der Bodenbearbeitung konnten bis zum Ende des Beobachtungszeitraums signifikant höhere Emissionen für die Direktsaat gefolgt von reduzierter und konventioneller Bodenbearbeitung beobachtet werden.

III Abstract

Agricultural soils play a major role in the global carbon cycle. They can act both as sink and source for carbon dioxide. During the last decades agricultural soils have been losing soil organic carbon due to intensified cultivation and hence have become an important source of CO₂. The concerns about rising CO₂ prompted the interest in the carbon sink potential of agricultural soils. According to IPCC (2007) no tillage practice can reduce CO₂ emissions from soil, but the mitigation potential depends on regional conditions.

Objective of this study was to investigate the effects of conventional, reduced and no tillage practices on soil respiration for a loamy silt. This long-term tillage system experiment in Mistelbach (Lower Austria; 16°33'16" E, 48°35'28" N) was set up in 2006 by the agricultural school Mistelbach. From June to October 2009 soil CO₂ efflux was measured once a week by using a closed dynamic chamber system (SRC-1 and EGM-4, PPSystems). Additionally, soil temperature and soil water content were measured and soil samples for soil physical and chemical analyses were taken. Inconsistent with the experiment routine, all plots were treated with a disk harrow two weeks after harvest.

Until the harvest of winter wheat in the end of July conventional tillage plots showed the highest emissions. From soil treatment to the end of investigation period no tillage and reduced tillage plots showed significant higher CO₂ emissions than conventional tillage plots. During the investigation period soil water content, pH and salinity were no limiting factors for carbon dioxide emissions, while soil temperature was the main driving force.

IV Inhaltsverzeichnis

I Vorwort.....	2
II Kurzfassung	3
III Abstract	4
IV Inhaltsverzeichnis	5
V Tabellenverzeichnis	7
VI Abbildungsverzeichnis	9
1. Einleitung	1
1.1 Aufgabenstellung und Ziel der Arbeit.....	2
2. Grundlagen und Stand des Wissens	3
2.1 Emissionen landwirtschaftlicher Böden.....	3
2.1.1 CO ₂ Emissionen.....	3
2.1.2 N ₂ O Emissionen.....	3
2.1.3 CH ₄ Emissionen.....	4
2.2 Globaler Kohlenstoffkreislauf	6
2.2.1 Hauptkomponenten des globalen Kohlenstoffkreislaufes.....	6
2.2.2 Anthropogen beeinflusster Kohlenstoffkreislauf	7
2.2.3 Terrestrischer Kohlenstoffkreislauf	8
2.2.4 Bedeutung der Böden im globalen Kohlenstoffkreislauf	9
2.3 CO ₂ Emissionen beeinflussende Faktoren	11
2.3.1 Bodenlufthaushalt	11
2.3.2 Transportmechanismen.....	12
2.3.3 Biologische Ursachen	13
2.3.4 Physikalische und chemische Faktoren.....	13
2.3.5 Anthropogene Einflüsse.....	16
2.3.6 Tagesgang, Jahresgang und räumliche Variabilität.....	17
2.3.7 Einfluss der Bodenbearbeitung.....	18
2.4 Verfahren der Bodenbearbeitung.....	19
2.5 Methoden zur Bestimmung der CO ₂ – Emissionen.....	22
3. Standort und Methodik.....	26
3.1 Standort	26
3.2 Versuchsanordnung.....	29
3.3 Probenahme	30
3.4 Feldmessungen	31
3.5 Laborbestimmungen	34
3.6 Klimadaten	36
3.7 Statistische Auswertung.....	37

4. Untersuchungsergebnisse	38
5. Diskussion der Ergebnisse.....	60
6. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	65
7. Literaturverzeichnis	68

V Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: BEITRAG DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN FLÄCHEN ZU DEN TREIBHAUSGASEMISSIONEN.....	5
TABELLE 2: ZUSAMMENSETZUNG DER ATMOSPHERISCHEN- UND DER BODENLUFT (RICHTER, 1986).....	12
TABELLE 3: LANGJÄHRIGE MITTLERE MONATS- UND JAHRESNIEDERSCHLAGSSUMMEN, SOWIE MITTLERE MONATS- UND JAHRESTEMPERATUR DES STANDORTS MISTELBACH (1994-2007)	27
TABELLE 4: BODENKUNDLICHE BESCHREIBUNG STANDORT MISTELBACH (BFW,2009).....	28
TABELLE 5: KORNGRÖßENVERTEILUNG, HUMUS- UND KALKGEHALT UND PH-WERT DER VERSUCHSFLÄCHEN (BFW, 2009).....	28
TABELLE 6: MODIFIZIERTE BODENBEARBEITUNG IN DER VEGETATIONSPERIODE 2009	30
TABELLE 7: ERGEBNISSE DER KORNGRÖßENVERTEILUNG	38
TABELLE 8: SCHWANKUNGEN MASSENWASSERGEHALT INFOLGE TEMPERATUR UND NIEDERSCHLAGSÄNDERUNG.....	43
TABELLE 9: PH-WERT UND LEITFÄHIGKEIT IN 0-10CM TIEFE	45
TABELLE 10: PH-WERT UND LEITFÄHIGKEIT IN 10-20CM TIEFE	45
TABELLE 11: MITTELWERTE UND STANDARDABWEICHUNG DER WIEDERHOLUNGSMESSUNGEN.....	46
TABELLE 12: DIFFERENZENMATRIX DER HÖCHSTEN UND TIEFSTEN WERTE FÜR JEDE BEARBEITUNGSVARIANTE.....	47
TABELLE 13: STANDARDABWEICHUNG DER CO ₂ -EMISSIONEN FÜR UNTERSCHIEDLICHE BODENBEARBEITUNG	48
TABELLE 14: MESSERGEBNISSE BODENATMUNG WH1.....	49
TABELLE 15: MESSERGEBNISSE BODENATMUNG WH2.....	51
TABELLE 16: MESSERGEBNISSE BODENATMUNG WH3.....	52
TABELLE 17: MESSERGEBNISSE BODENATMUNG ALLE WH.....	53
TABELLE 18: VARIANZANALYSE DER CO ₂ EMISSIONEN.....	56

TABELLE 19: MITTELWERTE DER CO₂ EMISSIONEN EINZELNER
MESSPERIODEN64

VI Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: NATÜRLICHER GLOBALER KOHLENSTOFFKREISLAUF (IPCC, 2001).....	7
ABBILDUNG 2: ANTHROPOGENE STÖRUNG DES KOHLENSTOFFKREISLAUFES (IPCC, 2001).....	8
ABBILDUNG 3: TERRESTRISCHER KOHLENSTOFFKREISLAUF (IPCC, 2001)	9
ABBILDUNG 4: PFLUG FÜR DIE GRUNDBODENBEARBEITUNG, (KLIK ET AL., 2008).....	20
ABBILDUNG 5: SCHEIBENEGGE ZUR STOPPELBEARBEITUNG (KLIK ET AL., 2008).....	21
ABBILDUNG 6: DIREKTSAATMASCHINE(KLIK. ET AL, 2008).....	21
ABBILDUNG 7: TERRESTRISCHER KOHLENSTOFFKREISLAUF UND DESSEN ERFASSUNG MITTELS EDDY KOVARIANZ ODER KAMMERMETHODEN (SMITH,2010).....	25
ABBILDUNG 8: STANDORT MISTELBACH IM NORD-OSTEN ÖSTERREICHS (BFW,2009).....	26
ABBILDUNG 9: KLIMADIAGRAMM MISTELBACH	27
ABBILDUNG 10: LUFTBILD DER VERSUCHSFLÄCHEN (BFW, 2009).....	27
ABBILDUNG 11: PROFILBESCHREIBUNG BODEBEARBEITUNGSVERSUCHE (BFW, 2009).....	28
ABBILDUNG 12: VERSUCHSANORDNUNG DER PARZELLEN MIT UNTERSCHIEDLICHER BODENBEARBEITUNG.....	29
ABBILDUNG 13: VERSUCHSPROGRAMM DER UNTERSCHIEDLICHEN BODENBEARBEITUNGSVERFAHREN FÜR DAS JAHR 2007	30
ABBILDUNG 14: TRAGBARES BODENATMUNGSMESSSYSTEM, EGM4 + SCR1.....	32
ABBILDUNG 15: MESSUNG DER CO ₂ EMISSIONEN, NACH DER ERNTE	33
ABBILDUNG 16: ERFASSUNG DER NIEDERSCHLÄGE MITTELS REGENMESSER	36
ABBILDUNG 17: NIEDERSCHLAGS- UND TEMPERATURVERTEILUNG, MESSSTELLE NAGERLN	39
ABBILDUNG 18: NIEDERSCHLAGS- UND TEMPERATURVERTEILUNG AUF DEN VERSUCHSFLÄCHEN.....	39

ABBILDUNG 19: MITTELWERTE DER BODENTEMPERATUR ALLER WIEDERHOLUNGEN	41
ABBILDUNG 20: MITTELWERTE DES MASSENWASSERGEHALTES ALLER WIEDERHOLUNGEN IN 0-10CM	42
ABBILDUNG 21: MITTELWERTE DES MASSENWASSERGEHALTES ALLER WIEDERHOLUNGEN IN 10-20CM TIEFE	43
ABBILDUNG 22: MITTLERER WASSERGEHALT WH1 IN 0-10CM ENTNAHMETIEFE.....	44
ABBILDUNG 23: MITTLERER WASSERGEHALT WH2 IN 0-10CM ENTNAHMETIEFE.....	44
ABBILDUNG 24: MESSANORDNUNG WIEDERHOLUNGSVERSUCH	46
ABBILDUNG 25: STANDARDABWEICHUNG DER CO ₂ -EMISSIONEN FÜR UNTERSCHIEDLICHE BODENBEARBEITUNG	47
ABBILDUNG 26: BODENATMUNG WIEDERHOLUNG 1, BEI UNTERSCHIEDLICHER BODENBEARBEITUNG.....	49
ABBILDUNG 27: BODENATMUNG WIEDERHOLUNG 2, BEI UNTERSCHIEDLICHER BODENBEARBEITUNG.....	50
ABBILDUNG 28: BODENATMUNG WIEDERHOLUNG 3, BEI UNTERSCHIEDLICHER BODENBEARBEITUNG.....	52
ABBILDUNG 29: MITTELWERTE DER BODENBEAMTUNG ALLER WIEDERHOLUNGEN BEI UNTERSCHIEDLICHER BODENBEARBEITUNG ..	54
ABBILDUNG 30: GESAMTER KOHLENSTOFFGEHALT, WH1 0-10	57
ABBILDUNG 31: GESAMTER KOHLENSTOFFGEHALT, WH1 10-20	57
ABBILDUNG 32: GESAMTER KOHLENSTOFFGEHALT, WH2 0-10	58
ABBILDUNG 33: GESAMTER KOHLENSTOFFGEHALT, WH2 10-20	58
ABBILDUNG 34: GESAMTER KOHLENSTOFFGEHALT, WH3 0-10	59
ABBILDUNG 35: GESAMTER KOHLENSTOFFGEHALT, WH3 10-20	59

1. Einleitung

Mit dem IPCC Bericht 2007 ist der Klimawandel und dessen Folgen endgültig in das Bewusstsein einer breiten Öffentlichkeit und den politischen Diskurs gerückt. Die durch anthropogene Tätigkeit verursachte Steigerung der CO₂ Konzentration in der Atmosphäre ist die treibende Kraft hinter der globalen Klimaerwärmung. Während die durch Verkehr und Industrie verursachten anthropogenen Emissionen allgemein bekannt sind, ist der Öffentlichkeit die Bedeutung der Böden im Kohlenstoffkreislauf wenig bis unbekannt.

Auf wissenschaftlicher Ebene wird schon seit den 1990er Jahren intensiv über die Bedeutung des Bodens im Kohlenstoffkreislauf geforscht. Dabei ist die Frage, wann der Boden als Quelle oder Senke für Kohlenstoff fungiert, von entscheidender Bedeutung. Bei der Beantwortung der Frage spielt die Nutzung der Ressource Boden durch den Menschen eine entscheidende Rolle.

In den 1990er Jahren wurden durch anthropogene Tätigkeit, wie Landnutzung, Rodungen und Landnutzungsveränderungen 1,7 Gt C emittiert, trotzdem fungierte der Boden in dieser Periode als Senke für 1,9 Gt C. Betrachtet man jedoch die Entwicklung der Böden seit der Industrialisierung der Landwirtschaft, so kann ein Verlust von mindestens 40 Gt C der Böden beobachtet werden (IPCC, 2007).

Dieser Verlust an Kohlenstoff verringert nicht nur die Produktivität der Böden, sondern war in der Vergangenheit eine anthropogene Quelle für CO₂ Emissionen.

Heute stellt sich vor allem die Frage, wie die degradierten Böden wieder mit Kohlenstoff angereichert werden können und ob durch diese Maßnahmen auch die globalen CO₂ Emissionen positiv beeinflusst werden können. Neben der Anreicherung des Bodens mit Kohlenstoff stellt sich dabei auch die Frage, ob der Abbau der organischen Substanz im Boden durch Änderung des Bodenmanagements positiv beeinflusst werden kann.

Laut IPCC (2007) kann der Verzicht auf Bodenbearbeitung einen positiven Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen - verursacht durch landwirtschaftliche Flächen -

leisten. Die Bodenbearbeitung hingegen erhöht den Abbau organischer Substanz und die Erosion. Diese Effekte sind allerdings von regionalen, klimatischen und bodenspezifischen Eigenschaften abhängig (Ogle et al., 2005, Alvarez, 2005, Gregorich et al., 2005) .

Für österreichische Verhältnisse liegen bisher noch keine Studien über den Einfluss der Bodenbearbeitung auf die CO₂ Emissionen vor. Um die Potenziale zur Vermeidung und Verringerung der CO₂ Emissionen von landwirtschaftlich genutzten Flächen zu quantifizieren, besteht erhöhter Forschungsbedarf.

Im Rahmen dieser Arbeit wird der Effekt der Bodenbearbeitung auf die CO₂ Emissionen eines lehmigen Schluffbodens, der durch das pannonische Klima mit geringen Jahresniederschlägen und hohen Temperaturen geprägt ist, untersucht.

Unabhängig von den Ergebnissen der Arbeit sei an dieser Stelle festgehalten, dass die Reduktion der CO₂ Emissionen von Böden und die Anreicherung des Bodens mit Kohlenstoff begrenzt und zeitlich limitiert ist. Sie kann jedoch einen Beitrag leisten, während wir den Umstieg auf neue emissionsfreie Technologien und erneuerbare Ressourcen vollziehen oder unsere Lebensweise grundlegend ändern müssen.

1.1 Aufgabenstellung und Ziel der Arbeit

Aufgabenstellung und Ziel der Arbeit ist es, die CO₂ Emissionen des Bodens zu quantifizieren und den Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf diese zu untersuchen. Es soll festgestellt werden, ob ein weitestgehender Verzicht auf die Bodenbearbeitung, wie in zahlreichen Studien belegt, bei einem lehmigen Schluffboden und pannonischem Klima zu geringeren CO₂ Emissionen führt.

Zu diesem Zweck wurden auf einem Langzeitbodenbearbeitungsversuch der landwirtschaftlichen Fachschule Mistelbach die CO₂ Emissionen unterschiedlich bearbeiteter Parzellen zwischen Juni und Oktober 2009 gemessen. Die Messungen wurden mittels dynamisch geschlossener Kammermethode durchgeführt.

Zur Interpretation der Ergebnisse wurden weiters Niederschlag, Luft- und Bodentemperatur gemessen, sowie Bodenproben zur Bestimmung von Wassergehalt, Korngrößenverteilung, pH-Wert und Leitfähigkeit gezogen.

2. Grundlagen und Stand des Wissens

2.1 Emissionen landwirtschaftlicher Böden

2.1.1 CO₂ Emissionen

CO₂ ist das wichtigste Treibhausgas, dessen Konzentration in der Atmosphäre durch anthropogene Tätigkeit seit der Industrialisierung bedeutend zugenommen hat. Die Konzentration von CO₂ in der Atmosphäre ist seit der Industrialisierung von 280ppm auf 379ppm im Jahr 2005 gestiegen (IPCC, 2007). Der Anteil von CO₂ am Treibhauseffekt beträgt 55% (siehe Tabelle 1).

Die Konzentrationszunahme in der Atmosphäre hat anthropogene Ursachen und ist in erster Linie auf den Verbrauch fossiler Rohstoffe zurückzuführen. Einen, wenn auch geringeren Beitrag, tragen auch Landnutzung, Änderung der Landnutzung und die Forstwirtschaft bei.

Der natürliche Kohlenstoffkreislauf findet zwischen den Speichern Boden, Atmosphäre und Ozeanen statt. Böden und Ozeanen können dabei sowohl als Quellen als auch Senken für Kohlenstoff fungieren. Die CO₂ Emissionen landwirtschaftlicher Böden sind auf die sogenannte Bodenatmung zurückzuführen. Unter dieser versteht man die Diffusion von CO₂ aus dem Boden, infolge der Wurzelatmung und des mikrobiellen Abbaus organischer Substanz.

Die exakte Bilanzierung des Kohlenstoffkreislaufes, sowie die mögliche Bedeutung von Böden als Kohlenstoffsinken ist in *Kapitel 2.2* beschrieben. Die Bodenatmung wird in *Kapitel 2.3* näher behandelt.

2.1.2 N₂O Emissionen

Obwohl die Konzentration von Distickstoffmonoxid (N₂O), trivial als auch Lachgas bezeichnet, in der Atmosphäre sehr niedrig ist, ist es nach dem CO₂ und CH₄ das dritt wichtigste Treibhausgas mit einem Beitrag zur globalen Klimaerwärmung.

Das Treibhauspotential von N₂O ist um den Faktor 310 größer als jenes von CO₂ und um den Faktor 15 größer als jenes von Methan (IPCC, 2007). Der Anteil von

N₂O am Treibhauseffekt beträgt 5% (*siehe Tabelle 1*). N₂O hat eine Aufenthaltszeit in der Atmosphäre von etwa 114 Jahren und wird danach in der Stratosphäre abgebaut (IPCC, 2007). Der Gehalt an atmosphärischen N₂O hat seit der Industrialisierung von 270ppb auf 319 +/- 0,12ppb im Jahr 2005 zugenommen, das entspricht einer Steigerung von 9,5% (IPCC, 2007). Die laufende Zunahme von N₂O beträgt 0,6ppbv y⁻¹ (Khalil et al., 2002).

Natürliche Quellen sind Böden unter natürlicher Vegetation und Ozeane. Durch die vermehrte Stickstoffdüngung und dessen unvollständigen Verbrauch in den Böden, stellen vor allem landwirtschaftlich genutzte Flächen einen Großteil der anthropogen verursachten N₂O Emissionen dar. Weitere bedeutende anthropogene Quellen sind industrielle Prozesse, Flüsse, Flussmündungen und Küstengegenden.

Im Boden wird N₂O bei der Umwandlung von Stickstoff durch die mikrobiologischen Prozesse der Nitrifikation (Abbau von NH₄⁺ zu NO₃⁻) und Denitrifikation (Abbau NO₃⁻ zu N₂) produziert (Freney, 1997). Auch chemische und Umwandlungen durch Pilze führen zu N₂O Produktion (Xiong and Khalil, 2009)

Wie bei Methan könnten auch bei N₂O Emissionen Pflanzen eine weitere Emissionsquelle sein (Zou et al., 2005). Manche Studien zeigen vor allem in der Wachstumsphase eine wichtige Rolle von Pflanzen bei der Produktion und Emission von N₂O. Damit könnte der Beitrag landwirtschaftlicher Flächen höher sein, als bisher angenommen. (Müller, 2003, Chang et al., 1998). Diese Quellen sind bisher jedoch noch nicht quantifiziert (Xiong and Khalil, 2009).

2.1.3 CH₄ Emissionen

Methan ist nach dem CO₂ das zweitbedeutendste Treibhausgas mit einem Beitrag zur globalen Erwärmung. Es hat ein Treibhauspotential um den Faktor 21 höher als CO₂ (IPCC, 2007). Der Anteil von Methan am Treibhauseffekt betrug in den letzten 100 Jahren 15% (*Tabelle 1*).

Methan entsteht beim anaeroben Abbau organischer Substanz. Seit der industriellen Revolution hat die Konzentration von Methan in der Atmosphäre von 700ppb auf 1.774ppb im Jahr 2008 zugenommen (IPCC, 2007). Methan kann natürlicher oder anthropogener Herkunft sein. Heute sind 60% der Methanemission anthropogener

Herkunft. Die anthropogenen Quellen sind Reisfelder, Viehzucht, Deponien und Abwasserreinigung, Biomasse Verbrennung und Verbrauch fossiler Rohstoffe. Natürliche Quellen sind Feuchtgebiete, Ozeane, Wälder, Feuer, Termiten und geologische Ressourcen.

Reisfelder sind die wichtigsten landwirtschaftlich genutzten Flächen bei denen es zu Methan Emissionen kommt. Ihr Beitrag zu den gesamten Methanemissionen beträgt 20 bis 100 Tg y^{-1} , was etwa 5-25% der anthropogen verursachten Methan-Emissionen ausmacht (Khalil et al., 1998, Yan et al., 2003). Eine bisher unbekannte Quelle für Methanemissionen und damit landwirtschaftliche Flächen könnten Pflanzen sein. Während (Khalil et al., 2007, Parsons et al., 2006, Kirschbaum et al., 2006) angeben lebende Pflanzen könnten über einen bisher unbekanntem Prozess 20-50 Tg $CH_4 y^{-1}$ zu den Emissionen beitragen, zeigen Dueck et al. (2007), dass von Pflanzen keine Methan Emissionen ausgehen. Eine Schlussfolgerung könnte sein, dass es einen Beitrag von Pflanzen zu den Methanemissionen gibt, deren Beitrag als globale Quelle jedoch noch nicht bekannt ist (Xiong and Khalil, 2009).

	CO₂	CH₄	N₂O
Treibhausgaspotential	1	21	310
Anteil am Teibhauseffekt in [%]	55	15	5
Konzentrationszunahme bis 2005	99 ppm	1004 ppb	49 ppb
Emissionen	PgC/y	TgCH₄/y	TgN/y
natürliche	210	260	6,7
anthropogene	6,3	350	11
Landwirtschaft	1,6	54	2,8
gesamt	216,3	610	17,7
Senke	211,9	570	12,5
netto Emission /Jahr	5,4	40	3,5
Landwirtschaft / anthropogen	25%	15%	25%
Landwirtschaft / netto Emission	30%	135%	80%
Quellen	(IPCC, 2007)	(Mikaloff Fletcher et al., 2004)	(IPCC, 2007)

Tabelle 1: Beitrag der landwirtschaftlichen Flächen zu den Treibhausgasemissionen

2.2 Globaler Kohlenstoffkreislauf

2.2.1 Hauptkomponenten des globalen Kohlenstoffkreislaufes

Kohlenstoff kommt in Form von CO_2 in der Atmosphäre, in Form organischer und anorganischer Verbindungen, lebender und toter Organismen sowie der Vegetation in der Biosphäre, und außerdem in gelöster Form in den Ozeanen vor. Zwischen den einzelnen Speichern kommt es zu Kohlenstoffflüssen, die durch den globalen Kohlenstoffkreislauf beschrieben werden. Boden, Vegetation und Ozeane sind dabei natürliche Quellen und Senken für Kohlenstoff und tauschen diesen mit der Atmosphäre aus. Der Kohlenstoffkreislauf ist exakt bilanziert, die Kohlenstoffflüsse unterscheiden sich jedoch in der Verweilzeit im jeweiligen Speicher.

In der Biosphäre sind etwa 1.500 Pg C ($1 \text{ Pg} = 1 \text{ Gt} = 10^{15} \text{ g}$) im Boden (Batjes, 1996) und 500 Pg C in der Vegetation gespeichert. Die Atmosphäre enthält etwa 730 Pg C . Den größten Kohlenstoffspeicher stellt der Ocean mit 38.000 Pg C dar (IPCC, 2001).

Die zwei wichtigsten natürlichen Kohlenstoffflüsse sind, der Fluss zwischen der Biosphäre und der Atmosphäre, der in den 1990er Jahren 120 Pg C y^{-1} und der zwischen den Ozeanen und der Atmosphäre der etwa 90 Pg C y^{-1} betrug.

Durch den Kohlenstoffkreislauf ergibt sich eine mittlere Verweildauer von CO_2 in der Atmosphäre von etwa 2,5 Jahren. Eine Änderung in den jeweiligen Speichern erfolgt also nur über Jahrzehnte bzw. Jahrhunderte. (Schimel et al., 2001, IPCC, 2000a)

Neben dem relativ schnellen Kreislauf zwischen Ozeanen, Atmosphäre und Böden kommt es weiters zu einem Kreislauf, der nur über eine längere Zeitskala von Bedeutung ist.

0.4 Pg C y^{-1} werden aus der Atmosphäre über die Pflanzen zu inertem Bodenkohlenstoff umgewandelt und nehmen an einem Kreislauf über Tausende von Jahren teil. Dabei wird der inerte Kohlenstoff als gelöste organische Substanz (DOC) in den Flüssen transportiert (Schlesinger, 1990). Weiters kommt es zu einem Fluss von 0.4 Pg C y^{-1} von gelöstem anorganischen Kohlenstoff (DIC) aus der Kalkverwitterung. Diese nimmt CO_2 direkt aus der Atmosphäre auf. DOC und DIC

tragen gemeinsam zum Transport von 0.8 Pg C y^{-1} über die Flüsse in die Ozeane bei. In den Ozeanen wird der DOC veratmet und an die Atmosphäre abgegeben, während die Hälfte des DIC als Tiefseesediment abgelagert wird und die andere an die Atmosphäre abgegeben wird. (IPCC, 2001).

Weiters gibt es Prozesse auf der geologischen Zeitskala, wie die Ablagerung organischen Materials als fossiles organisches Material (inkl. fossiles Erdöl) und das Ausgasen von CO_2 durch tektonische Prozesse (Vulkanismus). Emissionen aus vulkanischer Tätigkeit werden auf 0.02 to 0.05 Pg C y^{-1} geschätzt (Williams et al., 1992, Bickle, 1994).

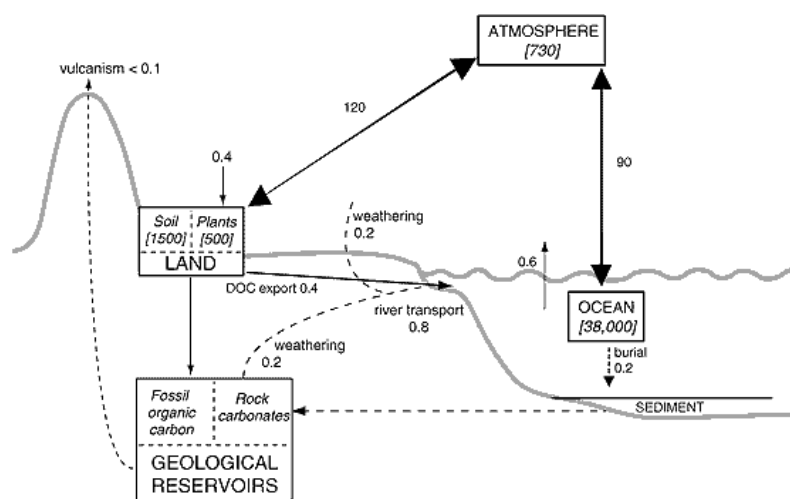


Abbildung 1: Natürlicher globaler Kohlenstoffkreislauf (IPCC, 2001)

2.2.2 Anthropogen beeinflusster Kohlenstoffkreislauf

Der natürliche Kohlenstoffkreislauf wird und wurde vor allem seit der Industrialisierung anthropogen beeinflusst. Die Verbrennung fossiler Rohstoffe, die Zementproduktion sowie Änderungen in der Landnutzung sind zusätzliche Quellen für atmosphärisches CO_2 . In den 1990er Jahren fand ein Fluss von $5,4 \text{ Pg C y}^{-1}$ durch die Verbrennung fossiler Rohstoffe und $1,7 \text{ Pg C y}^{-1}$ durch Änderung der Landnutzung in die Atmosphäre statt. Von diesen zusätzlichen Emissionen wurden vom Boden und den Ozeanen jeweils etwa $1,9 \text{ Pg C y}^{-1}$ aufgenommen, was eine netto anthropogene Mehrbelastung der Atmosphäre von etwa $3,3 \text{ Pg C y}^{-1}$ bedeutet (IPCC, 2001).

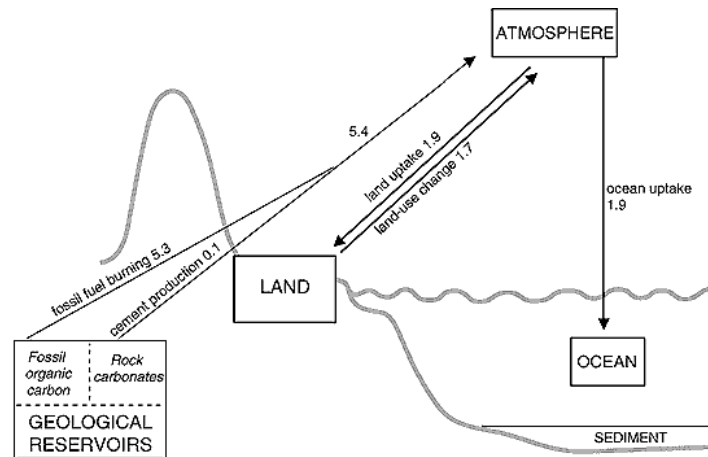


Abbildung 2: Anthropogene Störung des Kohlenstoffkreislaufes (IPCC, 2001)

2.2.3 Terrestrischer Kohlenstoffkreislauf

Unter dem terrestrischen Kohlenstoffkreislauf versteht man den Kreislauf kleiner lokaler Ökosysteme, für die eine eigene Bilanz angegeben werden kann. Als ein solches Ökosystem kann das System Boden – Pflanze – Atmosphäre betrachtet werden. Dabei wird etwa die Hälfte, des bei der Primärproduktion aufgenommenen CO₂, von den Pflanzen über die Wurzelatmung wieder in Form von CO₂ an die Atmosphäre abgegeben. Die verbleibende netto Produktion wird durch heterotrophe Atmung und ein kleinerer Teil durch thermische Oxidation wieder an die Atmosphäre abgegeben.

Die organische Substanz der netto Produktion wird zu Detritus und als solche zum Teil schnell durch Mikroorganismen abgebaut oder in neue schwer abbaubare organische Substanz umgebaut. Nur ein geringer Teil der schwer abbaubaren organischen Substanz wird weiters zu nicht mehr abbaubarer organischer Substanz umgesetzt und bildet, gemeinsam mit dem geringen Anteil des bei der Verbrennung zurückbleibenden "black carbon", den inerten Teil der organischen Substanz im Boden.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass auch der inerte Anteil organischer Substanz an biologischen Kreisläufen teilnimmt. Diese Prozesse sind jedoch noch wenig bekannt (IPCC, 2001). In *Abbildung 3* ist der terrestrische Kohlenstoffkreislauf dargestellt.

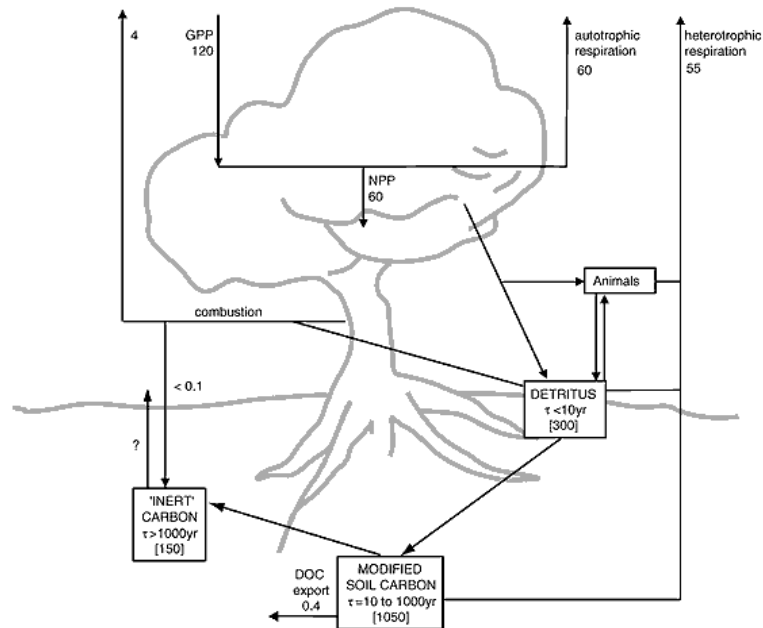


Abbildung 3: Terrestrischer Kohlenstoffkreislauf (IPCC, 2001)

2.2.4 Bedeutung der Böden im globalen Kohlenstoffkreislauf

Der globale und der terrestrische Kohlenstoffkreislauf zeigen, dass Böden sowohl die Funktion einer Kohlenstoffquelle als auch einer Kohlenstoffsenke übernehmen können. Betrachtet man den Kohlenstoffhaushalt der Böden global und über einen längeren Zeitraum hinweg, so kann eine Abnahme des organischen Kohlenstoffes (SOC) von 40 bis 90 Pg C in den Böden weltweit beobachtet werden. Dieser Rückgang beginnt mit der Kultivierung landwirtschaftlicher Flächen und steigert sich seit der landwirtschaftlichen Revolution (Schimel, 1995, Lal, 1999, Houghton et al., 1999).

Betrachtet man die Kohlenstoffflüsse der 1990er Jahre so kam es, wie in *Abbildung 2* dargestellt, durch veränderte Landnutzung zu einem anthropogen verursachten CO_2 Fluss von $1,6 \pm 0,8 \text{ Pg C y}^{-1}$, trotzdem fungierte der Boden in dieser Zeit als eine netto Senke von $2,3 \pm 1,3 \text{ Pg C y}^{-1}$ (IPCC, 2001, Schimel et al., 2001).

Der SOC Gehalt eines Bodens ist stark von klimatischen Bedingungen (Temperatur, Bodenfeuchte) und bodenbedingten Faktoren (Ausgangsmaterial, Tongehalt, Kationen Austauschkapazität) abhängig. Auch für unterschiedliche Bodenarten, kann der SOC Gehalt, abhängig von Input an organischem Material und Output in Form

von CO₂ variieren. Die Landnutzung ist ein weiterer wesentlicher Faktor, wobei in den Wäldern der meiste Input organischen Materials stattfindet, auch im Gründland gibt es viel Input, wobei das organische Input Material weniger beständig ist als jenes von Wäldern. Den geringsten Input organischen Materials gibt es bei landwirtschaftlich genutzten Flächen, da dieses durch die Ernte und Entfernung der Ernterückstände abgezogen wird.

Der CO₂ Gehalt in der Atmosphäre hat seit Beginn der Industrialisierung von 280ppm auf 379ppm im Jahr 2005 zugenommen (IPCC, 2007). Zurzeit beträgt der jährliche CO₂ Fluss in die Atmosphäre 6,3 +/- 1,3 Pg C y⁻¹. Je nach IPCC Entwicklungsszenario könnte dieser Fluss auf bis zu 25 Pg C y⁻¹ steigen (IPCC, 2007). Bei dieser Steigerung würden Böden einen erheblichen Beitrag zur Steigerung des CO₂ Gehaltes in der Atmosphäre und dem damit einhergehenden globalen Klimawandel leisten. Um eine Stabilisierung der Atmosphäre auf einem vernünftigen Niveau bei einem atmosphärischen CO₂ Gehalt von 450-650ppm im Jahr 2100 zu erreichen, müssen die CO₂ Emissionen in den nächsten 20-30 Jahren drastische gesenkt werden. In diesem Zusammenhang rückt auch das Potential des Bodens als Kohlenstoffquelle vermehrt in den Blickpunkt des öffentlichen Interesses. Zur Vermeidung bzw. Verringerung bodenbürtiger Emissionen können im Wesentlichen drei Strategien angewandt werden:

- Vermehrter CO₂ Fluss aus der Atmosphäre in die Böden durch Erhöhung der netto Primärproduktion und somit des netto Kohlenstoffinputs in die Böden.
- Speicherung größerer Mengen der netto Primärproduktion als nicht abbaubarer organische Substanz im Boden
- Verringerung und Verlangsamung des Abbaus organischer Substanz im Boden

Im Blickpunkt der Kohlenstoffanreicherung und CO₂ Emissionsvermeidung stehen vor allem die degradierten Böden, die seit Beginn der Kultivierung 40 bis 90 Pg C an Kohlenstoff verloren haben. Dabei handelt es sich vor allem um landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Aktuelle Studien gehen davon aus, dass das globale Potential der Kohlenstoffanreicherung bei $0,9 \pm 0,3 \text{ Pg C y}^{-1}$ liegt (Lal, 2004a, Lal, 2004b). Über einen Zeitraum von 50 Jahren könnten die Böden bei dieser Annahme wieder ihren natürlichen Kohlenstoffgehalt erreichen.

Der potentiell möglichen Kohlenstoffanreicherung auf ein natürliches Niveau bis zum Jahr 2100, muss das Szenario einer möglichen netto Emissionszunahme auf 25 Pg C y^{-1} gegenübergestellt werden. Das Kohlenstoffanreicherungspotential beträgt damit nur 2-5% der möglichen Gesamtemissionen im Jahr 2100 und ist zeitlich begrenzt (Smith, 2008). Weiters muss der Einfluss der Maßnahmen zur Kohlenstoffanreicherung, hinsichtlich der Auswirkung auf CH_4 , aber vor allem N_2O Emissionen überprüft werden. Der positive Effekt der CO_2 Reduktion kann bei bestimmten Maßnahmen bis zur Hälfte reduziert werden (Smith et al., 2007) .

Neben ihrer natürlichen Funktion als Quelle und Senke für Kohlenstoff, könnten Böden in der näheren Zukunft vor allem als Senke für atmosphärisches CO_2 von Bedeutung sein. Obwohl das Potential zur Reduzierung der CO_2 Emissionen im Rahmen der Kohlenstoffanreicherung gering und zeitlich begrenzt ist, kann die Kohlenstoffanreicherung in den Böden eine von vielen Maßnahme in der kritischen Periode der nächsten 20-30 Jahre sein (Smith, 2004) und damit zu einer Stabilisierung der CO_2 Konzentration auf einem Niveau von 450-650ppm beitragen. Am Ende der Entwicklung muss jedoch der Umstieg auf erneuerbare emissionsfreie Technologien stehen, wenn das Bevölkerungswachstum und der Energiebedarf ohne weitere Zunahme der CO_2 -Konzentration bewältigt und gedeckt werden soll.

2.3 CO_2 Emissionen beeinflussende Faktoren

2.3.1 Bodenlufthaushalt

Die biologische Aktivität von Wurzeln und Mikroorganismen ist der Hauptgrund dafür, dass Sauerstoff im Boden verbraucht (konsumiert) und Kohlendioxid, Wasser und Energie (für das Zellwachstum) freigesetzt (produziert) werden. Unter aeroben Bedingungen dient molekularer Sauerstoff der Bodenluft als Oxidationsmittel. Unter solchen Bedingungen wird über einen längeren Zeitraum hinweg gleich viel O_2 verbraucht und CO_2 produziert. Neben der CO_2 Produktion werden durch mikrobielle Aktivität abhängig von den äußeren Bedingungen N_2O , Methan und andere

Spurengase produziert. Da der Boden keinen direkten Luftaustausch mit der Atmosphäre ermöglicht unterscheidet sich die Zusammensetzung der Bodenluft von der atmosphärischen Luft deutlich (Richter, 1986). Die Zusammensetzung der Bodenluft variiert abhängig von Vegetation und Lebensvorgängen. Durchschnittliche Werte sind in *Tabelle 2* dargestellt.

Komponente	Atmosphärische Luft	Bodenluft
Sauerstoff	~20,9%	<20,6%
Kohlendioxid	~0,03%	>0,3%
H ₂ O (Gas)	stark schwankend	~100% RH
Edelgase	~1%	~1%
Toxische Gase (PH ₄ , CH ₄ , NH ₃ , H ₂ S)	vernachlässigbar	Spuren

Tabelle 2: Zusammensetzung der atmosphärischen- und der Bodenluft (Richter, 1986)

2.3.2 Transportmechanismen

Durch den Boden stehen Bodenluft und atmosphärische Luft nicht in direktem Kontakt und somit in keinem unmittelbaren Austausch. Durch konvektiven Gastransport und Diffusion kommt es trotzdem zu einem Gastransport zwischen Boden- und atmosphärischer Luft.

Konvektiver Gastransport findet in Folge barometrischer und temperaturabhängiger Volumenänderungen statt. Außerdem können Luftturbulenzen, Eindringen von Regen- oder Bewässerungswasser in Poren und die dadurch verursachte Luftverdrängung konvektiven Gastransport verursachen. Der für die CO₂ Emissionen maßgeblicherer Prozess ist die Diffusion. Bei dieser findet der Transport einer Gasphase aufgrund des unterschiedlichen Partialdrucks statt. Die Diffusion wird für den stationären Fall (im Verlauf der Zeit gleichbleibende Emissionen) durch das 1. Ficksche Gesetz beschrieben (Scheffer et al., 2010)

$$I = -D_b \frac{dc}{dx}$$

I...Gasfluss in Mol pro Zeit und Flächeneinheit

c...Konzentration (Mol/cm³)

x...Diffusionsstrecke

D_b...Diffusionskoeffizient (cm²/s)

2.3.3 Biologische Ursachen

Der wichtigste biologische Prozess beim Wachstum von Pflanzen ist die Assimilation. Unter dieser versteht man den Aufbau organischer Substanz, durch Photosynthese. Dabei wird Biomasse durch Lichtenergie und CO_2 als Kohlenstoffquelle aufgebaut. Neben der Photosynthese findet jedoch in den Pflanzen auch der biologische Prozess der Atmung in den Wurzeln statt. Dabei wird frisch aufgebaute organische Substanz veratmet. Die Wurzelatmung findet im Boden statt und führt zu einer Konzentrationszunahme von CO_2 in der Bodenluft.

Betrachtet man die gesamten CO_2 Emission von Böden, so trägt die Wurzelatmung etwa 50% zu den CO_2 Emissionen landwirtschaftlicher Böden bei (Macfadyen, 1970). CO_2 Emissionen von landwirtschaftlichen Flächen sind also wesentlich beeinflusst durch die Anbaufrucht und deren Beitrag zur Erhöhung der CO_2 Bodenluftkonzentration über Wurzelatmung.

Die organische Substanz im Boden wird von Mikroorganismen und Tieren als Energiequelle benutzt. Dabei wird sie im Rahmen der heterotrophen Atmung zu Energie, H_2O und CO_2 mineralisiert. Etwa 99% der heterotropen Atmung gehen dabei auf die sich im Boden befindlichen Mikroorganismen zurück (Reichle et al., 1975), nur ein geringer Rest der Umsetzung ist auf die Makrofauna zurückzuführen.

Die Mineralisationsrate hängt einerseits von im Boden vorhandenen Organismen und andererseits von der zur Verfügung stehenden abbaubaren organischen Substanz ab. Diese ist entweder im Boden vorhanden oder wird durch Düngung oder Ernterückstände zugeführt. Die heterotrophe Atmung macht in etwa 50% der bodenbürtigen CO_2 Emissionen (Macfadyen, 1970).

2.3.4 Physikalische und chemische Faktoren

Die Temperatur hat einen wesentlichen Einfluss auf die Tätigkeit von Mikroorganismen und somit auch auf die CO_2 Emissionen von Böden.

Die temperaturabhängige Aktivität von Mikroorganismen variiert je nach Art. Grundsätzlich steigt die Aktivität ab einer Temperatur von 10°C stark an und erreicht ihr Maximum zwischen 20 und 40°C , um bei höheren Temperaturen wieder abzunehmen (Paul, 2003).

Analog zur Mikroorganismen-tätigkeit konnte eine Beziehung zwischen mittlerer Bodentemperatur und den CO₂ Emissionen beobachtet werden (Edward, 1975). Laut Wiant (1967) konnten bei 10°C keine CO₂ Emissionen beobachtet werden, während zwischen 20 und 40°C eine logarithmische Zunahme eintrat. Ab 50°C war ein schneller Rückgang zu beobachten.

Kowalenko et al. (1978) betrachten die Temperatur als den bestimmende Faktor für CO₂ Emissionen des Bodens. Dies ist vor allem in Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel von großer Bedeutung, da von einer Zunahme der durchschnittlichen Jahrestemperatur auszugehen ist. Damit verbunden ist ein unmittelbarer Einfluss auf die CO₂ -Emissionen von Böden.

Es ist davon auszugehen, dass eine mittlere Erwärmung der Temperatur um 1°C in Regionen mit einer Durchschnittstemperatur von 5°C zu Kohlenstoffverlusten im Boden von etwa 10% führen würde, in Regionen mit einer Durchschnittstemperatur von 30°C würde dieser etwa 3% betragen (Kirschbaum, 1995).

Der Bodenwassergehalt beeinflusst, wie die Temperatur, die Mikroorganismen-tätigkeit und somit die CO₂ Emissionen von Böden. Dabei ist ähnlich der Temperatur zunächst mit steigendem Wassergehalt eine Zunahme bis zu einem Maximum und bei weiterer Steigerung des Wassergehalts eine Reduktion zu beobachten (Rastogi et al., 2002).

Besondere Bedeutung auf die CO₂ Emissionen haben periodische Ereignisse wie Trockenheit mit anschließendem Niederschlagsereignis oder Bewässerung. Dabei wird einerseits die Tätigkeit der sich im trockenen Boden im latenten Stadium befindlichen Organismen aktiviert. Andererseits kommt es zur aktiven Verdrängung der in den Poren gespeicherten, meist mit CO₂ aufkonzentrierten, Luft (Orchard and Cook, 1983).

Casals et al. (2000) zeigten, dass die rasche Zunahme des Bodenwassergehalts nach dessen Trocknung einen gravierenden Einfluss auf die CO₂ Emissionen hat. Es konnte eine Steigerung von 48 bis 144% beobachtet werden. Weiters konnten Grahammer et al. (1991) beobachten, dass im trockenen Bodenzustand die Bodenatmung im Tagesverlauf höher als bei Nacht war, während im feuchten

Zustand keine signifikanten Unterschiede in der Bodenatmung zu beobachten waren.

In einer aktuellen Studie verglichen Jabro et al. (2008) die CO₂- Emissionen bewässerter und nicht bewässerter Felder. Dabei konnten wie erwartet bei bewässerten Flächen (5 Bewässerungsereignissen) etwas höhere CO₂ Emissionen beobachtet werden. Insgesamt konnte für das bewässerte Feld ein höherer Wassergehalt, höhere CO₂ Emissionen, sowie eine geringere Durchschnittstemperatur beobachtet werden. Auf beiden Feldern konnte eine Zunahme der CO₂ Emissionen infolge von Niederschlagsereignissen ohne signifikante Unterschiede beobachtet werden. Das wurde in diesem Fall auf ausreichenden Niederschlag im Beobachtungszeitraum zurückgeführt.

Der pH-Wert von Böden ist anthropogen beeinflusst durch Düngung und sauren Regen. Beide können zu einer Versauerung von Böden führen. Niedrige pH-Werte hemmen die Tätigkeit von Mikroorganismen und somit die CO₂ Emissionen der Böden.

Bei einem pH 3 konnten bis zum 12fachen weniger CO₂ Emissionen, als bei einem pH 4 beobachtet werden (Sitaula et al., 1995). Rao und Pathak (1996) beobachteten eine Zunahme von CO₂ Emissionen mit steigendem pH-Wert bis zu einem Grenzwert von 7. Ab einem pH 7 kam es wieder zu einem Rückgang. Dabei wurde bei einer Steigerung auf pH 8,7 ein Rückgang von bis zu 18%, bei weitere Steigerung auf einen pH 10 ein Rückgang von bis zu 88% der Emissionen beobachtet.

In einigen Studien konnte gezeigt werden, dass sich CO₂ Emissionen dem atmosphärische Druck invers verhalten. Niedriger atmosphärischer Druck beschleunigt die Diffusion von im Boden gespeicherten CO₂ in die Atmosphäre (Baldocchi and Meyers, 1991).

Die Textur beschreibt die Korngrößenverteilung der anorganischen Komponenten des Bodens. Dabei wird je nach Korngröße grobkörniges Material (z.B. Schotter, Blöcke) sowie das feinkörnige Material (Sand, Schluff und Ton) unterschieden. Die Textur beeinflusst die Porenverteilung und somit den Wasser- und Luftgehalt des Bodens. Diese wiederum haben einen direkten Einfluss auf Verteilung und

Wachstum von Mikroorganismen und somit auf die Bodenatmung (Rastogi et al., 2002).

Weiters beeinflusst die Textur die Infiltrations- und Diffusionseigenschaften von Böden (Rastogi et al., 2002), was direkte Auswirkungen auf die CO₂ Emissionen hat. Kowalenko et al. (1978) beobachteten, dass die Emission eines tonigen Lehms 6,2 kg CO₂ha⁻¹ d⁻¹ betragen, während von einem sandigen Boden nur 3,3 CO₂ kg ha⁻¹d⁻¹ emittiert wurden.

In einer aktuellen Studie untersuchten Regina und Alakukku (2010) die Emissionen unterschiedlicher Bodenarten, bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung in Finnland. Bei gleicher Bodenbearbeitung, gleichen klimatischen Bedingungen und gleichem Kohlenstoffgehalt der Böden, konnten bei einem lehmigen Ton höhere CO₂ Emissionen, als bei einem Ton beobachtet werden.

Ein übermäßiger Salzgehalt hat einen ungünstigen Einfluss auf physikalische, chemische und mikrobiologische Prozesse im Boden. Rao und Pathak (1996) beobachteten eine Abnahme von CO₂ Emissionen bei steigendem Salzgehalt. Biologische Düngung führte, außer bei Böden mit hohem Salzgehalt, zu einer Zunahme der Emissionen.

2.3.5 Anthropogene Einflüsse

Biologische Düngung zum Zweck der Bereitstellung von Nährstoffen für Pflanzen trägt wesentlich zur Steigerung der CO₂ Emissionen bei. Mc Gill et al. (1981) zeigten, dass die Bereitstellung von löslichem organischen Kohlenstoff eine unmittelbare Quelle für CO₂ Emissionen ist. Auch die Düngung mit Klärschlamm steigert die CO₂ Emissionen. Alvarez et al. (1999) zeigten, dass bei Anwendung von Klärschlamm 21% des Kohlenstoffs der CO₂ Emissionen vom Klärschlamm stammen.

Während die Anwendung von Stroh an der Oberfläche die CO₂ Emissionen erhöht, konnte bei Einarbeitung des Strohs in den Boden keine wesentliche Erhöhung der CO₂ Emissionen festgestellt werden (Rastogi et al., 2002). Anders als bei Stroh ist dieser Effekt bei der Anwendung von Gülle in lehmigen Böden nicht zu beobachten.

Die Anwendung von Stickstoffdüngern beeinflusst die CO₂ Emissionen direkt durch Bereitstellung von Nährstoffen und indirekt durch die Beeinflussung des pH-Wertes.

Während in einigen Studien ein Rückgang der CO₂ Emissionen in Folge Stickstoffdüngung beobachtet werden konnte (Rastogi et al., 2002), beobachteten Rochette und Gregorich (1998) keinen wesentlichen Einfluss der Stickstoffdüngung auf die CO₂ Emissionen.

Der Einfluss der Anwendung von Nitrifikationshemmern auf die Oxidation organischer Substanz ist bisher wenig erforscht. In einigen Studien konnte jedoch ein Rückgang der CO₂ Emissionen beobachtet werden (Rastogi et al., 2002).

2.3.6 Tagesgang, Jahresgang und räumliche Variabilität

Da Temperatur und Wassergehalt wesentliche Faktoren der Bodenatmung sind unterliegt die Bodenatmung einem Tages- und Jahresgang.

Die höchsten CO₂ Emissionen können in der Wachstumsperiode beobachtet werden, da in dieser sowohl die Wurzelatmung, als auch die mikrobielle Aktivität am größten sind (Kessavalou et al., 1998).

Generell können im Frühling, wenn weder Wasser noch Temperatur limitierende Faktoren sind die höchsten CO₂ Emissionen beobachtet werden. Gefolgt von Sommer, Herbst und Winter. Im Winter ist die Temperatur der limitierende Faktor, im Sommer der Wassergehalt des Bodens.

Da die Tätigkeit der Mikroorganismen von der Temperatur abhängig ist, können auch tägliche Schwankungen beobachtet werden. Der Wassergehalt des Bodens kann jedoch aufgrund der Wärmekapazität des Wassers zu einem Ausgleich der Emissionen im Tag- und Nachtverlauf führen.

Die Bodenatmung hängt unter anderem von Porenverteilung und Wurzelatmung ab, dadurch kann sich eine räumliche Variabilität auf einer Skala kleiner 15cm ergeben (Rochette et al., 1991). Diese ist in erste Linie durch Wurzelatmung oder künstliche Porengänge, wie Wurmkanäle bedingt. In einigen Studien konnte jedoch auch eine räumliche Variabilität auf einer Skala größer 50m beobachtet werden (Pol van Dasselaar et al., 1998)

2.3.7 Einfluss der Bodenbearbeitung

Durch die Bodenbearbeitung werden die Bodenaggregate zerstört und somit den Mikroorganismen leichter verfügbar gemacht. Der Boden wird durchmischt, die Nährstoffversorgung der obersten Bodenschicht, die Infiltrationseigenschaften und die Wasserhaltekapazität verbessern sich. Diese Änderung der Bodeneigenschaften begünstigt den mikrobiellen Abbau organischer Substanz und kann zu höheren CO₂ Emission führen. Im Gegenteil dazu führen reduzierte Bearbeitungsmethoden und Direktsaat zu einer Verringerung der Emissionen (Rastogi et al., 2002).

Ball et al. (1999) führen die geringeren CO₂ Emissionen bei reduzierter Bodenbearbeitung auf verringerte Gasdiffusion und luftgefüllte Poren zurück, während die Steigerung der Emissionen durch Entgasung infolge Bodenbearbeitung bedingt ist. Ellert und Janzen (1999) beobachteten eine kurzfristige Zunahme der CO₂ Emissionen auf das 2 bis 4fache unmittelbar nach der Bodenbearbeitung. Innerhalb von 24 Stunden sanken diese jedoch wieder auf das Niveau vor der Bodenbearbeitung zurück.

Erhöhte CO₂ Emissionen infolge Bodenbearbeitung sind jedoch nicht ausschließlich auf Erhöhung der Diffusion, sondern auch auf erhöhte CO₂ Produktion zurückzuführen. Dao (1998) untersuchte den Kohlenstoffgehalt von Böden über eine Periode von 60 Tagen. Sie konnten feststellen, dass bei Böden mit Bodenbearbeitung in dieser Periode doppelt so viel Kohlenstoff veratmet wurde, als bei Böden ohne Bearbeitung.

Es gibt jedoch auch Studien die belegen, dass über das gesamte Bodenprofil betrachtet der Kohlenstoffgehalt bei reduzierten Bearbeitungsverfahren oder bei Direktsaat nicht abnimmt, wenn auch eine Anreicherung in der obersten Bodenschicht stattfindet (Angers et al., 1997, Dolan et al., 2006). Da die Ernterückstände nicht in den Boden eingearbeitet werden, nimmt der Kohlenstoffgehalt im Boden in tieferen Schichten ab. Eine Anreicherung von Ernterückständen in der obersten Bodenschicht könnte außerdem die mikrobielle Abbaurate beschleunigen und zu einer Abnahme des Kohlenstoffgehaltes führen (Fontaine et al., 2004). Ähnliches konnte bei der Anwendung der Direktsaat in den

ersten 5 Jahre bei Direktsaat in einem ariden Klima beobachtet werden (Six et al., 2004) .

In einer aktuellen Studie untersuchten Regina und Alakukku (2010) die Emissionen landwirtschaftlicher Böden bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung in Finnland. Dabei wurden 6 typische finnische Felder mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften untersucht. Ein Verzicht auf Bodenbearbeitung konnte vor allem bei einem organischen Boden die CO₂ Emissionen signifikant reduzieren, während in grobsandigen Böden die Emissionen bei Verzicht auf die Bodenbearbeitung zunahm. In Summe konnte bei 36% aller Messungen eine signifikant höhere, bei 11% eine signifikant niedrigere Bodenatmung bei Direktsaat beobachtet werden. Die durchschnittliche Bodenatmung korrelierte mit dem Kohlenstoffgehalt und der Temperatur (Regina and Alakukku, 2010).

Ob die Direktsaat oder eine reduzierte Bodenbearbeitung tatsächlich eine Reduktion der CO₂ Emissionen landwirtschaftlicher Böden mit sich bringt, kann noch nicht eindeutig und global gültig beantwortet werden. Auf jeden Fall müssen bei der Beantwortung der Frage lokale, klimatische und bodenspezifische Gegebenheiten berücksichtigt werden. Um jedoch einen positiven Effekt beobachten zu können, muss auf jeden Fall eine langfristige Umstellung auf Direktsaat erfolgen, da sonst kurzfristige Effekte langfristige Trends überdecken (Six et al., 2004).

2.4 Verfahren der Bodenbearbeitung

Ziel der Bodenbearbeitung ist es durch entsprechende Bodenaufbereitung den landwirtschaftlichen Ertrag zu maximieren. Dabei kann mit Hilfe unterschiedlicher Verfahren der Bodenbearbeitung die Verbreitung von Unkraut bekämpft werden, der Boden gelockert und das Saatgut im gelockerten Boden abgelegt werden.

Durch den Einsatz moderner Technik kann jedoch heute auf die Bodenbearbeitung auch zur Gänze verzichtet werden. Bei der so genannten Direktsaat kommen zur Unkrautbekämpfung anstelle der Bodenbearbeitung Herbizide, zur Ablegung des Saatgutes in den ungelockerten Boden entsprechende Maschinen zum Einsatz.

Grundsätzlich werden heute je nach angewandten Verfahren der Bodenbearbeitung die konventionelle und reduzierte Bodenbearbeitung, sowie die Direktsaat unterscheiden.

Vor allem in von Erosion stark betroffenen Gebieten in den USA, Brasilien und England kommt vermehrt die Direktsaat, neben anderen Maßnahmen wie Pflügen nach gleichen Höhenlinien oder dem Anlegen von Untersaat. (Estler, 1996).

Die konventionelle Bodenbearbeitung beinhaltet die Verfahrensschritte Grundbodenbearbeitung, Stoppelbearbeitung und Saatbettbereitung.

Bei der Grundbearbeitung wird mit dem Pflug oder Grubber die Bodenkrume bis auf eine max. Tiefe von 30cm gewendet, gelockert gekrümelt und gemischt. Dadurch wird der Grobporenanteil vergrößert, Nährstoffe aus der Tiefe an die Oberfläche verlagert, das Saatbett vorbereitet und Ernterückstände oder Dünger auf die Krumentiefe verteilt.



Abbildung 4: Pflug für die Grundbodenbearbeitung, (Klik et al., 2008)

Die Stoppelbearbeitung ist die Bearbeitung des Bodens unmittelbar nach der Ernte. Durch Zerstörung der kapillaren Wasserführung soll Verdunstung reduziert werden, durch Keimung und Hervorgrubbern der Wurzelunkräuter die Verkrautung bekämpft werden, sowie Stroh oder organischen Dünger eingearbeitet werden.



Abbildung 5: Scheibenegge zur Stoppelbearbeitung (Klik et al., 2008)

Ziel der Saatbereitung ist es, den Boden so bearbeiten, dass alle Saatkörner zügig keimen und dass die Krume bis zur Ernte ihre optimale Struktur behält (Estler, 1996)



Abbildung 6: Direktsaatmaschine(Klik. et al, 2008)

Bei der reduzierten Bodenbearbeitung wird auf die Grundbodenbearbeitung verzichtet. Es kommt nur zur Stoppelbearbeitung und der Saatbereitung.

Bei der Direktsaat wird auf jegliche Bodenbearbeitung verzichtet. Es wird ausschließlich direkt mit sogenannten Direktsaatmaschinen ausgesät. Die Unkrautbekämpfung findet mit Herbiziden statt (Estler, 1996).

Sie kann besonders bei tiefgründigen Böden mit einem hohen Grobporenanteil erfolgreich eingesetzt werden. Gegenüber den Verfahren mit Bodenbearbeitung sind die Vorteile eine geringe Horizontbildung im Krumbereich, homogene Verbindung zwischen Krume und Unterboden, Erosionsschutz an der Oberfläche und geringerer Energieaufwand. Neben den Vorteilen müssen aber auch auf die Nachteile einer

Dichtlagerung (suboptimales Gefüge) erhöhter Nährstoffkonzentration an der Oberfläche, der Einsatz von Herbiziden und Insektiziden, erhöhte N-Düngung und geringe Krummentiefe mit schwacher Pufferwirkung in zu feuchten oder zu trockenen Witterungsperioden, berücksichtigt werden (Estler, 1996)

2.5 Methoden zur Bestimmung der CO₂ – Emissionen

Emissionen von Böden können grundsätzlich im Labor oder im Feld bestimmt werden. Für die Bestimmung im Labor werden Bodenproben genommen und unter kontrollierten Bedingungen die CO₂ Emissionen bestimmt. Dabei können diese direkt gemessen werden, oder indirekt über den Verbrauch von Sauerstoff bestimmt werden.

Die Bestimmung von CO₂ Emissionen im Labor ist die älteste Variante und dient vor allem dem Verständnis der im Boden stattfindenden Prozesse. Rückschlüsse auf in der Natur tatsächlich vorkommende Emissionen sind nur begrenzt möglich, da die genommenen Proben nur einen Ausschnitt des sehr heterogenen Systems Boden darstellen und die äußeren standortspezifischen Bedingungen im Labor nicht hergestellt werden können (Smith et al., 2008).

Größere Bedeutung kommt daher heute Methoden zur *in-situ* Messung von CO₂ Emissionen zu. Dabei können die statische Kammermethode, die dynamische offene Kammermethode (stationär), die dynamisch geschlossene Kammermethode (instationär) und die Eddy Kovarianz Methode unterschieden werden. Wobei die letzten drei Methoden heute als Stand der Technik zu betrachten sind. Die statische Kammermethode kommt nur noch begrenzt zum Einsatz (Smith et al., 2010).

Bei der statischen Kammermethode wird CO₂ mit Hilfe von *alkali traps* bestimmt. Dabei wird das vom Boden abgegebene CO₂ in einer geschlossenen Kammer innerhalb einer bestimmten Periode durch eine NaOH Lösung absorbiert. Bei einer anschließenden Titration der Lösung kann die Menge des absorbierten CO₂ bestimmt werden (Kabwe et al., 2002).

Die dynamisch offene Kammermethode ist eine stationäre Methode. Dabei wird auf den Boden eine offene Kammer aufgesetzt. Es kommt zu einem Luftfluss Fluss aus dem Boden in die Kammer, diese passiert einen Infrarot Gasanalysator (IRGA) der

die CO₂ Konzentration bestimmt und schließlich die Luft wieder an die Atmosphäre abgibt. Aus dem Konzentrationsunterschied zwischen dem Ein- und Austretenden CO₂ kann nach Formel (1) der CO₂ Fluss berechnet werden (Smith et al., 2008).

$$Sr = \Delta c \frac{f}{A} \quad (1)$$

Wobei Δc den CO₂ Konzentrationsunterschied der ein- und austretenden Luftströme, f die Gasflussrate in und aus der Kammer, sowie A die Grundfläche der Kammer bezeichnet (Nakayama, 1990).

Die statische oder dynamisch geschlossene Methode ist eine instationäre Methode der CO₂ Emissionsmessung. Dabei wird eine Kammer auf den Boden luftdicht aufgesetzt. Aufgrund der höheren CO₂ Konzentration der Bodenluft kommt es zu einer Anreicherung des CO₂ in der Kammer. Der CO₂ Gehalt kann mittels alkalischer Absorption, mit Gaschromatographen (Castro et al., 1994), mit Massenspektrometer (Clymo et al., 1995) oder mittels Infrarot Gasanalysator (IRGA) (Parkinson, 1981) bestimmt werden. Die Bestimmung der Flussrate kann *in situ* z.B mit dem Gasanalysator oder im Labor erfolgen. Der CO₂ Fluss kann bei bekannten Kammerdimensionen nach Formel (2) errechnet werden.

$$Sr = \frac{(\Delta c / \Delta t) V}{A} \quad (2)$$

Wobei Δc den Konzentrationsunterschied, Δt das Zeitintervall, V das Volumen der Kammer und A die Grundfläche der Kammer bezeichnet (Smith et al., 2010).

Die Eddy Kovarianz Methode ist ein mikrometeorologische Methode zur Bestimmung der des netto CO₂ Austausches in der Atmosphäre. Dieser setzt sich einerseits aus der Differenz aus dem für die Photosynthese benötigten atmosphärischen CO₂, und andererseits durch die Bodenatmung an die Atmosphäre abgegebenen CO₂ zusammen.

Die Technik bedient sich der Kovarianz der raschen vertikalen Windfluktuationen aufgezeichnet mit einem dreidimensionalen Ultrasonic Anemometer und der mit einem Infrarotgasanalysator (IRGA) oder ähnlicher Ausstattung aufgezeichneten Änderung der CO₂ Konzentration (Moncrieff et al., 1997, Aubinet et al., 1999, Smith et al., 2010).

Da mit der Eddy Kovarianz Methode nur der netto CO₂ Austausch bestimmt wird, müssen ergänzende Berechnungen oder Messungen z.B. zur Bestimmung der Bodenatmung durchgeführt werden (Smith et al., 2010). Dabei kann die Bodenatmung mit Hilfe von nächtlichen Messungen und einer Korrelation von Nachtmessung mit Temperatur und Wassergehalt ermittelt werden. Diese Beziehung ist meist eine exponentielle oder logarithmische Korrelation mit Temperatur und anderen Faktoren.(Reichstein et al., 2005). Die Nachtmessungen werden deshalb herangezogen, weil in der Nacht keine Photosynthese stattfindet und somit keine Aufnahme von CO₂ durch die Vegetation stattfindet. Somit entspricht der nächtliche netto CO₂ Austausch in etwa der Bodenatmung.

Die Kammermethoden sind einfache Methoden zur Bestimmung von CO₂-Emissionen, bei niedriger räumlicher Auflösung. Sie können zur Erfassung der Bodenatmung und unterschiedlicher Einflüsse auf die Bodenatmung herangezogen. Die Eddy Kovarianz Methode hingegen ermöglicht eine hohe räumliche Auflösung, dabei stellen die ermittelten allerdings Mittelwerte eines Einzugsgebiets und ermöglichen keine Rückschlüsse auf einzelne Maßnahmen im Einzugsgebiet, wie z.B. die der Bodenbearbeitung.

In *Abbildung 7* sind die Unterschiede in der Erfassung der CO₂ Flüsse bei Anwendung unterschiedlicher Messmethode dargestellt. Die strichlierten Linien stellen die CO₂ Flüsse dar. Während die Kammermethode nur autotrophe und heterotrophe Atmung erfasst, wird bei Eddy Kovarianz nur der netto Austausch der CO₂ Flüsse erfasst. Die Kammermethode stellt nur den Ausschnitt eines Systems dar, während die Eddy Kovarianz einen regionalen Ausschnitt abbildet.

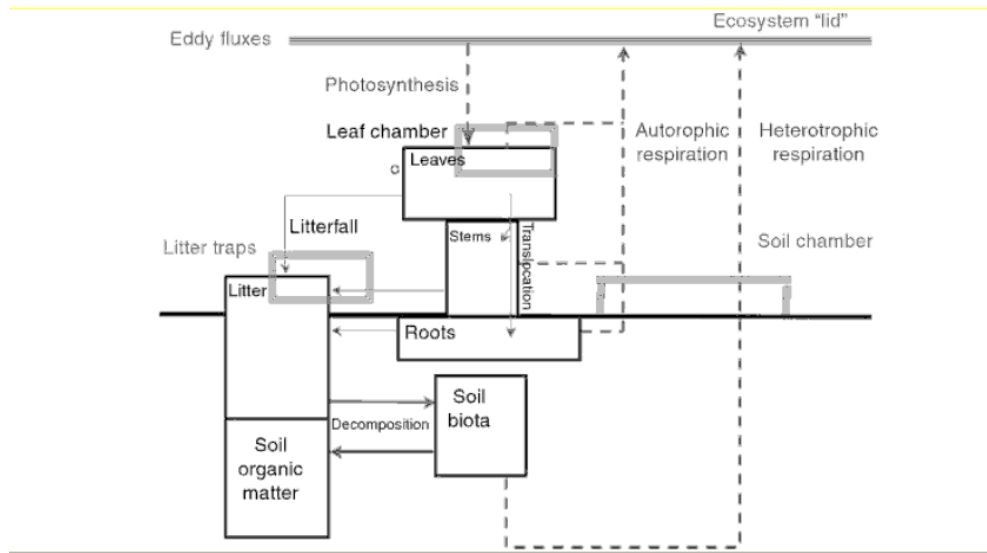


Abbildung 7: Terrestrischer Kohlenstoffkreislauf und dessen Erfassung mittels Eddy Kovarianz oder Kammermethoden (Smith,2010)

Während die Kammermethode also eher geeignet sind lokale Einflüsse zu untersuchen, dient die Eddy Kovarianz Methode eher der regionale Kohlenstoff Budgetierung und ist bei der Erstellung regionaler Kohlenstoffkreisläufe hilfreich.

3. Standort und Methodik

3.1 Standort

Im Rahmen der Diplomarbeit wurden die CO₂ Emissionen eines landwirtschaftlichen Bodens und der Einfluss der Bodenbearbeitung auf diese untersucht.

Die Versuchsflächen befinden sich in Mistelbach im Bundesland Niederösterreich. Mistelbach liegt am Ostrand des nördlichen Wiener Beckens, das gegen Westen durch die Niederösterreichisch-Mährische Inselbergschwelle mit den Leiser Bergen begrenzt wird. Bestimmend für das Landschaftsbild ist die Ausrichtung der Zaya, welche in West-Ost Richtung fließt und das weithin hügelige Gebiet sanft durchschneidet. Der Waldanteil beträgt weniger als 20 % an der gesamten Katasterfläche (Dienbauer, 1999)

Der Standort der Versuchsflächen befindet sich nördlich der Stadt Mistelbach auf 16°33'16" geographischer Länge und 48°35'28" geographischer Breite.

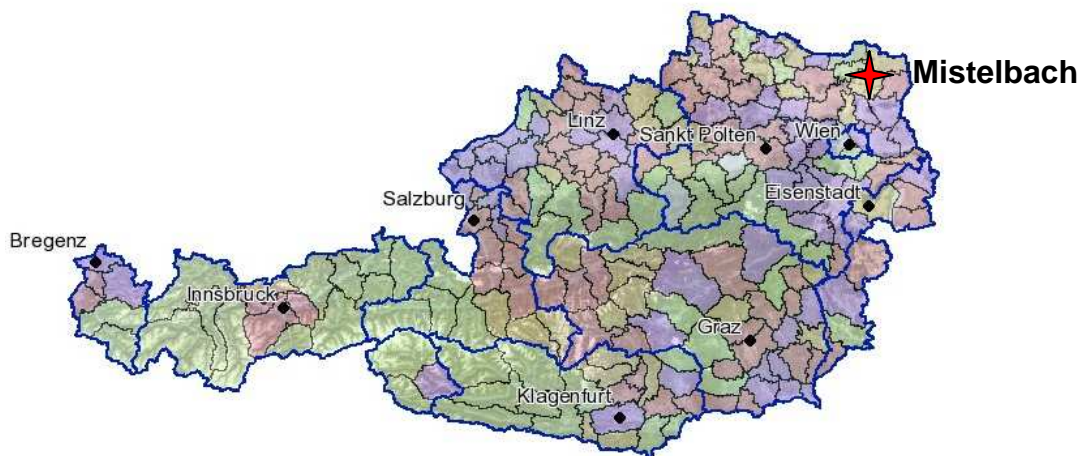


Abbildung 8: Standort Mistelbach im Nord-Osten Österreichs (BFW,2009)

Großklimatisch betrachtet liegt Mistelbach in einer trocken-kontinentalen Klimazone. Es herrscht das pannonische Klima, welches durch milde Winter und über das ganze Jahr gesehen geringe Niederschlagsmengen gekennzeichnet ist.

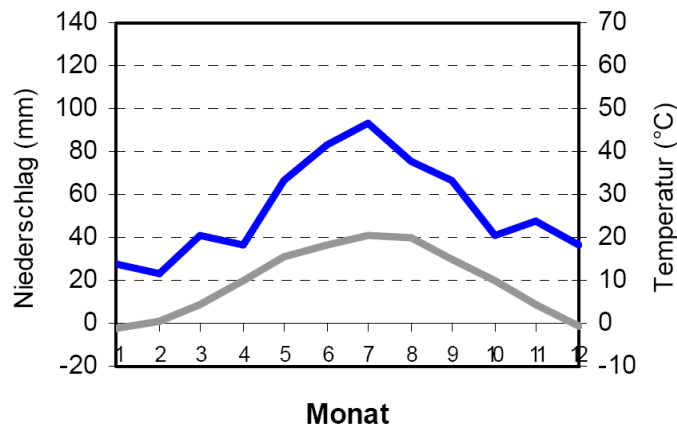


Abbildung 9: Klimadiagramm Mistelbach

Die mittlere Jahrestemperatur im Zeitraum 1994 - 2007 betrug 9,7°C, die mittlere Jahresniederschlagssumme machte 643 mm aus.

Mistelbach	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	S/MW
Niederschlag in mm	28,3	23,9	41,5	36,4	66,3	83,8	93,1	75,8	67,1	41	48,3	37,2	643,1
Temperatur in C°	-1,0	0,6	4,4	10,1	15,3	18,3	20,3	20,0	15,0	10,0	4,6	-0,3	9,7

Tabelle 3: Langjährige mittlere Monats- und Jahresniederschlagssummen, sowie mittlere Monats- und Jahrestemperatur des Standorts Mistelbach (1994-2007)

Die untersuchten landwirtschaftlichen Flächen sind im Besitz der landwirtschaftlichen Fachschule Mistelbach und werden von dieser bewirtschaftet. Versuche zur Untersuchung von Erträgen bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung wurden im Jahr 2006 begonnen. In Kooperation mit der Universität für Bodenkultur werden seit 2007 die bodenbürtigen Emissionen der Versuchsflächen und die Auswirkung der unterschiedlichen Bearbeitungsverfahren auf diese untersucht.



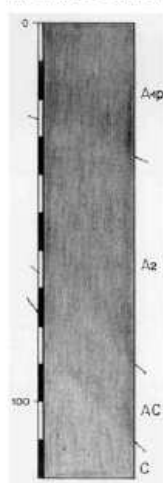
Abbildung 10: Luftbild der Versuchsflächen (BFW, 2009)

Laut österreichischer Bodenkarte handelt es sich bei dem Boden um einen Tschernosem aus Löss. Die Bodentextur entspricht einem lehmigen Schluff. Die bodenkundliche Charakterisierung gemäß österreichischer Bodenkarte ist in *Tabelle 4* dargestellt, die Profilbeschreibung findet sich in *Abbildung 11*, die Korngrößenverteilung, Humus- und Kalkgehalt sowie der pH-Wert ist in *Tabelle 5* dargestellt.

<i>Bodentyp und Ausgangsmaterial</i>	Tschernosem aus Löß
<i>Wasserverhältnisse</i>	mäßig trocken; mäßige Speicherkraft, mäßige Durchlässigkeit
<i>Horizonte</i>	A1p(25-35); A2(65-90); AC(75-110); C(120);
<i>Bodenart und Grobanteil</i>	A1p, A2, AC lehmiger Schluff oder schluffiger Lehm, C Lehmgiger Schluff, zT. sandiger Schluff
<i>Humusverhältnisse</i>	A1p, A2 mittelhumos; Mull AC schwach humos; Mull
<i>Kalkgehalt</i>	A1p, A2 schwach bis stark kalkhaltig (kalkarme Horizonte möglich)
<i>Bodenreaktion</i>	alkalisch
<i>Erosionsgefahr</i>	mäßig windgefährdet
<i>Bearbeitbarkeit</i>	Bearbeitung durch Schollenbildung mäßig erschwert
<i>Natürlicher Bodenwert</i>	hochwertiges Ackerland

Tabelle 4: Bodenkundliche Beschreibung Standort Mistelbach (BFW,2009)

Profilbeschreibung



- A_{1p} 0 – 30 cm, erdfrisch, lehmiger Schluff, mittelhumos (Mull), mäßig kalkhaltig, deutlich mittelkrümelig, mittelporös, leicht zerdrückbar, dunkelgraubraun (10 YR 3/2), gut durchwurzelt, mäßige Regenwurm-tätigkeit, übergehend
- A₂ 30 – 85 cm, erdfrisch, lehmiger Schluff, mittelhumos (Mull), stark kalkhaltig, deutlich mittelkrümelig, mittelporös, leicht zerdrückbar, dunkelgrau (10 YR 3/1), gut durchwurzelt, übergehend
- AC 85 – 95 cm, erdfrisch, lehmiger Schluff, schwach humos (Mull), stark kalkhaltig, mittelporös, dunkelgrau (10 YR 4/1), wenig durchwurzelt, übergehend
- C 95 – 200 cm, erdfrisch, lehmiger Schluff, stark kalkhaltig, un-deutlich feinkörnig/ Kanten gerundet, mittelporös (Lößge-füge), leicht zerdrückbar, lichtgelbbraun (2,5 Y 6/4), wenig durchwurzelt, Wurzel auslaufend, geringe bis keine Regen-wurm-tätigkeit

Abbildung 11: Profilbeschreibung Bodebearbeitungsversuche (BFW, 2009)

Mistelbach	Horizont	Tiefe (cm)	Textur	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)	Humus (%)	Kalk (%)	ph (nKCL)
	A1p	0-30	IU	6	71	23	2,5	3,5	7,4
	A2	30-85	uL	4	66	30	1,8	0,6	7,6
	AC	85-95	uL	4	69	27	1,2	16,2	7,9
	C	95-100	IU	4	72	24	0,5	28,2	8

Tabelle 5: Korngrößenverteilung, Humus- und Kalkgehalt und pH-Wert der Versuchsflächen (BFW, 2009)

3.2 Versuchsanordnung

Seit 2006 wird auf den untersuchten Parzellen von der landwirtschaftlichen Fachschule Mistelbach ein Bodenbearbeitungsversuch durchgeführt. Auf den Versuchsflächen wird Durum angebaut.

Die Anordnung der Parzellen erfolgte so, dass drei Wiederholungen jeder Bodenbearbeitungsvariante möglich sind. Das gesamte Feld wurde daher in 12 Parzellen mit 20m Länge und 6m Breite aufgeteilt, die einzelnen Wiederholungen wurden mittels Manipulationsstreifen von 15m Breite voneinander getrennt.

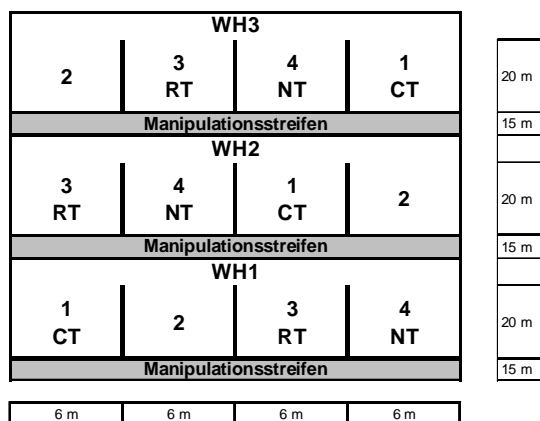


Abbildung 12: Versuchsanordnung der Parzellen mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Die konventionelle Bearbeitung (1) umfasst die Arbeitsschritte Stoppelbearbeitung mittels Scheibenegge, Grundbodenbearbeitung mittels Pflug, Grundbodenbearbeitung mittels Grubber und die Saat mittels Direktsaatmaschine.

Bei der minimierten Bearbeitung (2) wurde auf die Grundbodenbearbeitung mittels Pflug, bei der minimalen Bodenbearbeitung (3) auf die Bodenbearbeitung mittels Pflug und Grubber verzichtet.

Die Direktsaat (4) erfolgte ausschließlich mit einer Direktsaatmaschine. Das gesamte Versuchsprogramm mit den unterschiedlichen Schritten der Bodenbearbeitung des Jahres 2007 ist in *Abbildung 13* exemplarisch dargestellt. Im Rahmen der Diplomarbeit wurde auf die Untersuchung der minimierten Bodenbearbeitung (2) verzichtet.

Versuchsprogramm

Variante	Beschreibung	Stoppelbearbeitung	Stoppelbearbeitung	Grundbodenbearbeitung	Grundbodenbearbeitung	Saat
	Gerät	Scheibenegge	Scheibenegge	Pflug	Grubber	Direktsaatmaschine
	Datum der Durchführung:	15.07.2007	13.08.2007	15.10.2007	15.10.2007	17.10.2007
1	Konventionelle Bodenbearbeitung	✓	✓	✓	---	✓
2	Minimierte Bodenbearbeitung	✓	✓	---	✓	✓
3	Minimalbodenbearbeitung	✓	✓	---	---	✓
4	Keine Bodenbearbeitung	---	---	---	---	✓

Abbildung 13: Versuchsprogramm der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren für das Jahr 2007

Im Jahr 2009 wich jedoch die Bodenbearbeitung von der geplanten Versuchsanordnung ab. Die Stoppelbearbeitung erfolgte am 7. August 2009 auf allen Feldern. Der Bodenbearbeitungsversuch wurde daraufhin, von der landwirtschaftlichen Fachschule abgebrochen, womit auch ein Ende der Dokumentation verbunden war. Die weitere Bodenbearbeitung konnte in etwa rekonstruiert werden und ist in *Tabelle 6* dargestellt. Es konnte nicht geklärt werden ob die Grundbodenbearbeitung tatsächlich stattgefunden hat, oder auf diese verzichtet wurde. Auf allen Varianten wurde am 18. September 2009 eine Winterbegrünung mittels Direktsaatmaschine gesät.

Bodenbearbeitung	Ernte	Stoppelbearbeitung	Grundbodenbearbeitung	Direktsaat
		<i>Scheibenegge</i>	<i>Scheibenegge/Grubber/Pflug</i>	<i>Direktsaatmaschine</i>
2009	28. Jul	07. Aug	August/September	18. Sep
konventionell	+	+	+/-	+
reduziert	+	+	+/-	+
Direktsaat	+	+	+/-	+

Tabelle 6: Modifizierte Bodenbearbeitung in der Vegetationsperiode 2009

3.3 Probenahme

Die Probenahme auf den Parzellen erfolgte in wöchentlichen Intervallen zwischen Juli und Oktober 2010. Von allen Wiederholungen und Bearbeitungsvarianten (ausgenommen minimierte Bodenbearbeitung (2)) wurden mittels Schlagbohrer Proben in zwei unterschiedlichen Profiltiefen (0-10cm 10-20cm) genommen. Für jede Parzelle wurden dabei drei Bohrungen gleichmäßig verteilt über die jeweilige

Versuchsfläche gemacht. Damit konnte ausreichend repräsentatives Material für die anschließenden Laboruntersuchungen gewährleistet werden. Anschließend wurden die Proben in Pergamentpapiertüten gesammelt, in einer luftdicht verschlossenen Box aufbewahrt und transportiert. Damit konnte ein Austrocknen der Bodenprobe verhindert und der natürliche Wassergehalt weitestgehend erhalten werden. Im Labor wurde unmittelbar der Massenwassergehalt bestimmt. Dafür wurden die gesammelten Proben (~100g) im feuchten Zustand gewogen und anschließend im Trockenschrank bei 105°C getrocknet. Am darauffolgenden Tag wurden die trockenen Proben gewogen und nach Formel (5) der Massenwassergehalt im Prozent ermittelt (ÖNormL1062, 1988).

$$MWG = \frac{mf - mtr}{mtr} * 100\% \quad (5)$$

MWG	Massenwassergehalt [%]
mf	Masse der naturfeuchten Bodenprobe [g]
mtr	Masse der Bodenprobe nach Trocknung bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz [g]

Für die weiteren Laboruntersuchungen wurden die Bodenproben im Kühlraum aufbewahrt. Die Untersuchung dieser erfolgte gesondert zu einem späteren Zeitpunkt, wobei für jedes Monat der erste Probenahmetermin herangezogen wurde.

Zur Bestimmung der Korngrößenverteilung wurde an einem Untersuchungstag die entsprechende Bodenmenge, nach oben beschriebenen Prinzip, entnommen.

3.4 Feldmessungen

Im Feld wurden die heterotrophe und die autotrophe Respiration, die sogenannte Bodenatmung, in Form des aus dem Boden emittierten CO₂ und die Bodentemperatur gemessen.

Für die CO₂ Messungen wurde ein tragbares Feldmessgerät (siehe Abbildung 14) bestehend aus einem Infrarot-Gasanalysator (EGM-4, PP Systems) in Kombination mit einer zylinderförmigen Bodenatmungskammer (Durchmesser 10cm, Höhe 15cm; SRC-1, PP Systems) verwendet. Das Messsystem zählt zu den sogenannten dynamischen geschlossenen Methoden der CO₂ Messungen (siehe Kapitel 2.5)

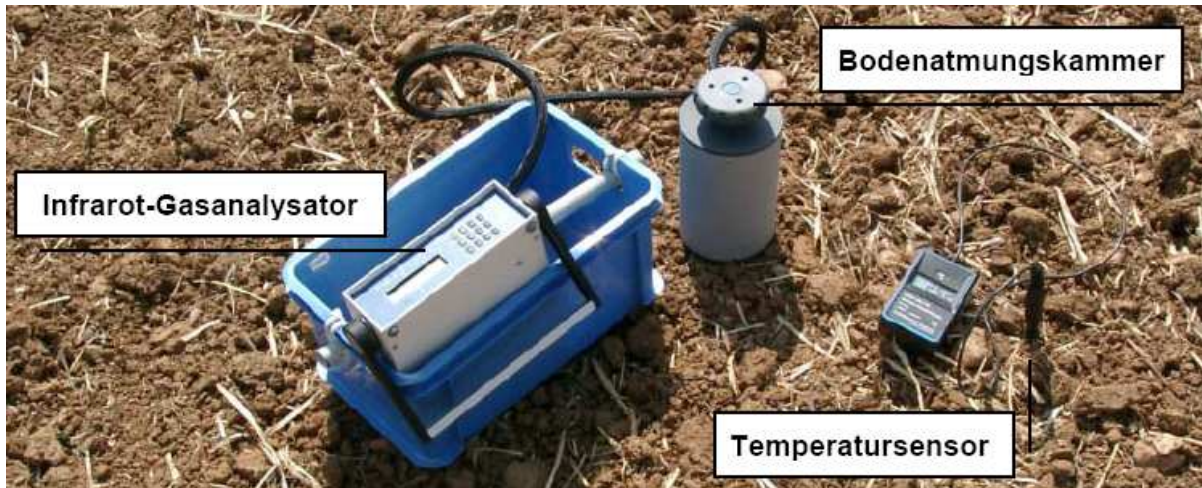


Abbildung 14: Tragbares Bodenatmungsmesssystem, EGM4 + SCR1

Der Gasanalysator und die Kammer sind bei diesem Gerät durch ein Schlauchsystem miteinander verbunden. Zu Beginn jeder Messung wird einige Sekunden lang Umgebungsluft durch das Messsystem gepumpt. Damit wird das Gerät auf die CO₂ Konzentration der Umgebungsluft also des CO₂ Gehaltes der Atmosphäre zum Zeitpunkt t_0 eingestellt. Dieser ist für die Berechnung der Flussrate nach Formel (6) bedeutend. Anschließend setzt man die Bodenatmungskammer auf den Boden auf, wobei die Stahlkante am unteren Rand einige Millimeter in die Erde gedrückt wird. Über die Dauer eines Messvorganges wird Luft aus der Testkammer zum Gasanalysator und wieder zurück in den Zylinder gepumpt. Um eine homogene Gasverteilung zu gewährleisten, wird die Luft im Zylinder während der gesamten Messung vorsichtig umgewälzt.

Aufgrund der höheren CO₂ Konzentration in der Bodenluft kommt es zur Diffusion von CO₂ in die Messkammer bis ein konstanter Wert zum Zeitpunkt t_n erreicht wird. Nach Formel (6) kann nun der CO₂ Fluss F_c errechnet werden.

$$F_C = \frac{C_{CO_2(t_0)} - C_{CO_2(t_n)}}{t_n} * \frac{V}{A} \quad (6)$$

F_C	CO_2 Fluss [$g CO_2 m^{-2}h^{-1}$]
$C_{CO_2(t_0)}$	CO_2 Konzentration zum Startzeitpunkt t_0
$C_{CO_2(t_n)}$	CO_2 Konzentration zum Zeitpunkt t_n
V	Volumen des Messzylinder
A	Querschnittsfläche des Messzylinders

Die CO_2 Konzentrationserfassung erfolgt alle 4,8 Sekunden. Eine Druck- und Temperaturkontrolle erfolgt automatisch. Die Messdauer kann eingestellt werden. Im Rahmen dieser Arbeit, konnte ein konstanter Wert nach 50 bis 60 Sekunden beobachtet werden. Für jede Parzelle wurden drei bis fünf Einzelmessungen durchgeführt. Wichen die Werte zu stark voneinander ab, wurden mehre Messungen durchgeführt.

Da mit der dynamische geschlossenen Kammermethode nur Terminmessungen möglich sind, wurden die Messungen am späten Vormittag durchgeführt, da zu diesem Zeitpunkt die Bodenatmung am ehesten dem Tagesmittelwert entspricht (Lou et al., 2003, Savage and Davidson, 2003).

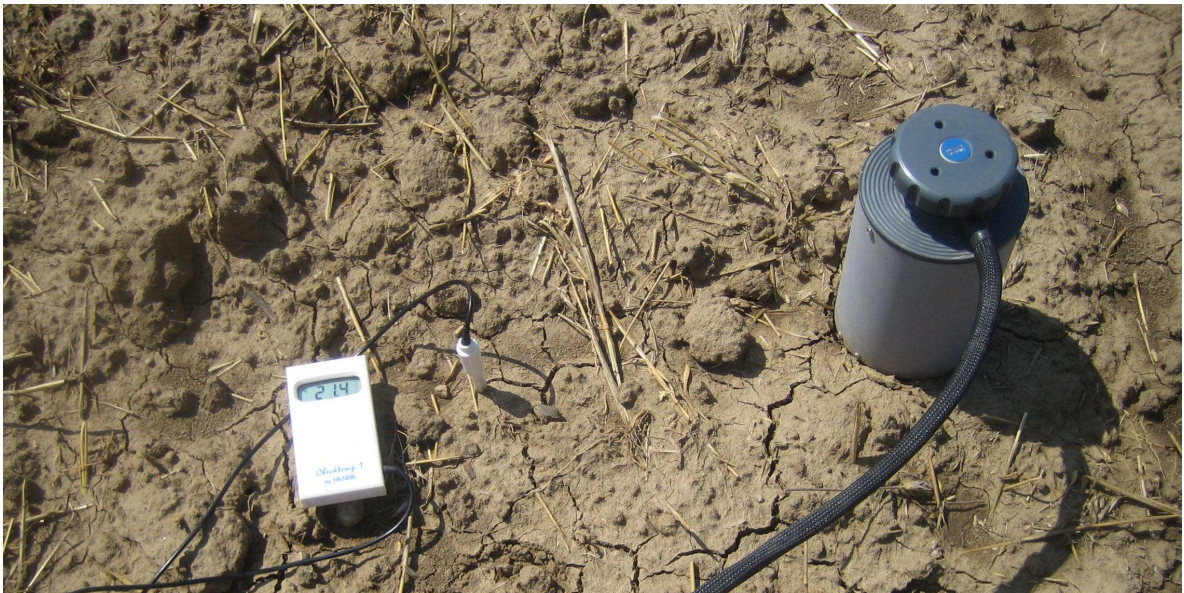


Abbildung 15: Messung der CO_2 Emissionen, nach der Ernte

3.5 Laborbestimmungen

- **Gesamtkohlenstoffgehalt C_{tot} und Gesamtstickstoffgehalt N_{tot}**

Der Gesamtkohlenstoff und der Gesamtstickstoff wurden mit Hilfe des C/N Analysators der Firma Elementar durchgeführt, nach ÖNorm L 1080 (1989) durchgeführt. Der Elementaranalysator arbeitet nach dem Prinzip der katalytischen Rohrverbrennung bei hohen Temperaturen (900°C) unter Sauerstoffzufuhr. Die Verbrennungsgase werden von störenden Fremdgasen (z.B. flüchtigen Halogenen) gereinigt. Die C- und N-Komponenten werden mittels spezifischen Adsorptionssäulen voneinander getrennt und anschließend mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WDL) bestimmt.

- **Anorganischer Kohlenstoffgehalt C_{anorg}**

Die Bestimmung des anorganischen Kohlenstoffes erfolgte nach der Scheibler Methode mit einem Calcimeter. Diese Methode beruht auf die Tatsache, dass die im Boden vorkommenden Carbonate (in erster Linie CaCO_3 , aber auch MgCO_3 , FeCO_3 und Na_2CO_3) durch Salzsäure zerstört werden und als CO_2 austreiben. Die Scheibler Apparatur ermöglicht die gasvolumetrische Bestimmung des entweichenden CO_2 .

- **Organischer Kohlenstoffgehalt C_{org}**

Der organische Kohlenstoffgehalt ergibt sich aus der Differenz des C_{tot} und C_{anorg} .

- **pH-Wert**

Der pH-Wert ist der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionen Aktivität. Seine Ermittlung erfolgte indem die Bodenprobe zunächst gemahlen wurde, danach wurde mit einer 0,01 molaren CaCl_2 -Lösung und destilliertem Wasser eine Suspension mit dem Mischungsverhältnis 1:2,5 erzeugt. Diese Suspension wurde eine Stunden geschüttelt und anschließend mittels pH-Meter mit Glaselektrode der pH-Wert bestimmt (ÖNormL1083, 1989)

- **Elektrische Leitfähigkeit**

Die elektrische Leitfähigkeit EC ist ein Summenparameter für dissoziierte Stoffe (gelöste Stoffe). Ihre Größe hängt von der Konzentration und dem

Dissoziierungsgrad der Ionen, von der Temperatur und von der Wanderungsgeschwindigkeit der Ionen im elektrischen Feld ab. Bei Bodenuntersuchungen gibt die Leitfähigkeit Hinweise auf den Anteil löslicher Salze, somit auf das osmotische Potenzial und das landwirtschaftliche Nutzungspotential von Böden. Die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit erfolgt im wässrigen Bodenauszug und ist direkt proportional dem Salzgehalt der Bodenlösung.

Zur Bestimmung der Leitfähigkeit wurde die für die pH-Wert Messung erstellt Bodensuspension eine weitere Stunde geschüttelt und anschließend filtriert. Anschließend wurde die Leitfähigkeit des Filtrats mit einem Sensor gemessen. Dabei erfolgte die Korrektur der Temperatur automatisch.

- **Korngrößenverteilung**

Unter der Korngrößenverteilung versteht man den Anteil der Massenanteile des Grobbodens und des Feinbodens Sand (S), Schluff (U) und Ton (T) von Mineralböden. Als Feinboden wird der Siebdurchgang <2mm bezeichnet, der Rückstand als Grobboden.

Die Bestimmung des Grobbodens erfolgt mittels Trockensiebung und ist nur bei einem geschätzten Grobbodenanteil >10% gesondert vorzunehmen. Da der Anteil des Grobbodens bei unseren Versuchsflächen <10% war, wurde keine Trockensiebung durchgeführt.

Die Kornverteilung des Feinbodens wurde mit dem 2mm Durchgang mittels einer Nasssiebung mit dem Feinboden Siebsatz und dem Pipettenverfahren, nach ÖNorm L 1061-1 (2002) und Önorm L 1061-2 (2002) bestimmt.

Die Bodenproben mussten zunächst luftgetrocknet werden, danach erfolgte die Siebung bei 2mm Maschenweite, wobei gegebenenfalls Bodenaggregat zunächst zerrieben werden mussten. Anschließend wurde eine Probenmenge von 100g für die Nasssiebung und 20g für das Pipettenverfahren verwendet.

Bei der Nasssiebung wurde der Sandanteil und die weitere Unterteilung der Sandfraktion ermittelt. Dabei wurde der Anteil des Rückstandes des jeweiligen Siebes mit bestimmter Maschenweite bestimmt. Beim Pipettenverfahren wurde der Schluff- und Tonanteil ermittelt. Dabei wurde nach dem Stokesschen Gesetz die sich

in einer bestimmten Tiefe abgesetzte Menge des Feinbodens bestimmt und dann rechnerisch der Schluff- und Tonanteil ermittelt.

3.6 Klimadaten

Die langjährigen Klimadaten wurden aus dem hydrographischen Jahrbuch bezogen. Die Daten für das Jahr 2009 wurden direkt von der Messstelle Nagerln, des hydrographischen Dienstes bezogen. Nagerln befindet sich 20km südlich von Mistelbach. Zur Erfassung lokaler Niederschlagsereignisse wurde ergänzend mittels Regenmesser die Summe der Niederschläge zwischen den Messintervallen erfasst. Die Daten des hydrographischen Dienstes wurden mit den Messergebnissen vor Ort abgeglichen. Es konnten dabei keine besonderen Abweichungen des Niederschlages beobachtet werden.

Durch die Mitarbeiter der Fachschule Mistelbach oder fremde Personen, wurde das Niederschlagsmessgerät vor Ort drei Mal abgebaut und nicht wieder aufgestellt. Die fehlenden Werte des Niederschlages vor Ort wurden aus dem Datensatz des hydrographischen Dienstes interpoliert.

Die Lufttemperatur wurde für jeden Messtermin direkt vor Ort gemessen und dokumentiert.



Abbildung 16: Erfassung der Niederschläge mittels Regenmesser

3.7 Statistische Auswertung

Zur Ermittlung signifikanter Unterschiede wurde ein Vergleich der Mittelwerte mittels mit IBM SPSS Statistics 19. Es wurde eine einfaktorielle ANOVA durchgeführt.

4. Untersuchungsergebnisse

Die Ergebnisse der Bestimmung der Korngrößenverteilung sind in *Tabelle 7*. Es konnten keine Abweichungen zwischen unterschiedlichen Wiederholungen, unterschiedlichen Varianten der Bodenbearbeitung und unterschiedlichen Bodentiefen beobachtet werden. Die ermittelte Korngrößenverteilung entspricht den Angaben der österreichischen Bodenkarte. Bei den untersuchten Parzellen handelte es sich um lehmige Schluffe.

	WH1			WH2			WH3		
	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]
Konventionelle Bodenbearbeitung									
0-10	11,6	69,9	18,5	9,9	65,8	24,3	7,7	68,8	23,5
10-20	9,7	67,7	22,6	8,1	67,8	24,1	8,5	66,0	25,5
Reduzierte Bodenbearbeitung									
0-10	9,4	69,8	20,7	7,6	68,2	24,1	8,5	66,8	24,6
10-20	11,2	66,8	22,0	9,4	65,8	24,8	7,6	67,2	25,2
Direktsaat									
0-10	9,4	70,9	19,7	8,9	68,4	22,7	7,6	68,0	24,4
10-20	9,5	68,8	21,7	9,2	65,6	25,2	8,5	65,5	26,0

Tabelle 7: Ergebnisse der Korngrößenverteilung

Die Niederschlags- und Temperaturverteilung für den Beobachtungszeitraum ist in *Abbildung 17* dargestellt. Ab 8. Juli wurden die Erhebungen vor Ort in wöchentlichen Intervallen durchgeführt. Im Untersuchungszeitraum herrschte ein mildes Klima mit Temperaturwerten zwischen 15 und 26°C. Im Herbst ist ab dem 6. Oktober ein rascher Rückgang der Temperatur auf einen Tiefstwert von 5°C, verbunden mit mäßigen Niederschlägen, zu beobachten. Gegen Ende Oktober lassen die Niederschläge nach und es kommt wieder zu einer spürbaren Erwärmung auf bis zu 15°C Tagesmittelwert.

Die klimatischen Trends an der Messstelle Nagerln, konnten auch mit den in-situ Messungen, wenn auch mit geringerer Genauigkeit und zeitlicher Auflösung beobachtet werden. Die Niederschlags- und Temperaturverteilung auf den Versuchsflächen ist in *Abbildung 18* dargestellt. Dabei handelt es sich bei den Niederschlagswerten um Summen des Niederschlags zwischen den einzelnen Untersuchungszeitpunkten. Nicht vorhandene Werte der Niederschlagsmessung wurden aus den Daten des hydrographischen Dienstes interpoliert. Vier Messtermine

wurden von stärkeren Niederschlagsperioden beeinflusst, während die Übrigen von wenig bis keinen Niederschlägen geprägt waren.

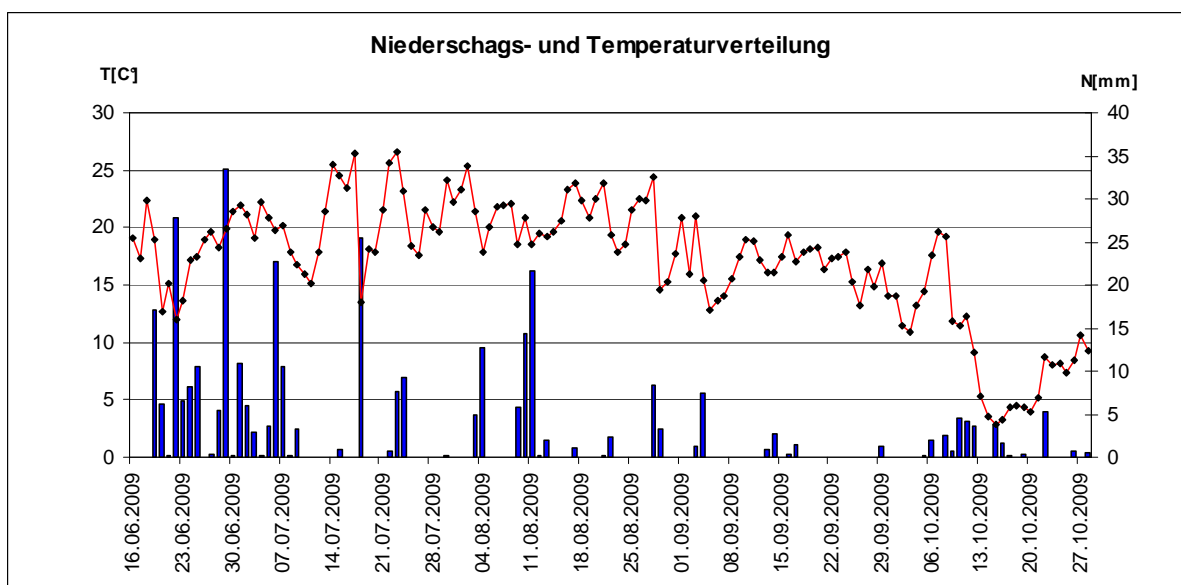


Abbildung 17: Niederschlags- und Temperaturverteilung, Messstelle Nagerln

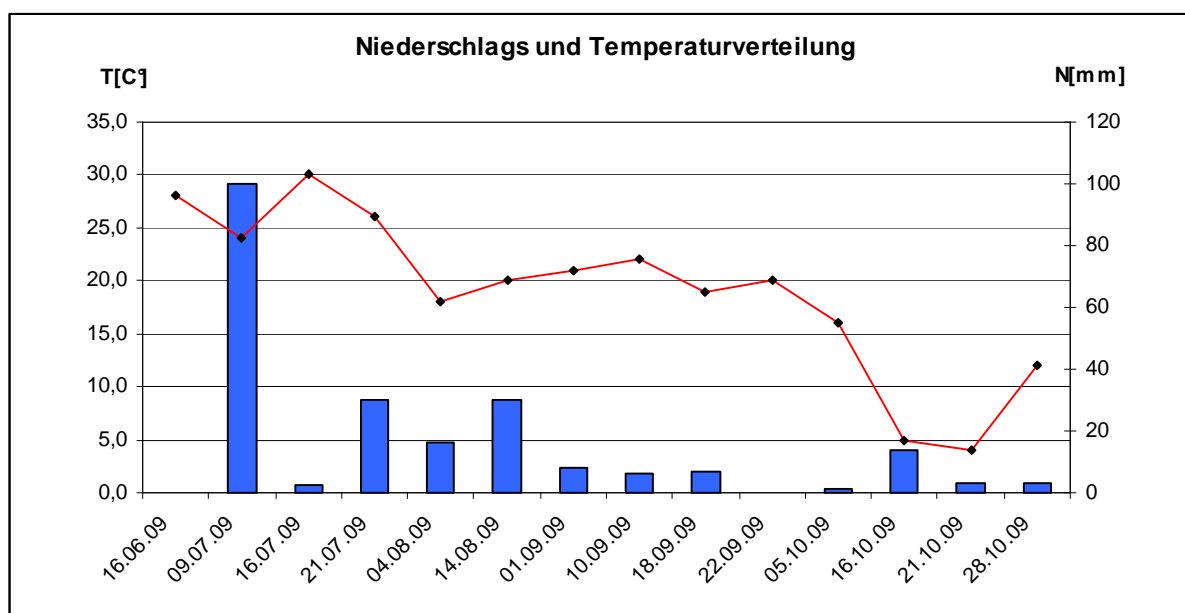


Abbildung 18: Niederschlags- und Temperaturverteilung auf den Versuchsflächen

Die Messungen der CO₂- Emissionen fanden außer der Messung am 4. August zu Zeitpunkten ohne unmittelbar vorhergehende Niederschlagsereignisse statt.

Dem Messtermin am 9. Juli ist eine längere Niederschlagsperiode mit 172 mm Niederschlag vorangegangen, am Vortag des Messtermins, dem 8. Juli, endete

diese mit nur noch 0,1mm des Niederschlages. Dem Messtermin am 21. Juli ist ein Starkregenereignis mit 25mm am 18. Juli vorangegangen. Dem Messtermin gingen jedoch drei niederschlagsfreie Tage voraus. Dem Messtermin am 4. August sind geringe Niederschläge von 4,5 mm unmittelbar am 3. August vorangegangen, auch der Messtermin selbst war ein Regentag mit 13mm Niederschlag. Dem Messtermin am 14. August sind heftige Niederschläge am 10. und 11. August mit insgesamt 36mm Niederschlag vorangegangen. Auch hier gingen dem Messtermin allerdings drei niederschlagsfreie Tage voran. Die übrigen Messtermine sind ausschließlich durch geringe oder keine Niederschlagsereignisse geprägt.

Hinsichtlich der Bodentemperatur konnten keine Unterschiede zwischen den einzelnen Feldwiederholungen beobachtet werden. Auch hinsichtlich der unterschiedlichen Bodenbearbeitung konnten keine Unterschiede festgestellt. In *Abbildung 19* sind die Mittelwerte aller drei Wiederholung für unterschiedliche Bearbeitungsvarianten dargestellt. Bis Anfang Oktober liegen die Werte leicht schwankend bei 20°C. Dabei zeigt sich, dass der Boden hinsichtlich Temperatur geringe bis keine Reaktion auf geringe Schwankungen der Tagesmittelwerte zeigt. Dies ist in erster Linie auf die Pufferwirkung des im Boden gespeicherten Wasser zurückzuführen, da Wasser eine sehr hohe Wärmespeicherkapazität hat. Mit einem starken Rückgang oder Steigen der Temperaturwerte, nehmen auch die Bodentemperaturen ab bzw. zu. Ab Anfang Oktober senkt sich die Bodentemperatur von 20 auf 5°C, um mit dem Ansteigen der Lufttemperatur Ende Oktober wieder auf 10°C zu steigen.

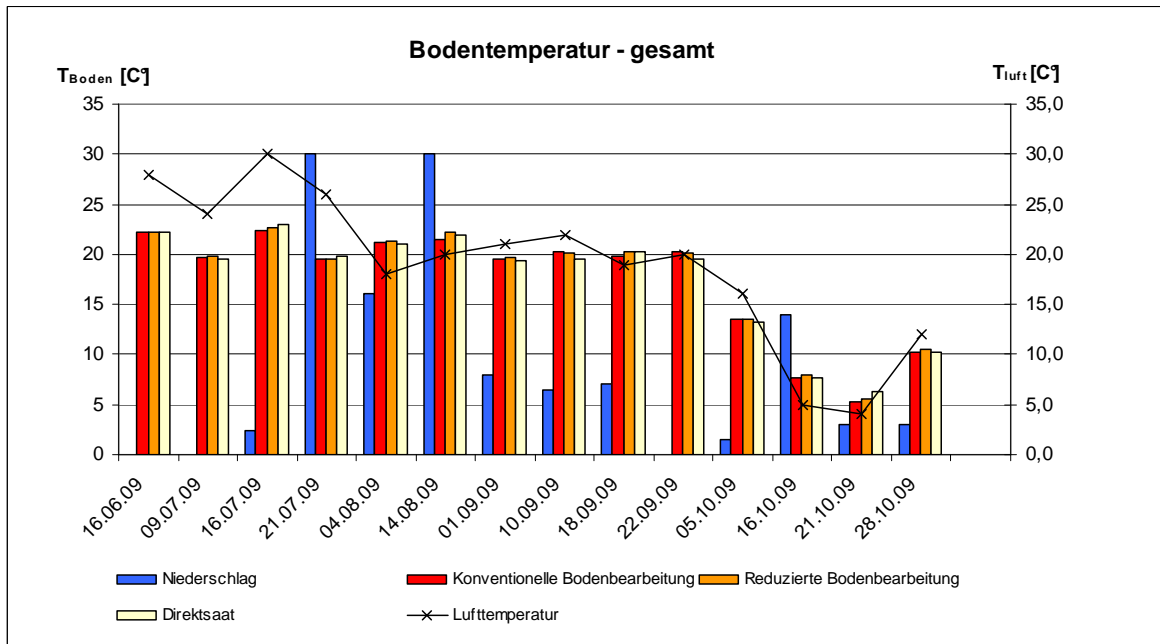


Abbildung 19: Mittelwerte der Bodentemperatur aller Wiederholungen

Hinsichtlich des Wassergehaltes können Unterschiede, zwischen den Feldwiederholungen, den Bodenbearbeitungsvarianten und der Entnahmetiefe festgestellt werden.

In der Entnahmetiefe 0-10cm kann für alle Wiederholungen und Bearbeitungsvarianten eine Variabilität in Korrelation zu Niederschlag und Temperatur beobachtet werden. Im Gegensatz dazu zeigte sich in der Entnahmetiefe 10-20 ein ausgeglichener Massenwassergehalt über den Untersuchungszeitraum hinweg (siehe Abbildung 20 und Abbildung 21)

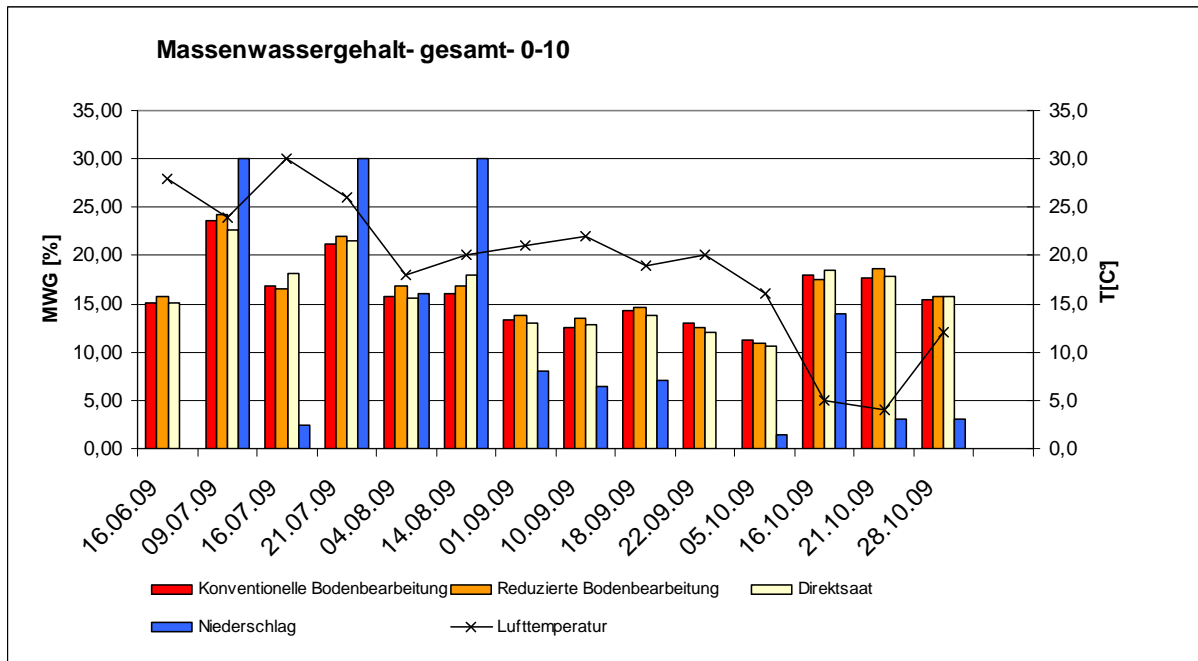


Abbildung 20: Mittelwerte des Massenwassergehaltes aller Wiederholungen in 0-10cm

In der Entnahmetiefe 0-10 schwanken die Mittelwerte aller Wiederholungen zwischen 11 und 25%, in der Entnahmetiefe 10-20 etwas geringer zwischen 13 und 22%. Während der Wassergehalt in Entnahmetiefe 0-10cm unmittelbar auf Niederschlags- und Temperaturschwankungen reagiert, kann in Entnahmetiefe 10-20cm eine geringe Reaktion auf klimatische Verhältnisse, zum Großteil jedoch ein konstanter bis schwache abnehmender Massenwassergehalt beobachtet werden.

Bei allen Wiederholungen können Unterschiede des Massenwassergehaltes bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung beobachtet werden. Dabei ist vor allem bei hohen Temperaturen und starken Niederschlägen bei der konventionellen und reduzierten Bodenbearbeitung eine unmittelbare Reaktion auf Verdunstung und Niederschläge zu beobachten, während bei der Direktsaat eine geringere Änderung des Massenwassergehaltes beobachtet werden kann. Während der Wassergehalt bei der konventionellen Bodenbearbeitung innerhalb einer Woche um 10% von 24,87 auf 14,70% infolge Temperaturanstieg sinkt, beträgt der Rückgang bei der reduzierten Bodenbearbeitung nur 7,75% und bei der Direktsaat nur 4,5%. Infolge Temperaturrückgang und Niederschlägen steigt der Wassergehalt bei der konventionellen Bodenbearbeitung innerhalb von fünf Tagen um 6,68% von 14,7% auf 21,4%, bei der reduzierten Bodenbearbeitung beträgt die Steigerung 5,7% bei der Direktsaat nur 2,96%.

WH1 0-10	MWG [%]	MWG [%]	MWG [%]	Temperatur	Niederschlag
Bearbeitung	<i>konventionell</i>	<i>reduziert</i>	<i>Direktsaat</i>	[C]	[mm]
09.07.09	24,87	23,75	23,46	24	30
16.07.09	14,70	16,01	18,96	30	2
21.07.09	21,4	21,7	21,9	26	30

Tabelle 8: Schwankungen Massenwassergehalt infolge Temperatur und Niederschlagsänderung

Diese Beobachtung konnte in beiden Entnahmetiefen festgestellt werden, wobei bei mildereren Bedingungen (weniger Niederschläge und niedrigere Temperatur) im Laufe der Vegetationsperiode ein Angleichen der Werte des Massenwassergehaltes stattfindet und die Unterschiede nicht mehr sichtbar sind.

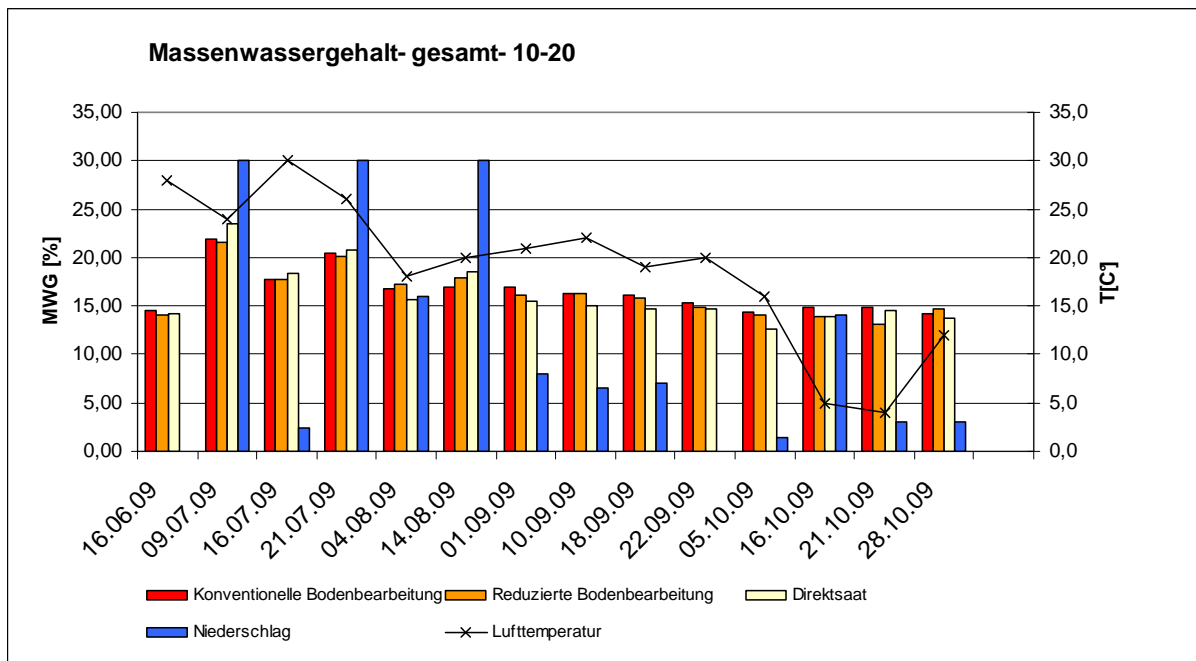


Abbildung 21: Mittelwerte des Massenwassergehaltes aller Wiederholungen in 10-20cm Tiefe

Auch hinsichtlich der Feldwiederholungen konnten geringfügige Unterschiede des Massenwassergehaltes ausgemacht werden. Diese äußern sich vor allem in einer geringfügigen Änderung in der Reaktivität auf klimatische Ereignisse. Es sind jedoch keine klaren Trends erkennbar (vgl. Abbildung 22 und Abbildung 23).

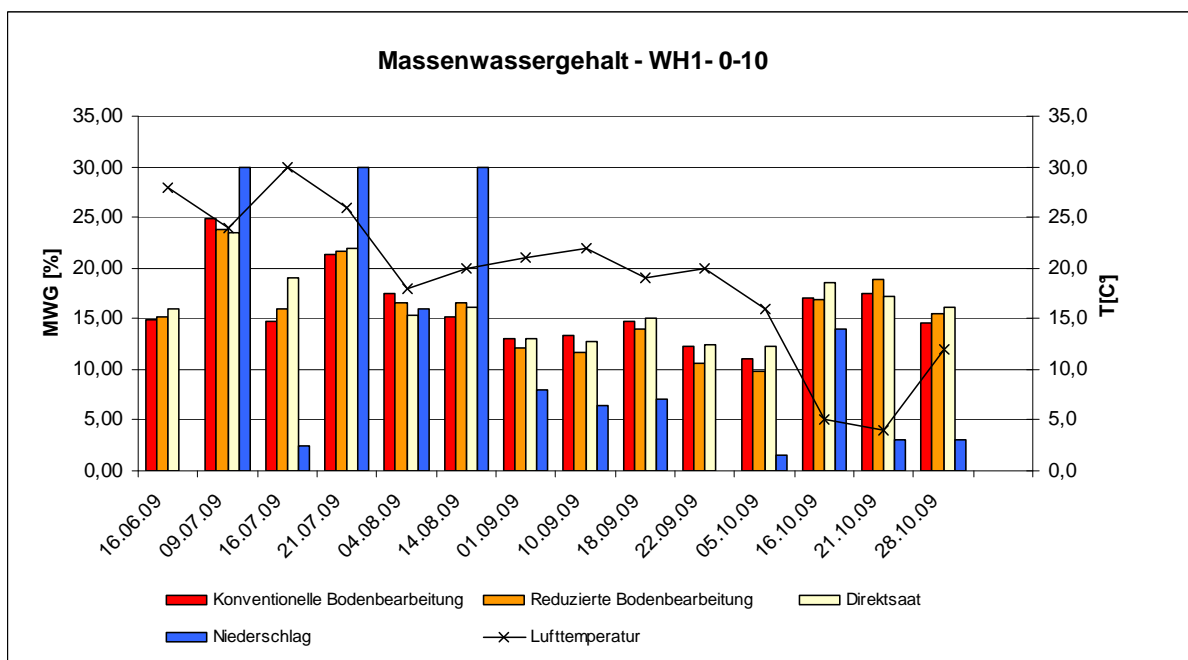


Abbildung 22: Mittlerer Wassergehalt WH1 in 0-10cm Entnahmetiefe.

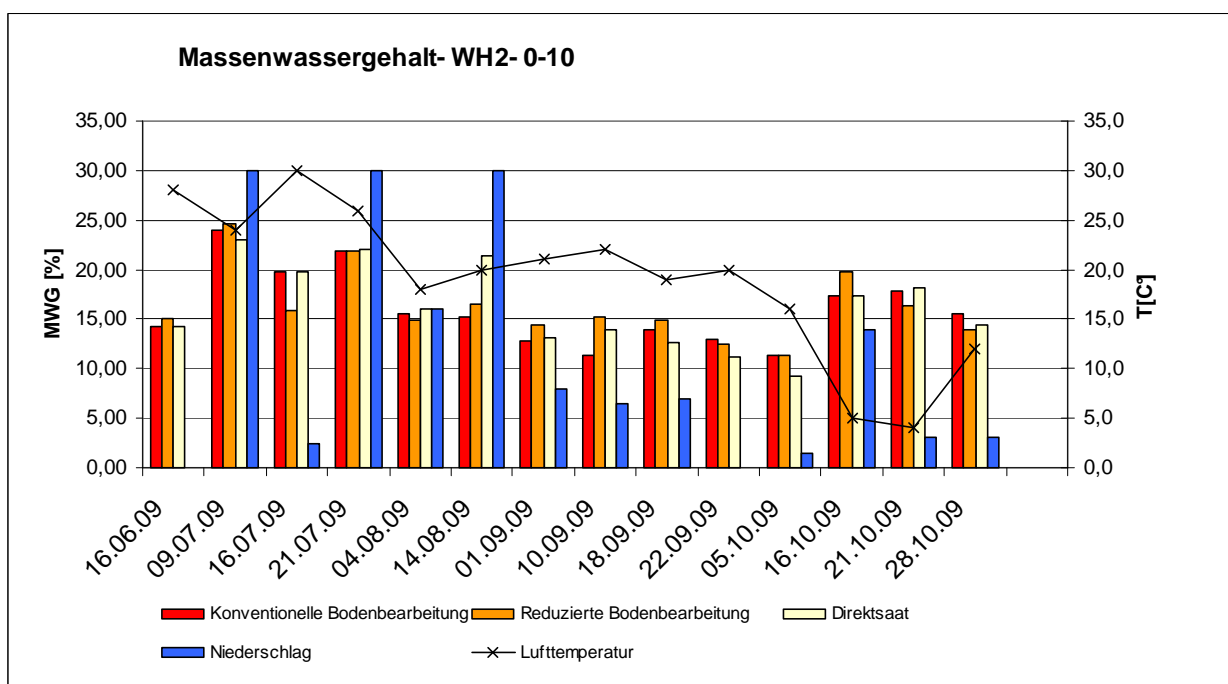


Abbildung 23: Mittlerer Wassergehalt WH2 in 0-10cm Entnahmetiefe..

Neben den klimatischen Bedingungen, sind Bodenbearbeitung und Entnahmetiefe wesentliche Einflussfaktoren auf den Massenwassergehalt.

Der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeiten zeigen keinen Unterschied hinsichtlich Bodenbearbeitung oder Feldwiederholung. Auch die Unterschiede in der Entnahmetiefe sind nicht besonders groß. Der Mittelwert aller Feldwiederholungen

und Bearbeitungsvarianten nimmt in 0-10cm Tiefe von 8,24 auf 7,65, in 10-20cm Tiefe von 8,25 auf 7,71 ab. Die elektrische Leitfähigkeit verhält sich indirekt proportional zum pH-Werten und steigt in 0-10cm von 190 auf 358 μ s, in 10-20cm Tiefe von 169 auf 326 μ s. Die Entwicklung beider Werte ist unter anderem auf die erhöhte H⁺ Konzentration, infolge des Abbaus organischer Substanz, in der Bodensuspension zurückzuführen.

	pH-Wert			el [μ s]		
	09. Juli. 09	01. Sept. 09	05. Okt. 09	09. Juli. 09	01. Sept. 09	05. Okt. 09
alle WH-0-10						
Konventionelle Bodenbearbeitung	8,22	8,10	7,63	183,33	266,00	358,33
Reduzierte Bodenbearbeitung	8,21	8,02	7,66	203,00	276,00	358,00
Direktsaat	8,29	8,04	7,65	185,33	269,67	358,00
Mittelwert	8,24	8,05	7,65	190	270	358

Tabelle 9: pH-Wert und Leitfähigkeit in 0-10cm Tiefe

	pH-Wert			el [μ s]		
	09. Juli. 09	01. Sept. 09	05. Okt. 09	01. Sept. 09	05. Okt. 09	05. Okt. 09
alle WH-10-20						
Konventionelle Bodenbearbeitung	8,26	8,15	7,65	155	201	312
Reduzierte Bodenbearbeitung	8,30	8,11	7,71	167	205	320
Direktsaat	8,21	8,13	7,71	172	197	334
Mittelwert	8,25	8,12	7,71	169	200	326

Tabelle 10: pH-Wert und Leitfähigkeit in 10-20cm Tiefe

Die Messungen der CO₂ Emissionen sind durch eine starke räumliche Variabilität gekennzeichnet. Zur Überprüfung ob auch zeitliche Schwankungen oder Fehler des Messgerätes vorliegen wurden, am 14. August je Messstelle mehrere Wiederholungsmessungen durchgeführt. Die Anordnung der Messpunkte erfolgte unmittelbar nebeneinander. Der Abstand der Messpunkte zueinander ist geringer als der Durchmesser der Messkammer, also kleiner 10cm. Die genaue Anordnung der Messpunkte ist *Abbildung 24* zu entnehmen.

Die Wiederholungsmessungen zeigen, dass weder zeitliche Schwankungen, noch ein Fehler des Messgerätes vorliegt. Auf einem Messpunkt ist die Varianz gering, die gemessenen Werte sind reproduzierbar. Die räumliche Variabilität innerhalb von weniger als 10cm hingegen ist sehr groß.



Abbildung 24: Messanordnung Wiederholungsversuch

W1		konventionell [g CO ₂ m ⁻² h ⁻¹]	reduziert [g CO ₂ m ⁻² h ⁻¹]	Direktsaat [g CO ₂ m ⁻² h ⁻¹]
Messpunkt 1				
	mw	0,49	0,75	0,82
	sd	0,12	0,12	0,10
Messpunkt 2				
	mw	0,75	0,58	0,57
	sd	0,12	0,06	0,06
Messpunkt 3				
	mw	1,21	0,94	0,78
	sd	0,10	0,06	0,15
gesamt				
	mw	0,79	0,76	0,72
	sd	0,32	0,17	0,15

Tabelle 11: Mittelwerte und Standardabweichung der Wiederholungsmessungen

Die in *Tabelle 11* dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Mittelwerte aller Werte für jede der Bodenbearbeitungsvarianten sehr ähnlich sind. Innerhalb der Messungen einer Parzelle ist jedoch eine starke räumliche Variabilität zu beobachten, die sich in einer hohen Standardabweichung ausdrückt.

Vergleicht man die höchsten und niedrigsten Werte innerhalb der Parzelle einer Bearbeitungsvariante, mit den Werte der Parzellen bei anderer Bodenbearbeitung so zeigt sich, dass die Schwankungen innerhalb eines Feldes höher sind, als die Schwankungen zwischen Feldern unterschiedlicher Bodenbearbeitung. So liegt die Differenz zwischen dem max. und min. Wert bei der konventionellen Bodenbearbeitung bei 0,72 g CO₂ m⁻² h⁻¹, während die Differenz zwischen dem max. Wert bei der konventionellen Bodenbearbeitung und dem min. Wert der Direktsaat nur 0,21 g CO₂ m⁻² h⁻¹ beträgt.

min/max Matrix	konventionell	reduziert	Direktsaat
konventionell	0,72	0,45	0,33
reduziert	0,21	0,36	0,23
Direktsaat	0,21	0,37	0,25

Tabelle 12: Differenzenmatrix der höchsten und tiefsten Werte für jede Bearbeitungsvariante

Im Rahmen der Messungen und der Auswertung wurden Extremwerte filtriert. Trotzdem sind vor allem nach der Ernte hohe Schwankungen der CO₂- Emissionen innerhalb einer Parzelle zu beobachten. Zu Beginn des Beobachtungszeitraums ist eine höhere räumliche Variabilität zu beobachten, als am Ende (siehe Abbildung 25). Die räumliche Variabilität variiert mit der Bodentemperatur und CO₂ Emissionen, wobei die niedrigste Variabilität ab der Saat der Zwischenfrucht und dem kontinuierlichen Rückgang der Bodentemperatur zu erkennen ist. In der Vegetationsperiode vor der Ernte sind höhere Variabilitäten, als im Herbst zu beobachten. Nach der Ernte und Niederschlägen ist bei stabil hoher Bodentemperatur die höchste Variabilität zu beobachten. Unmittelbar nach der Direktsaat ist eine niedrige Variabilität zu beobachten.

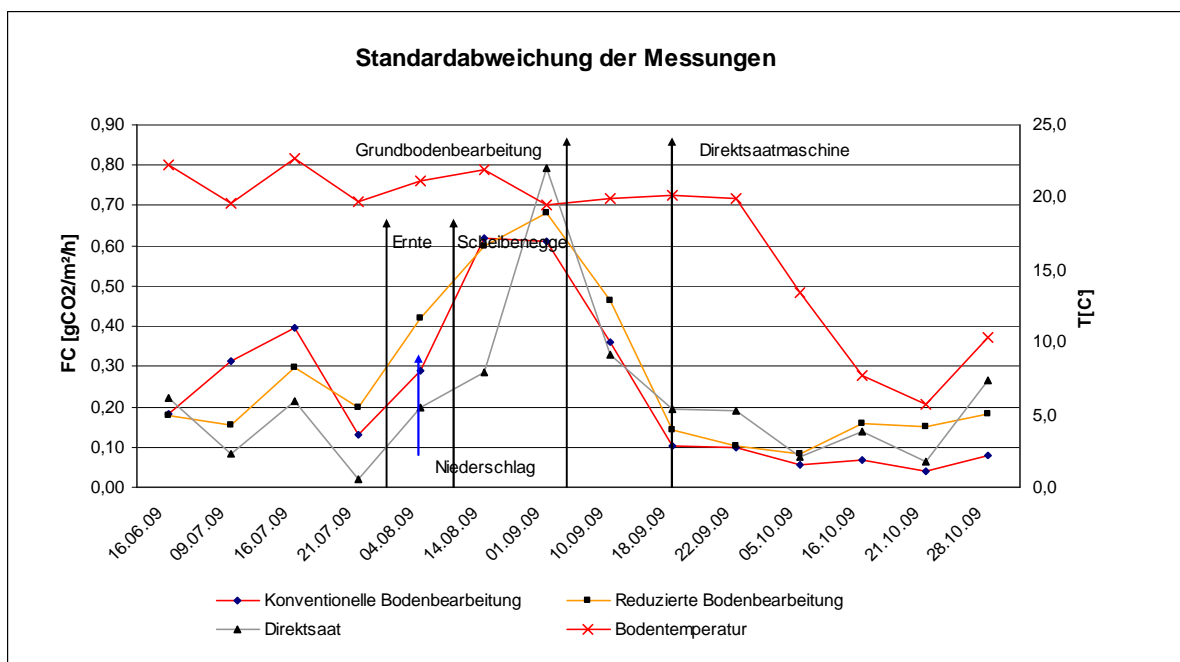


Abbildung 25: Standardabweichung der CO₂-Emissionen für unterschiedliche Bodenbearbeitung

	W1			W2			W3			gesamt		
	CT	RT	NT	CT	RT	NT	CT	RT	NT	CT	RT	NT
Standardabweichung												
16.06.09	0,20	0,13	0,24	0,05	0,16	0,04	0,21	0,17	0,16	0,18	0,18	0,22
09.07.09	0,34	0,09	0,12	0,17	0,10	0,19	0,07	0,02	0,02	0,31	0,15	0,08
16.07.09	0,43	0,17	0,19	0,42	0,26	0,48	0,04	0,41	0,18	0,39	0,30	0,21
21.07.09	0,14	0,13	0,03	0,11	0,24	0,23	0,15	0,09	0,01	0,13	0,20	0,02
04.08.09	0,31	0,14	0,04	0,10	0,25	0,20	0,22	0,07	0,25	0,29	0,42	0,20
14.08.09	0,32	0,17	0,15	0,38	0,28	0,07	1,07	0,51	0,17	0,62	0,60	0,29
01.09.09	0,33	0,62	0,78	0,83	0,47	0,61	0,63	1,04	0,81	0,61	0,68	0,79
10.09.09	0,31	0,14	0,31	0,12	0,12	0,08	0,30	0,33	0,23	0,36	0,47	0,33
18.09.09	0,08	0,16	0,13	0,13	0,09	0,21	0,02	0,07	0,09	0,10	0,14	0,19
22.09.09	0,03	0,07	0,10	0,07	0,10	0,17	0,02	0,10	0,10	0,10	0,10	0,19
05.10.09	0,02	0,07	0,07	0,05	0,09	0,05	0,06	0,09	0,06	0,06	0,08	0,07
16.10.09	0,03	0,08	0,17	0,04	0,15	0,10	0,07	0,02	0,15	0,07	0,16	0,14
21.10.09	0,01	0,05	0,08	0,01	0,19	0,07	0,07	0,05	0,04	0,04	0,15	0,06
28.10.09	0,04	0,11	0,22	0,11	0,10	0,05	0,06	0,13	0,13	0,08	0,18	0,27

Tabelle 13: Standardabweichung der CO₂-Emissionen für unterschiedliche Bodenbearbeitung

Die gemessenen Werte der CO₂ Emissionen variieren für jede einzelne Wiederholung. Allen gemeinsam ist die Bodentemperatur als die treibende Kraft der Bodenemissionen. In der Folge werden zunächst die CO₂ Emissionen der Wiederholungen einzeln dargestellt. Im Anschluss werden die ermittelten Mittelwerte aller Wiederholungen dargestellt.

Für die Wiederholung 1 können in der Vegetationsperiode die höchsten Emissionen von der Parzelle mit konventioneller (1,13 gCO₂ m⁻²h⁻¹) gefolgt von der Parzelle mit reduzierter Bodenbearbeitung (0,85 gCO₂ m⁻²h⁻¹) beobachtet werden. Die niedrigsten Emissionen in dieser Periode hat die Direktsaat (0,54 gCO₂ m⁻²h⁻¹). Nach der Ernte ist der Verlauf aller drei Bearbeitungsvarianten mit ~ 0,65 gCO₂ m⁻²h⁻¹ relativ konstant mit jeweils einer Spitze und einem Tiefpunkt für die konventionelle Bearbeitung (1,34/0,33 gCO₂m⁻²h⁻¹) und Direktsaat (0,96/0,53 gCO₂m⁻²h⁻¹). Nach der Saat der Winterbegrünung ist ein kontinuierlicher Rückgang der Emissionen mit der Bodentemperatur zu beobachten, wobei die Emissionen gegen Ende des Untersuchungszeitraumes mit höherer Bodentemperatur wieder steigen. Während am Anfang der Vegetationsperiode die Emissionen der konventionellen Bodenbearbeitung am höchsten sind, emittiert ab der Bearbeitung aller Felder mit der Direktsaatmaschine die Parzelle ohne Bodenbearbeitung das meiste CO₂.

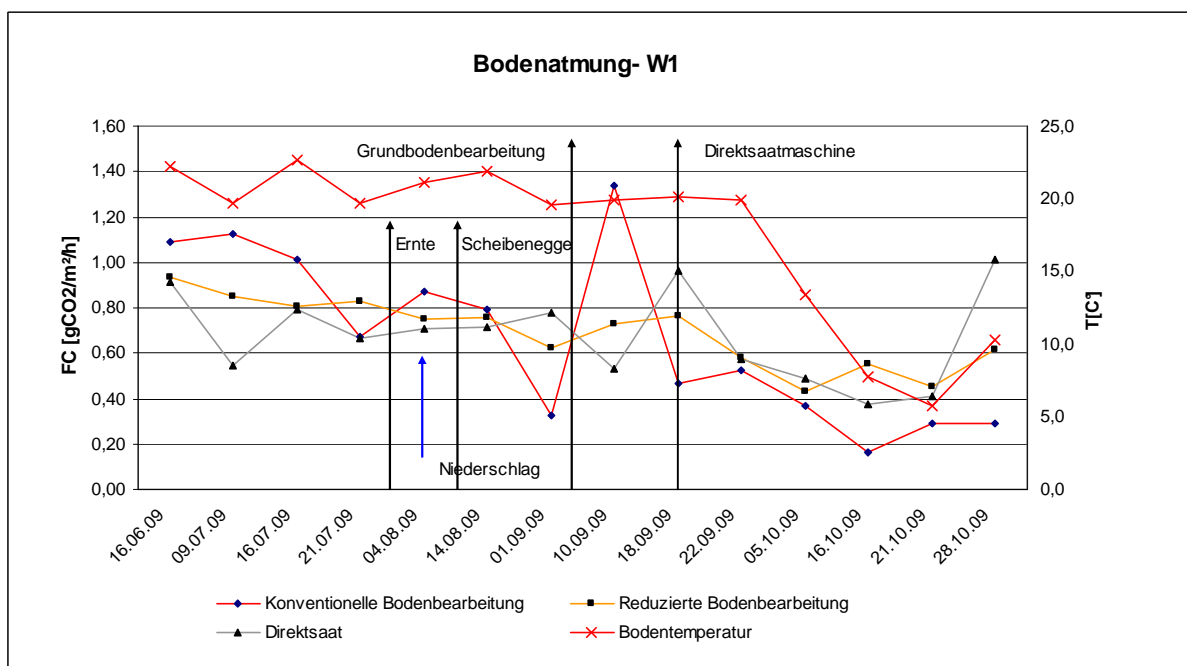


Abbildung 26: Bodenatmung Wiederholung 1, bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Bodenbearbeitung	konventionell	reduziert	Direktsaat
W1	[gCO ₂ m ⁻² ·1h]		
16.06.09	1,09	0,94	0,91
09.07.09	1,13	0,85	0,54
16.07.09	1,01	0,81	0,80
21.07.09	0,67	0,83	0,66
04.08.09	0,87	0,75	0,71
14.08.09	0,79	0,76	0,72
01.09.09	0,33	0,62	0,78
10.09.09	1,34	0,73	0,53
18.09.09	0,47	0,76	0,96
22.09.09	0,53	0,58	0,58
05.10.09	0,37	0,43	0,49
16.10.09	0,17	0,55	0,38
21.10.09	0,29	0,45	0,41
28.10.09	0,29	0,62	1,01

Tabelle 14: Messergebnisse Bodenatmung WH1

Auf der Wiederholung 2 liegen zu Beginn der Vegetationsperiode alle Werte sehr nahe. (konventionelle Bodenbearbeitung 1,22 gCO₂ m⁻²h⁻¹/ reduzierte Bodenbearbeitung 1,15 gCO₂ m⁻²h⁻¹ / Direktsaat 1,29 gCO₂ m⁻²h⁻¹). Die Werte zeigen in der Folge einen der Bodentemperatur entsprechenden Verlauf bis zur Ernte, wobei keine wesentlichen Unterschiede der einzelnen Bearbeitungsvarianten zu beobachten sind. Nach der Ernte und infolge des Niederschlags steigen die CO₂ Emission auf dem reduzierten Bearbeitungsfeld auf 1,7 gCO₂ m⁻²h⁻¹. Ähnlich ist auch die Entwicklung auf dem Feld mit konventioneller Bearbeitung mit einem Anstieg auf

1,2 gCO₂ m⁻²h⁻¹. Allmählich pendeln sich die Werte danach wieder auf einem Niveau um die 0,5 gCO₂ m⁻²h⁻¹ ein. Die Direktsaat zeigt keine besondere Reaktion auf Niederschlag und Bodenbearbeitung. Noch vor Bearbeitung mit der Direktsaatmaschine steigen die Emissionen der Direktsaat auf 0,89 gCO₂ m⁻²h⁻¹, um am Tag der Bodenbearbeitung ein Maximum von 1,28 gCO₂ m⁻²h⁻¹ zu erreichen. Konventionelle und reduzierte Bodenbearbeitung zeigen keine besondere Reaktion und bleiben stabil. Nach Bearbeitung mit der Direktsaatmaschine kommt es dem Bodentemperaturverlauf entsprechend zu einem Rückgang und schließlich leichtem Anstieg der Emissionen. Liegen die Werte zu Beginn der Vegetationsperiode sehr nahe, kann Ende Oktober die höchste Emission von der Direktsaat 0,51 gCO₂ m⁻²h⁻¹ beobachtet werden. Die Werte für reduzierte und konventionelle Bodenbearbeitung liegen bei 0,35 gCO₂ m⁻²h⁻¹.

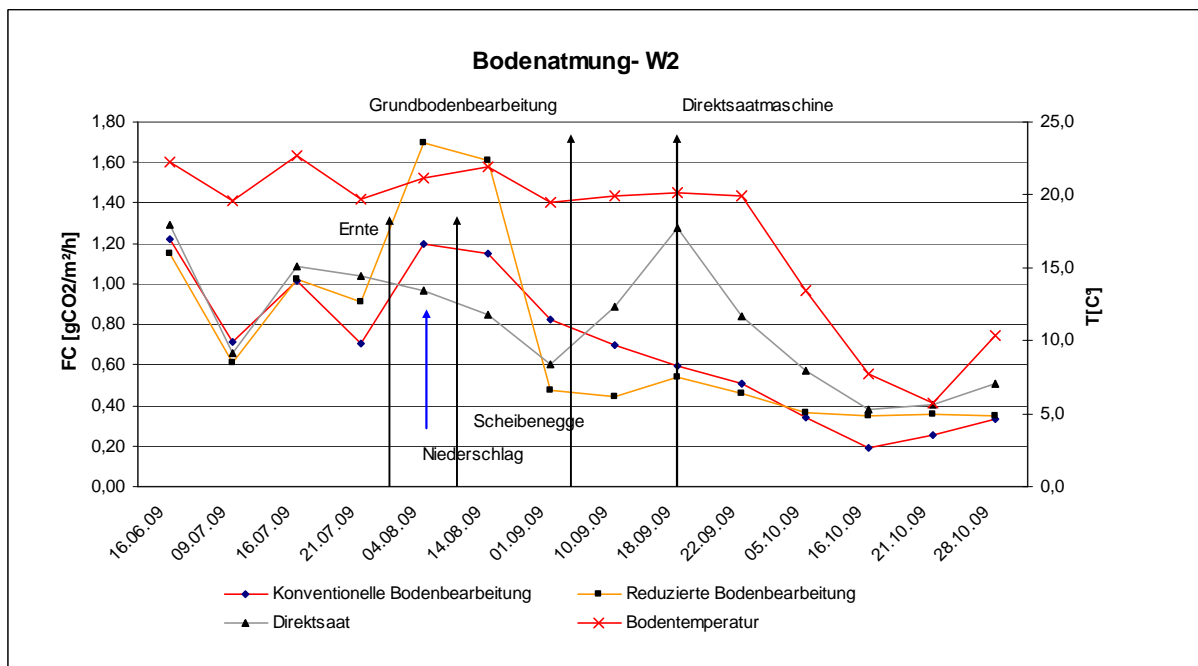


Abbildung 27: Bodenatmung Wiederholung 2, bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Bodenbearbeitung	konventionell	reduziert	Direktsaat
W2	[gCO ₂ m ⁻² -1h]		
16.06.09	1,22	1,15	1,29
09.07.09	0,71	0,61	0,66
16.07.09	1,02	1,03	1,09
21.07.09	0,71	0,92	1,04
04.08.09	1,20	1,70	0,97
14.08.09	1,15	1,61	0,85
01.09.09	0,83	0,47	0,61
10.09.09	0,70	0,44	0,89
18.09.09	0,60	0,54	1,27
22.09.09	0,51	0,46	0,84
05.10.09	0,34	0,36	0,57
16.10.09	0,19	0,35	0,38
21.10.09	0,26	0,35	0,41
28.10.09	0,34	0,35	0,51

Tabelle 15: Messergebnisse Bodenatmung WH2

Auf der Wiederholung 3 können zu Beginn ähnliche Emissionswerte auf allen Bearbeitungsvarianten beobachtet werden $\sim 1,1 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Im weiteren Verlauf reagieren die Emissionen bis zur Ernte auf den Bodentemperaturverlauf, wobei reduzierte Bodenbearbeitung gedämpft und Direktsaat kaum reagiert. Nach der Ernte und infolge des Niederschlags kommt es zu einem starken Anstieg der Emissionen. Bei der reduzierten Bodenbearbeitung auf $2,17 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$, bei der Direktsaat auf $1,44 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Die konventionelle Bearbeitung reagiert nur mäßig und steigt leicht auf 1,43. Der weitere Verlauf folgt wiederum der Bodentemperatur, wobei für reduzierte und konventionelle Bodenbearbeitung am 10. September mäßige Spitzen zu beobachten sind. Wie bei den übrigen Wiederholungen sinken nach der Direktsaat die Emissionen, wobei am Ende des Beobachtungszeitraum die Direktsaat die höchsten Emissionen $0,86 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$, gefolgt von der reduzierten $0,69 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ und der konventionellen Bodenbearbeitung $0,29 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ hat.

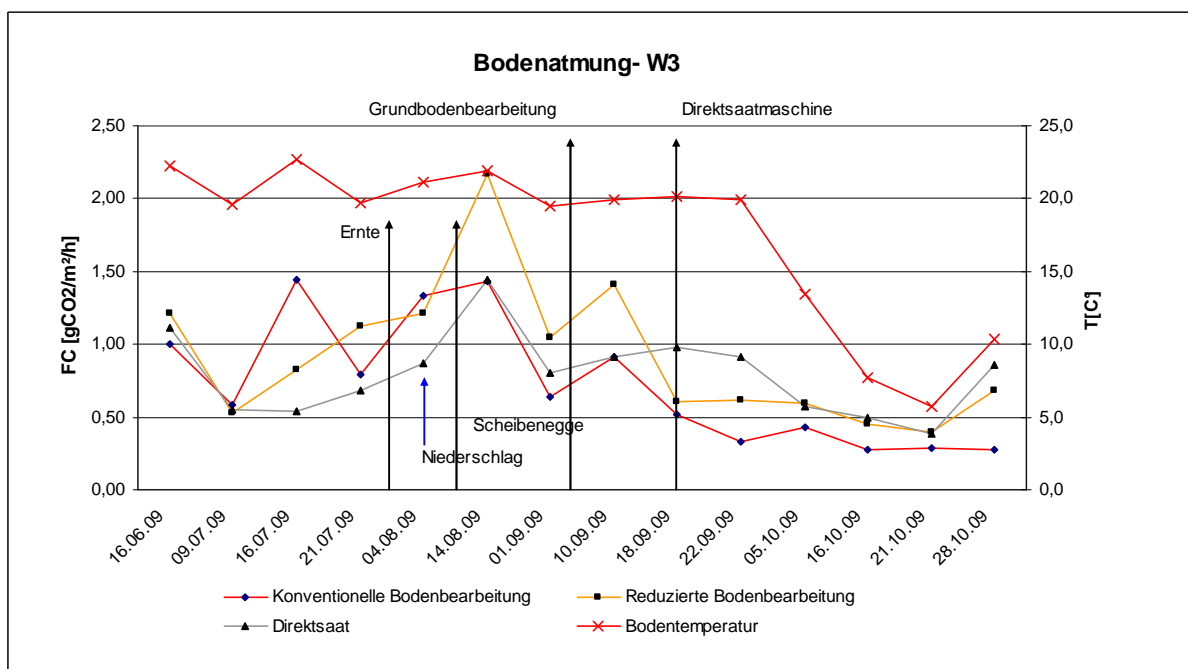


Abbildung 28: Bodenatmung Wiederholung 3, bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

W3	konventionell	reduziert	Direktsaat
Bodenbearbeitung	[gCO ₂ m ⁻² ·1h]		
16.06.09	1,01	1,21	1,12
09.07.09	0,59	0,53	0,55
16.07.09	1,45	0,82	0,54
21.07.09	0,79	1,12	0,68
04.08.09	1,34	1,22	0,87
14.08.09	1,43	2,17	1,44
01.09.09	0,63	1,04	0,81
10.09.09	0,92	1,41	0,91
18.09.09	0,52	0,61	0,98
22.09.09	0,33	0,62	0,91
05.10.09	0,43	0,60	0,57
16.10.09	0,28	0,45	0,50
21.10.09	0,29	0,40	0,38
28.10.09	0,28	0,69	0,86

Tabelle 16: Messergebnisse Bodenatmung WH3

Betrachtet man die Mittelwerte aller Wiederholungen so zeigt sich, dass der wichtigste CO₂ Emissionen beeinflussende Faktor die Bodentemperatur ist. Der Verlauf für alle drei Bodenbearbeitungsvarianten entspricht in etwa dem Bodentemperaturverlauf. Vor allem vor der Ernte in der Vegetationsperiode und nach der Saat der Winterbegrünung im Herbst, korrelieren die beobachteten CO₂ Emissionen mit der Bodentemperatur. Die Direktsaat zeigt, wie beim Verlauf des

Massenwassergehalts den gleichmäßigsten Verlauf über den Beobachtungszeitraum.

Zu Beginn emittieren alle drei Bodenbearbeitungsvarianten eine ähnliche Menge an CO_2 , wobei die konventionelle und reduzierte Variante $1,10 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ und die Direktsaat $1,0 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ emittieren. Bis zur Ernte liegen die Emissionen der konventionellen Bodenbearbeitung über den Werten der reduzierten Bodenbearbeitung. Die Direktsaat emittiert am wenigsten. Nach der Ernte und infolge des Niederschlags steigen die Emissionen der konventionellen und reduzierten Bodenbearbeitung überproportional dem Verlauf der Bodentemperatur auf $0,72 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ bzw. $0,94 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Die Direktsaat zeigt keine besondere Reaktion infolge Ernte und Niederschlag. Am 10. September sind kleine Spitzen für die konventionelle und reduzierte Bodenbearbeitung von $0,98 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ bzw. $0,86 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ zu beobachten, während die Direktsaat keine besondere Reaktion zeigt. Am Tag der Saat der Winterbegrünung zeigt die Direktsaat eine Spitze mit $1,06 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$, während konventionelle und reduzierte Bodenbearbeitung keinen Spitzenwert aufzeigen. Ab der Saat der Winterbegrünung folgend die CO_2 Emissionen dem Bodentemperaturverlauf, wobei die Direktsaat die höchsten Emissionen, gefolgt von der reduzierten und konventionellen Bodenbearbeitung aufweist. Am Ende des Beobachtungszeitraumes liegen die die Emissionen der Direktsaat bei $0,79 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$, jene der reduzierten Bodenbearbeitung bei $0,54 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ und jene der konventionellen Bearbeitung bei $0,30 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$.

alle WH	konventionell	reduziert	Direktsaat
Bodenbearbeitung	[gCO ₂ m ⁻² ·1h]		
16.06.09	1,10	1,10	1,00
09.07.09	0,81	0,66	0,55
16.07.09	1,11	0,88	0,70
21.07.09	0,72	0,94	0,67
04.08.09	1,13	1,18	0,80
14.08.09	0,95	1,07	0,83
01.09.09	0,61	0,68	0,79
10.09.09	0,98	0,86	0,70
18.09.09	0,53	0,63	1,06
22.09.09	0,46	0,51	0,78
05.10.09	0,38	0,39	0,53
16.10.09	0,21	0,45	0,41
21.10.09	0,28	0,40	0,40
28.10.09	0,30	0,54	0,79

Tabelle 17: Messergebnisse Bodenatmung alle WH

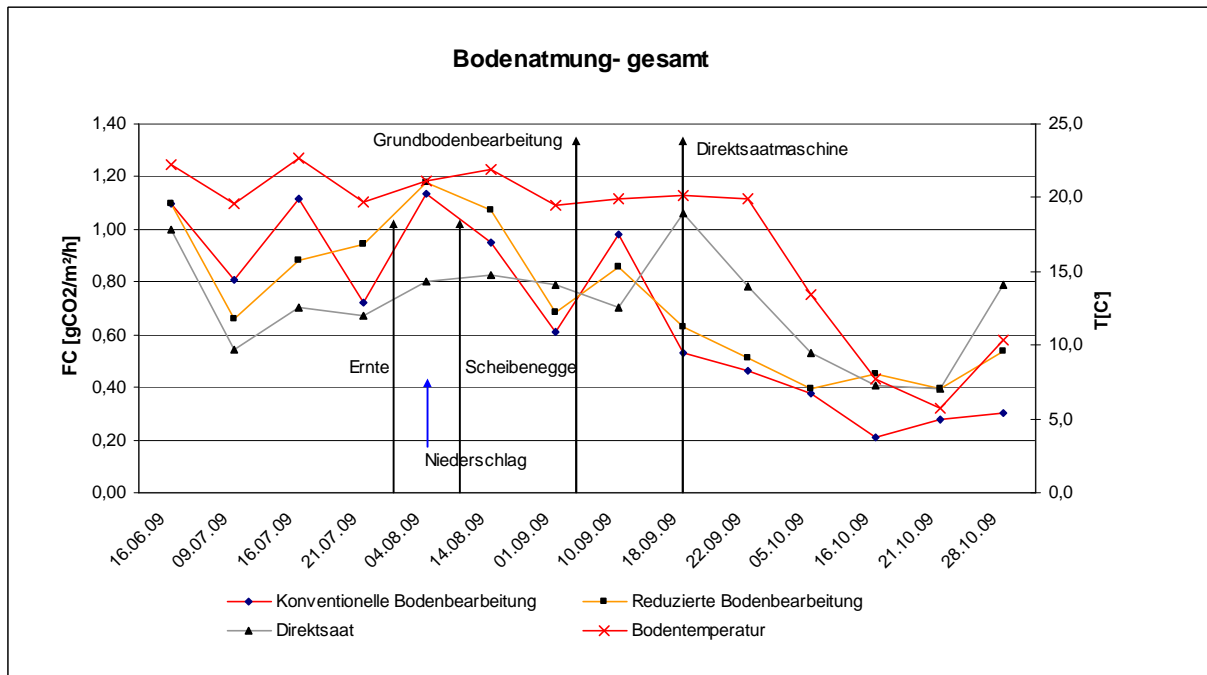


Abbildung 29: Mittelwerte der Bodenbeatmung aller Wiederholungen bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Die Varianzanalyse zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Perioden 16. Juni bis 4. August, 14. August bis 10. September und 18. September bis 28. Oktober.

In der ersten Periode sind 15% der Messergebnisse signifikant unterschiedlich. Dabei sind die CO₂-Emissionen in 6% der Fälle, bei der konventionellen Bodenbearbeitung, in 4% der Fälle bei reduzierter Bodenbearbeitung größer als bei der Direktsaat. 4% der Messungen zeigen höhere Emissionen für die reduziert als die konventionelle Bodenbearbeitung. Betrachtet man die Mittelwerte aller Wiederholungen, so sind nur zwei Messungen, das entspricht 14% der Messungen in Periode 1, signifikant unterschiedlich. Einmal ist die konventionelle Bodenbearbeitung signifikant höher als die Direktsaat, einmal die reduzierte Bodenbearbeitung signifikant höher als die konventionelle Bodenbearbeitung

In der zweiten Periode können keine signifikanten Unterschiede der Messergebnisse beobachtet werden.

In der dritten Periode können bei 43% der Messergebnisse signifikante Unterschiede beobachtet werden. Dabei hat bei 18% der Messungen die Direktsaat höhere Emissionen als die konventionelle Bodenbearbeitung, bei 12% der Messungen hat die Direktsaat höhere Emissionen als die reduzierte Bodenbearbeitung. Bei 13% der

Messungen hat die reduzierte Bodenbearbeitung höhere Emissionen als die konventionelle Bodenbearbeitung. Bei allen signifikanten Unterschieden hat, die konventionelle Bodenbearbeitung die geringsten CO₂ Emissionen. Betrachtet man die Mittelwerte aller Wiederholungen, so sind 66% der Messwerte signifikant unterschiedlich. Dabei hat bei 33% der Messungen die Direktsaat bei 16,5% die reduzierte Bodenbearbeitung höhere Emissionen als die konventionelle Bodenbearbeitung. In 16,5% der Fälle hat die reduzierte Bodenbearbeitung höhere CO₂ Emissionen als die konventionelle Bodenbearbeitung. Bei allen Messungen hat die konventionelle Bodenbearbeitung signifikant niedrigere Emissionen, als die Direktsaat.

Varianzanalyse	W1			W2			W3			gesamt		
	CT	RT	NT	CT	RT	NT	CT	RT	NT	CT	RT	NT
Mittelwerte	FC[gCO m-2h-1]											
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
16.06.09	1,09	0,94	0,91	1,22	1,15	1,29	1,01	1,21	1,12	1,10	1,10	1,09
09.07.09	1,12 ^c	0,85	0,54 ^a	0,71	0,61	0,66	0,59	0,53	0,55	0,80 ^c	0,66	0,59 ^a
16.07.09	1,01	0,81	0,80	1,02	1,03	1,09	1,45 ^c	0,82	0,54 ^a	1,11	0,88	0,83
21.07.09	0,67	0,83	0,66	0,71	0,92	1,04	0,79 ^b	1,12 ^{ac}	0,68 ^b	0,72 ^b	0,94 ^a	0,82
04.08.09	0,87	0,75	0,71	1,20 ^b	1,70 ^{ac}	0,97 ^b	1,34 ^c	1,22	0,87 ^a	1,13	1,18	0,80
14.08.09	0,79	0,76	0,72	1,15	1,61 ^c	0,85 ^b	1,43	2,17	1,44	0,95	1,07	0,83
01.09.09	0,33	0,62	0,78	0,83	0,47	0,61	0,63	1,04	0,81	0,61	0,68	0,79
10.09.09	1,34	0,73	0,53	0,70	0,44	0,89	0,92	1,41	0,91	0,98	0,86	0,70
18.09.09	0,47 ^{bc}	0,76 ^a	0,96 ^a	0,60 ^c	0,54 ^c	1,27 ^{ab}	0,52 ^c	0,61 ^c	0,98 ^{ab}	0,53 ^c	0,63 ^c	1,06 ^{ab}
22.09.09	0,53	0,58	0,58	0,51 ^c	0,46 ^c	0,84 ^{ab}	0,33 ^{bc}	0,62 ^{ac}	0,91 ^{ab}	0,46 ^c	0,51 ^c	0,78 ^{ab}
05.10.09	0,37 ^c	0,43	0,49 ^a	0,34 ^c	0,36 ^c	0,57 ^{ab}	0,43 ^b	0,60 ^a	0,57	0,38 ^c	0,46	0,53 ^a
16.10.09	0,17 ^b	0,55 ^a	0,38	0,19	0,35	0,38	0,28 ^c	0,45	0,50 ^a	0,21 ^{bc}	0,45 ^a	0,41 ^a
21.10.09	0,29 ^b	0,45 ^a	0,41	0,26	0,35	0,41	0,29	0,40	0,38	0,28 ^{bc}	0,40 ^a	0,40 ^a
28.10.09	0,29 ^{bc}	0,62 ^{ac}	1,01 ^{ab}	0,34	0,35	0,51	0,28 ^{bc}	0,69 ^a	0,86 ^a	0,30 ^{bc}	0,54 ^{ac}	0,79 ^{ab}

Tabelle 18: Varianzanalyse der CO₂ Emissionen

Die Entwicklung des gesamten Kohlenstoffgehalts im Beobachtungszeitraum variiert abhängig von Wiederholung, Bearbeitungsvariante und Entnahmetiefe. Aufgrund der geringen Probemenge, die zur Analyse herangezogen wurde und der Ergebnisse können gravierende Fehler verursacht durch die Probenahme oder Analytik nicht ausgeschlossen werden. Der Vollständigkeit wegen ist die Kohlenstoffentwicklung aber in Diagrammen dargestellt. Zur Interpretation werden die Ergebnisse nicht herangezogen.

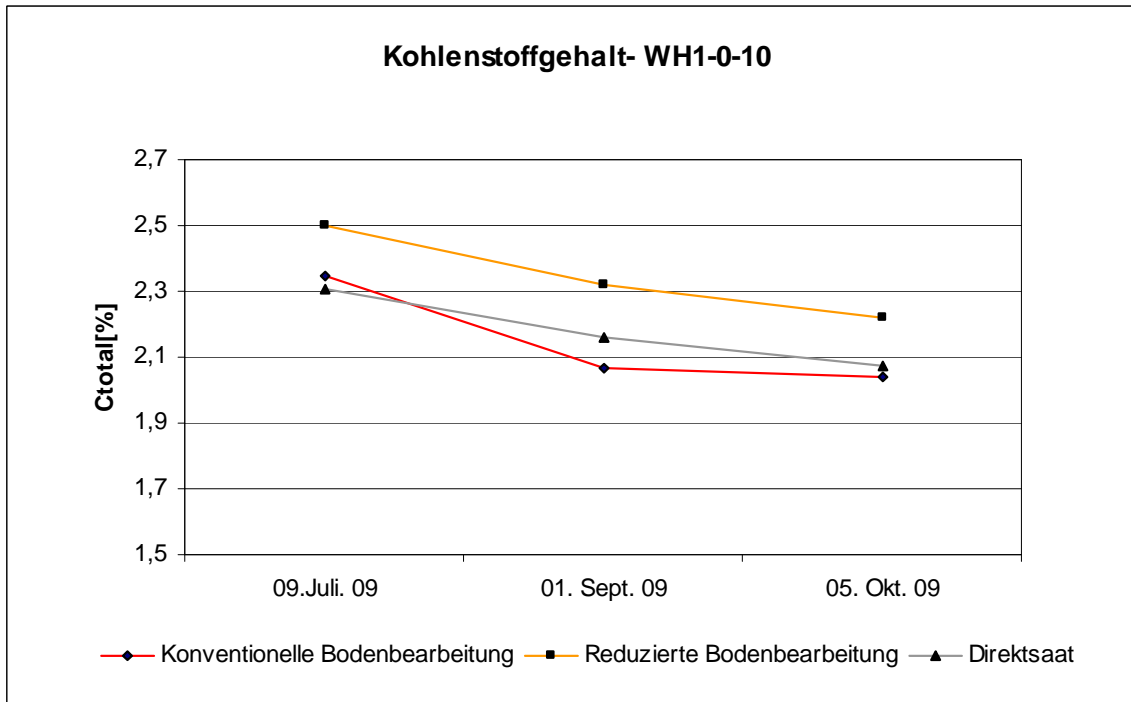


Abbildung 30: gesamter Kohlenstoffgehalt, WH1 0-10

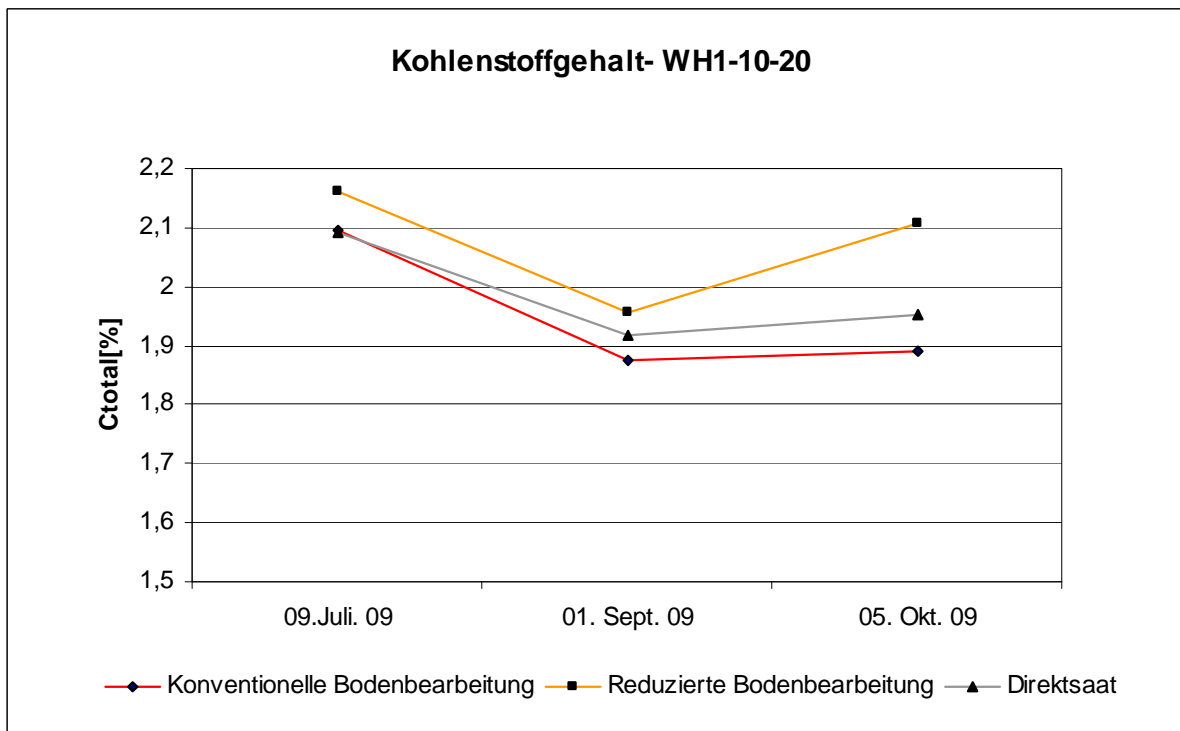


Abbildung 31: gesamter Kohlenstoffgehalt, WH1 10-20

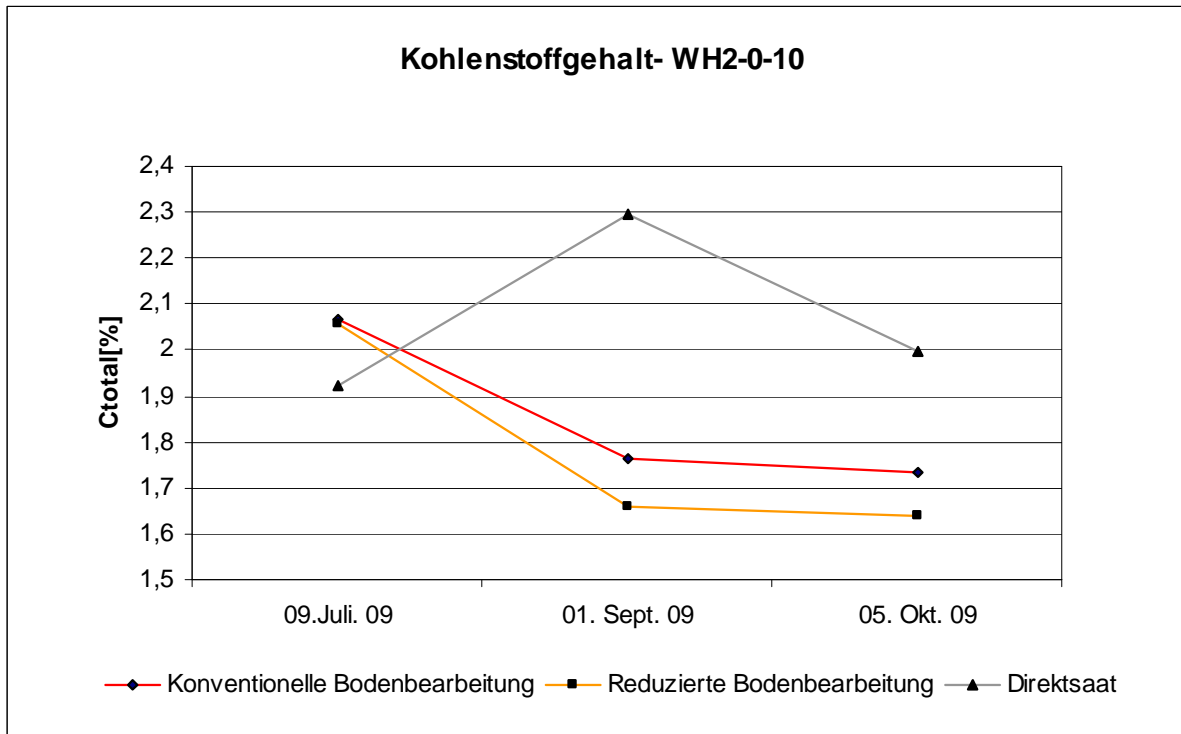


Abbildung 32: gesamter Kohlenstoffgehalt, WH2 0-10

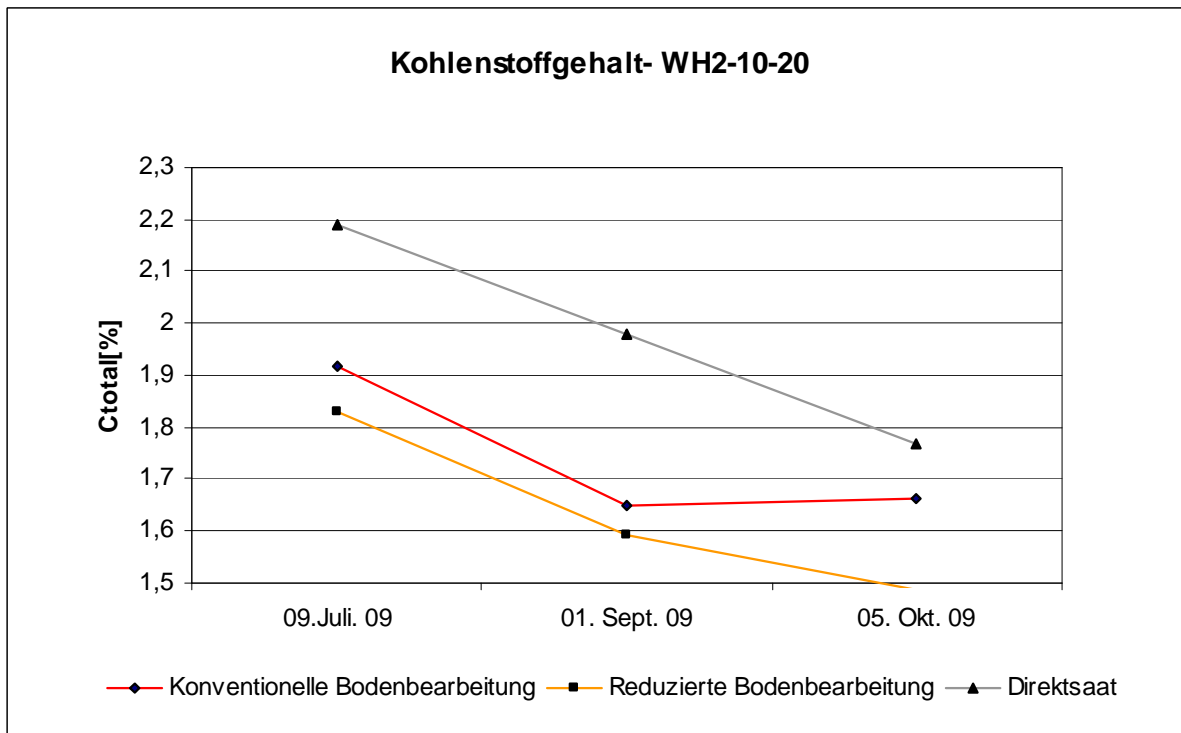


Abbildung 33: gesamter Kohlenstoffgehalt, WH2 10-20

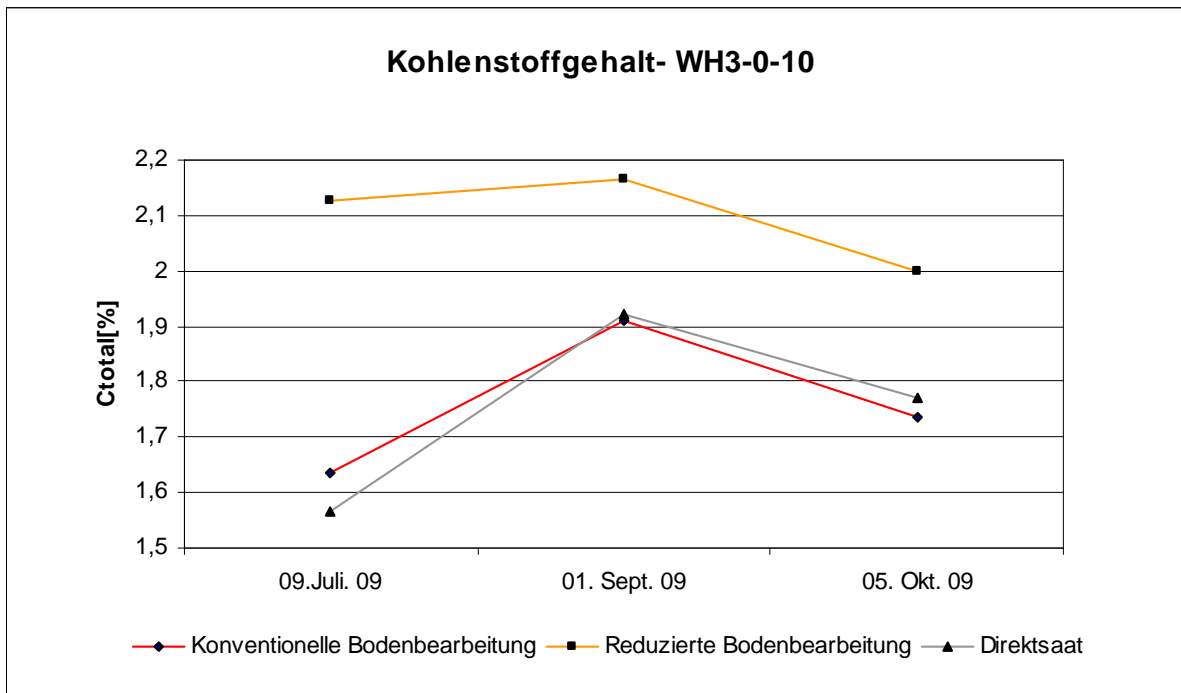


Abbildung 34: gesamter Kohlenstoffgehalt, WH3 0-10

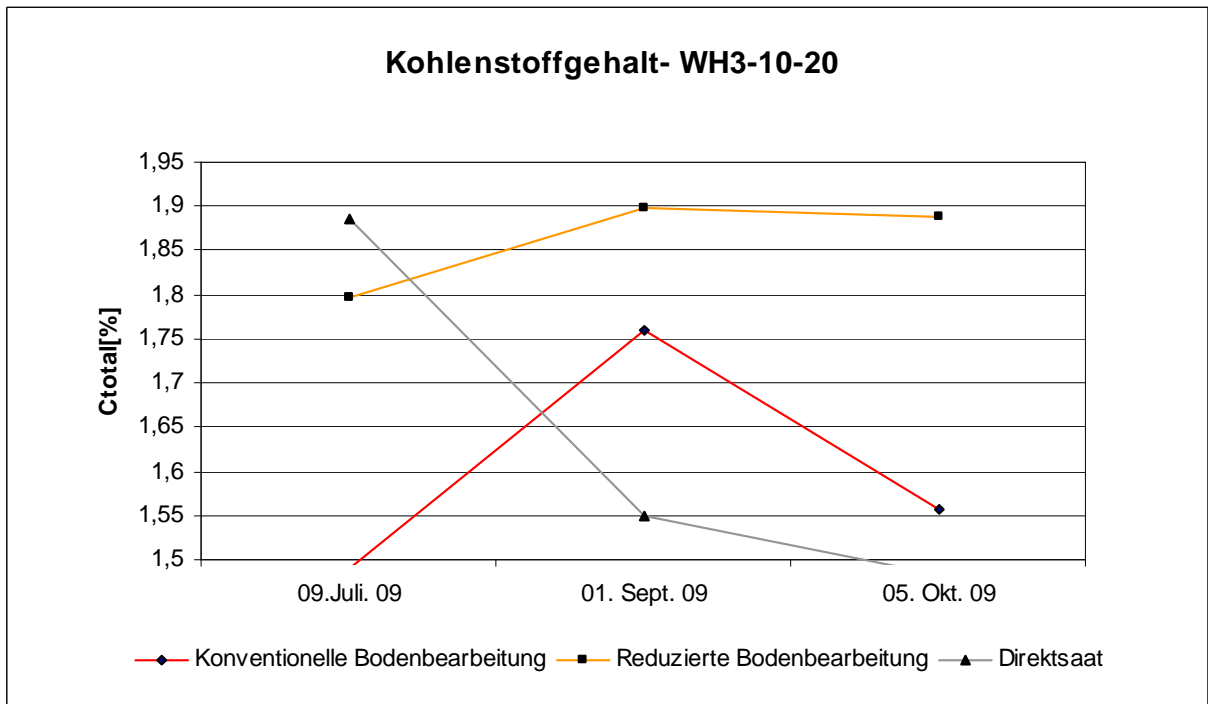


Abbildung 35: gesamter Kohlenstoffgehalt, WH3 10-20

5. Diskussion der Ergebnisse

Wie zu erwarten zeigen die Ergebnisse, dass die Bodentemperatur der maßgebliche Faktor für CO₂ Emissionen des Bodens ist.

Der Wassergehalt des Bodens kann im Sommer limitierend auf die Mikroorganismenaktivität wirken. Die Ergebnisse in Mistelbach zeigen jedoch keine limitierende Wirkung durch den Wassergehalt. Der Rückgang des Wassergehalts in der Periode geringer Niederschläge geht mit einem Temperaturrückgang des Bodens einher. Die Ergebnisse lassen daher keine Rückschlüsse zu, ob die Reduktion des Wassergehaltes oder der Temperatur in dieser Periode die treibende Kraft des Rückgangs der CO₂ Emissionen ist.

Vor allem in der Vegetationsperiode kann ein Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Wassergehalt beobachtet werden, der sich in geringerer Infiltration und Verdunstung äußert. Man sieht, dass der Verzicht auf die Bodenbearbeitung zu einem gleichmäßigeren Verlauf des Massenwassergehaltes über den gesamten Beobachtungszeitraum führt.

Der Wassergehalt des Bodens verursacht eine geringere Schwankung der Bodentemperatur, erst mit einem merklichen Rückgang der Lufttemperatur ändert sich auch die Bodentemperatur.

Sowohl pH-Wert als auch elektrische Leitfähigkeit sind keine limitierenden Faktoren für den Abbau organischer Substanz durch Mikroorganismen. Im Laufe des Beobachtungszeitraumes nähern sie sich, nach anfänglich etwas ungünstigeren Bedingungen, den optimalen Bedingungen für Pflanzenwachstum und mikrobielle Aktivität an.

Im Beobachtungszeitraum war nur der Messtermin am 4. August von unmittelbaren Niederschlägen betroffen. Für diesen Tag konnten die höchsten Werte der CO₂ Emissionen für konventionelle und reduzierte Bodenbearbeitung gemessen werden. Die Direktsaat zeigt ebenfalls eine kleine Spitze. Wie bei Jabro et al. (2008) beschrieben konnte also ein erhöhter konvektiver Gastransport infolge des Niederschlags beobachtet werden. Allerdings zeigen die Untersuchungsergebnisse

von Mistelbach eine Abhängigkeit des konvektiven Gastransports von der Bodenbearbeitung. Wie schon beim Wassergehalt besprochen zeigt die Direktsaat eine geringere Reaktion auf Infiltration und Verdunstung. Damit geht auch ein niedrigerer konvektiver Gastransport bei der Direktsaat infolge eines Niederschlags einher.

Generell zeigt sich, dass der Verzicht auf die Bodenbearbeitung hinsichtlich der CO₂ Emissionen, wie auch beim Wassergehalt einen gleichmäßigeren Verlauf bewirkt. Gründe dafür sind einerseits konstantere Bedingungen, andererseits die Tatsache, dass die nicht bearbeiteten Flächen eine geringere Diffusion durch den Boden ermöglichen und somit die Höhen und Spitzen dämpfen.

Eine interessante Beobachtung ist, dass die Variabilität der Messungen mit den absoluten Werten der Messungen zunimmt. Zu Beginn des Untersuchungszeitraums zwischen dem 16. Juni und 4. August folgt die Variabilität direkt proportional der Zu- und Abnahme der CO₂ Emissionen. Ähnlich reagiert die Variabilität auf den Anstieg der CO₂ Emissionen am Ende des Beobachtungszeitraumes.

Die Variabilität der Messungen steigt außerdem im Zeitraum vom 4. August bis zum 10. September. Dieser Zeitraum ist zunächst geprägt durch zwei starke Niederschlagsereignisse und die Bodenbearbeitung. Obwohl die mittleren Emissionen der Direktsaat in dieser Periode relativ konstante niedrige Werte aufweisen, muss dabei die starke Variabilität der Messungen berücksichtigt werden. Bei keiner einzigen Wiederholung kann in diesem Zeitraum ein signifikanter Unterschied der Messergebnisse beobachtet werden, während die Messungen innerhalb eines Feldes stark variieren. Luft- und Bodentemperatur sind in diesem Zeitraum konstant hoch. Die Emissionen sind nicht durch die Wurzelatmung, aber durch aufliegendes bzw. eingearbeitetes Stroh beeinflusst. Da die Wurzelatmung die Variabilität nicht verursacht, ist in diesem Fall die hohe Variabilität nur auf die unterschiedlichen Entlüftungseigenschaften der Poren oder künstliche Gänge zurückzuführen.

Die Messungen am 1. September sind bei starken Windturbulenzen erfolgt. Diese verursachen eine starke Variabilität der Messungen. Man kann davon ausgehen,

dass diese Messergebnisse eher durch die Saugwirkung des Windes als durch die natürlichen Emissionen des Bodens beeinflusst sind.

Betrachtet man weiters die Abhängigkeit der Variabilität von der Höhe der absoluten Werte der Emissionen und der äußeren Voraussetzungen (Temperatur, Verfügbarkeit org. Substanz, Wassergehalt, Bodenbearbeitung), so kann man davon ausgehen, dass in dieser Periode die höchsten Emissionen stattfinden. Trotz der Variabilität der Messungen und deren unsicherer Aussage in diesem Zeitraum zeigt der Mittelwert für diese Periode den höchsten Wert der CO₂ Emissionen an.

Der Tiefpunkt am 1. September und die Spitze am 10. September sind keine realen Hoch- bzw. Tiefwerte, sondern bedingt durch die, infolge starker Windturbulenzen, nicht repräsentativen Messungen am 1. September.

Ab dem 18. September liegen die Emissionen der Direktsaat signifikant über jenen der konventionellen Bodenbearbeitung.

Diese Tatsache lässt sich nur durch unbeabsichtigte Bodenbearbeitung des Feldes mit Direktsaat erklären. Durch den Verzicht auf die Bodenbearbeitung waren vor allem die Bodenaggregate der oberen Bodenschicht dem Abbau durch Mikroorganismen nicht bzw. nur gering verfügbar. Durch die Bodenbearbeitung kommt es zu einer plötzlichen Durchlüftung und Zerstörung der Aggregate, die nun den Mikroorganismen zur Verfügung stehen. Der Effekt der Verfügbarmachung der organischen Substanz beginnt sich mit 18. September zu zeigen.

Ab dem 18. September nehmen die Variabilität der Messungen und die absoluten Werte der CO₂ Emissionen bedingt durch Temperaturänderung ab.

Die Spitze für die Direktsaat erklärt sich durch die Tatsache, dass unmittelbar am 18. September die Direktsaat stattgefunden hat. Die Fahrwerke der Direktsaatmaschine können ähnlich der Stoppelbearbeitung die ersten 5 cm der Bodenschicht lockern. Wie in der Literatur beschrieben, zeigt sich unmittelbar nach der Bearbeitung kurzfristig eine Erhöhung der Emissionen, die nach 24h zurückgeht. Neben der Tatsache, dass infolge der Bodenbearbeitung nun auf dem Feld mit Direktsaat höhere CO₂ Emissionen stattfinden, verstärkt diese Tatsache die Spitze bei den CO₂ Emissionen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass als treibende Kraft der CO₂ Emissionen die Temperatur identifiziert wurde. Der Verzicht der Bodenbearbeitung hat sowohl auf Wassergehalt als auch auf die CO₂ Emissionen einen Einfluss. Der Wassergehalt reagiert weniger auf Niederschläge und Verdunstung, ebenso wie die CO₂ Emissionen zunächst weniger auf äußere klimatische Bedingungen reagieren und einen gleichmäßigeren Verlauf zeigen. Nach der Ernte erreichen die CO₂ Emissionen und die Variabilität einen Höhepunkt, um nach der Direktsaat zu sinken. Infolge der Bodenbearbeitung auf dem Feld mit Direktsaat weist nach der Direktsaat das Feld mit konventioneller Bodenbearbeitung signifikant niedrigere CO₂ Emissionen auf, als das Feld mit Direktsaat. Für die CO₂ Emissionen konnte grundsätzlich drei Perioden beobachtet werden.

Periode 1: Vegetationsperiode, mittlere Variabilität der Messungen; Einfluss der Wurzelatmung; höhere Variabilität infolge Zunahme absoluter Werte bei Temperaturanstieg; Konventionelle Bodenbearbeitung und reduzierte Bodenbearbeitung tendenziell höher als Direktsaat aber keine statistische Signifikanz

Periode 2: Nach der Ernte; viel biologisch abbaubare organische Substanz; geprägt durch Bodenbearbeitung; hohe konstante Temperatur; geringe aber intensive Niederschlagsmengen; Einarbeitung des Strohs; hohe Variabilität der CO₂ Messungen; hohe absolute CO₂ Werte; keine statistisch signifikanten Messunterschiede

Periode 3: Nach der Direktsaat; Rückgang der Temperatur und absoluten CO₂ Emissionswerte; Rückgang der Variabilität; Signifikante Unterschiede zwischen konventioneller Bodenbearbeitung und Direktsaat, Signifikante Unterschiede auch bei höherer Variabilität infolge Zunahme absoluter Werte bei Temperaturanstieg; teilweise signifikante Unterschiede zwischen reduzierter und konventioneller Bodenbearbeitung.

Die Mittelwerte der CO₂ Emissionen der einzelnen Perioden sind für die Wiederholungen und Bearbeitungsvarianten abschließend in *Tabelle 19* dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass ausschließlich die Periode 3 statistisch signifikante Unterschiede der CO₂ Emissionen beinhaltet.

	konventionell	reduziert	Direktsaat
WH1	[gCO ₂ m ⁻² h ⁻¹]		
Periode 1	0,98	0,85	0,73
Periode 2	0,83	0,71	0,69
Periode 3	0,35	0,57	0,64
WH2			
Periode 1	0,91	0,92	1,02
Periode 2	0,97	1,06	0,83
Periode 3	0,37	0,40	0,66
WH3			
Periode 1	0,96	0,92	0,72
Periode 2	1,08	1,46	1,01
Periode 3	0,35	0,56	0,70
alle WH			
Periode 1	0,93	0,89	0,73
Periode 2	0,92	0,95	0,78
Periode 3	0,36	0,49	0,66

Tabelle 19: Mittelwerte der CO₂ Emissionen einzelner Messperioden

6. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der Boden ist nach dem Ozean mit 1500 Gt C (Batjes, 1996) der zweitgrößte Kohlenstoffspeicher. Über die Vegetation und die sich im Boden befindende Mikro- und Makroorganismen tauscht er Kohlenstoff mit der Atmosphäre in Form von Assimilation (Bindung von Kohlenstoff in Form von CO₂ aus der Atmosphäre) und Respiration (CO₂ Ausstoß in Folge heterotropher und autotropher Atmung) aus. Der Boden kann sowohl als Quelle, als auch Senke für atmosphärisches CO₂ fungieren. Während in den 1990er Jahren durch anthropogene Tätigkeit wie Rodungen, Landnutzung, Änderung der Landnutzung 1,7Gt C emittiert wurden, fungierte der Boden in diesem Zeitraum als Senke für 1,9Gt C (IPCC, 2007). Betrachtet man den Kohlenstoffvorrat der Böden jedoch seit der Kultivierung landwirtschaftlicher Flächen, so kann ein Kohlenstoffverlust von mindesten 40 Gt C beobachtet werden (Schimel, 1995, Lal, 1999, Houghton et al., 1999).

Im Zuge des Klimawandels ist die Frage, wie die degradierten Böden wieder mit Kohlenstoff angereichert werden können, und wie die Emissionen von Böden und damit der Abbau der organischen Substanz in Zukunft reduziert werden können von entscheidender Bedeutung. Kohlenstoffanreicherung und Reduktion der Bodenatmung sind jedoch begrenzt und zeitlich limitiert. Sie können nur einen kleinen Beitrag zur Reduktion der Emissionen auf dem Weg zum Umstieg auf neue emissionsfreie Technologien und erneuerbare Ressourcen leisten.

Laut IPCC (2007) können durch Änderung der Landnutzung und Bodenmanagement die CO₂ Emissionen maßgeblich reduziert werden. Eine Maßnahme des Bodenmanagements, die zur Reduktion von CO₂ Emissionen führen kann, ist ein weitgehender Verzicht auf die Bodenbearbeitung und der Anbau mittels Direktsaat. Ob die CO₂ Emissionen des Bodens jedoch tatsächlich reduziert werden, hängt von regionalen Gegebenheiten ab.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurden die Emissionen eines lehmigen Schluffbodens bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung untersucht. Der Standort der landwirtschaftlichen Flächen befindet sich in Mistelbach im Nord-Osten Österreichs.

Klimatisch ist der Standort geprägt durch das pannonische Klima mit über das Jahr gesehen niedrigen Niederschlägen (643,1mm) und hohen Temperaturen (9,7°C).

Von der landwirtschaftlichen Fachschule Mistelbach wurde 2006 ein Langzeitbodenbearbeitungsversuch mit drei Wiederholungen angelegt. Jede Wiederholung beinhaltet eine Parzelle mit konventioneller, reduzierter und keiner Bodenbearbeitung (Direktsaat). Die Messungen der CO₂ Emissionen fanden zwischen Juli und Oktober 2009 mit der dynamisch geschlossenen Kammermethode statt. Im Laufe des Beobachtungszeitraums wurden die Felder mit Direktsaat und reduzierter Bodenbearbeitung trotz gegenteiliger Versuchsanordnung als konventionelle Felder bearbeitet. Der Langzeitversuch wurde beendet und nach der Bodenbearbeitung Ende August bzw. Anfang September am 18. September eine Winterbegrünung auf allen Parzellen gesät.

Im Rahmen der Untersuchung konnte die Temperatur als die treibende Kraft der CO₂ Emissionen identifiziert werden. Der Wassergehalt, pH-Wert und gelöste Salze waren keine limitierenden Faktoren für die Bodenatmung auf den Versuchsflächen.

Es zeigte sich, dass bei hohen CO₂ Emissionen die Variabilität der Messungen zunimmt, was die Vergleichbarkeit der absoluten Zahlenwerte erschwert. Es konnten daher für die Zeiträume mit hohen CO₂ Emissionen keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Bearbeitungsvarianten beobachtet werden.

Der Beobachtungszeitraum wurde in drei Perioden geteilt: In die Vegetationsperiode, in die Periode nach der Ernte bis zur Direktsaat und in die Periode nach der Direktsaat. Für die ersten beiden Perioden konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden, wenn auch der Verlauf der Emissionen auf höhere Emissionen für konventionelle und reduzierte Bodenbearbeitung deutet und einen gleichmäßigeren Verlauf auf niedrigem Niveau bei der Direktsaat zeigt.

Erhöhte Emissionen konnten infolge unmittelbarer Niederschläge für alle Bearbeitungsvarianten beobachtet werden, wobei die Parzelle mit Direktsaat den geringsten Anstieg aufwies.

Für die Periode nach der Direktsaat konnten in 66% der Messungen signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten festgestellt werden. Dabei sind

bei 33% der Messungen (alle Vergleiche zwischen Direktsaat und konventioneller Bodenbearbeitung) die Emissionen der Parzellen mit Direktsaat signifikant höher als jener mit konventioneller Bodenbearbeitung. In 16,5% der Messungen ist die Direktsaat auch signifikant höher, als die reduzierte Bodenbearbeitung. Weiters ist bei 16,5% der Messungen die reduzierte Bodenbearbeitung signifikant höher als die konventionelle Bodenbearbeitung.

Der signifikante Unterschied der Emissionen in der dritten Periode (nach der Saat der Winterbegrünung) lässt darauf schließen, dass bei der Direktsaat, somit bei weitestgehendem Verzicht auf die Bodenbearbeitung, in den letzten Jahren weniger organische Substanz abgebaut wurde, da diese in den nicht zerstörten Bodenaggregaten weniger verfügbar war. Durch die unbeabsichtigte Bearbeitung im Sommer 2009 wurden die Bodenaggregate zerstört und dem mikrobiellen Abbau vermehrt verfügbar gemacht.

Die Ergebnisse dieser Arbeit lassen die Schlussfolgerung zu, dass ein langfristiger Verzicht auf Bodenbearbeitung eine Reduktion der CO₂ Emissionen bewirkt und eine Anreicherung bzw. Stabilisierung des organischen Kohlenstoffs bei einem lehmigen Schluffboden erfolgt. Allerdings konnte die Umkehrung des positiven Effektes bereits durch einmaliges Bearbeiten des Bodens beobachtet werden. Da es sich bei dem Beobachtungszeitraum nur um eine Vegetationsperiode handelt, müssen die Schlussfolgerungen mit weiteren Untersuchungen belegt werden.

7. Literaturverzeichnis

- ALVAREZ, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21, 38-52.
- ALVAREZ, R., ALCONADA, M. & LAVADO, R. 1999. Sewage sludge effects on carbon dioxide-carbon production from a desurfaced soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30, 1861-1866.
- ANGERS, D. A., BOLINDER, M. A., CARTER, M. R., GREGORICH, E. G., DRURY, C. F., LIANG, B. C., VORONEY, R. P., SIMARD, R. R., DONALD, R. G., BEYAERT, R. P. & MARTEL, J. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 41, 191-201.
- AUBINET, M., GRELLE, A., IBROM, A., RANNIK, Ü., MONCRIEFF, J., FOKEN, T., KOWALSKI, A. S., MARTIN, P. H., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C., CLEMENT, R., ELBERS, J., GRANIER, A., GRÜNWARD, T., MORGENSTERN, K., PILEGAARD, K., REBMANN, C., SNIJDERS, W., VALENTINI, R. & VESALA, T. 1999. Estimates of the Annual Net Carbon and Water Exchange of Forests: The EUROFLUX Methodology. In: FITTER, A. H. & RAFFAELLI, D. G. (eds.) *Advances in Ecological Research*. Academic Press.
- BALDOCCHI, D. D. & MEYERS, T. P. 1991. Trace Gas Exchange Above the Floor of a Deciduous Forest 1. Evaporation and CO₂ Efflux. *J. Geophys. Res.*, 96, 7271-7285.
- BALL, B. C., SCOTT, A. & PARKER, J. P. 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research*, 53, 29-39.
- BATJES, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151-163.
- BICKLE, M. J. 1994. The Role of Metamorphic Decarbonation Reactions in Returning Strontium to the Silicate Sediment Mass. *Nature*, 367, 699-704.
- CASALS, P., ROMANYA, J., CORTINA, J., BOTTNER, P., COUTEAUX, M. M. & VALLEJO, V. R. 2000. CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. *Biogeochemistry*, 48, 261-281.
- CASTRO, M. S., PETERJOHN, W. T., MELILLO, J. M., STEUDLER, P. A., GHOLZ, H. L. & LEWIS, D. 1994. Effects of nitrogen fertilization on the fluxes of N₂O, CH₄, and CO₂ from soils in a Florida slash pine plantation *Canadian Journal of Forest Research*, 24, 9-13.
- CHANG, C., JANZEN, H. H., CHO, C. M. & NAKONECHNY, E. M. 1998. *Nitrous oxide emission through plants*, Madison, WI, ETATS-UNIS, Soil Science Society of America.
- CLYMO, R. S., PEARCE, D. M. E. & CONRAD, R. 1995. Methane and Carbon Dioxide Production in, Transport through, and Efflux from a Peatland [and

- Discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Physical and Engineering Sciences*, 351, 249-259.
- DAO, T. H. 1998. Tillage and Crop Residue Effects on Carbon Dioxide Evolution and Carbon Storage in a Paleustoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 250-256.
- DIENBAUER, J. 1999. Herzlich Willkommen in Mistelbach. In: MISTELBACH, S. (ed.). Mistelbach: Broschüre Gemeinde Mistelbach.
- DOLAN, M. S., CLAPP, C. E., ALLMARAS, R. R., BAKER, J. M. & MOLINA, J. A. E. 2006. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil and Tillage Research*, 89, 221-231.
- DUECK, T. A., DE VISSER, R., POORTER, H., PERSIJN, S., GORISSEN, A., DE VISSER, W., SCHAPENDONK, A., VERHAGEN, J., SNEL, J., HARREN, F. J. M., NGAI, A. K. Y., VERSTAPPEN, F., BOUWMEESTER, H., VOESENEK, L. A. C. J. & VAN DER WERF, A. 2007. No evidence for substantial aerobic methane emission by terrestrial plants: a ¹³C-labelling approach. *New Phytologist*, 175, 29-35.
- EDWARD, N. T. 1975. Effects of temperature and moisture on carbon dioxide evolution in a mixed deciduous forest floor. *Soil Science Society America*, 39, 361-365.
- ELLERT, B. H. & JANZEN, H. H. 1999. Short-term influence of tillage on CO₂ fluxes from a semi-arid soil on the Canadian Prairies. *Soil and Tillage Research*, 50, 21-32.
- ESTLER, M. 1996. *Praktische Bodenbearbeitung*, Frankfurt (Main), DLG-Verl.
- FONTAINE, S., BARDOUX, G., ABBADIE, L. & MARIOTTI, A. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters*, 7, 314-320.
- FRENEY, J. R. 1997. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 1-6.
- GRAHAMMER, K., JAWSON, M. D. & SKOPP, J. 1991. Day and night soil respiration from a grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 77-81.
- GREGORICH, E. G., ROCHETTE, P., VANDENBYGAART, A. J. & ANGERS, D. A. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 83, 53-72.
- HOUGHTON, R. A., HACKLER, J. L. & LAWRENCE, K. T. 1999. The U.S. Carbon budget: contributions from land-Use change. *Science*, 285, 574-8.
- IPCC 2000a. *Special Report on land use, land-use change, and forestry.*, Cambridge, Cambridge University Press.
- IPCC (ed.) 2001. *Climate change: The scientific basis.*, Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC (ed.) 2007. *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC*, New York: Cambridge University Press.
- JABRO, J. D., SAINJU, U., STEVENS, W. B. & EVANS, R. G. 2008. Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial

- forages to annual crops. *Journal of Environmental Management*, 88, 1478-1484.
- KABWE, L. K., HENDRY, M. J., WILSON, G. W. & LAWRENCE, J. R. 2002. Quantifying CO₂ fluxes from soil surfaces to the atmosphere. *Journal of Hydrology*, 260, 1-14.
- KESSAVALOU, A., MOSIER, A. R., DORAN, J. W., DRIJBER, R. A., LYON, D. J., HEINEMEYER, O. & USDA, A. 1998. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *Journal of environmental quality*., 27, 1094-1104.
- KHALIL, M. A., RASMUSSEN, R. A. & SHEARER, M. J. 2002. Atmospheric nitrous oxide: patterns of global change during recent decades and centuries. *Chemosphere*, 47, 807-21.
- KHALIL, M. A. K., BUTENHOFF, C. L. & RASMUSSEN, R. A. 2007. Atmospheric Methane: Trends and Cycles of Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 41, 2131-2137.
- KHALIL, M. A. K., RASMUSSEN, R. A., SHEARER, M. J., DALLUGE, R. W., REN, L. X. & DUAN, C. L. 1998. Measurements of methane emissions from rice fields in China. *J. Geophys. Res.*, 103, 25181-25210.
- KIRSCHBAUM, M. U. F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 753-760.
- KIRSCHBAUM, M. U. F., BRUHN, D., ETHERIDGE, D. M., EVANS, J. R., FARQUHAR, G. D., GIFFORD, R. M., PAUL, K. I. & WINTERS, A. J. 2006. A comment on the quantitative significance of aerobic methane release by plants. *Functional Plant Biology*, 33, 521-530.
- KLIK, A., TRÜMPER, G., BAATAR, U.-O., E. BLUM, W., BRAUNER, E., MENTLER, A., POPP, M., RAMPAZZO, N., RAMPAZZO TODOROVIC, G., KÖLLENSPERGER, G. S., HANN, S., FÜRHACKER, M., MOITZI, G., LIEBHARD, P., GRILLITSCH, B. & ALTMANN, D. 2008. *EDISSOC, 1. Zwischenbericht: Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf Kohlenstoffdynamik, CO₂-Emissionen und das Verhalten von Glyphosat und AMPA im Boden*. Universität für Bodenkultur.
- KOWALENKO, C. G., IVARSON, K. C. & CAMERON, D. R. 1978. Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon dioxide evolution from field soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, 417-423.
- LAL, R. 1999. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Progress in Environmental Science*, 1.
- LAL, R. 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623-7.
- LAL, R. 2004b. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22.
- LOU, Y., LI, Z. & ZHANG, T. 2003. Carbon Dioxide Flux in a Subtropical Agricultural Soil of China. *Water, Air, & Soil Pollution*, 149, 281-293.

- MACFADYEN, A. 1970. Soil metabolism in relation to ecosystem energy flow and to primary and secondary production. In: PHILLIPSON, J. (ed.) *Methods of Study in Soil Ecology*. Paris: IBP/UNESCO Symp.
- MCGILL, W. B., HUNT, H. W., WOODMANSEE, R. G. & REUSS, J. O. 1981. PHOENIX, a model of the dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. In: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T. (eds.) *Terrestrial Nitrogen Cycles*. Stockholm: Ecol. Bull. .
- MIKALOFF FLETCHER, S. E., TANS, P. P., BRUHWILER, L. M., MILLER, J. B. & HEIMANN, M. 2004. CH₄ sources estimated from atmospheric observations of CH₄ and its ¹³C/¹²C isotopic ratios: 1. Inverse modeling of source processes. *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB4004.
- MONCRIEFF, J. B., MASSHEDER, J. M., DE BRUIN, H., ELBERS, J., FRIBORG, T., HEUSINKVELD, B., KABAT, P., SCOTT, S., SOEGAARD, H. & VERHOEF, A. 1997. A system to measure surface fluxes of momentum, sensible heat, water vapour and carbon dioxide. *Journal of Hydrology*, 188-189, 589-611.
- MÜLLER, C. 2003. Plants affect the in situ N₂O emissions of a temperate grassland ecosystem. Pflanzen beeinflussen die in situ N₂O-Freisetzungen eines Grünlandökosystems in temperierten Breiten. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 771-773.
- NAKAYAMA, F. S. 1990. Soil respiration. *Remote Sensing Reviews*, 5, 311 - 321.
- OGLE, S. M., BREIDT, F. J. & PAUSTIAN, K. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72, 87-121.
- ÖNORML1061-1 (ed.) 2002. *Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens. Teil 1: Grobboden*, Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
- ÖNORML1061-2 (ed.) 2002. *Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens. Teil 2: Feinboden.*, Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
- ÖNORML1062 (ed.) 1988. *Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung des Wassergehaltes und des Wasseranteiles.*, Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
- ÖNORML1080 (ed.) 1989. *Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung des organischen Kohlenstoffs durch trockene Verbrennung.*, Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
- ÖNORML1083 (ed.) 1989. *Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Acidität (pHWert)*. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
- ORCHARD, V. A. & COOK, F. J. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 15, 447-453.
- PARKINSON, K. J. 1981. An Improved Method for Measuring Soil Respiration in the Field. *Journal of Applied Ecology*, 18, 221-228.
- PARSONS, A. J., NEWTON, P. C. D., CLARK, H. & KELLIHER, F. M. 2006. Scaling methane emissions from vegetation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 423–424.

- PAUL, E. A. 2003. *Soil microbiology and biochemistry*, San Diego, Calif. [u.a.], Acad. Press.
- POL VAN DASSELAAR, A., VAN DEN CORRE, W. J., PRIEME, A., KLEMEDTSSON, A. K., WASLIEN, P., STEIN, L. & OENEMA, O. A. 1998. Spatial variability of methane, nitrous oxide, and carbon dioxide emissions from drained grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 810–817.
- RAO, D. L. N. & PATHAK, H. 1996. Ameliorative influence of organic matter on biological activity of salt-affected soils. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 10, 311 - 319.
- RASTOGI, M., SINGH, S. & PATHAK, H. 2002. Emission of carbon dioxide from soil. *Current Science*, 82.
- REGINA, K. & ALAKUKKU, L. 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil and Tillage Research*, 109, 144-152.
- REICHLE, D. E., MCBRAYER, J. F. & AUSMUS, B. S. 1975. Ecological Energetics and of Decomposer Invertebrates in a Deciduous Forest and Total Respiration Budget. *Progress in Soil Zoology*, 283-292.
- REICHSTEIN, M., FALGE, E., BALDOCCHI, D., PAPALE, D., AUBINET, M., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C., BUCHMANN, N., GILMANOV, T., GRANIER, A., GRÜNWARD, T., HAVRÁNKOVÁ, K., ILVESNIEMI, H., JANOUS, D., KNOHL, A., LAURILA, T., LOHILA, A., LOUSTAU, D., MATTEUCCI, G., MEYERS, T., MIGLIETTA, F., OURCIVAL, J.-M., PUMPANEN, J., RAMBAL, S., ROTENBERG, E., SANZ, M., TENHUNEN, J., SEUFERT, G., VACCARI, F., VESALA, T., YAKIR, D. & VALENTINI, R. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology*, 11, 1424-1439.
- RICHTER, J. 1986. *Der Boden als Reaktor*, Stuttgart, Enke.
- ROCHETTE, P., DESJARDINS, R. L. & PATTEY, E. 1991. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Can. J. Soil Sci.*, 71, 189-196.
- ROCHETTE, P. & GREGORICH, E. G. 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO subevolution after three years of manure application *Canadian Journal of Soil Science*, 78, 283-290.
- SAVAGE, K. E. & DAVIDSON, E. A. 2003. A comparison of manual and automated systems for soil CO. *Journal of Experimental Botany*, 54, 891-899.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H. P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (eds.) 2010. *Lehrbuch der Bodenkunde*, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- SCHIMEL, D. S. 1995. Terrestrial ecosystems and the global carbon-cycle. *Global Change Biology*, 1, 77-91.
- SCHIMEL, D. S., HOUSE, J. I., HIBBARD, K. A., BOUSQUET, P., CIAIS, P., PEYLIN, P., BRASWELL, B. H., APPS, M. J., BAKER, D., BONDEAU, A.,

- CANADELL, J., CHURKINA, G., CRAMER, W., DENNING, A. S., FIELD, C. B., FRIEDLINGSTEIN, P., GOODALE, C., HEIMANN, M., HOUGHTON, R. A., MELILLO, J. M., MOORE, B., 3RD, MURDIYARSO, D., NOBLE, I., PACALA, S. W., PRENTICE, I. C., RAUPACH, M. R., RAYNER, P. J., SCHOLLES, R. J., STEFFEN, W. L. & WIRTH, C. 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 414, 169-72.
- SCHLESINGER, W. H. 1990. Evidence from Chronosequence Studies for a Low Carbon-Storage Potential of Soils. *Nature*, 348, 232-234.
- SITLAULA, B. K., BAKKEN, L. R. & ABRAHAMSEN, G. 1995. N-fertilization and soil acidification effects on N₂O and CO₂ emission from temperate pine forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 1401-1408.
- SIX, J., OGLE, S. M., JAY BREIDT, F., CONANT, R. T., MOSIER, A. R. & PAUSTIAN, K. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155-160.
- SMITH, P. 2004. Soils as carbon sinks: the global context. *Soil Use and Management*, 20, 212-218.
- SMITH, P. 2008. Soil Organic Carbon Dynamics and Land-Use Change. In: BRAIMOH, A. K. & VLEK, P. L. G. (eds.) *Land Use and Soil Resources*. Springer Netherlands.
- SMITH, P., FANG, C., DAWSON, J. J. C. & MONCRIEFF, J. B. 2008. Impact of Global Warming on Soil Organic Carbon. In: DONALD, L. S. (ed.) *Advances in Agronomy*. Academic Press.
- SMITH, P., LANIGAN, G., KUTSCH, W. L., BUCHMANN, N., EUGSTER, W., AUBINET, M., CESCHIA, E., BÉZIAT, P., YELURIPATI, J. B. & OSBORNE, B. 2010. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- SMITH, P., MARTINO, D., CAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., MCCARL, B., OGLE, S., O'MARA, F. & RICE, C. 2007. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118, 6-28.
- WIANT, H. V. 1967. Influence of temperature on the rate of soil respiration. *Journal of Forestry* 65, 489-490.
- WILLIAMS, S. N., SCHAEFER, S. J., CALVACHE, M. L. & LOPEZ, D. 1992. Global Carbon-Dioxide Emission to the Atmosphere by Volcanos. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 56, 1765-1770.
- XIONG, Z. & KHALIL, M. A. K. 2009. Greenhouse Gases from Crop Fields. *Climate Change and Crops*. Springer Berlin Heidelberg.
- YAN, X., OHARA, T. & AKIMOTO, H. 2003. Development of region-specific emission factors and estimation of methane emission from rice fields in the East, Southeast and South Asian countries. *Global Change Biology*, 9, 237-254.
- ZOU, J., HUANG, Y., SUN, W. & ZHENG, X. 2005. Contribution of plants to N₂O emissions in soil-winter wheat ecosystem: pot and field experiments. *Plant and Soil*, 269, 205-211.

