

Anteil der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase in Österreich

G. Dersch und K. Böhm

Austrian agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate

1. Einleitung

Die klimarelevanten Spurengase haben die Eigenschaft, für die einfallende Sonnenstrahlung praktisch durchlässig zu sein, einen Teil der von der Erde abgegebenen Wärmestrahlung jedoch zu absorbieren, wodurch es zu einer Erwärmung in der Troposphäre kommt. Dieser „natürliche“ Treibhauseffekt wird vor allem durch den Wasserdampfgehalt der Luft, aber auch durch Kohlendioxid, Methan, Lachgas und Ozon verursacht und ermöglicht das Leben auf der Erde durch Erhöhung der mittleren Temperatur auf der Erdoberfläche von etwa -18°C auf $+15^{\circ}\text{C}$ (SCHÖNWIESE und DIEKMANN, 1987).

Die durch menschliche Aktivitäten (= anthropogen) ausgelösten Freisetzungen von klimarelevanten Spurengasen vermindern die Abgabe von langwelliger Wärmestrahlung

weiter und bewirken somit eine Veränderung der globalen Energiebilanz in Richtung einer zusätzlichen Erwärmung unseres Planeten.

Die Landwirtschaft ist mit dem Klima und den prognostizierten Klimaveränderungen, die durch erhöhte Spurengaskonzentrationen in der Atmosphäre verursacht werden, in mehrfacher Hinsicht gekoppelt:

– Primär ist die Art der Landnutzung von den klimatischen Gegebenheiten eines Standortes abhängig. In den letzten Jahrzehnten wurden auch in Österreich, wenngleich in etwas geringerem Umfang als in anderen Industrieländern, die vielfältigen, an die standörtlichen und regionalen Ressourcen angepassten Formen der Landbewirtschaftung aufgrund der relativ billigen Verfügbarkeit von fossilen Energierohstoffen für die mineralische Düngemittelproduktion und für überregionale bis weltweite

Summary

Agriculture's share including all direct and indirect processes such as clearing of forests in the tropics in anthropogenic global warming potential is about more than 30 %. When the inappropriate cultivation methods and land use changes in the tropic and subtropic areas, which cause especially high CO_2 -emissions, are excluded agriculture's share is about 13 %, now methane emissions (from livestock husbandry and rice paddies) and nitrous oxide emissions (due to nitrogen inputs to the soils) are predominating.

In Austria agriculture's share in national warming potential is about 10 %. If only emissions in direct connection with agricultural land use (incl. fuel consumption, use of mineral and organic N-fertilizers and use of plant protective agents, but excl. emissions from livestock husbandry and from use of electricity power, gas and fuel oil for heating) are included agriculture's share is about 5 %.

In the past specialization in agricultural production resulting in unbalanced crop rotations and intensification of soil cultivation might have contributed to degradation of organic carbon on arable land. However, topsoils are still an important carbon reservoir, which must be preserved by competent and sustainable soil cultivation (well balanced crop rotation, planting of cover crops, incorporation of crop residues in the soil).

Agriculture may contribute a relevant amount to reduce emissions of climate affecting trace gases when the potential for biomass production is used. Extensification strategies in all fields of plant production should be further optimised for preserving natural resources and using energy inputs efficiently.

Key words: Austria, agriculture, emission, greenhouse gases, global warming potential.

Zusammenfassung

Die Landbewirtschaftung trägt unter Einbeziehung aller damit direkt oder indirekt in Zusammenhang stehenden Produktionsprozesse wie z. B. auch der Regenwaldvernichtung in den Tropen weltweit zu über 30 % zum anthropogenen Treibhauseffekt bei. Werden die nicht sachgemäßen Bewirtschaftungsmethoden und Landnutzungsänderungen in den Tropen und Subtropen, die besonders hohe CO₂-Emissionen verursachen, nicht miteinbezogen, liegt der Anteil der Landnutzung bei etwa 13 %, wobei die Methanemissionen (aus der Nutztierhaltung und dem Naßfeldreisanbau) und die Lachgasemissionen (hervorgerufen durch Stickstoff-Einträge in die Böden) überwiegen.

Auf nationaler Ebene liegt der Anteil der Landwirtschaft am anthropogenen Treibhauspotential bei etwa 10 %. Werden nur Emissionen im direkten Zusammenhang mit der Bodennutzung (incl. Treibstoffverbrauch, mineral. und organischer Stickstoffdüngereinsatz, Pflanzenschutzmitteleinsatz, aber exkl. Tierhaltungsemissionen sowie Strom-, Gas- und Heizölverbrauch) herangezogen, liegt der Beitrag bei etwa 5 %.

Spezialisierungsprozesse in der landwirtschaftlichen Produktion verbunden mit einseitigen Fruchtfolgen und intensiver Bodenbearbeitung könnten in der Vergangenheit gebietsweise zu Verlusten an organischem Kohlenstoff auf Ackerflächen geführt haben. Derzeit stellen die Böden ein bedeutendes Kohlenstoffreservoir dar, das durch sachgemäße Bodenbewirtschaftung (ausgewogene Fruchtfolgen, Anlage von Begrünungen, Einarbeitung von Ernterückständen) nachhaltig zu bewahren ist.

Mengenmäßig bedeutende Beiträge zur Reduktion der Emissionen klimarelevanter Spurengase sind vor allem durch die Nutzung des Produktionspotentials für Biomasse als Energieträger und Rohstoff zu erwarten. Extensive Bewirtschaftungsformen sind sowohl für die Produktion von Biomasse als auch im gesamten Bereich der Nahrungs- und Futtermittelproduktion bezüglich des gesamten Betriebsmitteleinsatzes weiter im Hinblick auf Ressourcenschonung und Energieeffizienz zu optimieren.

Schlagnworte: Österreich, Landwirtschaft, Emission, klimarelevante Spurengase, Treibhauseffekt.

Futtermitteltransporte massiv in Richtung Intensivierung der Stoffumsätze mit teilweise hohen Nährstoffüberschußsalden geändert.

- Die durch menschliche Aktivitäten (vor allem die thermische Nutzung von fossilen Kohlenstoffverbindungen) veränderte chemische Zusammensetzung der Erdatmosphäre und die dadurch bedingten Klimaveränderungen betreffen von allen Wirtschaftszweigen zuerst die an das jeweilige standörtliche Klima angepaßte land- und forstwirtschaftliche Pflanzenproduktion.
- Gleichzeitig tragen die landwirtschaftlichen Produktionsprozesse in unterschiedlichem Maße, je nach Bewirtschaftungsintensität, zur erhöhten Freisetzung von direkt und indirekt klimarelevanten, natürlichen Spurengasen bei, und sind somit auch eine Ursache dieser Entwicklungen.

2. Emissionen von klimarelevanten Spurengasen durch die Landwirtschaft

2.1 Kohlendioxid (CO₂)

Die Konzentration von CO₂ in der Atmosphäre beträgt zur Zeit etwa 350 ppm (IPCC, 1990; ENQUETE-KOMMISSION,

1990) mit steigender Tendenz. Die Kohlendioxidemissionen sind am anthropogenen Treibhauseffekt zu 50–60 % beteiligt und stellen mengenmäßig den größten Teil aller klimarelevanten Spurengase dar. Der überwiegende Anteil des anthropogen freigesetzten Kohlendioxids stammt aus der Nutzung fossiler Energieträger. Die Landwirtschaft trägt durch den in den letzten Jahrzehnten stark gestiegenen Betriebsmitteleinsatz (synthetische N-Düngerherstellung und Dieseltreibstoffverbrauch) zur anthropogenen CO₂-Freisetzung bei. Global gesehen ist der Anteil der CO₂-Emissionen durch die Verbrennung fossiler Energieträger etwa fünfmal so hoch wie die CO₂-Freisetzung durch Landnutzungsänderungen, größtenteils durch die Brandrodung tropischer Wälder (SCHOEDDER, 1990). Für die gemäßigten Zonen wird angenommen, daß die CO₂-Bilanz bezüglich Landnutzungsänderungen gegenwärtig ausgeglichen ist. Es muß jedoch berücksichtigt werden, daß umfangreiche Waldrodungen in unseren Breiten bereits vor 50–300 Jahren stattgefunden haben (HOUGHTON and SKOLE, 1990). Einschneidende Bodennutzungsänderungen, die zu relevanten CO₂-Freisetzungen führen, sind heute in Mitteleuropa nur punktuell (z. B. Grünlandumbruch) oder regional (z. B. Niedermoorentwässerung) von

Bedeutung. In Österreich ist die Erhaltung des bestehenden Grünlandflächenausmaßes und bestehender Landschaftselemente Förderungsvoraussetzung bei einer Vielzahl von Maßnahmen des Österreichischen Programmes zur Förderung einer umweltgerechten Landwirtschaft (ÖPUL), sodaß auch solche kleinflächigen Bodennutzungsänderungen mit CO₂-Relevanz ökonomisch unattraktiv bleiben und nicht mehr durchgeführt werden.

2.1.1 Kohlenstoff im Boden

Kohlenstoff liegt im Boden gebunden in organischer (als Humus) oder in anorganischer Form (überwiegend als Karbonat) vor. Der Boden bildet nach den Gesteinen, den Ozeanen und den Vorräten an fossilen Brennstoffen das weltweit viertgrößte Kohlenstoffreservoir (Tabelle 1).

Tabelle 1: Kohlenstoffreservoirs der Erde¹⁾ (10⁹ t)
Table 1: Global carbon reservoirs¹⁾ (10⁹ t)

Tiere	Pflanzen	Atmosphäre	Böden	Fossiler C-Vorrat	Ozeane	Gesteine
1-2	560	735	1 500	5 000-10 000	36 000	65.10 ⁶

¹⁾ nach BOLIN and COOK, 1983; HOUGHTON and WOODWELL, 1989

Der Humus unterliegt der mikrobiellen Umsetzung und damit ständigen Auf- und Abbauprozessen. Auch der Gehalt an anorganisch gebundenem Kohlenstoff kann sich verändern, doch sind diese Zeiträume verglichen mit der Dynamik des organischen Kohlenstoffes um ein Vielfaches größer.

Bei gleichbleibenden Standortparametern und Nutzungsformen verändert sich der jeweilige Humusgehalt des Bodens, als Resultat eines dynamischen Fließgleichgewichtes zwischen dem mikrobiellen Abbau einerseits und der Zufuhr von Humusbestandteilen aus der mikrobiellen Umsetzung von Pflanzenrückständen und organischen Düngern andererseits, nicht.

Die Lage des Fließgleichgewichtes hängt von der Kinetik der internen Umsetzungen sowie von den Mengen der Einträge ab. Die ausschlaggebenden Faktoren sind:

- Standort (Temperatur, Niederschlag, Bodenart, Bodentyp, ...)
- Kohlenstoff-Einträge (Pflanzenrückstände, organischer Dünger, ...)
- Bewirtschaftungsmaßnahmen (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung, ...)

Global betrachtet ist der Verlust an Kohlenstoff aus dem organischen Bodenvorrat als Folge von Landnutzungsände-

rungen und Managementmaßnahmen bedeutend. Eine exakte Quantifizierung der Kohlenstoffverluste ist infolge der Heterogenität der Landoberfläche äußerst schwierig (ROGASIK et al., 1994). Mittels Simulationen kommen DETWILER and HALL (1988) zu der Annahme, daß bei der Überführung von tropischem Regenwald in Grünland 20 %, bzw. in Ackerland 40 % der ursprünglichen im Boden gebundenen organischen Kohlenstoffmenge als CO₂ verloren gehen. Welchen Einfluß die Intensivierung der Landwirtschaft und die Veränderung der regionalen Agrarstrukturen (Übergang von gemischten Betriebsformen zur Spezialisierung auf Marktfruchtproduktion oder Nutztierhaltung) auf die Humusgehalte der österreichischen Ackerböden im Verlauf der letzten 2-3 Jahrzehnte hatten, wird nachfolgend aufgezeigt.

2.1.2 Veränderung der Humusgehalte von Ackerböden

Um die Veränderungen der Humusgehalte von landwirtschaftlich genutzten Ackerböden Österreichs erfassen und die sich daraus ergebenden Beiträge zur Kohlendioxidbilanz abschätzen zu können, wurden die Humusgehaltsdaten aus den nieder- und oberösterreichischen Bodenkartierungsergebnissen ausgewählt, deren Felddaufnahme zwischen 1958 und 1972 erfolgte (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, div. Jg. 1958-1980), und mit den entsprechenden aktuellen Daten der Bodenzustandsinventuren (BZI) dieser Bundesländer verglichen (AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, 1994; AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, 1993). In diesen beiden Bundesländern liegen etwa 70 % der Ackerfläche Österreichs. Für Niederösterreich wurden die Bodentypen Tschernosem (FAO: Calcic Chernozem), kalkfreie Felsbraunerde (FAO: Dystric Cambisol on rock), Lockersediment-Braunerde (FAO: Calcaric + Dystric Cambisol on sediment) sowie Feuchtschwarzerde (FAO: Gleyic Chernozem) und für das Bundesland Oberösterreich die Bodentypen kalkfreie Felsbraunerde (FAO: Dystric Cambisol on rock) sowie Lockersediment-Braunerde (FAO: Calcaric + Dystric Cambisol on sediment) ausgewählt (DANNEBERG et al., 1994) (Tabelle 2).

Die Ackerflächen dieser Bodentypen repräsentieren in Niederösterreich einen Anteil von 52 % und in Oberösterreich einen Anteil von 37 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Für die Vergleichsuntersuchung wurden jeweils über 1000 Analyseergebnisse vom Oberboden (0-20 cm) herangezogen, weil davon ausgegangen werden kann, daß der

Tabelle 2: Veränderungen der Humusgehalte auf Ackerflächen (0–20 cm) ausgewählter Bodentypen Nieder- und Oberösterreichs 1965–1991 (ohne Berücksichtigung der Gehaltsverdünnung durch Krümmenvertiefung)

Table 2: Changes of humus contents on arable land (0–20 cm) of selected soil types in Lower Austria and Upper Austria 1965–1991 (disregarding the thinning effect as a result of deeper ploughing practice)

	Humusgehalt in %		Humusgehaltsveränderung	
	Bodenkartierung ca. 1965 ¹⁾	BZI 1991 ²⁾	in % ³⁾	in kg org. C pro ha und Jahr
NIEDERÖSTERREICH	Mittel/Median	Mittel/Median		
Tschernosem	2,49/2,40	2,11/2,00	-15	-239
Feuchtschwarzerde	3,65/3,10	2,99/2,55	-18	-414
kalkfreie Felsbraunerde	3,45/3,40	2,93/2,70	-15	-327
Lockersediment-Braunerde	2,35/2,10	1,90/1,70	-19	-283
<i>Mittelwert (gewichtet)</i>	<i>2,84</i>	<i>2,38</i>	<i>-16</i>	<i>-290</i>
OBERÖSTERREICH	Mittel/Median	Mittel/Median		
kalkfreie Felsbraunerde	4,46/4,60	3,60/3,30	-19	-540
Lockersediment-Braunerde	2,51/2,30	2,66/2,60	+6	+94
<i>Mittelwert (gewichtet)</i>	<i>3,16</i>	<i>2,97</i>	<i>-6</i>	<i>-120</i>

¹⁾ Alle Humusgehalte aus der Bodenkartierung, die zwischen 1958–1972 in Ober- und Niederösterreich auf Ackerstandorten dieser Bodentypen durchgeführt wurde, sind miteinbezogen und ihrem Flächenanteil entsprechend gewichtet.

²⁾ Die Bodenprobenahme für die Bodenzustandsinventur (BZI) erfolgte in den Jahren 1991 und 1992.

³⁾ Diese Werte gelten für einen Zeitraum von etwa 25 Jahren (1965–1991).

Humusvorrat in der Krume durch die Bodenbearbeitung homogen verteilt ist, und veränderte Bewirtschaftungsformen zuerst in der obersten Bodenschicht zu relevanten Gehaltsveränderungen führen. Während dieser Periode (ca. 1965 bis 1991) ist durch den Einsatz von leistungsstärkeren Traktoren beim Pflügen eine Vertiefung der Krume von etwa 5 bis 10 cm erfolgt, wodurch der organische Bodensubstanzgehalt „verdünnt“ wurde. Dieser Verdünnungseffekt konnte mangels einer fundierten Datenbasis nicht berücksichtigt und quantifiziert werden. Die in der Tabelle 2 angegebenen Gehaltsveränderungen des organischen Kohlenstoffs im Boden sind daher als ungünstigste Maximalvariante (worst case) anzusehen.

Aus Tabelle 2 ist ein West-Ost-Gefälle der Humusgehalte ersichtlich, das sich in den letzten Jahrzehnten weiter verstärkt hat. Die verringerten Humusgehalte der Tschernoseme, ein Bodentyp, der 20 % der landwirtschaftlichen Fläche Niederösterreichs repräsentiert und der Feuchtschwarzerden, ein Bodentyp, den man häufig in grundwasserbeeinflussten Niederungen v. a. im Osten Niederösterreichs antrifft, können auf geänderte Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie etwa Reduktion der organischen Düngung, einseitigere, getreidebetonte Fruchtfolgen mit anschließender Strohverbrennung zurückgeführt werden. Auf den kalkfreien Felsbraunerden des Wald- und Mühlviertels kann vor allem die intensivere Bodenbearbeitung den Humusabbau dieser eher leichten Böden begünstigt haben.

Um das Verhältnis der CO₂-Emissionen aus Böden durch Humusabbau zu den CO₂-Emissionen aus fossilen Brenn-

stoffen (Kohle, Erdgas, Erdöl) abschätzen zu können, wurde eine mittlere jährliche CO₂-Emission für Ackerflächen errechnet, die basierend auf den Daten von Tabelle 2 die ungünstigste Maximalvariante darstellt (Tabelle 3).

Zum Vergleich seien die seit Mitte der 60er Jahre jährlichen anthropogenen CO₂-Emissionen von 52 bis 60 Millionen Tonnen angeführt (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1994). Die maximalen jährlichen CO₂-Emissionen aus den Ackerböden betragen dazu etwa 2,1 %–2,6 %. Zu berücksichtigen ist, daß die Ackerflächen in den letzten Jahrzehnten aufgrund des gesteigerten Ertragsniveaus um über 140.000 ha reduziert werden konnten und in andere

Tabelle 3: Maximale jährliche CO₂-Emission aus Ackerflächen durch Humusabbau 1965–1991 (ohne Berücksichtigung der Humusgehaltsverdünnung durch Krümmenvertiefung)Table 3: Maximum annual CO₂-emission from arable land due to humus degradation 1965–1991 (disregarding the thinning effect as a result of deeper ploughing practice)

	ca. 1965	1991
mittlere Humusgehalte	2,94 %	2,56 %
org. C-Gehalt pro ha	46,4 t/ha	40,4 t/ha
org. C-Verlust pro Jahr¹⁾	0,24 t org. C/ha entspricht 0,88 t CO ₂ /ha	
Maximale CO₂-Emissionen des gesamten Ackerlandes²⁾ pro Jahr	1,25–1,36 Millionen t CO ₂ ³⁾	

¹⁾ berechnet für eine Zeitspanne von 25 Jahren

²⁾ unter der Annahme, daß die erhobenen Humusmittelwerte für Österreich repräsentativ sind

³⁾ in Abhängigkeit von der jeweiligen Ackerfläche zwischen 1965 und 1991

Nutzungsformen (Bauland, Industrieland, Grünland, Wald) mit einem teilweise höheren Kohlenstoff-Speicherpotential übergeführt wurden. Eine Bewertung dieser Landnutzungsänderung bezüglich des Kohlenstoff-Pools im Boden kann nicht durchgeführt werden, weil dafür geeignete Daten nicht existieren.

Aufgrund der geänderten Fruchtfolge (seit ca. 10 Jahren Ölfrüchte und Körnerleguminosen), des Verbots von Strohverbrennen auf den Äckern und der hohen Akzeptanz der Landwirte zur Anlage von Begrünungen in den letzten Jahren ist anzunehmen, daß die Humusgehalte der Ackerböden nunmehr stabil gehalten werden können.

2.1.3 Die land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden als Kohlenstoffreservoir

Exakte Daten über Humusgehalte in Acker- und Grünland liegen von der BZI-Oberösterreich, BZI-Niederösterreich und der BZI-Salzburg (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG, 1993) vor (Tabelle 4).

Tabelle 4: Mittlere Humusgehalte auf Acker- und Grünland in Nieder-, Oberösterreich und Salzburg

Table 4: Mean humus contents on arable land and grassland in Lower Austria, Upper Austria and Salzburg

	Ackerland in 0-20 cm	Grünland in 0-20 cm
Niederösterreich (BZI 1994)	2,3 %	5,7 %
Oberösterreich (BZI 1993)	2,9 %	6,4 %
Salzburg (BZI 1993)	5,0 %	9,5 % ¹⁾
Mittelwert (gewichtet)	2,5 %	7,2 %

¹⁾ Schätzung ausgehend von den BZI-Angaben.

Ganz deutlich zu erkennen ist sowohl bei Acker- als auch bei Grünlandflächen ein West-Ostgefälle der Humusgehalte. Die unterschiedlichen standörtlichen und klimatischen Parameter (Bodenart und -typ, Niederschlagsverhältnisse, Temperatur) und Bewirtschaftungsformen (z. B. organische Düngungsintensität) können als Ursache dafür genannt werden. Die akkumulierten Kohlenstoffmengen für die Ackerbau- und Grünlandflächen (0–20 cm) sowie für die Waldflächen (0–50 cm) Österreichs zeigt Tabelle 5, wobei die Annahme zugrundeliegt, daß die in Tabelle 4 angegebenen Mittelwerte des Humusgehaltes von Acker- und Grünland für Österreich repräsentativ sind.

In den Oberböden des Acker- und Grünlandes sowie in den Waldböden ist etwa die 30-fache Menge an Kohlenstoff

Tabelle 5: Akkumulierte Kohlenstoffmengen in den Oberböden Österreichs¹⁾

Table 5: Accumulated carbon amounts in the Austrian topsoils¹⁾

	Fläche in Millionen ha ²⁾	Millionen t org. Kohlenstoff
Acker	1,40 (21,2 %)	55,2 (12,0 %)
Grünland	1,96 (29,7 %)	190,0 (41,2 %)
Wald ³⁾	3,24 (49,1 %)	215,5 (46,8 %)
Gesamt	6,60	460,7

¹⁾ Acker- und Grünland 0–20 cm; Wald 0–50 cm

²⁾ Nicht miteinbezogen wurden Garten- und Weinland, sowie sonstige Flächen

³⁾ Humusgehalte der Waldböden aus der Österreichischen Waldzustandsinventur 1992

von dem in Österreich pro Jahr durch Verbrennung fossiler Rohstoffe freigesetzten Kohlenstoff gespeichert. Die Bedeutung einer intakten Umwelt und einer sachgerechten, nachhaltigen Landbewirtschaftung für die Erhaltung dieses Kohlenstoffreservoirs wird dadurch unterstrichen.

2.1.4 CO₂-Emissionen durch den Betriebsmitteleinsatz in der Landwirtschaft

Der Beitrag der Landwirtschaft an den anthropogenen CO₂-Emissionen ergibt sich aus der direkten (v. a. Treibstoffverbrauch durch landwirtschaftliche Maschinen) und der indirekten Nutzung (Erzeugung von Betriebsmitteln v. a. von mineralischen Stickstoffdüngern) fossiler Energieträger (DIEPENBROCK et al., 1995). Zunächst nicht miteinbezogen wurde der Verbrauch an elektrischer Energie und Heizöl (v. a. zu Trocknungszwecken), da die Verwendung dieser Energieformen nicht unmittelbar mit der Bodennutzungsintensität in Zusammenhang steht. Für die Abschätzung des Treibstoffverbrauches wurden Daten des ÖSTAT (1995) sowie eigene Erhebungen herangezogen; die Biodieselproduktionsmenge von 18 200 t im Jahr 1995 (PRANKL et al., 1995) wurde in Abzug gebracht. Bezüglich des Energieverbrauches zur Herstellung von N-Düngemitteln wurden die Effizienzsteigerungen nach Angaben der Düngemittelindustrie berücksichtigt und Literaturangaben herangezogen. Aufgrund der oft stark divergierenden Angaben werden im folgenden Bereiche der CO₂-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung angegeben (Tabelle 6).

Die Berechnungen beginnen mit dem Jahr 1955, da seit dieser Zeit offizielle Daten der CO₂-Emissionen vorliegen (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1994).

Tabelle 6: CO₂-Emissionen durch den Betriebsmitteleinsatz in der landwirtschaftlichen Bodennutzung 1955–1995Table 6: CO₂-emissions from the material inputs in agricultural land use 1955–1995

CO ₂ -Emission	1955	1965	1975	1985	1995
Gesamt (in 1000 t)	334-414	652-991	1097-1684	1223-1759	1049-1345
pro ha „düngungswürdiger“ Fläche (in kg CO ₂ /Jahr)	118-146	233-355	408-626	487-701	423-543
Anteil an den anthropogenen Emissionen (in %)	1,19-1,47	1,60-2,43	1,97-3,02	2,15-3,09	1,77-2,27

Die Gesamtemission wurde durch Intensivierung der Betriebsmitteleinsätze zwischen 1955 und 1985 etwa vervierfacht, eine deutliche Trendumkehr erfolgte ab Mitte der 80er Jahre. Die derzeitigen Emissionen liegen bereits auf dem Niveau wie etwa zu Beginn der 70er Jahre. Nicht mitberücksichtigt ist (so wie auch bei den folgenden Tabellen 7 und 8 bezüglich der Lachgas- und Stickoxid-Emissionen) der jeweilige Beitrag der Landwirtschaft zur Ernährungsbilanz: Österreich wurde im Verlauf dieser Periode vom Getreideimporteur zum -exporteur, der Bedarf an pflanzlichen Ölen wird heute überwiegend auf österreichischen Feldern (Raps, Sonnenblume) erzeugt.

Die Angaben bezüglich der CO₂-Emission pro düngungswürdiger Fläche geben einen mittleren Bereich an, wobei im Einzelfall (z. B. extensive Grünlandnutzung bzw. intensive Ackernutzung mit Hackfrüchten) die Emissionsraten unter 200 kg bis deutlich über 1000 kg CO₂ pro Hektar und Jahr liegen (OBENAUF und ROGASIK, 1996).

Bezogen auf die gesamten anthropogenen CO₂-Emissionen Österreichs liegt der Anteil der CO₂-Emissionen, die hauptsächlich den in der Pflanzenproduktion eingesetzten Betriebsmitteln zugeordnet werden können, derzeit bei etwa 1,8 %–2,3 %. Die in den letzten Jahren eingeleiteten und größtenteils bereits umgesetzten Extensivierungsmaßnahmen sowie die energetischen Effizienzsteigerungen bei der technischen N-Fixierung haben zu deutlichen Abnahmen der CO₂-Emissionen beigetragen.

Wird auch der landwirtschaftliche Verbrauch von Kohle, Benzin, Heizöl, Gas und elektrischer Energie (ÖSTAT, 1995) miteinbezogen, der jedoch nicht als Maßstab für die flächenbezogene Bewirtschaftungsintensität geeignet ist, liegt der Anteil der Landwirtschaft an den nationalen CO₂-Emissionen bei knapp über 4 % (Tabelle 11).

2.2 Emissionen von Stickstoffverbindungen: Lachgas (N₂O), Stickoxide (NO, NO₂) und Ammoniak (NH₃)

Die Schlüsselstelle des globalen Stickstoffkreislaufes ist der Boden, wobei den Abläufen zwischen Mikroorganismen (N₂-Fixierung; Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation und Immobilisierung) und Pflanzen die bedeutendste Rolle zukommt. Im Zuge von bodenbiologischen Prozessen, wie der Nitrifikation und der Denitrifikation kommt es in Abhängigkeit von den jeweils vorliegenden bodenphysikalischen und -chemischen Bedingungen zu teils unvollständigen Reaktionsabläufen und zur Anreicherung von Zwischenprodukten (Lachgas, Stickoxide), die in weiterer Folge in die Atmosphäre ausgasen können. Erhöhte Stickstoffeinträge in den Boden steigern die stickstoffrelevanten Umsatzraten und vergrößern die Verlustpotentiale.

Die Verflüchtigung (Volatilisation) von Ammoniak tritt hauptsächlich bei der Tierhaltung während der Sammlung Lagerung und Ausbringung der tierischen Exkremente auf. Relevante NH₃-Verluste entstehen weiters nach der Ausbringung, vor allem von Harnstoff, aber auch von ammoniumhaltigen mineralischem N-Dünger auf Böden im neutralen und alkalischen pH-Bereich.

2.2.1 Lachgas (N₂O)

Global betrachtet sind die Emissionen von Lachgas verglichen mit den Stickoxid- oder Ammoniakemissionen deutlich geringer (Tabelle 9), jedoch in zweifacher Hinsicht für die Erdatmosphäre relevant: Lachgas, ein äußerst effektives Treibhausgas, wird in den bodennahen Luftschichten chemisch nicht verändert. Erst nach längerer Verweilzeit wird Lachgas in der Stratosphäre unter gleichzeitiger Zerstörung von Ozon abgebaut. Eine Beeinträchtigung dieser Ozonschicht ist äußerst ungünstig für das Leben auf der Erde, weil erst durch die intakte stratosphärische Ozodynamik die UV-C-Strahlung und ein Teil der UV-B-Strahlung in Wärme übergeführt werden und somit die Erdoberfläche nicht mehr erreichen.

Relativ genaue Abschätzungen über die anthropogenen N₂O-Emissionen gibt es für die bei der Nutzung fossiler Energiereserven ablaufenden Verbrennungsprozesse (Unsicherheitsfaktor < 10) und bei der Salpetersäureproduktion. Ein hoher Unsicherheitsfaktor (80) besteht, trotz vieler Literaturangaben, über die Höhe der Emissionsraten aus landwirtschaftlich genutzten Böden (BREEMEN und FEIJTEL, 1990). Die vielen Einflußfaktoren auf die mikrobiellen

N-Umsetzungsprozesse im Boden, die durch pflanzenbauliche Maßnahmen wie Düngung, Leguminosenanbau und Bodenbearbeitung zusätzlich stark intensiviert werden, machen eine klare Abgrenzung zwischen natürlichen und anthropogenen Emissionen kaum möglich. BOUWMAN (1990) ermittelte aus einer Vielzahl von Messungen auf landwirtschaftlich genutzten Böden folgende Regressionsformel:

$$N_2O-N = 1,879 + 0,004 \times N$$

N_2O-N = jährliche N_2O -Emission in kg/ha

N = jährliche ausgebrachte N-Menge

Auf gedüngten Flächen ist demnach nur ein relativ loser Zusammenhang zwischen den Emissionsraten und den jährlich applizierten N-Düngermengen gegeben, es besteht dagegen eine relativ hohe Grundbelastung von fast 1,9 kg N_2O-N/ha und Jahr. Um die anthropogenen Anteile der N_2O -Emission exakter quantifizieren zu können, wurde von anderen Autoren vielfach vorgeschlagen, davon auszugehen, daß ein bestimmter Prozentsatz (2–3 %) der aufgebrauchten N-Düngermengen als N_2O emittiert wird (EICHNER, 1990; HAIDER und HEINEMEYER, 1990).

MOISIER (1993) schlug vor, von einem mittleren N_2O-N -Emissionsfaktor in der Höhe von 1,0 % der gesamten N-Düngermenge (organischer und mineralischer Anteil) auszugehen. Dieses Verfahren wurde auch vom IPCC für eine vereinfachte Berechnungsmethode empfohlen. Ein weiteres Verfahren des IPCC sah vor, von der gesamten auf den Boden applizierten N-Menge inklusive des biologisch fixierten Stickstoffs und den Stickstoffmengen in den Ernterückständen auszugehen, der entsprechende Emissionsfaktor wird dabei mit 0,23 % N_2O-N angenommen. Mögliche N_2O -Ausgasungsraten, die bei der Lagerung und der Aufbereitung organischer Dünger entstehen können, wurden bisher bei Emissionsabschätzungen für den landwirtschaftlichen Bereich nicht berücksichtigt, diesbezügliche Untersuchungen werden jedoch derzeit durchgeführt. ORTHOFER et al. (1995) geben für 1990 N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden von 2950 t an, wobei das gerundete Mittel der Ergebnisse beider oben erwähnter IPCC-Verfahren herangezogen wurde. Für den folgenden zeitlichen Emissionsverlauf wurde ein N_2O -Emissionsfaktor von 1,25 % des eingesetzten N-Düngers verwendet, den die N_2O -Arbeitsgruppe von OECD und IPCC für die „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“ in ihrem aktuellen Update (1996) vorschlägt. Unter Berücksichtigung des organischen N-Düngeranfalls in Abhängigkeit von der Leistung der Tiere nach KIRCHGESSNER et al. (1991b) wurden folgende N_2O -Emissionen für den landwirtschaftlichen Bereich Österreichs ermittelt (Tabelle 7):

Tabelle 7: N_2O -Emissionen¹⁾ durch mineralischen und organischen N-Düngereinsatz 1955–1995

Table 7: N_2O -emissions¹⁾ due to mineral and organic N-fertilizer application 1955–1995

Jahr	1955	1965	1975	1985	1995
in Tonnen	2690	3690	4850	5890	5090

¹⁾ Verfahren nach Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 1996.

Der N_2O -Emissionsverlauf wird hauptsächlich durch die gesteigerte Zufuhr von mineralischen Düngern bestimmt (Steigerungen seit 1955 von über 500 %), während der organische N-Düngeranfall nur um etwa ein Drittel zunahm.

2.2.2 Stickoxide (NO , NO_2)

Stickoxide entstehen hauptsächlich bei Verbrennungsprozessen mit hohen Temperaturen (Verkehr, Industrie, Kraft- und Heizwerke) und zählen zu den klassischen Indikatoren industrieller Luftverschmutzung. In der nationalen Emissionsinventur werden die Stickoxide auf Grundlage der bei der Verbrennung von Treib- und Brennstoffen relativ genau bekannten Emissionsfaktoren seit 1980 erfaßt. Stickoxide sind sehr reaktive Verbindungen, die den troposphärischen Ozonhaushalt als Vorläufersubstanzen für die Ozonbildung entscheidend beeinflussen. Sie haben bezüglich des Treibhauseffektes nur eine indirekte Wirkung. Relevante Stickoxidemissionen entstehen weiters bei der Verbrennung von Biomasse, sowie während der mikrobiellen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation im Boden (DAVIDSON, 1991).

Angaben über die NO_x -Emissionsraten aus landwirtschaftlich genutzten Böden scheinen in der Literatur in wesentlich geringerer Zahl auf als Lachgasemissionsraten. In globalen Darstellungen der Emissionsquellen werden dieselben Größenordnungen für N_2O-N und NO_x-N aus mineralischen und organischen N-Düngern eingesetzt (AHLGRIMM und DÄMMGEN, 1994). BLUM und KRAPPENBAUER (1993) nahmen erstmals für Österreich eine Abschätzung der anthropogenen Stickoxid-Emission durch die Anwendung von mineralischen und organischen N-Düngern vor, wobei ein mittlerer Emissionsfaktor von 2,85 % nach CONRAD (1990) verwendet wurde, der verglichen mit den derzeit diskutierten N_2O -Emissionsfaktoren als hoch einzuschätzen ist. Die so ermittelten Emissionen der Landwirtschaft sind daher, wie die Autoren ausdrücklich betonen, mit relativ großen Unsicherheiten behaftet (Tabelle 8).

Tabelle 8: NO_x-N-Emissionen¹⁾ aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung²⁾ 1955–1995Table 8: NO_x-N-emissions¹⁾ from agricultural land use²⁾ 1955–1995

Jahr	1955	1965	1975	1985	1995
NO _x -N in Tonnen	4750	7885	10870	12475	11130

¹⁾ Emissionsfaktoren nach BLUM und KRAPFENBAUER, 1993.

²⁾ Inkl. Emissionen durch organischen und mineralischen N-Dünger-einsatz, bei der mineralischen N-Düngerproduktion und durch gesamten landwirtschaftlichen Dieseltreibstoffverbrauch.

Für die BRD wurden aus diesem Grunde bisher keine Daten über NO_x-Emissionen aus der Landwirtschaft (AHLGRIMM, 1995) veröffentlicht.

2.2.3 Ammoniak (NH₃)

Ammoniak entsteht in natürlichen Prozessen bei der Zersetzung und Umwandlung stickstoffhaltiger Verbindungen. Diese mikrobiellen Umsetzungen finden bei der Tierhaltung im Stall, bei Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, bei der Umsetzung von Harnstoff, als auch im Boden bei der Ammonifikation organischer Substanz statt. Eine weitere bedeutende Quelle stellen harnstoff- oder ammoniumhaltige Düngemittel dar, insbesondere dann, wenn sie nur oberflächlich ohne anschließende Einarbeitung auf Böden mit neutralem oder alkalischem pH-Wert appliziert werden. Andere Emissionsquellen (stationäre Verbrennung, Industrie, Verkehr ...) spielen im Vergleich dazu eine untergeordnete Rolle (KNOFLACHER et al., 1993). Ammoniak hat als Treibhausgas keine Relevanz, weil es in der Luft rasch mit sauren Verbindungen reagiert, sodaß die Verweilzeit in der Atmosphäre (als Ammoniumsalze in Aerosolen) mit 5–9 Tagen sehr kurz ist, andererseits reicht dieser Zeitraum, je nach Witterungsverhältnissen, für weiträumige Verfrachtungen (LAHMANN, 1990). Die Ammoniuminträge tragen zur Versauerung des Bodens bei und steigern generell die N-Umsatzraten und somit indirekt die klima- und ozonrelevanten NO_x- und N₂O-Emissionen natürlicher Standorte. Für Österreich liegen zur Zeit zwei Untersuchungen zur Abschätzung der NH₃-Emission vor (KNOFLACHER et al., 1993; ECETOC, 1994), die in Bezug auf die Gesamtemission mit 80 800 t NH₃-N/Jahr bzw. 75 700 t NH₃-N/Jahr relativ gut übereinstimmen. Der Beitrag der Landwirtschaft wird mit 77,7 % und 84,0 % angegeben. Größere Unterschiede gibt es bei der Bewertung der Verluste durch den Mineraldüngereinsatz. Während der ECETOC-Report 1994 1600 t NH₃-N aus-

weist, geben KNOFLACHER et al. (1993) aufgrund eigener Untersuchungen auf neutralen bis leicht alkalischen Böden, die im Osten Österreichs weit verbreitet sind, dafür einen fünffach höheren Wert mit 8550 t NH₃-N an. Die weitaus größten Verluste werden übereinstimmend im Bereich der Tierhaltung mit 55 400 t NH₃-N bzw. 62 000 t NH₃-N angegeben.

2.3 Emissionen von Methan und flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen, außer Methan (Non Methan Volatile Organic Compounds – NMVOC)

2.3.1 Methan (CH₄)

Methan wird bei der anaeroben Zersetzung organischer Substanzen gebildet. Die größten Methanquellen stellen Landschaftsformen wie Moore, Sümpfe und seichte Seen, die ständig oder zumindest über längere Perioden unter Sauerstoffabschluß stehen, sowie zeitweise überschwemmte Regionen wie z. B. beim Naßfeldreisanbau, dar.

Ideale Bedingungen für die methanbildenden Bakterien bestehen auch im vorderen Teil des Verdauungstraktes (Pansen) der Wiederkäuer, wo zunächst durch anaerobe Protozoen pflanzliche Biomasse (auch hochpolymere Zellulose) aufgeschlossen wird. Die methanbildenden Bakterien stehen am Ende dieser Abbauprozesse. Einen weiteren bedeutenden Bereich für die Entstehung von Methan bilden tierische Exkremente zusammen mit der Einstreu während der Lagerung als Flüssig- oder Festmist, als auch Emissionen aus Kläranlagen und Mülldeponien im Rahmen der Abfallwirtschaft. Etwa 20 % des Methans sind nach Isotopenanalysen fossilen Ursprungs und entweichen bei der Gewinnung fossiler Energieträger in die Atmosphäre. Methan ist ein bedeutendes, direkt und indirekt treibhauswirksames Spurengas, das zudem den Ozonhaushalt in der Troposphäre und der Stratosphäre beeinflusst. Der Konzentrationsanstieg von Methan in der Atmosphäre ist in den letzten Jahren etwas zurückgegangen (von 1 % auf 0,7 % pro Jahr). Die Methanemissionen in Österreich werden auf 810 400 t (Bezugsjahr 1990) geschätzt, davon sind 602 800 t anthropogenen Ursprungs. Etwa 43 % der anthropogenen Emissionen stammen aus dem landwirtschaftlichen Sektor: Verdauungsemissionen der Nutztiere und Emissionen aus Stallmist, Gülle und Weideexkrementen (STEINLECHNER et al., 1993).

Die Bodennutzung hat hinsichtlich der Methan-Emission keine nennenswerte Bedeutung. Vorhandene Angaben

bezüglich Methanemissionen, der vorwiegend aeroben land- und forstwirtschaftlichen Böden, sind divergierend. Global betrachtet werden aerobe Böden im allgemeinen als Methansenken angesehen (SCHÜTZ et al., 1990). Der erhöhte Einsatz ammoniumhaltiger Dünger könnte unter Umständen aufgrund der Beeinträchtigung der Methanoxidation dazu führen, daß auch Böden in den gemäßigten Zonen zu Methanquellen werden (WILLISON et al., 1995).

2.3.2 Flüchtige organische Verbindungen, außer Methan (NMVOC)

Hauptverursacher der anthropogenen Nichtmethan-kohlenwasserstoff-Emissionen sind der Verkehr, der Lösungsmiteinsatz und die Kleinverbraucher mit zusammen mehr als 400 000 t pro Jahr (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1994). Die Land- und vor allem die Forstwirtschaft tragen zur Emission dieser sehr reaktionsfreudigen, an der Bildung des troposphärischen Ozons beteiligten Verbindungen bei. Die Pflanzenbestände emittieren während der Vegetationsperiode Terpene, Isoprene, Olefine, Paraffine und Aromate in die umgebende Atmosphäre. Man nimmt an, daß global diese natürliche Ausgasungsrate der Vegetation an Kohlenwasserstoffverbindungen höher ist als die gesamten anthropogen verursachten NMVOC-Emissionen. Für Österreich wurden die NMVOC-Emissionen von ORTHOFER et al. (1991) auch für den agrarischen Bereich abgeschätzt: 22 000 t von den landwirtschaftlichen bzw. 215 000 t NMVOC/Jahr von den forstwirtschaftlichen Pflanzenbeständen, vor allem den Nadelwäldern, aus den Böden 2 500 t/Jahr. Der beträchtliche Unterschied zwischen Land- und Forstwirtschaft wird durch den höheren Biomasseanteil pro Fläche im Forst und den damit einhergehenden höheren Emissionsraten im Vergleich zu landwirtschaftlichen Kulturen verursacht. Ein anthropogener Einfluß besteht indirekt, denn es gibt Hinweise, daß die Emissionsraten von Laubbäumen unter Klimastreß (Trockenheit, Hitze) exponentiell gesteigert werden (LAMB et al., 1987 zit. nach KRAPPENBAUER und WRIESSNIG, 1995).

BLUM und KRAPPENBAUER (1993) geben 33 000 t NMVOC-Emissionen aus der Vegetation der in Österreich landwirtschaftlich genutzten Fläche unter Verwendung der von JOURDAN (1990) vorgeschlagenen Emissionsfaktoren an, den Mist- und Güllelagerstätten werden 13 500 t und dem landwirtschaftlichen Treibstoffverbrauch 3 500 t NMVOC-Emissionen pro Jahr zugeordnet.

3. Beitrag der Landwirtschaft zum anthropogenen Treibhauspotential

Die natürliche Zusammensetzung und der Gehalt an klimarelevanten Spurengasen in der Atmosphäre wurde durch menschliche Eingriffe verändert. Neben der anthropogen verursachten Erhöhung der natürlich vorkommenden Spurengase wurden zudem noch synthetische Spurengase mit wesentlich höherer Klimarelevanz, insbesondere chlorierte und bromierte Verbindungen wie Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW) und Halone, freigesetzt. Die anthropogenen Emissionen der wichtigsten klimarelevanten Spurengase, ihre Konzentrationen und ihr Treibhauspotential sind in Tabelle 9 zusammengestellt. Hinzuweisen ist weiters darauf, daß mit dem Temperaturanstieg auch der Gehalt an Wasserdampf in der Atmosphäre ansteigt und somit der Treibhauseffekt weiter verstärkt wird.

Bei den globalen Schätzungen verursacht vor allem die unsachgemäße Bewirtschaftung von Savannen und die Brandrodung tropischer Regenwaldgebiete den überwiegenden Anteil der mit der Bodennutzung zusammenhängenden CO₂-, CO- und NO_x-Emissionen. Bei dieser globalen Betrachtungsweise tragen somit alle Prozesse, die in irgendeiner Weise mit der Landbewirtschaftung in Verbindung stehen, zu etwa 33 % zum anthropogenen Treibhauseffekt bei (Tabelle 10). An die damit aufgezeigte Problemlage kann in den tropischen und subtropischen Regionen nicht allein mit ökologischen Kriterien und Lösungsansätzen herangegangen werden, die Ursachen dafür liegen in wirtschaftlichen und soziokulturellen Bereichen, wobei auch globale ökonomische Zusammenhänge und Abhängigkeiten zu berücksichtigen sind. Läßt man die Tropenwaldvernichtung und Biomasseverbrennung bezüglich der Beiträge der Landbewirtschaftung zum anthropogenen Treibhauseffekt außer acht, verringert sich der Anteil auf etwa 13 %. CO₂-Emissionen spielen dann eine untergeordnete Rolle, von größerer Relevanz werden die Methan-Emissionen aus der Tierhaltung und dem Naßfeldreisanbau und die Lachgas-Emissionen durch die N-Düngereinträge in die Böden (Tabelle 10).

Auf nationaler Ebene gibt es Abschätzungen über die Anteile der einzelnen Spurengase zum anthropogenen Treibhauspotential, wobei CO₂, CH₄, N₂O und die Stoffgruppe der FCKW bewertet werden (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1996). Läßt man die FCKWs unberücksichtigt (durch legislative Maßnahmen ist dieser Bereich bereits derart geregelt, daß diese Stoffe in Zukunft nicht mehr eingesetzt werden), dann betragen die Anteile der einzelnen

Tabelle 9: Globale jährliche Emissionen, Konzentrationen, atmosphärische Verweilzeit und Treibhauspotential von klimarelevanten Spurengasen (kompiliert nach AHLGRIMM und DÄMMGEN, 1994; u. a. Quellen, modifiziert)

Table 9: Global annual emissions, concentrations, atmospheric residence time and global warming potential of the climate affecting trace gases (compiled according to AHLGRIMM and DÄMMGEN, 1994; and other sources, modified)

	Einheit	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NO _x	CO	NH ₃
Gesamte Emission	10 ⁶ t	~ 750000 ¹⁾	508	14,8 ²⁾	50 ³⁾	2330	49 - 124 ⁴⁾
Anthropogene Emission	10 ⁶ t	29000	348	6,7 ²⁾	31 ³⁾	1490	32 - 52 ⁴⁾
Gesamte Emission aus Böden und Bodennutzung ⁵⁾ (incl. Tropenwaldvernichtung und Biomasseverbrennung)	10 ⁶ t	6500	340	11,4 ²⁾	21 ³⁾	780	k.A. ⁵⁾
Anthropogene Emission aus Böden und Bodennutzung ⁶⁾ (incl. Tropenwaldvernichtung und Biomasseverbrennung)	10 ⁶ t	6500	225	5,4 ²⁾	11 ³⁾	694	k.A. ⁵⁾
Anthropogene Emission aus Böden und Bodennutzung ⁶⁾ (ohne Tropenwald-vernichtung und Biomasseverbrennung)	10 ⁶ t	300 ⁷⁾	195	4,4 ²⁾	4 ³⁾	394	20 - 34 ⁴⁾
vorindustrielle mittlere Konzentration in der Atmosphäre	ppm / ppb	280 ppm	0,79 ppm	285 ppb	NO: <0,05 ppb NO ₂ : <0,001 ppb	~ 0,2 ppb	~ 1 ppb
gegenwärtige mittlere Konzentration in der Atmosphäre	ppm / ppb	355 ppm	1,74 ppm	310 ppb	NO: <1000 ppb ⁸⁾ NO ₂ : <500 ppb ⁸⁾	40 - 150 ppb max. 50 ppm ⁸⁾	max. 100 ppb ⁸⁾
gegenwärtiger Konzentrationsanstieg	in % / Jahr	0,5	0,7	0,25		2 bis 6	
atmosphärische Verweildauer	Zeitspanne	5 - 10 Jahre	10 Jahre	132 Jahre	Stunden - Tage	1 - 2 Monate	Stunden - Tage
spezifisches Treibhauspotential ⁹⁾	Faktor	1	11	270	40	2	
Anteil am natürlichen Treibhauseffekt ¹⁰⁾	in %	~ 22	~ 2,5	~ 4			
Anteil am anthropog. Treibhauseffekt ¹¹⁾	in %	~ 60	~ 15	~ 4			

1) Gesamtumsatz über biogene Kreisläufe; 2) als N₂O-N; 3) als NO_x-N; 4) als NH₃-N; 5) keine Angaben möglich; 6) inkl. aller mit der Bodennutzung in loser Beziehung stehender Produktionen wie z. B. Viehhaltung; 7) Anteil der Landwirtschaft an CO₂-Freisetzung aus fossilen Quellen (Länder mit niedrigem Technisierungsgrad ca. 1 %, Länder mit hohem Technisierungsgrad ca. 3,5 %; 8) Konzentrationen variieren in belasteten Gebieten stark, zusätzlich rasche luftchem. Umsetzungen; 9) bezogen auf Masse bei einem Zeithorizont von 100 Jahren; 10) Rest v. a. Wasserdampf in der Atmosphäre (Wolken) und Ozon; 11) Rest vor allem FCKW und troposphärisches Ozon

Tabelle 10: Anteile der Landwirtschaft an globalen anthropogenen Emissionen von Spurengasen und am anthropogenen Treibhauspotential (in Klammer stehende Zahlen: Anteile ohne Berücksichtigung der Tropenwaldvernichtung und Biomasseverbrennung). (nach AHLGRIMM und DÄMMGEN, 1994; ISERMANN, 1993; modifiziert)

Table 10: Agriculture's share in global anthropogenic emissions of trace gases and anthropogenic global warming potential (figures between fied brackets: share disregarding clearing of tropic rainforests and burning of biomass), (according to AHLGRIMM and DÄMMGEN, 1994; ISERMANN, 1993; modified)

	Anteil der Landwirtschaft an Spurengasemissionen in %	Anteil der Spurengase am landwirtschaftlichen Treibhauspotential in %	Anteil der Spurengase am gesamten anthropogenen Treibhauspotential in %
CO ₂	22 (1)	46,4 (5,4)	15,2 (0,7)
CH ₄	64 (56)	17,7 (38,7)	5,8 (5,0)
N ₂ O	81 (66)	15,6 (32,2)	5,1 (4,2)
NO _x	35 (13)	10,3 (9,5)	3,4 (1,2)
CO	45 (26)	9,9 (14,2)	3,3 (1,8)
Gesamt		100 (100)	32,8 (12,9)

Gase zum nationalen Treibhauspotential bei CO₂ ca. 88 %, bei CH₄ 10 % und bei N₂O unter 2 %. Die Anteile der Emissionen, die mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung in direktem oder indirektem Zusammenhang stehen, sind in Tabelle 11 zusammengefaßt, sie tragen etwas über 10 % zum nationalen Treibhauspotential bei.

Betrachtet man nur die Prozesse, die im direkten Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung stehen (vor allem ohne CH₄-Emissionen aus der Tierhaltung), beträgt der Anteil etwa 5 %.

4. Beitrag der Landwirtschaft zur troposphärischen Ozonbelastung

Ozon und andere Photooxidantien sind sekundäre Luftschadstoffe, die unter Einwirkung von Sonnenlicht aus den emittierten Vorläufersubstanzen (Stickoxide, Methan, andere organische Kohlenwasserstoffe, Kohlenmonoxid) und anderen luftchemischen Umsetzungsprodukten entstehen. Durch gesetzliche Regelungen ist es gelungen, die Emissionen von Stickoxiden und flüchtigen organischen Kohlen-

Tabelle 11: Anteile der Landwirtschaft an den nationalen anthropogenen Emissionen von Spurengasen und am nationalen anthropogenen Treibhauspotential Österreichs¹⁾ (in Klammer stehende Zahlen: Anteile im direkten Zusammenhang mit landw. Bodennutzung²⁾)
Table 11: Agriculture's share in national anthropogenic emissions of trace gases and on national warming potential in Austria¹⁾ (figures between brackets: share in direct connection with agricultural landuse²⁾)

	Anteil der Landwirtschaft an Spurengasemissionen in %	Anteil der Spurengase am landwirtschaftlichen Treibhauspotential in %	Anteil der Spurengase am gesamten anthropogenen Treibhauspotential in %
CO ₂	4,2 ³⁾ (2,1) ⁴⁾	29,5 (29,9)	3,1 (1,5)
CH ₄	42,9 (0)	34,1 (0)	3,6 (0)
N ₂ O	48,1 (48,1)	16,5 (33,0)	1,7 (1,7)
NO _x	15,5 (15,5)	18,6 (37,1)	1,9 (1,9)
CO	3,9 (0)	1,4 (0)	0,1 (0)
Gesamt		100 (100)	10,2 (5,1)

Unter Verwendung von Zahlen aus dem 4. Umweltkontrollbericht, BMU 1996 (ausgenommen N₂O: Emissionen aus Böden durch N-Düngung nach Tabelle 7 und durch Straßenverkehr laut UBA-INFO 7-8/96 aktualisiert)

Exkl. Methanemissionen aus der Tierhaltung und Wirtschaftsdüngerlagerung

Nach eigenen Berechnungen auf Basis der Energieversorgung Österreichs. Endgültige Energiebilanz 1992. ÖSTAT 1995;

Nach eigenen Berechnungen: inkludiert sind Treibstoffverbrauch der LW, fossiler Energieverbrauch bei Düngemittel- und Pflanzenschutzmittelherstellung

Wasserstoffverbindungen zu reduzieren. Bei der Ozonbelastung ist bislang allerdings noch kein eindeutiger abnehmender Trend bemerkbar, da der Einfluß der Witterung auf die Ozonbildung dominiert (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1996). Im folgenden werden auch die Emissionen erörtert, die im direkten oder indirekten Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung stehen und die bisher teilweise nicht in den nationalen Emissionsinventuren berücksichtigt werden.

Stickoxide (NO, NO₂): Ausgehend vom mineralischen und organischen Stickstoffdüngereinsatz in der Landwirtschaft ist unter Verwendung des als hoch einzustufenden Emissionsfaktors von 2,85 % (BLUM und KRAPPENBAUER, 1993) mit NO_x-Emissionen von ca. 7 800 t NO_x-N zu rechnen (Bezugsjahr 1995). Eine Quantifizierung, in welchem Ausmaß die natürlichen NO_x-Emissionen der Böden durch erhöhte anthropogen bedingte N-Einträge gesteigert werden, ist kaum möglich. Zu beachten sind dabei vor allem die regional relativ hohen N-Einträge in naturnahe Ökosysteme, die vor allem auf die Ammoniakverluste aus der Tierhaltung zurückzuführen sind (ORTHOFFER et al., 1993; KNOFLACHER et al., 1993). Unter Verwendung des obigen Emissionsfaktors ergeben sich daher NO_x-Emissionen, die im ursächlichen Zusammenhang mit den Ammoniakverlusten stehen, von insgesamt 2 300 t NO_x-N, davon sind ca. 1 800 t der Landwirtschaft zuzuordnen. Insgesamt liegen somit die relativ unsicheren Schätzungen bei etwa 8 000–10 000 t

anthropogen bedingten NO_x-N Emissionen jährlich aus der Landwirtschaft, das sind 13–16 % der derzeitigen anthropogenen Gesamtemission. Werden die NO_x-Emissionen aus dem landwirtschaftlichen Dieseltreibstoffverbrauch miteinbezogen, beträgt der Anteil an der Gesamtemission etwa 17–20 %.

– **Methan (CH₄):** Bei den land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden liegen in der Regel aerobe Verhältnisse vor, sodaß diese nicht als Methanquellen, sondern eher als Senken anzusehen sind (SCHÜTZ et al., 1990). Unter ungünstigen Bedingungen (extreme Niederschlagsereignisse, Verdichtungen) können anaerobe Bedingungen, die durch unsachgemäße Bewirtschaftungsmaßnahmen gefördert werden, insbesondere auf feuchten oder wechselfeuchten Standorten entstehen (BLUM und KRAPPENBAUER, 1993). Eine seriöse Abschätzung, ob die Böden in Österreich als Methanquellen oder -senken zu bewerten sind, erscheint derzeit nicht möglich. Der Anteil der Landwirtschaft an den anthropogenen Methanemissionen stammt aus der Tierhaltung (Verdauungsemissionen v.a. von den Wiederkäuern, Emissionen bei Wirtschaftsdüngern) und trägt zu ca. 43 % zu den Gesamtemissionen bei.

– **Flüchtige organische Verbindungen, außer Methan (NMVOC):** Die biogenen NMVOC-Emissionen von den landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen (22–33 000 t/Jahr), die an sich anthropogenen Ursprungs sind, sollten jedoch erst dann den anthropogenen landwirtschaftli-

chen Emissionen zugeordnet werden, wenn sichergestellt ist, daß eine alternative Nutzung der Flächen z. B. als Forst zu niedrigeren Emissionen führen würde. Die Anteile der Landwirtschaft reduzieren sich somit auf die Emissionen der Wirtschaftsdünger und aus dem Treibstoffverbrauch und tragen zu etwa 4 % zu den anthropogenen NMVOC-Emissionen bei.

5. Maßnahmen der Landwirtschaft zur Reduktion der Emissionen klimarelevanter Spurengase

5.1 Kohlendioxid (CO₂)

Die Land- und Forstwirtschaft hat ein hohes Potential, um nachhaltig zur Verminderung der CO₂-Emissionen durch Verwendung von Biomasse als Energieträger und Rohstoff beizutragen. Durch Einsatz von Holz, Biodiesel und die energetische Verwertung von Überschußstroh ergeben sich Reduktionspotentiale von ca. 3,8 Millionen Tonnen CO₂ jährlich (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1994). Die energetische Nutzung des Biogaspotentials aus den Tierexkrementen würde die CO₂-Emissionen durch Substitution fossiler Energieträger um 0,6 Mill. Tonnen reduzieren (STEINLECHNER et al., 1994). Maßnahmen wie die Ausweitung der Waldfläche auf bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen als CO₂-Senke mit Depotwirkung (ohne der damit einhergehenden energetischen Nutzung) mögen kurz- bis mittelfristig von Bedeutung sein, leisten jedoch keinen nachhaltigen Beitrag zur Reduzierung der Emissionen.

Extensive Bewirtschaftungsformen (verringertes Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität) vermindern den Verbrauch fossiler Energieträger im Bereich der Vorleistungen (N-Düngerproduktion, Treibstoffverbrauch), gleichzeitig wird der Humusgehalt des Bodens stabilisiert. Der forcierte Anbau von Herbst-Winterbegrünungen wirkt ebenfalls in diese Richtung. Mit diesen Maßnahmen ist jedoch nicht mit wesentlichen Steigerungen der Humusgehalte der Ackerböden zu rechnen und keine nennenswerte Klimarelevanz hinsichtlich Erhöhung der C-Speicherkapazität der Böden abzuleiten. Ausgehend von der derzeitigen Intensität sind mit einer 20 %igen Reduktion der mineralischen N-Düngermenge und des Treibstoffverbrauchs Verminderungen der nationalen CO₂-Emissionen um ca. 0,07 bzw. 0,30 % zu erwarten.

5.2 Methan (CH₄)

Der überwiegende Anteil der Methanemission aus der Landwirtschaft stammt aus der Tierhaltung (88 %), dabei handelt es sich vor allem um Emissionen, die im Zuge der Verdauung (81 %) freigesetzt werden. Die Steigerung der Produktivität durch Züchtungsfortschritte und daran angepaßte Fütterungsrationen hat bei den Kühen im Verlauf der letzten 4–5 Jahrzehnte die Methanemissionen je Liter Milch um 30–45 % gesenkt (AHLGRIMM, 1995; eigene Berechnungen nach KIRCHGESSNER et al., 1991a). Weitere wesentliche Produktivitätssteigerungen, wodurch die Tierpopulationen weiter gesenkt werden könnten, sind in nächster Zeit nicht zu erwarten; man wird sich zunächst in Richtung einer verbesserten Tiergesundheit, einer längeren Nutzungsdauer und somit einer höheren Gesamtlebensleistung orientieren. Zur Verminderung der Methanemissionen aus den tierischen Exkrementen bietet sich die anaerobe Behandlung von Flüssigmist in Biogasanlagen an. Das dadurch maximal erzielbare Reduktionspotential wird mit 7,35 % der gesamten Emissionen aus der Tierhaltung geschätzt (STEINLECHNER et al., 1994).

Bei den land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden liegen durchwegs aerobe Verhältnisse vor, sodaß keine Methan-Emissionen zu erwarten sind. Feuchte und wechselfeuchte Standorte weisen eine gewisse Disposition auf, die periodisch zu Methanbildung führen kann. Solche Standorte sind deshalb in jeder Hinsicht extensiv (z. B. nur geringe Zufuhr org. Dünger) zu bewirtschaften (BLUM und KRAPPENBAUER, 1993).

5.3 Lachgas, Stickoxide und Ammoniak (N₂O, NO_x, NH₃)

Bei den N₂O- und NO_x-Emissionen aus den Böden wird bei den Schätzungen ein linearer Zusammenhang zwischen Aufwands- und Emissionsmenge unterstellt, sodaß ein möglichst zurückhaltender N-Düngereinsatz anzustreben ist. Ausgehend von der derzeitigen im Vergleich mit den EU-Staaten bereits niedrigen mineralischen N-Düngungsintensität in Österreich (EFMA, 1995) würden mit einer weiteren 20 %igen Absenkung des N-Mineraldüngeraufwandes die landwirtschaftlichen Emissionen von Lachgas um etwa 9 % und von Stickoxiden um knapp 6 % reduziert, die gesamten nationalen anthropogenen Emissionen könnten dadurch bei Lachgas um ca. 4,3 % und bei den Stickoxiden um etwa 1 % abgesenkt werden.

Grundsätzlich sind N-Dünger, die Ammonium enthalten oder in dessen Umsetzungsverlauf Ammonium entsteht wie z. B. bei Harnstoff, in den Boden einzuarbeiten, da insbesondere bei neutralem bis alkalischem Boden-pH-Wert bedeutende NH_3 -Verluste auftreten können. Dadurch wird gleichzeitig auch das Potential von N_2O - und NO_x -Emissionen, das auch im Zuge der Nitrifikation besteht, vermindert. Die bisher gemessenen N_2O - und NO_x -Emissionsraten aus Böden unterliegen sehr großen Streubreiten, durch die vielen einwirkenden Faktoren (Wasser- und Luftgehalt des Bodens, Bodenart, org. Substanz, Temperatur, N-Applikation) sind weitere konkrete Empfehlungen bezüglich der N-Düngerausbringung, die über die Regeln der guten fachlichen Praxis hinausgehen, derzeit noch nicht abzuleiten (GRANLI and BOCKMANN, 1994).

Die NH_3 -Emissionen stammen zum größten Teil aus dem Exkrementanfall bei der Tierhaltung. Entsprechende Hinweise an die Praxis zur Einschränkung der Ammoniakverdunstung im Stall, auf den Lagerstätten und auf dem Feld bezüglich der Ausbringung und anschließenden Einarbeitung in den Boden liegen vor (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1991). In welchem Ausmaß unterschiedliche Tierhaltungsformen und Wirtschaftsdüngerlagerungssysteme alle relevanten N-Emissionen beeinflussen, ist Gegenstand derzeit laufender Untersuchungen (BOXBERGER et al., 1995).

Um Stickstoffverluste im System Boden – Pflanze – Tier zu vermindern, wird wiederholt auf die bedarfsorientierte N-Düngung der Kulturpflanzen sowie auf die effiziente, ausgewogene Tierfütterung zur Verminderung der Mengen und Konzentrationen von N-hältigen Verbindungen in den Exkrementen hingewiesen. Von mitentscheidender Bedeutung ist in diesem Zusammenhang schließlich auch der bedarfsorientierte Konsum tierischer und pflanzlicher Produkte hinsichtlich Eiweiß- und Fettversorgung und eine darauf abgestimmte Erzeugung von Lebensmitteln.

Literatur

- AHLGRIMM, H.J. (1995): Beitrag der Landwirtschaft zur Emission klimarelevanter Spurengase – Möglichkeiten zur Reduktion? *Landbauforschung Völkenrode*, 45, 191–204.
- AHLGRIMM, H.J. und U. DÄMMGEN (1994): Beitrag der Landwirtschaft zur Emission von klimarelevanten Spurengasen. In: BRUNNERT, H. und U. DÄMMGEN (Hrsg.): *Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung. Teil 2, Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Sonderheft 148*, 75–106.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1994): *Niederösterreichische Bodenzustandsinventur*.
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1993): *Oberösterreichischer Bodenkataster – Bodenzustandsinventur*.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1993): *Bodenzustandsinventur*.
- BLUM, W. E. H. und A. KRAPPENBAUER (1993): Beitrag der Landwirtschaft und landwirtschaftlich genutzter Böden zum troposphärischen Ozonproblem. *Forschungsbericht des Institutes für Bodenforschung und des Institutes für Waldökologie der Universität für Bodenkultur im Auftrag des BM für Wissenschaft und Forschung und des BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien*.
- BOLIN, B. and R. B. COOK (1983): *The Major Biomechanical Cycles and their Interactions. Scope 21*, John Wiley and Sons, New York.
- BOUWMAN, A. F. (1990): Exchange of Greenhouse Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. In: BOUWMAN, A. F. (Ed.): *Soils and the Greenhouse Effect. Proceedings of the International Conference „Soil and the Greenhouse Effect“*, Verlag John Wiley and Sons, New York, 61–126.
- BOXBERGER, J., A. ZAUSSINGER, H. WEINGARTMANN, T. AMON und B. AMON (1995): Untersuchung der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft Österreichs zur Ermittlung der Reduktionspotentiale und Reduktionsmöglichkeiten. *Zwischenbericht des Institutes für Land-, Umwelt- und Energietechnik der Universität für Bodenkultur im Auftrag des BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien*.
- BREEMEN, N. VAN and T. C. J. FEIJTEL (1990): Soil Processes and Properties involved in the Production of Greenhouse Gases, with special Relevance to Soil Taxonomic Systems. In: BOUWMAN, A. F.: *Soils and the Greenhouse Effect. Proceedings of the International Conference „Soil and the Greenhouse Effect“*, Verlag John Wiley and Sons, New York, 195–220.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (div. Jg. 1958–1980): *Österreichische Bodenkartierung*, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1992): *Österreichische Waldbodenzustandsinventur*, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1991): *Wirtschaftsdünger. Richtige Gewinnung und*

- Anwendung. Sonderausgabe der Zeitschrift „Förderungsdienst“, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT (1994): Nationaler Klimabericht der österreichischen Bundesregierung, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT (1996): Umweltkontrollbericht Nr. 4. Umweltsituation in Österreich, Teil A, Wien.
- CONRAD, R. (1990): Flux of NO_x between Soil and Atmosphere: Importance and Soil Microbial Metabolism. In: REVSBECH, N. P. and J. SORENSEN (Eds.): Denitrification in Soil and Sediment, Plenum Press, New York.
- DANNEBERG, O., I. POVOLNY, H. GOTTSCHLING and O. NESTROY (1994): Soil Units and their Distribution in the Agricultural Area of Lower Austria. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, 50, 61–110.
- DAVIDSON, E. A. (1991): Fluxes of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Terrestrial Ecosystems. In: ROGERS, J. E. and W. B. WHITMAN: Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes. American Society of Microbiology, 219–235, Washington.
- DETWILER, R. P. and C. A. HALL (1988): Tropical Forests and the Global Carbon Cycle. *Science*, 239, 42–47.
- DIEPENBROCK, W., B. PELZER und J. RADTKE (1995): Energiebilanz im Ackerbau. KTBL-Schriftreihe, Arbeitspapier 211, Münster-Hiltrup.
- ECETOC (1994): Ammonia Emissions to Air in Western Europe. Technical Report of the European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, No. 62, Brussels.
- EFMA (1995): European fertilizer manufacturer association: Agriculture and fertilizer consumption in EFMA-Countries. Agro-Economic Task Force.
- EICHNER, M. J. (1990): Nitrous Oxide Emissions from Fertilized Soils: Summary of available Data. *Journal of Environmental Quality*, 19, 272–280.
- ENQUETE KOMMISSION „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ (1990): Schutz der Erde – Empfehlungen für eine neue Energiepolitik. Band 1+2, BT-Drucksache 11/8030.
- GRANLI, T. and O. Ch. BOCKMAN (1994): Nitrous Oxide from Agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, No. 12.
- HAIDER, K. und O. HEINEMEYER (1990): Entstehung klimarelevanter Spurengase als Folge der Landbewirtschaftung -Distickstoffoxid (N_2O). In: SAUERBECK, D. und H. BRUNNERT (Hrsg.): „Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung“, Teil 1, Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, 117.
- HOUGHTON, R. A. and D. L. SKOLE (1990): Changes in the global carbon cycle between 1700 and 1985. In: TURNER, B.L. (Ed.): *The Earth Transformed by Human Action*, Cambridge University Press.
- HOUGHTON, R. A. und G. M. WOODWELL (1989): Globale Veränderungen des Klimas. *Spektrum der Wissenschaft Juni 1989*, 106–114.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (1990): *Climate Change. First Assessment Report, Overview and Policemaker Summary*. (1992): *Supplement. Working Group 1: Scientific Assessment of Climate Change; Working Group 2: Potential Impacts of Climate Change; Working Group 3: Formulation of Response Strategies*. WMO/UNEP, Genf.
- ISERMANN, K. (1993): Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase – ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze. *Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 69, 231–238.
- JOURDAN, M. (1990): VOC emissions from nature. In: *Emissions from Volatile Organic Compounds from stationary sources and possibilities of their control*, 539–551, United Nations Economic Commission for Europe, Karlsruhe.
- KIRCHGESSNER, M., W. WINDISCH, H. L. MÜLLER and M. KREUZER (1991 a): Release of methane and carbon dioxide by dairy cattle. *Agrobiological Research* 44, 91–102.
- KIRCHGESSNER, M., W. WINDISCH und M. KREUZER (1991 b): Stickstoffemission laktierender Milchkühe über die Gülle in Abhängigkeit von der Leistungsintensität. *Agrobiological Research*, 44, 1–13.
- KNOFLACHER, M. H., E. HAUNOLD, W. LOIBL, H. ZÜGER und G. URBAN (1993): Ammoniak-Emissionen in Österreich. Report des Umweltbundesamtes in Zusammenarbeit mit dem Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des BM für Umwelt, Jugend und Familie.
- KRAPFENBAUER, A. und K. WRISNIG (1995): Anthropogene Umweltbelastungen – Die Rolle der Landbewirtschaftung. *Die Bodenkultur*, 46, 269–283.
- LAHMANN, E. (1990): *Luftverunreinigung – Luftreinhaltung*. Verlag Paul Parey, Berlin.
- LAMB, B., A. GÜNTHER, D. GAY and H. WESTBERG (1987): A national inventory of biogenic hydrocarbon emissions. *Atmospheric Environment* 21, 1695–1705.
- MOISIER, A. R. (1993): State of Knowledge about Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Fields. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 69, 201–208.

- OBENAUF, S. und J. ROGASIK (1996): Nach uns die Sinflut? DLG-Mitteilungen 2/1996, 12–15.
- ORTHOFFER, R., W. LOIBL, TH. PIECHL, G. URBAN und E. CABELA (1991): Flüchtige Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe in Österreich: Regionalisierte Emissionsinventur und Strategien der Emissionsminderung. Forschungsbericht des Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des BM für Umwelt, Jugend und Familie und des BM für Wissenschaft und Forschung.
- ORTHOFFER, R., M. H. KNOFLACHER und J. ZÜGER (1995): N₂O-Emissionen in Österreich. Forschungsbericht des Forschungszentrum Seibersdorf.
- ÖSTAT (1988): Landwirtschaftliche Maschinenzählung.
- ÖSTAT (1995): Energieaufkommen und -verwendung in der österreichischen Volkswirtschaft 1992. Endgültige Energiebilanz 1992. Statistische Nachrichten 8/1995, 618–629.
- PRANKL, H., M. WÖRGETTER, J. RATHBAUER und K. PAYER (1995): NTB-nett Austria, Interner Bericht der Bundesanstalt für Landtechnik Wieselburg, Abschlußbericht Phase 1, BLT Wieselburg im Auftrag des BM für Land- und Forstwirtschaft.
- ROGASIK, J., U. DÄMMGEN, M. LÜTTICH und S. OBENAUF (1994): Wirkungen physikalischer und chemischer Klimaparameter auf Bodeneigenschaften und Bodenprozesse. In: BRUNNERT, H. und U. DÄMMGEN (Hrsg.): Klima-Veränderungen und Landbewirtschaftung. Teil 2, Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Sonderheft 148, 107–139.
- SAUERBECK, D. (1993): Einführung: Wechselseitige Beeinflussung von Klima und Boden: Probleme-Bereiche-Prozesse. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 69, 193–200.
- SCHOEDDER, F. (1990): Entstehung klimarelevanter Spurengase als Folge der Landbewirtschaftung – Kohlendioxid (CO₂). In: SAUERBECK, D. und H. BRUNNERT: Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung. Teil 1, Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Sonderheft 117, 17–27.
- SCHÖNWIESE, C. D. und B. DIEKMANN (1987): Der Treibhauseffekt – Der Mensch ändert das Klima. Stuttgart, Deutsche Verlagsanstalt 1987 zit. nach SCHÖNWIESE, C. D.: Der Einfluß des Menschen auf das Klima. Naturwissenschaftliche Rundschau, 41, 387–390.
- SCHÜTZ, H., W. SEILER und H. RENNENBERG (1990): Soil and Land Use Related Sources and Sinks of Methane (CH₄) in the Context of the Global Methane Budget. In: BOUWMAN, A. F., (Ed.): Soils and the Greenhouse Effect. Proceedings of the International Conference „Soil and the Greenhouse Effect“, John Wiley and Sons, New York.
- STEINLECHNER, E., H. BERGHOLD, F. M. CATE, G. JUNGMEIER, J. SPITZER und Ch. WUTZL (1994): Möglichkeiten der Vermeidung und Nutzung anthropogener Methanemissionen. Forschungsbericht des Institutes für Umweltgeologie und Ökosystemforschung, Graz im Auftrag des BM für Umwelt, Jugend und Familie.
- WILLISON, T. W., C. P. WEBSTER, K. W. T. GOULDING und D. S. POWLSON (1995): Methan Oxidation in Temperate Soils: Effects of Land Use and the Chemical Form of Nitrogen Fertilizer. Chemosphere, 30/3, 539–546.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Georg Dersch und Dipl.-Ing. Karin Böhm, Institut für Agrarökologie, Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstr. 191, A-1220 Wien.

Eingelangt am 27. Februar 1997

Angenommen am 22. Mai 1997