

Aus dem Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung
– Grünland und Futterbau/ Ökologischer Landbau –
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Der Einfluss von Bodenverdichtung sowie Grünlanderneuerung auf Stickstoffemissionen und Ertragsleistungen von Futterbausystemen

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät

der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von

M.Sc. Maria Susanne Schmeer

aus Regensburg

Kiel, Mai 2012

Dekanin: Prof. Dr. Karin Schwarz

1. Berichterstatter: Prof. Dr. Friedhelm Taube

2. Berichterstatter: Prof. Dr. Rainer Horn

Tag der mündlichen Prüfung: 12.07.2012

Inhaltsverzeichnis

1	Generaleinleitung	1
1.1	Umweltwirkungen der Grünlandbewirtschaftung.....	1
1.2	Ziele der vorgelegten Dissertation	3
1.3	Literatur.....	4
2	Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions.....	6
2.1	Abstract	6
2.2	Introduction	6
2.3	Material and methods	8
2.4	Results	13
2.5	Discussion	18
2.6	Conclusion	21
2.7	References.....	22
3	The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards.....	29
3.1	Abstract	29
3.2	Introduction	29
3.3	Material and methods	32
3.4	Results	35
3.5	Discussion	38
3.6	Conclusion	42
3.7	References.....	42
4	Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching	48
4.1	Abstract	48
4.2	Introduction	49
4.3	Material and methods	51
4.4	Results	55
4.5	Discussion	62
4.6	Conclusion	66
4.7	References.....	66
5	Schlussbetrachtung	72
5.1	Einleitung.....	72

5.2	Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions..	73
5.3	The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards	79
5.4	Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching.....	82
5.5	Strategien zur Vermeidung von Stickstoffemissionen	89
5.6	Literatur.....	90
6	Zusammenfassung/Summary	97
6.1	Zusammenfassung	98
6.2	Summary	101
7	Methodischer Anhang	104
7.1	Methoden des Kapitels „Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions“	104
7.2	Methoden des Kapitels „ The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards“	109
7.3	Methoden des Kapitels „Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching“	110
7.4	Literatur.....	114

Tabellenverzeichnis

Table 2.1: Soil properties on the experimental site (Source: Trükmann 2010) 10

Table 2.2: Monthly rainfall and temperature data from the site of the experiment Hohenschulen, Germany in 2006-2008 and long-term average (1961-1990) of the meteorological station Kiel-Kronshagen (54°20' N, 10°05' E) (Source: DWD 2011) . 10

Table 2.3: F-value and level of significance for the impact of soil compaction (c), N-fertilization (n) and experimental year (y) on cumulative N₂O-emissions (N₂O), dry matter yield (DM), nitrogen yield (N-yield), energy content (ME) and legume content in the sward (leg. Cont.) 14

Table 2.4: Cumulative nitrous oxide emissions [kg N ha⁻¹] for the experimental years 2006, 2007 and 2008; capital letters indicate significant differences due to fertilization within one year and compaction treatment; small letters indicate significant differences due to soil compaction within a year and N-fertilization; LG-C0 = unfertilized, un-compacted; G-C0 = fertilization with 360 kg N ha⁻¹ as CAN, un-compacted; LG-C321 = unfertilized, soil compaction with 321 kPa; G-C321 = fertilization with 360 kg N ha⁻¹ as CAN, soil compaction with 321 kPa..... 15

Table 2.5: Regression statistics for the relation between the accumulated N₂O-emissions (kg N ha⁻¹) of the first 14 days after compaction/fertilization treatment and modeled soil moisture content (WFPS %), level of significance and coefficient of determination (R²) for the different growths; n=9 for each regression; sm = soil moisture 15

Table 2.6: Annual dry matter yield (DM; Mg ha⁻¹), nitrogen yield (Nyield; kg N ha⁻¹), energy content (ME; MJ kg⁻¹ DM) and legume content of the sward (Leg; %) for the experimental years 2006, 2007 and 2008; capital letters indicate significant differences due to the fertilization within one year and compaction treatment; small letters indicate significant differences due to the soil compaction within a year and N treatment 16

Table 2.7: Energy yield, CO₂-emissions, N₂O-emissions and specific CO₂-equivalents for N-fertilized (G) and unfertilized/ legume-based grassland (LG) as means of three experimental years (2006-2008); we assumed a soil compaction of 50% of the area..... 16

Table 3.1: Soil properties on the experimental site (Source: Trükmann 2010) 33

Table 3.2: Monthly rainfall and temperature data from the site of the experiment Hohenschulen, Germany in 2006-2008 and long-term average (1961-1990) of the meteorological station Kiel-Kronshagen (54°20' N, 10°05' E) (Source: DWD 2011) Mar-Sep = cumulative precipitation and mean air temperature from March to September..... 34

Table 3.3: F-value and level of significance for the impact of experimental year (y), cutting regime (cut), soil compaction (c), N-fertilization (n) and K-fertilization (k) on dry matter yield (DM), nitrogen yield (N-yield), energy content (ME) and legume yield (leg) 35

Table 3.4: Dry matter yield (DM, Mg ha⁻¹), nitrogen yield (N-yield, kg N ha⁻¹), energy content (ME, MJ kg DM⁻¹) and legume yield (Leg, Mg ha⁻¹) depending on cutting regime, soil compaction and nitrogen fertilization; capital letters indicate significant differences between N-fertilization treatments within a soil compaction procedure and cutting regime; small letters indicate significant differences between soil compaction procedures within a N-fertilization treatment and a cutting regime; 3c = three cuts per year, 5c = five cuts per year,

C0 = uncompacted, 1C = one-time compacted in April with contact area pressure of 321 kPa, 2C = two-times compacted in April and July with contact area pressure of 321 kPa LG = unfertilized, legume based grassland, CAN = 360 kg N ha⁻¹ as calcium ammonium nitrate, Urea = 360 kg N ha⁻¹ as urea 37

Table 3.5: Dry matter of first, second and third/ fourth harvest depending on cutting regime, soil compaction and N-fertilization; capital letters indicate significant differences between N-fertilization treatments within a soil compaction procedure and cutting regime; small letters indicate significant differences between soil compaction procedures within a N-fertilization treatment and a cutting regime; 3c = three cuts per year, 5c = five cuts per year C0 = uncompacted, 1C = one-time compacted in April with contact area pressure of 321 kPa, 2C = two-times compacted in April and July with contact area pressure of 321 kPa 37

Table 3.6: Sward content of functional groups 'grass' and 'legumes' (Lucerne and white clover) of the sward depending on cutting regime and soil compaction procedure (only unfertilized treatments) [%]; capital letters indicate significant differences between soil compaction procedures within a cutting regime; small letters indicate significant differences between cutting regime within a soil compaction procedure; 3c = three cuts per year, 5c = five cuts per year; C0 = uncompacted, C2 = one-time compacted in April with contact area pressure of 321 kPa, C2 = two-times compacted in April and July with contact area pressure of 321 kPa..... 38

Table 4.1: pH-value, content of P₂O₅, K and Mg [mg 100g⁻¹ dry soil] before start of experiment (2003) and end of experiment (2010) 53

Table 4.2: Precipitation [mm] and temperature [°C] data from the experimental site Lindhof, Germany, for the drainage seasons (November to March; 2005/06-2009/10) and growing seasons (April to October; 2006-2009) and long-term average (1961-1990) of the nearby meteorological station Kiel-Holtenau (Source: DWD, 2011); amount of leachate water for the drainage seasons (November to March; 2005/06-2009/10) with ww = winter wheat (k=0.5), gr = grassland resown (k=0.8) and g = grassland (k=1); k = crop coefficient 53

Table 4.3: F-value and level of significance for the impact of grassland renovation method (gr), year after plowing up (ya), initial year of plowing up (yi), N-fertilization and type of suction cup (sc) as well as relevant interactions on content in the leachate of total-N (N_{tot}), nitrate (NO₃-N), ammonia (NH₄-N) and dissolved organic nitrogen (DON-N) 56

Table 4.4: Nitrogen leaching in the nitrate (NO₃-N), ammonia (NH₄-N) and dissolved organic nitrogen (DON-N) fraction [kg N ha⁻¹] for the different grassland renovation treatments, season/winter after plowing up and cumulative amount (cumm) for four seasons; capital letters indicate significant differences between plowing treatments within a drainage season, small letters show significant differences between the subsequent seasons after plowing up within a renovation treatment; for key to treatments see method section..... 57

Table 4.5: Nitrate leaching (NO₃-N) [kg N ha⁻¹] for the different grassland renovation methods, N-fertilization and season/winter after plowing up; capital letters indicate significant differences between plowing treatments within a winter and within N-fertilization, small letters significant differences between N-fertilization within a renovation method and within a drainage season; for key to treatments see method section 58

Table 4.6: Soil mineral N (SMN) [kg N ha ⁻¹] for the different grassland renovation methods, in four succeeding winter measured at two different sampling dates; VE = end of growing season, VB = beginning of growing season; capital letters indicate significant differences between plowing treatments within a winter and sampling date, small letters significant differences between winter after plowing up within a plowing treatment and sampling date; for key to treatments see method section	58
Table 4.7: F-value and level of significance for the impact of grassland renovation method (gr), fertilization (f), initial year of plowing up (yi) and year after plowing up (ya), as well as relevant interactions on dry matter yield (DM), nitrogen yield (Nyield), crud protein content (XP), energy concentration (ME) and clover –content	59
Table 4.8: Dry matter yield (DM), nitrogen yield (Nyield), crud protein content (XP) and energy content (ME) for the different grassland renovation methods and year after plowing up (year _{at}); capital letters indicate significant differences between renovation methods within a year; small letters significant differences between years after plowing up within a renovation method; for key to treatments see method section.....	60
Table 4.9: Dry matter yield [Mg ha ⁻¹] for the different grassland renovation methods, N-fertilization and year after plowing up; capital letters indicate significant differences between renovation methods within a year and within N-fertilization, small letters significant differences between N-fertilization within a renovation method and within a year; for key to treatments see method section	61
Table 4.10: Content of grass, white clover (clover) and not sown species (nss) in the sward [%] for the different plowing treatments, year after plowing up and N-fertilization (N0 = without N-fertilization, N230 = 230 kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹ as slurry); capital letters indicate significant differences between the years within a treatment and fertilization level; lower letters indicate significant differences between plowing treatments within a year and fertilization level; for key to treatments see method section.....	61
Tabelle 5.1: Lachgasemissionen (N ₂ O-Em.) [kg N ₂ O-N ha ⁻¹] unterschiedlicher Futterbausysteme und zugehörige Energieerträge [GJ ME ha ⁻¹] in Abhängigkeit der Stickstoffdüngung; in Klammern ist der jeweilige Messzeitraum in Tagen angegeben; N ₂ O-Em. je Energieeinheit beschreibt die N ₂ O-Emissionen je geernteter Energieeinheit [kg N ₂ O-N GJ ⁻¹ ME]; zur Umrechnung von N ₂ O in CO ₂ -Äquivalente wurde ein Faktor von 298 angenommen (IPCC 2007); CO ₂ -eqkg ⁻¹ DM berücksichtigt nur die bodenbürtigen N ₂ O-Emissionen in CO ₂ -Äquivalent je geerntetem kg Trockenmasse	77
Tabelle 5.2: monatlicher Niederschlag und Lufttemperatur für die Sickerwasserperioden des Untersuchungszeitraums auf der Versuchsfläche; langjährige Mittelwerte (1961-1990) stammen von der nahegelegenen Wetterstation Kiel-Holtenau (Quelle: DWD, 2011)	83
Tabelle 5.3: Stickstoffauswaschungen nach Grünlandumbruch (N-Austrag) [kg N ha ⁻¹] unterschiedlicher Standorte, Alter der Grasnarbe (Alter) [Jahre], vorheriger Nutzung/N-Düngung [kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹] und neuer Nutzung	84
Tabelle 5.4: Kosten der Grünlanderneuerung: Nachsaat und Neuansaat und nötiger Energiemehrertrag zur Kostendeckung (Quelle: KTBL 2005 und Rinderreport 2011)	87
Tabelle 5.5: Energieerträge in MJ NEL ha ⁻¹ für die Erneuerungsverfahren und als Differenz zur Kontrollvariante; GC = Kontrolle, GN = Grünlanderneuerung im Herbst früh,	

Tabellenverzeichnis

AA = Grünlandumbruch Herbst spät-Winterweizen-Grünlandneuansaat,
AS = Grünlandumbruch im Frühjahr-Sommerweizen-Grünlandneuansaat..... 88

Abbildungsverzeichnis

Figure 2.1: Daily nitrous oxide emissions in $\text{kg N ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ and modeled soil water content/ water filled pore space [%] for the examined periods in 2006, 2007 and 2008 on a grassland site; LG-C0 = unfertilized, un-compacted; G-C0 = fertilization with $360 \text{ kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ as CAN, un-compacted; LG-C321 = unfertilized, soil compaction with 321 kPa; G-C321 = fertilization with 360 kg N ha^{-1} as CAN, soil compaction with 321 kPa; arrows indicate date of soil compaction and/ or N-fertilization, C = soil compaction, N = fertilization..... 17

Abbildung 5.1: Treibhausgasquellen und -senken, die bei einer Berechnung der Ökobilanz berücksichtigt werden (Quelle Rotz und Chianese 2009) 76

Abbildung 5.2: Auswirkungen von Grünlanderneuerung bzw. Grünland-Ackerrotation auf Ernteertrag und ökologische Parameter (aus: Pötsch 2008)..... 86

Kapitel 1

Generaleinleitung

1 Generaleinleitung

1.1 Umweltwirkungen der Grünlandbewirtschaftung

Die Forderung einer nachhaltigen Landwirtschaft stellt in der heutigen Zeit eine große Herausforderung sowohl an die Politik als auch die Praxis. Eine nachhaltige Landwirtschaft soll ökologisch tragfähig, ökonomisch existenzfähig, sozial verantwortlich, ressourcenschonend sein und als Basis für zukünftige Generationen dienen (Allen et al. 1991). Die FAO (1995) hat in diesem Zuge Leitlinien entwickelt, um eine Nachhaltigkeit zu gewährleisten. Dabei soll die Leistungsfähigkeit der natürlichen Ressourcen erhalten oder, wenn möglich, sogar verbessert werden, ohne die Funktionen der grundlegenden ökologischen Kreisläufe und das natürliche Gleichgewicht zu stören oder zu einer Umweltverschmutzung zu führen. Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) nennt darüber hinaus als Ziel in der Landwirtschaft, auch unter den Bedingungen des Klimawandels produktiv zu bleiben, dabei eine Verminderung der Treibhausgasemissionen sowie Nährstoffbelastungen von Wasser und Luft zu erreichen (BMELV 2011). Ferner soll auch die finanzielle Förderung auf eine umweltgerechte Landwirtschaft ausgerichtet sein. In diesem Zuge soll die ökologische Landwirtschaft auf 20% der landwirtschaftlich genutzten Fläche erweitert werden und eine Begrenzung des Stickstoffüberschusses auf 80 kg ha^{-1} erreicht werden. In Deutschland nahm in den letzten Jahren die Fläche der ökologisch bewirtschafteten Fläche von 546 000 ha (2000) auf 947 100 ha (2009) zu (BMELV 2011). Die Stickstoffüberschüsse sanken von 1991 bis 2009 um 20%, liegen aber mit einem Wert von 105 kg N ha^{-1} noch weit über dem angestrebten Zielwert (UBA 2011).

1.1.1 Emission von klimarelevanten Gasen

Grundsätzlich ist festzustellen, dass im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft der letzten Jahrzehnte oftmals auch negative Umwelteinflüsse einhergingen. Dabei ist die gegenwärtige Landwirtschaft von einem hohen Einsatz von Stickstoffdüngemitteln geprägt, um einen optimalen Ertrag zu erwirtschaften; der Anteil der Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft betrug 2005 in Deutschland 77% (UBA 2011). Daneben ist die Landwirtschaft weltweit mit ca. 18% an der Treibhausgasemission beteiligt (FAO 2008), in Deutschland beträgt der Anteil ca. 13% (BMELV 2011). Die Emissionen

aus der Landwirtschaft betragen 2008 rund 66 Mio. t CO₂ Äquivalente in Deutschland (UBA 2011). In diesem Zusammenhang sind hauptsächlich die Emissionen von Methan (CH₄) aus der Tierhaltung oder der landwirtschaftlichen Nutzung von Mooren und Lachgas (N₂O) aus landwirtschaftlich genutzten Böden sowie durch den Einsatz von Stickstoffdüngung zu nennen. Bezüglich der zwei relevanten Gase stammen 50% der gesamten CH₄-Emissionen und 65% der gesamten N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft (UBA 2011).

Deutschland ist ein Gründungsmitglied der ‚Global Research Alliance on Agricultural Greenhouse Gases‘, die Ende 2009 in Kopenhagen am Rande der Klimaschutzkonferenz ins Leben gerufen wurde. Mit dieser Allianz aus 30 Staaten soll eine Plattform für den Austausch von Wissen und Technik zur Minimierung von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft geschaffen werden. Optimierungs- und Innovationsbedarf wird vor allem in der Tierernährung, der Düngung, der Bodenbearbeitung sowie der Erhaltung von Grünland und Mooren als CO₂-Speicher gesehen (BMELV 2011).

1.1.2 Bodenverdichtung

Neben dem intensiven Stickstoffeinsatz mit möglichen negativen Folgen ist die Bodenbelastung durch landwirtschaftliche Maschinen zu nennen. So führt der stetige Strukturwandel in der Landwirtschaft zu kontinuierlichem Wachstum der verbleibenden Betriebe. Diese setzen im Zuge von Rationalisierungsmaßnahmen immer schlagkräftigere Maschinen ein, die sowohl auf Ackerflächen als auch auf Grünlandstandorten zu Bodenverdichtung führen. Oftmals wird der Bodenverdichtung auf Grünland unberechtigter Weise weniger Bedeutung zugesprochen als auf Ackerstandorten (Stahl 2009). Optimierungspotential bei der Vermeidung von Bodenverdichtung ist insbesondere im Management der Landwirte zu finden. Als wichtigste Maßnahme ist in diesem Zusammenhang die Beachtung der aktuellen Bodenfeuchte und damit der aktuellen Tragfähigkeit des Bodens zu nennen. Darüber hinaus können technische Ausrüstungen an den Maschinen, wie Breitreifen, Reifendruckregelanlagen, eine generelle Verringerung der Radlasten, GPS-ingelesene Fahrgassen und eine Vergrößerung der Arbeitsbreite Abhilfe schaffen. Diese Technologien sollten auch vermehrt in der Grünlandbewirtschaftung Anwendung finden.

1.1.3 Die Bedeutung und Schutz von Grünland

Grünlandbestände können je nach Bewirtschaftung Quelle wie auch Senke klimarelevanter Gase darstellen. Die Bedeutung von Grünlandbeständen als CO₂-Senke als Beitrag zum Klimaschutz ist dabei unumstritten (Jones und Donnelly 2004), sodass diesen Systemen

besonderer Schutz zukommen muss. Allerdings hat in den letzten Jahren eine Abnahme an Grünlandflächen stattgefunden; wobei Schleswig-Holstein bundesweit den größten Rückgang an Grünland zu verzeichnen hatte. Die Fläche an Dauergrünland bundesweit sank von 5 330 000 ha (1991) auf 4 655 000 ha (2010) (BMELV 2011). In Schleswig-Holstein lag die Reduzierung des Grünlands von 2003 auf 2008 absolut bei 7.7% und relativ bei 7.5% (BMELV 2008). Der starke Rückgang von Grünland ist landesweit auf eine Zunahme des Anbaus von Energiepflanzen, durch die hohe Förderung nach dem deutschen Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energie-Gesetzes (EEG)), zurückzuführen (UBA 2011). Dabei verzeichnet insbesondere die Produktion von Energiepflanzen für Biogasanlagen einen Zuwachs (2009: 530 000 ha, 2011: 800 000 ha; FNR 2012). Auf Landesebene ist der Umbruch von Dauergrünland durch die Verknüpfung von Prämienzahlungen mit der Einhaltung von Umweltstandards (Cross-Compliance) geregelt. Demzufolge dürfen nur 5% der Referenzfläche von 2003 umgebrochen werden, ein weiterer Umbruch ist genehmigungspflichtig, und eine Überschreitung von 8% ist zu verbieten. Wie bereits erwähnt, ist Schleswig-Holstein besonders drastisch von dem Verlust an Dauergrünlandflächen betroffen und hat als erstes Bundesland auf diesen Rückgang mit dem Erlass einer Dauergrünland-Erhaltungsverordnung reagiert (DGL-VO SH vom 13.Mai 2008). Hierbei wurde Schleswig-Holstein in naturräumliche Haupteinheiten eingeteilt, innerhalb derer ein Grünlandumbruch genehmigt werden kann, wenn im gleichen Hauptnaturraum wieder Grünland angesät wird. Dabei gilt ein Umbruch von Dauergrünland mit einer unverzüglichen Neuansaat von Grünland nicht als Grünlandumbruch im eigentlichen Sinne der Verordnung.

1.2 Ziele der vorgelegten Dissertation

Mit der vorliegenden Dissertation sollen die angesprochenen Umwelteinflüsse von Grünlandmanagement erfasst und bewertet werden sowie Optionen zu einer Verminderung der negativen Einflüsse erarbeitet werden. Die Ziele der einzelnen Teilarbeit lassen sich folgendermaßen darstellen:

- Kapitel 2: Vergleich eines Leguminosen-basierten mit einem intensiv-mineralisch-N gedüngten Grünlandbestands hinsichtlich der Lachgasemissionen unter Berücksichtigung des Einflusses der Bodenverdichtung. Darauf aufbauend werden beide Bestände bezüglich ihrer Emissionen an spezifischen CO₂-Äquivalenten

(Mg GJ ME⁻¹) durch Einbeziehung der Erträge und der Emissionen durch die Bewirtschaftungsmaßnahmen und Düngerbereitstellung gegenübergestellt.

- Kapitel 3: Erfassung des Einflusses von unterschiedlichen Bewirtschaftungsfaktoren (Nutzungshäufigkeit, Stickstoffdüngelage, Kaliumdüngelage) auf die Sensitivität eines Grünlandbestandes auf Bodenverdichtung. Dabei wurden die Parameter Trockenmasseertrag und Futterqualität zur Beurteilung herangezogen.
- Kapitel 4: Möglichkeiten der Reduzierung von Stickstoffverlusten über den Pfad der Auswaschung nach einer Grünlanderneuerung mit einer eingeschobenen einjährigen Ackerzwecknutzung.

1.3 Literatur

Allen P, Dusen D, Lundy J, Gliessman S (1991) Integrating social, environmental, and economic issues in sustainable agriculture. *Am J Alternative Agriculture* 6: 34-39.

doi: 10.1017/S0889189300003787

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (2011) Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2011. www.bmelv.de

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (2008) Statistik und Berichte. www.bmelv-statistik.de

Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (2008) www.fao.org

Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (1995) Trainer's Manual Vol. 1, Sustainability issues in agricultural and rural development policies. Rome.

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (2012) <http://www.fnr.de/>

Jones M, Donnelly A (2004) Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol* 164: 423-439 doi: 10.1111/j.1469-8137.2004.01201.x

Stahl H (2009) Ground pressure on grassland (in German). Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie 3

Umweltbundesamt (UBA) (2011) Daten zur Umwelt. Ausgabe 2011, Umwelt und Landwirtschaft. Bonn

Kapitel 2

Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions

2 Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions

2.1 Abstract

Nitrous oxide emissions (N₂O-emissions) from agriculture demand attention because they are the main source of total global anthropogenic N₂O-emissions. High N-fertilization, as well as soil compaction, are known as important factors that increase N₂O-emissions. Intensively managed grassland sites are faced with both factors. Hence, knowledge of the interaction of high N-fertilization and simultaneous soil compaction on N₂O-emissions is essential. However, studies about this scenario are rare so far. In the presented study N-fertilized grass swards (G) and non-fertilized lucerne-grass mixtures (LG) were compared over a three-year period (2006 -2008): N₂O-emissions and dry matter yield were measured as a function of N-fertilization (0- (LG), 360 kg N ha⁻¹ (G) as CAN) and soil compaction (0, 321 kPa) on a loamy soil in northern Germany. CO₂-equivalents (CO₂eq) per hectare and per unit metabolizable energy (GJ ME) were calculated.

N₂O-emissions were significantly influenced by the interaction N-fertilization x soil compaction: emissions increased significantly when both factors were induced simultaneously. Concerning the specific CO₂-emissions, expressed in CO₂-eq GJ ME⁻¹, the N-fertilized G swards emitted 67% more CO₂eq compared to LG swards. Neither dry matter yield nor forage quality (MJ ME kg⁻¹ DM) differed significantly between the fertilized G and the unfertilized LG swards. Hence, legume-based instead of fertilizer based forage production is a promising mitigation option without significant reduction of dry matter yields. In addition, results regarding soil compaction effects on GHG-emissions emphasize the urgent need to develop technics to improve the controlled traffic on grassland in order to reduce the area faced with heavy wheel traffic.

2.2 Introduction

Nitrous oxide (N₂O) belongs to the most potent greenhouse gases (GHG) that contribute to the increase in global warming and to the reduction in stratospheric ozone. N₂O has a 300 times greater global warming potential than CO₂ and an atmospheric lifetime of 120 years.

Recently, a number of nations approved individual targets in addition to the Kyoto Protocol (UNFCCC 2010), with legally binding measures aiming at a reduction in GHG-emissions. The EU, for example, implemented a commitment to reduce their GHG-emissions by 8% below the level of 1990 from 2008 to 2012 (UNFCCC 2010). Thus, the countries who signed the Kyoto Protocol are faced with the need to quantify their emissions of N₂O and to develop mitigation options.

Since 1750, the tropospheric concentration of N₂O rose from 270 ppb to 320 ppb (IPCC 2007). Enhanced microbial production due to an expanded area of fertilized agricultural land was identified as the primary driver for the increase in N₂O in the industrial era (Thompson et al. 2004). The N₂O-emissions originating from agriculture account in the US for 80% of the total N₂O-emissions in 2005 (Snyder et al. 2009). In 2009, 31 Mio t CO₂-equivalents N₂O were emitted due to agriculture in Germany (UBA 2010).

N₂O is produced in soils by microbial nitrification (the oxidation of ammonium NH₄⁺ to Nitrate NO₃⁻) and denitrification (reduction of NO₃⁻ to dinitrogen gas N₂) (Stevens et al. 1997) as an intermediate product of each process. Consequently, the magnitude of emissions depends on soil water content, concentration of NH₄⁺ and NO₃⁻ as well as on soil temperature (Davidson 1991; Dobbie and Smith 2001; Keeney et al. 1979; Wolf and Russow 2000). Azam et al. (2002) revealed that in the case when aerobic and anaerobic microsites can develop within the same soil aggregate, nitrification and denitrification could occur simultaneously. In compacted soils, the aerobic and anaerobic zones can be found in close proximity in the upper few centimeters of the soil. Thus, nitrification and denitrification could occur concurrently and adjacently (Davies et al. 1989). Grassland soils in particular have a high potential for mineralization and subsequent nitrification and denitrification (Clayton et al. 1997). Additionally, Kester et al. (1997) observed in grassland soils that nitrification dominates N₂O production in spring whereas denitrification was the main source of N₂O in autumn.

Concerning the soil conditions, different studies showed the significance of soil moisture (Pihlatie et al. 2004; Clayton et al. 1997). Davidson (1991) detected the highest N₂O production at 60% water filled pore space (WFPS) which, according to his judgment, can be attributed to soil moisture conditions that favor both, nitrification and denitrification.

Soil compaction enforces major changes in soil structure and key variables controlling N₂O-emissions. More precisely, soil compaction diminishes the total soil pore volume and changes the pore size distribution towards a higher percentage of small pores. As a consequence of impaired aeration, a reduction in soil pore volume induced by compaction also forces the

probability of anaerobic conditions. Hence, soil compaction causes larger N₂O-emissions by inducing anoxic conditions favorable to denitrification (Ball et al. 1999; Bessou et al. 2010; Davies et al. 1998; Hansen et al. 1993; Oenema et al. 1997; Sitaula et al. 2000). Yamulki and Jarvis (2002) noted a 3.5 fold increase in N₂O-emissions induced by soil compaction compared to non-compacted plots.

Higher N₂O-emissions are more often reported from fertilized than unfertilized soils (Abbasi et al. 2000; Breitenbeck et al. 1980; Dittert et al. 2005; Flessa et al. 1996; Lampe et al. 2006; Wachendorf et al. 2008). Azam et al. (2002) found that the increase in N₂O-emissions from soils treated with mineral N was substantially higher when both, NH₄⁺ and NO₃⁻, were applied. Christensen (1983) observed an up to 5 times higher N₂O-flux after applications of NH₄NO₃. Furthermore, Hansen et al. (1993) accounted an increase in fertilizer borne N₂O-emissions from 3.9% to 5.3% due to soil compaction; and van Groenigen et al. (2005) already criticized the lack of differentiated default values for N₂O-emissions in the IPCC guidelines reflecting the interactions of fertilized or manured and/or compacted soils.

Although Hansen et al. (1993) and Ruser et al. (1998) reported an interaction of nitrogen fertilization and soil compaction in nitrous oxide emissions, this interaction did not receive sufficient attention, especially on grassland which is commonly faced with heavy machinery traffic and high N-fertilization.

In the presented study we tested the following hypothesis:

- I) Simultaneous treatments of high N-fertilization and soil compaction enhance N₂O-emissions on grassland sites
- II) The N-source –biologically N₂-fixation vs. mineral N-fertilization- has a decisive impact on N₂O-emissions, indicating that legume-based grasslands on an equal nitrogen supply provide a reduced load of greenhouse gas emissions per unit of forage produced (reduced „carbon footprint“).

2.3 Material and methods

2.3.1 Experimental site

A three-year field experiment was conducted at the experimental station “Hohenschulen” (54°19' N; 9°58' E; 30 m a.s.l.) of the Christian Albrechts University Kiel in the north-west of Germany close to Kiel. The relief at the experimental station was formed in the last glacial

period (Weichselian) approx. 12 000 years ago; the end moraine characterizes a hilly landscape (Ziogas 1995). The climate is oceanic with moderately cool summers and comparatively warm winters. The mean annual temperature is 8.3°C and the mean annual precipitation 777 mm. Due to the geological genesis, the soils vary between Luvisol and Pseudogley-Luvisol with sandy loam texture (Table 2.1). The experimental site was classified as Stagnic Luvisol (Trükmann 2010). In 2004 swards were established by using a uniform seed mixture representing the following species: *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens* and *Medicago sativa*. Since 2005 swards were cut three times a year and fertilized with potassium (300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹), split in three dressings (150/100/50 kg K ha⁻¹) and 40 kg ha⁻¹ yr⁻¹ phosphorus (as P₂O₅) applied in spring. Liming occurred before starting the experiment in 2005 with 2 t calcium carbonate (32% Ca and 1.4% Mg) resulting in an average pH value of 6.0 in the upper soil layer during the experimental period (Trükmann 2010).

In a three-factorial split-plot design with three replicates we arranged the following factors/treatments:

1. Soil compaction
 - 1.1 control = no additional soil compaction (C0)
 - 1.2 soil compaction = contact area pressure 321 kPa in early April (C321)
2. N-fertilization with calcium ammonium nitrate/sward composition
 - 2.1 0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹,
resulting in lucerne (*Medicago sativa*) dominated (~70%) swards (LG)
 - 2.2 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹,
resulting in orchardgrass (*Dactylis glomerata*) dominated (~85%) swards (G)
3. Year of first controlled soil compaction (2006, 2007 and 2008)

The soil compaction was achieved by a single pass of a tractor with a slurry tanker (total weight = 22 t, contact area pressure = 321 kPa) at the beginning of the vegetation period in early April. The N-fertilization was divided into three dressings (160/120/80 kg N ha⁻¹) and was spread with a 3 m-wheel-distance plot machine to avoid any soil compaction within plots. In 2005 the experiment was already run with the fertilization and cutting treatments, while the experimental measurements including treatments of soil compaction started in April 2006. By doing so, we intended to ensure typical soil bulk densities (1.5 to 1.7 g cm⁻³, Trükmann 2010) for grasslands in the second year after grassland establishment. Plot size was 18 m² (6 m x 3 m).

Weather conditions are given in Table 2.2; the year 2007 was exceptionally warm and dry at the time of soil compaction (April) and relatively moist during summer (Table 2.2), while 2006 and 2008 were characterized by an even precipitation during the vegetation period.

Table 2.1: Soil properties on the experimental site (Source: Trükmann 2010)

Depth [cm]	Soil zone	Texture [%]			Soil type
		Sand	Silt	Clay	
0-25	rAp	54	30	16	S14
25-45	SwBtv1	50	31	19	Ls3
45-70	SwBtv2	49	33	18	Ls3
70-	Bv	55	31	14	S14

Table 2.2: Monthly rainfall and temperature data from the site of the experiment Hohenschulen, Germany in 2006-2008 and long-term average (1961-1990) of the meteorological station Kiel-Kronshagen (54°20' N, 10°05' E) (Source: DWD 2011)

	Precipitation [mm]				Mean air temperature [°C]			
	2006	2007	2008	Long-term average	2006	2007	2008	Long-term average
March	47.4	56.1	61.8	53.7	1.0	7.2	4.3	3.1
April	66.8	2.5	42.7	51.7	7.1	10.3	7.7	6.7
May	82.6	93.7	45.1	57.0	12.0	12.6	13.1	11.4
June	33.7	120.0	40.6	68.7	15.9	16.3	15.8	15.1
July	52.9	189.0	124.0	79.0	21.2	16.2	18.0	16.3
August	155.0	58.6	64.7	69.0	16.6	17.0	17.0	16.3
September	36.6	70.8	19.2	66.4	17.0	13.1	13.7	13.3

2.3.2 N_2O -Sampling

N_2O -emissions were determined according to the “close-chamber”-method (Hutchinson and Mosier 1981). Basal PVC rings (60 cm in diameter and 10 cm height) were pressed into the soil (5 cm depth) and the PVC chambers (60 cm diameter and 25 cm height) were set on the basal rings during the measurement intervals. The junction between chamber and basal ring was made air tight by using a taut butyl rubber band. The N_2O -concentration in the headspace was measured i. immediately after closing the chamber, ii. after 30 min and iii. after 60 min with a syringe through a septum. The syringe was drawn up twice to mix the air in the chamber. The air-samples were immediately transferred into 12 ml pre-evacuated exetainers (Labco, High Wycombe, UK). Gas concentrations in triplicate samples were analyzed by FID/ECD gas-chromatography following a set-up modified according to Loftfield et al. (1996). The flux was calculated based on the increase in concentration within 60 min. Cumulative fluxes were estimated by linear interpolation between daily fluxes of a period of 160 d

in each experimental year. Subsequent to compaction and fertilization events, gas samples were taken daily. After two weeks, sampling intervals were extended to once a week. Sampling was carried out between 1 pm and 2.30 pm on each sampling day. The measurements were conducted from the beginning of April to the end of October in all experimental years (2006, 2007 and 2008).

2.3.3 Dry matter yield sampling and forage quality

Dry matter yield was sampled by cutting swards on an area of 0.25 m² at a height of 5 cm above soil surface. The dried plant-samples were uniformly milled to 1 mm, afterwards scanned twice using a NIRS-System 5000 monochromator (Foss NIRSystems, Silver Springs, MD, USA) using the WinISI II software (Infrasoft Internationals, South Atherton St., PA, USA) for data collection and calibration to estimate N-and Net-Energy-Lactation content. Total-N was analyzed using a C/N-analyzer (Vario Max CN, Elementar Analysensystem GmbH, Hanau, Germany). According to the German Net-energy evaluation system based on CDOMD (in vitro pepsin-cellulase solubility of organic matter (de Boever et al. 1988)) the Weissbach et al. (1999) formula was used in order to calculate digestibility of herbage (in % of OM) as well as the metabolizable energy (ME) content.

2.3.4 Soil moisture modeling

The retention curve computer program (RETC, van Genuchten et al. 1991) was used to model the retention function. The model of van Genuchten ($m=1-1/n$) was chosen for the retention curve and Mualem's model for the conduction. The initial estimate parameters were set to 'sandy loam'. The retention curve input data were measured by Trükmann (2010) on the same experimental site. The modeled retention curve data are: residual water content (θ_r), saturated water content (θ_s) and empirical parameters (α , n) to describe the shape of the curve.

The water flow was modeled with the HYDRUS-1D software package of Šimůnek et al. (2005). The water flow parameters, which were modeled with RETC, were calculated for three different depths; hence, the geometry information had three different soil materials. The time information was set to 'time-variable boundary conditions' and for the meteorological data the Penman-Montheith equation was used. Furthermore, the single porosity model of van Genuchten without hysteresis was chosen. In the category 'water flow boundary conditions' the upper conditions were set to 'atmospheric boundary conditions with surface layer' and the lower ones to 'free drainage'. The meteorological data were collected on the experimental station 'Hohenschulen'.

2.3.5 Calculation of specific CO₂-equivalents (“carbon footprint”)

The functional unit for calculating specific CO₂-equivalents (“carbon footprint”) of tested forage production systems is based on energy yield (GJ ME ha⁻¹). The measured N₂O-emissions and emissions of CO₂ due to usage of direct and indirect fossil energy were transferred to CO₂_{eq}-emissions, while methane emissions were neglected as methane is not of significant relevance on mineral soils (Dittert et al. 2005). Energy yield (GJ ME ha⁻¹) was calculated by multiplying DM-Yield and Energy (ME) content.

The energy input was calculated according to Kelm et al. (2004) with the modulation of the conducted grassland management procedures: establishment, fertilization and harvest; taking also into account the energy consumption for producing fertilizers (N, P, K, lime) and seed.

The specific CO₂-emissions are calculated as sum of the measured N₂O-emissions in CO₂-equivalents (conversion factor 298, Forster et al. 2007) and the calculated CO₂-emissions due to direct and indirect fossil energy input for grassland management per unit energy yield (GJ ME ha⁻¹).

Stahl (2009) calculated that 74% of a grassland area is faced with machinery traffic several times during the year. In our calculations, we focused on the heavy traffic farm machinery (slurry tankers, forage wagons, choppers or forage harvesters) and disregarded ‘light’ traffic farm machinery (e.g. tending strategies). For this reason, it is anticipated that approx. 50% of the area will be faced with traffic of heavy farm machinery as used in our experiment. Therefore, the data used for energy yield and N₂O-emissions account for 50% of the non-compacted and 50% of the compacted treatment of the measured yields and emissions, respectively.

2.3.6 Statistical Analysis

Cumulative nitrous oxide emissions were calculated by linear interpolation between measured fluxes. Emission rates for the different years were expressed as arithmetic means of the three replicates.

The experimental year, nitrogen fertilization and soil compaction as well as their interactions were tested for significance using PROC MIXED of SAS 9.1 (SAS 2000). The replicates were considered randomly. Least square means were separated by the PDIFF option in PROC MIXED. Significance was declared at P<0.05 and adjusted using the Bonferroni-Holm procedure.

Correlation between soil moisture and daily N₂O-emission was calculated during the initial phase following soil compaction and/ or fertilization treatments. Repeated subject was the interaction of block x year x compaction x fertilization x date; an autoregressive covariance-structure was assumed. For detailed analyses, the 14 days following a compaction or fertilizer treatment were assumed to be most critical for N₂O-emissions; therefore a regression was calculated with the procedure PROC REG of SAS indicating cumulative N₂O-emissions during these 14 day period due to the average soil moisture. As nitrogen fertilizer dressings differed between growth periods we calculated regressions separately for each growth and sward type over three years each.

2.4 Results

2.4.1 Daily nitrous oxide emission fluxes and soil water contents

Figure 2.1 shows the pattern of daily N₂O-fluxes during the measurement periods of the years 2006, 2007 and 2008. In 2006 and 2008, soil compaction and N-fertilization in spring caused a sharp increase in the daily nitrous oxide emissions. The emissions reached maximum peaks of 1.22 kg N ha⁻¹ d⁻¹ (06.04.2008) and 0.922 kg N ha⁻¹ d⁻¹ (03.05.2006) in the simultaneously compacted and fertilized treatment. The same treatment entailed no significant increase (0.026 kg N ha⁻¹ d⁻¹ as maximum value on 11.05.2007) in spring 2007. In contrast to the fertilized treatment, soil compaction did not cause increased N₂O-emissions on the non-fertilized plots (mean over three years of about 0.003 kg N ha⁻¹ d⁻¹ and maximum of 0.016 kg N ha⁻¹ d⁻¹). In each experimental year, N₂O-emissions in the non-compacted but fertilized swards were low during springtime. Average values for the period from mid-April to 1st of June oscillated around 0.04 ± 0.05 kg N ha⁻¹ d⁻¹ with a maximum of 0.21 kg N ha⁻¹ d⁻¹ in 2008.

The modeled soil water contents showed higher values at the time of soil compaction in 2006 (approx.47% WFPS in 2 cm depth) and 2008 (approx.51% WFPS in 2 cm depth) compared to 2007 (approx.35% WFPS in 2 cm depth). In both years with a moist spring, the nitrous oxide emissions increased in plots with both treatments, soil compaction and N-fertilization. High nitrous oxide emissions in all treatments were detected when dry periods were followed by high precipitation which corresponded to high soil water contents. In this case, mainly the high N-fertilized treatments showed an increase in N₂O-emissions up to 0.95 kg N ha⁻¹ d⁻¹ in the G-C321 and 0.84 kg N ha⁻¹ d⁻¹ in the G-C0-treatment. While during summer 2006 none of

the treatments caused elevated N₂O-emissions, fertilization in both, the compacted and the non-compacted treatment, led to increased emissions in late summer of 2008 which corresponded to elevated soil water contents during that period.

2.4.2 Cumulative nitrous oxide emissions

Table 2.3 shows a strong impact of the three-fold-interaction soil compaction x N-fertilization x experimental year on cumulative nitrous oxide emissions. Based on the three-fold interaction, cumulative nitrous oxide emissions are presented for each experimental year (Table 2.4). In the compacted as well as in the non-compacted treatments, N-fertilization induced significant higher N₂O-emissions compared to legume-based swards, except in 2006 in the non-compacted treatment. However, in 2006, the same trend can be observed in the non-compacted plots. Emissions from the LG-C0 treatment ranged between 0.85 (2006), 1.51 (2008) and 5.02 kg N₂O-N ha⁻¹ (2007) compared to 1.66 (2006), 17.82 (2007) and 6.64 kg N₂O-N ha⁻¹ (2008) in the fertilized plots. Soil compaction had no influence on N₂O-emissions from the unfertilized swards. With 0.47 in 2006, 1.26 in 2008 and 4.93 kg N₂O-N ha⁻¹ in 2007 emissions were comparable to the LG-C0 treatment. In contrast, an influence of soil compaction can be detected in the N-fertilized treatments in the years 2006 and 2008. The emissions in this treatments rose up to 12.38 kg N₂O-N ha⁻¹ in 2006 and 14.79 kg N₂O-N ha⁻¹ in 2008. In 2007, soil compaction did not increase cumulative nitrous oxide emissions, but N-fertilization did: in the fertilized treatments the N₂O-emissions rose up to 17.92 kg N₂O-N ha⁻¹.

Table 2.3: F-value and level of significance for the impact of soil compaction (c), N-fertilization (n) and experimental year (y) on cumulative N₂O-emissions (N₂O), dry matter yield (DM), nitrogen yield (N-yield), energy content (ME) and legume content in the sward (leg. Cont.)

	F-value / level of significance									
	N ₂ O		DM		N-yield		ME		Leg-cont	
c	5.26	n.s.	20.38	***	8.43	**	0.34	n.s.	0.03	n.s.
n	75.91	***	2.27	n.s.	0.24	n.s.	0.16	n.s.	45.63	***
y	3.94	n.s.	44.88	***	48.0	***	5.45	n.s.	0.87	n.s.
c*y	1.16	n.s.	7.45	***	0.99	n.s.	0.44	n.s.	0.21	n.s.
c*n	5.8	*	0.75	n.s.	1.83	n.s.	2.02	n.s.	0.07	n.s.
c*n*y	3.88	**	0.56	n.s.	1.01	n.s.	5.12	*	1.10	n.s.

* Significant at 0.05 level of probability

** Significant at 0.01 level of probability

*** Significant at 0.001 level of probability

Table 2.4: Cumulative nitrous oxide emissions [kg N ha⁻¹] for the experimental years 2006, 2007 and 2008; capital letters indicate significant differences due to fertilization within one year and compaction treatment; small letters indicate significant differences due to soil compaction within a year and N-fertilization; LG-C0 = unfertilized, un-compacted; G-C0 = fertilization with 360 kg N ha⁻¹ as CAN, un-compacted; LG-C321 = unfertilized, soil compaction with 321 kPa; G-C321 = fertilization with 360 kg N ha⁻¹ as CAN, soil compaction with 321 kPa

	2006	2007	2008
LG-C0	0.85 ^{Aa}	5.02 ^{Ba}	1.51 ^{Ba}
G-C0	1.66 ^{Ab}	17.92 ^{Aa}	6.64 ^{Ab}
LG-C321	0.47 ^{Ba}	4.93 ^{Ba}	1.26 ^{Ba}
G-C321	12.38 ^{Aa}	12.75 ^{Aa}	14.79 ^{Aa}

For each treatment and growth, regression functions and coefficients of determination between the accumulated N₂O-emissions and average soil moisture during the first 14 days after fertilization are presented in Table 2.5. On the fertilized plots, N₂O-emissions were significantly correlated with the soil moisture content in each growth of both soil compaction treatments. On a much lower emission level, significant regressions were also found in the second and third growth of LG-C0 treatment. No significant correlations between N₂O-emissions and soil moisture were found for the three observed growth periods of the LG-C321 treatment.

Table 2.5: Regression statistics for the relation between the accumulated N₂O-emissions (kg N ha⁻¹) of the first 14 days after compaction/fertilization treatment and modeled soil moisture content (WFPS %), level of significance and coefficient of determination (R²) for the different growths; n=9 for each regression; sm = soil moisture

		function	level of significance	R ²
LG-C0	1. growth	y=1.153-0.054*sm+0.00066*sm ²	n.s.	0.09
	2. growth	y=2870.46-136.4315*sm+1.62*sm ²	***	0.93
	3. growth	y=23.795-0.982*sm+0.0101*sm ²	*	0.69
LG-C321	1. growth	y=3.5211-0.1635*sm+0.00191*sm ²	n.s.	0.46
	2. growth	y=3786.736-180.0109*sm+2.138*sm ²	n.s.	0.39
	3. growth	y=10.688-0.4347*sm+0.00442*sm ²	n.s.	0.48
G-C0	1. growth	y=30.301-1.4941*sm+0.01845*sm ²	**	0.82
	2. growth	y=4040.57-192.2249*sm+2.285*sm ²	**	0.85
	3. growth	y=124.0115-5.2249*sm+0.055*sm ²	**	0.88
G-C321	1. growth	y=-473.946+20.7123*sm-0.221*sm ²	*	0.70
	2. growth	y=3345.786-159.93*sm+1.911*sm ²	**	0.83
	3. growth	y=98.31-4.1632*sm+0.044*sm ²	**	0.90

* Significant at 0.05 level of probability
 ** Significant at 0.01 level of probability
 *** Significant at 0.001 level of probability

2.4.3 Dry matter yield, nitrogen yield and energy yield

Soil compaction induced a significant decrease in dry matter yield in the unfertilized as well as in the N-fertilized plots (Table 2.6). In the unfertilized treatments, the reduction of dry matter yield caused by compaction amounts to approx. 11% (decrease from 17.7 to 15.7 Mg ha⁻¹, mean of three years) and in the fertilized treatments to approx. 15% (decrease from 18.9 to

16.1 Mg ha⁻¹, mean of three years). Due to the decrease in dry matter yield, the energy yield declined simultaneously (data not shown). With respect to N-fertilization, dry matter yields showed no significant difference between the fertilized and the unfertilized swards. As unfertilized plots are characterized by a high proportion of legumes, in particular lucerne, these swards had a very high production and nitrogen yield due to biological nitrogen fixation.

Table 2.6: Annual dry matter yield (DM; Mg ha⁻¹), nitrogen yield (Nyield; kg N ha⁻¹), energy content (ME; MJ kg⁻¹ DM) and legume content of the sward (Leg; %) for the experimental years 2006, 2007 and 2008; capital letters indicate significant differences due to the fertilization within one year and compaction treatment; small letters indicate significant differences due to the soil compaction within a year and N treatment

	2006				2007				2008			
	DM	Nyield	ME	Leg	DM	Nyield	ME	Leg	DM	Nyield	ME	Leg
LG-C0	14.4 ^{Aa}	399 ^{Aa}	9.9 ^{Aa}	63.6 ^{Aa}	15.8 ^{Ba}	427 ^{Aa}	9.8 ^{Aa}	74.5 ^{Aa}	16.5 ^{Aa}	415 ^{Aa}	9.8 ^{Ba}	71.4 ^{Aa}
G-C0	16.2 ^{Aa}	401 ^{Aa}	9.6 ^{Aa}	25.6 ^{Ba}	17.8 ^{Aa}	486 ^{Aa}	9.7 ^{Aa}	54.1 ^{Aa}	15.7 ^{Aa}	449 ^{Aa}	10.1 ^{Aa}	24.2 ^{Ba}
LG-C321	10.7 ^{Ab}	283 ^{Aa}	9.5 ^{Ba}	72.9 ^{Aa}	14.0 ^{Aa}	386 ^{Aa}	9.8 ^{Aa}	62.7 ^{Aa}	15.9 ^{Aa}	456 ^{Aa}	10.0 ^{Aa}	74.1 ^{Aa}
G-C321	12.9 ^{Ab}	315 ^{Aa}	9.9 ^{Aa}	11.7 ^{Ba}	15.5 ^{Ab}	440 ^{Ab}	9.6 ^{Aa}	43.7 ^{Aa}	13.3 ^{Ba}	362 ^{Aa}	10.1 ^{Aa}	30.4 ^{Ba}

2.4.4 Specific CO₂-equivalents per forage energy unit

Table 2.7 shows energy yields, calculated CO₂-emissions (due to direct/indirect fossil input for management), measured N₂O-emissions and the specific emissions given as CO₂-equivalents per unit ME for the unfertilized and the N-fertilized treatments as a mean of the three experimental years assuming that 50% of the area were subjected to soil compaction. Energy yields differed marginally (G 138.8 GJ ME ha⁻¹, LG 132.3 GJ ME ha⁻¹), while CO₂-emissions of the fertilized swards were twice as high as those of the legume based grassland (2.20 Mg CO₂ ha⁻¹ versus 1.07 Mg CO₂ ha⁻¹) due to high fossil inputs for fertilizer production. Summing up, the N-fertilized grassland produced 67% more specific CO₂-equivalents per forage energy unit (40.5 kg CO₂ GJ ME⁻¹) than the legume based swards (13.6 kg CO₂ GJ ME⁻¹).

Table 2.7: Energy yield, CO₂-emissions, N₂O-emissions and specific CO₂-equivalents for N-fertilized (G) and unfertilized/ legume-based grassland (LG) as means of three experimental years (2006-2008); we assumed a soil compaction of 50% of the area

	Energy yield [GJ ha ⁻¹]	CO ₂ - emission [t ha ⁻¹]	N ₂ O- emission [kg ha ⁻¹]	Spec. emission in CO ₂ -equiv. [kg GJ ME ⁻¹]
G	138.8	2.20	11.02	40.5
LG	132.3	1.07	2.34	13.6

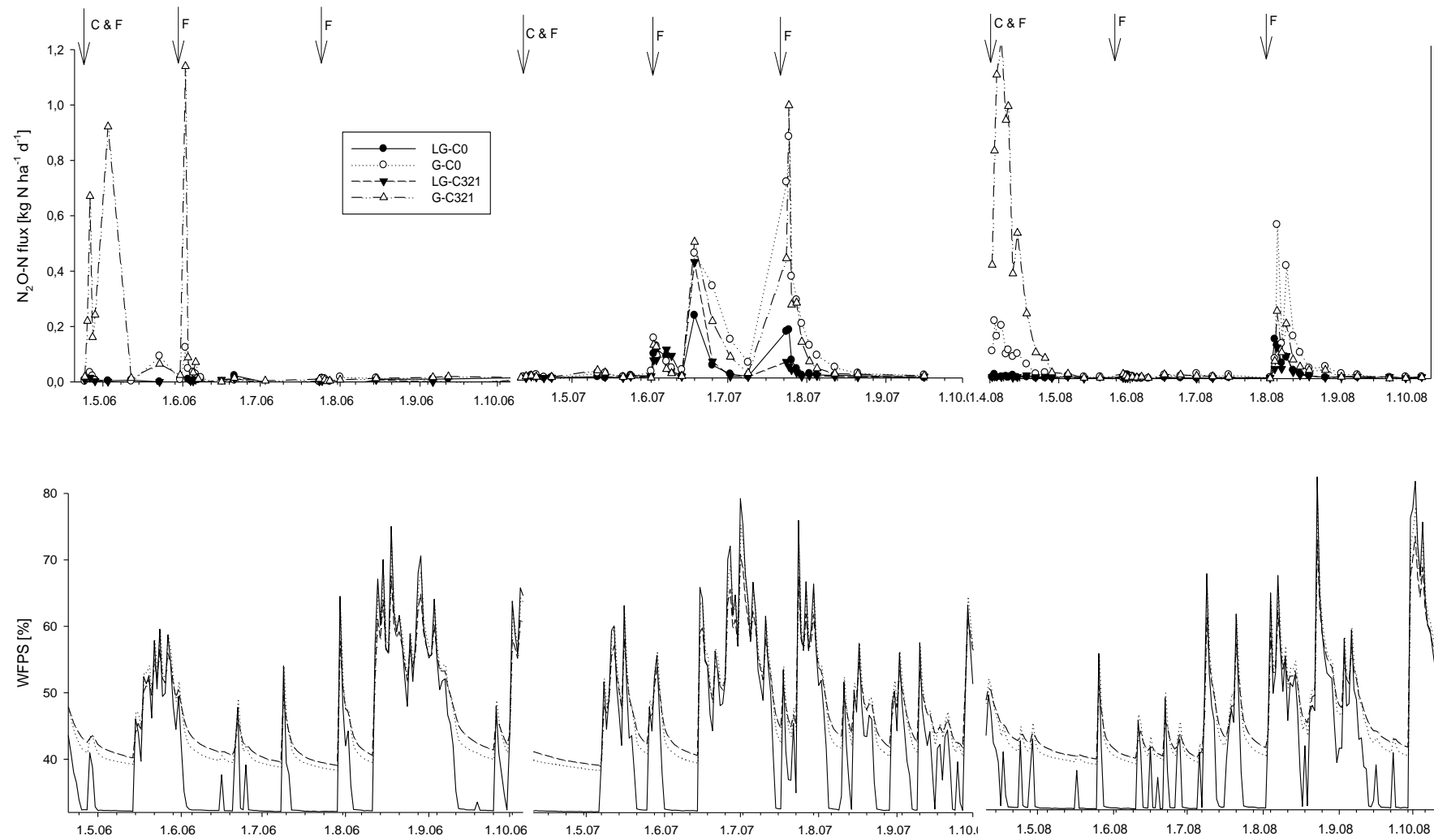


Figure 2.1: Daily nitrous oxide emissions in $kg\ N\ ha^{-1}\ d^{-1}$ and modeled soil water content/ water filled pore space [%] for the examined periods in 2006, 2007 and 2008 on a grassland site; LG-C0 = unfertilized, un-compacted; G-C0 = fertilization with $360\ kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ as CAN, un-compacted; LG-C321 = unfertilized, soil compaction with 321 kPa; G-C321 = fertilization with $360\ kg\ N\ ha^{-1}$ as CAN, soil compaction with 321 kPa; arrows indicate date of soil compaction and/ or N-fertilization, C = soil compaction, N = fertilization

2.5 Discussion

2.5.1 Comparison to previous studies highlighting fertilizer x soil compaction interactions

The presented study refers to the impact of soil compaction and mineral N-fertilization on dry matter yield and N₂O-emissions on high productive grassland sites in the lowland of northern Germany. On grassland sites this interaction has, as far as we know, only been analyzed in cut swards with moderate N-fertilization levels under less fertile site conditions in Norway in a ley system crop rotation (Hansen et al. 1993). In Hansen et al. (1993) nitrogen fertilization level was lower compared to our study (140 kg NH₄-NO₃-N ha⁻¹yr⁻¹) and measurements occurred only for one year. Moreover, the authors achieved soil compaction by two passes wheel by wheel of a 4 t tractor (infiltration pressure 57 kPa) which is quite low compared to common machinery used on grassland. They reported of cumulative N₂O-emissions in a 35 d-period in the mineral N-fertilized treatments of 5.32±1.62 and 7.36±1.12 kg N ha⁻¹ in the non-compacted and compacted plots respectively. In our study higher N₂O-emissions of the fertilized and compacted plots, compared to Hansen et al. (1993), can be explained by longer measurement periods and higher N-fertilization levels as well. While in our study, compared to the non-compacted treatments, +3.7±0.4% of added NH₄NO₃-N was emitted as N₂O in the compacted treatment, Hansen et al. detected additional emissions of 5.3%, respectively.

While data from cut grassland are rare, there are quite a lot of experiments conducted under grazing conditions highlighting effects of sward type (fertilized/non-fertilized grass swards versus non-fertilized white clover-grass swards) (Klumpp et al. 2011; Šimek et al. 2004; Virkajärvi et al. 2010). Grazing instead of cutting always includes some soil compaction effects due to cattle trampling as well as “hot spot”-effects due to excretion of urine and feces (e.g. Oenema et al. 1997; van Groenigen et al. 2005).

Anger et al. (2003) reported N₂O-emissions for a grazing period of 0.23-0.98 kg N₂O-N ha⁻¹ for an unfertilized and 5.15 kg N₂O-N ha⁻¹ for a N-fertilized (360 kg N ha⁻¹yr⁻¹) grassland site in Germany. These values fit well with the measured emissions of the unfertilized and the fertilized non-compacted treatments in the years 2006 and 2008 of our study, while the high N₂O-emissions in the G-C321-treatments of our study can be attributed to the interaction of soil compaction and N-fertilization.

Flechard et al. (2007) detected background N₂O-emissions of -0.5 to 1.2 kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹ for European grassland sites. In our study we cannot account for background emissions for the

experimental site because the unfertilized, non-compacted plots are characterized by a high proportion of symbiotically nitrogen fixing lucerne. Both, the biologically nitrogen-fixation process and the decomposition of legume residues, can produce N₂O. Rochette et al. (2004) reported equal or higher N₂O-emissions under lucerne compared to unfertilized timothy. Li et al. (2011) compared nitrous oxide emissions of a fertilized, grazed perennial ryegrass (220 – 250 kg N ha⁻¹yr⁻¹ as slurry and CAN) and an unfertilized, white clover based, grazed grassland in Ireland. They found no significant difference in N₂O emissions due to fertilization as well as Lampe et al. (2006) did in a mixed system (cutting/grazing). However, they examined N₂O-emissions only for one experimental year and detected urine patches as main source of emissions and of deviation as well.

In 2007, N₂O-emissions in all treatments were higher than in the other experimental years. These higher emissions can be attributed to high precipitation in July (198 mm versus 79 mm in the long-term average) as heavy rain events followed dry periods. Ruser et al. (2001) measured high N₂O- and CO₂-in-situ-fluxes after rewetting dry soil. These reported peaks of N₂O after rewetting events can be found in other studies as well (Cates and Keeney 1987; Rudaz et al. 1991). The regression analyses showed that N₂O-emission was closely related to soil moisture in the fertilized treatments for the third growth (July) (Table 2.5). Jones et al. (2011) also reported high N₂O-emissions in July 2007 on a Scottish grassland site. In addition, dry weather in spring 2007 favored lucerne growing (Table 2.6) and it can be assumed that nitrogen use efficiency of N-fertilized plots was poor. Therefore, it is likely, that significant N-rates remained in the soil and produced high N₂O-emissions during the moist summer.

In the presented study N₂O-emissions were measured only from during the vegetation period from April to October. Several studies reported of nitrous oxide emissions in the off-season of 20 to 50% of the annual emissions on grassland sites especially due to freeze-thaw cycles (Kammann et al. 1998; Lampe et al. 2006; Velthof et al. 1996). Therefore it is likely, that accumulated N₂O-emissions as well as specific CO_{2eq} in the presented study were underestimated in this regard.

2.5.2 Mitigation options

Strategies towards a reduction of N₂O-emissions from grassland sites primarily address measures to enhance nitrogen use efficiency. Applying the empirical model of Høgh-Jensen et al. (2004) it is possible to determine the symbiotic N₂-fixation of the legume swards of our study. For the unfertilized treatments the symbiotic N-fixation accounted for 390 kg N ha⁻¹yr⁻¹

and 387 kg N ha⁻¹yr⁻¹ for the non-compacted and compacted plots, respectively. Similar biologically N-fixation of a lucerne-grass mixture is reported in Kaske (2000) on the same experimental site. Lamb et al. (1995) reported on a reduced symbiotic N-fixation of lucerne caused by N-fertilization. Hence, the symbiotic N-fixation of the fertilized treatments can be calculated as 73 kg N ha⁻¹yr⁻¹ and 48 kg N ha⁻¹yr⁻¹ for the non-compacted and compacted plots respectively, assuming that the high nitrogen fertilization of 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ has reduced the symbiotic N-fixation of the deep-rooted lucerne by 50%. Taking also the nitrogen fixation of the fertilized treatments into account, it can be assumed that both grassland swards of the presented study were on a comparable level of total nitrogen supply.

In a recent study, Rafique et al. (2011) reported on a nonlinear exponential relationship between nitrous oxide emissions and N-input. They found that N₂O-emissions were less than 5 kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹ as long as N-input was less than 300 kg N ha⁻¹ y⁻¹, but N₂O flux increased up to 12.6 kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹ when N-input exceeded 300 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. The reduction in N-fertilizer application entailed a decrease in direct (soil respiration, e.g. Clayton et al. 1997; Jones et al. 2011) and indirect N₂O-emissions, which occurred in the context of manufacturing and transport of N-fertilizer (e.g. Jensen et al. 2011). The cultivation of legumes or legume/grass mixtures affords an alternative to reduce the need of N-fertilizer. In the presented study the emissions measured in CO₂-equivalents per GJ ME (“carbon footprint” of forage production systems) of the fertilized grassland are 67% higher compared to the unfertilized, legume based grassland (Table 2.7). This huge difference is mainly caused by energy production costs of N-fertilizer and high N₂O-emissions related to the extensive use of mineral fertilizer on intensively managed grassland. In this calculation we neglected effects of CH₄ emissions, as methane is known to be of minor significance for GHG emissions in free draining soils (Dittert et al. 2005) and we also neglected C sequestration, which might reduce absolute figures for GHG emissions.

Due to the fact that DM-yields of the lucerne-grass-mixture under the favorable site conditions are not significantly lower compared to N-fertilized grassland (Table 2.6), the cultivation of legume based grassland is an attractive alternative for farmers. Furthermore, Jensen et al. (2011) mentioned as benefit of legumes the N-(protein) rich feed and the improvement of soil structural properties. In our study, due to the high crude protein-contents of lucerne nitrogen (protein-yield) of the legume-rich unfertilized swards were much higher than of the high fertilized grass-dominated swards. Concerning the direct N₂O-emissions of legume based grassland Jensen et al. (2011) compared total N₂O-emissions from legume systems across

several studies around the world with those from un-fertilized non-legume crops or unplanted soil. They found no difference between the two systems: 1.29 kg N₂O-N ha⁻¹ (legume based) versus 1.2 kg N₂O-N ha⁻¹ (unfertilized non-legume based).

Another mitigation option for N₂O-emissions is the reduction of traffic on grassland. Especially grassland is often faced with several uncontrolled machine traffic during manuring, maintenance and harvesting. Stahl (2009) detected an area proportion of 74% of tracks on a two-cutting grassland in Germany, and a cumulative area of tracks of 401% of the total area. Therefore, some parts of a grassland site are faced more than four times with machine traffic. Jorajuria et al. (1997) examined the influence of axle load and number of passes on subsoil compaction on grassland. They showed that several passes of a light tractor can achieve the same subsoil compaction as fewer passes of a heavy machine. In contrast to arable farming controlled traffic on fixed tracks by GPS is not common on grassland. However, uniform working width of all procedures on grassland would allow GPS-machine tracks as well. Tullberg et al. (2007) described the benefit of controlled traffic farming in arable systems. Research and development of controlled traffic farming on grassland are scarce so far, although disadvantages on herbage yield and soil structure induced by heavy traffic farming are identified not only in the presented study but also by e.g. Frame (1987), Douglas et al. (1992) and Głąb (2008).

Finally, the presented data offer input variables for calculating “carbon footprints” for the dairy and beef industry based on diets from grassland. According to Flachowsky (2011) feed production (forages and concentrates) accounts for about 70% of greenhouse gas emissions of milk production. While Flachowsky used default values for emissions due to forage production, the presented data indicate, that species and site related figures of forage production are of significant relevance.

2.6 Conclusion

As reported in this study, in particular soil compaction in conjunction with N-fertilization bears the risk of high N₂O-emissions on intensively managed grasslands. This interaction occurs especially if soil compaction was performed on moist soils. Consequently, heavy traffic farming on grassland during periods of unfavorable soil conditions and simultaneous high N-application should be avoided. Furthermore, this study highlights the potential of forage legumes instead of fertilized grass swards for mitigating greenhouse gas emissions in forage pro-

duction systems and thus delivers input variables for calculating “carbon footprints” for the dairy and beef industry.

2.7 References

- Abbasi M, Adams W (2000) Gaseous N emission during simultaneous nitrification–denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. *Soil Biol Biochem* 32: 1251-1259. doi: 10.1016/S0038-0717(00)00042-0
- Anger M, Hoffmann C, Küchbauch W (2003) Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N₂O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. *Soil Use Manage* 19: 104–111. doi: 10.1111/j.1475-2743.2003.tb00288.x
- Azam F, Müller C, Weiske A, Benckiser G, Ottow J (2002) Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide – role of oxidizable carbon and applied nitrogen. *Biol Fertil Soils* 35: 54-61. doi: 10.1007/s00374-001-0441-5
- Ball B, Parker J, Scott A (1999) Soil and residue management effects on cropping conditions and nitrous oxide fluxes under controlled traffic in Scotland: 2. Nitrous oxide, soil N status and weather. *Soil Till Res* 52: 191-201. doi: 10.1016/S0167-1987(99)00081-1
- Bessou C, Mary B, Léonard J, Roussel M, Gréhan E, Gabrielle B (2010) Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. *Eur J Soil Sci* 61: 348-363. doi: 10.1111/j.1365-2389.2010.01243.x
- Breitenbeck G, Blackmer A, Bremner J (1980) Effects of Different Nitrogen Fertilizers on Emission of Nitrous Oxide from Soil. *Geophys Res Lett* 7: 85-88. doi: 10.1029/GL007i001p00085
- Cates R, Keeney D (1987) Nitrous Oxide Production throughout the Year from Fertilized and Manured Maize Fields. *J Environ Qual* 16: 443-447. doi: 10.2134/jeq1987.00472425001600040026x
- Christensen S (1983) Nitrous oxide emission from a soil under permanent grass: Seasonal and diurnal fluctuations as influenced by manuring and fertilization. *Soil Biol Biochem* 15: 531-536. doi: 10.1016/0038-0717(83)90046-9
- Clayton H, McTaggart I, Parker J, Swan L, Smith K (1997) Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biol Fertil Soils* 25: 252–260. doi: 10.1007/s003740050311
- Davidson E (1991) Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers JE, Whitman WB (eds) *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*. American Society for Microbiology, Washington pp. 219–235.

- Davies A, Adams W, Wilman D (1989) Soil compaction in permanent pasture and its amelioration by slitting. *J Agr Sci* 113: 189-197. doi: 10.1017/S0021859600086755
- De Boever J, Cottyn B, Andries J, Buysse F, Vanacker J (1988) The use of cellulose technique to predict digestibility, metabolizable and net energy of forages. *Anim Feed Sci Tech* 19: 247-260.
- Dittert K, Lampe C, Gasche R, Butterbach-Bahl K, Wachendorf M, Papen H, Sattelmacher B, Taube F (2005) Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biol Biochem* 37: 1665-1674. doi: 10.1007/s00115-004-1693-8
- Dobbie K, Smith K (2001) The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *Eur J Soil Sci* 52: 667-673. doi: 10.1046/j.1365-2389.2001.00395.x
- Douglas J, Koppi A, Moran C (1992) Changes in soil structure induced by wheel traffic and growth of perennial grass. *Soil Till Res* 23: 91-72. doi: 10.1016/0167-1987(92)90005-V
- DWD (2011) climate and environment data of Germany; www.dwd.de/klimadaten
- Flachowsky G (2011) Carbon-footprints for food of animal origin, reduction potentials and research need. *J Appl Anim Res* 39: 2-14. doi: 10.1080/09712119.2011.570047.
- Flechar C, Ambus P, Skiba U, Rees R, Hensen A et al. (2007) Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agr Ecosyst Environ* 121:135-152. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.024
- Flessa H, Pfau W, Dörsch P, Beese F (1996) The influence of nitrate and ammonium fertilization on N₂O release and CH₄ uptake of a well-drained topsoil demonstrated by a soil microcosm experiment. *Z Pflanz Bodenkunde* 159: 499-503. doi: 10.1002/jpln.1996.3581590513
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P et al. (2007) Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K, Tignor M, Miller H (eds) *Climate Change 2007: the Physical Science Basis*. Cambridge Univ Press, Cambridge UK, and New York: 747-845.
- Frame J (1987) The Effect of tractor wheeling and the productivity of red clover and red clover/ryegrass swards. *Res Dev Agric* 4: 55-60.
- van Genuchten M, Leij F, Yates S (1991) The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Technical Report EPA/600/2-91/065, US Environmental Protection Agency
- Głąb T (2008) Effects of tractor wheeling on root morphology and yield of lucerne (*Medicago sativa* L.). *Grass Forage Sci* 63: 398-406. doi: 10.1111/j.1365-2494.2008.00647.x

- van Groenigen J, Velthof G, van der Bolt F, Vos A, Kuikman P (2005) Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches: Effects of urine concentration, soil compaction and dung. *Plant Soil* 273: 15-27. doi: 10.1007/s11104-004-6261-2
- Hansen S, Mæhlum J, Bakken L (1993) N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol Biochem* 25: 621-630. doi: 10.1016/0038-0717(93)90202-M
- Høgh-Jensen H, Loges R, Jørgensen F, Vinther F, Jensen E (2004) An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agr Syst* 82: 181-194. doi: 10.1016/j.agry.2003.12.003
- Hutchinson G, Mosier A (1981) Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes. *Soil Sci Soc Am J* 45: 311-316. doi: 10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x
- IPCC (2007) *Climate change 2007: Synthesis report for Policymakers*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Jensen E, Peoples M, Boddey R, Gresshoff P, Hauggaard-Nielsen H, Alves B, Morrison M (2011) Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agron Sustain Dev* 32: 329-364. doi: 10.1007/s13593-011-0056-7
- Jones S, Famulari D, Marco C, Nemitz E, Skiba U, Rees R, Sutton M (2011) Nitrous oxide emissions from managed grassland: a comparison of eddy covariance and static chamber measurements. *Atmos Meas Tech Discuss* 4: 1079-1112. doi: 10.5194/amt-4-2179-2011
- Jorajuria D, Draghi L, Aragon A (1997) The effect of vehicle weight on the distribution of compaction with depth and the yield of Lolium/Trifolium grassland. *Soil Till Res* 41: 1-12. doi: 10.1016/S0167-1987(96)01085-9
- Kammann C, Grünhage L, Müller C, Jacobi S, Jäger H-J (1998) Seasonal variability and mitigation options for N₂O emissions from differently managed grasslands. *Environmental Pollution* 102: 179-186. doi: 10.1016/S0269-7491(98)80031-6
- Kaske A (2000) Performance different forage legumes and its effect on yield and some selected parameters of nitrogen balance of the succeeding crop winter wheat (in German). Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Keeney D, Fillery I, Marx G (1979) Effect of Temperature on the Gaseous Nitrogen Products of Denitrification in a Silt Loam Soil. *Soil Sci Soc Am J* 43: 1124-1128. doi: 10.2136/sssaj1979.03615995004300060012x
- Kelm M, Trott H, Volkens K, Taube F (2004) Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass Forage Sci* 59: 69-79. doi: 10.1111/j.1365-2494.2004.00406.x

- Kester R, Meijer M, Libochant J, De Boer W, Laanbroek H (1997) Contribution of nitrification and denitrification to the NO and N₂O emissions of an acid forest soil, a river sediment and a fertilized grassland soil. *Soil Biol Biochem* 29: 1655-1664. doi: 10.1016/S0038-0717(97)00079-5
- Klumpp K, Bloor J, Ambus P, Soussana J-F (2011) Effects of clover density on N₂O emissions and plant-soil N transfers in a fertilised upland pasture. *Plant Soil* 343: 97-107. doi: 10.1007/s11104-010-0526-8
- Lamb J, Barnes D, Russelle M, Vance C, Heichel G, Henjum K (1995) Ineffectively and Effectively Nodulated Alfalfas Demonstrate Biology Nitrogen Fixation Continues with High Nitrogen Fertilization. *Crop Sci* 35: 153-157. doi: 10.2135/cropsci1995.0011183X003500010028x
- Lampe C, Dittert K, Sattelmacher B, Wachendorf M, Loges R, Taube F (2006) Sources and rates of nitrous oxide emissions from grazed grassland after application of ¹⁵N-labelled mineral fertilizer and slurry. *Soil Biol Biochem* 38: 2602-2613. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.03.016
- Li D, Lanigan G, Humphreys J (2011) Measured and Simulated Nitrous Oxide Emissions from Ryegrass- and Ryegrass/White Clover-Based Grasslands in a Moist Temperate Climate. *PLoS ONE* doi: 10.1371/journal.pone.0026176
- Loftfield N, Flessa H, Augustin J, Beese F (1997) Automated Gas Chromatographic System for Rapid Analysis of the Atmospheric Trace Gases Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide. *J Environ Qual* 26:560-564. doi: 10.2134/jeq1997.00472425002600020030x
- Oenema O, Velthof G, Yamulki S, Jarvis S (1997) Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manage* 13: 288-295. doi: 10.1111/j.1475-2743.1997.tb00600.x
- Pihlatie M, Syväsalo E, Simojoki A, Esala M, Regina K (2004) Contribution of nitrification and denitrification to N₂O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions. *Nutr Cycl Agroecosys* 70: 135-141. doi: 10.1023/B:FRES.0000048475.81211.3c
- Rafique, R, Hennessy D, Kiely G (2011) Nitrous Oxide Emission from Grazed Grassland under Different Management Systems. *Ecosystems* 14: 563-582. doi: 10.1007/s10021-011-9434-x
- Rochette P, Angers D, Bélanger G, Chantigny M, Prévost D, Lévesque G (2004) Emissions of N₂O from Alfalfa and Soybean Crops in Eastern Canada. *Soil Sci Soc Am J* 68: 493-506. doi: 10.2136/sssaj2004.4930
- Rudaz A, Davidson E, Firestone M (1991) Sources of nitrous oxide production following wetting of dry soil. *FEMS Microbiol Lett* 85: 117-124. doi: 10.1111/j.1574-6941.1991.tb01715.x
- Ruser R, Schilling R, Steindl H, Flessa H, Beese F (1998) Soil Compaction and Fertilization Effects on Nitrous Oxide and Methane Fluxes in Potato Fields. *Soil Sci Soc Am J* 62: 1587-1595. doi: 10.2136 / sssaj1998 .03615995006200060016x

- Ruser R, Flessa H, Schilling R, Beese F, Munch J (2001) Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutr Cycl Agroecosys* 59: 177-191. doi: 10.1023/A:1017512205888
- SAS Institute Inc. (2000) SAS/STAT® User's Guide, Version 9.1. Cary, NC: SAS Institute
- Šimek M, Elhottová D, Klimeš F, Hopkins D (2004) Emissions of N₂O and CO₂, denitrification measurements and soil properties in red clover and ryegrass stands. *Soil Biol Biochem* 36: 9-21. doi: 10.1016/j.soilbio.2003.08.010
- Šimůnek J, Van Genuchten M, Šejna M (2005) The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. University of California-Riverside Research Reports
- Sitaula B, Hansen S, Sitaula J, Bakken L (2000) Effects of soil compaction on N₂O emission in agricultural soil. *Chemosphere - Global Change Science* 2: 367-371. doi: 10.1023/A:1006262404600
- Snyder C, Bruulsema T, Jensen T, Fixen P (2009) Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agr Ecosyst Environ* 133: 247-266. doi: 10.1016/j.agee.2009.04.021
- Soussana J, Allard V, Pilegaard K, Ambus P et al. (2007) Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agr Ecosyst Environ* 121: 121-134. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.001
- Stahl H (2009) Ground pressure on grassland (in German). *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie* 3.
- Stevens R, Lauglin R, Burns L, Arah J, Hood R (1997) Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. *Soil Biol Biochem* 29: 139-151. doi: 10.1016/S0038-0717(96)00303-3
- Thompson A, Wagner-Riddle C, Fleming R (2004) Emissions of N₂O and CH₄ during the Composting of Liquid Swine Manure. *Environ Monit Assess* 91: 87-104. doi: 10.1023/B:EMAS.0000009231.04123.2d
- Trükmann K (2010) Quantification of stabilizing effects of plant roots as an option to reduce soil compaction on grassland soils (in German). Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel
- Tullberg J, Yule D, McGarry D (2007) Controlled traffic farming - From research to adoption in Australia. *Soil Till Res* 97: 272-281. doi: 10.1016/j.still.2007.09.007
- Umweltbundesamt (UBA) (2010) Climate protection: greenhouse gas emissions declined by 8.4% in the year 2009 (in German). *Pressemitteilung Nr. 13/2010*.

- UNFCCC (2010) United Nations Framework Convention on Climate Change. Bonn, Germany, www.unfccc.int/kyoto_protocol/items/3145.php (12.02.2012).
- Velthof G, Brader A, Oenema O (1996) Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant Soil* 181: 263-274. doi: 10.1016/0038-0717(96)00129-0
- Virkajärvi P, Maljanen M, Saarijärvi K, Haapala J, Martikainen PJ (2010) N₂O emissions from boreal grass and grass - clover pasture soils. *Agr Ecosyst Environ* 137: 59-67. doi: 10.1016/j.agee.2009.12.015
- Wachendorf C, Lampe C, Taube F, Dittert K (2008) Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under ¹⁵N-labeled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. *J Plant Nutr Soil Sci* 171: 171-180. doi: 10.1002/jpln.200625217
- Weissbach F, Kuhla S, Schmidt L, Henkels A (1999) Estimation of the digestibility and the metabolizable energy of grass and grass products. *Proc Soc Nutr Physiol* 8: 72.
- Wolf I, Russow R (2000) Different pathways of formation of N₂O, N₂ and NO in black earth soil. *Soil Biol Biochem* 32: 229-239. doi: 10.1016/S0038-0717(99)00151-0
- Yamulki S, Jarvis SC (2002) Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biol Fertil Soils* 36: 224-231. doi: 10.1007/s00374-002-0530-0
- Ziogas G (1995) Geology and soils of the experimental stations Lindhof and Hohenschulen of the Christian-Albrecht-University Kiel: quaternary geological and pedological mapping, genesis, ecology, functions (in German). Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel

Kapitel 3

The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards

3 The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards

3.1 Abstract

Soil compaction on grassland is one of the most important factors responsible for insufficient forage yields. In the course of intensification of agriculture, machine axle loads and number of passes on grassland increased significantly. Management factors like cutting regime in combination with different levels of N- and K-fertilization have a strong impact on the botanical composition of grassland swards, which differs over a wide range. The presented study examined the sensitivity to soil compaction of a former uniform grassland managed differently with respect to the named management factors. A three-year field experiment taking the following factors into account was conducted on a fertile grassland site in northern Germany: cutting-regime (3-cuts (3c) and 5-cuts (5c)), N-fertilization (0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ as CAN, 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ as urea), K-fertilization (300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹, 600 kg K ha⁻¹ yr⁻¹) and soil compaction (1 time additional soil compaction with a contact area pressure of 321 kPa, 2 times additional soil compaction, and as control no additional compaction,). A homogeneous initial seed mixture containing *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens* and *Medicago sativa* was established two years before starting the measurement period allowing the swards composition to adapt to management treatments. The above mentioned seed mixture resulted in *Lolium perenne* (5c; 360N), *Dactylis glomerata* (3c; 360N), Lucerne (3c, 0N) and white clover (5c, 0N) dominated swards. Soil compaction significantly reduced DM-yield in the 3c-regime by 10 – 15% and in the 5c-regime by 7 – 8%. Legume yields decreased by 12% and 30% in the 3c- and 5c-regime, respectively. In particular, lucerne reacted sensitively to soil compaction and a shift in sward composition towards higher grass contents was observed. N-fertilization as well as K-fertilization did not influence the sensitivity to soil compaction.

3.2 Introduction

Intensification of grassland production leads to an increased number of passes with agricultural machines, often with high axle loads. In contrast to arable farm land, grassland is often

faces with more uncontrolled traffic and, normally, (compacted) grassland soils, is never loosened by tillage. Soil compaction induces changes in bulk density, soil strength, pore size distribution, aeration and restricts rooting depth (Hamza and Anderson 2005). The mechanisms which can induce a decrease in yield are unfavorable growing conditions for roots, increased root penetration resistance and hence declined air permeability which leads to reduced uptake of nutrients and water. Furthermore, damage of plants and roots by traffic induces yield depression. Several studies reported a decrease in forage yield caused by soil compaction (e.g. Douglas and Crawford 1993, Frame 1987, Głąb, 2007). Soil compaction on grassland soils, however, receives still less attention compared to arable soils.

Different species reflecting the functional groups 'grass' and 'legumes' are characterized by different sensitivity to soil compaction. The alteration of pore size distribution diminishes the aeration and, as a result, growth of white clover can be reduced (Vidrih and Hopkins 1996). Lucerne (*Medicago sativa*) is very sensitive to mechanical damage and soil compaction caused by agricultural traffic; Rechel et al. (1991) reported on a reduction in dry matter (DM) yield of lucerne swards of 17% due to trafficking. Kopeć and Głąb (2003) and Frame (1987) indicated a reduction in the yield of red-clover/grass swards due to soil compaction of 17%.

With increasing cutting frequency, the shoot/root-ratio increases and rooting depth decreases (Crider 1955) and, in addition, tall-growing grass species (e.g. *Dactylis glomerata*) were suppressed while low-growing species (e.g. *Lolium perenne*) were favored. Lucerne (as tall-growing) and white clover (as low-growing) react analogically (Sheaffer and Marten 1990; Elgersma and Schlepers 1997).

High nitrogen fertilization increases forage yield but limits species diversity (Gałka et al. 2005); many studies reported the absence of legumes in high N-fertilized grassland (e.g. Trott et al. 2004; Honsová et al. 2007; Høgh-Jensen and Schjoerring 2010). Furthermore, an increased N-intensity implies an increased shoot/root ratio and a reduced rooting depth (Anderson 1988). Concerning the influence of N-fertilization on soil stability, a distinction must be made between direct and indirect influence. For the latter case, it has to be mentioned that an increase in crop yield due to mineral nitrogen fertilization leads to higher organic matter return and therefore to an increase in water stable aggregation (Haynes and Naidu 1998). A direct impact of long term mineral N-fertilization is the soil acidification (Schroder et al. 2011). In consequence of soil acidification, plant growth is affected negatively and soil dispersion/ flocculation processes are influenced and, as a function of it,

soil stability (Chaplain et al. 2011). Nitrogen fertilization with urea may contribute to lower pH-value in the soil (Biederbeck et al. 1996).

Potassium fertilization favors legume growth in mixed grassland and increases the N₂-fixation rate of legumes (Honsová et al. 2007; Høgh-Jensen and Schjoerring 2010). Indeed, potassium stimulates shoot growth more than root growth which leads to an increased shoot/root ratio (Wolkowski 1991). Furthermore, potassium, as a monovalent cation, can cause clay swelling and dispersion (Rengasamy and Marchuk 2011). As the flocculation power of bivalent cations are higher (Mg = 27, Ca = 45) than those of monovalent cations (Na = 1, K = 1.8), high contents of potassium can influence soil structural stability (Rengasamy and Marchuk 2011).

The factors cutting-regime, N-fertilization and K-fertilization shift the shoot/root-ratio, which might influence the sensitivity of grassland swards to soil compaction. Plants with higher shoot/root-ratios react more sensitive to soil compaction compared to plants with smaller shoot/root-ratio (Unger and Kasper 1994).

Our objective was to determine impacts of different grassland management systems on the sensitivity of grassland swards to soil compaction. Our hypotheses were:

- i) An identical seed mixture of different functional groups (grasses and legumes) is modified in the short-term by grassland management (cutting regime, N- and K-fertilization)
- ii) Grassland management induces a biodiversity gradient which consequentially affects the processes of reversible and irreversible soil compaction on grassland
- i) Resulting differences in species composition induce differences in sensitivity of grassland swards to soil compaction:
 - Swards dominated by tall grasses/legumes with consistent rooting in all soil layers are flexible to soil compaction, increase yield stability and stability of species composition
 - high N-intensity, high frequency of mowing and high potassium-saturated soils bear the risk of irreversible soil compaction and as a result decreased production and N-efficiency

3.3 Material and methods

3.3.1 Experimental site

A three year field experiment was conducted at the experimental station “Hohenschulen” (53°55′17.98 N; 9°57′0.16 E; 30 m a.s.l.) in the North-West of Germany close to Kiel. The landscape at the experimental station was formed in the last glacial period (Weichselian) approx. 12 000 years ago; the end moraine characterizes a hilly landscape (Ziogas 1995). The climate is oceanic with moderately cool summers and comparatively warm winters. The mean annual temperature is 8.3°C and the mean annual precipitation 777 mm. Due to the geological genesis, the soils vary between Luvisol and Pseudogley-Luvisol with sandy loam texture (Table 3.1). The experimental site was classified as Stagnic Luvisol (Trükmann 2010).

In 2004 the experiment was established using the following seed mixture (30 kg ha⁻¹ in total): *Lolium perenne* (28%), *Festuca pratensis* (17%), *Poa pratensis* (10%), *Phleum pratense* (14%), *Dactylis glomerata* (7%), *Trifolium repens* (8%) and *Medicago sativa* (16%). Each plot was fertilized with phosphorus (40 kg ha⁻¹yr⁻¹ as P₂O₅) at the start of the vegetation period in each year of the experiment. Liming occurred in 2005 with 2 t calcium carbonate (32% Ca and 1.4% Mg) in early spring resulting in an average pH value of 6.0 in the upper soil layer during the experimental period (Trükmann 2010).

The experiment was established in a five-factorial split-plot design with four replicates with the following factors:

1. Cutting regime:
 - 1.1. 3 cuts per year (3c)
 - 1.2. 5 cuts per year (5c)
2. Controlled soil compaction
 - 2.1. control = no additional soil compaction (C0)
 - 2.2. one time soil compaction = contact area pressure 321 kPa in early April (C1)
 - 2.3. 2 times soil compaction = contact area pressure 321 kPa in early April and July (C2)
3. N fertilization
 - 3.1. 0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, resulting in legume dominated swards (N0)
 - 3.2. 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ as calcium ammonium nitrate (CAN)
 - 3.3. 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ as Urea (Urea)

4. K fertilization

4.1. 300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹ (K300)

4.2. 600 kg K ha⁻¹ yr⁻¹ (K600)

5. Year of first controlled soil compaction of originally non-compacted plots (2006, 2007 and 2008)

The soil compaction was achieved by a single pass of a tractor with a slurry tanker (total weight = 22 t, contact area pressure = 321 kPa) at the beginning of the vegetation period in early April (C1) and additionally in July (C2). The N-fertilization was divided into three dressings (160/120/80 kg N ha⁻¹) in the three-cutting-regime and into four dressings (120/100/80/60/0 kg N ha⁻¹) in the five-cutting-regime. Potassium fertilization was split into three applications (150/100/50 kg K ha⁻¹ in K300 and 250/200/150 kg K ha⁻¹ in K600 treatment, respectively). Fertilization occurred with a special build tractor with 3 m-wheel-distance to avoid any additional soil compaction within plots.

In 2005 the experiment was already run with the fertilization and cutting treatments in order to ensure an adaption of species composition as well as an adaption of bulk density reflecting a more typical grassland situation. Experimental measurements and soil compaction started in 2006. Plot size was 18 m² (6 m x 3 m).

Weather conditions are given in Table 3.2; the year 2007 was exceptionally warm and dry at the time of soil compaction (April) with a relatively moist summer (Table 3.2), while 2006 and 2008 were characterized by a steady precipitation during the vegetation period.

Table 3.1: Soil properties on the experimental site (Source: Trükmann 2010)

Depth [cm]	Soil zone	Texture [%]			Soil type
		Sand	Silt	Clay	
0-25	rAp	54	30	16	SI4
25-45	SwBtv1	50	31	19	Ls3
45-70	SwBtv2	49	33	18	Ls3
70-	Bv	55	31	14	SI4

Table 3.2: Monthly rainfall and temperature data from the site of the experiment Hohenschulen, Germany in 2006-2008 and long-term average (1961-1990) of the meteorological station Kiel-Kronshagen (54°20' N, 10°05' E) (Source: DWD 2011) Mar-Sep = cumulative precipitation and mean air temperature from March to September

	Precipitation [mm]				Mean air temperature [°C]			
	2006	2007	2008	Long-term average	2006	2007	2008	Long-term average
March	47.4	56.1	61.8	53.7	1	7.2	4.3	3.1
April	66.8	2.5	42.7	51.7	7.1	10.3	4.7	6.7
May	82.6	93.7	45.1	57	12	12.6	6.4	11.4
June	33.7	120	40.6	68.7	15.9	16.3	7.6	15.1
July	52.9	189	124	79	21.2	16.2	9.5	16.3
August	155	58.6	64.7	69	16.6	17	13.2	16.3
September	36.6	70.8	19.2	66.4	17	13.1	13.7	13.3
Mar-Sep	475	591	398	446	13.0	13.2	8.5	11.7

3.3.2 Dry matter yield sampling and forage quality

Dry matter yield was sampled by hand clipping squares of 0.25 m² at the height of 5 cm. The weight of the plant mass and the dry matter content was determined and calculated per hectare. The samples were fractionated in the functional groups ‘grass’, ‘legume’ and ‘unsown species’. Additionally, legumes were sorted for lucerne and white clover. Dried plant-samples were uniformly milled to 1 mm, afterwards scanned twice using a NIRS-System 5000 monochromator (Foss NIRSystems, Silver Springs, MD, USA) and the WinISI II software (Infrasoft Internationals, South Atherton St., PA, USA) for data collection and calibration to estimate N- and Net-energy-content. Total-N was analyzed using a C/N-analyzer (Vario Max CN, Elementar Analysensystem GmbH, Hanau, Germany). According to the German Net-energy evaluation system based on CDOMD (in vitro pepsin-cellulase solubility of organic matter (de Boever et al. 1988)) the Weissbach et al. (1999) formula was used in order to calculate digestibility of herbage (in % of OM) as well as the metabolizable energy (ME) content.

3.3.3 Statistical Analysis

The experimental year, cutting regime, soil compaction, nitrogen fertilization and potassium fertilization as well as their interactions were tested for significance using PROC MIXED of SAS 9.1 (SAS 2000). The replicates were considered randomly. Least square means were separated by the PDIFF option in PROC MIXED. Significance was declared at P<0.05 and adjusted using the Bonferroni-Holm procedure.

3.4 Results

The influence of the factors ‘experimental year’, ‘cutting regime’, ‘soil compaction’, ‘N-fertilization’ and ‘K-fertilization’ as well as a few selected interactions on dry matter yield (DM-yield), nitrogen yield (N-yield), energy content and sward legume yield are presented in Table 3.4. The factor ‘experimental year’ as well as ‘cutting regime’ had a significant impact on all measured parameters. ‘Soil compaction’ affected dry matter and nitrogen yield; effects of ‘nitrogen fertilization’ were similar with an additional effect on legume yield. ‘Potassium fertilization’ as a main factor as well as any interaction with other experimental factors did not significantly affect any parameter. We ranked the interactions of the different management factors with the experimental year poor, as this was not the scope of investigation in this study due to the reason, that the influence of the experimental year (weather) and sward age could not be clearly separated.

The influence of ‘cutting regime’, ‘nitrogen fertilization’ and ‘soil compaction’ on DM- and N-yield, energy concentration and sward legume content is shown in Table 3.4. In all cases DM-yields, N-yields and legume content in the 3c-regime were significantly higher than in the 5c-regime. In contrast, energy content in the 5c-regime was significantly higher than in the 3c-regime. For this reason, differences between cutting regimes are not marked in Table 3.4.

Table 3.3: F-value and level of significance for the impact of experimental year (y), cutting regime (cut), soil compaction (c), N-fertilization (n) and K-fertilization (k) on dry matter yield (DM), nitrogen yield (N-yield), energy content (ME) and legume yield (leg)

Effect	F-value/level of significance							
	DM		N-yield		ME		leg	
y	120.36	***	35.71	***	44.14	***	6.87	*
cut	167.52	***	22.04	***	128.86	***	65.86	***
c	32.59	***	22.88	***	0.71	n.s.	5.22	**
n	26.27	***	8.22	***	0.4	n.s.	180.11	***
k	0.07	n.s.	0.99	n.s.	0.98	n.s.	0.11	n.s.
y*cut	11.2	***	11.74	***	12.67	***	7.93	**
y*c	8.93	***	5.26	***	0.43	n.s.	1.15	n.s.
y*n	2.37	n.s.	1.9	n.s.	1.28	n.s.	25.95	***
cut*c	6.32	**	0.63	n.s.	0.02	n.s.	1.16	n.s.
cut*n	22.77	***	17.36	***	0.12	n.s.	15.62	***
c*n	2.18	n.s.	1.73	n.s.	0.16	n.s.	0.9	n.s.
y*cut*c	4.13	**	1.8	n.s.	0.09	n.s.	0.47	n.s.
y*cut*n	2.8	*	4.55	n.s.	0.58	n.s.	5.19	***
cut*c*n	0.15	n.s.	0.43	n.s.	0.53	n.s.	0.5	n.s.
y*cut*c*n	1.15	n.s.	1.4	n.s.	0.08	n.s.	0.83	n.s.

* Significant at 0.05 level of probability
 ** Significant at 0.01 level of probability
 *** Significant at 0.001 level of probability

3.4.1 Influence of N-fertilization on dry matter yield and forage quality

Nitrogen fertilization did not increase DM-yield in the 3c-regime as a result of high legume content (>50%), in particular high yielding lucerne in the N0 treatments (Table 3.4). In the C0-treatment DM-yields of the Urea-treatment were even the lowest, compared to N0 and CAN. In contrast, in the 5c-regime nitrogen fertilization with CAN and Urea increased yield significantly by about 30% compared to the N0 treatment. In the 5c-regime white-clover was the dominating legume, which was lower in dry matter yield compared to lucerne in the 3c-regime.

As expected, legume yields were significantly dependent on N-fertilization. In the 3c-regime legume yields decreased by 60% due to N-fertilization; the 3c-0N plots were characterized by high lucerne contents. The legume contents in the 5c-regime were significantly lower compared to 3c-regime and a complete displacement of legumes induced by N-fertilization could be detected. In the 5c-0N swards white clover was the dominant legume. The swards of the fertilized 3c-regime were characterized by a high content of orchard grass (*Dactylis glomerata*), whereas ryegrass (*Lolium perenne*) was the main grass in the fertilized 5c-treatments.

Pattern of nitrogen yields were similar to dry matter yields: in the 3c-regime N-fertilization did not result in higher N-yields. The Urea-fertilized swards performed the poorest N-yields. In the 5c-regime N-fertilization increased N-yield in a range of about 20% compared to the legume-based swards. In the 5c-C0 and the 5c-C1 treatments N-yields were highest in the CAN-fertilized and lowest in the unfertilized plots; only in the C2-treatment Urea-fertilized swards performed the highest N-yields.

The energy content was significantly influenced by cutting regime but not by N-fertilization. Energy contents were about 9.8 and 10.8 MJ ME kg⁻¹ DM in the 3c-regime and the 5c-regime, respectively.

3.4.2 Influence of soil compaction on dry matter yield and forage quality

Soil compaction influenced significantly the DM-yield (Table 3.4). The DM-yield in the 3c-regime declined by 10% and 13% in the C1 and C2 treatments, respectively. In contrast in the 5c-regime the decrease of DM-yield was smaller with 7% and 8% in the C1 and C2-treatments respectively, and no significant difference could be detected in the Urea-treatment. The C2 treatment did not induce a further significant decrease in DM-yield compared to C1 treatment. Soil compaction did not significantly reduce N-yield in both cutting

The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards

regimes. However, in all treatments the highest N-yields occurred in the uncompacted plots. Energy content was not influenced by soil compaction. The yield of legumes in the unfertilized treatments decreased significantly due to soil compaction; in the 3c-regime a reduction of 13% and in the 5c-regime of 34% could be detected.

Table 3.4: Dry matter yield (DM, Mg ha⁻¹), nitrogen yield (N-yield, kg N ha⁻¹), energy content (ME, MJ kg DM⁻¹) and legume yield (Leg, Mg ha⁻¹) depending on cutting regime, soil compaction and nitrogen fertilization; capital letters indicate significant differences between N-fertilization treatments within a soil compaction procedure and cutting regime; small letters indicate significant differences between soil compaction procedures within a N-fertilization treatment and a cutting regime; 3c = three cuts per year, 5c = five cuts per year, C0 = uncompacted, 1C = one-time compacted in April with contact area pressure of 321 kPa, 2C = two-times compacted in April and July with contact area pressure of 321 kPa LG = unfertilized, legume based grassland, CAN = 360 kg N ha⁻¹ as calcium ammonium nitrate, Urea = 360 kg N ha⁻¹ as urea

		3c-regime				5c-regime			
		DM	Nyield	ME	Leg	DM	Nyield	ME	Leg
C0	LG	15.3 ^{ABa}	414.4 ^{ABa}	9.8 ^{Aa}	8.3 ^{Aa}	8.3 ^{Ba}	274.4 ^{Ba}	10.7 ^{Aa}	3.2 ^{Aa}
	CAN	16.3 ^{Aa}	430.2 ^{Aa}	9.7 ^{Aa}	3.3 ^{Ba}	11.3 ^{Aa}	350.0 ^{Aa}	10.8 ^{Aa}	0 ^{Ba}
	Urea	14.7 ^{Ba}	367.5 ^{Ba}	9.8 ^{Aa}	3.6 ^{Ba}	10.6 ^{Aa}	318.6 ^{ABa}	10.7 ^{Aa}	0 ^{Ba}
C1	LG	13.8 ^{Ab}	376.4 ^{Aa}	9.7 ^{Aa}	7.4 ^{Ab}	7.5 ^{Bb}	242.0 ^{Bb}	10.9 ^{Aa}	2.1 ^{Ab}
	CAN	14.0 ^{Ab}	362.7 ^{Ab}	9.7 ^{Aa}	3.1 ^{Ba}	10.3 ^{Ab}	310.5 ^{Aab}	10.7 ^{Aa}	0 ^{Ba}
	Urea	13.8 ^{Ab}	358.8 ^{Aa}	10.0 ^{Aa}	2.6 ^{Bb}	10.3 ^{Aa}	292.7 ^{ABb}	10.7 ^{Aa}	0 ^{Ba}
C2	LG	13.5 ^{Ab}	380.0 ^{Aa}	9.9 ^{Aa}	7.2 ^{Ab}	7.8 ^{Bb}	242.1 ^{Bb}	10.8 ^{Aa}	2.2 ^{Aab}
	CAN	13.4 ^{Ab}	358.4 ^{ABb}	9.8 ^{Aa}	2.7 ^{Ba}	9.7 ^{Ab}	295.5 ^{Ab}	10.8 ^{Aa}	0 ^{Ba}
	Urea	13.0 ^{Ab}	330.9 ^{Ba}	9.9 ^{Aa}	2.9 ^{Bb}	10.3 ^{Aa}	302.3 ^{Aab}	11.1 ^{Aa}	0 ^{Ba}

Regarding the different harvests, soil compaction influenced mainly the yield of the first cut (Table 3.5). Yield of the second cut in the 5c-regime even tended to be higher in the compacted treatments. The second soil compaction treatment did not influence the following harvests in both cutting regimes.

Table 3.5: Dry matter of first, second and third/ fourth harvest depending on cutting regime, soil compaction and N-fertilization; capital letters indicate significant differences between N-fertilization treatments within a soil compaction procedure and cutting regime; small letters indicate significant differences between soil compaction procedures within a N-fertilization treatment and a cutting regime; 3c = three cuts per year, 5c = five cuts per year C0 = uncompacted, 1C = one-time compacted in April with contact area pressure of 321 kPa, 2C = two-times compacted in April and July with contact area pressure of 321 kPa

		3c-regime			5c-regime		
		1.	2.	3.	1.	2.	4.
C0	LG	5.8 ^{Ba}	5.7 ^{Aa}	3.8 ^{Aa}	2.0 ^{Ba}	2.1 ^{Ba}	1.9 ^{Aa}
	CAN	6.8 ^{Aa}	5.3 ^{Aa}	4.2 ^{Aa}	2.8 ^{Aa}	3.1 ^{Aa}	2.6 ^{Aa}
	Urea	6.5 ^{ABa}	4.4 ^{Ba}	3.8 ^{Aa}	2.5 ^{ABa}	2.8 ^{ABa}	2.5 ^{Aa}
C1	LG	5.3 ^{Ab}	5.2 ^{Aa}	3.3 ^{Aa}	1.6 ^{Ba}	2.7 ^{Ba}	1.7 ^{Aa}
	CAN	5.8 ^{Ab}	4.9 ^{Aa}	3.4 ^{Aa}	2.3 ^{Ab}	3.7 ^{Aa}	2.6 ^{Aa}
	Urea	5.7 ^{Ab}	5.0 ^{Aa}	3.1 ^{Aa}	2.3 ^{Aa}	3.5 ^{ABa}	2.3 ^{Aa}
C2	LG	-	-	3.1 ^{Aa}	-	-	1.7 ^{Aa}
	CAN	-	-	3.0 ^{Aa}	-	-	2.4 ^{Aa}
	Urea	-	-	3.1 ^{Aa}	-	-	2.5 ^{Aa}

The DM-yields of the sward fractions ‘grass’, ‘lucerne’ and ‘white clover’ as affected on cutting regime and soil compaction are presented in Table 3.6. As mentioned above, N-fertilization led to a total repression of legumes in the 5c-regime. For this reason, this part of the statistical analysis was only calculated for the unfertilized treatments. In the 3c-regime, lucerne yields were always high compared to those in the 5c-regime, whereas white clover yields showed contrary behavior. In both cutting regimes, lucerne yields were significantly affected by soil compaction: DM-yields of lucerne decreased from 10.3 to 8.2 Mg ha⁻¹ and from 2.3 to 1.2 Mg ha⁻¹ in the 3c- and 5c-regime, respectively, due to soil compaction. Hence, proportion of lucerne in the sward decreased from 67% to 61% in the 3c-regime and from 28% to 15% in the 5c-regime. In contrast, white clover and grass yields were not influenced by soil compaction. Therefore, sward composition shifted to higher grass contents due to soil compaction. In the 3c-regime proportion of grass increased from 28% to 33%, in the 5c-regime from 47% to 54% as a result of soil compaction.

The sward botanical composition (grass, legumes and unsown species) did not differ over the experimental years; content of unsown species were low (<4%), and did not increase over the years (data not shown).

Table 3.6: Sward content of functional groups ‘grass’ and ‘legumes’ (Lucerne and white clover) of the sward depending on cutting regime and soil compaction procedure (only unfertilized treatments) [%]; capital letters indicate significant differences between soil compaction procedures within a cutting regime; small letters indicate significant differences between cutting regime within a soil compaction procedure; 3c = three cuts per year, 5c = five cuts per year; C0 = uncompacted, C1 = one-time compacted in April with contact area pressure of 321 kPa, C2 = two-times compacted in April and July with contact area pressure of 321 kPa

		Sward content[%]		
		Grass	Lucerne	white clover
3c	C0	28 ^{Ab}	67 ^{Aa}	3 ^{Ab}
	C1	31 ^{Ab}	63 ^{Ba}	4 ^{Ab}
	C2	33 ^{Ab}	61 ^{Ba}	5 ^{Ab}
5c	C0	47 ^{Aa}	28 ^{Ab}	25 ^{Aa}
	C1	52 ^{Aa}	16 ^{Bb}	29 ^{Aa}
	C2	53 ^{Aa}	16 ^{Bb}	28 ^{Aa}

3.5 Discussion

Negative influences of soil compaction on grassland performance and therefore losses of yield were already reported in former studies (e.g. Douglas and Crawford 1993, Frame 1987, Frame and Merrilees 1996, Głab 2007, 2008). As far as we know, the present study is the first one describing the impact of soil compaction on high fertile grassland as a function of

grassland management factors reflecting intensity levels as cutting regime, N-fertilization and K-fertilization.

Most studies dealing with soil compaction on grassland sites performed soil compaction treatment in successive experimental years on the same plots (e.g. Douglas and Crawford 1991, 1993; Bouwman and Arts 2000). In this case an aftermath of the previous year cannot be excluded or separated clearly from an effect of the individual experimental year. In our study, soil compaction occurred in every experimental year on plots which were not faced with experimental soil compaction before. Moreover, in most instances machine weights and infiltration pressure in earlier studies were quite low. Bouwman and Arts (2000) trafficked grassland with total-loading treatments of maximal 14.5 Mg (steel roller, 2 m wide, Ø 1.2 m), Douglas and Crawford (1991) used a tractor of 6.2 Mg total-weight (infiltration pressure 230 kPa) and Głąb (2008) performed soil compaction with a 2 Mg tractor (infiltration pressure 150 kPa). The figures mentioned are low compared to common grassland machines. In Stahl (2009) axle loads and ground pressures are listed for common grassland management processes in Northern Europe; wheel loads of up to 5 Mg are reported for silage trailers and 8.4 Mg for self-propelled slurry spreader. In our study contact area pressure of 321 kPa were achieved; hence, problems of soil compaction on grassland sites will get higher attendance in the future as reported in the literature so far.

In our study we demonstrated a reduction in DM-yield of 10 -15% in the 3c-regime which fit well with figures in other studies. Frame (1987) reported a reduction of DM-yield in a red clover/ryegrass sward of 17%; Kopeć and Głąb (2003) measured similar values on a red clover/grass sward. The decrease in DM-yield of 8 – 10% in the 5c-regime in our study matches with values reported in Frame and Merrilees (1996) on pure ryegrass sward.

In our study decreased DM-yields due to soil compaction could only be detected as a direct effect in the first harvest, while consequential damages in the following harvests could not be detected. Similar observations can be found in Douglas (1997). Furthermore, several studies reported of higher yields at second harvest from compacted than from un-compacted soil (Douglas 1997; Frost 1988; Dwyner and Stadie 1989; Douglas et al. 1992). In the presented study, in the 5c-system a trend to higher yields in the compacted treatments in the second harvest can be noticed (not significant). This situation can be attributed to a reduced N-efficiency in the compacted plots and hence to a greater nitrogen supply in the second growth. Another reason can be improved water ability in the second growth, which is often faced with dry weather, in the compacted plots compared to the uncompacted plots. Howev-

er, reduced N-efficiency bears the risk of N-losses as emissions or leaching, and hence entails an environmental pollution.

With regard to the influence of cutting regime and nitrogen fertilization on DM-yields, the presented results are in keeping with results of Wolf and Smith (1964). They reported highest yields in a three-cutting regime with alfalfa mixtures, and no increase of yields in this swards induced by nitrogen fertilization. However, application of nitrogen in a 5-cutting regime did increase forage yield.

In the presented study aging of the grassland sward was not considered. Kallenbach et al. (2002) reported on a decrease of 77% in stand persistence of alfalfa 18 months after planting and a further decrease of 30% in the following five years. They detected this stand of 42 plants m⁻² still as adequate to provide acceptable yields. In our study stand persistence of alfalfa was not examined, but alfalfa yield content did not decrease in the experimental years (data not shown), and no statistically influence of an interaction of experimental year x cutting regime x soil compaction x N-fertilization can be detected. Therefore, it can be supposed that alfalfa age did not influence sensitivity to soil compaction in the presented study.

It is widely accepted that N-fertilization did not affect forage digestibility (e.g. Chestnutt et al. 1977). In the presented study, energy content is not influenced by N-fertilization (Table 3.4), but crude protein content is higher in unfertilized treatments due to higher legume-content compared to N-fertilized treatments (data not shown). Applying the empirical model of Høgh-Jensen et al. (2004) it is possible to determine the symbiotic N₂-fixation of the lucerne and white clover. Consequently, the N-fixation of the unfertilized grassland swards of the 3c- and the 5c-regime can be calculated as 370 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ and 209 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ respectively.

By combining N and K fertilization levels we also indirectly simulated heavy dressings of cattle slurry, which is mainly a K/N fertilizer (Hao and Chang 2002; Murphy et al. 2005). By using a homogeneous seed mixture at the onset of the experiment instead of pure swards of different species, we intended to follow up shifts in species composition during the 3 year experimental period, and in consequence, shifts in species competition due to single management factors and interactions of management factors as well. Christie (1987) as well as Liu et al. (2010) reported of an alteration of botanical composition due to a long-term slurry application. High potassium fertilization favors the growth of herbs due to their ability to utilize K better than grass species (Elsäßer 2001). Consequently, higher contents of *Heraclium sphondylium*, *Anthriscus sylvestris*, *Aegopodium podagraria*, *Chaerophyllum hirsu-*

tum, *Rumex obtusifolius*, *Taraxacum officinale* and *Lamium album* in the sward might be a result of high slurry fertilization (Bohner et al. 2012). In the presented study weeds were *Taraxacum officinale*, *Elymus repens* and *Rumex obtusifolius*, but content of unsown species were below 3% in all treatments.

Trükmann (2010) examined the 3c-regime plots with the treatments N0/CAN and K300/K600 with regard to soil physical parameters and root growth. Differences in soil potassium content due to increased K-fertilization were not significant in the N0-treatments; in the CAN plots K-fertilization led to 50% higher K-contents. Therefore, in the 3c-N0 (lucerne dominated) sward potassium was almost completely absorbed.

In the presented study, the form of N-fertilizer (Urea vs. CAN) did not lead to a shift in botanical composition; hence, decreasing pH-values caused by urea-fertilization could not be identified in sward composition. Furthermore, no interaction of N-, K-fertilization and experimental year in DM-yield could be detected. Additionally, the content of unsown species did not increase over the years. Therefore, grassland swards were well adapted to the examined management factors.

Hamza and Anderson (2005) indicated the following solutions for soil compaction problems:

- i) Addition of organic matter
- ii) Controlled traffic
- iii) Mechanical loosening (e.g. deep ripping)
- iv) Selection of a rotation including crops and pasture plants with strong tap roots able to penetrate and break down compacted soil

These suggestions should be applied in particular to arable soils. Grassland soils are commonly richer of organic matter compared to arable sites. An improvement in organic matter content could be achieved with nitrogen fertilization (Douglas et al. 1992) but particularly by including legumes in the crop rotation (Campbell et al. 1991).

On grassland sites mechanical loosening should be considered as a last possibility if other activities did not result in the desired success. Pasture plants are commonly considered to improve soil structure stability and friability (Russell 1971). Głab (2008) observed that roots of lucerne improved soil structure and decreased the effects of compaction over time. Furthermore, this study reported also an increase in population of earthworms (*Lumbricus terrestris*) due to cultivation of lucerne, which increases the proportion of large, continuous pores and the development of mineral-organic aggregates.

3.6 Conclusion

Avoiding soil compaction on grassland sites by controlled traffic should be the preferred treatment. An increased awareness of the complex problem of soil compaction on grassland must be the aim. Research and development of controlled traffic farming on grassland are scarce so far; the benefit of controlled traffic farming on arable soils is public knowledge (e.g. Tullberg et al. 2007), but in contrast controlled traffic on fixed tracks by GPS is not common on grassland sites so far. Especially grassland is often faced with several uncontrolled agricultural traffic during manuring, maintenance and harvest. Stahl (2009) detected an area proportion of 74% of tracks on a two-cutting grassland in Germany, and a cumulative area of tracks of 401% of the total area. Therefore, some parts of a grassland site are faced more than four times with machine traffic. Jorajuria et al. (1997) examined the influence of axle load and number of passes on subsoil compaction on grassland. They showed that several passes of a light tractor can achieve the same subsoil compaction as fewer passes of a heavy machine. Consequently, uniform working width of all procedures on grassland would allow GPS-machine tracks as well and could contribute to reduce soil compaction on grassland sites.

3.7 References

- Anderson E (1988) Tillage and N fertilization effects on maize root growth and root:shoot ratio. *Plant Soil* 108: 245-251. doi: 10.1007/BF02375655
- Biederbeck V, Campbell C, Ukrainetz H, Curtin D, Bouman O (1996) Soil microbial and biochemical properties after ten years of fertilization with urea and anhydrous ammonia. *Can J Soil Sci* 6: 7-14.
- Bohner A., Angeringer W. Sobotik M. (2012) Is the so-called 'Gülleflora' still a problem? (in German) in: Gülle- und Gärrestausbringung auf Grünland (Gülle 11). Elsäßer M, Diepolder M, Huguenin-Elie O, Pötsch E, Nußbaum H, Messner J (eds) 218-221.
- Bouwman L, Arts W (2000) Effects of soil compaction on the relationships between nematodes, grass production and soil physical properties. *Appl Soil Ecol* 14: 213-222. doi: 10.1016/S0929-1393(00)00055-X
- Campbell C, Biederbeck V, Zentner R, Lafond G (1991) Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Can J Soil Sci* 71: 363-376. doi: 10.4141/cjss91-035

- Chaplain V, Défossez P, Delarue G, Roger-Estrade J, Dexter AR, Richard G, Tessier D (2011) Impact of lime and mineral fertilizers on mechanical strength for various soil pHs. *Geoderma* 167-168: 360-368. doi: 10.1016/j.geoderma.2011.08.003
- Chestnutt D, Murdoch J, Harrington F, Binnie R (1977) The effect of cutting frequency and applied nitrogen on production and digestibility of perennial ryegrass. *Grass Forage Sci* 32: 177-183. doi: 10.1111/j.1365-2494.1977.tb01431.x
- Christie P (1987) Some long-term effects of slurry on grassland. *J Agr Sci* 108: 529-541. doi: 10.1017/S0021859600079910
- Crider F (1955) Root-growth stoppage resulting from defoliation of grass. Technical Bulletin, United States Department of Agriculture, No 1102.
- De Boever J, Cottyn B, Andries J, Buysse F, Vanacker J (1988) The use of cellulose technique to predict digestibility, metabolizable and net energy of forages. *Anim Feed Sci Tech* 19: 247-260.
- Douglas J (1997) Soil compaction effects on second-harvest yields of perennial ryegrass for silage. *Grass Forage Sci* 52: 129-133. doi: 10.1111/j.1365-2494.1997.tb02343.x
- Douglas J, Crawford C (1991) Wheel-induced soil compaction effects on ryegrass production and nitrogen uptake. *Grass Forage Sci* 46: 405-416. doi: 10.1111/j.1365-2494.1991.tb02401.x
- Douglas J, Crawford C (1993) The response of a ryegrass sward to wheel traffic and applied nitrogen. *Grass Forage Sci* 48: 91-100. doi: 10.1111/j.1365-2494.1993.tb01841.x
- Douglas J, Koppi A, Moran C (1992) Alteration of the structural attributes of a compact clay loam soil by growth of a perennial grass crop. *Plant Soil* 139: 195-202. doi: 10.1007/BF00009310
- DWD (2011) climate and environment data of Germany; www.dwd.de/klimadaten
- Dwyner M, Stadie A (1989) Damage to grassland by tractors. Proceedings of the 4th European Conference of the International Society for Terrain Vehicle Systems, 123-127.
- Elgersma A, Schlepers H (1997) Performance of white clover/perennial ryegrass mixtures under cutting. *Grass Forage Sci* 52: 134-146. doi: 10.1111/j.1365-2494.1997.tb02344.x
- Elsäßer M (2001) Fertilization with slurry on permanent grassland and protection of species – an insoluble conflict? (in German) *BerLandwirtsch* 79: 49-70.
- Frame J (1987) The Effect of tractor wheeling on the productivity of red clover and red clover/ryegrass swards. *Res Dev Agric* 4: 55-60.
- Frame J, Merrilees D (1996) The effect of tractor wheel passes on herbage production from diploid and tetraploid ryegrass swards. *Grass Forage Sci* 51: 13-20. doi: 10.1111/j.1365-2494.1996.tb02033.x

- Frost J (1988) Effects on crop yields of machinery traffic and soil loosening. Part. 1. Effects on grass yield of traffic frequency and date of loosening. *J Agr Eng Res* 39: 302-312. doi: 10.1016/0021-8634(88)90151-5
- Gałka A, Zarzycki J, Kopeć M (2005) Effect of different fertilisation regimes on species composition and habitat in a long-term grassland experiment. *Grassland Sci Europ* 10: 132-135.
- Głąb T (2007) Effect of soil compaction on root system development and yields of tall fescue. *Int. Agrophysics* 21: 233-239.
- Głąb T (2008) Effects of tractor wheeling on root morphology and yield of lucerne (*Medicago sativa* L.). *Grass Forage Sci* 63: 398 – 406. doi: 10.1111/j.1365-2494.2008.00647.x
- Hamza M, Anderson W (2005) Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till Res* 82: 121-145. doi: 10.1016/j.still.2004.08.009
- Hao X, Chang C (2002) Effect of 25 Annual Cattle Manure Applications on Soluble and Exchangeable Cations in Soil. *Soil Sci* 167: 126-134.
- Haynes R, Naidu R (1998) Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr Cycl Agroecosys* 51: 123-137. doi: 10.1023/A:1009738307837
- Høgh-Jensen H, Loges R, Jørgensen F, Vinther F, Jensen E (2004) An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agr Syst* 82: 181-194. doi: 10.1016/j.agsy.2003.12.003
- Høgh-Jensen H, Schjoerring J (2010) Interactions between nitrogen, phosphorus and potassium determine growth and N₂-fixation in white clover and ryegrass leys. *Nutr Cycl Agroecosys* 87: 327-338. doi: 10.1023/A:1004289512040
- Honsová D, Hejzman M, Klaudivová M, Pavlů V, Kocourková D, Hakl J (2007) Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia* 79: 245-258.
- Jorajuria D, Draghi L, Aragon A (1997) The effect of vehicle weight on the distribution of compaction with depth and the yield of *Lolium/Trifolium* grassland. *Soil Till Res* 41: 1-12. doi: 10.1016/S0167-1987(96)01085-9
- Kallenbach R, Nelson C, Coutts J (2002) Yield, Quality, and Persistence of Grazing- and Hay-Type Alfalfa under Three Harvest Frequencies. *Agron. J.* 94: 1094-1103. doi: 10.2134/agronj2002.1094
- Kopeć S, Głąb T (2003) The effect of tractor wheel passes on air-water properties of soil and production from red clover/grasses sward. *10. Gumpensteiner Lysimetertagung* 1: 203-204.

- Liu W, Zhu Y, Christie P, Laidlaw A (2010) Botanical composition, production and nutrient status of an originally *Lolium perenne* dominant cut grass sward receiving long-term manure applications. *Plant Soil* 326: 355-367. doi: 10.1007/s11104-009-0016-z
- Murphy P, Stevens R, Christie P (2005) Long-term application of animal slurries to grassland alters soil cation balance. *Soil Use Manage* 21: 240—244. doi: 10.1111/j.1475-2743.2005.tb00130.x
- Rechel E, Meek B, DeTar W, Carter L (1991) Alfalfa Yield as Affected by Harvest Traffic and Soil Compaction in a Sandy Loam Soil. *J Prod Agric* 4: 241-246.
- Rengasamy P, Marchuk A (2011) Cation ratio of soil structural stability (CROSS). *Soil Research* 49: 280–285. doi: 10.1071/SR10105
- Russell E (1971) Soil structure: Its maintenance and improvement. *J Soil Sci* 22: 137—151. doi: 10.1111/j.1365-2389.1971.tb01601.x
- SAS Institute Inc. (2000) SAS/STAT® User's Guide, Version 9.1. Cary, NC: SAS Institute.
- Schroder J, Zhang H, Girma K, Raun W, Penn C, Payton M (2011) Soil Acidification from Long-Term Use of Nitrogen Fertilizers on Winter Wheat. *Soil Sci. Soc. Am. J* 75: 957–964. doi: 10.2136/sssaj2010.0187
- Sheaffer C, Marten G (1990) Alfalfa cutting frequency and date of fall cutting. *J Prod Agric* 3: 486-491.
- Stahl H (2009) Ground pressure on grassland (in German). *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie* 3.
- Trott H, Wachendorf M, Ingwersen B, Taube F (2004) Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland. *Grass Forage Sci* 59: 41-55. doi: 10.1111/j.1365-2494.2004.00405.x
- Trükmann K (2010) Quantification of stabilizing effects of plant roots as an option to reduce soil compaction on grassland soils (in German). Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel
- Tullberg J, Yule D, McGarry D (2007) Controlled traffic farming - From research to adoption in Australia. *Soil Till Res* 97: 272-281. doi: 10.1016/j.still.2007.09.007
- Unger P, Kaspar TC. (1994) Soil compaction and Root growth: a review. *Agron. J.* 86: 759-766. doi: 10.2134/agronj1994.00021962008600050004x
- Vidrih T, Hopkins A (1996) The effect of soil environment on white clover persistence and productivity under grazing. *REU Technical Series* 42, 1020-3737.
- Weissbach F, Kuhla S, Schmidt L, Henkels A (1999) Estimation of the digestibility and the metabolizable energy of grass and grass products. *Proc Soc Nutr Physiol* 8: 72.

Wolf D, Smith D (1964) Field and Persistence of Several Legume-Grass Mixtures as Affected by Cutting Frequency and Nitrogen Fertilization. *Agron J* 56: 130-133.

Wolkowski R (1991) Corn growth response to K fertilization on three compacted soils. *Soil Till Res* 21: 287-298. doi: 10.1016/0167-1987(91)90026-T

Ziogas G (1995) Geology and soils of the experimental stations Lindhof and Hohenschulen of the Christian-Albrecht-University Kiel: quaternary geological and pedological mapping, genesis, ecology, functions (in German). Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.

Kapitel 4

Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching

4 Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching

4.1 Abstract

Plowing up of grassland is known to increase the risk of nitrate leaching due to enhanced N-mineralization. Furthermore, the extent of nitrate leaching into the groundwater or to the drainage is depending on intensity and timing (early/ late autumn or spring) of tillage. Literature shows that reseeded grassland does not always meet the expectations of increasing yields. In the presented study nitrogen fluxes after grassland renovation were examined over a period of four years on a uniform permanent grassland in northern Germany taking into account the possibility to insert a single high N-demanding arable crop.

Treatments included 1. an undisturbed control (**GC**), 2. plowing up and resowing of grassland in late summer (**GN**), 3. plowing up grassland in autumn, followed by winter wheat and grassland resowing the following year (**AA**), 4. plowing up grassland in spring, followed by spring wheat and grassland resowing after wheat harvest (**AS**). All treatments were carried out with or without fertilization using cattle slurry ($0/230 \text{ N kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

Over a period of three years the results indicate the spring-plowed renovation method with inserted spring wheat as lowest in nitrate leaching. Plowing up in autumn induced nitrate leaching of up to 37.3 (**GN**) and 36.9 (**AA**) $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ independently of time (late or early) of plowing. Inserted wheat cultivation led to higher leaching in the second winter (up to 19.7 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) due to a repeated plowing event. Dry matter and N-yields of the newly sown grassland did not exceed those of the undisturbed control due to a low content of white clover in newly established grassland.

Due to missing benefits in yields on the one hand and increased N-losses via leaching on the other hand, we conclude that good grassland management avoiding the necessity of renovation should be aimed from an ecological and economical point of view. If a grassland renovation is required, the insertion of a spring crop with high nitrogen uptake potential is a promising option using the mineralized nitrogen efficiently and consequently reduces nitrogen losses.

4.2 Introduction

In the course of the intensification of agriculture nitrate leaching and therefore contamination of ground and drainage water have become a major concern (Rotz 2004; Di and Cameron 2002). The Water Framework Directive in the EU (Anonymous 2000) commits the member states to achieve good qualitative and quantitative status of all water bodies by 2015. Especially diffuse pollution with nitrogen causes environmental problems in animal production regions. As animal production is characterized to be concentrated on certain regions, the problem of a surplus of nutrients from manures is focused in these areas (Jarvis and Menzi 2004; Schröder et al. 2010; Sørensen and Rubæk 2012). In Schleswig-Holstein, as one of the hot spot dairy production regions in Germany, the nutrient load of agricultural origin in ground and drainage water is still high (Holsten et al. 2012). These problems are caused by excessive number of livestock per unit area of land, overloading of fields with slurry and a high rate of grassland renovation.

The effect of breaking up grassland on nitrogen dynamics is well documented. A large increase in the net N-mineralization can be observed in most instances which can be attributed to the physical disruption of aggregates. As a consequence previously protected organic matter will be exposed to the processes of decomposition and, in addition, the incorporation of grass residues increases N mineralization (e.g. Hatch et al. 2004; Jarvis et al. 1996; Shepherd et al. 2001). If the amount of mineralized nitrogen exceeds the demand of the succeeding crop, the risk of N-losses via NO_3 -leaching and N_2O emission increases (e.g. Ball et al. 2007; Lloyd 1992; Mori and Hojito 2007; Shepherd et al. 2001). Such nitrogen losses constitute an environmental risk and an economical loss to the farmers. The amount of N-losses depends on soil type, level of N-fertilization before and after plowing, age of the sward and timing of tillage (Seidel et al. 2008). When plowing up grassland is delayed from early autumn to late autumn, the risk of nitrate leaching is decreased (Lindén and Wallgren 1993; Francis et al. 1992) due to diminished mineralization below 4°C (Andersen and Jensen 2001). Moreover, nitrogen leaching is reduced when plowing is postponed from autumn to spring (Djurhuus and Olsen 1997; Velthof et al. 2010). Djurhuus and Olsen (1997) examined the effects of time of plowing a one year old cut grass/clover ley. When grassland was plowed in the following spring instead of autumn they reported of significantly declined nitrate leaching. By contrast, farmers commonly prefer resowing of grassland in late summer and early autumn to gain high yielding first cut in the following year; a reseeding of grassland in early spring would entail reduced yields in the first cut.

The farmer's decision to reseed their grassland is explained by decreased yields due to botanical degradation of the sward, unfavorable soil conditions (soil compaction) or weather based sward damages (drought or frost) (Culleton 1989; Taube et al. 2002). Typically, farmers expect higher dry matter yields and improved forage quality of the renovated grassland. Several studies documented that grassland yields after renovation did not always meet these expectations (Hopkins et al. 1995; Keating and O'Kiely 2000; Conijn 2004; Velthof et al. 2010) and yields increased only short-term (Hopkins et al. 1990).

Studies dealing with short- and long-term measurements of yields and nitrogen losses after grassland renovation are scarce so far. Additionally, the effects of grassland resowing in organically managed grasslands have not been analyzed yet. Due to the reliance on white clover as a nitrogen source instead of mineral nitrogen fertilization in organic agriculture, N dynamics might differ and the effects regarding clover performance before and after reseeding might determine the result significantly. The present study analyzed nitrogen fluxes following reseeding of a 12 to 15 year old permanent grassland managed according to the rules of organic agriculture. We measured nitrate leaching during four winter seasons and yields as well as crop nitrogen uptake for the three following growing seasons. Furthermore, we examined the opportunity to increase the N-efficiency in the crucial phase of grassland resowing by inserting a cereal catch-crop both, after late autumn and early spring plowing compared to a reseeded grassland and an unplowed control as well. The use of a high N-demanding arable crop strives for reducing the risk of N-losses.

The following research questions are addressed:

- i) Can nitrogen leaching be reduced after plowing up grassland by inserting a cereal crop for a single year before re-establishing a new grass sward?
- ii) Does dry matter yield, white clover performance and forage digestibility of a resown sward increase compared to an unplowed control?
- iii) What are the short- term (year 1) and mid-term (year 1-3) effects of grassland resowing regarding N dynamics?

4.3 Material and methods

4.3.1 Experimental site

Over a 5 year period different strategies for grassland renovation were compared in a field experiment at the experimental farm ‘Lindhof’ (54°27′N, 9°57′E; 15 m a.s.l.) in North-West Germany close to Kiel. The relief at the experimental station was formed in the last glacial period (Weichselian) approx. 12 000 years ago; the end moraine characterized a hilly landscape. Soil texture is sandy loam to loamy sand (Ziogas 1995). Due to the geological genesis, the soil type is heterogeneous and varies between Cambisols, Eutric Luvisols, Stagnosols and Anthrosols. The climate is oceanic with moderately cool summers and comparatively warm winters. The mean annual temperature is 8.7°C and the mean annual precipitation 785 mm.

The experimental farm ‘Lindhof’ is managed organically since 1993 (AGÖL directive, Bioland 2009). The examined grassland was established in 1994 following long term arable cropping. Regarding botanical composition at the start of the experiment in 2005 swards were dominated by *Lolium perenne* (~60%) , *Taraxacum officinale* (~20%), *Phleum pratense* (~10%) and *Trifolium repens*, while *Alopecurus pratensis*, *Agrostis stolonifera*, *Elymus repens*, *Poa pratensis* and *Festuca rubra* were of minor significance. Before starting the experiment, the grassland was managed as a mixed system (2 cuts for silage followed by grazing with cattle each year).

In a three-factorial split-plot experimental design with three replicates we arranged the following treatments:

1. Grassland renovation method

- 1.1. Control permanent grassland (**GC**)
- 1.2. Plowing up grassland and resowing in late summer (**GN**)
- 1.3. Plowing up grassland in autumn, followed by a single winter wheat crop and resowing grassland after harvesting winter wheat and plowing in late summer the year after (**AA**)
- 1.4. Plowing up grassland in spring, followed by a single spring wheat crop and resowing grassland after harvesting spring wheat and plowing in late summer of the same year (**AS**)

2. Fertilization with slurry

2.1. 0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (**N0**)

2.2. 230 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (**N230**)

3. Year of initial tillage of previously undisturbed grassland (year_{it}) it for “initial tillage”

3.1. 2005/2006

3.2. 2006/2007

4. Year after initial tillage of previously undisturbed grassland (year_{at}) at for after tillage

4.1. First year

4.2. Second year

4.3. Third year

4.4. Fourth year

Plowing up and resowing in late summer (GN) occurred in early September; plowing up in autumn (AA) was carried out in October and resowing of grassland after each winter- and spring-wheat-harvest in early September. The AS treatment of plowing up in spring occurred in early April. Winter wheat variety was ‘Bussard’; spring wheat variety was ‘Fasan’. For resowing we used a standard grassland seed mixture with a seed rate of 30 kg ha⁻¹ containing *Lolium perenne* (70%), *Poa pratensis* (12%), *Phleum pratense* (12%) and *Trifolium repens* (6%). The grassland was managed in a four cut system in each experimental year.

Grassland slurry application was split in four strategic dressings (early spring and following first to third cut: end of May, early July, end of August; 80/60/60/30 kg N ha⁻¹, respectively) and was spread with trailing hoses. N 230 slurry treatments in winter and spring wheat were divided into three equal dressings each (early spring, beginning of stem elongation (EC 31) and beginning of heading (EC39)) using trail hoses as well. Fertilization started in spring in the season of ploughing up (spring 2006, 2007) and using cattle slurry. Liming occurred in 2008 with 1 t calcium carbonate (32% Ca and 1.4% Mg). All plots were fertilized with phosphorus (45 kg P ha⁻¹), potassium (100 kg K ha⁻¹), magnesium (24 kg Mg ha⁻¹) and sulfur (68 kg S ha⁻¹) in the form of rock phosphate and potassium-magnesium sulfate in 2007 and 2009. Table 4.1 shows the pH-value, soil content of P₂O₅, K and Mg at the start and end of the experiment. Plot size was 6 x 18 m² (108 m²). Each of the two series of initial tillage of previously undisturbed grassland was examined over a four year period.

Table 4.1: pH-value, content of P₂O₅, K and Mg [mg 100g⁻¹ dry soil] before start of experiment (2003) and end of experiment (2010)

	2003	2010 without slurry fertilization	2010 slurry fertilization (230 kg N ha ⁻¹)
pH	5.6	6.0	6.1
P ₂ O ₅	10	13	15
K	11	15	24
Mg	6	10	13

Table 4.2 shows the weather conditions during the experimental years. The winters 2005/06 to 2008/09 were characterized by lower precipitation compared to the long-term average, while only the winter 2009/10 was wetter than the long-term average. Mean air temperature in the winters 2005/06, 2006/07 and 2009/10 were below the long-term average (-1°C, -0.7°C and -0.5°C respectively); in the winter 2007/08 and 2008/09 temperatures were higher (+2 C in 2007/08 and +0.7°C in 2008/09) compared to the long-term average. In each experimental year, temperature was higher than the long-term average in the growing seasons. In 2007 precipitation exceeded that of the long-term average, in the other years precipitation was slightly below the long-term average.

Table 4.2: Precipitation [mm] and temperature [°C] data from the experimental site Lindhof, Germany, for the drainage seasons (November to March; 2005/06-2009/10) and growing seasons (April to October; 2006-2009) and long-term average (1961-1990) of the nearby meteorological station Kiel-Holtenau (Source: DWD, 2011); amount of leachate water for the drainage seasons (November to March; 2005/06-2009/10) with ww = winter wheat (k=0.5), gr = grassland resown (k=0.8) and g = grassland (k=1); k = crop coefficient

		drainage season (Nov. to March)					
		2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	long-term average
precipitation [mm]		196.4	209.5	277.2	179.4	341.5	299.6
mean air temp. [°C]		1.5	1.8	4.5	3.2	2.0	2.5
amount of leach- ate water [mm]	ww	173.7	166.7	-	-	-	-
	gr	144.4	143.0	193.6	-	-	-
	g	125.8	126.9	174.9	124.5	250.3	-
		Growing season (April to Oct.)					
		-	2006	2007	2008	2009	long-term average
precipitation [mm]		-	412.3	499.3	450.5	373.2	454.6
mean air temp. [°C]		-	14.9	13.7	13.6	13.9	12.7

4.3.2 Leachate analysis

Drainage water was sampled using both, ceramic (Mullit, pore size 1 µm, length 54 mm, diameter 20 mm; ecoTech, Bonn, Germany) and glass (borosilicate glass, pore size 1 µm, length 50 mm, diameter 20 mm; ecoTech, Bonn, Germany) suction cups.

Three ceramic suction cups per plot were installed after the last cut in October in a depth of 75 cm at an angle of 60° to the surface to minimize preferential flow. Glass suction cups were installed in the same way for two years subsequent to plowing up. A vacuum of 0.4 bars was generated weekly corresponding to the suction pressure of free drained water. Samples were collected weekly from October to April as a mixed sample of the three suction cups. Table 4.2 shows the climatic conditions for the sampling seasons for soil water 2005/06 – 2009/10.

Leachate samples were stored at -20°C until analysis. Concentration of total nitrogen, nitrate-N, ammonia-N and organic-N were determined photometrically using a continuous flow analyzer (Skalar Analytical Instruments, Breda, the Netherlands).

Amount of percolation water was calculated according to climatic water balance of DVWK (1996). This equation is based on weather- and soil parameters, actual evapotranspiration (Wendling et al. 1991) and a crop coefficient ($k_{\text{grassland}} = 1$, $k_{\text{winterwheat-early-sown}} = 0.8$, $k_{\text{winterwheat-late-sown}} = 0.5$; DVWK 1996) to correct evaporation of the growing plants. Calculation of the quantity of the leachate started at the time of incidence of leachate in the previous installed suction cups under the assumption of achieving field capacity at this date.

4.3.3 Soil nitrogen

Soil N status was expressed by amount of soil mineral N (SMN). Soil samples were taken before plowing up occurring at the beginning (end of March) and the end of vegetation period (end of November) at a depth of 0.9 m. Mixed samples of three cores (Pürckhauer, ecotech, Bonn, Germany) were taken in each plot and divided into the three depths 0-0.3 m, 0.3-0.6 m and 0.6-0.9 m. Subsequent to sampling, soil samples were stored at -20°C until analysis in the lab. After extraction with 0.0123 mol CaCl₂ and filtration (MN 620 ¼ Ø 150 mm, Macherey-Nagel, Düren, Germany) the nitrate and ammonium concentration were determined photometrically using a dual channel continuous flow analyzer (Skalar Analytic Instruments, Breda, the Netherlands) equipped with a reducing column for nitrate conversion. SMN-values were calculated with respect to the actual soil water content and bulk density. Soil water content was determined by oven drying at 105°C until constant weight.

4.3.4 Dry matter yield sampling and forage quality

Plots were divided into two subplots: one subplot was harvested with a Haldrup forage harvester (Løgstor, Denmark) at a stubble height of 5 cm to estimate total dry matter (DM)

yield and the second subplot was examined by hand clipping squares of 0.25 m² at the cutting height of 5 cm for estimation of botanical composition. These samples were fractionated into the functional groups ‘grasses’, ‘legumes (white clover)’, and ‘not sown species’. Wheat harvest occurred at EC85 as whole crop silage with a Haldrup forage harvester as well. To estimate dry matter content of herbage and to conserve the plant, samples were oven dried for 24 hours at 60°C. Dried plant-samples were uniformly milled to 1 mm, afterwards scanned twice using a NIRS-System 5000 monochromator (Foss NIRSystems, Silver Springs, MD, USA) and the WinISI II software (Infrasoft Internationals, South Atherton St., PA, USA) for data collection and calibration to estimate N- and Net-energy-content. Total-N was analyzed using a C/N-analyzer (Vario Max CN, Elementar Analysensysteme, Hanau, Germany). Metabolizable energy content (ME) of the harvested plant material was based on analysis of CDOMD (in vitro pepsin-cellulase solubility of organic matter (de Boever et al. 1988)) using the formula of Weissbach et al. (1999).

4.3.5 Statistical Analysis

The factors grassland renovation method, slurry fertilization, year_{it} and year_{at} as well as their interactions were tested for significance using PROC MIXED of SAS 9.1 (SAS 2000). The replicates were considered randomly. Least square means were separated by the PDIFF option in PROC MIXED. Significance was declared at P<0.05 and adjusted using the Bonferroni-Holm procedure.

4.4 Results

4.4.1 Nitrogen leaching and amount of soil mineral N

Table 4.3 shows the results of the F-values and significance levels regarding the amount of different N-fractions leaching with drainage water. Nitrate-N is the main component of the total amount of N leached out. In the presentation of the ANOVA total N-leaching is not included but nitrate, ammonia and dissolved organic nitrogen (DON) -leaching. Renovation method significantly influenced nitrate leaching, while losses of ammonia and DON were not affected by this factor. The factor year_{at} affected all nitrogen fractions, while year_{it} only affected the DON-fraction. The type of suction cup had an impact on the amount of NH₄-N and DON-N, but not on NO₃-N. Slurry N-fertilization enhanced nitrate leaching as well as DON leaching. Most important interactions of factors (F-value) on nitrate leaching were

renovation method x fertilization x year_{at}. Ammonia losses were depending on the interactions of renovation treatment x year_{at} and type of suction cup x year_{it}. The last mentioned interaction was significant for DON in the leachate as well.

Table 4.3: F-value and level of significance for the impact of grassland renovation method (gr), year after plowing up (ya), initial year of plowing up (yi), N-fertilization and type of suction cup (sc) as well as relevant interactions on content in the leachate of total-N (N_{tot}), nitrate (NO₃-N), ammonia (NH₄-N) and dissolved organic nitrogen (DON-N)

Effect	F-value / level of significance							
	N _{tot}		NO ₃ -N		NH ₄ -N		DON-N	
gr	10.53	***	10.10	***	0.63	n.s.	2.31	n.s.
ya	21.96	***	28.68	***	20.53	***	29.96	***
yi	0.28	n.s.	0.22	n.s.	7.57	n.s.	24.03	**
f	17.44	***	25.89	***	0.20	n.s.	5.63	*
sc	1.69	n.s.	1.98	n.s.	112.53	***	370.35	***
gr x ya	14.07	***	14.22	***	2.37	*	1.03	n.s.
gr x yi	1.08	n.s.	1.13	n.s.	0.97	n.s.	0.40	n.s.
gr x f	2.52	n.s.	3.79	*	1.43	n.s.	0.45	n.s.
gr x sc	1.79	n.s.	2.11	n.s.	1.85	n.s.	0.27	n.s.
sc x yi	0.79	n.s.	0.69	n.s.	13.22	***	145.99	***
gr x f x ya	4.34	**	4.47	**	1.30	n.s.	0.11	n.s.

* Significant at 0.05 level of probability
 ** Significant at 0.01 level of probability
 *** Significant at 0.001 level of probability

In Table 4.4 the amounts of leached nitrate-N, ammonia-N and DON-N are presented for all renovation methods as a function of renovation treatment and year_{at} as well as the cumulative amounts of four drainage periods. As N-fertilization started in the spring of grassland renovation, the preceding first winter was run without fertilization, and consequently, statistics were calculated for the presented results only for the unfertilized plots. During the first winter following initial tillage nitrate leaching was highest in the autumn plowed treatments (GN: 37.3 kg N ha⁻¹ and AA: 36.9 kg N ha⁻¹) with no significant difference between both autumn plowed treatments, while the control plot accounted for 2.9 kg N ha⁻¹. In the second drainage period the treatments with an inserted single year wheat crop (AA: 13.8 kg N ha⁻¹ and AS: 19.7 kg N ha⁻¹) showed significantly higher NO₃-leaching compared to the undisturbed control and the straight resown grassland in late summer the year before (GN: 2.0 kg N ha⁻¹ and GC: 3.16 kg N ha⁻¹). In the following two drainage periods, no significant differences between the renovation treatments could be detected. Concerning the four years cumulated nitrate leaching, the renovation treatments based on late summer/autumn plowing showed significant higher amounts of NO₃-leaching (GN: 47.4 kg N ha⁻¹ and AA: 57.4 kg N ha⁻¹) compared to the spring-plowed AS treatment (30.6 kg N ha⁻¹), which again was significantly higher than the control (10.4 kg N ha⁻¹).

Compared to nitrate, variation in terms of Ammonia and DON was much lower between the treatments over the subsequent years after renovation. Values for Ammonia leaching varied within a small range between 0.5 and 2.0 kg NH₄-N ha⁻¹ and DON between 1 and 4 kg DON-N ha⁻¹. Concerning the type of suction cup, NH₄-content was similar or higher in the ceramic suction cups compared to the glass suction cups (data not shown).

DON-leaching was not influenced by plowing treatments, but was highest in all cases in the fourth winter after plowing up. Similar to NH₄, the amount of DON was similar or slightly higher when using ceramic suction cups instead of glass suction cups (data not shown).

Table 4.4: Nitrogen leaching in the nitrate (NO₃-N), ammonia (NH₄-N) and dissolved organic nitrogen (DON-N) fraction [kg N ha⁻¹] for the different grassland renovation treatments, season/winter after plowing up and cumulative amount (cumm) for four seasons; capital letters indicate significant differences between plowing treatments within a drainage season, small letters show significant differences between the subsequent seasons after plowing up within a renovation treatment; for key to treatments see method section

treatment	N-fraction in leachate	1. winter	2. winter	3. winter	4. winter	cumm
GC	NO ₃ -N	2.9 ^{Ba}	3.2 ^{Ba}	1.3 ^{Aa}	3.1 ^{Aa}	10.4 ^C
	NH ₄ -N	0.2 ^{Ab}	1.6 ^{Aab}	1.7 ^{ABa}	1.1 ^{Aab}	4.6 ^A
	DON-N	0.9 ^{Ab}	0.9 ^{Ab}	1.2 ^{Ab}	3.3 ^{Aa}	6.3 ^A
GN	NO ₃ -N	37.3 ^{Aa}	2.0 ^{Bb}	2.5 ^{Ab}	5.6 ^{Ab}	47.4 ^A
	NH ₄ -N	0.4 ^{Ab}	1.2 ^{Aab}	1.0 ^{Bab}	1.6 ^{Aa}	4.2 ^A
	DON-N	1.7 ^{Ab}	1.3 ^{Ab}	1.5 ^{Ab}	4.2 ^{Aa}	8.7 ^A
AA	NO ₃ -N	36.9 ^{Aa}	13.8 ^{Ab}	2.5 ^{Ab}	4.3 ^{Ab}	57.4 ^A
	NH ₄ -N	0.4 ^{Ac}	0.9 ^{Abc}	2.1 ^{Aa}	1.7 ^{Aab}	5.1 ^A
	DON-N	1.7 ^{Ab}	1.8 ^{Ab}	1.8 ^{Ab}	3.2 ^{Aa}	8.4 ^A
AS	NO ₃ -N	3.8 ^{Bb}	19.7 ^{Aa}	2.7 ^{Ab}	4.4 ^{Ab}	30.6 ^B
	NH ₄ -N	0.5 ^{Ab}	1.3 ^{Aab}	1.2 ^{ABab}	1.7 ^{Aa}	4.6 ^A
	DON-N	1.4 ^{Ab}	2 ^{Ab}	1.3 ^{Ab}	3.2 ^{Aa}	7.9 ^A

Table 4.5 shows the influence of grassland renovation method, N-fertilization and year_{at} for nitrate leaching. As mentioned above, N-fertilization started in spring after all renovation treatments have been established, therefore amounts are presented for the second to the fourth winter after plowing. N-fertilization tended to increase nitrate leaching but the differences were significant only in the second winter in the AA-treatment (N0: 13.8 kg N ha⁻¹, N230: 27.5 kg N ha⁻¹) and in the fourth winter in the GN-treatment (N0: 5.6 kg N ha⁻¹, N230: 12.5 kg N ha⁻¹).

The amount of soil mineral nitrogen (SMN) at the end and the beginning of the vegetation period is presented in Table 4.6. SMN did not significantly differ between the renovation treatments. No significant differences between the two sampling dates could be detected.

Table 4.5: Nitrate leaching (NO₃-N) [kg N ha⁻¹] for the different grassland renovation methods, N-fertilization and season/winter after plowing up; capital letters indicate significant differences between plowing treatments within a winter and within N-fertilization, small letters significant differences between N-fertilization within a renovation method and within a drainage season; for key to treatments see method section

treatment	fertilization	NO ₃ -N leaching [kg N ha ⁻¹]		
		2. winter	3. winter	4. winter
GC	N0	3.2 ^{Ba}	1.3 ^{Aa}	3.1 ^{Aa}
	N230	3.8 ^{Ba}	3.3 ^{Aa}	4.4 ^{Ba}
GN	N0	2.0 ^{Ba}	2.5 ^{Aa}	5.6 ^{Ab}
	N230	2.2 ^{Ba}	2.5 ^{Aa}	12.5 ^{Aa}
AA	N0	13.8 ^{Ab}	2.5 ^{Aa}	4.3 ^{Aa}
	N230	27.5 ^{Aa}	2.8 ^{Aa}	7.0 ^{ABa}
AS	N0	19.7 ^{Aa}	2.7 ^{Aa}	4.4 ^{Aa}
	N230	22.8 ^{Aa}	1.2 ^{Aa}	6.9 ^{ABa}

Table 4.6: Soil mineral N (SMN) [kg N ha⁻¹] for the different grassland renovation methods, in four succeeding winter measured at two different sampling dates; VE = end of growing season, VB = beginning of growing season; capital letters indicate significant differences between plowing treatments within a winter and sampling date, small letters significant differences between winter after plowing up within a plowing treatment and sampling date; for key to treatments see method section

treatment	time	SMN [kg N ha ⁻¹]			
		1. winter	2. winter	3. winter	4. winter
GC	VE	43.8 ^{Aa}	41.9 ^{Aa}	35.4 ^{Aa}	48.2 ^{Aa}
	VB	66.0 ^{Aa}	38.0 ^{Ab}	36.5 ^{Ab}	43.6 ^{Ab}
GN	VE	40.8 ^{Aa}	34.4 ^{Aa}	26.2 ^{Aa}	43.6 ^{Aa}
	VB	58.7 ^{Aa}	34.2 ^{Ab}	37.2 ^{Ab}	43.9 ^{Aab}
AA	VE	49.6 ^{Aab}	58.3 ^{Aa}	30.4 ^{Ab}	39.9 ^{Aab}
	VB	67.3 ^{Aa}	31.8 ^{Ab}	35.7 ^{Ab}	38.0 ^{Ab}
AS	VE	48.8 ^{Aa}	58.2 ^{Aa}	22.9 ^{Ab}	46.2 ^{Aa}
	VB	53.7 ^{Aa}	28.6 ^{Ab}	28.2 ^{Ab}	36.4 ^{Aab}

4.4.2 Dry matter yield and forage quality

The influence of the experimental factors ‘renovation method’, ‘N-fertilization’, ‘year_{it}’ and ‘year_{at}’ as well as a few selected interactions on dry matter yield (DM-yield), nitrogen-yield (N-yield), crude protein content (XP), energy content (ME) and clover content of the swards (CC) are presented in Table 4.7. DM-yield was mainly affected by ‘N-fertilization’, ‘year_{at}’ and the twofold interaction of ‘renovation method’ x ‘year_{at}’ as the most relevant factors. The effect of ‘N-fertilization’ was not interacted by any other main factors. The interaction of ‘year_{it}’ and ‘year_{at}’ characterizes the random variation of the sampling years and is therefore not of major interest for further discussion. Nitrogen yields were significantly influenced by the factors ‘year_{it}’, ‘year_{at}’ and the interaction of ‘renovation method’ x ‘year_{at}’. ‘Nitrogen fertilization’ as main factor had no effect on N-yields, but influenced the crude

protein content additionally to the aforesaid factors concerning the N-yield. Energy content was significantly influenced by the ‘renovation method’, ‘N-fertilization’, ‘year_{at}’ and the interaction of ‘renovations method’ x ‘year_{at}’. Performance of white clover in the swards was mainly attributed to the factors ‘N-fertilization’, ‘year_{it}’, ‘year_{at}’ and the interaction of ‘renovation method’ x ‘year_{at}’.

Table 4.7: F-value and level of significance for the impact of grassland renovation method (gr), fertilization (f), initial year of plowing up (yi) and year after plowing up (ya), as well as relevant interactions on dry matter yield (DM), nitrogen yield (Nyield), crud protein content (XP), energy concentration (ME) and clover-content (CC)

Effect	F-value / level of significance									
	DM		Nyield		XP		ME		CC	
gr	1.99	n.s.	12.92	n.s.	25.65	n.s.	12.84	***	0.99	n.s.
f	17.32	***	1.66	n.s.	14.15	***	8.11	**	82.59	***
yi	17.07	n.s.	200.38	*	34.59	*	0.00	n.s.	22.35	***
ya	29.98	***	164.55	***	269.74	***	18.70	***	124.95	***
gr x f	1.95	n.s.	2.52	n.s.	1.25	n.s.	1.18	n.s.	1.04	n.s.
gr x yi	0.53	n.s.	2.28	n.s.	1.81	n.s.	7.50	***	4.03	*
gr x ya	10.45	***	7.28	***	17.11	***	4.94	***	3.97	*
f x yi	2.18	n.s.	0.00	n.s.	2.00	n.s.	7.82	**	13.53	***
f x ya	0.26	n.s.	1.15	n.s.	5.59	**	1.85	n.s.	16.75	***
yi x ya	216.25	***	289.47	***	48.11	***	53.64	***	1.81	n.s.
gr x f x yi	0.34	n.s.	0.91	n.s.	1.41	n.s.	0.20	n.s.	0.33	n.s.
gr x f x ya	0.76	n.s.	1.08	n.s.	1.21	n.s.	1.90	n.s.	0.33	n.s.
gr x yi x ya	15.57	***	6.11	***	1.19	n.s.	3.32	**	0.85	n.s.
f x yi x ya	0.33	n.s.	0.33	n.s.	5.10	**	6.35	**	0.04	n.s.
gr x f x yi x ya	0.31	n.s.	0.26	n.s.	0.81	n.s.	2.65	**	0.26	n.s.

* Significant at 0.05 level of probability

** Significant at 0.01 level of probability

*** Significant at 0.001 level of probability

Table 4.8 shows the influence of renovation method and year_{at} on the parameters dry matter yield, nitrogen yield, crude protein content and energy content. Dry matter yields in the AA- and AS-treatments in the first year consisted of harvestable shoot material soft dough ripe. In the first year after plowing up, DM-yield was highest in the winter wheat plots (11 Mg ha⁻¹), whereas yields of the other treatments did not differ (GC: 8.5 Mg ha⁻¹, GN: 7.8 Mg ha⁻¹, AS: 8.7 Mg ha⁻¹). In the following years no differences between the renovation methods could be detected. The yields of the control and GN-treatment were lowest in the second year after renovation (GC: 7.1 Mg ha⁻¹, GN: 7.2 Mg ha⁻¹). In the AA-treatment DM-yields were highest in the first year after plowing up (inserted winter-wheat crop); in the following years no difference could be detected. In the spring-plowed plots, DM-yields did not differ between the years, thus spring-wheat did not result in beneficial cumulative yields contrarily to an intercropping with winter-wheat.

Nitrogen yields did not show any significant differences between the renovation methods in any year. In each treatment, nitrogen yields were significantly higher in the third year compared to the previous years.

In the first year after plowing up, crude protein content of harvestable shoot material was highest in the untilled control (15.1%) followed by the GN-treatment (11.7%) and both treatments with wheat (AA: 8.7%, AS: 9.3%). In the second year, the control plots had still the highest XP-contents (14.2%) compared to the resown grasslands (GN: 12.5%, AA: 11.3%, AS: 10.9%). Crude protein contents were highest for all renovation treatments in the third year with no significant difference in-between them.

In the first year after plowing, energy content was significantly higher in the control and the GN-treatment (GC: 10.9 MJ kg⁻¹ DM, GN: 10.8 MJ kg⁻¹ DM) than in the wheat-plots (AA: 10.7 MJ kg⁻¹ DM, AS: 10.6 MJ kg⁻¹ DM). In the following years energy content varied in a small range of approximately 10.9±0.1. In both treatments with the insertion of a wheat crop, energy content increased with time distance to the plowing occurrence.

Table 4.8: Dry matter yield (DM), nitrogen yield (Nyield), crud protein content (XP) and energy content (ME) for the different grassland renovation methods and year after plowing up (year_{at}); capital letters indicate significant differences between renovation methods within a year; small letters significant differences between years after plowing up within a renovation method; for key to treatments see method section

treatment	year after plowing	DM [Mg ha ⁻¹]	Nyield [kg N ha ⁻¹]	XP [%]	ME [MJ kg ⁻¹ DM]
GC	first	8.5 ^{Ba}	197.2 ^{Ab}	15.1 ^{Ab}	10.9 ^{Aa}
	second	7.1 ^{Ab}	155.7 ^{Ac}	14.2 ^{Ab}	11.0 ^{Aa}
	third	8.5 ^{Aa}	223.5 ^{Aa}	16.6 ^{Aa}	10.9 ^{Aa}
GN	first	7.8 ^{Ba}	140.5 ^{Ab}	11.7 ^{Bb}	10.8 ^{Aa}
	second	7.2 ^{Ab}	137.8 ^{Ab}	12.5 ^{ABb}	10.9 ^{Aa}
	third	9.6 ^{Aa}	255.4 ^{Aa}	16.4 ^{Aa}	10.9 ^{Aa}
AA	first	11 ^{Aa}	147.1 ^{Ab}	8.7 ^{Cc}	10.7 ^{Bb}
	second	7.7 ^{Ab}	134.3 ^{Ab}	11.3 ^{Bb}	10.8 ^{ABab}
	third	8.7 ^{Ab}	231.7 ^{Aa}	16.7 ^{Aa}	10.9 ^{Aa}
AS	first	8.7 ^{Ba}	125.4 ^{Ab}	9.3 ^{Cc}	10.6 ^{Bc}
	second	7.9 ^{Aa}	133.4 ^{Ab}	10.9 ^{Bb}	10.8 ^{Bb}
	third	8.0 ^{Aa}	201.6 ^{Aa}	15.9 ^{Aa}	11.0 ^{Aa}

Dry matter yields tended to be higher with N-fertilization, but no significant difference between unfertilized and N-fertilized treatments could be detected (Table 4.9).

The botanical composition of the sward (grass, clover, not sown species) as a function of renovation treatment, year_{at} and N-fertilization is shown in Table 4.10. Significant differences between the N-fertilization levels are shown in all treatments and years; therefore they are not indicated in Table 4.10. In all renovation treatments, clover content was highest in

the third year after plowing up, even in the unfertilized control plots. Significant differences between plowing systems can be detected in the first year comparing the unfertilized control (18.8%) and the GN treatment (2.8%). In the following years differences between the renovation methods were no more significant. The grass content was contrary to the clover content, and the content of not-sown-species did not show any significant differences with respect to the factors renovation method, N-fertilization and year_{at}.

Table 4.9: Dry matter yield [Mg ha⁻¹] for the different grassland renovation methods, N-fertilization and year after plowing up; capital letters indicate significant differences between renovation methods within a year and within N-fertilization, small letters significant differences between N-fertilization within a renovation method and within a year; for key to treatments see method section

treatment	N-fertilization	DM-yield [Mg ha ⁻¹]		
		first	second	third
GC	N0	8.4 ^{ABa}	7.1 ^{Aa}	8.7 ^{Aa}
	N230	8.6 ^{Ba}	7.2 ^{Aa}	8.4 ^{Aa}
GN	N0	7.4 ^{Ba}	6.8 ^{Aa}	8.7 ^{Aa}
	N230	8.2 ^{Ba}	7.7 ^{Aa}	10.4 ^{Aa}
AA	N0	10.3 ^{Aa}	7.3 ^{Aa}	8.5 ^{Aa}
	N230	11.7 ^{Aa}	8.2 ^{Aa}	8.9 ^{Aa}
AS	N0	8.4 ^{ABa}	7.2 ^{Aa}	7.8 ^{Aa}
	N230	8.9 ^{ABa}	8.6 ^{Aa}	8.2 ^{Aa}

Table 4.10: Content of grass, white clover (clover) and not sown species (nss) in the sward [%] for the different plowing treatments, year after plowing up and N-fertilization (N0 = without N-fertilization, N230 = 230 kg N ha⁻¹yr⁻¹ as slurry); capital letters indicate significant differences between the years within a treatment and fertilization level; lower letters indicate significant differences between plowing treatments within a year and fertilization level; for key to treatments see method section

treatment	year after plowing	N0			N230		
		grass	clover	nss	grass	clover	nss
GC	first	73.5 ^{Ab}	18.8 ^{Ba}	7.7 ^{Aa}	85.2 ^{Aa}	6.7 ^{Aa}	8.1 ^{Aa}
	second	74.7 ^{Aa}	17.6 ^{Ba}	7.8 ^{Aa}	85.6 ^{Aa}	5.2 ^{Aa}	9.2 ^{Aa}
	third	55.3 ^{Ba}	36.4 ^{Aa}	8.4 ^{Aa}	75 ^{Aa}	10.6 ^{Aa}	14.4 ^{Aa}
GN	first	90.7 ^{Aa}	2.8 ^{Bb}	6.5 ^{Aa}	88 ^{Aa}	1.7 ^{Ba}	10.3 ^{Aa}
	second	83.6 ^{Aa}	11.7 ^{Ba}	4.8 ^{Aa}	93.1 ^{Aa}	4.5 ^{ABa}	2.4 ^{Aa}
	third	60.7 ^{Ba}	34.0 ^{Aa}	5.3 ^{Aa}	82.6 ^{Aa}	14.9 ^{Aa}	2.5 ^{Ab}
AA	first	-	-	-	-	-	-
	second	72.8 ^{Aa}	17.8 ^{Ba}	9.4 ^{Aa}	81.3 ^{Aa}	8.7 ^{Ba}	10.0 ^{Aa}
	third	57.5 ^{Ba}	40.6 ^{Aa}	1.9 ^{Aa}	74.1 ^{Aa}	23.1 ^{Aa}	2.8 ^{Aa}
AS	first	-	-	-	-	-	-
	second	78.7 ^{Aa}	13.2 ^{Ba}	8.1 ^{Aa}	85.7 ^{Aa}	5.1 ^{Ba}	9.3 ^{Aa}
	third	44.9 ^{Ba}	51.1 ^{Aa}	4.1 ^{Aa}	75.8 ^{Aa}	23.3 ^{Aa}	1.0 ^{Aa}

4.5 Discussion

4.5.1 Nitrogen losses via leaching

Nitrogen leaching after grassland renovation accompanied by intensive tillage (plowing) and resowing has been identified as a problem in terms of nutrient losses via leaching. Several studies reported of increased N-leaching after plowing up the grassland (e.g. Seidel et al. 2008; Shepherd et al. 2001). The effects of combining a grassland renovation with a short term insertion of a cereal crop with the aim of an increased N-efficiency has, as far as we know, not been analyzed yet.

In our study plowing up of grassland in autumn led to increased nitrate leaching which exceeded the limit of nitrate concentration in drinking water according to the German TrinkwV 2001 (NO₃-limit of 50 ppm) regardless of timing of plowing (early or late autumn) (Table 4.4). Lindén and Wallgren (1993) examined the effect of postponement of plowing clover or grass-clover leys from early autumn (late August or early September) to late autumn (late October or early November) on N-mineralization in Sweden. In contrast to the presented study, they reported decreased nitrogen mineralization in the late plowed plots; similar results can be found in Djurhuus and Olsen (1997), Francis et al. (1992) and Shepherd et al. (2001). The climate at the experimental station ‘Lindhof’, which is directly located at the shore of the Baltic Sea is oceanic with mild winters. Therefore, obviously temperature in winter did not inhibit N-mineralization; hence the time of plowing in autumn does not have as much influence as in more continental environments. Furthermore, it is not feasible to resow grassland in late autumn due to too poor sward establishment before winter. It can be assumed that the latest date for resowing grassland in autumn is around mid-September to ensure a good establishment of the grass sward before winter. However, all above mentioned authors emphasized that postponing plowing up grassland until spring would promise the best treatment to reduce the risk of nitrate leaching. Spring plowing reduces the risk of nitrate leaching in two ways: on the one hand the new grassland is well established before the following leaching period starts, on the other hand at the time of high N-mineralization no risk of leaching exist but N-uptake of the new established sward goes along well with N-release from the incorporated grassland residues. With respect to the cumulative nitrate leaching over a four winter period the spring-plowed treatment showed less leaching losses compared to both autumn renovation systems. In contrast to this fact, farmers prefer to plow up and resow their grassland in late summer/ early autumn to avoid yield losses in the following year (Shepherd et al. 2001). Commonly, the first cut gains the highest share of the

annual grassland yield and is therefore from the farmer's perspective the most important one. Hence, grassland resowing in spring is not attractive in practice. An inserted cereal crop offers the opportunity to postpone plowing up grassland to spring and hence reduce nitrate leaching in the first winter after plowing up (37.3 kg NO₃-N ha⁻¹ for GN vs. 19.7 kg NO₃-N ha⁻¹ for AS) and subsequently grassland can be sown early after harvest as grain or whole-crop silage. An alternative to an inserted cereal crop in organic farming systems would be maize because of associated high nutrient use efficiency and low potential of nitrate leaching under the conditions that no additional N fertilizer is applied (Wachendorf et al. 2006). However, the late harvest time of silage maize (October) and hence the late time in the year for the establishment of grassland might limit this option. This problem might be solved by the use of a grass understorey (Wachendorf et al. 2006). The treatment with autumn plowing and inserted winter wheat showed the highest cumulative nitrate leaching (47.4 kg NO₃-N ha⁻¹ over four winters). Consequently, an inserted winter crop after plowing up grassland is not an opportunity to reduce the risk of nitrate leaching in the mid-term perspective. Furthermore, in the second winter the risk of high nitrate leaching is still given as a consequence of repeated soil cultivation after wheat harvest.

The critical N-load is the amount of leached nitrate-N in a given amount of drainage water which corresponds to a nitrate concentration of 50 mg NO₃ l⁻¹ (German TrinkwV 2001). The critical N-load in the different treatments are: 16.2 kg NO₃-N ha⁻¹ for GN, 20.8 kg NO₃-N ha⁻¹ for AA in the first winter (average of two years), and 19 kg NO₃-N ha⁻¹ for AA and AS in the second winter after plowing (average of two years). Consequently, the critical N-limit was exceeded in the GN- and AA-treatments in the first winter and in the AS-treatment in the second winter indicated that also in organic farming systems environmental loads are a matter of concern.

In the presented study, dissolved organic nitrogen varied between 12 and 30% of the concentration of total soluble in the leachate. However, DON-N concentration showed the highest significance in all treatments in the fourth year after plowing. Van Kessel et al. (2009) reported in a review paper of a mean value for DON losses of 12.7 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ with a median value of 4.0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ for a diverse array of agricultural systems. Regarding only forage production systems as cited in Van Kessel et al. (2009), the mean value for DON losses was 11.8 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ with a median of 3.8 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. This amounts to average DON losses of 23% (mean value) and 19% (median value) of the total soluble N loss. These values were in good agreement with the results for the GN-, AA- and AS-treatment of the

presented study. Wessel-Bothe et al. (2000) reported lower concentrations of DOC (dissolved organic matter) in the leachate in ceramic suction cups compared to glass suction cups. The results of the presented study could not confirm their findings. DON-concentration was basically influenced by the interaction of type of suction cup x year_{it}. DON-concentration was significantly higher in ceramic suction cups compared to glass suction cups (data not shown).

In the presented study, the proportion of ammonia in total nitrogen in the leachate amounts to 7% in the AA and GN treatment, 11% in the AS and 20% in the GC treatment. As NH_4^+ is bound by clay minerals this cation is not as strongly affected by leaching as the anion NO_3^- (Feigenbaum et al. 1994).

Mineralization is diminished at a temperature below 4°C (Andersen and Jensen 2001); indeed Clark et al. (2009) detected that mineralization and nitrification may occur in frozen agricultural soils. In the presented study, the long-term average of temperature in the leaching season is 4°C; therefore it can be assumed that at the experimental site mineralization still continued in winter. This is indicated by high amounts of soil mineral N (SMN) in spring although nitrogen leached during winter (Table 4.6). Therefore SMN cannot be used as a substitute parameter to estimate nitrogen leaching as difference between autumn- and spring SMN-Value at this site.

In addition to the negative environmental impact of nitrate leaching, plowing up of grassland bears the risk of increased nitrous oxide (Ball et al. 2007; Davies et al. 2001; Estavillo et al. 2002; Velthof et al. 2010) and carbon dioxide emissions (Vellinga et al. 2004).

4.5.2 Yields and forage quality

The use of synthetically produced nitrogen fertilizer is not allowed in organic farming. Therefore, these systems are at risk of nitrogen deficiency, and consequently nitrogen losses affect farm economy. Hence, beyond environmental tradeoffs, optimization on NUE of the whole cropping system is a crucial issue for good performance of the system.

In the presented study, dry matter yields did not increase after grassland renovation over the observation period of so far 3 years (Table 4.9). Significant differences in dry matter yields between renovation treatments could be detected in the first year after plowing up grassland; in this year dry matter yield of winter wheat was the highest (11 Mg ha⁻¹) followed by DM-yield of spring wheat (8.7 Mg ha⁻¹). Yield losses in the GN-system in the first year after plowing (7.8 Mg ha⁻¹ in GN vs. 8.5 Mg ha⁻¹ in GC) could be compensated in the following

years. Over the three years of production, the DM-yields of the GC-, GN- and AS-treatment were on the same level. Therefore, DM-yields of the reseeded grasslands did not meet the expectations with respect to maintain or increase productivity. Similar results were found from Hopkins et al. (1995), Keating and O’Kiely (2000) and Velthof et al. (2010). Indeed, Keating and O’Kiely reported of higher beef production of heifers on reseeded grassland compared to old grassland although no increase in DM-yield and in vitro digestibility could be detected. Hopkins et al. (1995) emphasized the greater influence of environmental factors and, as a consequence, the variation in soil, climate and weather compared to age or the species composition of grassland. However, the increase in DM-yield after reseeding must be substantial to compensate for yield-losses in the first year after renovation to make plowing profitable. Conijn (2004) also reported more or less equal grassland production after renovation in a report based on data from Denmark, Belgium, the Netherlands, United Kingdom and Ireland. He described the discrepancy between scientific results and practical experience of farmers concerning dry matter yields after grassland renovation or the frequency of grassland renovation. According to this study, grassland resowing occurs more often than it is needed in practice. Conijn (2004) stated that often in experiments grassland, which was plowed up, was still in good condition and therefore was on an equal production level as the reseeded one. This point might also be relevant for missing extra yields after renovation in the presented study due to a high proportion of white clover in the control-treatment. Table 4.1 demonstrates the amelioration of nutrient availability during the time of experiment due to improved fertilizer management. These enhanced conditions occurred in the control as well, and consequently generated high yields in these plots. Furthermore, in contrary to the former management (two cuts followed by grazing, no lime, no P- and K-fertilization) the conditions during the experiment promoted the growth of white clover in the unfertilized plots. Therefore, this circumstance allows the conclusion that optimized grassland management should be preferred to plowing based grassland renovation.

In the presented study, fertilization with slurry did not increase yields (Table 4.9). The slurry originated from extensive livestock farming with an ammonia-N content of 40.05% as average of the experimental years. In our study, the N-use efficiency of slurry ranged on a low level of 0.033 t DM per used kg slurry N. Only in the treatment AA in the year, when winter-wheat was inserted, N-use efficiency was 0.05 t DM ha⁻¹ kg⁻¹ N. Applying the empirical model of Høgh-Jensen et al. (2004) it is possible to determine the symbiotic N₂-fixation of the white clover. According to Lamb et al. (1995) we assumed that slurry fertilization of 230 kg N ha⁻¹ had reduced the symbiotic N₂-fixation to 60%. Consequently, the symbiotic

N-fixation of the slurry fertilized plots can be calculated as 30 kg N ha⁻¹ as a mean of all treatments and years with highest values in the third year of up to 70 kg N ha⁻¹. Therefore, the N-efficiency of slurry was actually smaller with 0.029 t DM per used slurry N. Nannen et al. (2007) reported of a fertiliser nitrogen recovery of total slurry N of 14-18%. According to the model of Høgh-Jensen et al. (2004), in the unfertilized plots the symbiotic N₂-fixation can be calculated as 120 kg N ha⁻¹ as a mean of all treatments and years with highest values of up to 230 kg N ha⁻¹ in the third year.

4.6 Conclusion

Plowing up grassland in autumn increases the risk of nitrate leaching independent of time of plowing (late or early in autumn). Regarding a cumulative period of four seasons, plowing up grassland in spring with the inserted spring wheat had the lowest load of nitrate leaching compared to alternative renovation strategies. Dry matter yields and forage digestibility did not increase after grassland renovation. Therefore, from an economic and environmental point of view, good grassland management to avoid grassland renovation is the best option also in grassland management in organic farming systems.

4.7 References

- Andersen M, Jensen L (2001) Low soil temperature effects on short-term gross N mineralisation± immobilisation turnover after incorporation of a green manure. *Soil Biol Biochem* 33: 511-521. doi: 10.1016/S0038-0717(00)00192-9
- Anonymous (2000) Council Directive 2000/60/EEC establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327/1
- Ball B, Watson C, Crichton I (2007) Nitrous oxide emissions, cereal growth, N recovery and soil nitrogen status after ploughing organically managed grass/ clover swards. *Soil Use Manage* 23: 145–155. doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01427.x
- Bioland Ökologischer Landbau (2009) Bioland Standards as of April 27th, 2009. Bioland e.V., Mainz, Germany
- Chaubey I, Chiang L, Gitau M, Mohamed S (2010) Effectiveness of best management practices in improving water quality in a pasture-dominated watershed. *J Soil Water Conserv* 65: 424-437 doi: 10.2489/jswc.65.6.424

- Clark K, Chantigny M, Angers D, Rochette P, Parent L (2009) Nitrogen transformations in cold and frozen agricultural soils following organic amendments. *Soil Biol Biochem* 41: 348-356. Doi: 10.1016/j.soilbio.2008.11.009
- Conijn J (2004) Crop and animal performance in grass-to-grass resowing. In: *Grassland resowing and grass-arable crop rotations; consequences for performance and environment*. Conijn J and Taube F (eds) 49-53.
- Culleton N (1989) Aspects of reseeded old permanent pasture. *Proceedings of the XVI International Grassland Congress Nice, France*, 1167-1168.
- Davies M, Smith K, Vinten A (2001) The mineralisation and fate of nitrogen following ploughing of grass and grass-clover swards. *Biol Fert Soils* 33: 423-434. doi: 10.1007/s003740100348
- De Boever J, Cottyn B, Andries J, Buysse F, Vanacker J (1988) The use of cellulose technique to predict digestibility, metabolizable and net energy of forages. *Anim Feed Sci Tech* 19: 247-260.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (1996) Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. *Merkblätter zur Wasserwirtschaft* 238, Kommissionsbetrieb Wirtschafts- und Vertragsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn
- Di H, Cameron K (2002) Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr Cycl Agroecosys* 64: 237-256. doi: 10.1023/A:1021471531188
- Djurhuus J, Olsen P (1997) Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use Manage* 13: 61-67. doi: 10.1111/j.1475-2743.1997.tb00558.x
- DWD (2011) climate and environment data of Germany; www.dwd.de/klimadaten
- Estavillo J, Merino P, Pinto M, Yamulki S, Gebauer G, Sapek A, Corré W (2002) Short term effect of ploughing a permanent pasture on N₂O production from nitrification and denitrification. *Plant Soil* 239: 253-265. doi:10.1023/A:1015062304915.
- Feigenbaum S, Hadas A, Sofer M, Molina J (1994) Clay-Fixed Labeled Ammonium as a Source of Available Nitrogen. *Soil Sci Soc Am J* 58: 980-985.
doi: 10.2136/sssaj1994.03615995005800030049x
- Francis G, Haynes R, Sparling G, Ross D, Williams P (1992) Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth following cultivation of a temporary leguminous pasture in autumn and winter. *Nutr Cycl Agroecosys* 33: 59-70. doi:10.1007/BF01058010
- Hatch D, Hopkins A, Velthof G (2004) Nitrogen and phosphorus cycling in grass-to-grass resowing and grass-arable rotations. In: *Grassland resowing and grass-arable crop rotations; consequences for performance and environment*. Conijn J and Taube F (eds) 5-27.

- Høgh-Jensen H, Loges R, Jørgensen F, Vinther F, Jensen E (2004) An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agr Syst* 82: 181-194. doi: 10.1016/j.agsy.2003.12.003
- Holsten B, Ochsner S, Schäfer A, Trepel M (2012) Best practice guide on measures to reduce loss of nutrients of drained agricultural area (in German). Christian-Albrecht-Universität Kiel
- Hopkins A, Gilbey J, Dibb C, Bowling P, Murray P (1990) Response of permanent and reseeded grassland to fertilizer nitrogen. 1. Herbage production and herbage quality. *Grass Forage Sci* 45: 43-55. doi: 10.1111/j.1365-2494.1990.tb02181.x
- Hopkins A, Murray P, Bowling P, Rook A, Johnson J (1995) Productivity and nitrogen uptake of ageing and newly sown swards of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) at different sites and with different nitrogen fertilizer treatments. *Eur J Agron* 4: 65-75.
- Hoving I, de Boer H (2004) Farm management and economics – grassland renovation. In: *Grassland resowing and grass-arable crop rotations; consequences for performance and environment*. Conijn J., Taube F. (eds) 67-70.
- Jarvis S, Menzi H (2004) Optimising best practice for N management in livestock systems: meeting environmental and production targets. *Grassland Sci Eur* 9: 361-372.
- Jarvis S, Stockdale E, Shepherd M, Powlson D (1996) Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. *Adv Agron* 57: 187–235. doi: org/10.1016/S0065-2113(08)60925-6,
- Keating T, O'Kiely P (2000) Comparison of old permanent grassland, *Lolium perenne* and *Lolium multiflorum* swards grown for silage: 1. Effects on beef production per hectare. *Irish J Agr Food Res* 39: 1-24.
- van Kessel C, Clough T, van Groenigen J (2009) Dissolved organic nitrogen : an overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems?. *J Environ Qual* 38: 393-401. doi: 10.2134/jeq2008.0277
- Lindén B, Wallgren B (1993) Nitrogen mineralization after leys ploughed in early or late autumn. *Swed J Agr Res* 23: 77-89.
- Lloyd A (1992) Nitrate leaching following the break-up of grassland for arable cropping. *Aspects of Applied Biology* 30: 243-247.
- Mori A, Hojito M (2007) Grassland renovation increases N₂O emission from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan. *Soil Sci Plant Nutrition* 53: 812-818. doi: 10.1111/j.1747-0765.2007.00202.x
- Nannen D, Dittert K, Loges R, Taube F (2007) Fertiliser recovery of different N-sources on grassland as studied by difference and isotope method. *Grassland Sci Eur* 12: 319-322.

- Rotz C (2004) Management to reduce nitrogen losses in animal production. *J Anim Sci* 82: 119-137.
- SAS Institute Inc. (2000) SAS/STAT® User's Guide, Version 9.1. Cary, NC: SAS Institute
- Schröder J, Assinck F, Uenk D, Velthof G (2010) Nitrate leaching from cut grassland as affected by the substitution of slurry with nitrogen mineral fertilizer on two soil types. *Grass Forage Sci* 65: 49-57. doi: 10.1111/j.1365-2494.2009.00719.x
- Seidel K, Kayser M, Müller J, Isselstein J (2008) The effect of grassland renovation on soil mineral nitrogen and on nitrate leaching during winter. *J Plant Nutr* 172: 512-519.
doi: 10.1002/jpln.200800217
- Shepherd M, Hatch D, Jarvis S, Bhogal A (2001) Nitrate leaching from reseeded pasture. *Soil Use Manage* 17: 97-105. doi: 10.1111/j.1475-2743.2001.tb00014.x
- Sørensen P, Rubæk G (2012) Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid animal manures to winter wheat. *Soil Use Manage* 28: 1-11.
doi: 10.1111/j.1475-2743.2011.00382.x
- Taube F, Wachendorf M, Trott H (2002) Future challenges in grassland cultivation in Germany. In: Grassland resowing and grass-arable crop rotations. Velthof G, Taube F, Conijn J (eds) 67-78.
- Vellinga T, van den Pol-van Dasselaar A, Kuikman P (2004) The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutr Cycl Agroecosys* 70: 33-45.
doi: 10.1023/B:FRES.0000045981.56547.db
- Velthof G, Hoving I, Dolfing J, Smit A, Kuikman P, Oenema O (2010) Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutr Cycl Agroecosys* 86: 401-412. doi: 10.1007/s10705-009-9302-7
- Wachendorf C, Taube F, Wachendorf M (2005) Nitrogen Leaching from 15N Labelled Cow Urine and Dung Applied to Grassland on a Sandy Soil. *Nutr Cycl Agroecosys* 73: 89-100.
doi: 10.1007/s10705-005-8313-2
- Wachendorf M, Büchter M, Volkers K, Bobe J, Rave G, Loges R, Taube F (2006) Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. V. Impact of grass understorey, slurry application and mineral N fertilizer on nitrate leaching under maize for silage. *Grass Forage Sci* 61: 243-252. doi: 10.1111/j.1365-2494.2006.00528.x
- Weissbach F, Kuhla S, Schmidt L, Henkels A (1999) Estimation of the digestibility and the metabolizable energy of grass and grass products. *Proc Soc Nutr Physiol* 8: 72.
- Wendling D, Schellin H, Thomae M (1991) Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. *Zeitschrift für Meteorologie* 41: 468-475.

Wessel-Bothe S, Pätzold S, Klein C, Behre G, Welp G (2000) Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und DOC an Saugkerzen aus Glas und Keramik. *J Plant Nutr* 163: 53-56. doi: 10.1002/(SICI)1522-2624(200002)163:1<53::AID-JPLN53>3.0.CO;2-W

Ziogas G (1995) Geology and soils of the experimental stations Lindhof and Hohenschulen of the Christian-Albrecht-University Kiel: quaternary geological and pedological mapping, genesis, ecology, functions (in German). Dissertation, Christian-Albrecht-Universität Kiel

Kapitel 5

Schlussbetrachtung

5 Schlussbetrachtung

5.1 Einleitung

Die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt sind, entsprechend der großen Spanne an landwirtschaftlichen Aktivitäten weltweit, sehr vielfältig. In der vorliegenden Dissertation wird in diesem Kontext nur auf Futterbausysteme und deren Management eingegangen und einige ausgewählte Umweltwirkungen analysiert. Dabei werden in der kumulativen Arbeit im Rahmen von empirischen Untersuchungen die Umweltwirkungen bezüglich Stickstoffemissionen in Form von Lachgasemissionen und Stickstoffauswaschung, aber auch der Effekt von Grünlandmanagement auf Erträge und Futterqualität untersucht. In diesem Zusammenhang fiel besonderes Augenmerk auf Bodenverdichtung und Grünlandumbruch bzw. –erneuerung hinsichtlich der eben genannten Auswirkungen. Im ersten Artikel (Kapitel 2) war die Wechselwirkung von Bodenverdichtung und hoher mineralischer N-Düngung auf Lachgasemissionen auf einem hochproduktiven Grünlandstandort Norddeutschlands Gegenstand der Untersuchung. Mit Hilfe der Ergebnisse der N₂O-Emissionen und der Erträge des dreijährigen Feldversuches wurden anschließend die Futterbausysteme Leguminosen-basiert versus mineralisch N-gedüngte Grünlandbestände hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit (in CO₂-Äquivalenten je GJ Energie) unter Berücksichtigung der Bodenverdichtung verglichen. Im dritten Kapitel kamen in dem gleichen – aber erweiterten – Feldversuch, zusätzliche Einflussfaktoren wie Schnitthäufigkeit, Stickstoffdüngelageform und Kaliumdüngemenge bezüglich ihrer Wirkung auf die Reaktion eines Grünlandbestandes auf Bodenverdichtung hinzu. Hierbei sollte überprüft werden, ob ein artenreicher Grünlandbestand elastischer auf negative anthropogene Einflüsse reagieren kann als ein hoch-gedüngter, artenarmer Bestand. Im folgenden Kapitel (Kapitel 4) wurden die Stickstoffflüsse im System Boden-Pflanze nach einer Grünlanderneuerung mit einer eingeschobenen einjährigen Ackerzwecknutzung analysiert. Dabei standen in einem mehrjährigen Feldversuch besonders die Parametern „Nitratauswaschung“ und „Ertragsleistung“ im Fokus.

Im folgenden Abschnitt erfolgt eine kritische Reflexion der durchgeführten Untersuchungen mit Vorschlägen zur Lösung der vorgestellten Problemfelder des Futterbaus in der Praxis. Die Teilarbeiten der Dissertation werden dabei einzeln besprochen.

5.2 Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions

Die empirische Untersuchung umfasste die Lachgasemissionen und die Erträge bzw. Futterqualität eines Grünlandbestandes als Funktion der Bodenverdichtung und der Stickstoffintensität. Die zu untersuchende Hypothese lautete: Leguminosen-basierte Grünlandbestände sind hinsichtlich ihrer Umweltwirkung als vorzüglicher gegenüber hoch mineralisch-N gedüngten Beständen einzustufen.

Die Lachgasemissionen zeigten eine deutliche Wechselwirkung der Faktoren Bodenverdichtung und Stickstoffdüngung. Diese Interaktion aus Bodenverdichtung und mineralischer N-Düngung wurde bisher nur in ackerbaulich geprägten Versuchen nachgewiesen. Im Einzelnen sind dieses ein Fruchtfolgeversuch in Norwegen (Hansen et al. 1993) und ein Kartoffelanbauversuch in Süddeutschland (Ruser et al. 1998). Bezüglich des Einflusses von Bodenverdichtung in Form von Trittschäden und Stickstoffeintrag über Harn auf Viehweiden gibt es bereits einige Untersuchungen (z.B. Oenema et al. 1997; van Groenigen et al. 2005). Die Problematik beschränkt sich in diesen Fällen allerdings meist auf „hot spots“ an Viehtränken oder Durchgängen. Schnittgenutzte Grünlandbestände dagegen sind flächendeckender von Stickstoffeintrag und Bodenverdichtung betroffen. In der Studie von Hansen et al. (1993) wurden nur einjährige Daten erhoben. Das Stickstoffdüngungsniveau lag deutlich unter dem der vorliegenden Studie ($140 \text{ kg NH}_4\text{-NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) und die Bodenverdichtung wurde durch zwei Überfahrten mit einem Traktor mit 4 Mg erreicht. In der vorliegenden Studie wurde die Bodenverdichtung durch eine Überfahrt mit einem Gespann aus Traktor und Güllefass von 22 Mg erreicht. Sowohl die Düngemenge als auch das Traktorgewicht bei Hansen et al. (1993) sind nach heute üblichen Bewirtschaftungsweisen als gering einzustufen. Die Situation in der Studie von Ruser et al. (1998) zum Kartoffelanbau muss wiederum anders bewertet werden, da hier verdichtete und extrem gelockerte Zonen (Kartoffeldamm) direkt nebeneinander liegen. Die intensiv gedüngten Varianten erhielten in dieser Studie $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in Form von NH_4NO_3 . Die Bodenverdichtung entstand durch die im Kartoffelanbau übliche Bearbeitung, weitere Angaben dazu liegen in der Studie nicht vor. Deshalb ist die Studie von Ruser et al. (1998) nicht auf einen intensiv genutzten Grünlandstandort zu übertragen.

Die im Rahmen der vorliegenden Studie festgestellte Wechselwirkung aus Bodenverdichtung und Stickstoffdüngung in Bezug auf die Lachgasemissionen drückte sich wie folgt aus: Die Stickstoffdüngung führte zu gesteigerten Emissionen gegenüber der ungedüngten Vari-

ante unabhängig von der Bodenverdichtung. Die Bodenverdichtung hatte in den ungedüngten Parzellen keinen signifikanten Einfluss, wohingegen sie in der gedüngten Variante in den Jahren 2006 und 2008 zu einem deutlichen Anstieg führte. 2007 waren die Lachgasemissionen vor allem von der Stickstoffdüngung geprägt (Tabelle 2.4). In den Jahren 2006 und 2008 wurde die Bodenverdichtung bei feuchteren Bodenverhältnissen durchgeführt, 2007 bei trockenen Verhältnissen.

In der vorgestellten Studie wurden die Messungen der Lachgasemissionen nur in einem Zeitraum von April bis Oktober gemessen. Allerdings zeigen einige Studien, dass über das Winterhalbjahr 20-50% der jährlichen N₂O-Emissionen stattfinden (Kammann et al. 1998; Lampe et al. 2006; Velthof et al. 1996); der Grund dafür sind Frost-Tau-Zyklen. Laut Müller et al. (2002) belaufen sich die N₂O-Emissionen während Frost-Tau-Zyklen im Winter sogar auf 70% der jährlichen N₂O-Emissionen. In diesem Zusammenhang ist jedoch zu beachten, dass in dieser Studie im späten Herbst (Anfang November) noch 50 kg N ha⁻¹ als NH₄NO₃ gedüngt wurden. Wagner-Riddle und Thurtell (1998) unterstrichen die Bedeutung der Düngung und Bodenbedeckung bezüglich der im Winterhalbjahr auftretenden N₂O-Emissionen: wird im Herbst keine Düngung durchgeführt und besteht im Winter/Frühjahr eine Bodenbedeckung mit Grünland bzw. Luzerne, so sind die Emissionen über den Winter vernachlässigbar klein. Da in der vorgestellten Studie bedarfsgerecht gedüngt wurde, und die Emissionen als Peaks in Folge der N-Düngung auftraten, kann davon ausgegangen werden, dass in dem Versuch der größte Anteil der N₂O-Emissionen während der Vegetationsperiode auftrat. Die anzunehmende Unterschätzung der Lachgasemissionen in der vorliegenden Studie aufgrund der fehlenden Erhebungen während der Wintermonate wird daher nur einen geringen Anteil an den Jahresemissionen ausmachen.

Auf Basis der erhobenen Lachgasemissionen und Energieerträge wurde nach Kelm et al. (2004) die Emissionen in CO₂-Äquivalenten je GJ ME kalkuliert. In der Berechnung wurde ein Flächenanteil, der von Bodenverdichtung betroffen ist, von 50% angenommen. Vergleicht man nun die Leguminosen-basierten mit den mineralisch-N gedüngten Beständen, so liegt der „Carbon Footprint“ (in CO₂-Äquivalent je GJ ME) einer Energieeinheit Grünlandfutter in der gedüngten Variante um 67% höher gegenüber der ungedüngten Variante. Üblicherweise wird in einer Berechnung der Ökobilanz der Milchproduktion die Netto-Menge an Treibhausgasen, die bei der Produktion assimiliert und emittiert werden, auf die Gesamtmenge an produzierter Milch (Energie korrigiert) bezogen (FAO 2010; Hagemann et al. 2011). Abbildung 5.1 zeigt schematisch die Quellen und Senken von Treibhausgasen, die

bei der Berechnung der Ökobilanz nach dem Modell von Rotz und Chianese (2009) (DairyGHG) berücksichtigt werden. Dabei werden die bodenbürtigen N_2O -Emissionen, die bei der Futterproduktion entstehen, mit einem Faktor von 1% (Schnittnutzung) und 2% (Weidenutzung) der N-Düngemenge mit berücksichtigt. Diese Annahme beruht auf einer Empfehlung des IPCC (2007). Die Bodenbedingungen, Kulturart oder das Ertragspotential finden somit keine Berücksichtigung. Die Entwicklung eines Emissionsfaktors je Energieeinheit, der die Kultur- und Bodenart sowie Stickstoffdüngung berücksichtigt, wäre denkbar. Dieser Faktor könnte dann in die Futterrationsberechnung integriert werden. Eine Aufstellung von gemessenen Lachgasemissionen und den zugehörigen Energieerträgen zeigt Tabelle 5.1. Daraus lässt sich ein Faktor für die Lachgasemissionen je geernteter Energieeinheit ableiten. Da beispielsweise in dem Modell DairyGHG (Rotz und Chianese 2009) die Trockenmasseaufnahme eines Tieres in die Berechnung der Respiration der Kuh mit integriert ist, wäre auch eine Integration der N_2O -Emissionen in Abhängigkeit der Trockenmasseaufnahme als CO_2 -Äquivalent je kg Trockenmasse denkbar. Entsprechend sind die Faktoren als CO_2 -Äquiv. je kg Trockenmasse in Tabelle 5.1 mit angegeben, wobei der Umrechnungsfaktor von N_2O auf CO_2 298 betrug (IPCC 2007). Bezieht man nun die in dem Modell angenommene N_2O -Emission von 1% je kg N-Dünger auf die in den Studien erhobenen Trockenmasseerträge, so wird deutlich, dass die bodenbürtigen N_2O -Emissionen in diesem Modell für den Futterbau – mit Ausnahme der Studie von Senbayram et al. (2009) – unterschätzt werden. In den IPCC-Methoden von 1996 (IPCC 1997) wurde der Beitrag an Lachgasemissionen durch biologische N_2 -Fixierung mit einem Faktor von 1,25% des fixierten N bedacht. N_2O -Emissionen durch die Bindung von Luftsauerstoff durch Leguminosen können zum einen direkt bei der N_2 -Bindung entstehen, zum anderen, wenn Pflanzenrückstände von Leguminosen abgebaut werden. Sowohl Rochette und Janzen (2005) als auch Carter und Ambus (2006) stellten einen weitaus geringeren Anteil der N_2 -Fixierung durch Leguminosen an Lachgasemissionen fest. In früheren Studien wurden oftmals die „background emissions“ und zusätzliche N-Düngung nicht berücksichtigt (Rochette und Janzen 2005). Zweifelsohne tragen Leguminosen zu Lachgasemissionen bei, Probleme treten aber meist erst bei einer Einarbeitung der Pflanzenrückstände von Leguminosen auf. Nur ein sehr kleiner Teil von ca. 2% der Gesamt- N_2O -Emissionen von Leguminosen-Beständen stammt tatsächlich aus der N_2 -Fixierung (Carter und Ambus 2006). In den aktuellen IPCC-Richtlinien (IPCC 2007) ist die biologische N-Fixierung als direkte N_2O -Quelle wieder gestrichen worden, da der Anteil des Prozesses *per se* an der N_2O -Emission zu ungewiss ist. Im Gegenzug wird nun aber die Stickstofffreisetzung durch die Mineralisation von organischer Substanz, die

mit einer Landnutzungsänderung einhergeht und die jährliche Menge an Stickstoff, die als Ernterückstände (ober- und unterirdisch) in den Boden eingearbeitet wird, berücksichtigt. Bei den Ernterückständen werden dann auch N₂-fixierende Kulturen und die Grünlanderneuerung mit einbezogen. Durch diese Neuerung in den Richtlinien wird der biologischen N₂-Fixierung besser Rechnung getragen. Es sollten jedoch ebenso der Einfluss der Bodenverdichtung und insbesondere auch die starke Wechselwirkung aus mineralischer N-Düngung und Bodenverdichtung eine Berücksichtigung finden.

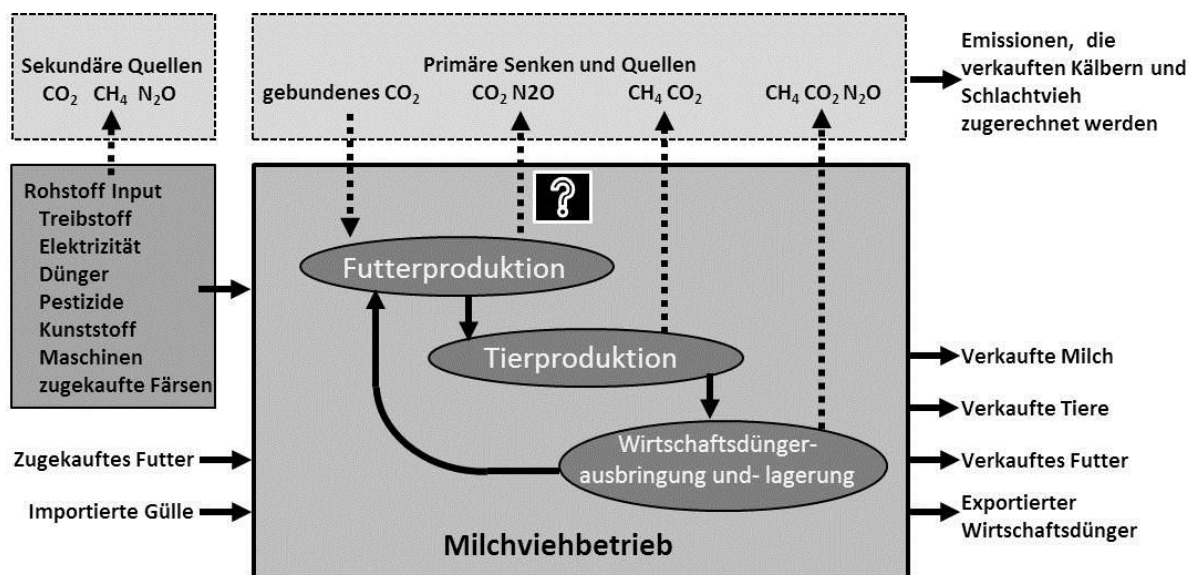


Abbildung 5.1: Treibhausgasquellen und -senken, die bei einer Berechnung der Ökobilanz berücksichtigt werden (Quelle Rotz und Chianese 2009)

Tabelle 5.1: Lachgasemissionen (N₂O-Em.) [kg N₂O-N ha⁻¹] unterschiedlicher Futterbausysteme und zugehörige Energieerträge [GJ ME ha⁻¹] in Abhängigkeit der Stickstoffdüngung; in Klammern ist der jeweilige Messzeitraum in Tagen angegeben; N₂O-Em. je Energieeinheit beschreibt die N₂O-Emissionen je geernteter Energieeinheit [kg N₂O-N GJ⁻¹ ME]; zur Umrechnung von N₂O in CO₂-Äquivalente wurde ein Faktor von 298 angenommen (IPCC 2007); CO₂-eqkg⁻¹ DM berücksichtigt nur die bodenbürtigen N₂O-Emissionen in CO₂-Äquivalent je geerntetem kg Trockenmasse

Kultur	Stickstoff-Düngung	N ₂ O-Em.	Energieertrag	N ₂ O-Em. je Energieeinheit	CO ₂ -eq kg ⁻¹ DM	Quelle
Luzerne-Grünland 3-Schnitt-Nutzung (190 d)	0 kg N ha ⁻¹ (unverdichtet)	2,46	153	0,02	0,05	Eigene Studie
	0 kg N ha ⁻¹ (verdichtet)	2,22	132	0,02	0,05	
Grünland 3-Schnitt-Nutzung (190 d)	360 kg N ha ⁻¹ (KAS, unverdichtet)	8,74	162	0,05	0,16	
	360 kg N ha ⁻¹ (KAS, verdichtet)	13,97	137	0,10	0,30	
Grünland simulierte Beweidung mit Exkrementen (351 d)	0 kg N ha ⁻¹	1,4	51*	0,03	0,09	Anger et al. 2003; Eifel Westdeutschland, sandig- schluffiger Lehm
	360 kg N ha ⁻¹ (KAS)	5,2	67*	0,08	0,24	
Weißklee-Grasgemenge 2-Schnitt-Nutzung mit anschließender Beweidung (2 mal) (335 d)	Kontrolle	2,8	56	0,05	0,15	Lampe 2005, Karkendamm, Schleswig-Holstein, Sand
	262 kg N (Gülle, N ₂ -Fixierung und KAS)	5	81	0,06	0,19	
Grünland 4-Schnitt-Nutzung (170 d)	480 kg N ha ⁻¹ (KAS)	0,8	142*	0,006	0,02	Senbayram et al. 2009, Wienforth 2011 Karkendamm, Schleswig-Holstein, Sand
	480 kg N ha ⁻¹ (Gülle)	1,8	142*	0,01	0,04	
	480 kg N ha ⁻¹ (Biogassubstrat)	2,0	142*	0,01	0,04	
Grünland beweidet (365 d)	217 kg N ha ⁻¹ (Gülle, Harnstoff, KAS)	7,8	99*	0,08	0,25	Li et al. 2011 Irland toniger Lehm
Weißklee-Grasgemenge beweidet (365 d)	96 kg N ha ⁻¹ (Gülle, Harnstoff, KAS)	6,4	98†	0,07	0,21	
	30 kg N ha ⁻¹ (Gülle)	6,5	82†	0,08	0,25	
Silomais (365 d)	0 kg N ha ⁻¹	2	151‡	0,01	0,04	Dittert et al. 2009, Wienforth 2011 Hohenschulen, sandiger Lehm
	360 kg N ha ⁻¹ (KAS)	10	213‡	0,04	0,16	
Silomais (180 d)	0 kg N ha ⁻¹	0,14	140‡	0,001	0,003	van Groenigen et al. 2004, Niederlande, Sand
	188 kg N ha ⁻¹ (KAS)	0,25	191‡	0,001	0,004	
	261 kg N ha ⁻¹ (Gülle)	1,92	201‡	0,01	0,03	

* Energiekonzentration von 10,51 MJ ME kg⁻¹ TM angenommen

† Energiekonzentration von 10,53 MJ ME kg⁻¹ TM angenommen

‡ Energiekonzentration von 11,21 MJ ME kg⁻¹ TM angenommen

Nach DLG-Futterwerttabelle 2010

Zur Vermeidung von Lachgasemissionen auf hoch produktiven Grünlandstandorten können als Resultat der erhobenen Daten zum einen die Steigerung der N-Effizienz und zum anderen die Vermeidung von Bodenverdichtung gesehen werden. Durch den Einsatz von Leguminosen im Bestand kann bei vergleichbarem Produktionsniveau der Einsatz von mineralischem Dünger reduziert werden. Bezüglich der Bodenverdichtung ist anzumerken, dass besonders Grünlandflächen mit häufigen Überfahrten mit schweren Maschinen und zudem mit oftmals unkontrollierten Überfahrten konfrontiert sind. In diesem Zusammenhang konnte Stahl (2009) zeigen, dass auf einem zwei-Schnitt genutzten Grünland bis zu 74% der Fläche überfahren wurden (einige Flächen dabei mehrfach), und sich daraus ein aufsummierter Flächenanteil von 401% ergeben hat. In der vorliegenden Arbeit ist aufgrund der 3-Schnitt-Nutzung von höheren aufsummierten Flächenanteilen auszugehen. Unter Berücksichtigung der gewichtsmäßig schwereren Arbeitsmaßnahmen (Gülleausbringung, Ladewagen) konnte für die Berechnung des „Carbon Footprints“ des Futterbausystems ein Flächenanteil von 50% bezüglich der Bodenverdichtung angenommen werden. Jorajuria et al. (1997) stellten in einer Untersuchung zu Bodenverdichtung auf Grünland mit unterschiedlichen Fahrzeuggewichten fest, dass bei wenigen Überfahrten mit schweren Maschinen die gleichen Verdichtungseffekte im Unterboden entstehen wie bei vielen Überfahrten mit einer leichteren Maschine. Betrachtet man jedoch die Erträge flächenbezogen, so entstand bei vielen Überfahrten mit einem kleinen Traktor mehr Schaden als bei wenigen Überfahrten mit einem schweren Traktor.

Eine einheitliche Arbeitsbreite aller Arbeitsschritte auf einem Grünland würde eine Nutzung von per GPS eingelesenen Fahrgassen auch auf Grünland möglich machen und so das Problem der Bodenverdichtung verringern. Derzeit sind die entsprechenden Technologien noch nicht großflächig für Grünland angepasst. In Dänemark sind allerdings bereits Prototypen bei einem Lohnunternehmer im großflächigem Einsatz (www.maskinstation-erlingkjaer.dk). Der Lohnunternehmer Erling Kjær hat für diesen Zweck seine Maschinen auf eine einheitliche Arbeitsbreite von 14,5 m normiert. Das ermöglicht die komplette Bewirtschaftung von Grünland in festen Fahrgassen. In diesem Zusammenhang wäre auch denkbar, die Fahrgassen nicht mit N-Düngung zu belasten, um die Wechselwirkung aus Bodenverdichtung und N-Düngung zu umgehen.

Weitere technische Maßnahmen zur Reduktion der schädlichen Auswirkungen von Bodenverdichtung liegen im Bereich der bodenschonenden Fahrwerke (DLG 2008):

- Radialreifen mit niedrigem Reifeninnendruck um eine große Reifenaufstandsfläche zu erreichen (integrierte Reifeninnendruckregelung)

- Bei hohen Gesamtlasten Aufstandsfläche überproportional vergrößern (Zwillingsreifen, Fahrwerke mit zusätzlichen Achsen, Tandem, Tridem)
- Radlasten verringern durch Aufsatteln oder Ziehen statt Dreipunktanbau von schweren Geräten

Grundsätzlich sollte aber das Bewusstsein für die Problematik der Bodenverdichtung auf Grünland gestärkt werden und immer die aktuelle Befahrbarkeit des Bodens beachtet werden.

5.3 The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards

In einer weiteren empirischen Studie wurde untersucht, inwieweit simultan variierte weitere Bewirtschaftungsfaktoren den Einfluss von Bodenverdichtung auf Ertrags- und Qualitätsleistung von Grünland beeinflussen. Die Versuchsfaktoren „Nutzungshäufigkeit“, „Stickstoffdüngelage“ und „Kaliumdüngelage“ stellten dabei die wichtigsten Managementfaktoren einer typischen Grünlandbewirtschaftung dar. Eine hohe Stickstoff- und Kaliumdüngelage sollte dabei die Wirkung eines intensiven Einsatzes von Wirtschaftsdünger auf die Bodenstabilität simulieren.

Ein negativer Einfluss von Bodenverdichtung auf den Ertrag eines Grünlandbestandes wurde bereits in anderen Studien belegt (z.B. Douglas und Crawford 1993; Frame 1987; Frame und Merrilees 1996; Głab 2007, 2008). In diesen Studien wurden jedoch die Möglichkeiten von unterschiedlichen Managementfaktoren nicht berücksichtigt.

Wie vielfach in der Literatur beschrieben, passt sich der Grünlandbestand einer jeweiligen Bewirtschaftung an. Die Schnitthäufigkeit und die Düngungsintensität wirken sich dabei besonders drastisch auf die Bestandszusammensetzung aus (Hejcman et al. 2010; Pavlů et al. 2011). So sinkt die Anzahl an verschiedenen Kräutern bei einer drei-Schnitt-Nutzung von rund 40-50 auf nur 15 bei einer fünf-Schnitt-Nutzung (Burger et al. 1962; Brum et al. 2009). Diese Verarmung des Bestandes führt zu einer Bestandslabilität, da der Ertrag nur noch von wenigen Arten getragen wird. Als Folge davon kann die Sensitivität gegenüber negativen Managementeinflüssen wie Bodenverdichtung steigen.

Die Bestände der Versuchsanlage der vorgestellten Studie entwickelten sich aus einer einheitlichen Saatmischung zu einem der jeweiligen Nutzungsfrequenz und Düngung angepassten Bestand. In der Saatmischung waren sowohl Ober- als auch Untergräser enthalten. In der

funktionellen Gruppe „Leguminosen“ entsprach der Weißklee hinsichtlich seiner Schnittverträglichkeit den „Untergräsern“, Luzerne den „Obergräsern“. Weißklee ist aufgrund seiner Wuchsform an eine hohe Schnittfrequenz adaptiert, in einem Mischbestand benötigt er sogar aufgrund seiner Lichtbedürfnisse eine häufige Nutzung (Frame et al. 1998). So wiesen Pavlů et al. (2006) nach, dass der Anteil an Weißklee im Bestand durch eine Erhöhung der Nutzungshäufigkeit deutlich zunahm. Darüber hinaus ist Weißklee weitaus toleranter gegenüber Bodenverdichtung als andere Leguminosen (Kopeć und Głab 2003; Frame 1987). Luzerne dagegen ist bei einer 3-Schnitt-Nutzung am ertragsstärksten und ausdauerndsten (Frame et al. 1998; Teixeira et al. 2007). Durch die Versuchsfaktoren N-Düngung und Schnitthäufigkeit entwickelten sich die Bestände des Versuchs folgendermaßen: Knaulgras in der 3-Schnitt-Nutzung, Deutsch Weidelgras in der 5-Schnitt-Nutzung und Luzerne in der ungedüngten 3-Schnitt-Nutzung, Weißklee in der ungedüngten 5-Schnittnutzung. Die Ergebnisse der vorgestellten Studie zeigten, dass Luzerne deutlich empfindlicher auf Bodenverdichtung reagierte als Weißklee. So nahm der Anteil an Luzerne im ungedüngten Bestand durch die Bodenverdichtung in der 3-Schnitt-Nutzung von 67 auf 61%, in der 5-Schnitt-Nutzung von 28 auf 15% ab (Tabelle 3.6). Dagegen nahm der Anteil an Weißklee durch die Bodenverdichtung im Bestand um 2%-Punkte in beiden Schnittnutzungen zu. Wesentlich mehr nahm jedoch der Grasanteil zu, sodass eine Verschiebung der botanischen Zusammensetzung zu höheren Grasanteilen durch die Bodenverdichtung festzustellen war.

Durch eine Bodenverdichtung auf Grünland kann es zu Narbenschäden kommen, die die Ausbreitung unerwünschter Arten wie kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), gemeine Rispe (*Poa trivialis* L.) oder stumpfblättriger Ampfer (*Rumex obtusifolius*) begünstigen (Elsäßer 2004; Benvenuti et al. 2001). Neben der Entartung des Bestandes durch die Bodenverdichtung kommt es auf Grünland zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung aufgrund von hoher Gülledüngung. Insbesondere die hohen Gehalte an Kalium begünstigen das Wachstum von Kräutern (Elsäßer 2001). In der vorliegenden Studie sollte eine hohe Gülledüngung durch die Kombination aus hoher Stickstoff- und Kaliumdüngung simuliert werden. Die Dysbalance der Nährstoffe in der Gülle führt zu einer „Gülleflora“, die auch bei einem entsprechend unausgeglichene Nährstoffangebot durch mineralische Düngung zu erwarten ist (Elsäßer 2001). Die typischen Arten, die bei einer übermäßigen Gülledüngung auftreten sind Wiesen-Bärenklau (*Heracleum sphondylium*), Wiesen-Kerbel (*Anthriscus sylvestris*), Geißfuß (*Aegopodium podagraria*), Wimper-Kälberkropf (*Chaerophyllum hirsutum*), Stumpfblatt-Ampfer (*Rumex obtusifolius*), Wiesen-Löwenzahn (*Taraxacum officinale* agg.), Weiße Taubnessel (*Lamium album*), Acker-Quecke (*Elymus repens*) und Ge-

wöhnliches Rispengras (*Poa trivialis*) (Bohner 2011). In der vorgestellten Studie konnte keine Zunahme der nicht-angesäten Arten bedingt durch hohe Stickstoff- und Kaliumdüngung festgestellt werden. Die Entwicklung einer typischen „Gülleflora“ ist jedoch eher langfristig zu beobachten, sodass die Versuchsdurchführung auf einem 2-4-jährigen Bestand dafür möglicherweise nicht geeignet ist. Gerade die Bestandsentartung durch Bodenverdichtung und/oder unharmonische Düngung bewegen jedoch den Landwirt zu einer Grünlanderneuerung.

Trükmann (2010) analysierte den Gehalt an Kalium im Boden (Juli 2008) in den Versuchsvarianten ohne N-Düngung, 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ als KAS, 300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹ und 600 kg K ha⁻¹ yr⁻¹. Dabei entsprachen die Gehalte an K₂O sowohl in mit 300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹ (24 mg je 100 g Boden) als auch in mit 600 kg K ha⁻¹ yr⁻¹ (35 mg K₂O je 100 g Boden) gedüngten Varianten einer Versorgungsstufe D laut LUFA-Düngeempfehlung.

Auf der gleichen Versuchsfläche der vorgestellten Studie fanden von 1991 bis 2004 im Rahmen eines Sonderforschungsbereichs (Sonderforschungsbereich 192, 2001) Versuche zu Unterschieden in bodenphysikalischen Parametern zwischen konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung statt. Zwei der Wiederholungen fanden auf den Flächen mit der vormals konventionellen, zwei auf der Fläche mit der vormals konservierenden Bodenbearbeitung statt. Trükmann (2010) stellte auch vier Jahre nach Etablierung des Grünlandbestands Unterschiede in der Lagerungsdichte, Vorbelastung und gesättigter Wasserleitfähigkeit bedingt durch die unterschiedliche Bodenbearbeitung fest. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte kein Unterschied hinsichtlich der Erträge und Futterqualitätsparameter bedingt durch die vorhergehende Bewirtschaftung nachgewiesen werden.

Obwohl Ertragsrückgänge von Grünland durch Bodenverdichtung in der Literatur vielfach dokumentiert wurden (Douglas und Crawford 1993; Frame 1987; Frame und Merrilees 1996; Głąb 2007, 2008), sind kaum Studien zum Anteil der Spurfleichen auf Grünland zu finden. Stahl (2009) zeigt in seiner Untersuchung, dass in einer zwei-Schnitt-Nutzung 74% der Fläche teilweise bis zu viermal pro Jahr von Maschinen überfahren wurden. Die Studie zeigt auch, welche Arbeitsgänge für das Problemfeld Bodenverdichtung besonders relevant sind. In diesem Zusammenhang sind vor allem die Bergung des Schnittgutes und die Gülleausbringung zu nennen. Dabei wurden von einem Güllewagen (Terra-Gator, Selbstfahrer) bis zu 8,5 Mg Radlasten und Bodendrucke über 400 kPa erreicht. Ansätze zur Lösung dieses Problems im Bereich der Landtechnik wurden im vorherigen Unterkapitel 5.2 bereits erläutert.

5.4 Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching

Im zweiten und dritten Kapitel steht der Einfluss von Bodenverdichtung im Fokus der Betrachtungen. Dieser Einflussfaktor wird häufig als der wichtigste genannt, der zu einer Ertragsdepression und damit zur Notwendigkeit einer Grünlanderneuerung, führt. Neben der Bodenverdichtung führt auch die Entartung des Grünlandbestandes zu Ertragseinbußen und macht eine Grünlanderneuerung erforderlich (Taube et al. 2002). Im dritten Kapitel wurde in diesem Zusammenhang die Entartung des Bestandes durch eine simulierte hohe Gülledüngung erörtert. Im vierten Kapitel wurden die Stickstoffflüsse nach einer Grünlanderneuerung betrachtet; dabei wurde die Möglichkeit einer eingeschobenen Ackerzwecknutzung zur Erhöhung der N-Effizienz untersucht.

Nach einem Grünlandumbruch wird generell die Mineralisation von organischer Substanz angeregt, was zu erhöhten N-Emissionen führt (Lloyd 1992). Die Verschiebung eines Grünlandumbruchs im Herbst auf einen späteren Termin wird in der Literatur - so zumindest in Studien zum Umbruch von temporärem Grünland in Fruchtfolgesystemen - als Möglichkeit gesehen, die Nitratauswaschung nach einem Umbruch zu reduzieren (Lindén und Wallgren 1993; Francis et al. 1992). Zum einen wird die Mineralisation ab einer Temperatur $<4^{\circ}\text{C}$ gehemmt (Andersen und Jensen 2001), zum anderen verkürzt sich die Zeitperiode für Mineralisation. Clark et al. (2009) konnten jedoch auch eine Mineralisation und Nitrifikation in gefrorenen landwirtschaftlich genutzten Böden nachweisen. Wie Tabelle 5.2 zeigt, liegen die durchschnittlichen Temperaturen in der Region des Versuchsstandortes im Oktober und November noch deutlich über 4°C , sodass davon auszugehen ist, dass die Mineralisation im Winter weiterhin stattfindet. In der vorgestellten Studie konnte keine Verminderung der Nitratauswaschung durch eine Verschiebung des Umbruchzeitpunktes festgestellt werden, wenn statt einer Grünlandneuansaat zunächst einmal spätsaatverträglicher Weizen gesät wurde. Indes konnte mit einer Verlegung des Umbruchtermins ins Frühjahr eine deutliche Verminderung der Auswaschung erreicht werden. Dies wird auch in anderen Studien belegt (Djurhuus und Olsen 1997; Francis et al. 1992; Shepherd et al. 2001). Ein Frühjahrsumbruch bringt auf zweierlei Weise einen Vorteil: i) zum Zeitpunkt der höchsten Mineralisationsrate besteht kein Auswaschungsrisiko, das Stickstoffangebot korreliert gut mit dem Stickstoffaufnahmevermögen des sich neu etablierenden Pflanzenbestandes; ii) bis zur Auswaschungsperiode ist der Grünlandbestand so gut etabliert, dass keine erhöhten Stickstoffausträge mehr zu erwarten sind. Diesem Sachverhalt steht jedoch die landwirtschaftliche Praxis

gegenüber, die einen Umbruch im Herbst bevorzugt. Der erste Schnitt im Jahr ist für den Landwirt der jahresanteilmäßig bedeutendste. Bei einer Grünlanderneuerung im Frühjahr würde er Gefahr laufen, auf diesen verzichten zu müssen. Die Möglichkeit einer eingeschobenen Ackerzwecknutzung in Form einer Sommerung hat das Potential, dieses Problem zu entzerren. Die bei der Mineralisation freiwerdende Menge an Stickstoff kann effizient von einem Sommergetreide genutzt werden und die Grünlandbestände können im Herbst neu etabliert werden. In der vorgestellten Studie hatte die Variante „Frühjahrs-umbruch-Sommergetreide-Grünland“ über eine Periode von vier Jahren die geringsten Nitratusträge im Vergleich mit den Grünlanderneuerungsverfahren im Herbst. Offen bleibt dabei jedoch die rechtliche Seite, da ein Grünlandumbruch durch die Cross-Compliance geregelt wird und in Bundesländern, die bereits die 5%ige Grünlandabnahmerate überschritten haben, genehmigungspflichtig ist (Verordnung EG Nr. 1122/2009). Eine Grünlanderneuerung zählt im eigentlichen Sinne nicht zu einem Grünlandumbruch. Wie sich der Sachverhalt einer eingeschobenen Ackerzwecknutzung verhält, ist bislang jedoch unklar. Mit den vorgestellten Ergebnissen, bringt gerade eine Sommerung als Ackerzwecknutzung gegenüber einer reinen Grünlanderneuerung den Vorteil einer besseren Stickstoffnutzung und damit zu geringeren N-Austrägen (31 kg NO₃-N vs. 47 kg NO₃-N ha⁻¹ über vier Sickerwasserperioden). Eine gute fachliche Praxis müsste aufgrund der geringeren Auswaschungsgefahr eine Erneuerung im Frühjahr fordern. Die Akzeptanz der Landwirte für eine Erneuerung im Frühjahr könnte durch die Möglichkeit einer eingeschobenen Ackerzwecknutzung erhöht werden.

Tabelle 5.2: monatlicher Niederschlag und Lufttemperatur für die Sickerwasserperioden des Untersuchungszeitraums auf der Versuchsfläche; langjährige Mittelwerte (1961-1990) stammen von der nahegelegenen Wetterstation Kiel-Holtenau (Quelle: DWD, 2011)

	Niederschlag [mm]					
	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	Langjähriges Mittel
Oktober	61	39.6	24	110.7	72.6	65.0
November	34.8	50.5	42.2	51.4	137.9	81.8
Dezember	50.4	20.9	71.1	26.1	56.6	72.8
Januar	17.8	46.5	67.4	19.5	27.2	61.1
Februar	31.6	42.6	35.3	39	57.2	36.9
März	61.8	49	61.2	43.4	62.6	47.0
April	44.7	65.3	42.6	4.2	21.2	49.4
Σ NS	302.1	314.4	343.8	294.3	435.4	414
	Lufttemperatur [°C]					
	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	Langjähriges Mittel
Oktober	10.8	12.1	9.2	9.6	8.6	9.7
November	4.8	5.5	5.1	6.3	8.2	5.3
Dezember	1.8	2.5	3.5	2.9	1.2	2.1
Januar	-0.8	-0.9	4.7	0.6	-3.2	0.7
Februar	1.0	0.9	5.1	1.2	-0.7	1.0
März	0.6	0.9	4.6	4.7	4.4	3.3
April	10.4	7.1	7.7	10.6	8.2	6.7
Mittelwert	4.1	4.0	5.7	5.1	3.8	4.1

Die Menge an mineralisiertem Stickstoff im ersten Jahr nach einem Grünlandumbruch wurde auf 40 bis 360 kg ha⁻¹ berechnet (Whitehead et al. 1990). Dabei sind das Alter und die vorherige Nutzung des Grünlands oftmals entscheidend. Tabelle 5.3 ordnet die gemessenen Stickstoffauswaschungen nach einer Grünlanderneuerung/ -umbruch in Werte aus der Literatur ein. Die angegebenen Werte schwanken je nach Alter der Grasnarbe, Bodenart und vorheriger Nutzung zwischen 3 und 104 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹. Die in der vorliegenden Studie gemessenen Stickstoffausträge stimmen gut mit denen von Vinther et al. (2006) und Shepherd et al. (2001) überein. Bedenkt man, dass bei Vinther et al. (2006) Grasnarben geringeren Alters umgebrochen wurden, bei Shepherd et al. (2001) dagegen zum Teil deutlich ältere, sind die auftretenden Unterschiede plausibel. Die hohen Auswaschungen bei Djurhuus und Olsen (1997), Lloyd (1992) und Seidel et al. (2008) sind möglicherweise auf das intensive Dünnungsniveau vor Umbruch zurückzuführen.

Tabelle 5.3: Stickstoffauswaschungen nach Grünlandumbruch (N-Austrag) [kg N ha⁻¹] unterschiedlicher Standorte, Alter der Grasnarbe (Alter) [Jahre], vorheriger Nutzung/N-Düngung [kg N ha⁻¹ yr⁻¹] und neuer Nutzung

Bodenart Standort	Alter	vorherige Nutzung N-Düngung	Umbruchzeitpunkt	neue Nutzung	N-Austrag	Quelle
Sand Dänemark	1	Schnitt 187 kg N	Mitte September	Acker	48.5	Djurhuus und Olsen 1997
sandiger Lehm Dänemark	1	Schnitt 187 kg N	Ende November	Acker	90	
sandiger Lehm Dänemark	1	Schnitt 187 kg N	Ende März	Acker	10	
Sand England	3	Schnitt 225 kg N	September	Acker	97	Lloyd 1992
schluffiger Lehm Neuseeland	3	Klee-Gras, beweidet	September	Acker	78	Francis et al. 1992
	2	beweidet	Januar	Acker	6	McLenaghan et al. 1996
sandiger Lehm Dänemark	1	Klee gras	März	Acker	10	Vinther et al. 2006
	8	Klee gras	März	Acker	20	
sandiger Lehm Deutschland	12	extensive Mähweide	Oktober	Acker	37	eigene Studie
Lehm England	5	beweidet	Ende August	Grünland	35	Shepherd et al. 2001
toniger Lehm England	>50	beweidet	Ende August	Grünland	104	
Sand Deutschland	8	Schnitt 320 kg N	Ende August	Grünland	61	Seidel et al. 2008
sandiger Lehm Deutschland	12	extensive Mähweide	Anfang September	Grünland	37	eigene Studie

Linsler et al. (2011) untersuchten auf dem gleichen Versuchsstandort den Einfluss einer eingeschobenen Ackerzwecknutzung auf die Dynamik der organischen Substanz. Sie konnten zwei Jahre nach der eingeschobenen Ackerzwecknutzung noch signifikante Unterschiede hinsichtlich des Gehaltes an organischem Kohlenstoff in der obersten Bodenschicht (0-10 cm) nachweisen. So lagen die C_{org} -Vorräte der ehemals gepflügten Varianten um 5-15% unter der Kontrollvariante. Über eine Bodentiefe von 0-40 cm waren die Effekte jedoch nicht mehr signifikant. Fünf Jahre nach der eingeschobenen Ackerzwecknutzung stellten sie keine signifikanten Unterschiede in den C_{org} -Vorräten im Vergleich zur Kontrollvariante fest. Somit ist der Effekt durch eine eingeschobene Ackerzwecknutzung auf die Vorräte an organischem Kohlenstoff nur kurzfristig.

Zusätzlich zu den N-Emissionen über den Pfad der Auswaschung treten bei einer Grünlanderneuerung gasförmige N-Emissionen in Form von Lachgas auf (Vellinga et al. 2004; Mori und Hojito 2007; Velthof et al. 2010). Velthof et al. (2010) untersuchten in den Niederlanden die N_2O -Emissionen nach einer Grünlanderneuerung mit unterschiedlicher N-Düngungsintensität und Erneuerungstechnik. Bei einer N-Düngung von 150 kg N ha^{-1} (KAS) wurden nach einer Erneuerung im Herbst (September) N_2O -Emissionen von $7,6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ gemessen. Die Kontrollvariante emittierte dagegen bei der gleichen Düngungsintensität $3,3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$.

Die schematischen Verläufe der Erträge und Nährstoffverluste sind in Abbildung 5.2 dargestellt. Demnach ist nach einer Grünlanderneuerung einerseits mit dem oben beschriebenen Nährstoffverlust zu rechnen, andererseits kalkulieren die Landwirte nach einer Erneuerung mit einem kurzen Einbruch der Erträge und anschließendem deutlichen Ertragszuwachs. Dabei ist zu beachten, dass eine Grünlanderneuerung, um ökonomisch gerechtfertigt zu sein, einen Mehrertrag gegenüber der nicht erneuerten Fläche erwirken muss. Dies konnte in der vorgestellten Studie nicht erreicht werden. Über drei Vegetationsperioden unterscheiden sich die erneuerten Varianten „Herbstumbruch-Grünlanderneuerung“ ($24,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) und „Frühjahrs-umbruch-Sommerweizen-Grünlanderneuerung“ ($24,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) nicht von der Kontrollvariante ($24,1 \text{ Mg ha}^{-1}$). Einzig die Variante „Herbstumbruch-Winterweizen-Grünlanderneuerung“ konnte leicht angestiegene Trockenmasseerträge von $27,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ verzeichnen. Im Gegensatz dazu lagen die Stickstofferträge über die drei Jahre in allen erneuerten Beständen unter der Kontrollvariante. Analoge Beobachtungen sind in Hopkins et al. (1995), Keating und O’Kiely (2000) und Velthof et al. (2010) zu finden. Diese Diskrepanz aus Forschung und der Häufigkeit einer Grünlanderneuerung in der Praxis ist zum Teil

durch den Zustand der umgebrochenen Flächen in den experimentellen Exakt-Versuchen der Wissenschaft zu begründen. Oftmals werden Flächen zu Forschungszwecken einer Erneuerung unterzogen, die noch in einem guten Zustand sind, folglich noch nicht erneuerungswürdig und somit noch vergleichsweise ertragsstark sind (Conijn 2004). In der vorgestellten Studie wurde ein Bestand umgebrochen, der in der Praxis durchaus aufgrund der Bestandesentartung umbruchwürdig war. Zu ergänzen ist hierbei jedoch, dass die Bestände der eigenen Untersuchung vor dem Umbruch keiner regelmäßigen Düngung unterzogen wurden und somit unterversorgt waren. Mit Versuchsbeginn und der damit einsetzenden regelmäßigen Düngung stiegen die Erträge an. Zudem verbesserte das Nutzungssystem mit einer regelmäßigen, jüngeren Nutzung und ohne N-Rückflüsse durch Beweidung die Wachstumsbedingungen für Weißklee, der durch die symbiotische N_2 -Fixierung wiederum Stickstoff ins System führte. Daraus lässt sich zum einen ableiten, dass die Kontrollbestände hohe Erträge lieferten und somit die Ertragszuwächse der erneuerten Bestände im Vergleich nivellierten, zum anderen zeigt diese Entwicklung aber auch das Potential eines guten Grünlandmanagements. Tabelle 4.1 veranschaulicht die Verbesserung in der Versorgung des Bestandes an Phosphor, Magnesium und Kalium. Diese hat sich in allen Bereichen durch die regelmäßige Düngung deutlich verbessert. So führten die regelmäßige, an den Standort angepasste Schnittnutzung, eine gute Versorgung an den Nährstoffen P, Mg, K und Ca und eine gute Etablierung des Weiß-Klee-Anteils in den ungedüngten Varianten zu stabilen Erträgen.

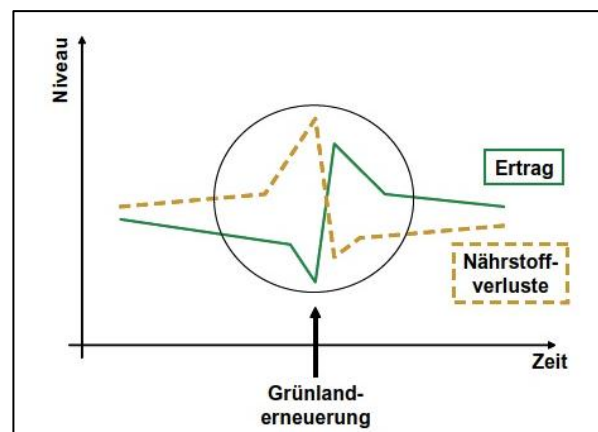


Abbildung 5.2: Auswirkungen von Grünlanderneuerung bzw. Grünland-Ackerrotation auf Ernteertrag und ökologische Parameter (aus: Pötsch 2008)

In Tabelle 5.4 sind die Kosten der möglichen Grünlanderneuerungsmaßnahmen aufgelistet. Um die Kosten einer Grünlanderneuerung mit einem Grünlandumbruch decken zu können, müssten pro Jahr ein Mehrertrag von $1846 \text{ MJ NEL ha}^{-1}$ erzielt werden. In der vorgestellten Studie wäre dies über die betrachteten drei Ertragsjahre nur über die Variante Grünlandumbruch-Winterweizen-Grünlanderneuerung (AA) möglich (Tabelle 5.5). Hier wurde im Mittel

über die drei Jahre ein Mehrertrag von 6458 MJ NEL ha⁻¹ Jahr⁻¹ erwirtschaftet. In allen Varianten konnte über die drei untersuchten Jahre hinweg betrachtet gegenüber der Kontrolle ein Energiemehrertrag erzielt werden. Jedoch reichte der Mehrertrag in der Variante der direkten Erneuerung (GN) und der Erneuerung mit eingeschobenem Sommerweizen (AS) nicht, um einen Grünlandumbruch kostendeckend durchzuführen.

Tabelle 5.4: Kosten der Grünlanderneuerung: Nachsaat und Neuansaat und nötiger Energiemehrertrag zur Kostendeckung (Quelle: KTBL 2005 und Rinderreport 2011)

	Nachsaat			Neuansaat	
	Übersaat mit Schleuderdüngerstreuer	Durchsaat mit betriebseigener Drillmaschine	Durchsaat mit Spezialmaschine	Direktsaat	mit Umbruch
Chemische Altnarbenabtötung				61	
Queckenbekämpfung					61
Fräsen					69
Pflügen					82
Saatbettkombination mit Drillmaschine					54
Spezialgras-sämaschine			50	50	
Saatgutkosten	20	30	30	75	75
Walzen od. Schleppen	10	10	10	10	10
Unkrautbekämpfung		33	34	34	34
Gesamtkosten [€/ha]	30	73	124	230	385
Erneuerungszyklus	jährlich	alle 3 Jahre	alle 3 Jahre	alle 8 Jahre	alle 8 Jahre
Jährliche Kosten [€/ha]	30	24	41	29	48
nötiger Energiemehrertrag* [MJ NEL/ha und Jahr]	1154	923	1577	1115	1846
Jährliche Mehrkosten†	-	-6	11	-1	18
nötiger Energiemehrertrag* [MJ NEL/ha und Jahr]	-	-	423	-	692

* Gesamtkosten von 26 ct/10 MJ NEL werden unterstellt, als Mittelwert aus den Jahren 2006/07 bis 2010/11
Quelle: Rinderreport (2011)

† jährliche Mehrkosten, wenn eine jährliche Übersaat mit Schleuderdüngerstreuer angenommen wird

Nimmt man dagegen an, dass eine „Übersaat mit einem Pneumatischen Düngerstreuer“ zu den jährlichen Pflegemaßnahmen evtl. kurz vor den Pflegemaßnahmen Striegeln und Walzen zählt, verringert sich der nötige Mehrertrag um kostendeckend zu arbeiten. Da in der vorliegenden Studie jedoch keine derartigen Maßnahmen im Versuch durchgeführt wurden, liegen keine Vergleichserträge von nachgesäten Beständen vor. Nimmt man die erhobenen Erträge der Kontrollvariante als Basis, könnte nur die Variante AS nicht die geforderten

jährlichen Energiemehrerträge leisten. Sowohl mit der direkten Erneuerung (GN) und der Erneuerung mit eingeschobenem Winterweizenanbau (AA) könnte der nötige jährliche Mehrertrag abgedeckt werden.

Tabelle 5.5: Energieerträge in MJ NEL ha⁻¹ für die Erneuerungsverfahren und als Differenz zur Kontrollvariante; GC = Kontrolle, GN = Grünlanderneuerung im Herbst früh, AA = Grünlandumbruch Herbst spät–Winterweizen-Grünlandneuansaat, AS = Grünlandumbruch im Frühjahr-Sommerweizen-Grünlandneuansaat

		Energieertrag [MJ ha ⁻¹]	Differenz
GC	1. Jahr	55 590	-
	2. Jahr	46 860	-
	3. Jahr	55 590	-
	Gesamt	158 040	-
GN	1. Jahr	50 544	-5 046
	2. Jahr	47 088	228
	3. Jahr	62 784	7 194
	Gesamt	160 416	2 376
AA	1. Jahr	70 620	15 030
	2. Jahr	49 896	3 036
	3. Jahr	56 898	1 308
	Gesamt	177 414	19 374
AS	1. Jahr	55 332	-258
	2. Jahr	51 192	4 332
	3. Jahr	52 800	-2 790
	Gesamt	159 324	1 284

Die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL 2007) bewertet Maßnahmen zur Verminderung der Gewässerbelastung durch diffuse Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten. Eine bewertete Maßnahme ist dabei die umbruchlose Grünlanderneuerung, mit dem Ziel, durch die Anwendung von Schlitztechnik eine Verminderung der Stickstoffmineralisation zu erreichen. Die umbruchlose Grünlanderneuerung wird als mäßig für den Klimaschutz, gut für den Landschafts- und Naturschutz und sehr gut für Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss bewertet. Das Entgelt zur Umsetzung beläuft sich im Mittel auf 40 € ha⁻¹ und die Minderung des Stickstoffaustrages im Mittel auf 60 kg N ha⁻¹ (FAL 2007). Daraus ergibt sich eine Kostenwirksamkeit von 0,7 € kg⁻¹ N, die im Vergleich zu anderen Maßnahmen als sehr positiv einzuschätzen ist, und somit die umbruchlose Grünlanderneuerung als eine wichtige Maßnahme zur Minderung der Stickstoffausträge im Bereich der Grünlandwirtschaft angesehen wird. Laut KTBL (2005) belaufen sich die Kosten für eine Durchsaat auf 24-41 € ha⁻¹ Jahr⁻¹, und damit zu einem nötigen Mehrertrag von 923-1577 MJ ha⁻¹ Jahr⁻¹. Da in der vorliegenden

Studie jedoch keine pfluglose Maßnahme zur Grünlanderneuerung durchgeführt wurde, können in diesem Zusammenhang keine Vergleiche durchgeführt werden.

Eine weitere Maßnahme zur Verminderung der Stickstoffausträge wäre die Etablierung des Grünlands als Untersaat in der eingeschobenen Ackerzwecknutzung. In diesem Zusammenhang wäre auch die Nutzung des Bestandes als Ganzpflanzensilage von unreifem Getreide zu einem herkömmlichen Schnitzeitpunkt für Grünland im ersten Schnitt empfehlenswert, da so ein Frühjahrsumbruch möglich wäre bei gleichzeitig hohen Erträgen im ersten Schnitt und einer sehr sicheren guten Etablierung des Grünlandbestandes bis zur nächsten Sickerwasserperiode im Herbst. Für dieses Konzept wäre Sommergerste passender als Weizen, und die Saatstärke müsste um ein Drittel verringert werden (LfL 2011; Rieckmann und Benke 2008). In einem Anbauversuch zu Energiepflanzen konnte mit Gerste als GPS ein TM-Ertrag von $7,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ und zusätzlich noch im gleichen Anlagejahr nach Etablierung der Untersaat ein Ertrag von $3,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ erzielt werden (ZALF 2010). In den darauffolgenden Jahren konnte über eine Schnittnutzung des Grünlands rund 11 Mg ha^{-1} erreicht werden, was deutlich über den in unserer Studie gemessenen Grünlanderträgen nach Erneuerung liegt. Auf diese Weise könnte auch das rechtliche Problem bezüglich einer eingeschobenen Ackerzwecknutzung gelöst werden. Die Maßnahme könnte eindeutig einer Grünlanderneuerung zugeschrieben werden, da das Getreide kein Reifestadium erreicht sondern als schnell entwickelndes Gras in einer Gräsermischung fungiert.

5.5 Strategien zur Vermeidung von Stickstoffemissionen

Die Möglichkeiten der Verminderung von N-Emissionen sind je nach Problemfeld sehr unterschiedlich; eine Variante, die in allen Bereichen zu nennen ist, ist eine Reduzierung des Einsatzes von Stickstoffdünger. Sowohl der Beitrag über die Lachgasemissionen als auch über die Grünlanderneuerung konnten zeigen, dass durch den Einsatz von stickstofffixierenden Leguminosen ähnlich hohe Erträge wie mit einer Stickstoffdüngung erzielt werden können. Demzufolge wäre es möglich, auf einem annähernd gleichen Ertragsniveau bei geringerem Düngereinsatz zu wirtschaften. Bei den Untersuchungen auf Hohenschulen (Kapitel 2 und 3) konnte durch die mineralische N-Düngung in der 3-Schnitt-Nutzung kein Mehrertrag gegenüber der ungedüngten Luzerne-basierten Variante erreicht werden. In der 5-Schnitt-Nutzung dagegen waren die Trockenmasseerträge in der N-gedüngten Variante $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ höher als in der Weißklee-dominierten ungedüngten Variante. In der Studie zu Grünlanderneuerung konnte durch die N-Düngung im Mittel aller Varianten und Ertragsjahre ein Mehr-

ertrag von 0.7 Mg ha^{-1} gegenüber den ungedüngten, leguminosenbasierten Varianten erzielt werden. Die Stickstoffeffizienz betrug somit im Mittel 0.15 Mg Trockenmasse je eingesetzten kg N-Dünger . In diesem Zusammenhang unterstreicht die Studie von Leahy et al. (2004) den Einfluss von der Düngestrategie, der Grünland zu einer Netto-Treibhausgas-Quelle oder -Senke macht. Darüber hinaus betonen Crews und People (2004) die Vorzüglichkeit des Einsatzes von Leguminosen gegenüber mineralischem N-Dünger im Sinne der Nachhaltigkeit.

Der negative Einfluss von Bodenverdichtung auf Umweltfaktoren konnte zum einen direkt durch gesteigerte Lachgasemissionen, insbesondere als Wechselwirkung mit hohen Stickstoffgaben, gezeigt werden. Zum anderen führt oftmals die Ertragsdepression auf Grünland durch Bodenverdichtung zu einer erforderlichen Erneuerung. Diese wiederum bedingt hohe Stickstoffausträge und gesteigerte N_2O - und CO_2 -Emissionen. Folglich können durch eine Vermeidung von Bodenverdichtung auf Grünland direkt und indirekt negative Umwelteinflüsse gemindert werden.

5.6 Literatur

- Andersen M, Jensen L (2001) Low soil temperature effects on short-term gross N mineralisation± immobilisation turnover after incorporation of a green manure. *Soil Biol Biochem* 33: 511-521. doi: [org/10.1016/S0038-0717\(00\)00192-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00192-9)
- Anger M, Hoffmann C, Küchbauch W (2003) Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N_2O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. *Soil Use Manage* 19: 104–111. doi: [10.1111/j.1475-2743.2003.tb00288.x](https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00288.x)
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2011) Weidelgras-Untersaaten in Wintergetreide zur GPS-Nutzung als Biogassubstrat [www.biogas-forum-bayern.de/publikationen/Weidelgras-Untersaaten in Wintergetreide mit Kurzsteckbrief.pdf](http://www.biogas-forum-bayern.de/publikationen/Weidelgras-Untersaaten%20in%20Wintergetreide%20mit%20Kurzsteckbrief.pdf)
- Benvenuti S, Macchia M, Miele S (2001) Light, temperature and burial depth effects on *Rumex obtusifolius* seed germination and emergence. *Weed Res* 41: 177-186. doi: [10.1046/j.1365-3180.2001.00230.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2001.00230.x)
- Bohner A (2011) Ist die Gülleflora heute noch ein Problem? Internationale Tagung "Gülle 11", Gülledüngung und Gärrestdüngung auf Grünland: 218-221.
- Brum O, López S, García R, Andrés S, Calleja A (2009) Influence of harvest season, cutting frequency and nitrogen fertilization of mountain meadows on yield, floristic composition and

- protein content of herbage. *Rev Bras Zootecn* 38: 596-604. doi: 10.1590/S1516-35982009000400002
- Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Osterburg B, Runge T (Hrsg) *Landbauforschung Völkerrode FAL Agricultural Research*, Braunschweig, Germany.
- Burger A, Jackobs J, Hittle C (1962) The Effect of Height and Frequency of Cutting on the Yield and Botanical Composition of Smooth Bromegrass and Orchardgrass Mixture. *Agron J* 54: 23-26.
- Carter M, Ambus P (2006) Biologically Fixed N₂ as a Source for N₂O Production in a Grass-clover Mixture, Measured by ¹⁵N₂. *Nutr Cycl Agroecosys* 74: 13-26. doi: 10.1007/s10705-005-4111-0
- Clark K, Chantigny M, Angers D, Rochette P, Parent L (2009) Nitrogen transformations in cold and frozen agricultural soils following organic amendments. *Soil Biol Biochem* 41. 348-356. doi: 10.1016/j.soilbio.2008.11.009
- Conijn J (2004) Crop and animal performance in grass-to-grass resowing. In: *Grassland resowing and grass-arable crop rotations; consequences for performance and environment*. Conijn J and Taube F (eds) 49-53.
- Crews T, Peoples M (2004) Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agr Ecosyst Environ* 102: 279 - 297. doi: 10.1016/j.agee.2003.09.018
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2011) *Klima und Umweltdaten von Deutschland*; www.dwd.de (12.12.2011)
- Dittert K, Senbayram M, Wienforth B, Kage H, Mühling K (2009) Greenhouse gas emissions in biogas production systems. *The proceedings of the International Plant Nutrition Colloquium XVI*.
- Djurhuus J, Olsen P (1997) Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use Manage* 13: 61-67. doi: 10.1111/j.1475-2743.1997.tb00558.x
- DLG (2008) *DLG-Merkblatt 344. Bodenschonender Einsatz von Landmaschinen, Empfehlungen für die Praxis*. DLG e.V. Frankfurt
- DLG (2010) *Datenbank Futtermittel* <http://datenbank.futtermittel.net>
- Douglas J, Crawford C (1993) The response of a ryegrass sward to wheel traffic and applied nitrogen. *Grass Forage Sci* 48: 91-100. doi: 10.1111/j.1365-2494.1993.tb01841.x
- Elsäßer M (2001) Gülledüngung auf Dauergrünland und Artenschutz - ein unlösbarer Widerspruch? *Ber Landwirtsch* 79: 49-70.

- Elsäßer M (2004) Entwicklung von Gemeiner Risppe (*Poa trivialis* L.) in Abhängigkeit von Nutzungstiefe und Verdichtung des Bodens. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau 6: 15-18.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2010) Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment.
- Frame J (1987) The Effect of tractor wheeling on the productivity of red clover and red clover/ryegrass swards. *Res Dev Agric* 4: 55-60.
- Frame J, Charlton J, Laidlaw A (1998) Temperate Forage Legumes. CAB International, Wallingford, UK. 327 Seiten
- Frame J, Merrilees D (1996) The effect of tractor wheel passes on herbage production from diploid and tetraploid ryegrass swards. *Grass Forage Sci* 51: 13-20. doi: 10.1111/j.1365-2494.1996.tb02033.x
- Francis G, Haynes R, Sparling G, Ross D, Williams P (1992) Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth following cultivation of a temporary leguminous pasture in autumn and winter. *Nutr Cycl Agroecosys* 33: 59-70. doi:10.1007/BF01058010
- Głąb T (2007) Effect of soil compaction on root system development and yields of tall fescue. *Int. Agrophysics* 21: 233-239.
- Głąb T (2008) Effects of tractor wheeling on root morphology and yield of lucerne (*Medicago sativa* L.). *Grass Forage Sci* 63: 398-406. doi: 10.1111/j.1365-2494.2008.00647.x
- van Groenigen J, Kasper G, Velthof G, van den Pol-van Dasselaar A, Kuikman P (2004) Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant Soil* 263: 101-111. doi: 10.1023/B:PLSO.0000047729.43185.46
- van Groenigen J, Velthof G, van der Bolt F, Vos A, Kuikman P (2005) Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches: Effects of urine concentration, soil compaction and dung. *Plant and Soil* 273: 15-27. doi: 10.1007/s11104-004-6261-2
- Hagemann M, Hemme T, Ndambi A, Alqaisi O, Sultana N (2011) Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Anim Feed Sci Tech* 166-167: 46-58. doi: 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.002
- Hansen S, Mæhlum J, Bakken L (1993) N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol Biochem* 25: 621-630. doi: 10.1016/0038-0717(93)90202-M
- Hejcman M, Schellberg J, Pavlů V (2010) Long-term effects of cutting frequency and liming on soil chemical properties, biomass production and plant species composition of *Lolium-Cynosuretum*

- grassland after the cessation of fertilizer application. *Appl Veg Sci* 13: 257-269. doi: 10.1111/j.1654-109X.2010.01077.x
- Hopkins A, Murray P, Bowling P, Rook A, Johnson J (1995) Productivity and nitrogen uptake of ageing and newly sown swards of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) at different sites and with different nitrogen fertilizer treatments. *Eur J Agron* 4: 65-75.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1997) Greenhouse gas reference manual: revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Reference Volume 3. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B. Lin, K. Treanton, Mamaty, Y., Bonduky, D.J. Briggs and B.A. Callander (eds).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007) Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Chapter 2, Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing.
- Jorajuria D, Draghi L, Aragon A (1997) The effect of vehicle weight on the distribution of compaction with depth and the yield of *Lolium/Trifolium* grassland. *Soil Till Res* 41: 1-12. doi: 10.1016/S0167-1987(96)01085-9
- Kammann C, Grünhage L, Müller C, Jacobi S, Jäger H-J (1998) Seasonal variability and mitigation options for N₂O emissions from differently managed grasslands. *Environ Pollut* 102: 179-186. doi: 10.1016/S0269-7491(98)80031-6
- Kelm M, Trott H, Volkens K, Taube F (2004) Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass Forage Sci* 59: 69-79. doi: 10.1111/j.1365-2494.2004.00406.x
- Keating T, O'Kiely P (2000) Comparison of old permanent grassland, *Lolium perenne* and *Lolium multiflorum* swards grown for silage: 1. Effects on beef production per hectare. *Irish J Agr Food Res* 39: 1-24.
- Kopec S, Głab T (2003) The effect of tractor wheel passes on air-water properties of soil and production from red clover/grasses sward. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung 1: 203-204.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (2005) Faustzahlen für die Landwirtschaft; 13. Auflage; Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, Germany.
- Lampe C, Dittert K, Sattelmacher B, Wachendorf M, Loges R, Taube F (2006) Sources and rates of nitrous oxide emissions from grazed grassland after application of ¹⁵N-labelled mineral fertilizer and slurry. *Soil Biol Biochem* 38: 2602-2613. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.03.016
- Lampe C (2005) Effect of nitrogen fertiliser and animal excrements on N₂O emissions from permanent grassland using ¹⁵N-labelling. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.

- Leahy P, Kiely G, Scanlon T (2004) Managed grasslands: A greenhouse gas sink or source? *Geophys Res Lett* 31: L20507. doi: 10.1029/2004GL021161
- Li D, Lanigan G, Humphreys J (2011) Measured and Simulated Nitrous Oxide Emissions from Ryegrass- and Ryegrass/White Clover-Based Grasslands in a Moist Temperate Climate. *PLoS ONE* 6(10): e26176. doi: 10.1371/journal.pone.0026176
- Lindén B, Wallgren B (1993) Nitrogen mineralization after leys ploughed in early or late autumn. *Swed J Agr Res* 23: 77-89.
- Linsler D, Geisseler D, Taube F, Ludwig B (2011) Auswirkungen eines Pflugereignisses auf die Verteilung von Aggregaten und organischem Material in Grünlandböden. Jahrestagung der DBG 2011: Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen. <http://eprints.dbges.de/782>
- Lloyd A (1992) Nitrate leaching following the break-up of grassland for arable cropping. *Aspects of Applied Biology* 30: 243-247.
- McLenaghan R, Cameron K, Lampkin N, Daly M, Deo B (1996) Nitrate leaching from ploughed pasture and the effectiveness of winter green manures in reducing leaching losses. *New Zeal J Agr Res* 39: 413-420. doi: 10.1080/00288233.1996.9513202
- Mori A, Hojito M (2007) Grassland renovation increases N₂O emission from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan. *Soil Sci Plant Nutr* 53: 812-818. doi: 10.1111/j.1747-0765.2007.00202.x
- Müller C, Martin M, Stevens R, Laughlin R, Kammann C, Ottow J, Jäger H-J (2002) Processes leading to N₂O emissions in grassland soil during freezing and thawing. *Soil Biol Biochem* 34: 1325-1331. doi: 10.1016/S0038-0717(02)00076-7
- Oenema O, Velthof G, Yamulki S, Jarvis S (1997) Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manage* 13: 288-295. doi: 10.1111/j.1475-2743.1997.tb00600.x
- Pavlů V, Schellberg J, Hejcman M (2011) Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in *Lolium-Cynosuretum* grassland. *Grass Forage Sci* 66: 501-515. doi: 10.1111/j.1365-2494.2011.00807.x
- Pavlů V, Hejcman M, Pavlů L, Gaisler J (2006) Effect of strip seeding of *Trifolium repens* on a sward under continuous cattle grazing. *Bodenkultur* 57: 17-23.
- Pötsch E (2008) Grünlandumbruch und Grünlanderneuerung im nationalen und internationalen Kontext. Bericht zum 14. Alpenländischen Expertenforum „Anlage, Erneuerung und Verbesserung von Grünland“, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 1-3.
- Rieckmann C, Benke M (2008) Endbericht zum Verbundprojekt „Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands“ Teilprojekt Ackerfuttermischungen: Eignung

von Ackerfuttermischungen für die energetische Nutzung

http://www.tll.de/vbp/eval/lwk_nds_af.pdf

Rinderreport (2011) Mitteilungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein.

Rochette P, Janzen H (2005) Towards a Revised Coefficient for Estimating N₂O Emissions from Legumes. *Nutr Cycl Agroecosys* 73: 171-179. doi: 10.1007/s10705-005-0357-9

Rotz C, Chianese D (2009) The Dairy Greenhouse Gas Model, Reference Manual Version 1.2. Pasture Systems and Watershed Management Research Unit Agricultural Research Service United States Department of Agriculture.

Ruser R, Schilling R, Steindl H, Flessa H, Beese F (1998) Soil Compaction and Fertilization Effects on Nitrous Oxide and Methane Fluxes in Potato Fields. *Soil Sci Soc Am J* 62: 1587-1595. doi: 10.2136/sssaj1998.03615995006200060016x

Seidel K, Kayser M, Müller J, Isselstein J (2008) The effect of grassland renovation on soil mineral nitrogen and on nitrate leaching during winter. *J Plant Nutr* 172: 512-519. doi: 10.1002/jpln.200800217

Senbayram M, Chen R, Mühling K, Dittert K (2009) Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils after application of biogas waste and other fertilizers. *Rapid Commun Mass Sp* 23: 2489-2498. doi: 10.1002/rcm.4067

Shepherd M, Hatch D, Jarvis S, Bhogal A (2001) Nitrate leaching from reseeded pasture. *Soil Use Manage* 17: 97-105. doi: 10.1111/j.1475-2743.2001.tb00014.x

Sonderforschungsbereich 192 (2001) Optimierung pflanzenbaulicher Produktionssysteme im Hinblick auf Leistung und ökologische Effekte. Abschlußbericht 1991-1999. Christian-Albrechts-Universität Kiel.

Stahl H (2009) Bodendruck im Grünland. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie 3.

Taube F, Wachendorf M, Trott H (2002) Future challenges in grassland cultivation in Germany. In: Grassland resowing and grass-arable crop rotations. Velthof G, Taube F, Conijn J (eds) 67-78.

Teixeira E, Moot D, Brown H, Fletcher A (2007) The dynamics of lucerne (*Medicago sativa* L.) yield components in response to defoliation frequency. *Eur J Agron* 26: 394-400. doi: 10.1016/j.eja.2006.12.005

Trükmann K (2010) Quantifizierung der Stabilisierungseffekte von Pflanzenwurzeln als Möglichkeit zur Reduzierung der mechanischen Bodendeformation in Grünland. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel

- Vellinga T, van den Pol-van Dasselaar A, Kuikman P (2004) The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutr Cycl Agroecosys* 70: 33-45. doi: 10.1023/B:FRES.0000045981.56547.db
- Velthof G, Brader A, Oenema O (1996) Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant Soil* 181: 263-274. doi: 10.1016/0038-0717(96)00129-0
- Velthof G, Hoving I, Dolfing J, Smit A, Kuikman P, Oenema O (2010) Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutr Cycl Agroecosys* 86: 401-412. doi: 10.1007/s10705-009-9302-7
- Vinther F, Hansen E, Eriksen J (2006) Leaching of soil organic carbon and nitrogen in sandy soils after cultivating grass-clover swards. *Biol Fert Soils* 43: 12-19. doi: 10.1007/s00374-005-0055-4.
- Wagner-Riddle C, Thurtell G (1998) Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutr Cycl Agroecosys* 52: 151-163. doi: 10.1023/A:1009788411566
- Whitehead D, Bristow A, Lockyer D (1990) Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potential for nitrate leaching after ploughing. *Plant Soil* 123: 39-49. doi:10.1007/BF00009924
- Wienforth B (2011) Cropping systems for biomethane production: a simulation based analysis of yield, yield potential and resource use efficiency. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.

Kapitel 6

6 Zusammenfassung/Summary

6.1 Zusammenfassung

Im Zuge der Intensivierung des Futterbaus in den letzten Jahrzehnten stiegen die negativen Umwelteinflüsse durch Emissionen von Treibhausgasen und diffusen Stickstoffeinträgen in Gewässer. In der vorliegenden Arbeit wurden in drei Teilarbeiten die N-Emissionen und Ertragsleistungen von Futterbausystemen durch Bodenverdichtung und Grünlanderneuerung untersucht. Es folgen Zusammenfassungen der einzelnen Beiträge.

Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions

In einem dreijährigen Feldversuch (2006-2008) auf dem Versuchsgut Hohenschulen wurden hoch N-gedüngte ($360 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ als KAS) Grasbestände mit ungedüngten Luzerne-basierten Beständen hinsichtlich der Lachgasemissionen, Erträge und Futterqualität als Funktion von Stickstoffdüngung und Bodenverdichtung verglichen. Darüber hinaus wurden die Emissionen, unter Berücksichtigung der CO_2 -Emissionen aus der Bewirtschaftung und der gemessenen N_2O -Emissionen, als CO_2 -Äquivalent pro geerntete Energieeinheit (GJ ME) berechnet. Die Wechselwirkung aus Bodenverdichtung und Stickstoffdüngung beeinflusste signifikant die kumulierten Lachgasemissionen: die Stickstoffdüngung führte zu gesteigerten N_2O -Emissionen, eine zusätzliche Bodenverdichtung resultierte in einem weiteren Anstieg der Emissionen. In den ungedüngten Varianten hatte die Bodenverdichtung keinen signifikanten Einfluss auf die N_2O -Emissionen. Die Trockenmasseerträge nahmen durch die Bodenverdichtung in beiden Düngungsstufen um rund 12% ab; die Stickstoffdüngung führte zu keinen Unterschieden in Trockenmasseertrag und Futterqualität. Die spezifischen CO_2 -Emissionen ($\text{CO}_2\text{-eq GJ ME}^{-1}$) lagen in der hoch N-gedüngten Variante um 67% höher gegenüber der ungedüngten, Luzerne-basierten Variante. Folglich haben Leguminosen-basierte gegenüber N-gedüngten Grünlandbeständen das Potential Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft zu reduzieren.

The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards

Auf Grünlandstandorten ist die Bodenverdichtung der häufigste Einflussfaktor, der zu verminderten Erträgen führt. Indessen hat gerade durch die Intensivierung der Einsatz von schweren Maschinen zugenommen, sodass dieses Problem verschärft wurde. In der vorgestellten Studie wurde der Einfluss von Bodenverdichtung auf Grünland als Funktion der Bestandes-Zusammensetzung, die durch Bewirtschaftungsfaktoren wie Nutzungsfrequenz,

Stickstoffdüngelageform und Kaliumdüngelageform modifiziert wird, untersucht. In einem dreijährigen Feldversuch auf Hohenschulen (Schleswig-Holstein) wurden folgende Versuchsfaktoren durchgeführt: Schnitthäufigkeit (3-Schnitt-Nutzung (3c) und 5-Schnitt-Nutzung (5c)), N-Düngelage (0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ als KAS, 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ als Harnstoff), K-Düngelage (300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹, 600 kg K ha⁻¹ yr⁻¹) und Bodenverdichtung (ohne zusätzliche Verdichtung, 1-mal verdichtet mit einem Kontaktflächendruck von 321 kPa, 2-mal verdichtet). Der Bestand wurde mit einer einheitlichen Saatmischung aus *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens* und *Medicago sativa* angelegt, und entwickelte sich entsprechend der unterschiedlichen Managementfaktoren in einer Vorlaufzeit von einem Jahr. Die Bodenverdichtung führte zu signifikanten Abnahmen der Trockenmasseerträge. In der Variante 3c nahmen die Erträge um 10-15% ab, in der Variante 5c um 7-8%. Ferner sanken die Leguminosen-Teilerträge um 12% in der 3c- bzw. um 30% in der 5c-Variante als Folge der Bodenverdichtung. Dabei reagierte insbesondere Luzerne empfindlich auf Bodenverdichtung, sodass eine Verschiebung der Bestände zu höheren Anteilen an Gräsern zu beobachten war. Sowohl die Stickstoffdüngelageform als auch die Höhe der Kaliumdüngelage hatte keinen Einfluss auf die Verdichtungsempfindlichkeit der Bestände.

Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching

Ein Grünlandumbruch bzw. -erneuerung birgt immer das Risiko erhöhter Stickstoffmineralisation und damit erhöhter N-Austräge. Der Zeitpunkt des Umbruchs –früher/später Herbst oder Frühjahr- spielt dabei offensichtlich eine entscheidende Rolle bei der Menge der N-Auswaschung. Zusätzlich können durch eine Grünlanderneuerung nicht immer die Erwartungen der Landwirte nach gestiegenen Erträgen erfüllt werden. In der vorgestellten Studie wurde die Möglichkeit untersucht, ob eine eingeschobene einjährige Ackerzweischennutzung eine Verbesserung der N-Effizienz und damit eine Verringerung der N-Austräge erzielen kann. In einem vierjährigen Feldversuch auf dem ökologisch bewirtschafteten Versuchsgut „Lindhof“ in Norddeutschland wurde auf einem einheitlichen Grünlandbestand (seit 1993 Grünland) folgende Versuchsfaktoren untersucht: Methode der Grünlanderneuerung, Gülledüngelage (0/230 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) und Jahr der Erneuerung (2005, 2006). Die Methode der Erneuerung umfasste folgende Verfahren: ungestörte Kontrolle (GC), Grünlanderneuerung im späten Sommer (GN), Grünlanderneuerung im Herbst mit eingeschobenem einjährigem Winterweizenanbau (AA), Grünlanderneuerung im Frühjahr mit eingeschobenem einjähri-

gem Sommerweizenanbau (AS). Eine Erneuerung im Herbst führte in beiden Varianten (GN, AA) zu erhöhten Nitratauswaschungen bis zu $37,3 \text{ kg N ha}^{-1}$. Die Variante (AS) hatte im Vergleich zu den beiden anderen Erneuerungsverfahren über einen Zeitraum von drei Wintern die geringsten Nitratauswaschungen. Die Stickstofferträge der neu angelegten Grünlandbestände überstiegen nicht die der Kontrollvariante, die von hohen Weißkleeanteilen geprägt war.

6.2 Summary

Recently, negative environmental influences such as emissions of greenhouse gases and diffuse N-inputs in surface water increased due to the intensification of forage production systems. The present thesis examined the impact of soil compaction and grassland renovation on N-emissions and yields of forage production systems. In this section the key findings of the three analyses are summarized.

Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions

Nitrous oxide emissions (N₂O-emissions) from agriculture demand attention because they are the main source of total global anthropogenic N₂O-emissions. High N-fertilization, as well as soil compaction, are known as important factors that increase N₂O-emissions. Intensively managed grassland sites are faced with both factors. Hence, knowledge of the interaction of high N-fertilization and simultaneous soil compaction on N₂O-emissions is essential. However, studies about this scenario are rare so far. In the presented study N-fertilized grass swards (G) and non-fertilized lucerne-grass mixtures (LG) were compared over a three-year period (2006 -2008): N₂O-emissions and dry matter yield were measured as a function of N-fertilization (0- (LG), 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (G) as CAN) and soil compaction (0, 321 kPa) on a loamy soil in northern Germany. CO₂-equivalents (CO₂eq) per hectare and per unit metabolizable energy (GJ ME) were calculated.

N₂O-emissions were significantly influenced by the interaction N-fertilization x soil compaction: emissions increased significantly when both factors were induced simultaneously. Concerning the specific CO₂-emissions, expressed in CO₂-eq GJ ME⁻¹, the N-fertilized G swards emitted 67% more CO₂eq compared to LG swards. Neither dry matter yield nor forage quality (MJ ME kg⁻¹ DM) differed significantly between the fertilized G and the unfertilized LG swards. Hence, legume-based instead of fertilizer based forage production is a promising mitigation option without significant reduction of dry matter yields. In addition, results regarding soil compaction effects on GHG-emissions emphasize the urgent need to develop technics to improve the controlled traffic on grassland in order to reduce the area faced with heavy wheel traffic.

The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards

Soil compaction on grassland is one of the most important factors responsible for insufficient forage yields. In the course of intensification of agriculture, machine axle loads and

number of passes on grassland increased significantly. Management factors like cutting regime in combination with different levels of N- and K-fertilization have a strong impact on botanical composition of grassland swards differs over a wide range. The presented study examined the sensitivity to soil compaction of a former uniform grassland managed differently with respect to the named management factors. A three-year field experiment with the following factors was conducted on a fertile grassland site in Northern Germany: cutting-regime (3-cuts (3c) and 5-cuts (5c)), N-fertilization (0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ as CAN, 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ as urea), K-fertilization (300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹, 600 kg K ha⁻¹ yr⁻¹) and soil compaction (1 time additional soil compaction with a contact area pressure of 321 kPa, 2 times additional soil compaction, and as control no additional compaction,). A homogeneous initial seed mixture containing *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens* and *Medicago sativa* was established two years before starting the measurement period allowing the swards composition to adapt to management treatments and resulting in *Lolium perenne* (5c; 360N), *Dactylis glomerata* (3c; 360N), Lucerne (3c, 0N) and white clover (5c, 0N) dominated swards. Soil compaction significantly reduced DM-yield in the 3c-regime by 10 – 15% and in the 5c-regime by 7 – 8%. Legume yields decreased by 12% and 30% in the 3c- and 5c-regime, respectively. In particular, lucerne reacted sensitively to soil compaction and a shift in sward composition towards higher grass contents was observed. N-fertilization as well as K-fertilization did not influence the sensitivity to soil compaction.

Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching

Plowing up of grassland is known to increase the risk of nitrate leaching due to enhanced N-mineralization. Furthermore, the extent of nitrate leaching into the groundwater or to the drainage is depending on intensity and timing (early/ late autumn or spring) of tillage. Literature shows that reseeded of grassland does not always meet the expectations of increasing yields. In the presented study nitrogen fluxes after grassland renovation were examined over a period of four years on an uniform permanent grassland in northern Germany taking into account the possibility to insert a single high N-demanding arable crop.

Treatments included 1. an undisturbed control (**GC**), 2. plowing up and resowing of grassland in late summer (**GN**), 3. plowing up grassland in autumn, followed by winter wheat and grassland resowing the following year (**AA**), 4. plowing up grassland in spring, followed by

spring wheat and grassland resowing after wheat harvest (**AS**). All treatments were carried out with or without fertilization using cattle slurry (0/230 N kg ha⁻¹ yr⁻¹).

Over a period of three years the results indicate the spring-plowed renovation method with inserted spring wheat as lowest in nitrate leaching. Plowing up in autumn induced nitrate leaching of up to 37.3 (GN) and 36.9 (AA) kg NO₃-N ha⁻¹ independently of time (late or early) of plowing. Inserted wheat cultivation led to higher leaching in the second winter (up to 19.7 kg NO₃-N ha⁻¹) due to a repeated plowing event. Dry matter and N-yields of the newly sown grassland did not exceed those of the undisturbed control due to a low content of white clover in newly established grassland.

Due to missing benefits in yields on the one hand and increased N-losses via leaching on the other hand, we conclude that good grassland management avoiding the necessity of renovation should be aimed from an ecological and economical point of view. If a grassland renovation is required, the insertion of a spring crop with high nitrogen uptake potential is a promising option using the mineralized nitrogen efficiently and consequently reduces nitrogen losses.

7 Methodischer Anhang

7.1 Methoden des Kapitels „Legume based forage production systems reduce nitrous oxide emissions“

7.1.1 Standort, Versuchsaufbau und –design

Auf dem schleswig-holsteinischen Versuchsgut „Hohenschulen“ (54°19' N; 9°58' O; 30 üNN) der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel fand die Durchführung eines dreijährigen Feldversuch statt. Die Flächen befinden sich in der schleswig-holsteinischen Jungmoränenlandschaft, die von der letzten Eiszeit (Weichseleiszeit) geprägt wurde. Entsprechend ist das Gelände kupiert (Ziogas 1995). Das Klima ist mit kühlen Sommern und milden Wintern ozeanisch geprägt. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,3°C und die mittleren Jahresniederschläge betragen 777 mm. Die Bodentypen variieren kleinräumig zwischen Luvisol und Pseudogley-Luvisol mit der Bodenart sandiger Lehm (Tabelle 2.1). Trükmann (2010) klassifizierte die Versuchsfläche als Stagnic Luvisol.

Bereits 2004 wurde ein Grünlandbestand aus einer einheitlichen Grünlandmischung etabliert. Die Mischung enthielt folgende Arten: *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens* und *Medicago sativa*. 2005 wurden die Versuchsfaktoren „Schnitthäufigkeit“, „Stickstoffdüngung“ und „Kaliumdüngung“ eingeführt, damit sich ein der Nutzung angepasster Bestand entwickeln konnte. Die Phosphordüngung betrug 40 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (als P₂O₅) im Frühjahr. 2005, also vor Versuchsbeginn, wurde eine Kalkung durchgeführt (2 t Calcium Carbonat, 32% Ca, 1.4% Mg). Daraus resultierte während der Versuchsdauer ein mittlerer pH-Wert von 6,0 im Oberboden (Trükmann 2010).

Folgende Versuchsfaktoren kamen in einem drei-faktoriellen Versuch im Split-Plot-Design in dreifacher Wiederholung zum Einsatz:

1. Bodenverdichtung

1.1. Kontrolle = keine zusätzliche Bodenverdichtung (**C0**)

1.2. Bodenverdichtung = Verdichtung mit einem Kontaktflächendruck von 321 kPa Anfang April (**C321**)

2. N-Düngung mit Kalk-Ammon-Salpeter/Bestandeszusammensetzung

2.1. 0 kg N ha⁻¹yr⁻¹, Luzerne (*Medicago sativa*) dominierter Bestand (~70%) (LG)

2.2. 360 kg N ha⁻¹yr⁻¹, Knautgras (*Dactylis glomerata*) dominierter Bestand (~85%) (G)

3. Jahr der initialen Bodenverdichtung (2006, 2007 und 2008)

Die Überfahrt mit einem Gespann aus Traktor und Güllewagen zu Vegetationsbeginn im April bewirkte die angestrebte Bodenverdichtung. Das Gesamtgewicht betrug 22 Mg, der Kontaktflächendruck wurde nach O'Sullivan et al. (1999) auf 321 kPa berechnet. Die Stickstoffdüngung wurde auf drei Gaben aufgeteilt (160/120/80 kg N ha⁻¹) und mit einem Parzellendüngerstreuer mit einem Radstand von 3 m ausgebracht, um zusätzliche Bodenverdichtung innerhalb der Parzellen zu vermeiden. Nach einem Jahr Vorlaufzeit (2005), in dem sich der Bestand an die Düngung und Schnittnutzung adaptieren konnte, erfolgte die Integration des Versuchsfaktors „Bodenverdichtung“ im April 2006. Auf diese Weise wurde sichergestellt, dass sich für Grünland typische Lagerungsdichten (1,5 bis 1,7 g cm⁻³, Trükmann 2010) einstellen konnten. In der Praxis gestaltete sich der Faktor „Bodenverdichtung“ so, dass jedes Versuchsjahr Flächen verdichtet wurden, die zuvor noch nicht mit Verdichtung konfrontiert waren. So konnten Nachwirkungseffekte verringert werden. Die Parzellengröße betrug 18 m² (6 m x 3 m).

Wetter- und Bodencharakteristika sind den Tabellen Tabelle 2.1 und Tabelle 2.2 zu entnehmen.

7.1.2 Messung der N₂O-Emissionen

Für die Erhebung der N₂O-Emissionen kam die Hauben-Methode (“closed-chamber”) nach Hutchinson und Mosier (1981) zur Anwendung. Hierfür wurden PVC-Ringe (Durchmesser: 60 cm; Höhe: 10 cm) auf eine Tiefe von 5 cm in den Boden gepresst und während des Messintervalls mit PVC-Kammern (Durchmesser: 60 cm; Höhe: 25 cm) abgedeckt. Die Verbindungsstelle zwischen Kammer und Bodenring wurde mit einem Gummiband luftdicht abgedichtet. Die Extrapolation der N₂O-Emissionen von der kleinen Fläche der Messkammer auf die Fläche (üblicherweise ein Hektar) beinhaltet eine Empfindlichkeit gegenüber örtlichen Bodenbedingungen (Jones et al. 2011). Dechow und Freibauer (2011) beschrieben die unzureichende Abdeckung der räumlichen Variabilität als die Hauptursache für Messungenauigkeiten. Dennoch ist die Lachgasmessung über die „Closed-Chamber“-Methode ein gängiges Messverfahren, das sowohl technisch als auch finanziell keiner großen Aufwendungen bedarf (Smith et al. 1995). Die Gasproben zur Ermittlung der N₂O-Konzentration in der Kam-

mer wurden i. unmittelbar nach dem Schließen der Kammer, ii. nach 30 min und iii. nach 60 min mit einer Spritze durch ein Septum entnommen. Um eine Vermischung der Luft innerhalb der Kammer zu erreichen, wurde die Spritze zweimal aufgezogen und der Inhalt sofort in vakuumierte Exetainer (Labco, High Wycombe, UK) gespritzt. Die Messung der Gaskonzentrationen erfolgte in dreifacher Wiederholung an einem FID/ECD Gas-Chromatographen. Das Set-Up wurde nach Loftfield et al. (1996) durchgeführt. Der Anstieg der Konzentrationen innerhalb des 60 min Messintervalls diente zur Berechnung der Emissionen. Dabei wurde ein linearer Anstieg der Konzentrationen unter der Haube angenommen. Conen und Smith (2000) und Kroon et al. (2009) beleuchten das Problem dieser Annahme; eine Entwicklung und Etablierung von anderen Modellen, wie exponentielle Regression sollten in Zukunft angestrebt werden. Der kumulative Fluss wurde mittels linearer Interpolation zwischen den täglichen Emissionen berechnet. Mishurov und Kiely (2011) beschreiben Möglichkeiten zur Ermittlung der kumulativen Emissionen, und zeigen dabei, dass die lineare Interpolation eine annehmbare Methode ist. Die Messzeitspanne betrug 160 Tage je Untersuchungsjahr. Nach einem Verdichtungs- oder Düngungsereignis erfolgten über zwei Wochen hinweg die Probennahmen täglich, anschließend wurde das Messintervall sukzessiv auf wöchentlich verlängert. Die Probenahme fand mittags gegen 13 bis 14:30 Uhr im Zeitraum von April bis Oktober statt. Einige Studien berichteten über einen Tagespeak am frühen Nachmittag (Christensen 1983; Smith et al. 1998). Kumulative Flüsse, die aufgrund einer einzelnen täglichen Messung beruhen, die Mittags/früher Nachmittag stattfand, können so überschätzt werden. Darüber hinaus können wöchentliche Messereignisse dazu führen, dass Peaks oder ein Abfall der Emissionen verpasst werden, und so eine Über- oder Unterschätzung der kumulativen Flüsse mit sich bringt (Dobbie und Smith 2001).

7.1.3 Erhebung der Trockenmasseerträge und Futterqualität

Die Trockenmasseerträge wurden mittels Handbeprobung von 0,25 m² auf einer Höhe von 5 cm über Bodenoberfläche erhoben. Eine Ermittlung der Erträge über die Handbeprobung führt grundsätzlich zu einer Überschätzung der Erträge, da keine Ernteverluste entstehen. Die getrockneten Proben wurden auf 1 mm vermahlen und anschließend zweifach mit einem NIRS-System 5000 Monochromator (Foss NIRSystems, Silver Springs, MD, USA) gescannt. Für die Kalibration der Berechnung von N- und Energiegehalt bot sich die Verwendung von WinISI II Software (Infrasoft Internationals, South Atherton St., PA, USA) an. Der Gesamtstickstoffgehalt wurde mit einem C/N-Analyzer (Vario Max CN, Elementar Analysensystem GmbH, Hanau, Deutschland) ermittelt. Die Bestimmung des metabolischen

Energiegehalts (ME) des Pflanzenmaterials basierte auf der Analyse CDOMD (in vitro pepsin-cellulase solubility of organic matter (de Boever et al. 1988)) berechnet nach Weissbach et al. (1999).

7.1.4 Modellierung der Bodenfeuchte

Da die Bodenfeuchte oftmals eine der Steuergrößen von Lachgasemissionen ist, diese aber in der Parametererhebung nicht mit berücksichtigt wurde, erfolgte die Modellierung der Bodenfeuchte mittels HYDRUS-1D nach Šimůnek et al. (2005). Im ersten Schritt wurden die Parameter der Wasserretentionskurve mit Hilfe von RETC (van Genuchten et al. 1991) modelliert. Zur mathematischen Beschreibung der Wasserspannungskurve wurde das Model von van Genuchten ($m=1-1/n$) gewählt und die initialen Parameter auf 'sandy loam' gesetzt. Trükmann (2010) ermittelte auf der gleichen Versuchsfläche die Wasserspannungskurve von pF 2,4 bis pF 7. Die modellierten Daten der Wasserspannungskurve lauten wie folgt: Restwassergehalt bei der Obergrenze der Wasserspannung, bis zu der die Gleichung gelten soll (θ_r), Wassergehalt bei Sättigung (θ_s) und empirische Parameter (α , n), die keine physikalische Bedeutung haben, sondern den Verlauf der Kurve beschreiben (Hartge und Horn 1999).

Der Wasserfluss wurde anschließend mit der Software HYDRUS-1D modelliert. Da Trükmann (2010) die Wasserspannungskurve in drei Tiefen erhoben hatte, wurden entsprechend für diese Tiefen die Wasserfluss-Parameter berechnet. Für die meteorologischen Daten wurde die Penman-Montheith-Gleichung gewählt und die Zeit-Information auf 'time-variable boundary conditions' gesetzt. Des Weiteren wurde das Model von van Genuchten ohne Hysterisis sowie in der Kategorie 'water flow boundary conditions' für die Oberfläche 'atmospheric boundary conditions with surface layer' und für den Untergrund 'free drainage' gewählt. Die Erhebung der Witterungsdaten fand auf dem Versuchsgut „Hohenschulen“ statt.

7.1.5 Berechnung der spezifischen CO₂-Äquivalente ('carbon footprint')

Die gemessenen N₂O-Emissionen sowie die CO₂-Emissionen, die durch den direkten und indirekten Verbrauch an fossiler Energie entstehen, wurden in CO₂eq-Emissionen umgerechnet. Die Methanemissionen wurden dabei nicht berücksichtigt, da CH₄-Emissionen nicht von signifikanter Relevanz aus Mineralböden sind (Dittert et al. 2005). Der Energieertrag wurde durch die Multiplikation von Trockenmasseertrag und Energiegehalt errechnet (GJ ME ha⁻¹). Der Energieaufwand für die Grünlandbewirtschaftung wurde nach Kelm et al. (2004) berechnet. Dabei waren Faktoren des Grünlandmanagements für die Berechnung

ausschlaggebend: Aussaat, Düngung und Ernte, sowie der Energieverbrauch, der bei der Herstellung von Düngemitteln (N, P, K, Kalk) und Saat entsteht.

Die spezifischen CO₂-Emissionen ergeben sich als Summe aus den gemessenen N₂O-Emissionen (Umrechnungsfaktor 298, Forster et al. 2007) und den berechneten CO₂-Emissionen aus dem Energieverbrauch bezogen auf eine Einheit Energieertrag. Da Stahl (2009) einen von Bodenverdichtung auf Grünland betroffenen Flächenanteil von 74% angibt, die vorliegende Studie sich aber auf schwere landwirtschaftliche Maschinen (Güllewagen, Ladewagen, Häcksler) beschränken sollte, musste ein von Bodenverdichtung betroffener Flächenanteil von 50% angenommen werden. Folglich setzten sich die Lachgasemissionen und Erträge je zur Hälfte aus den verdichteten und unverdichteten Daten zusammen.

7.1.6 Statistische Auswertung

Alle statistischen Berechnungen der vorgelegten Arbeit wurden in Rücksprache und Zusammenarbeit mit Herrn Dr. Mario Hasler (Variationsstatistik, Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät CAU Kiel) erarbeitet.

Mittels linearer Interpolation wurden kumulative Lachgasemissionen zwischen den gemessenen Flüssen berechnet. Für die einzelnen Jahre wurden die Emissionen als arithmetisches Mittel angegeben.

Die Faktoren „Versuchsjahr“, „N-Düngung“ und „Bodenverdichtung“ sowie deren Wechselwirkungen wurden mittels PROC MIXED von SAS 9.1 (SAS 2000) auf Signifikanz getestet. Die Wiederholungen wurden als randomisiert angegeben. „Least square means“ wurden durch die Funktion PDIFF in der Prozedur PROC MIXED ermittelt. Eine Signifikanz wurde bei $P < 0,05$ angegeben und mit dem Verfahren nach Bonferroni-Holm adjustiert.

Eine Berechnung der Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und N₂O-Emissionen erfolgte nur für die Phasen, die direkt an die Bodenverdichtung bzw. N-Düngung anschlossen. Das „repeated subject“ war die Wechselwirkung zwischen Block x Jahr x Düngung x Tag, wobei eine autoregressive Kovarianz-Struktur unterstellt werden konnte. Aufgrund der Annahme, dass die ersten 14 Tage nach Verdichtung/Düngung für die N₂O-Emissionen als die kritischsten zu betrachten sind, erfolgte für diese Zeiträume eine Berechnung der kumulativen N₂O-Emissionen und eine Regression mit PROC REG zu den entsprechenden mittleren Bodenfeuchten.

7.2 Methoden des Kapitels „The significance of soil compaction as a function of fertilization and cutting regime in legume-grass swards“

7.2.1 Standort, Versuchsanlage und Versuchsdurchführung

Auf dem Versuchsgut „Hohenschulen“ (54°19'N; 9°58'O; 30 m üNN) der CAU Kiel in Schleswig-Holstein wurde ein dreijähriger Feldversuch durchgeführt. Genaue geologische und klimatische Ausgangsbedingungen sowie der Grünlandbestand und Düngung vor Versuchsbeginn sind dem Abschnitt 7.1.1 zu entnehmen.

Der Versuch wurde in einem split-plot-Design mit fünf Faktoren in vierfacher Wiederholung angelegt. Folgende Versuchsfaktoren wurden durchgeführt:

1. Nutzungsregime
 - 1.1. Drei Schnitte pro Jahr (**3c**)
 - 1.2. Fünf Schnitte pro Jahr (**5c**)
2. Kontrollierte Bodenverdichtung
 - 2.1. Kontrolle = keine zusätzliche Bodenverdichtung (**C0**)
 - 2.2. Einmalige zusätzliche Bodenverdichtung = Kontaktflächendruck 321 kPa Anfang April (**C1**)
 - 2.3. Zweimalige zusätzliche Bodenverdichtung = Kontaktflächendruck 321 kPa Anfang April und Juli (**C2**)
3. N-Düngung
 - 3.1. 0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, leguminosen-basierte Bestände (**N0**)
 - 3.2. 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ als Kalkammonsalpeter (**CAN**)
 - 3.3. 360 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ als Harnstoff (**Urea**)
4. K-Düngung
 - 4.1. 300 kg K ha⁻¹ yr⁻¹ (**K300**)
 - 4.2. 600 kg K ha⁻¹ yr⁻¹ (**K600**)
5. Jahr der ersten kontrollierten Bodenverdichtung (2006, 2007 und 2008)

Die gezielte Bodenverdichtung bewirkte eine Überfahrt mit einem Gespann aus Traktor und Güllewagen. Das Gesamtgewicht des Gespanns betrug 22 t und der Kontaktflächendruck 321 kPa, berechnet nach O'Sullivan et al. (1999). Die Bodenverdichtung erfolgte zu Vegetationsbeginn (Anfang April) und in der zweifach verdichteten Variante zusätzlich im Juli. Die Stickstoffdüngung wurde in der Drei-Schnitt-Nutzung auf drei Teilgaben (160/120/80 kg N ha⁻¹), in der Fünf-Schnitt-Nutzung auf vier Teilgaben (120/100/80/60/0 kg N ha⁻¹)

aufgeteilt. Die Kaliumdüngung erfolgte in drei Teilgaben (150/100/50 kg K ha⁻¹ in K300 bzw. 250/200/150 kg K ha⁻¹ in K600). Die Düngung wurde mit einem Parzellendüngerstreuer mit einer Spurbreite von 3 m durchgeführt, um eine zusätzliche Bodenverdichtung innerhalb der Parzellen zu vermeiden.

Bereits ein Jahr vor Versuchsbeginn (2005) wurde der Grünlandbestand mit den entsprechenden Nutzungs- und Düngungsmaßnahmen behandelt, um eine Anpassung des Bestandes und damit der botanischen Zusammensetzung sowie der Lagerungsdichten an die jeweiligen Versuchsfaktoren zu gewährleisten. Die gezielte Bodenverdichtung wurde 2006 begonnen; in den darauffolgenden Jahren fand die Verdichtung immer auf bisher "unverdichteten" Flächen statt, um einen Nachwirkungseffekt der Verdichtung aus dem Vorjahr zu vermeiden. Die Parzellengröße betrug 18 m² (6 m x 3 m).

7.2.2 Bestimmung von Trockenmasseertrag und Futterqualität

Die Ermittlung der Trockenmasseerträge sowie der Futterqualitätsparameter kann dem Abschnitt 7.1.3 entnommen werden.

7.2.3 Statistische Auswertung

Die Faktoren „Versuchsjahr“, „N-Düngung“, „K-Düngung“ und „Bodenverdichtung“ sowie deren Wechselwirkungen wurden mittels PROC MIXED von SAS 9.1 (SAS 2000) auf Signifikanz getestet. Die Wiederholungen wurden als randomisiert angegeben. „Least square means“ wurden durch die Funktion PDIFF in der Prozedur PROC MIXED ermittelt. Eine Signifikanz wurde bei P<0,05 angegeben und mit dem Verfahren nach Bonferroni-Holm adjustiert.

7.3 Methoden des Kapitels „Effects of grassland renovation and short term grass-arable rotations on crop performance and nitrate leaching“

7.3.1 Standort, Versuchsaufbau und -design

Auf dem Versuchsgut "Lindhof" (54°27' N; 9°57' O; 15 m üNN) in Schleswig-Holstein fand über einen Zeitraum von 5 Jahren ein Feldversuch zu den unterschiedlichen Erneuerungsmaßnahmen statt. Wie auch auf Hohenschulen ist die Landschaft auf dem Lindhof von der letzten Eiszeit geprägt. Hier wechseln die Bodentypen zwischen Cambisols, Eutric Luvisols,

Stagnosols und Anthrosols. Das Klima ist ozeanisch geprägt mit einer mittleren Jahrestemperatur von 8,7°C und mittleren Jahresniederschlägen von 785 mm.

Die Bewirtschaftung des Versuchsguts „Lindhof“ erfolgt seit 1993 nach Bioland-Richtlinien (Bioland 2009). Die Versuchsfläche wurde 1994 als Untersaat in Winterweizen angelegt. Folgende Grünlandarten bildeten den Bestand vor Umbruch: *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Alopecurus pratensis*, *Agrostis stolonifera*, *Elymus repens*, *Poa pratensis*, *Festuca rubra* und *Trifolium repens*. Vor dem Versuch wurde die Fläche zweimal pro Jahr über Schnitt genutzt und dreimal pro Jahr von Rindern beweidet.

In einem vier-faktoriellen Split-Plot-Versuch wurden folgende Versuchsfaktoren angelegt:

1. Grünlanderneuerungsmaßnahme
 - 1.1. Dauergrünland als Kontrolle (**GC**)
 - 1.2. Grünlandumbruch und Neuansaat im Spätsommer (**GN**)
 - 1.3. Grünlandumbruch im Herbst und Ansaat von Winterweizen (**AA**)
 - 1.4. Grünlandumbruch im Frühjahr und Ansaat von Sommerweizen (**AS**)
2. Gülledüngung
 - 2.1. 0 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (**N0**)
 - 2.2. 230 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (**N230**)
3. Kalenderjahr des Grünlandumbruchs
 - 3.1. 2005/2006
 - 3.2. 2006/2007
4. Jahr nach Umbruch
 - 4.1. Erstes Jahr
 - 4.2. Zweites Jahr
 - 4.3. Drittes Jahr
 - 4.4. Viertes Jahr

Der Grünlandumbruch im Spätsommer (GN) fand Anfang September statt, im Herbst (AA) im Oktober und im Frühjahr (AS) Anfang April. Nach der Weizenernte wurde in den Varianten AA und AS wieder Grünland etabliert. Die Winterweizensorte war „Bussard“, die Sommerweizensorte „Fasan“. Die Grünlandmischung zur Ansaat enthielt *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense* und *Trifolium repens*. Das Grünland wurde viermal pro Jahr über Schnitt genutzt.

Die Gülledüngung erfolgte in vier Applikationen (frühes Frühjahr, Ende Mai, Anfang Juli, Ende August; 80/60/60/30 kg N ha⁻¹) und wurde mit Schleppschläuchen ausgebracht. Eine

Kalkung erfolgte 2008 (1 t Calcium Carbonat; 32% Ca und 1.4% Mg). Die gesamte Fläche wurde 2007 und 2009 mit Phosphor (45 kg P ha^{-1}), Kalium (100 kg K ha^{-1}), Magnesium (24 kg Mg ha^{-1}) und Schwefel (68 kg S ha^{-1}) versorgt. Die Parzellengröße betrug $6 \times 18 \text{ m}^2$ (108 m^2). Jede Serie des initialen Umbruchs wurde anschließend über vier Jahre beprobt.

7.3.2 Sickerwasseranalyse

Die Gewinnung von Sickerwasser erfolgte mittels einer stationären Saugkerzenanlage. Dazu wurden sowohl keramische (Typ Mullit, Porengröße $1 \mu\text{m}$, Länge 54 mm und Durchmesser 20 mm ; ecoTech, Bonn, Deutschland) als auch Glas-Saugkerzen (Borosilikatglas Porengröße $1 \mu\text{m}$, Länge 50 mm , Durchmesser 20 mm ; ecoTech, Bonn, Deutschland) verwendet. Die Auswahl fiel auf Saugkerzen aus Glas, da Wessel-Bothe et al. (2000) eine Interaktion von organischen Stoffen mit keramischen Saugkerzen nachgewiesen haben.

Je Parzelle wurden drei keramische Saugkerzen nach dem letzten Schnitt im Oktober in einer Tiefe von 75 cm mit einem Winkel von 60° zur Bodenoberfläche installiert. Die Glas-saugkerzen wurden äquivalent eingebaut, allerdings nur für drei Jahre nach Grünlandumbruch. Wöchentlich wurde ein Vakuumdruck von $0,4 \text{ bar}$ an die Saugkerzenanlage angelegt. Über einen Absperrhahn wurden die Saugkerzen und die Sammelflaschen luftdicht abgeschlossen, sodass der Unterdruck über eine Woche bestehen blieb. Die Proben wurden von Oktober bis April wöchentlich als Mischprobe der drei Saugkerzen je Parzelle genommen. Bis zur Analyse wurden die Sickerwasserproben bei $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ gelagert.

Die Konzentrationen an Gesamt-Stickstoff, Nitrat-N, Ammonium-N und organischem N wurden photometrisch mit einem Autoanalyser (Skalar Analytical Instruments, Breda, Niederlande) gemessen.

Die Sickerwassermenge wurde nach der klimatischen Wasserbilanz von DVWK (1996) berechnet. Die Gleichung beruht auf Wetter- und Bodenparametern, der aktuellen Evaporation (Wendling et al. 1991) und einem Bestandskoeffizienten ($k_{\text{Grünland}} = 1$, $k_{\text{Winterweizen-früh}} = 0.8$, $k_{\text{Winterweizen-spät}} = 0.5$; DVWK 1996), um die Evaporation an den jeweiligen Bestand anzupassen. Die Berechnung der Sickerwassermenge begann mit dem ersten Sickerwasseranfall in den eingebauten Saugkerzen unter der Annahme, dass zu diesem Zeitpunkt die Feldkapazität erreicht war.

7.3.3 *Nmin-Gehalt im Boden*

Die Bodenprobenahme zur Bestimmung des Gehaltes an mineralischem Stickstoff im Boden erfolgte zu Vegetationsende und –beginn in einer Tiefe von 90 cm. Dabei wurden Mischproben aus drei Bohrstöcken (Pürckhauer, ecotech, Bonn, Deutschland) in jeder Parzelle genommen, die in die Tiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm eingeteilt wurden. Direkt anschließend an die Probenahme wurden die Bodenproben bis zum Bodenaufschluss bei -20°C gelagert. Der Bodenaufschluss erfolgte mit einer 0,0123 mol CaCl₂-Lösung. Die aufgeschlossenen Proben wurden nach einer Filtrierung (MN 620 ¼ Ø 150 mm, Macherey-Nagel, Düren, Deutschland) mit dem Autoanalyzer (Skalar Analytic Instruments, Breda, Niederlande) photometrisch auf den Gehalt an Nitrat und Ammonium analysiert. Der Nmin-Wert wurde unter Berücksichtigung des aktuellen Wassergehaltes und der Lagerungsdichte berechnet. Zur Bestimmung der Bodenfeuchte wurden feldfeuchte Bodenproben bei 105°C bis zur Gewichtskonstante getrocknet.

7.3.4 *Erhebung der Trockenmasseerträge und Futterqualitätsparameter*

Zur Bestimmung der Erträge wurden die Parzellen in zwei Teilparzellen geteilt, wobei die eine Unterparzelle mit einem Haldrup-Parzellenbeernter (Løgstor, Dänemark), die andere Unterparzelle per Handbeprobung von 0,25 m² auf einer Nutzungshöhe von 5 cm beprobt wurde. Die per Handbeprobung gewonnenen Pflanzenproben wurden nach den funktionellen Gruppen „Gras“, „Leguminosen“ und „nicht angesäte Arten“ fraktioniert. Der Weizen wurde ebenso mittels eines Haldrup-Parzellenbeernter zum Stadium der Teigreife (EC85) als Ganzpflanzensilage geerntet. Zur Bestimmung des Trockenmassegehaltes wurden die Pflanzenproben für 24 h bei 60°C getrocknet. Die getrockneten Pflanzenproben wurden zunächst auf 1 mm vermahlen (Fa. Tecator), und anschließend zweifach mit einem NIRS-System 5000 Monochromator (Foss NIRSystems, Silver Springs, MD, USA) gescannt. Für die Kalibration der Berechnung von N- und Energiegehalt wurde die WinISI II Software (Infrasoft International, South Atherton St., PA, USA) verwendet. Der Gesamtstickstoffgehalt wurde mit einem C/N-Analyzer (Vario Max CN, Elementar Analysensystem GmbH, Hanau, Deutschland) ermittelt. Der Bestimmung des metabolischen Energiegehalts (ME) des Pflanzenmaterials wurde die Analyse CDOMD (in vitro pepsin-cellulase solubility of organic matter (de Boever et al. 1988)), berechnet nach Weissbach et al. (1999), zugrunde gelegt.

7.3.5 *Statistical Analysis*

Die Versuchsfaktoren “Erneuerungsverfahren”, “Gülledüngung”, “Umbruchjahr” und “Versuchsjahr” sowie deren Wechselwirkungen wurden mittels der Prozedur PROC MIXED von SAS 9.1 (SAS 2000) auf Signifikanz getestet. Die Wiederholungen stellten den Random-Term. „Least square means” wurden durch die Funktion PDIF in der Prozedur PROC MIXED ermittelt. Eine Signifikanz wurde bei $P < 0,05$ angegeben und mit dem Verfahren nach Bonferroni-Holm adjustiert.

7.4 Literatur

- Bioland Ökologischer Landbau (2009) Bioland Standards as of April 27th, 2009. Bioland e.V., Mainz, Germany.
- Christensen S (1983) Nitrous oxide emission from a soil under permanent grass: Seasonal and diurnal fluctuations as influenced by manuring and fertilization. *Soil Biol Biochem* 15: 531-536. doi: 10.1016/0038-0717(83)90046-9
- Conen F, Smith K (2000) An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. *Eur J Soil Sci* 51: 111-117. doi: 10.1046/j.1365-2389.2000.00292.x
- De Boever J, Cottyn B, Andries J, Buysse F, Vanacker J (1988) The use of cellulose technique to predict digestibility, metabolizable and net energy of forages. *Anim Feed Sci Tech* 19: 247-260.
- Dechow R, Freibauer A (2011) Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutr Cycl Agroecosys* 91: 235-254. doi: 10.1007/s10705-011-9458-9
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (1996) Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238, Kommissionsbetrieb Wirtschafts- und Vertragsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- Dittert K, Lampe C, Gasche R, Butterbach-Bahl K, Wachendorf M, Papen H, Sattelmacher B, Taube F (2005) Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biol Biochem* 37: 1665-1674. doi: 10.1007/s00115-004-1693-8
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P et al. (2007) Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K, Tignor M, Miller H (eds) *Climate Change 2007: the Physical Science Basis*. Cambridge Univ Press, Cambridge UK, and New York: 747-845.

- van Genuchten M, Leij F & Yates S (1991) The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Technical Report EPA/600/2-91/065, US Environmental Protection Agency.
- Hartge K, Horn R (1999) Einführung in die Bodenphysik. 3.Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, Germany.
- Hutchinson G, Mosier A (1981) Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes. *Soil Sci Soc Am J* 45: 311-316. doi: 10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x
- Jones S, Famulari D, Marco C, Nemitz E, Skiba U, Rees R, Sutton M (2011) Nitrous oxide emissions from managed grassland: a comparison of eddy covariance and static chamber measurements. *Atmos Meas Tech Discuss* 4: 1079-1112. doi: 10.5194/amtd-4-1079-2011
- Kelm M, Trott H, Volkers K, Taube F (2004) Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass Forage Sci* 59: 69-79. doi: 10.1111/j.1365-2494.2004.00406.x
- Kroon P, Hensen A, van den Bulk W, Jongejan P, Vermeulen A (2009) The importance of reducing the systematic error due to non-linearity in N₂O flux measurements by static chambers. *Nutr Cycl Agroecosyst* 82: 175-186. doi: 10.1007/s10705-008-9179-x
- Loftfield N, Flessa H, Augustin J, Beese F (1997) Automated Gas Chromatographic System for Rapid Analysis of the Atmospheric Trace Gases Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide. *J Environ Qual* 26: 560-564. doi: 10.2134/jeq1997.00472425002600020030x
- Mishurov M, Kiely G (2011) Gap-filling techniques for the annual sums of nitrous oxide fluxes. *Agr Forest Meteorol* 151: 1763-1767. doi: 10.1016/j.agrformet.2011.07.014
- O'Sullivan M, Henshall J, Dickson J (1999) A simplified method for estimating soil compaction. *Soil Till Res* 49: 325-335. doi: 10.1016/S0167-1987(98)00187-1
- SAS Institute Inc. (2000) SAS/STAT® User's Guide, Version 9.1. Cary, NC: SAS Institute
- Šimůnek J, Van Genuchten MT, Šejna M (2005) The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. University of California-Riverside Research Reports.
- Smith K, Thomson P, Clayton H, McTaggart I, Conen F (1998) Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmos Environ* 32: 3301-3309. doi: 10.1016/S1352-2310(97)00492-5
- Smith K, Dobbie K (2001) The impact of sampling frequency and sampling times on chamber-based measurements of N₂O emissions from fertilized soils. *Glob Change Biol* 7: 933 - 945. doi: 10.1046/j.1354-1013.2001.00450.x

- Smith K, Clayton H, McTaggart I, Thomson P, Arah J, Scott A, Goulding K, Monteith J, Phillips V (1995) The measurement of nitrous oxide emissions from soil by using chambers. *Phil Trans R Soc Lond A* 351: 327-338. doi: 10.1098/rsta.1995.0037
- Stahl H (2009) Ground pressure on grassland (in German). Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie 3.
- Trükmann K (2010) Quantification of stabilizing effects of plant roots as an option to reduce soil compaction on grassland soils (in German). Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Weissbach F, Kuhla S, Schmidt L, Henkels A (1999) Estimation of the digestibility and the metabolizable energy of grass and grass products. *Proc Soc Nutr Physiol* 8: 72.
- Wendling D, Schellin HG, Thomae M (1991) Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. *Zeitschrift für Meteorologie* 41: 468-475.
- Wessel-Bothe S, Pätzold S, Klein C, Behre G, Welp G (2000) Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und DOC an Saugkerzen aus Glas und Keramik. *J Plant Nutr* 163: 53-56. doi: 10.1002/(SICI)1522-2624(200002)163:1<53::AID-JPLN53>3.0.CO;2-W
- Ziogas G (1995) Geology and soils of the experimental stations Lindhof and Hohenschulen of the Christian-Albrecht-University Kiel: quaternary geological and pedological mapping, genesis, ecology, functions (in German). Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.

Danke...

- ... meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Friedhelm Taube für die Überlassung dieses interessanten Forschungsthemas und die hervorragende Betreuung –insbesondere in der Endphase der Promotionszeit
- ... Herrn Prof. Dr. Rainer Horn für die Übernahme der Begutachtung der Dissertation und die Vermittlung der bodenkundlichen Zusammenhänge während meines Studiums
- ... Herrn Dr. Ralf Loges für die Betreuung-, Korrektur- und Diskussionsbereitschaft, die zahlreichen konstruktiven Beiträge zu dieser Arbeit und auch für Deine verständnisvolle Art
- ... Frau Prof. Dr. Antje Herrmann für die eine oder andere fachliche Diskussion und die zahlreichen Leckereien für Fanni
- ... Herrn Dr. Mario Hasler für Hilfestellung bei der statistischen Auswertung
- ... Herrn Christof Kluß für die unermüdliche Hilfsbereitschaft bei PC-Schwierigkeiten, aber auch bei vielen organisatorischen Problemen, fürs Korrekturlesen und die gemeinsame Zeit bei diversen Englisch-Kursen
- ... Herrn Thomas Ehmsen für die Unterstützung bei der Durchführung des Feldversuchs auf dem Lindhof, die vielen netten Stunden bei Dir draußen und Dein offenes Ohr bei dem einen oder anderen Problem
- ... dem Laborteam, dabei insbesondere Frau Rita Kopp für die Durchführung der Analysen der Sickerwasser- und Bodenproben
- ... allen Hiwis, die auf dem Feld und im Labor mitgewirkt haben, für Euren aufopferungsvollen Arbeitseinsatz bei jedem Wetter und die angenehme Arbeitsatmosphäre mit Euch
- ... den Kollegen vom Lehrstuhl Grünland und Futterbau, dabei insbesondere Anna Techow, Dr. Niko Svoboda, Dr. Marc Lösche, Dr. Nina Weiher, Thorsten Biegemann und Mirja Kämper für die vielen netten Stunden mit Euch und Euren Beitrag zum Gelingen dieser Arbeit, sei es durch Versuchsdurchführung, Korrekturlesen, fachlichen Diskussionen und aufmunternde Worte
- ... Fanni für Deine stete Begleitung und Deine bedingungslose Treue
- ... meinen Geschwistern Dominik, Martin, Elisabeth und Veronika für den tollen Zusammenhalt unter uns und meinen Eltern für die jahrelange Unterstützung, das Vertrauen, das Ihr mir entgegengebracht habt, Eure Geduld, wenn ich den einen oder anderen Umweg gegangen bin und für die schöne Kindheit, die ich erleben durfte
- ... Dir lieber Martin für Deine fachliche aber insbesondere Deine moralische Unterstützung und dafür, dass Du Emil so ein leidenschaftlicher, unbeschwerter Vater bist
- ... Dir lieber Emil für Dein unbeschreiblich sonniges Gemüt, die vielen fröhlichen Stunden, die gerade in der stressigen Endphase so kostbar waren

Lebenslauf

Persönliche Angaben:

Name: Maria Susanne Schmeer
Geburtsdatum und –ort: 18.06.1979 in Regensburg (Bayern)
Staatsangehörigkeit: Deutsch
Familienstand: Ledig, 1 Sohn (2011)

Ausbildung und beruflicher Werdegang:

seit 03/2011 Elternzeit
02/2008-03/2011 Promotionsstudentin und wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Abteilung Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
03/2006 – 08/2007 Master-Studium an der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der CAU-Kiel; Fachrichtung Umweltwissenschaften
10/2001 – 03/2006 Bachelor-Studium an der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der CAU-Kiel; Fachrichtung Umweltwissenschaften
bis 07/1999 Goethe-Gymnasium (Regensburg)
Abschluss: Abitur

Praktische Tätigkeiten

07/2006 – 09/2007 Zentralist und medizinischer Transport, Clinotrans, Kiel
01/2004 – 06/2006 Studentische Hilfskraft, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
06/2001 – 09/2001 Landwirtschaftliche Praktikantin, Demeterhof Groß-Wulfshorst, Schleswig-Holstein
03/2001 – 05/2001 Tätigkeit als WWOOF (Willing Worker On Organic Farms), Neuseeland
08/2000 – 02/2001 Landwirtschaftliche Angestellte auf der Reiterhof Gläserkoppel, Preetz
08/1999 – 07/2000 Freiwilliges Ökologisches Jahr in der Natur-, Umwelt- und Abfallberatungsstelle, NABU; Plön