

Markus H. KNOFLACHER
Ernst HAUNOLD
Wolfgang LOIBL
Hans ZÜGER
Gerhard URBAN
Österr. Forschungszentrum Seibersdorf

Reports

UBA-92-068

AMMONIAK-EMISSIONEN IN ÖSTERREICH 1990

**Berechnung und Abschätzung sowie
Regionalisierung auf Basis politischer Bezirke**

Wien, Jänner 1993

Bundesministerium für Umwelt,
Jugend und Familie



Autoren: Markus H. KNOFLACHER
Ernst HAUNOLD
Wolfgang LOIBL
Hans ZÜGER
Gerhard URBAN

Die Studie wurde vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf –
Hauptabteilung Umweltplanung im Auftrag des Umweltbundesamtes
erstellt.

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5.
Druck: Riegelnik, 1080 Wien.

© Umweltbundesamt, Wien, Jänner 1993.
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-102-X

Zusammenfassung

Der Bericht enthält eine Abschätzung der anthropogenen und natürlichen Ammoniakemissionen für Österreich für das Jahr 1990. Diese Abschätzung beruht auf Meßdaten der internationalen und nationalen Literatur.

Die anthropogenen Ammoniakemissionen betragen mit Basis 1990 etwa 90.000 t pro Jahr. Die Bandbreite der Abschätzung liegt wahrscheinlich zwischen 75.000 und 111.000 t pro Jahr. Etwa 86 % der Emissionen stammen aus der Landwirtschaft, aus der Tierhaltung allein 74 %. Weitere 8 % entstehen in Haushalten, bei der Abfall- und Abwasserentsorgung. 5 % aus der Industrie und 1 % aus dem Verkehr. Der überwiegende Anteil der Verkehrsemissionen stammt von Fahrzeugen mit Katalysatoren. Aus stationären Verbrennungsvorgängen stammen nur rund 0,4 % der anthropogenen Emissionen. Die 1990 durch Ammoniak in Österreich emittierte Stickstoffmenge ist etwas höher als die durch Stickoxide emittierte Stickstoffmenge (rund 54 % $\text{NH}_3\text{-N}$ und 46 % $\text{NO}_x\text{-N}$). Neben den direkten ökologischen Wirkungen wird dadurch die Notwendigkeit einer Ammoniakemissionsinventur deutlich erkennbar.

Das Ausmaß der natürlichen Emissionen ist nur schwer abschätzbar, es liegt bei rund 8.000 t pro Jahr, wovon über 90 % aus Böden stammen. Emissionen von Wildtieren besitzen demgegenüber nur eine geringe Bedeutung.

Die durchschnittliche Emissionsdichte der Ammoniakemissionen aus dem Landwirtschaftsbereich beträgt rund 28 kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr (bzw. 2,8 t/km² und Jahr). Die größten Emissionsdichten treten in landwirtschaftlichen Gebieten mit hohen Viehsatzdichten auf.

Abstract

The report contains an estimation of anthropogenic and biogenic emissions of ammonia in Austria for the year 1990, which is based on data from international and national scientific and technical literature.

Anthropogenic emissions are estimated to be 91.000 tons per year (t.a^{-1}). However, there is an uncertainty range of 66.000 - 94.000 t.a^{-1} . About 86 % of ammonia emissions are due to agricultural activities, 74 % to animal husbandry. 8% of emissions come from households, degradation of solid and liquid wastes. 5 % are contributed by industrial processes. 1% are attributed to traffic and 0.4% to stationary combustion processes. 1 % are attributed to traffic and 0.4 % to stationary combustion processes. In Austria 1990 nitrogen emissions by ammonia are exceeding nitrogen emissions by nitrogen oxides (approximately 54 % $\text{NH}_3\text{-N}$ and 46 % $\text{NO}_x\text{-N}$). In concurrence with ecological effects of ammonia this relationship demonstrates the importance of ammonia emission inventories.

Emission densities for agricultural ammonia range from 0.5 to 5.5 $\text{t.km}^{-2}.\text{a}^{-1}$ with a mean of 2.8 t.km^{-2} . The highest emission densities occur in rural areas with high livestock population.

The amount of natural emissions is very uncertain. It may be in the range of 8.000 t.a^{-1} , 90 % of which originate from soils. Emissions from game are of minor importance.

Kurzfassung

1. Einleitung und Problemstellung

Die Studie wurde vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellt. Ziel der Arbeiten war es, die Daten über Ammoniakemissionen aus der verfügbaren nationalen und internationalen Literatur auszuwerten und daraus die Größenordnungen der Ammoniakemissionen für Österreich abzuschätzen. Weiters sollten die Ergebnisse auf Bezirksebene regionalisiert dargestellt werden.

Ammoniak (NH_3) ist ein Gas, das insbesondere durch mikrobielle Aktivitäten freigesetzt wird. Zusätzlich besitzt es aufgrund seiner Eigenschaften eine technische Bedeutung bei verschiedenen Verfahren und in der Großkühlagententechnik.

Die ökologische Bedeutung des Ammoniaks liegt in dessen Beitrag zur Versauerung von Ökosystemen in Verbindung mit Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden. Ammoniak unterliegt sowohl bei der Emission, als auch bei der Transmission verschiedenen Reaktionsprozessen mit der Vegetation und anderen luftchemischen Substanzen. Infolge der großflächigen Verteilung und engen Verflechtung der Hauptemissionsbereiche (landwirtschaftlich genutzte Flächen) mit naturnahen Ökosystemen, kann die Bedeutung der Ammoniakemissionen für die Versauerung nur bei regionaler Betrachtungsweise sinnvoll erfaßt werden.

2. Anthropogene Emissionen

2.1 Stationäre Verbrennungsprozesse

Die Ammoniakemissionen aus Verbrennungsprozessen können auf zwei unterschiedlichen Ursachen beruhen. Bei Anlagen ohne Filtereinrichtungen können relativ geringe Anteile von Ammoniak aus den Verbrennungsprozessen stammen. Bei Großfeuerungen mit nachgeschalteten Anlagen zur Entstickung der Abgase kann das für die Reinigung eingesetzte Ammoniak infolge unvollständiger Reaktionen entweichen (Schlupf). Die Emissionsmengen aus diesem Sektor sind sehr gering und liegen bei rund 0,3 kt (1 kt = 1000 t) pro Jahr, bei einer Bandbreite zwischen 0,02 bis 0,62 kt pro Jahr.

2.2 Industrie

Die Abschätzungen der Emissionen aus industriellen Prozessen sind, mit Ausnahme der Emissionen aus Kokereianlagen und der Düngermittelproduktion, mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Die Emissionsmenge für 1990 kann mit rund 5 kt bei einer Bandbreite zwischen 2 und 7 kt eingeschätzt werden.

2.3 Verkehr

Die Ammoniakemissionsmengen aus Fahrzeugen sind in der Regel relativ niedrig. Die Werte erhöhen sich jedoch drastisch, wenn die Fahrzeuge mit Katalysatoren ausgestattet sind. Bei der derzeitigen Ausrüstung des Fahrzeugparks in Österreich beträgt die Gesamtemission aus dem Verkehrsbereich rund 1 kt bei einer Bandbreite zwischen 0,5 und 1,5 kt.

2.4 Haushalte, Abfall- und Abwasserentsorgung

Ammoniakemissionen können sowohl durch den Menschen, durch Abfälle oder Abwässer, sowie durch Haustiere verursacht werden. Für diesen Sektor gibt es bisher nur wenige verlässliche Zahlen über die Emissionsfaktoren. Die bestmögliche Schätzung für diesen Bereich ergibt eine Gesamtmenge von rund 7 kt Ammoniak pro Jahr bei einer Bandbreite zwischen 3,5 und 11 kt.

2.5 Landwirtschaft

Der Hauptanteil der Emissionen aus der Landwirtschaft stammt aus der Tierhaltung. Die Abschätzung der Emissionen ist dabei stets mit Unsicherheiten behaftet, da verschiedenste Faktoren wie z.B. Stickstoffgehalt in der Nahrung, Art und physiologischer Zustand der Tiere, Stalltechnik, Lagerungstechnik, Ausbringungstechnik, Klima und ähnliches die Emissionsvorgänge beeinflussen. Die bestmögliche Schätzung, ohne Berücksichtigung der Minderungsmöglichkeiten bei der Weidehaltung, ergibt eine Gesamtmenge von rund 67 kt pro Jahr bei einer Bandbreite zwischen 60 und 74 kt. Bei der Abschätzung der Ammoniakemissionen aus mineralischen Düngern muß aufgrund internationaler und nationaler Literatur, deren Ergebnisse auch durch Seibersdorfer Untersuchungen weitgehend bestätigt wurden, höher angenommen werden als bisher. Die Emissionsmengen aus diesem Bereich werden mit 10 kt pro Jahr bei einer Bandbreite zwischen 9 und 17 kt eingeschätzt.

3. Natürliche Quellen

3.1 Wildtiere

Bei Wildtieren kann ähnlich wie bei Haustieren Ammoniak durch Kot und Urin freigesetzt werden. Wegen des in der Regel niedrigeren Stickstoffgehaltes in der Nahrung sind die Emissionsfaktoren jedoch niedriger anzusetzen als bei Haustieren. Für Österreich wird mit einem Schätzwert von rund 0,6 kt bei einer Bandbreite zwischen 0,3 und 1 kt gerechnet.

3.2 Böden

Aus offenen Böden und aus Böden mit niedriger Vegetation kann auch unter natürlichen Bedingungen Ammoniak emittiert werden. Die Emissionsfaktoren liegen zwischen 1 bis 3 kg/ha im Jahr. Wegen der großen Zahl verschiedener Einflußfaktoren auf die Emissionsvorgänge von

Ammoniak aus Böden sind diese Abschätzungen mit großen Ungenauigkeiten behaftet. Als mittlerer Schätzwert wurden 7 kt/Jahr bei einer Bandbreite zwischen 2 und 12 kt errechnet.

4. Zusammenfassung

4.1 Emissionsmengen

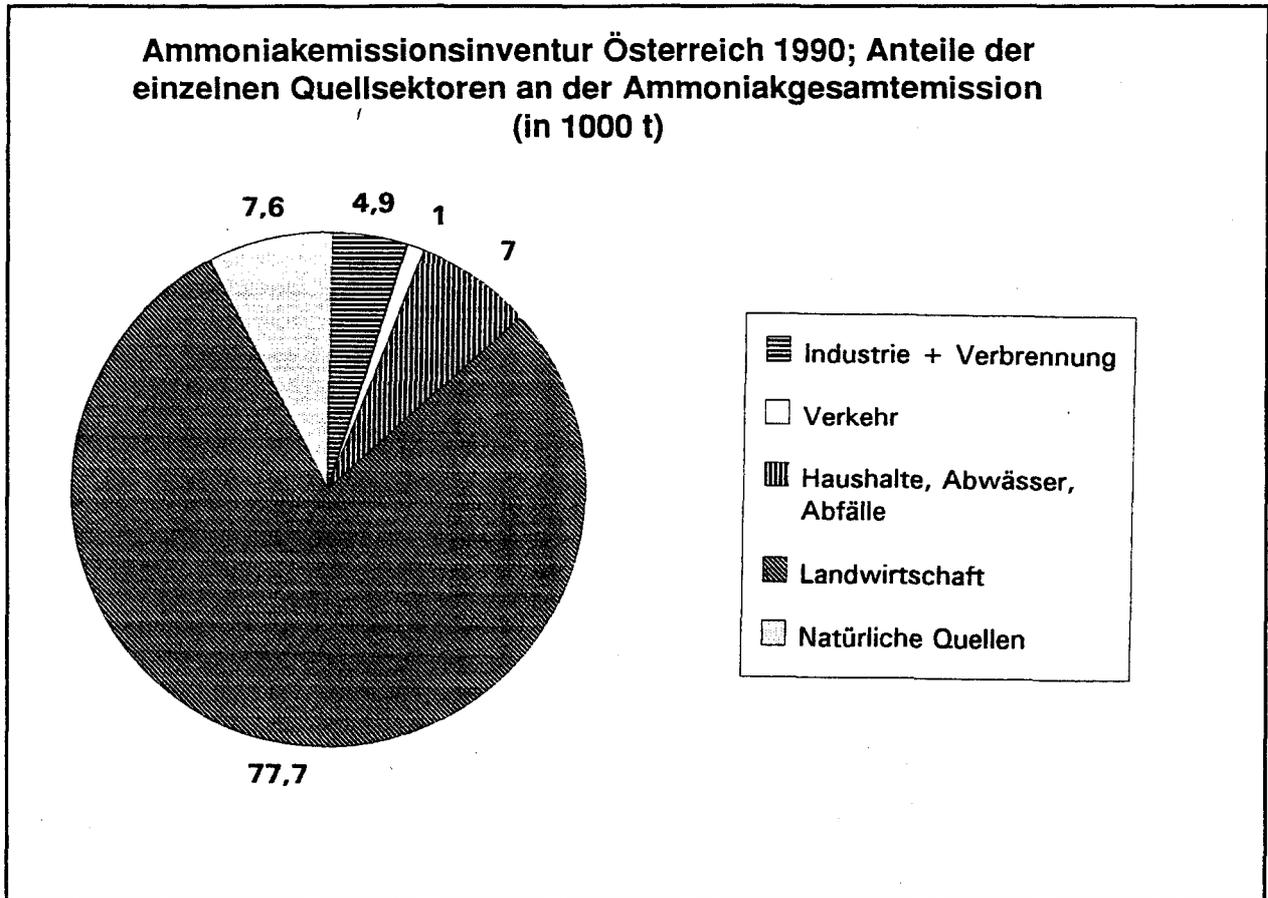
Die Ammoniakemissionen aus anthropogenen Quellen betragen ca. 90 kt für das Jahr 1990. Wegen der großen Unsicherheiten in der Abschätzung liegt die Bandbreite zwischen rund 75 und 111 kt (Tabelle I). Der Großteil der Ammoniakemissionen stammt aus dem landwirtschaftlichen Bereich (Abbildung I). Der landwirtschaftliche Anteil beträgt insgesamt rund 86 %, aus der Tierhaltung alleine rund 74 %. Rund 8 % stammen aus dem Sektor Haushalte, Abfall- und Abwasserentsorgung, 5 % aus dem Sektor Industrie und rund 1 % aus dem Sektor Verkehr. Nur 0,4 % der anthropogenen Emissionen stammen von stationären Verbrennungsvorgängen. Die 1990 durch Ammoniak in Österreich emittierte Stickstoffmenge ist etwas höher als die durch Stickoxide emittierte Stickstoffmenge (rund 54 % $\text{NH}_3\text{-N}$ und 46 % $\text{NO}_x\text{-N}$).

Die Ergebnisse für die Emissionen aus natürlichen Quellen sind mit relativ großen Unsicherheiten behaftet. Sie liegen bei rund 8 kt, wobei eine Bandbreite zwischen 2 und 12 kt/Jahr angenommen wird (Tabelle I), davon stammen rund 90 % aus Böden.

Tabelle I: Ammoniakemissionen in Österreich, 1990.
Schätzwerte und Unsicherheitsbereiche (in 1000 t)

Anthropogene Emissionen	(1000 t/a)	(1000 t/a)
1. Stationäre Verbrennung	0,3	0,02 - 0,62
2. Industrie	4,6	2 - 7
3. Verkehr	1	0,5 - 1,5
4. Haushalte, Abfall- u. Abwasserentsorgung	7	3,5 - 11
5. Landwirtschaft	77,7	69 - 91
Summe (gerundet)	91	75 - 111
Natürliche Emissionen		
Summe (gerundet)	8	2 - 12

Abbildung I: Anteile der einzelnen Quellsektoren aus der Ammoniakgesamtemission
(in 1000 t NH₃)



4.2 Regionale Verteilung der anthropogenen Emissionen

Die Analyse der regionalen Verteilung der anthropogenen Emissionen aus Bezirksbasis wurde mit Hilfe statistischer Grundkennzahlen ermittelt. Die Emissionen aus dem landwirtschaftlichen Bereich liegen zwischen 5 und 55 kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr. Der Mittelwert liegt bei rund 28,2 kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr. Die höchsten Emissionsdichten liegen in den Bezirken mit hohem Viehbesatz. Relativ niedrige Emissionsdichten weisen agrarische Gebiete mit niedrigem Viehbesatz und Ballungsräume auf.

4.3 Mögliche Maßnahmen

Für die Erstellung von konkreten Maßnahmenplänen zur Verminderung der Ammoniakemissionen müssen für alle wichtigen Sektoren eigene Detailstudien erarbeitet werden. Im Rahmen dieser Studie konnten nur die Grundsätze für eine Minderungsstrategie überprüft werden.

In der Landwirtschaft können die Emissionsminderungen durch Anpassung des Stickstoffinputs bei Futtermitteln und mineralischen Düngern an den Bedarf, durch angepasste Stall-, Lagerungs- und Ausbringungstechniken erzielt werden. Bei bestimmten Tierarten (Schweine und Geflügel)

können zusätzliche Minderungen durch Filterung der Stallabluft erzielt werden. Die in der internationalen Literatur angeführten Minderungspotentiale von rund 70 % erscheinen bei näherer Überprüfung der tatsächlich realisierbaren Möglichkeiten als zu hoch gegriffen. In Abhängigkeit von den strukturellen Entwicklungen in der Landwirtschaft kann für Österreich mit einem Reduktionspotential zwischen 20 und 40 % gerechnet werden. Kurzfristig erscheint jedoch eine Reduktion von 10 bis 15 % als maximal realisierbar.



Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
2.	Ergebnisse bisheriger Emissionsinventuren	2
3.	Abschätzung der Gesamtemissionen von NH₃ für Österreich für das Jahr 1990... 5	5
3.1	Ammoniakemissionen aus stationärer Verbrennung	6
3.1.1	Abschätzung der Gesamtemissionen aus stationärer Verbrennung	7
3.1.2	Ammoniakemissionen aus katalytischer Nachbehandlung	8
3.2	Emissionen aus industriellen Prozessen	8
3.3	Emissionen aus dem Verkehrsbereich	10
3.4	Emissionen aus Haushalten, Abwässern und Abfällen	12
3.4.1	Emissionen aus Haushalten	12
3.5	Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft	14
3.5.1	Allgemeine Aspekte	14
3.5.2	Ammoniakemissionen nach Anwendung von NH ₄ -hältigen Mineraldüngern in der Landwirtschaft	24
3.5.3	Emissionen aus der Tierhaltung	28
3.6	Ammoniakemissionen aus natürlichen Quellen	36
3.7	Gesamtemissionen im Jahre 1990	36
4.	Regionalisierung der Ammoniakemissionen	38
4.1	Konzept und Methode der Regionalisierung	38
4.2	Datengrundlagen für die Regionalisierung	39
4.3	Regionalisierung der Ammoniakemissionen	39
4.3.1	Nicht landwirtschaftliche anthropogene Quellen	39
4.3.2	Regionalisierung der landwirtschaftlichen Emissionsquellen	39
4.3.3	Regionalisierung der Emissionen aus natürlichen Quellen	42
4.3.4	Regionale Verteilung der Gesamtemissionen	42
5.	Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen	43
5.1	Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen bei stationären Verbrennungen und Industriellen Prozessen	43
5.2	Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen aus dem Verkehr	44
5.3	Emissionsreduzierende Maßnahmen in Haushalten, bei Abfall- und Abwasserentsorgung	44
5.4	Maßnahmen zur Reduktion im landwirtschaftlichen Bereich	45
6.	Literatur- und Quellenverzeichnis	51
7.	Glossar	62

1. Einleitung

Kenntnisse über die Freisetzung von Ammoniak waren in der Vergangenheit vorwiegend für Fragen des Arbeitsplatz- und Anlagenschutzes von Bedeutung. Die potentiellen Risiken von Ammoniak im Anlagenbereich führten zu verschärften Bestimmungen für die Anwendung von Ammoniak im technischen Bereich. Mit zunehmenden Kenntnissen über Auswirkungen verschiedener Luftschadstoffe in den Ökosystemen wurde deutlich, daß neben den sicherheitstechnischen Aspekten hoher Ammoniakkonzentrationen auch, im Vergleich dazu, niedrige Ammoniakkonzentrationen Umweltschäden hervorrufen können /138/. In Abhängigkeit von der Struktur- und Bewuchsbedingungen der Emissionsgebiete wird Ammonium (NH_4) nur über relativ kurze Entfernungen transportiert. Ammoniak (NH_3) kann hingegen über weite Strecken transportiert werden /10/. Die Abhängigkeit von NH_3 -Konzentrationen von den Windrichtungsverteilungen sind hingegen deutlich geringer als z.B. bei SO_2 -Konzentrationen /10/. In landwirtschaftlichen Gebieten zeigen die Ammoniakkonzentrationen deutliche Tages- und Jahresgänge /5/, /10/. Durch die zunehmenden Kenntnisse über die Auswirkungen von Ammoniakdepositionen in Verbindung mit anderen Luftschadstoffen ergab sich ein steigender Bedarf nach der Kenntnis der Ursachen. In Ländern mit relativ hohen Belastungen durch Ammoniakdepositionen wurde relativ frühzeitig mit der katastermäßigen Erfassung der Emissionen begonnen /3/, /8/, /96/. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen wurden vielfach ohne nähere Überprüfung für die Emissionsberechnungen in anderen Staaten angewandt.

Die kritische Überprüfung der strukturellen Gegebenheiten bei der Hauptemittentengruppe für Ammoniak, dem Sektor Landwirtschaft, zeigt jedoch verschiedene strukturelle Unterschiede zwischen den einzelnen Staaten, die zumindest eine Überprüfung der Faktoren erfordert /5/.

Es zeigt sich außerdem, daß für die nichtlandwirtschaftlichen Bereiche nur wenig dokumentierte Angaben über Emissionsfaktoren vorliegen, die eine genauere Überprüfung der Anteile verschiedener Emittentengruppen an den Gesamtemissionen ermöglichen. Eine Verbesserung des Kenntnisstandes ist dabei vor allem dann zu erwarten, wenn das Problembewußtsein durch Information verbessert wird. Dazu tragen Messungen, ebenso wie Emissionsinventuren und Auswirkungsuntersuchungen bei.

Für die Beratung und Unterstützung bei der Daten- und Literaturbeschaffung sei an dieser Stelle insbesondere Univ. Prof. Dr. J. Leibetseder (Veterinärmedizinische Universität Wien) und Univ. Prof. Dr. Dipl. Ing. R. Leitgeb (Universität für Bodenkultur), dem Österreichischen Statistischen Zentralamt und dem Amt für Umweltschutz der Stadt Linz gedankt.

2. Ergebnisse bisheriger Emissionsinventuren

Ammoniakemissionsinventuren sind im Gegensatz zu Emissionsinventuren von z.B. SO₂ mit relativ großen Unsicherheiten behaftet. Die Ursachen dafür liegen einerseits in den Eigenschaften der Emissionsvorgänge und andererseits in der weitgehend diffusen Verteilung der Emissionsquellen. Die größten Anteile der Ammoniakemissionen werden durch biologische Prozesse und durch diffuse Emissionen bei industriellen Prozessen freigesetzt, nur ein sehr geringer Anteil stammt direkt aus Verbrennungsvorgängen oder gasförmigen Verlusten von Reinammoniak. Die große Variationsbreite der Leistungen biologischer Prozesse erschwert die genaue Erfassung der Emissionsfaktoren. Die Unsicherheit der Emissionsabschätzungen wird weiters noch dadurch erhöht, daß vielfach nur wenige Meßergebnisse für bestimmte Emissionsprozesse vorliegen.

Die Unsicherheiten der Datengrundlagen führen dazu, daß die Emissionsberechnungen verschiedener Bearbeiter teilweise stark voneinander abweichen /5/. Dies betrifft sowohl die spezifischen Emissionsfaktoren, als auch die Erfassung von Emissionsquellen. Oft beschränken sich Emissionsinventuren auf die Erfassung der Emissionen aus dem landwirtschaftlichen Bereich, da vielfach die Auffassung vertreten wird, daß die Gesamtemissionen an Ammoniak im wesentlichen von Aktivitäten dieses Bereiches beeinflußt werden. Autoren, die umfassende Emissionsbilanzen versuchen, schätzen die Bedeutung der Landwirtschaft für die Gesamtemissionen unterschiedlich ein. So wird z.B. in /1/ wird der Beitrag der Industrie zur Gesamtemission mit maximal 2% eingeschätzt, bei der Ammoniakemissionsinventur 1985 für die USA wird hingegen ein Anteil aus der Industrie von rund 14% errechnet /2/. Ein Emissionsvergleich für das Jahr 1982 von 11 europäischen Staaten weist Industrieanteile an den Gesamtemissionen zwischen knapp unter 1% bis knapp über 5% aus. Die mittleren Emissionsdichten zeigen zwischen den verschiedenen europäischen Ländern große Unterschiede /3/. Die Gesamtdichten (Gesamtemissionen pro ha Gesamtnutzfläche) liegen zwischen 1,1 und 39,3 kg pro ha und Jahr, die mittleren landwirtschaftlichen Emissionsdichten (Emissionen aus Landwirtschaft bezogen auf landwirtschaftliche Nutzfläche) liegen hingegen mit 10,2 bis 69,5 pro ha und Jahr deutlich darüber /3/.

Für Österreich wurden bei den bisherigen Emissionsabschätzungen Gesamtemissionen von 72.000 - 107.000 t Ammoniak pro Jahr ermittelt /4/, /9/, /5/ (Tabelle 1).

Tabelle 1: Ergebnisse der bisherigen Abschätzungen der Ammoniakemissionen für Österreich

Autor	Bezugsjahr	NH ₃ -Emissionen (1000 t NH ₃)
/8/ Buijsman et al. (1987)	1980/83	72
/7/ Asman (1990)	1987	107
/9/ Iversen et al. (1990)	1988	85
/5/ Asman (1992)	1989	88,9
/6/ Klaasen (1991)	1980	79
	1987	79
	2000	80

Als mögliche Ursachen für die unterschiedlichen Ergebnisse von Emissionsinventuren für Ammoniak werden in /5/ fehlende bzw. unzureichende Kenntnisse folgender Vorgänge genannt:

- Emissionen aus Ställen, insbesondere ohne Zwangsbelüftung.
- Emissionen aus Städten.
- Emissionen von Pflanzen.
- Emissionen von anderen natürlichen Quellen (insbesondere Wildtiere).
- Die Variation der NH₃ und NH₄⁺-Konzentrationen in der Luft
- Die Veränderungen der Emissionen im Jahresablauf.
- Die Konversionsraten von NH₃ zu NH₄⁺ in der Atmosphäre (Mitberücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Variationen) und die Trockendepositionsraten von NH₃ und NH₄⁺.

Neben den angeführten offenen Fragen wird durch die Darlegungen in /10/ ein weiteres Problem der Emissionsabschätzung bei natürlichen Quellen evident. Im Gegensatz zu den relativ einfach definierbaren Emissionsorten anthropogener Emissionen und dementsprechend leicht möglicher Abgrenzung der Emissionsmengen, bestehen bei natürlichen Systemen kompliziertere Verhältnisse. So können z.B. Emissionen aus dem Boden direkt von der darüberliegenden Pflanzenschicht absorbiert werden. Entsprechend den Stoffeigenschaften und den physiologischen Leistungen der Pflanzen verändern sich dadurch die Gesamtemissionen aus dem Ökosystem in unterschiedlicher Weise. Die Bandbreite kann dabei von einer Kreislaufschließung und -pufferung der Substanz innerhalb des Ökosystems über eine teilweise Freisetzung der Substanz bis zu dadurch ausgelöster Freisetzung anderer Substanzen reichen. In Verbindung damit können die Auswirkungen im betroffenen Ökosystem ebenfalls die Spannweite von nicht vorhandenen und erkennbaren Reaktionen bis zu deutlich erkennbaren Auswirkungen umfassen.

Durch die möglichen internen Kreislaufschließungen und Pufferleistungen von Ökosystemen ergeben sich folgende Abgrenzungsprobleme für die Emissionsdefinitionen:

Seien E_i die im lokalen Ökosystemkreislauf verbleibenden Emissionen, E_e die aus den Ökosystemen freigesetzten Emissionen, so können die Emissionen als Totalsumme

$E_1 = \text{Summe } E_i + \text{Summe } E_e$, oder als Nettosumme aus den Teilsystemen
 $E_2 = \text{Summe } E_e$ aufgefaßt werden.

Versteht man unter Emissionen jene Stofffreisetzungen, die von einem Teilsystem auf andere Teilsysteme übergehen, so ergibt sich im ersten Fall eine Überschätzung der Gesamtemissionen, im zweiten Fall eine definitionsgemäße Schätzung der Gesamtemissionen. Die Abschätzung der emissionsbedingten Auswirkungen kann im ersten Fall nur dann Realitätsnähe erreichen, wenn die Emissions-, Transmissions- und Depositionsprozesse räumlich und zeitlich zuordenbar sind.

Unter diesen Voraussetzungen kann die spezifische Deposition (D_n) eines bestimmten Teilsystems mit einer bestimmten Fläche (F_n) vereinfacht folgend ermittelt werden:

a) bei interner Emission:

$$D_n = \frac{E_{in}}{F_n} + \frac{E_2}{\text{Summe } F_x}$$

b) ohne interner Emission:

$$D_n = \frac{E_2}{\text{Summe } F_x}$$

Müssen hingegen die verschiedenen Prozesse in aggregierter Form behandelt werden, so ergeben sich in der Regel für Teilsysteme mit hohen internen Emissionen (E_i) Unterschätzungen der Depositionen und für Teilsysteme mit fehlenden internen Emissionen Überschätzungen der Depositionen.

$$D_n = \frac{E_1}{\text{Summe } F_x}$$

Bei Stoffen mit komplexeren Transportvorgängen (z.B. Abgasung, kombiniert mit Versickerung und Feststoffaustrag) können auf diese Weise Überschätzungen der gasförmigen Emissionen erfolgen.

Zur Vermeidung solcher Fehleinschätzungen von Emissionen von natürlichen bzw. naturnahen Systemen erscheint es notwendig

- die verschiedenen Teilprozesse in den Systemen in ihrer Gesamtheit zu untersuchen und
- bei der Berechnung der Emissionen entsprechende Kontrollrechnungen (z.B. Bilanzierungen) durchzuführen.

3. Abschätzung der Gesamtemissionen von NH₃ für Österreich für das Jahr 1990

Ammoniakemissionen werden nur in Ausnahmefällen amtlich erfaßt. Es liegen deshalb nur wenige offizielle Zahlen über Ammoniakemissionen aus bestimmten Prozessen vor. Die Emissionswerte müssen deshalb in der Regel mit Hilfe von Kenndaten aus der Literatur und von statistischen Grundlagen oder mit Hilfe von Expertenschätzungen ermittelt werden. Einen Überblick über die Grundlagen für die Abschätzung der Ammoniakemissionen für das Jahr 1990 bietet die Tabelle 2. Darin sind die Grundlagen der Abschätzungen nach Emissionsfaktoren und den emissionsrelevanten Aktivitäten differenziert.

Tabelle 2: Datengrundlagen für die Emissionsberechnungen

a) Emissionsfaktoren

	Literaturwerte	Expertenschätzungen	Messungen
Stationäre Verbrennung	x	x	
Industrielle Prozesse	x	x	x
Verkehr	x		
Haushalte	x		
Abfall- und Abwasserbehandlung	x		
Landwirtschaft	x		
Natürliche Emissionen	x		

b) Aktivitäten

	Schätzungen	Statistische Daten
Stationäre Verbrennung	x	x
Industrielle Prozesse	x	x
Verkehr		x
Haushalte		x
Abfall- und Abwasserbehandlung	x	x
Landwirtschaft		x
Natürliche Emissionen	x	

In Anlehnung an die Klassifikation der Datenqualitäten nach /19/ werden bei der Darstellung der einzelnen Emissionswerte folgende **Genauigkeitsklassen (GK)** verwendet:

- 1 Statistisch signifikante Werte oder Ergebnisse offizieller Messungen
- 2 Ergebnisse einzelner Messungen (statistisch nicht signifikant) oder Expertenschätzungen auf Basis von Einzelmessungen
- 3 Emissionsabschätzungen auf Basis vorhandener Literatur mit Verwendung sekundärstatistischer Daten
- 4 Emissionsabschätzungen auf Basis vorhandener Literaturhinweise mit Hilfe von Extrapolationen oder Analogieschlüssen

3.1 Ammoniakemissionen aus stationärer Verbrennung

b) Bei Verbrennungen in stationären Anlagen kann Ammoniak durch

- die Verbrennungsvorgänge selbst oder
- durch bestimmte Abgasbehandlungsverfahren

freigesetzt werden.

Über die Freisetzung von Ammoniak durch Verbrennungsvorgänge direkt liegen nur wenige Datengrundlagen vor /2/, /13/. Vielfach werden in zusammenfassenden Darstellungen von Emissionsfaktoren /1/, /14/ keine Emissionsfaktoren für die Freisetzung von Ammoniak bei Verbrennungsvorgängen angegeben. In /2/, /13/ werden für Verbrennungsvorgänge folgende, brennstoffspezifische Emissionsfaktoren angegeben (Tabelle 3).

Tabelle 3: Spezifische Emissionsfaktoren für Ammoniak bei Verbrennungsvorgängen (nach /2/, /13/)

Brennstoff	NH ₃ -Emissionen
Kohle	0,25 g/t
Heizöl	113 g/t
Erdgas	8 - 50 g/1000 m ³

Wegen der spärlichen Datengrundlagen und der großen Unsicherheit der angeführten Emissionsfaktoren ist für die Emissionsfaktoren und ihre Anwendung für Emissionsabschätzungen eine große Unsicherheitsbandbreite anzunehmen. Sie wird hier mit $\pm 100\%$ angesetzt.

3.1.1 Abschätzung der Gesamtemissionen aus stationärer Verbrennung

Für die Abschätzung der Ammoniakemissionen aus stationärer Verbrennung wurden folgende Emissionsfaktoren angesetzt:

0,25 g	NH ₃ /t	Kohle
110 g	NH ₃ /t	Heizöl
35 g	NH ₃ /1000 m ³	Erdgas

Unter Verwendung der Energiestatistik für das Jahr 1990 des Österreichischen Statistischen Zentralamtes ergibt die Berechnung eine Emissionsmenge von rund 310 t NH₃/Jahr (Tabelle 4).

Tabelle 4: NH₃-Emissionen aus stationärer Verbrennung für das Jahr 1990

Brennstoffart	Menge	NH ₃ -Emissionen (t/Jahr)	GK
Kohle	812,1.10 ³ to	0,2	3
Heizöl	1697.10 ³ to	186,7	3
Erdgas	3511,7.10 ⁶ m ³	122,9	3
	Gesamt	310 t/Jahr	3
	Bandbreite	0 - 620 t/Jahr	

Die CORINAIR-Emissionssystematik (siehe Glossar) sieht eine Aufgliederung der Emissionen nach vordefinierten Aktivitätsgruppen (siehe Glossar) vor /1/. Wegen der geringen Emissionsmengen von Ammoniak aus stationären Verbrennungsvorgängen werden die Gesamtemissionen für die einzelnen Aktivitätsgruppen durch anteilmäßige Zuordnung entsprechend dem Verbrauchsanteil am jeweiligen Energieträger zugeordnet (Tabelle 5).

Tabelle 5: Zuordnung der Emissionen aus stationärer Verbrennung zur CORINAIR-Systematik

Aktivitätsgruppe nach CORINAIR	Kohle	Heizöl	Erdgas	Gesamt (t NH ₃)	Bandbreite (t NH ₃)	GK
1.	0,2	56	41	97,2	0 - 200	3
2.		56	41	97	0 - 200	3
3.1		74,6	41	115,6	0 - 230	3

3.1.2 Ammoniakemissionen aus katalytischer Nachbehandlung

Zur Verminderung der Stickoxidemissionen wurden in Österreich in den letzten Jahren kalorische Kraftwerke und Müllverbrennungsanlagen mit nachgeschalteten Anlagen zur Emissionsreduktion ausgestattet /11/. Bei den SCR-Verfahren (Selective Catalytic Reduction) und den SNCR-Verfahren (Selective Non-Catalytic Reduction) wird vielfach Ammoniak als Reaktionspartner im Entstickungsprozeß verwendet. Entsprechend der Verfahrensführung und dem Zustand der Entstickungsanlage entweicht dabei ein relativ geringer Teil des Ammoniaks direkt in die Atmosphäre (Ammoniak schlupf). Die bei österreichischen Anlagen ermittelten und publizierten Ammoniakemissionen liegen unter $10 \text{ mg NH}_3/\text{Norm m}^3$ /11/, /12/, /15/. Bei den im Jahre 1990 im Betrieb befindlichen Entstickungsanlagen der kalorischen Kraftwerke betrug nach Expertenschätzung /16/ der gesamte Ammoniakverlust rund 20 t/Jahr. Die Unsicherheit wird mit einer Bandbreite zwischen 15 und 25 t NH_3 /Jahr angegeben.

Entsprechend der CORINAIR-Systematik ist dieser Emissionswert der Aktivitätsgruppe 1 zuzuordnen. Die Gesamtemission an Ammoniak für diese Gruppe beträgt daher für das Jahr 1990 117 t NH_3 mit einer Bandbreite zwischen 15 und 225 t NH_3 /Jahr.

3.2 Emissionen aus industriellen Prozessen

Über Ammoniakemissionen aus industriellen und gewerblichen Prozessen liegen nur wenige Literaturangaben vor. Eine Ausnahme bilden dabei die Prozesse der Ammoniak- und Düngemittelherzeugung, sowie der Koksgewinnung. Gleichzeitig geben jedoch verschiedene Literaturstellen /17/, /18/ Hinweise auf verschiedene potentielle Emissionsquellen im Bereich der gewerblichen und industriellen Produktion. In /17/ wird angeführt, daß infolge fehlender allgemeiner Grenzwertregelungen Kontrollen der Ammoniakemissionen nur in seltenen Fällen durchgeführt werden.

In /17/ werden folgende Prozesse als mögliche Quellen von Ammoniakemissionen angeführt:

- Düngemittelproduktion,
- Ammoniaksynthese,
- Metallverarbeitung (Härtung),
- Metallgießereien,
- Anlagen zum Brennen keramischer Erzeugnisse,
- Vulkanisationsprozesse,
- Tierkörperverwertungsanlagen,
- Fischmehlfabriken,
- Schlachthöfe,
- Gelatinefabriken,
- Fettschmelzen,
- Spanplattenherstellung,
- Kälteanlagen,
- Lichtpausmaschinen.

In /18/ werden darüber hinaus noch eine Reihe weiterer Verfahren angeführt, bei denen potentiell Ammoniak entweichen kann, wie z.B.

- Lötarbeiten,
- Fotografische Verfahren,
- Textilbearbeitungsverfahren,
- Backprozesse,
- Galvanisationsprozesse,
- keramische Industrie,
- Brennen von Ton und Kalk.

In /14/ werden folgende spezifische Emissionsfaktoren für einzelne Produktionsprozesse angegeben:

- Ammoniakherzeugung	0,1	-	1,5	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Salpetersäureproduktion	0,01	-	0,1	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- NPK-Düngerproduktion	0	-	5	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Ammoniumnitratproduktion	1	-	1,9	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Harnstoffproduktion	0,3	-	0,4	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Melaminproduktion	15	-	25	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Caprolaktamproduktion	0,1	-	1,0	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Acrylnitrilproduktion	0,1	-	0,3	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Zinkproduktion	0,02	-	0,2	kg	NH ₃ /t Endprodukt
- Eisengewinnung	0	-	0,15	kg	NH ₃ /t Schmelze
- Verzinkung	0,04	-	1,15	kg	NH ₄ /t Endprodukt.

Die gesetzlichen Regelungen zum Datenschutz erlauben in Österreich keine differenzierte Erhebung von Produktionskennzahlen als Datenbasis für Emissionsberechnungen. Die Situation für die Erfassung wird zusätzlich dadurch erschwert, daß nur wenige Unternehmen bereit sind, Auskünfte über Ammoniakemissionen in ihrem Bereich zu geben.

Kontrollierte und dokumentierte Emissionen von Ammoniak aus industriellen Prozessen liegen nur für den Bereich der Stadt Linz vor /20/. In diesem Bezirk sind, neben der Kokereianlage der VÖEST-Alpine Stahl Linz AG auch die Düngemittel- und Harnstoffmelaminproduktionsanlagen der ÖMV-Chemie Linz Ges.m.b.H. konzentriert. Die Emissionen aus allen Anlagen betragen im Jahr 1990 421 t NH₃ /20/.

Für alle anderen industriellen Prozesse mit potentiellen Ammoniakemissionen waren, mit Ausnahme der Import-/Exportstatistiken, keine quantitativen Angaben zugänglich. Für diese Prozesse konnten deshalb nur auf Basis von Literaturangaben, Ableitungen aus der Import-/Exportstatistik und Einzelangaben aus der Sekundärstatistik Abschätzungen der möglichen Ammoniakemissionen erfolgen. Die Vielzahl der verschiedenen Quellen und die extrem unvollständige Datenlage erlaubt keine Plausibilitätskontrolle von Näherungsberechnungen. Die Schätzung wurde dabei nach zwei Gruppen getrennt durchgeführt. In der ersten Gruppe erfolgte die Abschätzung von Ammoniak aus eingesetztem Ammoniak durch Verluste bzw. von prozeßbezogenen Emissionen. Für diese Gruppen lagen Richtgrößen aus der Außenhandelsstatistik /22/ vor. Danach wurden im Jahre 1990 35.600 t Ammoniak wasserfrei und 780 t wässrige Ammoniaklösungen netto importiert. Die inländischen Produktionszahlen von Ammoniak waren nicht bekannt. Schätzt man den Emissionsanteil des Ammoniaks mit 10% der Importmenge, so ist die

Emissionsmenge auf 3.600 t/Jahr anzusetzen. Die Bandbreite der Emissionen wird mit 5 bzw. 15%, daß sind rund 1.500 - 4.300 t/Jahr angenommen. In diesen Zahlen sind auch die potentiellen Emissionen aus Großkühlanlagen enthalten, bei denen nach /23/ pro Jahr rund 3 - 4 % des Ammoniakvolumens entweichen. Wegen fehlender Datengrundlagen über die in Kühlanlagen eingesetzten Ammoniakmengen konnte keine eigene quantitative Abschätzung der Emissionen aus diesem Bereich erfolgen.

In der zweiten Schätzgruppe wurden jene Prozesse zusammengefaßt, bei denen potentiell Ammoniak aus verschiedenen Ausgangsverbindungen während des Prozesses abgespalten werden kann. Da keine näheren Angaben über diese Emissionen vorlagen, wurden sie, aufgrund von produktionsbezogenen Schätzungen, mit rund $\frac{1}{3}$ der geschätzten Emissionen aus der Gruppe 1, mit rund 1.000 t/Jahr festgesetzt. Die Schätzbandbreite wird hier mit 500 - 2.500 t angenommen.

Für die Zuordnung zur CORINAIR-Systematik ist die Unsicherheit der Datengrundlage zu berücksichtigen. Die Emissionsmengen werden deshalb unter Berücksichtigung der Genauigkeitsklassen summativ der Aktivitätsgruppe 4 zugeordnet (Tabelle 6).

Tabelle 6: Abschätzung der Ammoniakemissionen aus industriellen Prozessen

Aktivitätsgruppe nach CORINAIR	Prozesse	NH ₃ -Emissionen (t/a)		
		Mittel	Bandbreite	GK
4.	Kokereien und Düngemittelproduktion	421	380 - 460	1
4	Sonstige Prozesse einschließlich Kühlanlagen	4500	2000 - 6800	4
	Summe	~ 5000	~ 2500 - 7500	4

3.3 Emissionen aus dem Verkehrsbereich

Für die Abschätzung der Ammoniakemissionen aus dem Verkehrsbereich sind in /19/ Richtwerte angegeben. Für Fahrzeuge ohne Katalysator wird durchgehend ein Emissionsfaktor (g NH₃/km) von 0,001 - 0,002 angegeben. Für Fahrzeuge mit Katalysatoren wird im städtischen Bereich ein Emissionsfaktor von 0,07 und für Freilandstrecken und Autobahnen ein Emissionsfaktor von 0,1 angegeben. Für Off-Road-Fahrzeuge (insbesondere land- und forstwirtschaftliche Maschinen) wird ein Emissionsfaktor von 0,005 g NH₃/kg Treibstoff angegeben. Unter Berücksichtigung der Verkehrsleistungsverteilungen /25/ und der Zusammensetzung des Fahrzeugparkes /24/ wurden den Emissionsberechnungen für den Verkehr folgende Faktoren (auf g NH₃/km) zu Grunde gelegt.

PKW ohne Katalysator	0,002
PKW mit Katalysatoren	0,09
LKW, Busse und Zugmaschinen	0,0015
Motorräder und Mopeds	0,002
Landwirtschaftliche Fahrzeuge (g NH ₃ /kg Teilstoff)	
Traktoren	0,005.

Auf Basis des Kraftfahrzeugbestandes für 1990 /24/ und den Verkehrsleistungsverteilungen /25/ beträgt die Gesamtemission aus dem Verkehrsbereich rund 985 t NH₃ (Tabelle 7).

Der Hauptanteil der Ammoniakemissionen aus dem Verkehrsbereich stammt von Kraftfahrzeugen mit Katalysatoren, deren Anteil am PKW-Bestand rund 23% beträgt. Wegen der großen Unsicherheit der Emissionsfaktoren, ist die Gesamtbandbreite gegenüber der bestmöglichen Schätzung mit +/- 50%, d.h. mit 500 - 1.500 t NH₃ anzusetzen.

Bei der Zuordnung nach der CORINAIR-Systematik werden wegen ihrer geringen relativen Bedeutung Schwerfahrzeuge und einspurige Fahrzeuge in jeweils einer Klasse zusammengefaßt (Tabelle 7).

Tabelle 7: NH₃-Emissionen aus dem Verkehrsbereich

Aktivitätsgruppe nach CORINAIR	Kfz-Kategorie	Jahresgesamtfahrleistung (10 ⁹ km)	NH ₃ -Emissionen (t/Jahr)		
			Schätzwert	Bandbreite	GK
7.1	PKW ohne Kat	33,4	66,9	480 - 1450	3
	PKW mit Kat	10,0	899,0		
	PKW gesamt	43,4	965,9		
7.2 und 7.3	LKW, Busse, Zugmaschinen	9,1	13,7	6,8 - 20,6	3
7.4 und 7.5	Mopeds und Motorräder	1,4	2,7	1,3 - 4,1	3
7.	Straßenverkehr, gesamt		982,3	488 - 1475	3
	Sonstiger Verkehr	Treibstoffverbrauch (10³ t)			
8.1	Land- und Forstwirtschaft	300	1,5	0,8 - 2,3	3
8.2 - 8.5	geschätzt		1,5	0,8 - 3,0	4
8.	Sonstiger Verkehr gesamt		3,0	2 - 6	4

3.4 Emissionen aus Haushalten, Abwässern und Abfällen

Über Ammoniakemissionen aus Haushalten (einschließlich des Menschen), Abwässern und Abfällen liegen nur wenige Literaturangaben vor. Ungeachtet dessen bestehen in den genannten Bereichen verschiedene potentielle Möglichkeiten der Ammoniakemission. Im Haushaltsbereich sind dies z.B. der Mensch, Haustiere, Einsatz von Ammoniakverbindungen bei der Haushaltsreinigung, Düngung und Kompostierung (Rasen und Hausgärten), Haushaltsabfälle, Sammelgruben usw.

In den Bereichen Abwässer und Abfälle können Ammoniakemissionen von Stickstoffverbindungen aus dem Haushalt, Industrie- und Gewerbebereich stammen. Wegen der Unsicherheiten bei den Emissionsfaktoren und den Datengrundlagen über die emissionsrelevanten Aktivitäten werden in diesem Kapitel die Ammoniakemissionen aus Abwässern und Abfällen nur in Verbindung mit haushaltsbezogenen Quellen betrachtet. Potentielle Emissionen aus dem Industrie- und Gewerbebereich, die erst bei Abwässern und Abfällen auftreten, wurden bereits bei der Emissionsabschätzung in Kapitel 3.3 miteinbezogen.

3.4.1 Emissionen aus Haushalten

NH₃-Emissionen des Menschen

Beim Menschen kann Ammoniak über

- die Atemluft,
- den Schweiß,
- Kot und Urin

emittiert werden.

Bei den Emissionen, die über die Atemluft und den Schweiß abgegeben werden, kann eine direkte Freisetzung des Ammoniaks in die Umgebungsluft am Emissionsort angenommen werden. Bei den Ammoniakemissionen über Kot und Urin muß bei der Emissionsabschätzung noch zusätzlich die Entsorgung der Substanzen berücksichtigt werden. In Österreich werden derzeit rund 75% des anfallenden Materials über Kanalnetze und Kläranlagen entsorgt. Infolge der physikalisch-chemischen Eigenschaften des Ammoniaks und der Zusammensetzung häuslicher Abwässer /33/ können die Ammoniakemissionen dem Bereich der Kläranlagen zugeordnet werden. Bei den nicht über Kanalnetze entsorgten Mengen von Urin und Kot gestaltet sich die Zuordnungsproblematik noch schwieriger. Die Emissionen können entweder direkt im Haushaltsnahbereich auftreten, oder, in Abhängigkeit vom Entsorgungsweg, in weiterer Folge z.B. auf landwirtschaftlichen Flächen oder in Entsorgungsanlagen anfallen. Ähnlich verhält es sich mit organischen Abfällen aus Haushalten.

Für die Ammoniakemissionen durch Menschen werden folgende Emissionsfaktoren in der Literatur angeführt (g NH₃/Person und Jahr):

Atemluft

1,6 - 6,5 /2/
2,2 /28/

Schweiß

250 /2/

Urin und Faeces

370	/26/
277	/29/

Bei der vorliegenden Emissionsinventur wird mit folgenden Emissionsfaktoren (g NH₃/Person und Jahr) gerechnet:

Atemluft	5
Schweiß	250
Urin und Faeces	300

Bei einer Gesamteinwohnerzahl von rund $7,7 \times 10^6$ ergeben sich NH₃-Emissionen aus der Atemluft von 39 t und aus dem Schweiß von 1.925 t, gesamt von rund 2.000 t.

Für die Freisetzung von Ammoniak aus Urin und Faeces werden 75 %, das sind 1.735 t dem Abwasser zugerechnet. Davon wird in den Kläranlagen ein Anteil von 50 %, das sind 870 t, als emissionswirksam eingeschätzt. Von den nicht über Kanäle entsorgten 25 % (578 t) werden 70 % (405 t) als emissionswirksam im Haus- bzw. Ausbringungsbereich angesetzt.

Die gesamte von Menschen emittierte Ammoniakmenge beträgt demnach 3.240 t (Tabelle 8).

Emissionen aus organischen Haushaltsabfällen

Nach /34/ fallen pro Einwohner und Jahr rund 3,7 kg Stickstoff in Haushaltsabfällen an. Nach /35/ können davon bei organischem Material mit höheren Stickstoffgehalten als 1 % rund 10 % des Stickstoffes bei der Kompostierung in Form von Ammoniak entweichen. Bezogen auf Haushaltsabfälle wären dies 370 g Stickstoff bzw. rund 450 g Ammoniak pro Einwohner und Jahr. Bezogen auf die Gesamtbevölkerung ergibt dies eine Emissionssumme von rund 3.500 t Ammoniak/Jahr (Tabelle 8). Vereinfacht wird diese Menge den Deponien bzw. den Kompostierwerken zugeordnet.

Emissionen durch die Anwendung von Ammoniak in Haushalten

Zur Abschätzung der Emissionen aus diesem Aktivitätsbereich wurden in einzelnen Supermärkten die angebotenen Reinigungsprodukte stichprobenartig auf ihre Ammoniakgehalte laut den Inhaltsangaben untersucht. Nur einige Fensterreiniger enthielten geringe Mengen an Ammoniak. Die Emissionsmenge aus diesem Aktivitätsbereich wird daher wegen Geringfügigkeit nicht berücksichtigt.

Ammoniakemissionen von Haustieren

Zu den zahlenmäßig am häufigsten vertretenen Haustierarten (mit Ausnahme der landwirtschaftlichen Nutztiere) zählen Hunde und Katzen. Nach /36/ beläuft sich in Österreich der Bestand an

Hunden auf rund 490.000 und
an Katzen auf 1,4 Mio. Stück.

Die Angaben über Ammonium- bzw. Harnstoffgehalte in Urin und Kot von Hunden und Katzen zeigen eine große Bandbreite. Unter Kombination der Werte von /30/ und /32/ liegen die Werte der jährlichen Ammoniumausscheidungen bei Katzen zwischen 32 und 150 g/Tier und Jahr, bei Hunden liegen die Werte nach /30/ und /31/ zwischen 100 und 1000 g/Jahr.

Für die vorliegende Emissionsabschätzung wird die Ammoniakemission für Katzen mit 75 g/Tier und Jahr und für Hunde mit 150 g/Tier und Jahr angesetzt.

Bezogen auf die Tierbestände ergeben sich daraus Gesamtemissionen bei Katzen von rund 105 t bei einer Bandbreite zwischen 50 und 200 t/Jahr und für Hunde von rund 180 t bei einer Bandbreite zwischen 150 und 400 t/Jahr (Tabelle 8).

Die Gesamtmenge der NH_3 -Emissionen aus Haushalten beläuft sich auf rund 7.000 t bei einer Bandbreite zwischen 3.500 und 11.000 t (Tabelle 8).

Tabelle 8: NH_3 -Emissionen aus Haushalten

Aktivitätsgruppe nach CORINAIR	Aktivität	NH_3 -Emissionen (t/a)		
		Schätzwert	Bandbreite	GK
	Mensch, Atemluft	39	7 - 50	4
	Mensch, Schweiß	1925	980 - 3000	4
9.1	Mensch, Urin und Faeces davon in Kläranlagen	1275 (870)	650 - 2000 (450 - 1800)	4 4
9.4	Organische Haushaltsabfälle	3465	1700 - 5300	4
	Hauttiere, Katzen	105	50 - 200	4
	Hauttiere, Hunde	180	150 - 400	4
	Haushalte, gesamt	6984 ~ 7000	3500 - 11000	4

3.5 Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft

3.5.1 Allgemeine Aspekte

Ammoniakverluste können entstehen infolge:

- A) natürlich ablaufender Stoffumsätze
- B) menschlicher Tätigkeit im Rahmen der Bewirtschaftung

ad A) Ammoniakfreisetzung infolge natürlich ablaufender Stoffumsätze.

Durch mikrobielle Tätigkeit werden jährlich 1-3% der organischen Substanz des Bodens abgebaut. Stickstoffhaltige Verbindungen werden zu NH_3 mineralisiert, der auf alkalischen, kalkhäll-

tigen Böden teilweise abgast. Häufig erfolgt jedoch eine rasche Oxidation zu NO_3^- , sodaß weitere Verluste infolge Ammoniakabgasung nicht mehr möglich sind. Das Ausmaß der Ammoniakabgasung ist im allgemeinen gering und wird mit 3 kg N/ha angenommen. Die Verluste aus dem Ackerland (1,4 Mio ha) betragen somit 4.200t NH_3 -N. Dieser Wert wird den natürlichen Emissionen (Kapitel 3.6) zugerechnet.

ad B) Ammoniakfreisetzung als Folge der Bewirtschaftung.

B1 Emissionsquellen der Pflanzenproduktion

Zur Förderung des Pflanzenwachstums setzt der Landwirt N-hältige mineralische und organische Düngemittel ein, bei deren Handhabung Ammoniakverluste auftreten können.

Zu den wichtigsten N-hältigen mineralischen Düngemitteln (Handelsdüngern) zählen:

Amiddünger

Kalkstickstoff (CaCN_2 - Calciumcyanamid),
enthält ca. 21% N, ca. 60% CaO
Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ - Kohlendiamid),
enthält 46% N

Ammoniumdünger

Ammonsulfat $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - Ammoniumsulfat
enthält 21% N
Basammon 25 und Nitrastop 25
enthalten 25% N und zwar: 18% NH_4 - N, 5% NO_3 - N, 2% DCD - N

Nitratdünger

Kalksalpeter ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - Kalziumnitrat)
enthält 15,5% N und 28% CaO
Chilesalpeter (NaNO_3 - Natriumnitrat)
enthält 15% N

Ammonium- und Nitratdünger

Nitramoncal oder Kalkammonsalpeter ($\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CaCO}_3$),
enthält 28% N und ca. 18% CaCO_3
Weide - Nitramoncal
enthält 20% N, 6% Na_2O sowie Spurenelemente
Bor - Nitramoncal
enthält 26% N und 4% Borsäure

Mehrnährstoffdünger

Zweinährstoffdünger

NK-Dünger mit der Zusammensetzung
14 : 0 : 47, 16 : 0 : 24 etc. Dabei bedeuten
14 : 0 : 47 = 14% N : 0% P_2O_5 : 47% K_2O

Dreinährstoffdünger
enthalten N, P, K in verschiedenen Zusammensetzungen

Zu den wichtigsten organischen Düngemitteln (Wirtschaftsdünger) zählen:

Stallmist

Dieser ist ein Gemisch aus Kot, Harn und Einstreu. Frischer Stallmist unterliegt während der Lagerung einem Ab- und Umbau. Dabei wird das C:N - Verhältnis von anfangs 40-50:1 auf 10-15:1 reduziert.

Flüssigmist

ist ein Gemisch aus Kot, Harn und wechselnden Anteilen an Wasser.

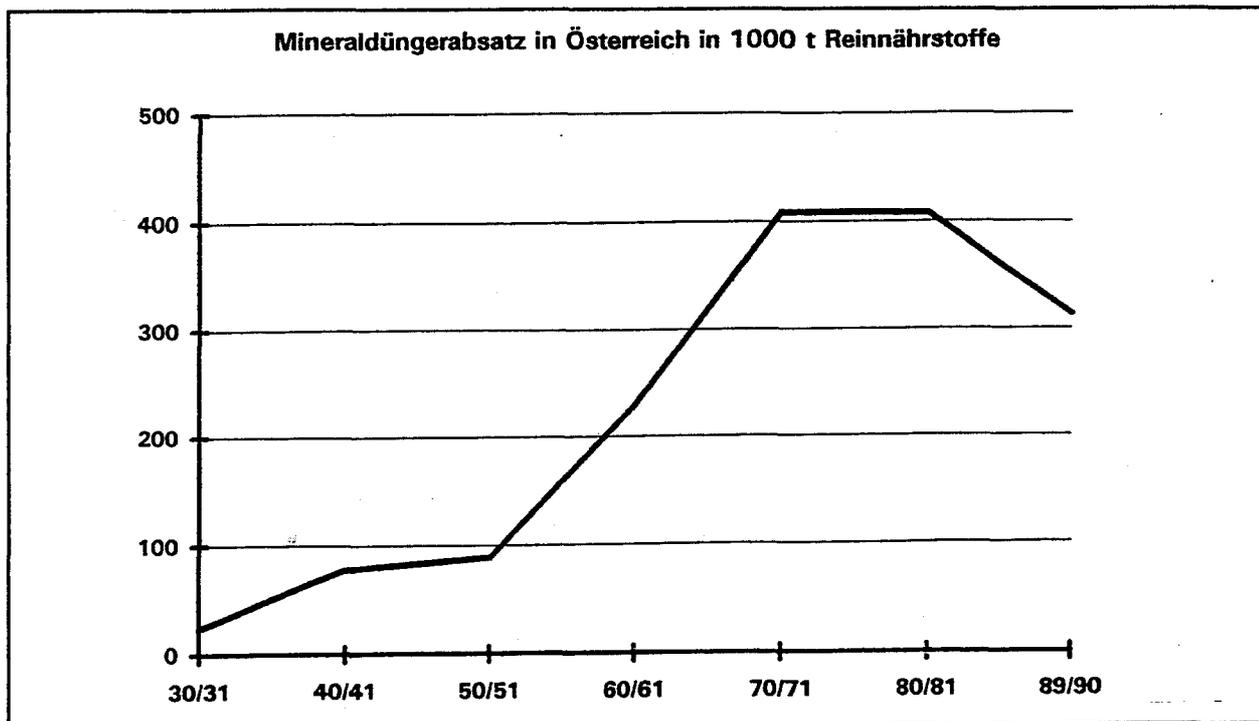
Jauche

ist gelagerter Harn, zumeist vermischt mit etwas Wasser; in der Jauche liegt der Stickstoff überwiegend als Harnstoff vor.

Anwendung mineralischer Düngemittel in Österreich.

Gemäß Tabelle 9 wurden vor Ende des Zweiten Weltkrieges mineralische Düngemittel nur in bescheidenem Ausmaße angewandt. Diese Tendenz hielt bis 1950 an. Danach erfolgte eine starke Zunahme im Düngemittelverbrauch, der 1970 und 1980 Spitzenwerte erreichte; in den folgenden Jahren war der Verbrauch an Düngemitteln rückläufig (Abbildung 1). Stickstoffdünger erreichten in den 80er Jahren im Verbrauch ein Plateau, das in den folgenden Jahren gehalten wurde (Tabelle 10). Im Wirtschaftsjahr 1990/91 wurden 142.000 t Reinstickstoff verbraucht.

Abbildung 1: Handelsdüngerabsatz in Österreich 1930 - 1990 in 1000 t Reinnährstoff



Quelle: BM für Land- und Forstwirtschaft, Düngerberatungsstelle

Tabelle 9: Anwendung von Mineraldüngern (Reinnährstoffe) in Österreich
(ÖDB, ab 87/88 GWF)

Jahr	N	P ₂ O ₅	kg / ha	
			K ₂ O	gesamt
1930	1,65	4,90	2,02	8,57
1935	1,87	4,54	3,30	9,71
1940	9,90	7,53	10,76	27,19
1945	-	0,86	1,00	1,86
1950	7,99	13,90	9,60	31,49
1955	11,21	17,68	15,38	44,27
1960	16,6	34,0	30,7	81,3
1965	32,4	47,1	50,2	129,7
1970	46,1	45,0	58,5	149,6
1975	45,2	28,4	42,8	116,4
1980	60,2	37,4	55,9	153,5
1985	60,7	35,8	50,7	147,5
1987	54,7	28,6	39,6	122,9
1988	58	31	42	131
1989	56	31	41	128
1990	55	30	39	124
1991	57	30	38	125

Tabelle 10: Reinnährstoff-Absatz in Österreich
(ÖDB, ab 87 / 88 GWF)

Nährstoff	in 1000 t				Veränderung in % (75/76 : 90/91)
	75/76	87/88	89/90	90/91	
N	121	137	138	142	+17,4
P ₂ O ₅	76	72	75	76	± 0
K ₂ O	116	103	100	96	- 17,2
Gesamt	313	312	313	314	+ 0,3

Tabelle 11: Globaler Mineraldünger-N-Verbrauch

Jahr	Mio t
1905	0,4
1950	3,5
1975	30,0
1980	55,0
1985	67,0
1990	74,0
2000	140 - 200

Quelle: Wittwer, S.H. Bio Science 1978
Ettliger, L. Bodenkultur 34: 1983
Im Blickfeld 1981

Weltweiter Verbrauch an N-hältigen Düngemitteln

Im Jahr 1905 betrug der weltweite Verbrauch an N-hältigen Düngemitteln = 0,4 Mio. t (Tabelle 11). Er stieg in den nächsten 45 Jahren um fast das Zehnfache und erreichte in nur weiteren 25 Jahren wiederum eine zehnfache Steigerung. 1990 wurden 74 Mio. t Mineraldüngerstickstoff angewandt. Im Jahre 2000 soll die 100 Mio. t - Marke überschritten sein.

Globaler Stickstoffkreislauf

Zwischen der Atmosphäre, die $3,9 \times 10^{15}$ t N enthält und dem Kompartiment Land - Meer, das $2,4 \times 10^{13}$ t N enthält, besteht ein reger Austausch an N (Abbildung 2). Aus der Atmosphäre erfolgt ein jährlicher Eintrag von 175 Mio. t durch die biologische Fixierung und eine Einwaschung von NH_4^+ und NO_3^- mit dem Regen im Ausmaße von 200 Mio. t. Der jährliche Austrag verläuft über die Denitrifikation (210 Mio. t) und die Ammoniakabgasung (165 Mio. t). Diese Kreisläufe werden durch die Anwendung N-hältiger Dünger in der Landwirtschaft sowie den N-Verbrauch durch industrielle Prozesse überlagert und intensiviert.

B2 Emissionsquellen der Tierhaltung

Gemäß der Tierzählung durch das Statistische Zentralamt vom 3. Dez. 1991 betrug der Bestand an Nutztieren das in Tabelle 12 enthaltene Ausmaß. Zahlenmäßig am stärksten sind die Hühner mit 13,5 Mio vertreten, gefolgt von den Schweinen mit 3,6 Mio und den Rindern mit 2,5 Mio.

Aus der Tierhaltung fallen nach /37/ die in Tabelle 13 enthaltenen Düngermengen an. Der Nährstoffgehalt der Wirtschaftsdünger geht aus den Tabellen 14 und 15 hervor.

Je nach der Haltung der Tiere, der Gewinnung, Behandlung und Anwendung des Düngers entstehen Ammoniakverluste unterschiedlichen Ausmaßes.

Nach /38/ (1988) ist die NH_3 -Emission von weidenden Rindern abhängig von der Intensität der Weidewirtschaft. Mit abnehmender Intensität sinkt die NH_3 -N-Abgasung / Rinder, 180 d von 45 über 35 auf 16 kg N/ha.

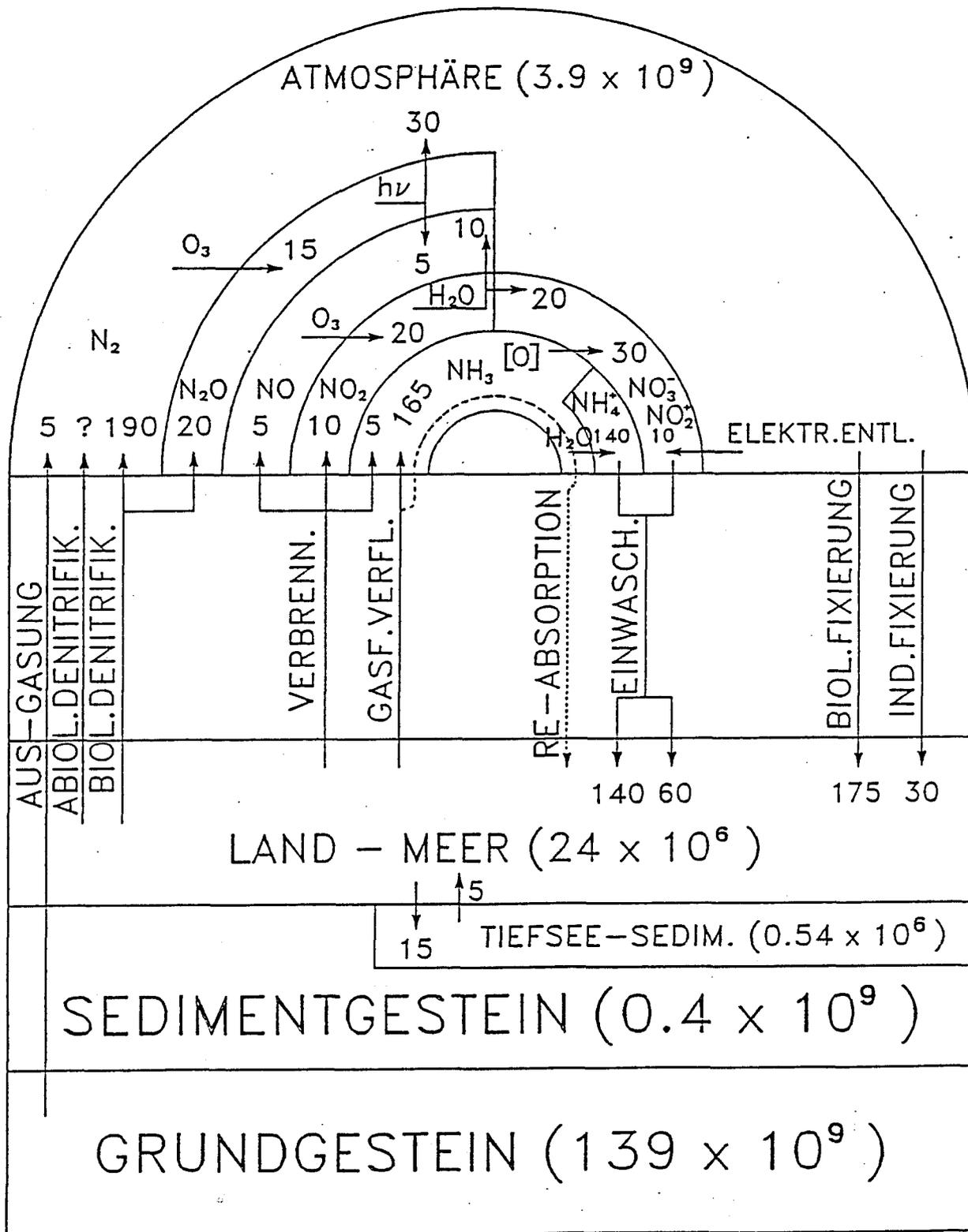
Bei der Produktion von Stallmist entstehen während der Lagerung N-Verluste zwischen 30 und 90 % (/39/). Mit N-Verlusten ist im Rahmen der Güllewirtschaft von 45 % des Gesamt-N zu rechnen /115/. Nach /40/ entweichen aus dem Stallbereich, gemittelt über alle Tierarten und Entmistungsarten, 8 kg NH_3 -N/GVE.a.

Nach holländischen Angaben (/41/) entstehen während des Rotteprozesses von Rindermist gasförmige N-Verluste zwischen 10 und 23 % von N_t .

Nach /40/ betragen die N-Verluste bei der Lagerung von Flüssig- und Festmist, gemittelt über alle Tier- und Entmistungsarten, 10 kg/GVE.a.

Die Ausbringung von Flüssig- und Festmist kann je nach Vorgangsweise zu Verlusten zwischen < 1 % bis < 100 % des enthaltenen NH_4 -N führen; häufig treten Verluste zwischen 30 und 50 % auf.

Abbildung 2: Globaler Stickstoffkreislauf



N-KREISLAUF in 10^6 t

Tabelle 12: Tierbestand von Österreich (1991)

Tierart	absolut			GVE
Pferde	57.300	x 1,2	=	68.760
Rinder	über 2 a	832.000	x 1,0	= 832.000
	unter 2 a	750.300	x 0,7	= 525.210
Kühe	949.700	x 1,0	=	949.700
Schweine	3.629.000	x 0,15	=	544.350
Schafe	318.000	x 0,1	=	31.800
Ziegen	32.300	x 0,1	=	3.230
Hühner	13.425.000	x 0,004	=	53.700
Gänse	22.821	x 0,004	=	91
Enten	130.000	x 0,004	=	520
Truthühner	763.000	x 0,008	=	6.104
				3.015.465

Tabelle 13: Mengenanfall bei Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung (bei ausschließlicher Stallhaltung)

Art der Tiere und des Wirtschaftsdüngeranfalles	TS-Gehalt in %	Menge je Tier- und Zeiteinheit
Milchkühe (inkl. Nachzucht) Stallmist (einstreuarm)	20 - 25	9 t/GVE und Jahr
Jauche ("unverdünnt")	3	6,5 t/GVE und Jahr
Gülle (unverdünnt)	10	15 t/GVE und Jahr
Mastrinder (Maissilage) Gülle (unverdünnt)	10	12 t/GVE und Jahr
Mastkälber - Gülle (unverdünnt)	5	0,5 t/Kalb und Mastperiode (75 Tage)
Schafe (inkl. Lämmer) - Tiefstallmist	25 - 30	1 t/GVE und vollem Stallhaltungsmonat
Pferde Stallmist	25 - 30	8 t/GVE und Jahr
Zuchtsauen (inkl. Ferkel) Stallmist	25	3,5 t/Sau und Jahr
Jauche	2	2,5 t/Sau und Jahr
Gülle	10	4 t/Sau und Jahr
Mastschweine Bei Trockenfütterung mit Getreide Gülle (unverdünnt)	10	0,55 t/Schwein und Mastperiode (120 Tage)
Bei Flüssigfütterung auf Basis Maiskornsilage (MKS) bis "Corn-Cob-Mix" (CCM) Gülle	5	0,7 t/Schwein und Mastperiode (105 Tage)
Legehennen Frischkot	20	6,5 t/100 Legehennen/Jahr
Trockenkot	50	3 t/100 Legehennen/Jahr
Masthähnchen (Broiler) - Festmist	60	0,6 t/100 Mastplatz/Jahr
Puten - Festmist	50	3 t/100 Mastplatz/Jahr

Anmerkungen:

(1) 1 GVE = 500 kg Lebendgewicht

(2) Bei den flüssigen Wirtschaftsdüngern entspricht eine Tonne (t) etwa einem Kubikmeter (m³)

(3) Bei Weidenutzung bzw. längeren Aufhalten der Tiere im Auslauf (ohne entsprechende Düngersammlung) sind die o.a. Anfallswerte in Abhängigkeit von der jährlichen und täglichen Dauer des Weideganges bzw. Aufenthaltes im Auslauf zu reduzieren

Quelle: G.SCHECHTNER 1991

Tabelle 14: Nährstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung und Gehalte an org. Substanz. Durchschnittswerte in kg/t (bei flüssigen Wirtschaftsdüngern etwa kg/m³)

Art der Tiere und des Wirtschaftsdüngeranfalles	TS-Gehalt in %	N (ges.)	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	org. Subst.
Milchkühe (inkl. Nachzucht)							
Stallmist (einstreuarm)	20 - 25	5	3	5	5	2	175
Jauche ("unverdünnt")	3	3,5	0,2	9,5	0,3	0,5	13
Gülle (unverdünnt)	10	4,5	2	6,5	3	1,5	75
Mastrinder (Maissilage)							
Gülle (unverdünnt)	10	6	2,5	5	2	1	75
Mastkälber							
Gülle (unverdünnt)	5	7	2,5	4	2	1	35
Schafe (inkl. Lämmer)							
Tiefstallmist	25 - 30	8	3	7	4	2	200
Pferde							
Stallmist	25 - 30	6	3	6	3	1,5	225
Zuchtsauen							
Stallmist	25	6	6	4	6	2	200
Jauche	2	4	1	3	0,5	0,2	8
Gülle	10	7,5	4,5	4	5,5	1,5	75
Mastschweine (Gülle)							
Futtergrundlage Getreide	10	8	5	4	4,5	1,5	75
Futtergrundlage MKS-CCM	5	6	3,5	3,5	3,0	1,0	35
Legehennen							
Frischkot	20	12	11	7	20	2	145
Trockenkot	50	22	24	14	40	4,5	360
Masthähnchen (Broiler)							
Festmist	60	24	20	16	20	6	500
Puten							
Festmist	50	20	20	16	25	5	380

Anmerkung:

Zur Berechnung des "feldfallenden" Anteiles des Wirtschaftsdüngerstickstoffes, der seiner Gesamtwirkung entspricht (=Direktwirkung + Summe alle Nachwirkungen), sind die Stallmist- und Trockenkotwerte mit 0,7, die Jauchewerte mit 0,85 und die Güllewerte mit 0,75 zu multiplizieren.

Quelle: G.SCHECHTNER 1991

Tabelle 15: Streubreite im Nährstoffgehalt der Wirtschaftsdünger aus der Rinderhaltung
(Extremwerte ausgenommen)

	in kg/t		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Stallmist (Anbindestall)	4,5 - 5,5	2,5 - 4,0	4,0 - 6,0
Jauche ("unverdünnt")	2,5 - 4,5	0,1 - 0,3	6,5 - 12,0
Gülle (unverdünnt)	4,0 - 5,5	1,5 - 2,5	5,0 - 8,0

In /42/ wurde ein Schätzrahmen entwickelt, mit dessen Hilfe NH₃ - Verluste bei der Gülleausbringung ermittelt werden können. Dabei gehen Niederschlagsmenge und Zeitraum bis zur Einarbeitung der Gülle in dem Boden ein. Die Verluste betragen 20 - 70 %.

Nach /43/ betragen die Verluste bei oberflächlicher Ausbringung von Rindergülle 30 und 35 % fest, die bei sofortiger Einarbeitung auf 10 - 25 % gesenkt werden könnten.

Über alle Tier- und Entmistungsarten hinweg wird in /40/ bei der Ausbringung von Flüssig- und Festmist mit NH₃-N Verlusten von 18 kg N/GVE.a gerechnet.

Bei der Weidewirtschaft betragen die NH₃-Emissionen bei einem Weidegang von 180 Tagen 10 - 14 kg N/GVE. Wenn sämtlicher Stallmist auf die Weide gebracht wird (absolute Grünlandbetriebe), betragen die NH₃-N-Verluste 23 - 28 kg N/GVE.a.

Nach /40/ betragen die Verluste aus der Tierhaltung in der BRD insgesamt 36 kg NH₃-N/GVE.a; es wird davon ausgegangen, daß 100 kg N/GE.a ausgeschieden werden. Aus den Niederlanden werden Verluste von 32 kg NH₃-N/GVE.a /44/ und aus Norwegen von 58 kg NH₃-N/GVE.a gemeldet /45/.

3.5.2 Ammoniakemissionen nach Anwendung von NH_4 -haltigen Mineraldüngern in der Landwirtschaft

Der pH-Wert des Bodens besitzt einen großen Einfluß auf die Höhe von Ammoniakverlusten. Diese nehmen im allgemeinen mit steigender Alkalität des Bodens zu /46/, /47/, /48/, /49/, /50/, /51/, /52/, /53/, /54/. Nach /48/ sind bedeutende Ammoniakverluste bei pH-Werten der Böden von über 7,2 zu erwarten; bei pH 8 betragen die Verluste bereits 51 % der Aufwandmenge. Der Kalkgehalt des Bodens steht mit dem pH-Wert in ursächlichem Zusammenhang und beeinflusst die Ammoniakverluste /55/. Nach /51/ nehmen die Verluste aus Ammonsulfat zu, wenn der Kalkgehalt des Bodens bis auf 9,7 % ansteigt. Wurde Ammoniumnitrat verabreicht, so wirkten Kalkgehalte bis zu 6,1 % steigernd auf die Verluste.

Mit steigender Bodentemperatur nimmt die Verdunstung zu, und es steigen die Ammoniakverluste /56/, /54/, /57/. Diese Feststellung findet sich auch in /58/, wo bei Inkubationsversuchen mit Harnstoff und Ammonsulfat auf kalkhaltigen Böden höhere Stickstoffverluste bei 32° C auftraten als bei 22° C.

Oberflächliche Ausbringung des Düngers kann hohe Ammoniakverluste zur Folge haben /59/, /48/, /60/. Mit zunehmender Einbringungstiefe nimmt die Gefahr von Ammoniakverlusten ab /50/, /52/.

Auf wassergesättigtem Boden sind die Ammoniakverluste gering /62/, steigen aber mit sinkendem Wassergehalt /59/, /48/, /63/, /58/, /64/; auf trockenem Boden findet man wieder niedrige Verluste /62/. Bei einer Bodenfeuchtigkeit von 8 % wurden in /65/ maximale Ammoniakverluste festgehalten. In /62/ und /66/ wird darauf hingewiesen, daß vor allem abwechselndes Anfeuchten und Austrocknen zu hohen Ammoniakverlusten führt. Mit zunehmender Austrocknung des Bodens wurde in /46/ ein Anstieg des Boden-pH-Wertes von 5 auf 7,5 festgestellt, der von Ammoniakverlusten begleitet war, die von 8 % auf 51 % der Stickstoffgaben zunahm. Von großer Bedeutung für die Reaktionsabläufe im Boden und somit die Ammoniakverluste ist die Düngerform /51/. Eine Anzahl von Autoren fand übereinstimmend, daß Ammoniakverluste auf kalkreichen Böden mit folgender Reihung der Dünger zunehmen:

Ammonnitrat < Ammonsulfat < Harnstoff /67/, /68/, /58/, /52/, /55/, /69/, /65/, /62/, /70/. Harnstoff, wie auch wässriges Ammoniak fördern besonders die pH-Erhöhung im Boden, die zu Verlusten führt /62/.

Mit steigender Düngeraufwandmenge nimmt die NH_4 -Konzentration im Boden zu, und es steigen die Ammoniakverluste /50/, /52/, /71/. Die Ammoniakverluste sinken dagegen mit zunehmender Bodenschwere /52/ und zunehmender Kationenaustauschkapazität des Bodens /51/, /62/.

Das Auftreten von Ammoniakverlusten ist zumeist die Folge des Zusammenspiels mehrerer Faktoren und zeigt deshalb ein unterschiedliches Ausmaß (Tabelle 16).

In den letzten Jahren wurden von der Düngemittelindustrie Ammoniumdünger auf den Markt gebracht (Basammon 25, Nitrastop 25) die Wirkstoffe enthalten, welche die Oxydation von NH_4 zu NO_3 verzögern. Dadurch soll die Gefahr der Auswaschung von NO_3 ins Grundwasser reduziert werden. Die Anwendung derartiger Dünger auf kalkhaltigen Böden erhöht jedoch die Gefahr der Ammoniakabgasung. Wie Versuche auf Seibersdorfer Boden (6,9 % CaCO_3 , pH 7,4) zeigten (Tabelle 17) stiegen die Ammoniakverluste bei oberflächlicher Anwendung des Düngers (Variante 1 und 2) auf 19 % der Aufwandmenge innerhalb von 11 Tagen bei einem Wassergehalt des Bodens von 10 % der maximalen Wasserkapazität (MWK). Wurde der Dünger 1 cm tief eingearbeitet (Variante 3) so reduzierten sich die Verluste auf 15 % und bei einer Einarbeitung in 2 cm Tiefe (Variante 4) auf rund 10 %. Zunehmende Befeuchtung des Bodens auf 50 und 100 % der MWK reduzierte die Verluste, zeigte aber dennoch sehr deutlich den Effekt der Düngeereinbringung in 2 cm Tiefe (Variante 4).

Tabelle 16: Ausmaß von Stickstoff- (Ammonium-) Verlusten nach Ammoniumdüngung in Prozent der Aufwandmenge, *nach /84/*

Verluste	Versuchsansteller	Jahr
10 - 75	ERNST und MASSEY	1960
15	CARTER und ALLISON	1961
30 - 70	LARSEN und GUNARY	1962
51	FULLER	1963
17 - 25	DINTSCHEFF	1964
34 - 63	BOBRITSKAJA und Ma.	1965
3,5	OBVERREIN	1968
60	SIMPSON	1968
0,2 - 3,5	VERREIN	1969
12,1 - 26,9	NÖMMIK	1973
50	VARGA und Ma.	1973
bis 50	FENN und KISSEL	1975
16 - 18	FERNANDO und ROBERTS	1975
10	FRISSEL	1976
1,7 - 51,5	MATOCHA	1976
0,1 - 11	BASDEO	1976
4,2 - 20,6	PRASAD	1976
32 - 34	CAPELLE	1976
20 - 37	HOLLAND und DURING	1977
3 - 59	HARGROVE und Ma.	1977
bis 90	FENN und ESCARZAGA	1977
3	BOOMSMA	1979
10 - 75	FAURIE und BARDIN	1979
30	HAUNOLD und BLOCHBERGER	1979
17 - 30	HEBER und Ma.	1979
30 - 70	HEBER und Ma.	1979
5	RIGA und Ma.	1980
20 - 50	HAUNOLD und BLOCHBERGER	1982

Tabelle 17: Einfluß der Bodenfeuchtigkeit und Versuchsbedingung auf die Ammoniakabgasung (in % der eingesetzten Menge an $\text{NH}_4\text{-N}$), nach /139/

Seibersdorfer Boden

10 % MWK

	Tage			
	1	3	7	11
1. Variante	4.01	10.18	16.93	19.27
2. Variante	4.14	10.76	17.29	19.25
3. Variante	0.33	4.04	10.77	15.14
4. Variante	0.001	0.51	4.94	9.99

50 % MWK

	Tage			
	1	3	7	11
1. Variante	2.33	5.65	9.43	12.34
2. Variante	2.49	6.61	10.63	14.25
3. Variante	1.08	4.82	9.09	12.96
4. Variante	0.008	0.46	2.66	5.41

100 % MWK

	Tage			
	1	3	7	11
1. Variante	0.69	2.24	4.63	7.02
2. Variante	0.68	2.73	6.09	9.03
3. Variante	0.37	2.22	4.62	7.01
4. Variante	0.03	0.42	1.98	3.98

Auf dem kalkfreien Zwettler Boden (pH 5,5) verursachte die oberflächliche Düngieranwendung innerhalb der Versuchsperiode keine nennenswerten Verluste. Es war auch nicht notwendig, den Dünger einzuarbeiten (Tabelle 18).

Tabelle 18: Einfluß der Bodenfeuchtigkeit und Versuchsbedingung auf die Ammoniakabgasung (in % der eingesetzten Menge an $\text{NH}_4\text{-N}$), nach /139/

Zwettler Boden

10 % MWK

	Tage			
	1	3	7	11
1. Variante	0.017	0.036	0.108	0.195
2. Variante	0.017	0.040	0.105	0.160
3. Variante	0.003	0.010	0.022	0.060
4. Variante	0.002	0.003	0.002	0.009

50 % MWK

	Tage			
	1	3	7	11
1. Variante	0.011	0.048	0.117	0.186
2. Variante	0.020	0.048	0.117	0.198
3. Variante	0.006	0.028	0.090	0.184
4. Variante	0.001	0.007	0.047	0.080

100 % MWK

	Tage			
	1	3	7	11
1. Variante	0.001	0.033	0.090	0.134
2. Variante	0.014	0.037	0.101	0.185
3. Variante	0.016	0.027	0.075	0.143
4. Variante	0.002	0.012	0.075	0.140

Die Schlußfolgerung daraus lautet, daß Ammoniumdünger auf kalkhaltigen und alkalischen Böden nur dann ausgebracht werden sollten, wenn daran unmittelbar die Einarbeitung in den Boden erfolgt. Kopfdüngergaben in stehende Pflanzenbestände, wo eine Düngereinarbeitung nicht möglich ist, sollte auf alkalischen Böden in $\text{NO}_3\text{-Form}$ verabreicht werden. Die Düngergabe sollte der Bodenart, dem Abstand zum Grundwasserspiegel sowie dem Pflanzenbedarf angepaßt werden. Aus Sicherheitsgründen sollten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gaben gegenüber dem Sollwert jedoch um 20 % reduziert werden.

Nach /40/ gehen in der BRD zwischen 1,9 und 3,4 % des mit Mineraldüngern ausgebrachten Stickstoffs durch Ammoniakabgasung verloren. Wie zahlreiche Untersuchungen gezeigt haben, ist die Ammoniakabgasung aus österreichischen Böden mit 5-10 % anzusetzen. In Österreich ist bei einer Düngieranwendung von 142.000 t N ist daher mit Verlusten zwischen 7.100 und 14.200 t $\text{NH}_3\text{-N}$ bzw. 8,6 - 17,2 kt NH_3 zu rechnen.

3.5.3 Emissionen aus der Tierhaltung

Über die Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung und der Ausbringung von Wirtschaftsdünger unter den Strukturbedingungen der österreichischen Landwirtschaft liegen keine Publikationen vor. Die bisherigen Ammoniakemissionsinventuren legten deshalb ihre Berechnungen meist Emissionsfaktoren zugrunde, die bei Untersuchungen im Ausland gewonnen wurden /4/, /5/, /6/, /7/, /8/, /91/. Die zum Teil noch bestehenden großen Strukturunterschiede zwischen der österreichischen Landwirtschaft und der Landwirtschaft in dem am häufigsten zu Vergleichszwecken herangezogenen Staat Holland /92/, erforderten eine Plausibilitätskontrolle der Emissionsfaktoren auf ihre Anwendbarkeit unter österreichischen Bedingungen.

Zur Abschätzung der Bandbreite möglicher Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft wurde auf Basis statistischer Unterlagen /24/, /61/, /93/ mit Hilfe ergänzender Literatur /88/, /89/, /94/ **eine Gesamtstickstoffbilanz** für die österreichische Landwirtschaft erstellt (Tabelle 19). In dieser Bilanz sind nur jene Stickstoffströme erfaßt, die den Bereich Landwirtschaft verlassen oder wieder in diesen eintreten. Interne Stickstoffkreisläufe der Landwirtschaft, wie z.B. bei betriebsinterner Futtergewinnung und Wirtschaftsdüngeranwendung, sind in dieser Bilanz nicht enthalten. Die Bilanz erlaubt jedoch eine überschlägige Darstellung der Stoffströme zwischen der Landwirtschaft und anderen Bereichen wie z.B. Forstwirtschaft, Gewässerwirtschaft und Industrie.

Die Plausibilität der Stickstoffbilanz wurde durch Vergleiche mit anderen Stickstoffbilanzen /72/, /86/, /87/ überprüft. Die ersten Berechnungen mit den Grundlagendaten erbrachten ein extrem hohes Output-/Inputverhältnis. Die Kontrollrechnung zeigt, daß z.B. offenbar zu niedrige Inputwerte angesetzt waren. Da die Inputgrößen Mineralstoffdünger und Futtermittelimporte weitgehend feststanden; Bei der biologischen Stickstoffbindung auch die verschiedenen Bindungsmöglichkeiten symbiontischer landwirtschaftlicher Nutzpflanzen einbezogen waren; Beim Stickstoffeintrag aus häuslichen Abwässern, neben dem Stickstoff im Klärschlamm /90/, auch 50% des Stickstoffs von häuslichen Abwässern in Sammelgruben, berücksichtigt wurden, blieben Korrekturmöglichkeiten nur beim Lufteintrag. Dieser wurde daher vom Durchschnittswert 13 kg N/ha und Jahr /24/ auf 20 kg Stickstoff/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr erhöht. Die Outputleistungen liegen trotzdem noch immer etwas höher als bei vergleichbaren Stickstoffbilanzen (Tabelle 20). Gleichzeitig liegt der Stickstoffeintrag mit rund 120 kg Stickstoff/ha düngungswürdiger Fläche und Jahr unterhalb des flächenspezifischen Inputs vergleichbarer Bilanzen. So beträgt nach /87/ der Stickstoffinput (kg Stickstoff/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr) in Schweden 124, in Großbritannien 127, in Norwegen 152, in der Schweiz und in der Bundesrepublik Deutschland 218 und in den Niederlanden 465. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Vergleichszahlen aus den Zeiträumen 1980 - 1989 stammen. Es ist deshalb zu vermuten, daß die Inputwerte auch etwas höher liegen als in der Bilanz errechnet.

Tabelle 19: N-Bilanz der österreichischen Landwirtschaft; Bezugsjahr 1989

Input	1000 t N	%
Mineralstoffdünger	141,0	47,0
Futtermittelimporte	38,0	12,7
Lufteintrag	71,0	23,7
Biologische N-Bindung	44,0	14,7
Abwässer aus Siedlungsbereichen	5,9	2,0
Bilanzsumme	300	100
Output		
Tierische Produktion	47,4	15,8
Pflanzliche Produktion	38,2	12,7
Überschuß	214,4	71,5
Auswaschung	47,9	16,0
Oberflächenabschwemmung	5 - 10	1,7 - 3,3
Denitrifikation	75 - 90	25 - 30
Akkumulation	5 - 9	1,7 - 3,0
NH ₃ -Verluste	81,5 - 57,5	27,2 - 19,2

Unter Verwendung der für Österreich dargestellten Auswaschungsraten /88/ und von Richtzahlen nach /89/ für Oberflächenabschwemmung, Denitrifikation und Akkumulation errechnet sich eine Bandbreite für Ammoniakemissionen von 57,5 - 81,5 x 10³ t NH₃-N. Die Vergleiche mit anderen Stickstoffbilanzen lassen darauf schließen, daß die wahrscheinlichen Emissionsmengen eher im unteren Bereich der Bandbreite zu erwarten sind, da sich die Anteile der Ammoniakemissionen an der Gesamtbilanz in der Regel zwischen 20 und 21,5% bewegen. Berücksichtigt man zusätzlich eine Erhöhung der Bilanzsumme um rund 50 kt, so bewegt sich die Bandbreite der möglichen Ammoniakemissionen zwischen 57,5 und 70 kt Ammoniakstickstoff bzw. 70 - 85 kt Ammoniak.

Tabelle 20: N-Bilanzen (in % des N-Umsatzes), nach /87/

	Niederlande 1986	Dänemark 1980	Schweiz 1987	BRD 1986	Norwegen 1980-81	Schweden 1976 - 80
Input						
Mineraldünger	52,5	59,9	32,1	57,8	75,7	62,9
Futtermittelimp.	37,2	28,9	21,5	21,6	7,9	6,5
Lufteintrag	8,8	6,9	14,3	13,8	6,6	8,1
Biolog. N-Bindung	1,1	4,6	29,8	5,5	6,6	20,2
Klärschlamm	0,4	-	2,3	1,4	3,3	2,4
	100	100	100	100	100	100
Output						
Tierische Prod.	18,1	9,2	16,1	12,8	13,2	8,9
Pflanzliche Prod.	3,0	4,6	4,6	10,6	3,9	8,1
Überschuß						
Immobilisierung	-	16,1	-	21,6	-	12,9
NH ₃ -Emissionen	21,3	20,7	20,2	20,2	32,9	-
Denitrifikation	20,2	13,8	41,7	11,5	9,9	-
Strohverbrennung	-	0,9	-	-	-	-
Auswaschung	27,1	24,4	7,3	22,9	40,1	-
Direktverluste		9,2	-	0,5	-	

Die Emissionsfaktoren für die verschiedenen Nutztierarten zeigen, teilweise auch bei unterschiedlichen Publikationen der gleichen Autoren, relativ große Spannweiten (Tabelle 21). Bei Rindern liegen sie zwischen 14,8 und 36 kg NH₃/Tier und Jahr, bei Schweinen zwischen 1,3 und 6,3 kg NH₃/Tier und Jahr, bei Geflügel zwischen 0,19 und 0,32 kg NH₃/Tier und Jahr, bei Schafen zwischen 1,8 und 4,4 kg NH₃/Tier und Jahr und bei Pferden zwischen 7,7 und 26 kg NH₃/Tier und Jahr.

Tabelle 21: Emissionsfaktoren für Nutztierarten**a) kg NH₃ pro Tier und Jahr**

Quelle	Rinder	Schweine	Geflügel	Pferde	Schafe
Böttger et al. 1978	18,6 - 27,4	2,2 - 3,3	-	7,7 - 13,1	2,2 - 4,4
Buijsman et al. 1985	14,8	2,3	0,21	7,7	2,6
Kruse et al. 1986	15,9	2,4	0,19	26,0	2,2
Buijsman et al. 1987	18,4	2,8	0,26	9,4	3,1
Kruse et al. 1987	19,31	2,86	0,23	-	2,68
Asman et al. 1988	18,2	2,83	0,26	9,43	3,08
Möller et al. 1989	18,7 - 42,5	6,3	0,27	18,2	3,6
Möller et al. 1990	26,1	5,2	0,22	15	3
Asman et al. 1990	25,1	4,8	0,32	12,5	1,9
Klaasen et al. 1991	12,5 - 27,9	5,2	-	-	1,9
Asman et al. 1992	21,09	1,32	0,22	9,3	1,86

b) kg NH₃ pro GVE und Jahr

Quelle	Rinder	Schweine	Geflügel	Pferde	Schafe
Iserman et al. 1990	36	36	-	-	-
Hartung et al. 1991	22	19	25	10	32
Dissemond 1991	18	17	13	9	34

Für die Ermittlung der Emissionsfaktoren für Nutztiere, entsprechend zu den Verhältnissen in Österreich, standen in /37/ und /88/ Richtwerte über die Relationen beim Dunganfall bzw. der Gewichtsverhältnisse zur Verfügung (Tabelle 22). Infolge der unterschiedlichen Anwendungsbereiche der Umrechnungsschlüssel sind dabei die Unterteilungen nach Kategorien und Umrechnungsfaktoren nur teilweise ident. Die Umrechnungsschlüssel nach Großvieheinheiten (GVE) dienen vor allem in der landwirtschaftlichen Praxis zur summativen Berechnung von Betriebskennzahlen in Verbindung mit der Tierproduktion /104/. Die Dung-Großvieheinheiten (DGVE) werden hingegen zur Berechnung des Wirtschaftsdüngeranfalls in Verbindung mit Beschränkungen nach dem Wasserrechtsgesetz angewandt.

Tabelle 22: Umrechnungsfaktoren für Großvieheinheiten (GVE) und Dunggroßvieheinheiten (DGV) aus Nutztierklassen in Österreich, nach /88/ und /37/

Tierart, Kategorie	GVE	DGVE
<i>Rinder</i>		
Kälber < 23 Monate	0,15	0,15
3 - 12 Monate und Mastkälber	0,40	
1 Jahr - 2 Jahre	0,70	
Jungrinder 3 Monate - 2 Jahre		0,6
Rinder > 2 Jahre	1,0	1,0
Zuchtstiere	1,4	
<i>Pferde</i>		
Fohlen < 3 Monate	0,5	0,33
Jungpferde 3 Monate - 2 Jahre	0,8	0,77
Pferde über 2 Jahre	1,2	0,9
Schafe	0,1	0,14
Ziegen	0,1	0,12
<i>Schweine</i>		
Ferkel	0,02	
Läufer	0,08	
Mastschweine	0,15	
Säuen	0,31	
Eber	0,40	
Schweine >20 kg		0,17
Zuchtsauen mit Ferkeln		0,43
<i>Hühner</i>		
Junghennen		0,006
Legehennen		0,013
Masthähnchen		0,004
Mastenten und Gänse		0,008
Mastputen		0,011
Geflügel	0,004	

Die in der Tabelle angeführten Faktoren können für die Abschätzung der Ammoniakemissionen nur Richtwerte darstellen, da der Stickstoffgehalt und dessen Bindungsform in Harn und Urin, neben den art- und altersbedingten Veränderungen, auch durch andere Einflüsse wie physiologische Beanspruchungen /111/, /112/ und die Futterzusammensetzungen /113/ beeinflusst werden kann. Die tatsächlich auftretenden Ammoniakemissionen hängen von einer Anzahl weiterer Faktoren wie z.B. Art der Tierhaltung, Stalltechnik, Lagerung der Exkremente und von deren Ausbringung ab /87/, /88/, /97/. Die Ableitung der Emissionsfaktoren für Ammoniak erfolgte deshalb schrittweise. Im ersten Schritt erfolgte auf Basis der Kennzahlen der österreichischen Tierproduktion eine Abschätzung des Stickstoffanfalles in den Exkrementen. Als wesentliche Arbeits- und Berechnungsgrundlagen wurden dafür /24/, /61/, /88/, /102/, /103/, /104/ und /109/ verwendet. Unter den Bedingungen der Stallhaltung wurden 35% des in den Exkrementen enthaltenen Stickstoffs als Verlust in Form von Ammoniakstickstoff angesetzt. Eine weitere

Differenzierung dieses Faktors war wegen fehlender statistischer Unterlagen über die Methoden der Stallhaltung nicht möglich. Für die Weidehaltung wurden die Emissionsfaktoren, in Abstimmung mit den Angaben nach /87/, um 30% reduziert. Für die Almhaltung erfolgte, aufgrund des in der Regel niedrigen Düngungsaufwandes pro Flächeneinheit, eine Reduktion der für Weideflächen angesetzten Emissionsfaktoren um weitere 50%. Für die summative Berechnung der Ammoniakemissionen aus den Wirtschaftsdüngern wurden nur die Emissionsfaktoren für die Stallhaltung verwendet. Eine differenzierte Berechnung mit Einbeziehung der Emissionsfaktoren für Weiden und Almen erfolgte nur bei der räumlich disaggregierten Berechnung. Eine zusammenfassende Darstellung der für die Berechnungen verwendeten Emissionsfaktoren findet sich in Tabelle 23.

Tabelle 23: Für die Berechnung verwendete Emissionsfaktoren für den Bereich Nutztierhaltung (kg NH₃/Jahr)

Kategorie	Emissionsbereich		
	Stall- + Wirtschaftsdünger	Viehweide	Almen
<i>Rinder</i> (Ø pro Tier)	20,03		
Kälber bis 3 Monate	4		
Kälber 3 - 12 Monate	10,5	7,3	
Jungrinder 1 - 2 Jahre	19,3	13,4	6,7
Milchkühe	29,3	18,2	
Zuchtstiere	31,5		
sonst. Rinder > 2 Jahre	26,3	18,2	
<i>Schweine</i> (Ø pro Tier)	3,01		
Ferkel bis 2 Monate	0,6		
Jungschweine 2 - 6 Monate	2,6		
Mastschweine	4,9		
Zuchtsauen	9,8		
Zuchteber	12,95		
<i>Schafe</i> (Ø pro Tier)	1,64		
jünger als 1 Jahr	1,4	1,0	0,5
1 Jahr und älter	2,8	1,9	1,0
<i>Ziegen</i> (Ø pro Tier)	2,8	1,9	
<i>Pferde</i> (Ø pro Tier)	21,05		
jünger als 1 Jahr	11	7,7	
1 Jahr und älter	22	15,4	
<i>Hühner</i> (Ø pro Tier)	0,19		
jünger als ½ Jahr	0,0875		
Legehennen	0,2975		
Mastgeflügel, Hähne	0,0875		
<i>Gänse</i> (Ø pro Tier)	0,42		
<i>Enten</i> (Ø pro Tier)	0,0875		
<i>Truthühner</i> (Ø pro Tier)	0,56		

Die summative Berechnung der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung ergibt eine Gesamtemission von 67.300 t Ammoniak/Jahr. Rund 76% davon stammen aus der Rinderhaltung, 17% aus der Schweinehaltung und rund 4% aus der Hühnerhaltung. Die Beiträge anderer Nutztierarten liegen unter 2%.

Die Bandbreite der Berechnungen wird mit $\pm 10\%$, das sind rund 60 - 74 kt NH_3 /Jahr, angenommen.

Im Vergleich dazu ergibt die räumlich disaggregierte Berechnung mit Berücksichtigung der Weide- und Almhaltung eine Gesamtemission von rund 65,4 kt NH_3 /Jahr, zusätzlich werden durch die Anwendung von Handelsdüngern 10,4 kt emittiert, wodurch sich eine Gesamtsumme von 75,8 kt NH_3 aus der Landwirtschaft ergibt (Tabelle 24).

Tabelle 24: Gesamtemissionen aus der Tierhaltung 1990

a) Ohne Berücksichtigung der Weide- und Almhaltung

Kategorie	1000 t NH_3 / Jahr	%
Rinder	51,34	76,3
Schweine	11,36	16,9
Schafe und Ziegen	0,62	0,9
Pferde	1,01	1,5
Hühner	2,66	3,9
Sonstiges Geflügel	0,31	0,5
Gesamt	67,3	100
Bandbreite	60,6 - 74,0	90 - 110
GK 3		

b) Mit Berücksichtigung der Weide- und Almhaltung

Gesamt	=	65,37	kt NH_3
+		10,43	kt NH_3 aus Handelsdünger
Landwirtschaft insgesamt		75,8	kt NH_3

Tabelle 25: Aufgliederung der NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft nach dem CORINAIR-Schlüssel

	kt NH ₃
10.1.1	1,6
10.1.2	26,0
10.1.4	0,2
10.1.5	26,1
Summe 10.1	53,9
10.2.1	-
10.2.2	-
10.2.4	-
10.2.5	0,7
Summe 10.2	0,7
10.5.1	10,5
10.5.2	4,5
10.5.3	2,8
10.5.4	1,8
10.5.5	0,1
10.5.6	0,3
10.5.7	0,8
10.5.8	0,3
10.5.9	0,1
Summe 10.5	21,2
Summe 10	75,8

Die Aufteilung der Ammoniakemissionen nach der CORINAIR-Systematik erfordert eine Zuordnung der Emissionen aus den Wirtschaftsdüngern zur Stallhaltung und stallnahen Lagerung, sowie zur Ausbringung. Für die Weide- und Almhaltung konnten die zuordenbaren Emissionsanteile mit Hilfe eines weiter unten beschriebenen Modellansatzes berechnet werden. Die Aufteilung der Ammoniakemissionen aus dem aus der Stallhaltung anfallenden Wirtschaftsdünger wurde vereinfacht nach den Aufteilungsschlüsseln nach /97/ vorgenommen. Dabei werden 40%

der Gesamtemissionen aus dem Wirtschaftsdünger dem Stallbereich für die Emissionen aus der Stallhaltung und der stallnahen Lagerung, und 60% der Ausbringung zugeordnet. Die Aufteilung der Ammoniakemissionen entsprechend der Kulturartensystematik nach CORINAIR erfolgte auf Basis der landwirtschaftlichen statistischen Daten für das Jahr 1990 mit Hilfe der kulturartenspezifischen Stickstoffbedarfszahlen nach /109/. Dabei wurden die Gesamtemissionsmengen aus der Anwendung von Handelsdünger und dem feldfallenden Wirtschaftsdünger nach dem Top-Down-Prinzip zugeordnet. Den Emissionszahlen für gedüngtes Grünland wurden zusätzlich die bei Weidehaltung freigesetzten Emissionsmengen - gesamt zugerechnet. Die Emissionen aus Almhaltung wurden hingegen gesondert dem nichtgedüngten Grünland zugeordnet (Tabelle 26).

Eine gesonderte Abschätzung der Ammoniakemissionen aus der Strohverbrennung unterblieb wegen fehlender Unterlagen über Emissionsfaktoren.

3.6 Ammoniakemissionen aus natürlichen Quellen

Ammoniakemissionen von Pflanzen sind nach /35/, /116/ im wesentlichen nur von gedüngten Kulturpflanzen zu erwarten. Die Vegetation in natürlichen Beständen dürfte hingegen eher als Ammoniaksenke wirken.

Natürliche Ammoniakemissionen aus Ackerböden wurden in 3.5.1 mit rund 4,2 kt Ammoniakstickstoff bzw. 5,1 kt Ammoniak/Jahr eingeschätzt. In /14/ wird generell für Böden ein Richtwert von 0,5 g Ammoniak/ha und Stunde angegeben. In folge der Abhängigkeit der Ammoniakemissionen von den chemischen Bedingungen des Bodens und den klimatischen Einflüssen kann für Böden außerhalb von Äckern daraus ein Emissionsfaktor von rund 1 kg Ammoniak/ha und Jahr angenommen werden. Für Waldflächen ist die Gesamtemission in folge der Wechselwirkungen zwischen dem abgasenden Ammoniak und den Pflanzen mit 0 anzunehmen. Bezieht man den angeführten Wert von 1 kg Ammoniak/ha und Jahr auf die Grünflächen (ca. 2 Millionen Hektar), so resultiert daraus eine zusätzliche Emission von rund 2 kt Ammoniak/Jahr. Insgesamt beträgt die Einschätzung der Ammoniakabgasungen aus Böden rund 7 kt/Jahr bei einer Bandbreite zwischen 2 - 12 kt/Jahr, die Werte sind in die Genauigkeitsklasse 4 einzustufen.

Für Wildtiere wird in /2/ für Ammoniakabgasungen ein Richtwert von 16 g Ammoniak/kg Lebendgewicht und Jahr für Pflanzenfresser angegeben. Nach /26/ kann die Gesamtmasse der wildlebenden Pflanzenfresser in Österreich auf rund 35 - 45 kt eingeschätzt werden, woraus sich die Gesamtemissionsmenge an Ammoniak mit 0,56 - 0,7 kt/Jahr einschätzen läßt. Wegen der großen Unsicherheit des Emissionsfaktors und der Massenzahlen ist dabei eine Bandbreite zwischen 0,3-1 kt bei einem mittleren Schätzwert von 0,6 kt anzunehmen, Genauigkeitsklasse 4.

3.7 Gesamtemissionen im Jahre 1990

Die Ergebnisse der Emissionsabschätzungen aus den einzelnen Emissionsbereichen sind in Tabelle 26 zusammengefaßt. Demnach betrug die Gesamtemission in Österreich 98 kt bei einer Bandbreite zwischen 77 und 123 kt Ammoniak und Jahr. Rund 80% der Emissionen stammen aus dem Bereich Landwirtschaft, rund 8% aus natürlichen Quellen, 7% aus dem Bereich Haushalte und 5% aus dem Bereich Industrie.

Im Vergleich mit den bisherigen Abschätzungen der Ammoniakemissionen liegen die Ergebnisse aus dem Bereich Landwirtschaft bei dieser Inventur in der Bandbreite der bisherigen Abschätzungen. Es zeigt sich jedoch, daß bei einer differenzierten Berücksichtigung der verschiedenen Emissionsquellen die Gesamtemissionen rund 25% höher liegen als bei alleiniger Berücksichtigung der Landwirtschaft. Aufgrund dieser Größenordnung erscheint es, trotz der Unsicherheit der Emissionsfaktoren, notwendig, den nichtlandwirtschaftlichen Emissionsquellen in Zukunft verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Besonders wichtig ist dies in Verbindung mit antagonistischen Wirkungen von Umweltschutzmaßnahmen (z.B. Katalysatoren bei Kraftfahrzeugen), bei denen die Reduktion der Emissionsmengen bestimmter Substanzen mit zunehmenden Emissionen anderer Substanzen verbunden sein können.

Für das Jahr 1990 liegen in Österreich die anthropogenen Stickstoffemissionen über Ammoniak $\text{NH}_3\text{-N}$ mit 75 kt (62 - 92) höher als jene über Stickoxide mit 63 kt /140/. Bezogen auf die zentralen Werte beträgt das Verhältnis von $\text{NH}_3\text{-N}$: $\text{NO}_x\text{-N}$ rund 54:46. Etwa 55 % des anthropogenen emittierten Stickstoffs werden demnach in Form von Ammoniak emittiert.

Tabelle 26: Ammoniakemissionen 1990 in Österreich

Emissionsbereich	Beste Schätzung kt NH_3	Bandbreite kt NH_3
1. Stationäre Verbrennung	0,33	0,015 - 0,225
2. Industrie	4,6	2,0 - 6,8
3. Verkehr	1,0	0,5 - 1,5
4. Haushalte, Abfälle, Abwasser	7,0	3,5 - 11,0
5. Landwirtschaft		
Tierhaltung insgesamt	67,3	60 - 74
Mineralische Dünger	10,4	8,6 - 17,2
6. Natürliche Quellen	7,6	2 - 12
Summe	98,2	76,8 - 123,3

4. Regionalisierung der Ammoniakemissionen

4.1 Konzept und Methode der Regionalisierung

Die Abschätzung der Gesamtemissionen von Ammoniak zeigt, daß im **nichtlandwirtschaftlichen Bereich** die Ammoniakemissionen aus verschiedenen Quellen mit teilweise geringen Gesamtemissionsmengen stammen. Unter den gegebenen Bedingungen der Datenlage über Emissionsfaktoren und räumlichen Verteilung der emissionsrelevanten Aktivitäten erscheint eine, nach den einzelnen Verursachergruppen differenzierte, Disaggregation dieser Emissionen nicht sinnvoll. Diese Emissionen wurden deshalb in Gruppen mit ähnlichen emissionsrelevanten Aktivitäten zusammengefaßt:

- Stationäre Verbrennung und industrielle Prozesse
- Verkehr, Haushalte, Abfall- und Abwasserbehandlung
- Natürliche Emissionen.

Bei der räumlichen Disaggregation der **Emissionen aus der Landwirtschaft** mußten die unterschiedlichen Emissionsfaktoren der Viehhaltung unter den verschiedenen Haltungsbedingungen (Stallhaltung, Weide- und Almhaltung) berücksichtigt werden. Es war deshalb erforderlich, auf der Basis von statistisch festgehaltenen Strukturparametern, die Emissionsbedingungen in den einzelnen Bezirken mit Hilfe eines Modelles zu ermitteln. In Verbindung damit erfolgte auch die Berechnung der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanz unter Einbeziehung des kulturartenbezogenen Stickstoffbedarfs und des Stickstoffanfalles aus dem Wirtschaftsdünger. Mit Hilfe der bezirksbezogenen Bilanz der Ergebnisse erfolgte dann die Zuordnung der Emissionen aus dem Handelsdünger bundesländerweise nach dem Top-Down-Prinzip /117/.

Die Berechnungen für die räumliche Disaggregation der Emissionen aus der Landwirtschaft zeigten, daß die in der CORINAIR Systematik /1/ vorgesehene Trennung der Emissionen zwischen jenen aus der Stallhaltung und jenen aus der Anwendung des Wirtschaftsdüngers in der Praxis problematisch ist. Während die summativen Emissionen über große Regionen mit, aus der Literatur bekannten, Zuordnungsschlüsseln der Emissionen zur Viehhaltung und Wirtschaftsdüngerausbringung berechnet werden können, bestehen bei kleinregionalen Betrachtungen andere Verhältnisse. In Abhängigkeit von der angewandten Technologie, den strukturellen Gegebenheiten der Landwirtschaft in der betreffenden Region und anderen Einflüssen können, trotz rechnerischer Ausgeglichenheit in der Region, in relativ wenigen Betrieben so große Mengen Wirtschaftsdünger anfallen, daß sie von den Betrieben entsorgt werden müssen. In diesen Fällen wären die Emissionen vollständig der Tierhaltung zuzurechnen. Andererseits können Betriebe mit bestimmten Wirtschaftsformen gezielt eine abgestimmte Verwendung von Exkrementen aus der Tierhaltung und von organischen Abfällen aus der Feldproduktion für die Düngung anstreben. In diesen Fällen wären theoretisch sowohl die Exkremente aus der Stallhaltung ab dem Zeitpunkt der Abgabe vom Tier (da bereits hier die gezielte Aufbereitung als Dünger beginnt) und die Emissionen aus organischen Abfällen als Emissionen der Düngung zu werten. Solche Differenzierungen sind in der Praxis bei der räumlichen Disaggregation aufgrund der Datenlage und der Abhängigkeit von den Zielsetzungen nicht möglich. Die Differenzierung kann deshalb nur mit Hilfe der generellen Aufteilungsschlüssel erfolgen.

4.2 Datengrundlagen für die Regionalisierung

Für die Regionalisierung der Emissionen aus stationären Verbrennungsvorgängen und industriellen Prozessen erfolgte auf Basis der Arbeitsplatzverteilung von 1981, welche als Datensatz in der Hauptabteilung Umweltplanung zur Verfügung stand. Eine Ausnahme bildete dabei der Bezirk Linz Stadt, für den die Emissionsdaten für das Jahr 1990 auf Basis von Messungen vorlag.

Die Regionalisierung der Emissionen aus dem Verkehr, den Haushalten, der Abfall- und Abwasserbehandlung erfolgte auf Basis der Bevölkerungsverteilung von 1981. Die Einbeziehung der Emissionen aus dem Verkehr erfolgte wegen der relativ geringeren Gesamtmengen und wegen der unbekanntenen Verkehrsleistungsverteilung von Katalysatorfahrzeugen, die den größten Beitrag zur Gesamtemission des Verkehrs liefern. Es ist deshalb anzunehmen, daß eine Aufteilung der Emissionsmengen aus dem Bereich Verkehr nach der Bevölkerungsverteilung keine größeren Fehler verursacht, als eine Verteilung nach dem Verkehrsaufkommen.

Für die Berechnung der regionalisierten Emissionen aus der Landwirtschaft standen die Datensätze der Landwirtschaftsstatistik für das Jahr 1990 vom Österreichischen Statistischen Zentralamt auf elektronischen Datenträgern zur Verfügung. Ergänzend dazu wurden Angaben über die bundesländerbezogenen Aufwendungen an Handelsdünger aus /61/ und Kennzahlen für den Nährstoffbedarf aus /109/ entnommen.

4.3 Regionalisierung der Ammoniakemissionen

4.3.1 Nichtlandwirtschaftliche anthropogene Quellen

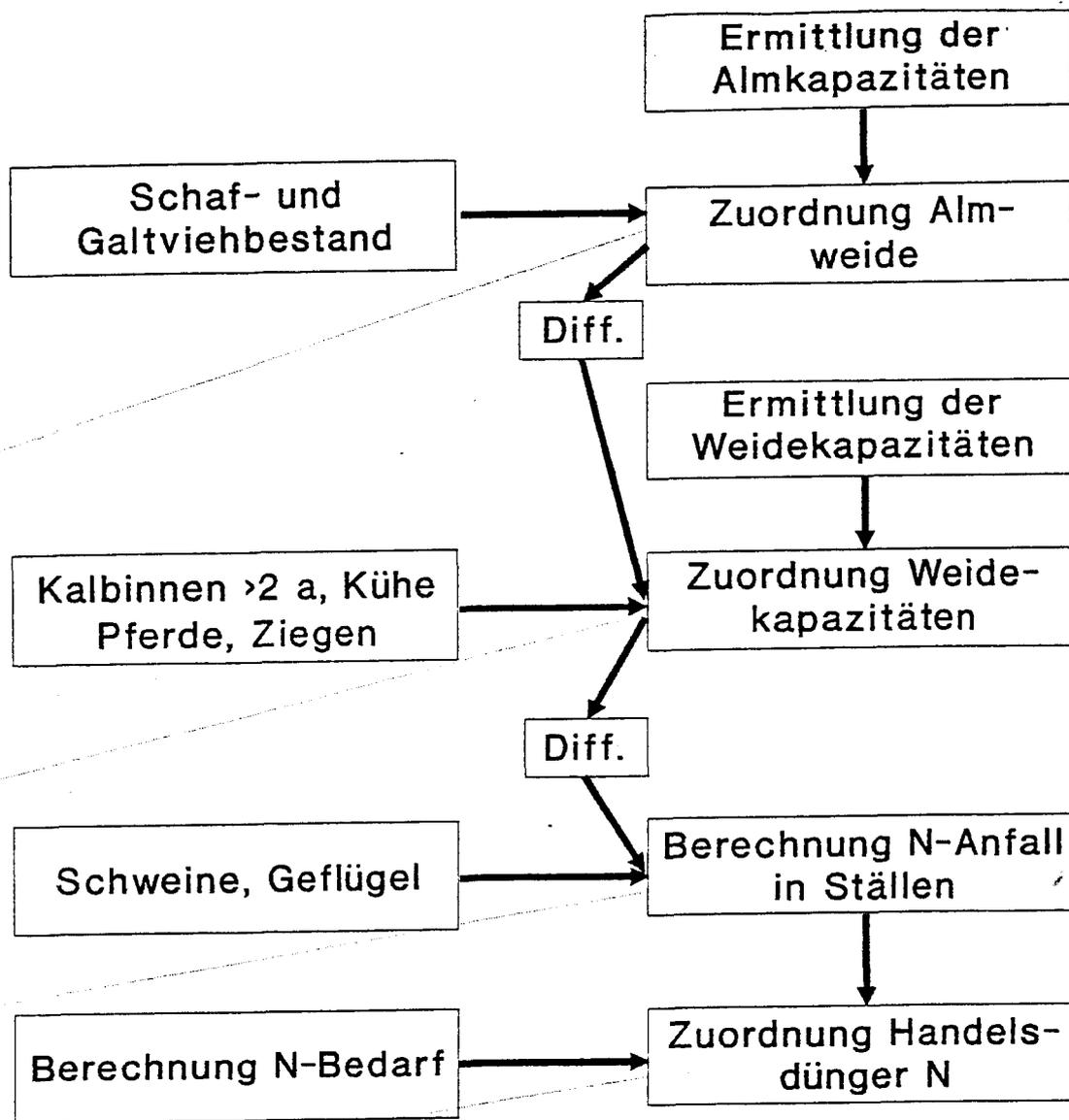
Die Regionalisierung der Ammoniakemissionen aus stationärer Verbrennung und Industrie weist infolge der nur für Linz vorliegenden Messungen in diesem Bezirk die höchsten Emissionen aus (Anhang 1, NH_3 IND; Karte 1). Hohe Werte weisen auch die Bezirke Graz, Vöcklabruck auf. In Wien ergibt die bezirksweise Berechnung nur für den 23. Bezirk einen Wert über 100 t/Jahr, der Gesamtwert für Wien liegt hingegen über 1000 t.

Die Emissionen aus Haushalten, dem Verkehr, Abfällen und Abwässern zeigen entsprechend den Einwohnerverteilungen die höchsten Werte in den Bezirken mit großen Einwohnerzahlen (Anhang 1, NH_3 HH). Infolge der auch für Wien durchgeführten, bezirksweisen, Ermittlung der Emissionen liegen alle Summen der Emissionen der Bezirke in der ersten Emissionsklasse. Bei einer Zusammenfassung der Wiener Bezirke würde sich für Wien jedoch eine Einstufung in die dritte Emissionsklasse ergeben.

4.3.2 Regionalisierung der landwirtschaftlichen Emissionsquellen

Für die regionalisierte Berechnung der Emissionen aus landwirtschaftlichen Quellen wurden die strukturellen Bedingungen in den Bezirken mit Hilfe eines **Berechnungsmodelles berücksichtigt** (Abbildung 3). Ausgehend von den, in der Statistik ausgewiesenen Flächen für Almen, den durchschnittlichen Alpzeiten nach /105/ und den Richtzahlen nach /104/ für Almen wurden bezirksweise die gegebenen Almkapazitäten primär aus dem Schafbestand und sekundär aus

Abbildung 3: Ablaufschema der Ammoniakemissionsberechnungen für den Bereich Landwirtschaft



Emissionen Almhaltung
Emissionen Weidehaltung

Emissionen Alm- und Talweide
Emissionen Wirtschaftsdünger
Emissionen Handelsdünger

dem Galtviehbestand (ein bis zweijährige Rinder) abgedeckt. Die verbleibenden Anteile dieser Viehkategorien, Pferde, Ziegen, Kalbinnen über 2 Jahre und Milchkühe wurden entsprechend den vorhandenen Weidekapazitäten und den höhenlagenbezogenen Weidezeiten mengenmäßig dem Weidebetrieb in Tallagen zugeordnet. Bei den Milchkühen wurde dabei angenommen, daß diese nur zu 50 % der verfügbaren Weidezeit ausgetrieben werden. Bei den alm- und weidegängigen Tierkategorien erfolgte im nächsten Schritt die Berechnung des Stickstoffanfalles bzw. der Ammoniakemissionen aus dem gesamten Wirtschaftsdünger, entsprechend der Zeitdauer der Einstellungen. Für Schweine und Geflügel erfolgte die Berechnung unter der Annahme einer ganzjährigen Stallhaltung.

Für die Ermittlung der Ammoniakemissionen aus Handelsdünger erfolgt bezirksweise die Bilanzierung des Stickstoffbedarfes auf Basis der Kulturartenverteilung auf Äcker, Weingärten und Feldgemüse, sowie Grünland, und dem Stickstoffanfall aus Wirtschaftsdüngern. Davon ausgehend erfolgte, auf Basis des relativen Stickstoffbedarfes der Bezirke, bundesländerweise die Verteilung der Stickstoffmengen aus dem Handelsdünger bzw. die Berechnung der Ammoniakemissionen aus dem Handelsdünger.

Im **Anhang 2** sind die Emissionen aus der Landwirtschaft für die Klassen **Handelsdünger (NHEH)**, **Alm- und Weidehaltung (NHEW)** und **Wirtschaftsdünger (NHES)** getrennt, sowie die **Gesamtsumme der Ammoniakemissionen (NHLWGES)** in Tonnen Ammoniak pro Jahr ausgewiesen. Die gesamten Ammoniakemissionen der einzelnen Bezirke sind in

- Karte 4 für Emissionen aus Wirtschaftsdünger, und in
- Karte 6 für die Landwirtschaft gesamt ausgewiesen.

Sowohl die Tabellen als auch der Vergleich der Karten zeigen, daß die Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft im wesentlichen durch die Emissionen des Wirtschaftsdüngers (Stallhaltung und Ausbringung) bestimmt werden. Die größten Emissionsmengen an Ammoniak fallen dabei in den viehbestandsreichen Bezirken Niederösterreichs, Oberösterreichs und der Steiermark an (Karte 4). In den viehbestandsarmen Bezirken Ostösterreichs liegen im Vergleich dazu, infolge des niedrigeren spezifischen Emissionsfaktors für Handelsdünger, die Gesamtmengen der Ammoniakemissionen niedriger.

Neben den Gesamtemissionen der einzelnen Bezirke wurden, bezogen auf die nichtalpinen landwirtschaftlichen Flächen die bezirksspezifischen Emissionsdichten ermittelt (Anhang 3). Für die Berechnung der Emissionsdichten aus Handelsdüngern und Wirtschaftsdüngern wurden die Gesamtmengen der Emissionen (Anhang 2) auf die nichtalpinen landwirtschaftlichen Nutzflächen bezogen. Bei der Berechnung der Emissionen aus Weidehaltung wurden nur jene Emissionen berücksichtigt, die bei der Weidehaltung in Tallagen auftreten. Emissionen aus Almhaltungen blieben dabei unberücksichtigt.

Die Emissionsdichten aus Handelsdüngern (Karte 2) zeigen ein anderes Verteilungsbild als die Gesamtemissionen. Hier treten die Ackerbaugebiete Nieder-, Oberösterreichs und der Steiermark durch relativ höhere Emissionsdichten hervor. In den Ackerbaugebieten des östlichen Niederösterreichs werden auch die Gesamtemissionsdichten aus der Landwirtschaft wesentlich durch die Emissionen aus Handelsdünger beeinflusst (Karte 7).

Die Emissionsdichten aus der Weidehaltung (Karte 3) zeigt außerhalb der Ackerbaugebiete eine relativ einheitliche Verteilung. Die Emissionsdichten liegen (bezogen auf die nicht alpinen

landwirtschaftlichen Flächen) weitgehend in der Klasse zwischen 5 und 10 kg Ammoniak/ha und Jahr, nur einzelne Bezirke weisen etwas höhere Emissionsdichten auf. In den Ackerbaugebieten und den Siedlungsagglomerationen liegen hingegen die Emissionen aus der Weidehaltung unter 5 kg je ha und Jahr.

Die Emissionsdichten aus Wirtschaftsdünger (Karte 5) erreichen die höchsten Emissionsdichten in den außeralpinen Grünlandgebieten Nieder- und Oberösterreichs.

Die Gesamtemissionsdichten aus der Landwirtschaft (Karte 7) erreichen großräumig die höchsten Dichten in den westlichen Bezirken Oberösterreichs. In den anderen Bundesländern treten die hohen Emissionsdichten hingegen nur in einzelnen Bezirken auf. Der Hauptbeitrag für die hohen Emissionsdichten stammt dabei in der Regel aus der Viehhaltung. Bei Bezirken mit geringem Viehbestand liegen die Gesamtemissionsdichten im Vergleich dazu niedriger.

4.3.3 Regionalisierung der Emissionen aus natürlichen Quellen

Wie in Kapitel 3.7 ausgeführt, beruht die Abschätzung der Emissionen aus natürlichen Quellen auf relativ unsicheren Angaben. Der wesentliche Anteil (rund 90 %) stammt von Böden mit niedriger oder fehlender Vegetation, nur rund 10 % von Wildtieren. Wegen der Unsicherheit der Kennzahlen und der Mengenverhältnisse erfolgte die Regionalisierung der natürlichen Emissionen auf Basis der Verteilung von Wiesen- und Ackerflächen (Anhang 1, NH₃NAT). Bei dieser Verteilungsrechnung ergeben sich die größten Emissionsmengen aus den natürlichen Quellen in den großflächigen Bezirken Ostösterreichs.

4.3.4 Regionale Verteilung der Gesamtemissionen

Die Regionale Verteilung der Gesamtemissionen an Ammoniak ergibt sich aus der Überlagerung der regionalisierten Emissionen aus

- Industrie und stationäre Verbrennung,
- Haushalt, Verkehr, Abwasser- und Abfallentsorgung,
- Emissionen aus natürlichen Quellen und
- Emissionen aus der Landwirtschaft (Anhang 1, NH₃SUM; Karte 8).

Der Vergleich der Karten zeigt, daß, mit Ausnahme der Ballungsgebiete, die räumliche Verteilung der Ammoniakemissionen im wesentlichen durch die räumliche Verteilung der Emissionen aus der Landwirtschaft bestimmt wird. Nur in Bezirken mit geringen Anteilen landwirtschaftlicher Flächen und geringen Viehbeständen wird die Gesamtmenge der Ammoniakemissionen durch nicht landwirtschaftliche Quellen bestimmt.

5. Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen

Die Freisetzung von Ammoniak kann in unterschiedlicher Weise Organismen und Ökosysteme beeinflussen. In hohen Konzentrationen, die in der Regel nur bei Störfällen in Innenräumen auftreten können, wirkt Ammoniak toxisch auf Menschen. Niedrigere Konzentrationen, wie sie in Verbindung mit der Ammoniakfreisetzung aus verschiedenen Emissionsquellen auftreten können, stellen kein gesundheitliches Risiko für den Menschen dar /136/. Diese Emissionen besitzen jedoch ein Gefährdungspotential für Ökosysteme und verschiedene Pflanzenarten /128/. Neben den direkten Wirkungen auf verschiedene Pflanzen tragen Ammoniakemissionen zur Versauerung von Bodensystemen bei. Es ist deshalb notwendig, die anthropogen bedingten Emissionen von Ammoniak soweit zu reduzieren, daß keine nachteiligen Auswirkungen bei Ökosystemen in Verbindung mit ihrer Funktion als natürliche Lebensgrundlagen des Menschen auftreten können. Aus diesem Grund wurde z.B. für Holland eine Reduktion der Ammoniakemissionen um 70 - 80 % gegenüber 1980 vorgeschlagen /118/. Für die Nachbarstaaten wird dabei eine Reduktion der Ammoniakemissionen um rund 60 % empfohlen.

Trotz der zum Teil kompensierenden Wechselwirkungen mit anderen Luftschadstoffen /132/, erscheint die Reduktion der Ammoniakemissionen infolge ihrer negativen Auswirkungen auf Pflanzen und Ökosysteme /128/, /130/, /131/ notwendig. Dabei sollte jedoch nicht übersehen werden, daß die Ammoniakemissionen, insbesondere im landwirtschaftlichen Bereich, Teil des gesamten Stickstoffkreislaufes sind. Bei der Entwicklung von Strategien zur Reduktion von Ammoniakemissionen ist deshalb darauf zu achten, daß durch ihre Anwendung nicht eine zusätzliche Freisetzung von anderen Stickstoffverbindungen gefördert wird. In diesen Betrachtungen sind neben den gasförmigen Stickstoffverbindungen auch die Stickstoffverbindungen in Böden und Gewässern (z.B. Nitrat) mit einzubeziehen. Wegen der, in dieser Arbeit gegebenen, Einschränkung auf die gasförmigen Ammoniakemissionen kann bei den Vorschlägen für die Emissionsreduktionen nicht näher auf die Reduktion anderer Stickstoffbindungsformen eingegangen werden. Wo dies jedoch wegen enger Zusammenhänge mit verschiedenen Emissionsformen des Stickstoffes notwendig erscheint, wird dem Rahmen der Arbeit entsprechend darauf eingegangen.

5.1 Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen bei stationären Verbrennungen und Industriellen Prozessen

Für die Reduktion der Ammoniakemissionen aus unregelmäßigen Verbrennungsvorgängen in stationären Anlagen waren bei der Literaturrecherche keine Hinweise auf bestehende technische Möglichkeiten zu finden. Im Zusammenhang mit Ammoniakemissionen infolge von Emissionsreduktionsmaßnahmen für Stickoxide zeigen jedoch die experimentellen und praktischen Erfahrungen /11/, /12/, /15/, /16/, daß die richtige Auslegung und der technische Zustand der Abgasbehandlungsanlagen einen wesentlichen Einfluß auf die Schlupfverluste von Ammoniak haben. So zeigen die publizierten Versuchsergebnisse bei nicht optimierten Anlagen teilweise 10 mal so hohe Ammoniakverluste, wie sie für die Praxis bei optimierten Anlagen und durchschnittlichen Betriebszuständen /16/ angegeben werden. Für die Vermeidung von Ammoniakverlusten aus diesen Quellen sind, neben einer optimierten Betriebsführung, auch regelmäßige Revisionsmaßnahmen notwendig. Wie in 3.3 erläutert, stammen industrielle Ammoniakemissionen aus verschiedenen Quellen. Bei Kühlanlagen mit Ammoniak als Kältemittel wird eine Reduktion der

verlustbedingten Emissionen nur bei der Erneuerung von Altanlagen erwartet. Bei Anlagen neuer Konstruktion und ausreichender Wartung werden jährlicher Verlustraten von 3 - 4 % der Gesamtmenge des Ammoniaks im Kühlsystem als Regelfall angesehen /23/.

Im Bereich der Koks- und Düngemittelproduktion wurden, nach Auskunft der Betriebe und des Amtes für Umweltschutz der Stadt Linz, in den letzten Jahren umfangreiche Maßnahmen zur Emissionsreduktion realisiert. In diesen Sektoren sind daher in den nächsten Jahren keine zusätzliche Maßnahmen zu erwarten. Eventuelle Emissionsminderungen können jedoch infolge strukturentbedingter Produktionsänderungen eintreten.

Die reale Emissionssituation in anderen, potentiell Ammoniak emittierenden, Sektoren der Industrie war aufgrund der fehlenden Informationsbereitschaft nicht erfaßbar. Die Anwendbarkeit und Wirksamkeit von emissionsmindernden Maßnahmen ist daher nicht beurteilbar. Nach /17/ erfolgt in diesen Bereichen die Minderung von Ammoniakemissionen vor allem durch nachgeschaltete Reinigungsverfahren. Dafür sind prinzipiell Wäscher, Biofilter und thermische Nachverbrennungen einsetzbar. Die technischen Wirkungsgrade der Reinigungsverfahren für Ammoniak liegen zwischen 67 und 99 %.

5.2 Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen aus dem Verkehr

Wie die bisher erfaßten Emissionsfaktoren aus dem Bereich Verkehr /1/ zeigen, werden die höchsten Ammoniakemissionen durch Fahrzeuge verursacht, welche mit Katalysatoren zur Minderung der Kohlenmonoxyd-, Stickoxyd- und Kohlenwasserstoffemissionen ausgestattet sind. Es ist deshalb für diesen Bereich zu erwarten, daß die Ammoniakemissionen (infolge der Emissionsreduktionsmaßnahmen bei anderen Schadstoffen) weiter ansteigen werden. Bei gleichem Fahrzeugbestand und gleicher Fahrleistung würde bei vollständiger Ausstattung mit Katalysatoren die Emission von Ammoniak aus dem Verkehrsbereich rund 4 - 5 kt pro Jahr betragen.

Dieses Beispiel zeigt, daß nachgeschaltete technische Lösungen nur begrenzt wirksam sind. Zielführende und umfassende Emissionsreduktionen sind in diesem Bereich nur über Verringerungen der Verkehrsleistungen des Individualverkehrs zu erwarten.

5.3 Emissionsreduzierende Maßnahmen in Haushalten, bei Abfall- und Abwasserentsorgung

Der überwiegende Teil des in **Haushalten** freigesetzten Ammoniaks stammt von Menschen direkt. Mit Ausnahme der Emissionen von Faeces und Urin können diese Emissionen kaum beeinflußt werden. In /17/ findet sich ein Hinweis auf spezifische Emissionsfaktoren für Zigarettenrauch, der Anlaß für Empfehlungen sein könnte. In Verbindung mit den speziellen Fragen der Ammoniakemission wird die Bedeutung dieses Einzelfaktors jedoch durch die Angaben in /2/ relativiert, wonach in Summe ähnliche Ammoniakmengen bei Rauchern und Nichtrauchern durch Ausatmen emittiert werden.

Bei der **Abwasserbehandlung** ist durch die Entsorgung von Abwässern über Kanalsysteme und Kläranlagen in gewissem Ausmaß eine Problemverlagerung aufgetreten. Zugunsten einer Verringerung der Stickstoffemissionen in die Luft werden bei den zentralen Systemen größere Mengen an Stickstoff an Flüssigkeiten gebunden den Oberflächengewässern oder der festen Phase (Klärschlamm) zugeführt. Im ersten Fall führt dies zu einer Belastungszunahme in den Gewässerökosystemen, im zweiten Fall können die Nährstoffe unter günstigen Voraussetzungen (Schadstofffreiheit) der landwirtschaftlichen Produktion zugeführt werden, andernfalls werden die Nährstoffe über Abfallentsorgungswege aus dem kurzzeitigen Stickstoffkreislauf ausgeschleust.

Bei der **Abfallentsorgung und -behandlung** ist zu berücksichtigen, daß bei organischen Materialien mit höheren Stickstoffgehalten während der Kompostierung größerer Mengen Ammoniak emittiert werden können /35/. Hier ist zu berücksichtigen, daß pflanzliche Lebensmittelabfälle aufgrund der Produktionsweise in der Regel relativ hohe Gehalte an Stickstoffverbindungen aufweisen. Es ist deshalb zu erwarten, daß bei ihrer Kompostierung größere Mengen an Ammoniak entweichen. Ähnliches ist von Abfallmaterialien aus Rasenflächen anzunehmen, da diese aus optischen Gründen meist überreich mit Nährstoffen versorgt werden. Die Wirksamkeit verringerter Nährstoffaufwendungen für eine Reduktion der Ammoniakemissionen in diesem Bereich kann nicht exakt eingeschätzt werden, sie dürfte einer Größenordnung von etwa 1 kt pro Jahr liegen. Eine Durchsetzung von direkt wirksamen Maßnahmen erscheint wegen der strukturellen und sozialen Gegebenheiten nicht möglich. Es ist jedoch anzunehmen, daß über indirekte Maßnahmen (Information, Ausbildung) längerfristig eine Reduktion der Emissionen erzielbar ist.

5.4 Maßnahmen zur Reduktion im landwirtschaftlichen Bereich

Im landwirtschaftlichen Bereich bestehen zwei grundsätzliche Ansatzpunkte für die Reduktion der Ammoniakemissionen:

- Reduktion der eingesetzten Stickstoffmengen und
- Beeinflussung der Ammoniakbildungs- und Freisetzungsbedingungen.

Die **Verringerung des Stickstoffeinsatzes** kann betriebsbezogen über die Reduktion des Stickstoffzukaufes in Düngemitteln oder des Stickstoffzukaufes (Proteine) in Futtermitteln erfolgen. Nicht beeinflussbar (mit Ausnahme von Glashauss- und Folienkulturen) ist hingegen der Lufteintrag. Im Sinne positiver Gesamtwirkungen, also der Minimierung von Belastungen durch andere Stickstoffverbindungen aus der Landwirtschaft, ist es unbedingt erforderlich, die Möglichkeiten des reduzierten Stickstoffinputs voll auszuschöpfen. Für den Einzelbetrieb erfordert dies

- einen standortangepaßten Fruchtwechsel,
- eine bedarfsgerechte Düngung und
- die Vermeidung von erhöhten Nährstoffverlusten bei den Ernteverfahren, sowie
- eine bedarfsgerechte Fütterung der Nutztiere /123/, /124/, /114/, /89/.

Während die Umsetzung dieser Maßnahmen in den einzelnen Betrieben schwer kontrollierbar ist, können bei Handelsfuttermitteln durch entsprechende Dosierung der Rohproteingehalt bzw. der Aminosäurezusammensetzungen /113/, /123/ die angebotenen Stickstoffmengen dem Bedarf der jeweiligen Nutztierkategorie und -altersklasse angepaßt werden. In Versuchen konnten durch Anwendung entsprechender Futtermischungen Reduktionen der Stickstoffausschei-

dungen bei der Schweinemast um rund 30 % und bei der Schweinezüchtung um rund 20 % erzielt werden /123/. Ähnliche Ergebnisse sind auch bei anderen Tierarten zu erwarten.

Wie Untersuchungen zur Emission von Ammoniak bei Weidehaltung zeigen /125/, kann bei einer reduzierten Weidedüngung eine Emissionsreduktion von rund 60 % erzielt werden. Für diese hohe Reduktionswirkung wird, neben leichten Änderungen bei der ausgeschiedenen Stickstoffmenge, vor allem die Ausnutzung des vom Boden emittierten Ammoniaks durch die Weidepflanzen bei geringer Düngung verantwortlich gemacht.

Für den Bereich Viehhaltung kann unter Annahme einer abgestimmten Reduktion des Stickstoffeinsatzes ein Reduktionspotential von rund 20 % veranschlagt werden. Es besteht jedoch gleichzeitig das Risiko, daß bei einer Intensivierung der Tierproduktion infolge von Umstrukturierungen der Landwirtschaft, aufgrund der Leistungsabhängigkeit von Ammoniakemissionen /111/, Zunahmen der Ammoniakemissionen zu erwarten sind.

Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen durch Beeinflußung der Ammoniakbildung und -ausbreitung können bei Wirtschaftsdünger

- im hofnahen Bereich und
- bei der Ausbringung angewandt werden.

Im hofnahen Bereich betrifft dies die Bergung der Exkremete im Stall und deren Lagerung im Hofbereich. Als Sekundärmaßnahmen können nachgeschaltete Reinigungseinrichtungen bei zwangsbelüfteten Ställen in Betracht gezogen werden.

Zur Verringerung der Ammoniakemissionen aus Ställen ist bei Huftierexkrementen eine möglichst rasche Entfernung der Exkremete aus dem Stallbereich anzustreben. Bei Geflügelexkrementen kann, sofern ein rascher Abtransport nicht möglich ist, eine beschleunigte Trocknung zur Verringerung der Ammoniakemissionen beitragen. Nach /133/ können bei gezielter Anwendung dieser Maßnahmen rund 80 % der Ammoniakemissionen aus dem Stallbereich vermieden werden. Bei zwangsbelüfteten Stallungen (bei Schweine und Geflügelhaltung) sind zusätzliche Reduktionen der Ammoniakemissionen durch nachgeschaltete Biofilter mit einem Wirkungsgrad rund 80 % /119/ möglich.

Für die Lagerung der Exkremete müssen geschlossene Behälter zur Vermeidung von Stickstoffverlusten verwendet werden. Nach /133/ können dadurch rund 80 % der Ammoniakverluste während der Lagerung vermieden werden.

Zur Vermeidung von Ammoniakverlusten bei der Ausbringung sind mehrere Faktoren in Erwägung zu ziehen. Die Ausbringung sollte nur bei kühlem Wetter (bevorzugt Abendstunden) und möglichst bodennahe bzw. mit Überdeckung durch Bodenmaterial erfolgen /133/. Nach /121/ treten bei bodennaher Ausbringung von Gülle (z.B. mit Schläuchen) ähnlich niedrige Ammoniakemissionen auf wie bei Flachinjektion. Die Emissionswerte bei der Ausbringung betragen dabei rund $\frac{1}{10}$ jener der Ausbringung mit Vakuumfässern.

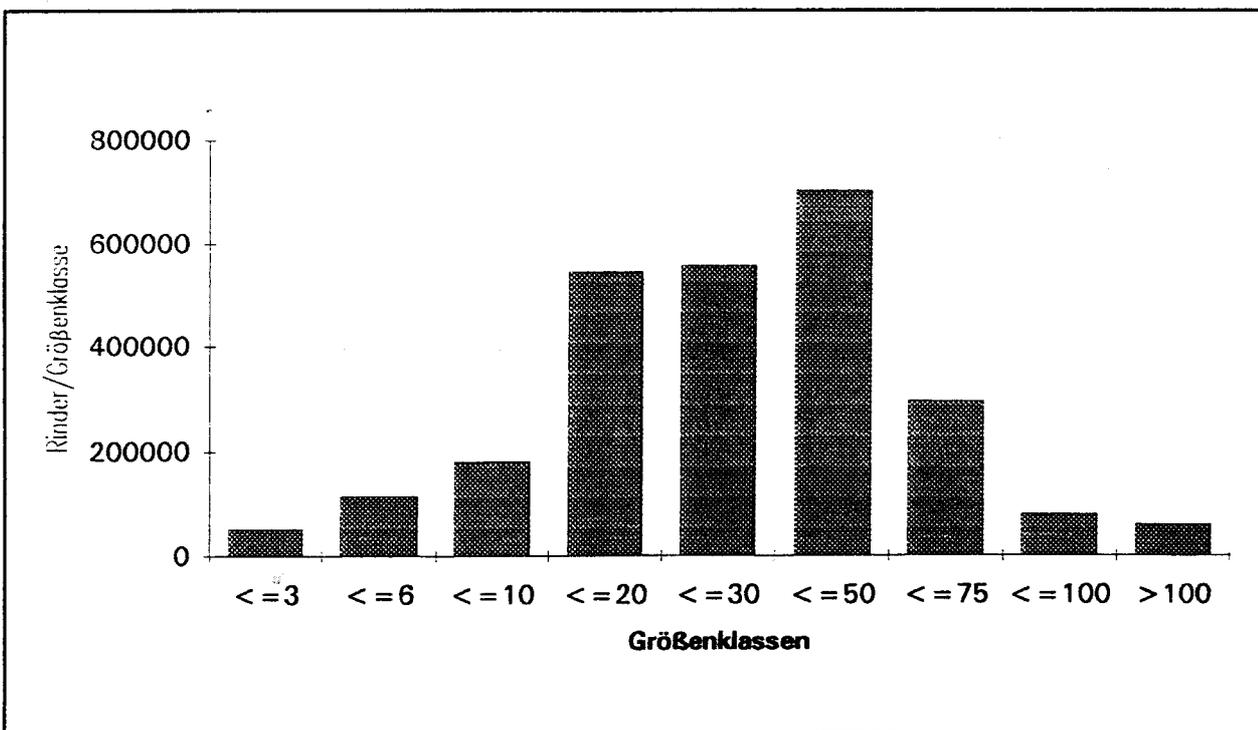
Durch kombinierte Anwendungen der einzelnen Maßnahmen zur Emissionsreduktion wird in Holland eine Gesamtreduktion der Ammoniakemissionen aus der Viehhaltung von rund 60 - 70 %, bei einem Kostenaufwand zwischen umgerechnet rund 27.000,- bis 60.000,- Schilling pro Betrieb, erwartet /133/.

Bei der Anwendung von Handelsdüngern sind zur Vermeidung von Ammoniakemissionen die Düngergaben möglichst dem Bedarf angepaßt auszubringen und nach der Ausbringung in den Boden einzuarbeiten (siehe auch Kapitel 3.5).

Bei der Abschätzung der Reduktionsmöglichkeiten in Österreich ist einerseits zu berücksichtigen, daß aufgrund der Ausgangsbedingungen die Emissionen zum Teil niedrigere Werte aufweisen als in Holland, andererseits ist bei der Durchsetzung von Maßnahmen stets mit Wirkungsverlusten zu rechnen. Unter diesen Aspekten können die realisierbaren Einsparungsmöglichkeiten mit rund 50 % der holländischen Annahmen eingesetzt werden. Durch Reduktion des Stickstoffinputs über Futtermittel und Handelsdünger erscheint dabei ein Reduktionsgrad zwischen 10 und 15 % als realisierbar. Mit Einbeziehung der technisch sinnvollen Maßnahmen zur Emissionsreduktion ist eine weitere Emissionsreduktion um 20 - 25 % zu erwarten. Die mögliche Gesamtreduktion der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft ist demnach mit 20 - 40 % gegenüber dem Emissionsstand von 1990 einzuschätzen.

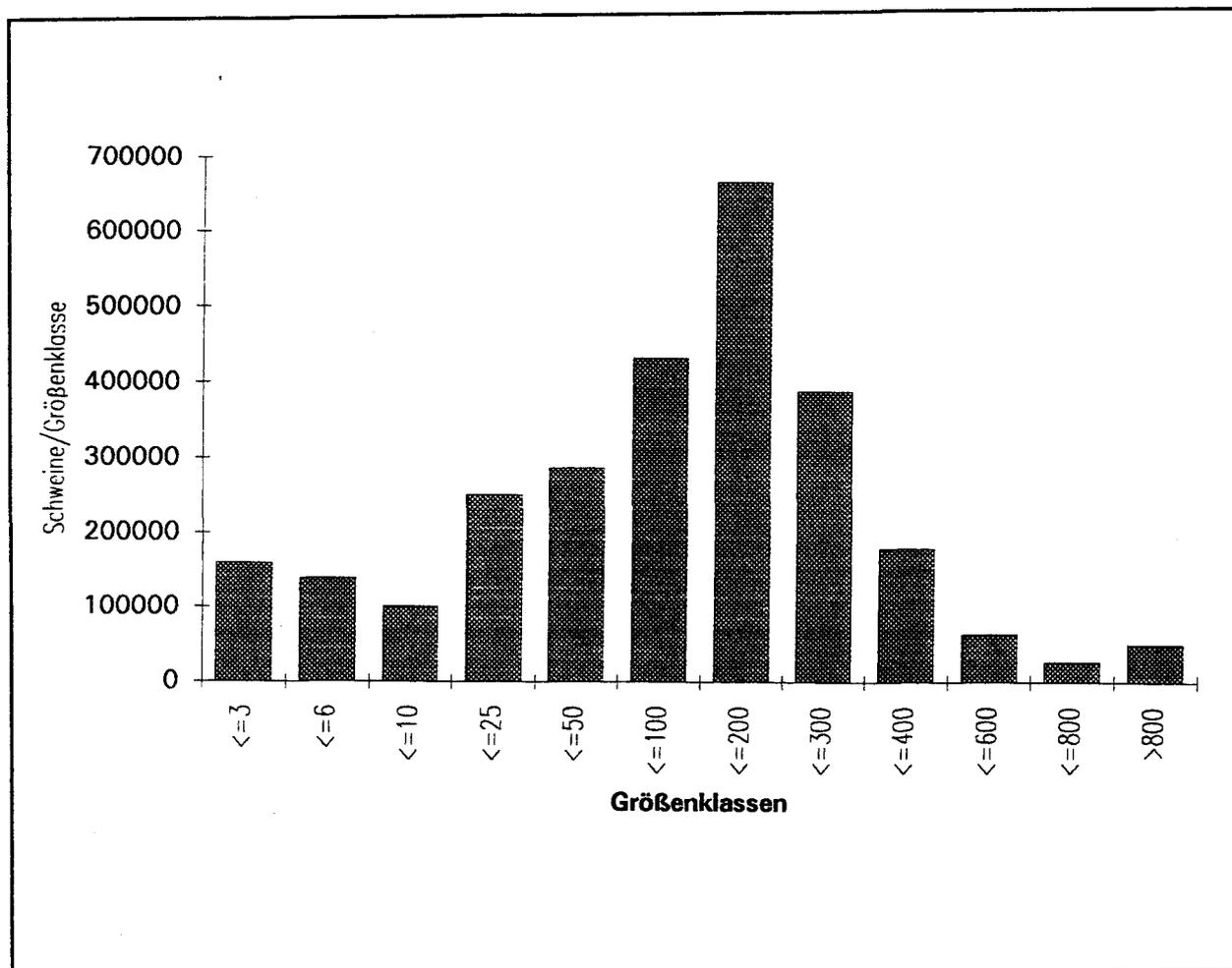
Überprüft man die Strukturgegebenheiten der österreichischen Landwirtschaft im Bereich der Viehwirtschaft auf die Intensivierungspotentiale, so zeigt sich folgendes Bild. Sowohl Milchproduktionsleistungen /61/, als auch die Verteilungen der Rinder- und Schweinebestände (Abbildungen 4 und 5) /137/ weisen im Vergleich zu den Intensivbetrieben Westeuropas noch auf große Möglichkeiten der Intensivierung hin. Dieses Potential könnte in Verbindung mit den Änderungen der internationalen Marktbedingungen für die Stärkung der Konkurrenzkraft in den Betrieben ausgenutzt werden. Im Zusammenhang mit den Maßnahmen zur Emissionsminderung ist dadurch eine Zunahme des Stickstoffumsatzes zu erwarten, die zu Erhöhungen der Ammoniakemissionen aus dem Landwirtschaftsbereich führen.

Abbildung 4: Verteilung des Rinderbestandes in Österreich, 1987 nach Betriebsgrößenklassen



Quelle: /137/

Abbildung 5: Verteilung des Schweinebestandes (ohne Ferkel) in Österreich, 1987 nach Betriebsgrößenklassen



Quelle: /137/

Zur Abschätzung der Auswirkungen von Intensivierungsmaßnahmen in Verbindung mit möglichen Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen wurden für die anteilsmäßig größte Gruppe an den Ammoniakemissionen, den Milchkühen, drei Szenarien gerechnet.

- In Szenario 0 wurde eine Zunahme der Entwicklung der durchschnittlichen Milchleistung entsprechend der Kennzahlen der letzten Jahre /61/ angenommen.
- In Szenario 1 wurde eine leichte Intensivierung der Milchleistung mit jährlich 2 % und
- in Szenario 2 eine starke Intensivierung der Milchleistung um jährlich 4 % angenommen. Aufbauend auf dem funktionellen Zusammenhang zwischen Milchleistung und Gülleanfall /111/ erfolgte für jedes Szenario die Abschätzung der Entwicklung von Ammoniakemissionen.
- Ohne Maßnahmen (Variante 0, V 0).
- Mit einer bedarfsangepaßten Stickstoffreduktion um insgesamt 15 %, verteilt auf 10 Jahre (Variante 1, V 1) und

- mit zusätzlicher Anwendung von technischen Maßnahmen zur Emissionsreduktion um insgesamt 20 %, verteilt auf 10 Jahre (Variante 2, V 2).

Die Ergebnisse (Abbildungen 6 bis 8) zeigen, daß nur bei **Szenario 0** eine mittelfristige Emissionsreduktion um rund 14 % (Variante 1) bzw. rund 30 % (Variante 2) erzielbar ist (Abbildung 6). Bei **Szenario 1** (Abbildung 7) kann infolge der Emissionszunahme mit Variante 1 nur kurzfristig eine Emissionsreduktion um rund 10 % und mit Variante 2 um rund 15 % erzielt werden. Nach der Durchsetzung der Maßnahmen ist jedoch wieder mit einer zeitlich verzögerten Zunahme der Emissionen zu rechnen. Bei **Szenario 2** (Abbildung 8), mit einer starken Zunahme der Produktionsleistung, würde zwischen den Jahren 2005 und 2010 das im Durchschnitt maximal mögliche Leistungsniveau erreicht werden. Ohne emissionsreduzierende Maßnahmen würde dabei das Emissionsniveau um rund 25 - 30 % über dem des Jahres 1990 liegen. Bei alleiniger Anwendung stickstoffreduzierender Maßnahmen könnte in Betrachtungszeitraum eine (in Vergleich zu 1990) maximale Reduktion von rund 4 % erzielt werden, infolge der generellen Emissionszunahmen würde sich jedoch das Gesamtniveau im Bereich zwischen 5 - 10 % über den Werten von 1990 einstellen (V 1). Durch kombinierte Maßnahmen (V 2) wäre eine kurzfristige Emissionsreduktion um rund 24 % möglich, gegen Ende des Betrachtungszeitraumes würde die Emissionsreduktion jedoch nur mehr rund 12 % betragen.

Wie die angeführten Beispiele zeigen, kann mit emissionsreduzierenden Maßnahmen nur ein Teil der leistungsbedingten Zuwächse abgefangen werden. Für die Erreichung größerer Emissionsreduktionen sind deshalb zusätzlich Maßnahmen im strukturellen Bereich erforderlich. Dabei müssen neben den Umweltaspekten besonders die sozialen und ökonomischen Zusammenhänge berücksichtigt werden.

Abbildung 6: Abschätzung der Emissionsentwicklung für den Sektor Milchviehhaltung auf Basis der bisherigen Entwicklung. Ohne (V 0) und mit Reduktionsmaßnahmen (V 1, V 2), siehe Text.

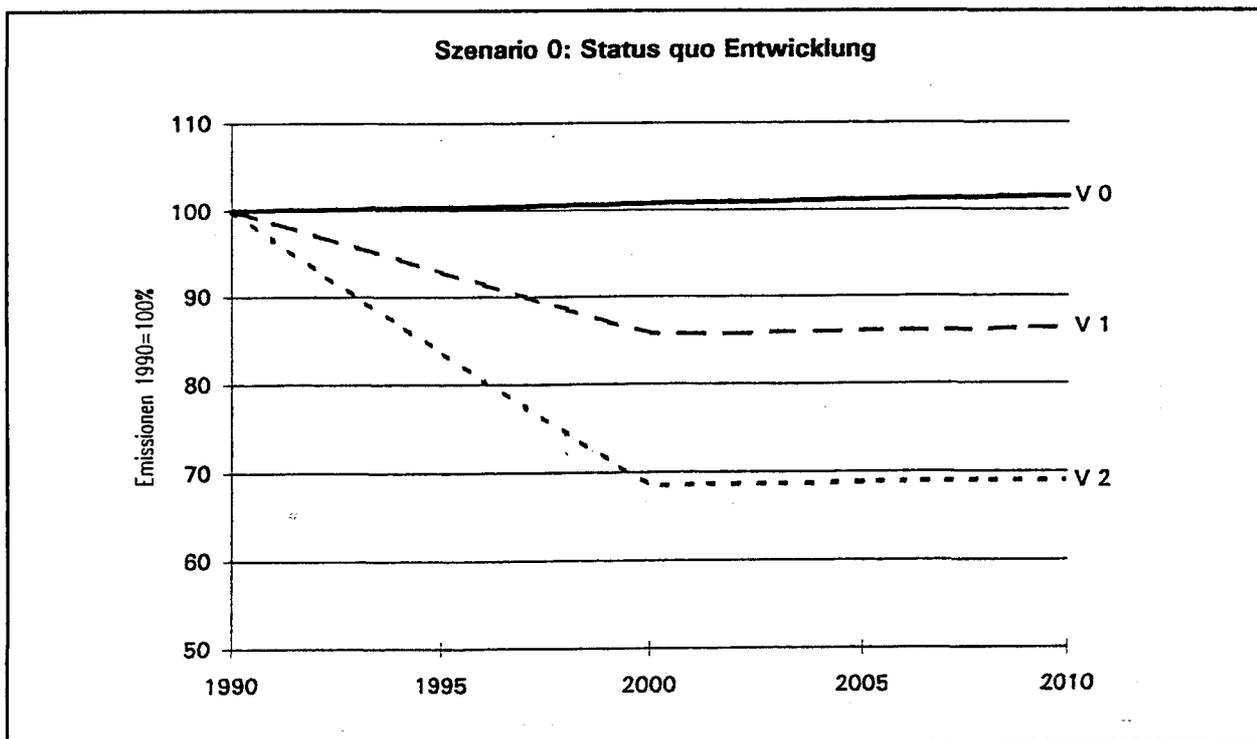


Abbildung 7: Abschätzung der Emissionsentwicklung für den Sektor Milchviehhaltung bei Annahme einer jährlichen Leistungssteigerung inkl. 2 %. Erklärungen siehe Abbildung 6

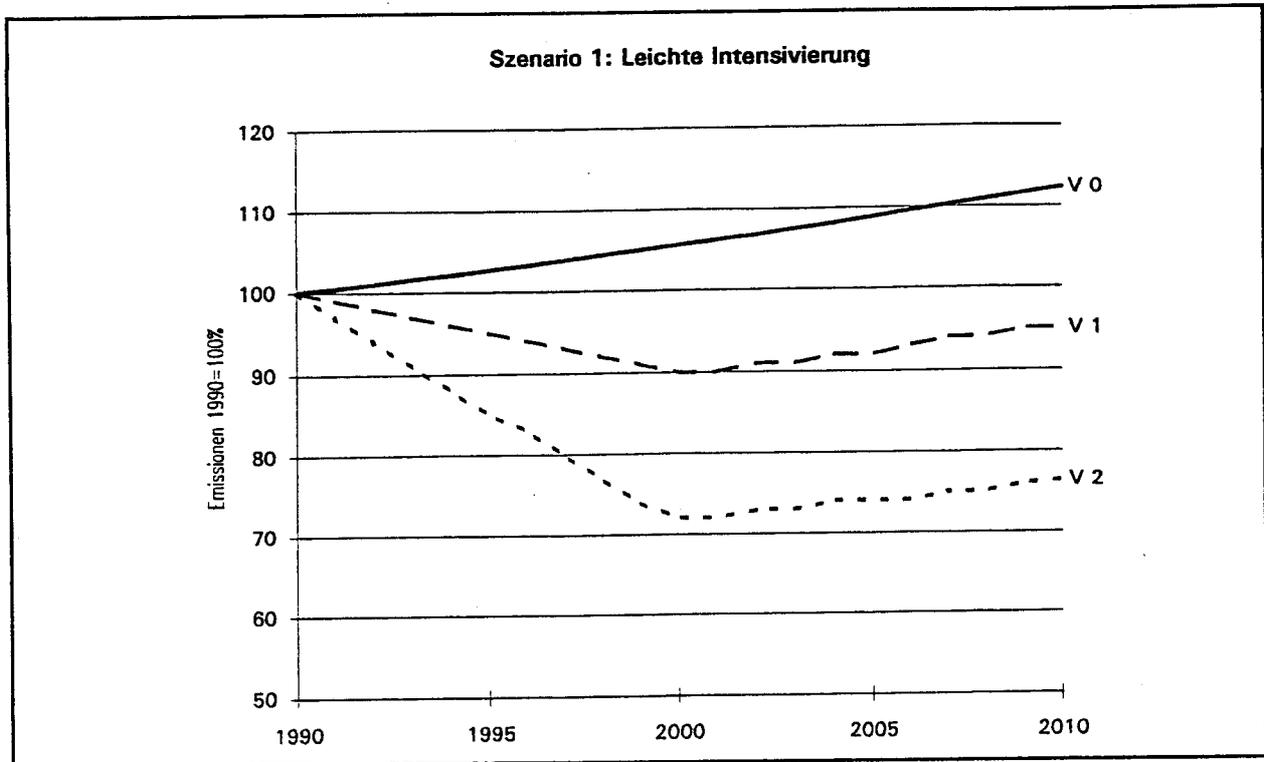
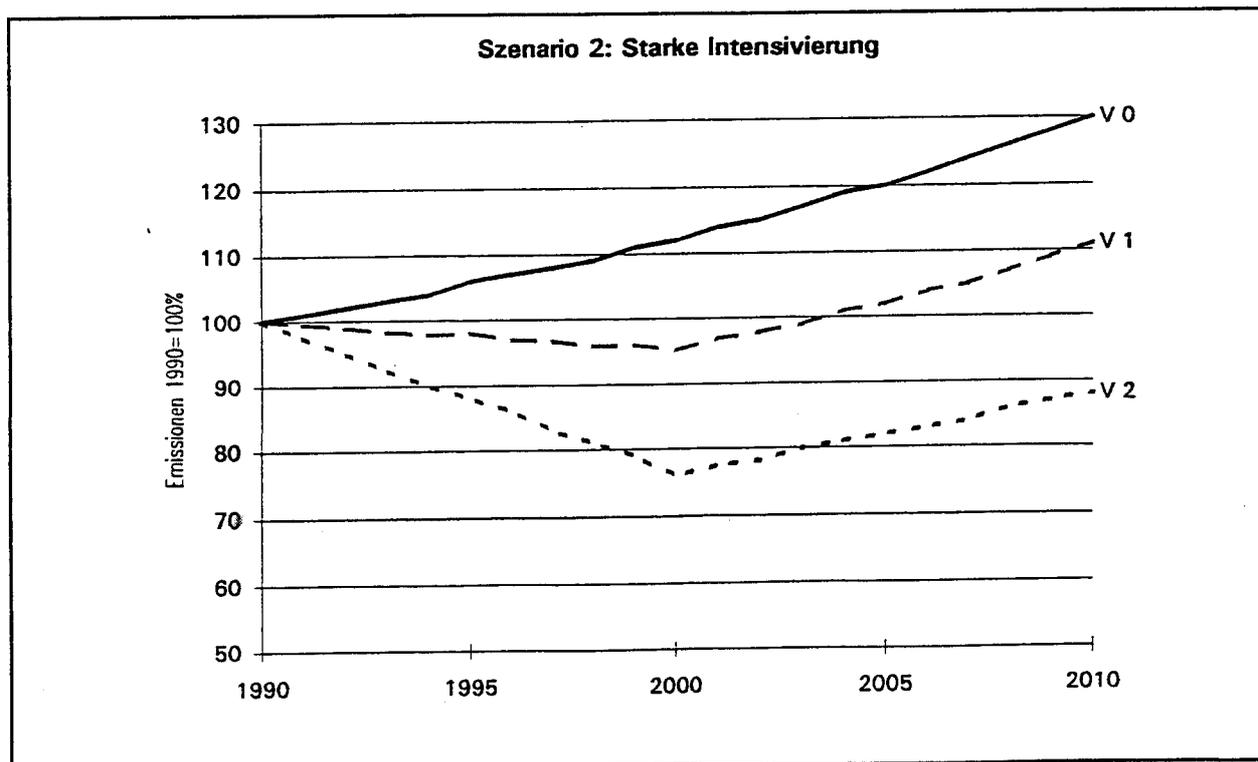


Abbildung 8: Abschätzung der Emissionsentwicklung für den Sektor Milchviehhaltung bei Annahme einer jährlichen Leistungssteigerung um 4 %. Erklärungen siehe Abbildung 6



6. Literatur- und Quellenverzeichnis

- /1/ BOUSCAREN M.R. et al. (1992): CORINAIR Inventory; Default Emission Factors Handbook. Paris.
- /2/ WARN Th. E., ZEIMANOWITZ S., SAEGER M. (1990): Development and Selection of Ammonia Emission Factors for the 1985 NAPAP Emissions Inventory. Chapel Hill, NC.
- /3/ BUIJSMAN E., MAAS J.F.M., ASMAN W.A.H. (1985): Ammonia emissions in Europe. Report, R-85-1. Inst. f. Meteorology and Oceanography.
- /4/ ASMAN W.A.H., DRUKKER B., JANSSEN A.J. (1988): Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe. Atmos. Environm. 22, 4:725-735.
- /5/ ASMAN W.A.H. (1992): Ammonia emissions in Europe: Updated emission and emission variations. RIVM, Bilthoven, rep.no. 228471008.
- /6/ KLAASSEN G. (1991): Past and Future Emissions of Ammonia in Europe. IIASA SR-91-01.
- /7/ ASMAN W.A.H. (1990): Ammonia emissions in Europe: updated emission and seasonal emission variation. Report DMU Luft-A132, Roskilde.
- /8/ BUIJSMAN E., MAAS J.F.M., ASMAN W.A.H. (1987): Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. Atmos. Environm. 21:1009-1022.
- /9/ IVERSEN T., HALVORSEN N.E., SALT BONES J., SANDNES H. (1990): Calculated budgets for airborne sulphur and nitrogen in Europe. EMEP/MS-CW Report 2/90.
- /10/ GRÜNHAGE L., JÄGER H.-J., DÄMMGEN U., KÜSTERS A., HAENEL H. D. (1990): Konzentrationen der Flüsse von Ammoniak und Ammoniumverbindungen in der bodennahen Atmosphäre. In "Ammoniak in der Umwelt", KTBL, Münster-Hiltrup.
- /11/ KONIECZNY J., SCHÖNBAUER Ch., HACKL A. (1988): Stand neuer Entwicklungen von DeNO_x-Verfahren. 3. Stickstoffoxide-Symposium, Ges. Öst. Chemiker, Arbeitsgruppe Umweltschutz, Wien.
- /12/ TAUSCHITZ J. (1990): Neuere Ergebnisse aus der selektiven nichtkatalytischen Entstickung in Kraftwerksanlagen und Vorstellung der katalytischen Entstickungsanlage des Dampfkraftwerkes Voitsberg. 3. Stickstoffoxid-Symposium., Ges. Öst. Chemiker, Arbeitsgruppe Umweltschutz, Wien.
- /13/ MISENHEIMER D.C., WARN T.E., ZELMANOWITZ S. (1987): Ammonia Emission Factors for the NAPAP Emission Inventory. EPA, Triangle Park.
- /14/ Handbook of Emission Factors, 1980. Government Publishing Office, The Hague.

-
- /15/ NOVAK M. (1988): Entstickungsanlage im KW Dürrohr ; Bau- und Betriebserfahrungen. 3. Stickstoffoxid-Symposium., Ges. Öst. Chemiker, Arbeitsgruppe Umweltschutz, Wien.
- /16/ DAXBÖCK W., Verbundkraft Elektrizitätswerke Ges.m.b.H.; pers. Mitteilung, 1992.
- /17/ LAIDIG G. (1990): Übersicht zur industriellen Ammoniakemission und Minderungsmaßnahmen. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /18/ FALBE J., REGITZ M. (Hrsg.), (1989-1991): Römpp Chemie Lexikon, 9. Auflage. Thieme Verlag, Stuttgart.
- /19/ EGGLESTON H.S., GAUDIOSO N., GORISSEN N., JOUMARD R., RIJKEBOER R.C., SAMARAS Z., ZIEROCK K.-H. (1991): CORINAIR Working Group on Emission Factors for Calculating 1990 Emissions from Road Traffic. CEC, Brussels.
- /20/ Amt für Umweltschutz des Magistrates der Stadt Linz (1991): Ergebnisse der Emissionsmessungen 1990; unpubl.
- /21/ ÖMV-Chemie Linz Ges.m.b.H.; mündl. Mitteilung, 1992.
- /22/ Der Aussenhandel Österreichs 1990. Österreichisches Statistisches Zentralamt, Wien 1991.
- /23/ HALOZAN H., TU Graz; mündl. Mitteilung 1992.
- /24/ Umwelt in Österreich, Daten und Trends 1991. Österreichisches Statistisches Zentralamt, Umweltbundesamt, Wien 1991.
- /25/ ORTHOFER R. (1991): Abschätzung der Methan-Emissionen in Österreich. OEFZS-A-1965, Seibersdorf.
- /26/ VYSOTSKY V.G., VLASOVA T.F., KOCHETKOVA A.N., USHAKOV A.S., SHISHKINA S.K. 1974: Normal composition of urine and feces in healthy subjects. Postupija 8/VIII, 1974, Moskau.
- /27/ MEYER F.L., COOPER K., BOLICK M. (1972): Nitrogen and mineral excretion after carbohydrate test meals. Amer. J. Clin. Nutrit. 25, July 1972, pp 677-683.
- /28/ HUNT R.D., WILLIAMS D.T. (1977): Spectrometric measurement of ammonia in normal human breath. American Laboratory, June 1977, pp 10-23.
- /29/ KOPPE P., STOZEK A. (1986): Kommunales Abwasser. Vulkan Verlag, Essen.
- /30/ FLINDT R. (1986): Biologie in Zahlen. Fischer Verlag, Stuttgart.
- /31/ SHAW D.H. (1990): Relationship between urine ammonium ion excretion and urine anion gap in dogs. Am. J. Vet. Res., Vol. 52:12, December 1991, pp 1956 - 1959.

-
- /32/ BUFFINGTON C. A., ROGERS Q.R., MORRIS J.G. (1988): Effect of diet on struvite activity product in feline urine. *Am. J. Vet. Res.*, 51:12, December 1990, pp 2025-2030.
- /33/ BUNDI U. (1990): Stickstoff-Problematik: Vom Dorfbach bis zur Stratosphäre. *EAWAG-NEWS*, Dez. 1990, pp 1-5.
- /34/ BACCINI P. (1990): Stickstoffhaushalt einer Mittellandregion: Darstellung der Quellen, Prozesse, Flüsse und Senken. *EAWAG-NEWS*, Dez. 1990, pp 10-14.
- /35/ WHITEHEAD D.C., LOCKYER D.R. (1988): Decomposing grass herbage as a source of ammonia in the atmosphere. *Atmos. Environm.* 23:8, (1989), pp 1867 - 1869.
- /36/ Institut für interdisziplinäre Erforschung der Mensch-Tier-Beziehung; telefon. Auskunft, 1992.
- /37/ SCHECHTNER G. et al. (1991): Wirtschaftsdünger; Richtige Gewinnung und Anwendung. *BM f. Land- u. Forstwirtschaft*, Wien.
- /38/ VERTREGT N., RUTGERS B. (1988): Ammonia volatilization from grazed pastures. *CABO Report 84. Dutch Priority Programme on Acidity*, Rep. 642, Wageningen.
- /39/ SAUERBECK D. (1985): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht. *Verlag W. Kohlhammer*, Stuttgart.
- /40/ ISERMANN K. (1990): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stoffbilanz und Lösungsansätze zur Minderung. In "Ammoniak in der Umwelt." *KTBL, Münster-Hiltrup*.
- /41/ Ministerie van Landbouwer en Visserij; *Dierlijke Mest. Vlugschrijft voor de Landbouw* 406 (1985).
- /42/ HORLACHER D., MARSCHNER H. (1990): Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 153 (1990) pp 107-115.
- /43/ AMBERGER A., HUBER J., RANK M. (1987): Gülleausbringung: Vorsicht Ammoniakverluste. *DLG Mitteilungen* 20 (1987) pp 1048-1086.
- /44/ JONGBLOED A.W. et al. (1985): Berechningen over de megelijke vermindering van de uitscheiding aan N, P, Cu, Zn en Cd via de voeding door landbouwhuisdieren in Nederland. *Mededelingen IVVA No.3, Lelystad*.
- /45/ BOCKMANN O.Ch., KAARSTAD D., LIE O.H., RICHARDS I. (1990): *Agriculture and Fertilizers*. Norsk Hydro, Oslo.
- /46/ ERNST J.W., MASSEY H.F. (1960): The effect of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 24:87-90, 1960.

-
- /47/ CARTER J.N., ALLISON F.E. (1961): The effect of rates of application of ammonium sulphate on gaseous losses of nitrogen from soils. *J. Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 25 pp. 484-486, 1961.
- /48/ FULLER W.H. (1963): Reactions of nitrogenous fertilizers in calcareous soils. *J.Agric.Food Chem.* 11, pp. 188-193, 1963.
- /49/ DU PLEISIS M.C.F., KROONTJE W. (1964): The relationships between pH and ammonia equilibrium in soil. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28, pp. 751-754, 1964.
- /50/ HAUCK R.D. (1968): Soil and fertilizer nitrogen - A review of recent work and commentary. 9th Int. Congr. of Soil Science, Trans II, Paper 50, Adelaide 1968.
- /51/ FENN L.B., KISSEL D.E.(1973): Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils: I. General Theory. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37, pp. 855-859, 1973.
- /52/ BASDEO G.B.R. (1976): Studies of losses of ammonia by volatilization from nitrogenous fertilizers applied to soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 24, pp. 168-170, 1976.
- /53/ VENTURA W.B., YOSHIDA T.(1977): Ammonia volatilization from a flooded tropical soil. *Plant and Soil* 46, pp. 521-531, 1977.
- /54/ VLEK P.L.G., STUMPE J.M.(1978): Effects of solution chemistry and environmental conditions on ammonia volatilization losses from aqueous systems. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 42, pp. 416-421, 1978.
- /55/ MATOCHA J.E. (1976): Ammonia volatilization and nitrogen utilization from sulfur-coated ureas and conventional nitrogen fertilizers. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 40, pp. 597-601, 1976.
- /56/ LEHR J.J., Van WESEMAEL J.C. (1961): The volatilization of ammonia from lime-rich soils. *Landbouwk. Tijdschr.* 73, pp. 1156-1168, 1961.
- /57/ HEBER R., MÜLLER S., MATZEL W., ANSORGE H. (1979): Ammoniakverluste bei Harnstoffdüngung. 4. Mitteilung. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.* 23, pp. 231-240, 1979.
- /58/ PRASAD M.(1976): Gaseous loss of ammonia from sulfur-coated urea, ammonium sulfate, and urea applied to calcareous soil (pH 7.3). *J. Soil Sci. Soc.Am. Proc.* 40, pp. 130-134, 1976.
- /59/ MEYER R.D., OLSON R.A., RHOADES H.F. (1961): Ammonia losses from fertilized Nebraska soils. *Agron. J.* 53, pp. 241-244, 1961.
- /60/ SIMPSON J.R.(1968): Losses of urea nitrogen from the surface of pasture soils. 9th Int. Congr. of Soil Sci. Trans. III, Paper 48, pp. 459-466, Adelaide, 1968.

-
- /61/ Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1990. BM.f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien 1991.
- /62/ FAURIE G., BARDIN R.(1979): La volatilisation de l'ammoniac. I.-Influence de la nature du sol et des composés azotés. *Ann. agron.* 30, pp. 363-385, 1979.
- /63/ LIPPOLD H., HEBER R., FÖRSTER I. (1975): Ammoniakverluste bei der Harnstoffdüngung. 1.Mitteilung. *Arch. Acker- u.Pflanzenbau u. Bodenkd.* 19, pp. 619-630, 1975.
- /64/ HAUNOLD E., BLOCHBERGER K. (1979): Bestimmung gasförmiger Stickstoffverluste nach Ausbringung mineralischer Stickstoffdünger. SGAE Ber.A--0024, LA-63, Seibersdorf 1979.
- /65/ FENN L.B., ESCARZAGA R.(1976): Ammonia volatilization from surface application of ammonium compounds on calcareous soils.V. Soil water content and method of nitrogen application. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 40, pp. 537-541, 1976.
- /66/ TUSNEEM M.E., PATRICK W.H. (1971): Nitrogen transformation in waterlogged soil. *Bull. No. 657, Louisiana State Univ., Agric. Esp. Stat.*
- /67/ LARSEN S., GUNARY D. (1962): Ammonia loss from ammoniacal fertilizers to calcareous soils. *J. Sci. Food Agric.* 13, pp. 566-572, 1962.
- /68/ DELAUNE R.D, PATRICK W.M.H. (1970): Urea conversion to ammonia in waterlogged soils. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, pp. 603-607, 1970.
- /69/ HARGROVE W.L., KISSEL D.E., FENN L.B. (1977): Field measurements of ammonia volatilization from surface applications of ammonium salts to a calcareous soil. *Agron. J.* 69, pp. 473-476, 1977.
- /70/ VLEK P.L.G., CRASWELL E.T. (1979): Effect of nitrogen source and management on ammonia volatilization losses from flooded rice-soil systems. *J. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 43, pp. 352-358, 1979.
- /71/ HOLLAND P.T., DURING C. (1977): Movement of nitrate-N and transformations of urea-N under field conditions. *N. Z. J. Agric. Res.* 20, pp. 479-488, 1977.
- /72/ WEHRLI B. (1990): Arten und Verhalten von Stickstoffverbindungen in der Umwelt. *EAWAG-NEWS*, Dez. 1990, pp 5-10.
- /73/ DINTSCHEFF D. (1964): Untersuchungen über die Stickstoffverluste im Boden unter Anwendung des stabilen Isotopes N-15. *Ber. 8. Int. Bod. Kongr., Bukarest*, 1964.
- /74/ BOBRITSKAJA M.A., DOKSHINA T.V., ANDREEVA E.A. (1965): Transformation of nitrogen fertilizers in cherno-podsolic soil. *Agrokimiya* 7, pp. 37-41, 1965.
- /75/ OVERREIN L.N. (1968): Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil:I.Nitrogen losses by leaching and volatilization after addition of urea-N-15. *Soil Sci.* 106, pp. 280-290,1968.

- /76/ OVERREIN L.N. (1969): Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil: II. Comparative losses of nitrogen through leaching and volatilization after addition of urea-ammonium- and nitrate-¹⁵N. *Soil Sci.* 107, pp. 149-159, 1969.
- /77/ NÖMMIK H. (1973): Assessment of volatilization loss of ammonia from surface-applied urea on forest soil by ¹⁵N recovery. *Plant and Soil* 38, pp. 589-603, 1973.
- /78/ VARGA G., LATKOVICS G., MATE F. (1973): Utilization of nitrogen fertilizers studied with ¹⁵N-isotope in field experiment. *Agrochimie u. Bodenkd.* 22, pp. 257-264, 1973.
- /79/ FERNANDO V., ROBERTS G.R. (1975): Improvements in the method for the determination of ammonia volatilised from soil fertilized with urea. *Short Comm., Plant and Soil* 42, pp. 287-291, 1975.
- /80/ FRISSEL M.J. (1976): Nitrogen. An essential life factor and a potential hazard for the environment. ESNA VII annual meeting, Warsaw, 1976.
- /81/ CAPELLE A. (1976): Ausnutzung, Umsetzung, Wanderung und Verbleib von Düngerstickstoff (¹⁵N) im bearbeiteten und unbearbeiteten Ackerboden aus Löß in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren. Diss., Lw. Fak.. G.-A.-Univ., Göttingen.
- /82/ BOOMSMA D.B., PRITCHETT W.L. (1979): Nitrogen losses from urea, ammonium sulfate, and ammonium nitrate applications to a slash pine plantation. *Soil and Crop Sci. Soc. of Florida Proc.* 39, pp. 21-23, 1979.
- /83/ RIGA A., FISCHER V., Van PRAAG H.J. (1980): Fate of fertilizer nitrogen applied to winter wheat as Na¹⁵NO₃ and (¹⁵NH₄)₂SO₄ studied in microplots through a four course rotation. *Soil Sci.* 130, pp. 88-99, 1980.
- /84/ HAUNOLD E., BLOCHBERGER K. (1982): Gasförmige Stickstoffverluste nach Ammoniumverabreichung. *Die Bodenkultur* 33:2, pp. 95-105, 1982.
- /85/ MÖLLER D. und SCHIEFERDECKER H. (1990): Ammoniakbilanz für das Gebiet der DDR. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /86/ HARTUNG J. (1991): Influence of housing and livestock for ammonia release from buildings. In: NIELSEN V.C. et al.: Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier, London.
- /87/ ISERMANN K., STURM H. (1990): Stickstoff- und Phosphor-Bilanzierung der Landwirtschaft im Vergleich westeuropäischer Länder. In "Landwirtschaft im Spannungsfeld von Belastungsfaktoren und gesellschaftlichen Ansprüchen". VDLUFA-Schriftenreihe 32/ 1990.
- /88/ GALLER J. (1989): Gülle. Stocker Verlag, Graz.
- /89/ HAUNOLD E. (1986): Vermeidung von Stickstoffverlusten. *Bodenkultur* 31:1, pp 7-21, Feb. 1986.

-
- /90/ HODECEK P., SCHÄFER E. (1989): Umweltbericht, Abfall. Österreich. Bundesinst. f. Gesundheitswesen, Wien.
- /91/ DISSEMOND H. (1991): Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung. unpubl. Bericht, UBA Wien.
- /92/ Faustzahlen für Landwirtschaft und Ackerbau; 11. Auflage. Verlagsunion Agrar, Bochum 1988.
- /93/ Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik im Jahre 1989. Beiträge zur österreichischen Statistik, Heft 976, Österreichisches Statistisches Zentralamt, Wien 1990.
- /94/ KLING M., WÖHLBIER W. (1977,1983): Handelsfuttermittel; Bd. 1-2B. Ulmer, Stuttgart.
- /95/ BÖTTGER A., EHALT D.H., GRAVENHORST G. (1978): Atmosphärische Kreisläufe von Stickoxyden und Ammoniak. Bericht d. KfA Jülich Nr. 158, Nov. 1978.
- /96/ KRUSE M., ApSIMON H.M., BELL J.N.B. (1986): An emission inventory for ammonia arising from agriculture in Great Britain. Rep.for the DOE, Centre for Environmental Technol., Imperial College, London.
- /97/ KRUSE M., ApSIMON H.M., BELL J.N.B. (1987): Validity and Uncertainty in the Calculation of an Emission Inventory for Ammonia Arising from Agriculture in Great Britain. Environment. Poll. 56 (1989), pp 237-257.
- /98/ ETTLINGER L. (1983): Möglichkeiten der Beeinflussung der biologischen Stickstoffbestimmung. Die Bodenkultur 34, pp 365-375, 1983.
- /99/ MÖLLER D., SCHIEFERDECKER H. (1989): Ammonia emission and deposition of NH_x in the GDR. Atmos. Environ. 23 (1989), pp 1187-1193.
- /100/ WITTWER S.H. (1978): Nitrogen fixation and agricultural productivity. Bio Sciences, September 1978.
- /101/ BURNS R.C., HARDY R.W.F. (1975): Nitrogen fixation in Bacteria and Higher Plants. Springer Verlag, Berlin.
- /102/ MEYER H., BRONSCH K., LEIBETSEDER J. (1989): Supplemente zu Vorlesungen und Übungen in der Tierernährung; 7.Auflage. Schaper Alfeld, Hannover.
- /103/ KIRCHGESSNER M. (1987): Tierernährung; 7. Auflage. DLG Verlag, Frankfurt.
- /104/ LÖHR L. (1990): Faustzahlen für den Landwirt; 7. Aufl. Stocker Verlag, Graz.
- /105/ ZWITTKOVITS F. (1974): Die Almen Österreichs. Zillingdorf.

-
- /106/ HENNIG A., POPPE S. (1976): Abprodukte tierischer Herkunft als Futtermittel. Enke Verlag, Stuttgart.
- /107/ GESSL E. (1971): Weidewirtschaft. Stocker Verlag, Graz.
- /108/ WILHELM H. (1991): Futterkonservierung. Stocker Verlag, Graz.
- /109/ RESCH J. et al. (1990): Standarddeckungsbeiträge und Daten für die Betriebsberatung 1990/91. BM. f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- /110/ DÖRFLER H. (Hrsg.) (1985): Der praktische Landwirt. Verlags Union Agrar, München.
- /111/ KIRCHGESSNER M., WINDISCH W., KREUZER M. (1990): Stickstoffemissionen laktierender Milchkühe über die Gülle in Abhängigkeit von der Leistungsintensität. *Agribiol. Res.* 44:1, 1991, pp 1-13.
- /112/ WINDISCH W., KIRCHGESSNER M., KREUZER M. (1990): Güllemenge bei laktierenden Milchkühen in Abhängigkeit von der Leistungsintensität. *Agribiol. Res.* 44:2-3, 1991, pp 170-181.
- /113/ SPIEKERS H., GRÜNEWALD K.-H., SEIWER T. C., STRUTH R., NIESS E. (1991): Reduction of N-Excretion of Piglets and Fattening Pigs by Feeding Synthetic Amino Acids. *Agribiol. Res.* 44:2-3, 1991, pp 236-246.
- /114/ LEIBETSEDER R. (1979): Die Verdauung des Rohproteins beim Wiederkäuer. *Der Förderungsdienst*, 27:5, pp 131-133, Mai 1979.
- /115/ FLIEG O. et al. (1939): Arbeiten der Landwirtschaftlichen Versuchsstation Limburgerhof. *Lw. Versuchsstation Limburgerhof*.
- /116/ SCHJOERRING J. K. (1991): Ammonia Emissions from the Foliage of Growing Plants. In: Sharkey T.D. et al.: *Trace Gas Emissions by Plants*. Acad. Press, San Diego.
- /117/ ORTHOFER R., LOIBL W., PIECHL Th., URBAN G. (1991): Flüchtige Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe in Österreich. Regionalisierte Emissionsinventur und Strategien der Emissionsminderung. OEFZS-A-2065, Seibersdorf.
- /118/ LANGEWEG I. G. (Edt.) (1989): *Concern for Tomorrow*. RIVM, Bilthoven.
- /119/ SCHIRZ S. (1991): Practical application of bioscrubbing technique to reduce odour and ammonia. In: NIELSEN V.C. et al.: *Odour and ammonia emissions from livestock farming*. Elsevier, London.
- /120/ SCHOLTENS R., DEMMERS T.G.M. (1991): Biofilters and air scrubbers in the Netherlands. In: NIELSEN V.C. et al.: *Odour and ammonia emissions from livestock farming*. Elsevier, London.

-
- /121/ PHILLIPS V.R., PAIN B.F., KLARENBECK J.V. (1991): Factors influencing the odour and ammonia emissions during and after land spreading of animal slurries. In: NIELSEN V.C. et al.: Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier, London.
- /122/ VLASSAK K., BOMANS H., V.d.ABEEL R., LEUVEN K.U. (1991): Ammonia emission and control after land spreading livestock waste. In: NIELSEN V.C. et al.: Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier, London.
- /123/ SPIEKERS H., PFEFFER E. (1990): Emissionsminderung durch angepaßte Fütterung. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /124/ RIESS P., VÖHRINGER H. (1990): Bewertung von Futterzusatzstoffen in Bezug auf ihr Sorptionsvermögen für Ammonium. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /125/ BUSSINK D.W. (1990): Ammoniakemissionen aus der Rindviehhaltung beim Weiden. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /126/ OTT A. (1990): Vergleich der Ammoniakabgabe bei Fest- und Flüssigmistsystemen. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /127/ OOSTHOEK J., KROODSMA, HOEKSM A P. (1990): Betriebliche Maßnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen aus Ställen. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /128/ VAN DER EERDEN L.J., VAN DOBBEN H.F., DUECK T.A., BERDOWSKI J.M. (1990): Effects of atmospheric ammonia and ammonium on vegetation. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /129/ GUSTIN P., URBAIN B., ANSAY M., NICKS B. (1991): Impact de la pollution atmosphérique sur le système respiratoire; I. L'ammoniac. Ann. Méd. Vét., 1991, 135, pp 417-422.
- /130/ TAYLOR F.R., GILLMAN L.A., PEDRETTI J.W. (1989): Impact of cattle on two isolated fish populations in Pahrangat Valley, Nevada. Great Basin Naturalist 49:4, pp 491-495.
- /131/ FLEISCHER S., STIBE L., LEONARDSON L. (1991): Restoration of Wetlands as a Means of Reducing Nitrogen Transport to Coastal Waters. Ambio 20:6 (1991), pp 271-271.
- /132/ BEHRA P., SIGG L., STUMM W. (1988): Dominating influence of NH_3 on the oxidation of aqueous SO_2 : The coupling of NH_3 and SO_2 in atmospheric water. Atmos. Chem. 23:12, pp 2961-2707, 1989.
- /133/ HANNESSEN H. (1990): Der niederländische Ammoniak-Plan: Arbeitsweise und Kostenanalyse. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.

-
- /134/ HEIJ G.J., ERISMAN J.W., VOORBURG J.H. (1991): Ammonia emissions and abatement. Zitiert in /138/.
- /135/ ERISMAN J.W., HEIJ G.J. (1991): Concentration and deposition of acidifying compounds. Zitiert in /138/
- /136/ HAPKE H.J. (1990): Wirkungen von Ammoniak auf den Menschen. In "Ammoniak in der Umwelt." KTBL, Münster-Hiltrup.
- /137/ Nutztierhaltung in Österreich 1987. Beiträge zur Österreichischen Statistik, Heft 920, Österreichisches Statistisches Zentralamt., Wien 1988.
- /138/ HEIJ G.J., SCHNEIDER T. (eds.) (1991): Dutch priority programme on acidification. report no 200-09, RIVM, Bilthoven.
- /139/ HAUNOLD, E., HERGER, P. (1992): Ammoniakabgasung nach Anwendung von Ammoniakdüngern. Vortrag, ALVA-Tagung, Linz, 1992.
- /140/ BERGER, B., RADUNSKY, K. et al. (1991): Materialien für eine Ozonstrategie - Wirksamkeit möglicher Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen von Ozonvorläufersubstanzen - Emissionsentwicklung aufgrund bereits gesetzter Maßnahmen. Umweltbundesamt, Report UBA-90-054; Wien, September 1991.

7. Glossar

a	Jahr.
Aktivität	Handlungen oder Produktionskenngrößen, bei denen Emissionen entstehen (Beispiele: Fahrleistungen in Kilometer; Tonnen erzeugtes Produkt etc.).
Ammoniak	NH ₃
Ammonium	NH ₄ ⁺
Anbindestall	Stallform, in welcher der Bewegungsraum von Tieren durch Anbinden begrenzt wird.
Bottom-up-Prinzip	In Verbindung mit Emissionsinventuren: Berechnung der Emissionen auf Basis der einzelnen Aktivitäten und deren spezifischen Emissionen (Beispiel: Emissionen aus kalorischen Kraftwerken).
CORINAIR	System im Rahmen von CORINE zur Erfassung der Emissionen von Luftschadstoffen.
CORINE	Umweltinformationssystem der Europäischen Gemeinschaft.
d	Tag.
DGVE	Düngegroßvieheinheit = 1,2 GVE (600 kg Lebendgewicht).
Emission	Allgemein: Freisetzung von Substanzen oder Energie. Speziell: Massensumme einer freigesetzten Substanz pro Erfassungs-(Flächen-) und Zeiteinheit.
Emissionsfaktor	Masse (z.B. kg) einer bestimmten Substanz, die pro Aktivitätseinheit freigesetzt wird.
Festmist	Nicht fließfähiges Gemisch von Kot und Einstreu.
Flachstall	Ställe, aus denen der Mist täglich auf die Dungstätte gebracht wird.
Gülle	Fließfähiges Gemisch aus Kot und Harn (fallweise auch geringe Einstreu).
GVE	Großvieheinheit = 500 kg Lebendgewicht.
Handelsdünger	Über den Handel zugekaufter Dünger (insbesondere Mineraldünger).
Jauche	Flüssigkeit aus mikrobiell umgesetztem Harn.

kt	Kilotonnen (= 1000 Tonnen).
Laufstall	Stallform, in der sich die Tiere frei bewegen können.
Pferde (statist. Klassen n. Lebensalter)	
	Fohlen Unter 1 Jahr.
	Jungpferde 1 Jahr bis unter 3 Jahre.
	Pferde 3 Jahre und älter.
Rinder (statist. Klassen n. Lebensalter):	
	Kälber Jünger als 3 Monate.
	Jungvieh 3 Monate bis 1 Jahr bzw. 1 bis 2 Jahre.
	Rinder Rinder 2 Jahre und älter.
Schafe (statist. Klassen n. Lebensalter)	
	Lämmer Jünger als 6 Monate.
	Jungschafe 1/6 Jahr bis unter 1 Jahr.
	Schafe 1 Jahr und älter.
Schweine (statist. Klassen n. Lebensalter)	
	Ferkel Jünger als 2 Monate.
	Jungschweine 2 bis unter 6 Monate.
	Schweine Schweine 1/2 Jahr und älter.
Tiefstall	Konstruktion von Laufställen, die in der Regel nur 1-2 mal pro Jahr ausgemistet wird.
Top-down-Prinzip	In Verbindung mit Emissionsinventuren: Berechnung der Emissionen auf Basis summativer Kenngrößen mit mittleren Emissionsfaktoren und räumliche Zuordnung der Emissionsanteile mit Hilfe von Kennparametern (Beispiel: Emissionen aus Hausbrand).
TS	Trockensubstanz (wasserfreier Anteil einer Substanz).
Wirtschaftsdünger	Im landwirtschaftlichen Betrieb anfallender Dünger (Festmist, Gülle, Jauche).

Anhang I

Tabellen der Gesamtemissionen nach Bezirken

Hauptabteilung Umweltplanung



F O R S C H U N G S Z E N T R U M S E I B E R S D O R F

**Ammoniakemissionsinventur 1990, Gesamtemissionen
(t NH₃/Bezirk und Jahr) für die Sektoren**

1. NH₃IND Industrie und stationäre Verbrennung
 2. NH₃HH Haushalte, Verkehr, Abfall- und Abwasserentsorgung
 3. NH₃NAT Natürliche Quellen
 4. NHLWGES Landwirtschaft
- NH₃SUM Summe 1 + 2 + 3 + 4

Codes der Bezirke Österreichs (nach ÖSTAT)

101 Eisenstadt	407 Gmunden
102 Rust	408 Grieskirchen
103 Eisenstadt Umgebung	409 Kirchdorf a.d. Krems
104 Güssing	410 Linz Land
105 Jennersdorf	411 Perg
106 Mattersburg	412 Ried Im Innkreis
107 Neusiedl Am See	413 Rohrbach
108 Oberpullendorf	414 Schärding
109 Oberwart	415 Steyr Land
201 Klagenfurt	416 Urfahr Umgebung
202 Villach	417 Vöcklabruck
203 Feldkirchen	418 Wels Land
204 Hermagor	501 Salzburg Stadt
205 Klagenfurt Land	502 Hallein
206 St. Veit a.d. Glan	503 Salzburg Umgebung
207 Spittal a.d. Drau	504 St. Johann Im Pongau
208 Villach Land	505 Tamsweg
209 Völkermarkt	506 Zell Am See
210 Wolfsberg	601 Graz
301 Krems a.d. Donau	602 Bruck a.d. Mur
302 St. Pölten	603 Deutschlandsberg
303 Waidhofen a.d. Ybbs	604 Feldbach
304 Wr. Neustadt	605 Fürstenfeld
305 Amstetten	606 Graz Umgebung
306 Baden	607 Hartberg
307 Bruck a.d. Leitha	608 Judenburg
308 Gänserndorf	609 Knittelfeld
309 Gmünd	610 Leibnitz
310 Hollabrunn	611 Leoben
311 Horn	612 Liezen
312 Korneuburg	613 Mürzzuschlag
313 Krems Land	614 Murau
314 Lilienfeld	615 Radkersburg
315 Melk	616 Voitsberg
316 Mistelbach a.d. Zaya	617 Weiz
317 Mödling	701 Innsbruck
318 Neunkirchen	702 Imst
319 St. Pölten Land	703 Innsbruck Land
320 Scheibbs	704 Kitzbühel
321 Tulln	705 Kufstein
322 Waidhofen a.d. Thaya	706 Landeck
323 Wr. Neustadt Land	707 Lienz
324 Wien Umgebung	708 Reutte
325 Zwettl	709 Schwaz
401 Linz	801 Bludenz
402 Steyr	802 Bregenz
403 Wels	803 Dornbirn
404 Braunau Am Inn	804 Feldkirch
405 Eferding	901 Wien
406 Freistadt	

Ammoniakemissionsinventur 1990 - Emissionen t je Bezirk

BEZCODE	NH3IND	NH3HH	NH3NAT	NHLWGES	NH3SUM
101	5.3	10.7	3.0	10.2	29.1
102	0.3	1.8	0.4	4.9	7.4
103	12.9	36.1	43.6	183.4	275.9
104	9.7	30.7	59.9	388.1	488.3
105	7.1	20.0	33.6	286.1	346.8
106	15.6	36.4	30.4	245.0	327.5
107	13.2	51.3	182.9	485.3	732.7
108	14.6	41.8	82.4	394.0	532.8
109	29.4	56.8	83.8	549.8	719.8
201	58.6	92.5	12.6	101.5	265.1
202	34.1	55.8	6.1	86.7	182.6
203	7.1	21.3	39.1	278.6	346.1
204	13.7	52.5	49.2	625.2	740.6
205	33.1	62.7	80.4	979.7	1155.9
206	37.5	84.4	149.8	859.3	1131.0
207	25.0	64.2	42.5	574.5	706.1
208	19.5	45.8	63.1	743.1	871.4
209	31.0	59.8	66.9	960.7	1118.4
210	12.4	28.9	33.9	406.2	481.4
301	27.6	24.4	1.9	16.7	70.6
302	47.8	53.4	18.9	175.7	295.8
303	8.0	12.0	8.1	214.7	242.8
304	29.7	37.1	2.4	13.7	82.9
305	69.6	107.4	147.9	3041.8	3366.7
306	95.7	114.7	69.2	416.9	696.7
307	14.6	39.1	98.0	412.3	564.0
308	32.7	79.7	287.7	896.4	1296.4
309	39.5	46.3	72.8	802.5	961.1
310	14.8	53.2	197.0	906.2	1171.2
311	16.7	36.6	154.9	1049.6	1257.9
312	39.2	59.4	134.5	658.5	891.7
313	13.2	55.4	89.6	864.0	1022.3
314	21.8	29.3	21.8	396.6	469.5
315	32.3	76.4	124.1	1808.6	2041.4
316	24.0	74.9	285.3	1286.1	1670.3
317	69.0	97.6	22.6	137.1	326.2
318	73.9	91.6	65.4	730.2	961.1
319	47.8	86.1	148.2	1869.5	2151.7
320	19.5	42.5	61.0	1192.4	1315.4
321	22.7	56.3	108.3	787.1	974.4
322	17.4	32.2	118.4	1044.0	1211.9
323	38.6	65.4	84.4	856.1	1044.5
324	67.8	90.1	52.8	230.9	441.5
325	13.4	51.2	163.4	1680.4	1908.4
401	421.0	211.7	7.1	51.0	690.7
402	76.7	41.2	2.8	20.4	141.1
403	58.9	54.1	7.1	54.5	174.7
404	66.5	92.2	122.4	2582.2	2863.2
405	14.2	28.8	46.4	512.3	601.5
406	16.8	61.2	102.9	1711.3	1892.1

BEZCODE	NH3IND	NH3HH	NH3NAT	NHLWGES	NH3SUM
407	69.8	95.8	43.4	815.6	1024.6
408	33.6	60.4	104.6	1897.8	2096.4
409	40.5	52.5	67.1	1283.2	1443.4
410	94.5	115.6	95.9	792.6	1098.6
411	28.1	59.1	84.7	1311.1	1483.0
412	35.9	57.1	93.1	1777.2	1963.3
413	24.0	58.2	83.0	1640.4	1805.6
414	27.0	58.1	87.1	1705.8	1878.1
415	21.0	56.0	74.0	1172.6	1323.6
416	15.9	64.5	76.1	1316.6	1473.1
417	106.5	120.7	89.2	2000.0	2316.4
418	39.1	57.1	91.2	1230.2	1417.6
501	86.2	147.6	3.2	59.9	296.9
502	41.9	47.4	28.1	420.7	538.2
503	49.9	104.5	56.4	1759.9	1970.8
504	32.6	71.4	89.8	632.5	826.3
505	6.4	21.3	66.3	304.9	398.9
506	31.2	76.0	114.5	909.4	1131.1
601	200.2	257.5	6.0	69.7	533.3
602	85.2	75.5	24.4	324.1	509.2
603	29.0	63.0	52.9	1065.1	1209.9
604	25.7	68.8	98.6	1815.5	2008.6
605	14.4	23.6	35.7	432.2	505.9
606	48.7	112.6	71.4	1215.4	1448.1
607	26.7	68.6	110.9	1671.2	1877.4
608	47.0	55.7	46.6	617.1	766.4
609	21.6	31.9	25.2	404.1	482.8
610	27.2	74.0	80.3	1286.3	1467.7
611	62.6	85.2	21.7	344.7	514.2
612	44.0	85.0	86.0	1029.1	1244.1
613	39.6	49.1	21.2	296.7	406.5
614	11.5	34.3	63.7	731.0	840.5
615	9.0	27.2	50.0	697.7	783.9
616	30.2	59.1	33.2	591.7	714.1
617	47.6	85.2	87.0	1357.1	1576.9
701	48.3	124.2	8.1	39.1	219.7
702	15.5	44.8	54.9	356.8	472.1
703	72.8	132.7	73.2	824.3	1102.9
704	21.8	52.7	60.0	790.5	924.9
705	46.7	81.5	51.4	939.8	1119.3
706	11.1	39.8	79.4	265.3	395.6
707	18.6	50.3	97.0	468.5	634.4
708	18.6	29.0	32.7	164.5	244.7
709	44.6	66.3	68.0	808.7	987.6
801	39.1	56.2	60.4	222.5	378.3
802	88.5	111.5	47.5	810.0	1057.5
803	86.3	72.7	8.8	121.1	288.9
804	67.9	82.6	15.2	273.2	438.8
901	48.7	20.7	.	.	69.4
902	35.9	101.5	.	.	137.4
903	64.9	91.1	.	.	156.0
904	23.3	33.7	.	.	57.0

BEZCODE	NH3IND	NH3HH	NH3NAT	NHLWGES	NH3SUM
905	31.7	55.5	.	.	87.2
906	26.5	30.5	.	.	56.9
907	41.3	31.2	.	.	72.5
908	13.4	26.2	.	.	39.7
909	19.8	48.0	.	.	67.8
910	93.2	155.7	.	.	249.0
911	59.3	69.7	.	525.0	654.0
912	70.2	84.1	.	.	154.3
913	9.4	58.6	.	.	68.0
914	65.6	83.6	.	.	149.2
915	37.3	74.2	.	.	111.5
916	41.7	93.8	.	.	135.5
917	28.6	52.2	.	.	80.8
918	15.5	55.6	.	.	71.2
919	36.4	71.5	.	.	107.9
920	33.5	78.0	.	.	111.6
921	77.3	122.8	10.0	263.2	473.3
922	46.8	105.7	11.3	263.2	427.0
923	108.7	77.3	.	.	186.0

Anhang II

Tabellen der Emissionen aus der Landwirtschaft nach Bezirken

Hauptabteilung Umweltplanung



F O R S C H U N G S Z E N T R U M S E I B E R S D O R F

Ammoniakemissionsinventur 1990, Emissionen (t NH₃/Bezirk und Jahr) aus dem Sektor Landwirtschaft, aufgegliedert nach

1. NHEH Emissionen aus Handelsdünger
2. NHEW Emissionen aus Weidehaltung (Alm- und Talweide)
3. NHES Emissionen aus Wirtschaftsdünger

NHLWGES Summe 1 + 2 + 3

*
*Ammoniakemissionsinventur 1990
Bezirkssummen der Emissionen (t NH3/Jahr)*
*

BEZCODE	NHEH	NHEW	NHES	NHLWGES
101	7.5	0.3	2.4	10.2
102	3.8	0.4	0.7	4.9
103	90.0	17.0	76.4	183.4
104	85.2	58.3	244.6	388.1
105	49.4	39.8	197.0	286.1
106	44.6	13.8	186.6	245.0
107	350.9	26.0	108.4	485.3
108	111.8	40.8	241.4	394.0
109	100.2	107.6	342.0	549.8
201	23.3	16.2	62.1	101.5
202	7.1	18.0	61.5	86.7
203	21.0	83.5	174.1	278.6
204	76.6	118.0	430.7	625.2
205	96.4	217.2	666.1	979.7
206	48.0	309.6	501.7	859.3
207	45.8	136.2	392.5	574.5
208	95.1	130.5	517.5	743.1
209	55.2	211.2	694.3	960.7
210	23.9	102.1	280.2	406.2
301	12.3	0.6	3.8	16.7
302	38.2	1.4	136.1	175.7
303	11.4	58.1	145.1	214.7
304	4.6	1.0	8.1	13.7
305	161.5	576.0	2304.3	3041.8
306	156.6	62.4	197.9	416.9
307	228.8	2.9	180.7	412.3
308	651.0	3.4	242.0	896.4
309	126.2	172.5	503.8	802.5
310	469.1	4.2	432.9	906.2
311	291.9	14.8	742.9	1049.6
312	279.2	5.7	373.6	658.5
313	210.8	152.3	500.9	864.0
314	47.9	97.7	251.0	396.6
315	177.2	375.6	1255.7	1808.6
316	589.4	4.4	692.3	1286.1
317	60.0	17.5	59.5	137.1
318	60.8	169.7	499.7	730.2
319	309.6	300.2	1259.8	1869.5
320	80.3	305.5	806.5	1192.4
321	236.0	7.7	543.4	787.1
322	192.1	21.7	830.2	1044.0
323	96.3	186.1	573.6	856.1
324	119.0	20.0	91.9	230.9
325	221.7	338.0	1120.7	1680.4
401	24.5	5.1	21.5	51.0
402	9.2	1.4	9.7	20.4
403	19.1	0.4	35.1	54.5
404	164.0	232.9	2185.3	2582.2
405	116.1	81.9	314.3	512.3
406	174.1	385.3	1151.9	1711.3

BEZCODE	NHEH	NHEW	NHES	NHLWGES
407	92.8	147.9	574.9	815.6
408	129.2	37.7	1730.9	1897.8
409	141.8	198.6	942.9	1283.2
410	305.4	3.9	483.3	792.6
411	158.6	198.9	953.6	1311.1
412	193.6	292.5	1291.0	1777.2
413	156.3	273.1	1211.0	1640.4
414	100.1	39.1	1566.7	1705.8
415	191.6	195.4	785.6	1172.6
416	156.1	286.5	874.0	1316.6
417	139.4	298.7	1561.9	2000.0
418	207.7	7.6	1014.9	1230.2
501	3.5	15.8	40.6	59.9
502	15.3	111.2	294.3	420.7
503	35.1	353.7	1371.2	1759.9
504	26.6	217.6	388.3	632.5
505	9.0	114.2	181.7	304.9
506	34.4	315.4	559.6	909.4
601	12.5	13.0	44.1	69.7
602	34.4	83.6	206.0	324.1
603	99.8	206.2	759.2	1065.1
604	207.7	176.2	1431.5	1815.5
605	83.4	39.8	309.0	432.2
606	135.1	248.7	831.5	1215.4
607	114.3	321.8	1235.1	1671.2
608	41.3	141.2	434.6	617.1
609	30.6	99.3	274.3	404.1
610	189.5	123.1	973.6	1286.3
611	29.1	91.3	224.3	344.7
612	102.9	299.2	626.9	1029.1
613	30.8	77.1	188.8	296.7
614	45.5	188.6	496.9	731.0
615	94.3	6.1	597.4	697.7
616	41.7	135.9	414.1	591.7
617	122.8	273.4	960.9	1357.1
701	0.8	13.4	24.8	39.1
702	9.4	96.8	250.6	356.8
703	9.3	198.4	616.6	824.3
704	16.3	218.4	555.8	790.5
705	4.8	249.4	685.5	939.8
706	11.9	97.9	155.4	265.3
707	11.3	142.9	314.4	468.5
708	11.4	50.0	103.1	164.5
709	0.7	223.0	585.0	808.7
801	19.1	108.3	95.0	222.5
802	18.7	214.1	577.1	810.0
803	4.0	37.5	79.6	121.1
804	6.3	66.7	200.2	273.2
900	117.5	9.9	24.0	151.4
Summe	10428.2	12612.2	52756.1	75796.4

Anhang III

Tabellen der Emissionsdichten aus der Landwirtschaft nach Bezirken

Hauptabteilung Umweltplanung



F O R S C H U N G S Z E N T R U M S E I B E R S D O R F

**Dichten der Ammoniakemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft
(kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr), in den einzelnen Bezirken,
aufgegliedert nach**

1. NHEFL Emissionen aus Handelsdünger
2. NHEWFL Emissionen aus Weidehaltung (nur Talweiden)
3. NHESFL Emissionen aus Wirtschaftsdünger

*
*

Ammoniakemissionsinventur 1990
Emissionsdichten (kg NH₃/ha lw. Nutzfl. u. Jahr)

*
*

BEZCODE	NHEHFL	NHEWFL	NHESFL
101	4.4	0.2	1.4
102	6.0	0.6	1.2
103	4.8	0.9	4.1
104	4.1	2.8	11.7
105	4.0	3.2	16.1
106	4.3	1.3	18.0
107	5.1	0.4	1.6
108	3.9	1.4	8.4
109	3.4	3.7	11.6
201	4.9	3.1	12.9
202	2.6	6.3	22.0
203	1.7	5.6	14.3
204	3.5	5.4	19.9
205	2.5	5.3	17.0
206	1.7	7.8	17.4
207	2.3	6.5	19.7
208	3.6	4.8	19.4
209	1.8	6.7	22.9
210	1.8	7.0	21.2
301	8.3	0.4	2.6
302	6.4	0.2	22.8
303	1.7	8.8	22.0
304	6.1	1.3	10.6
305	2.4	8.5	34.2
306	5.9	2.4	7.5
307	7.4	0.1	5.8
308	7.1	0.0	2.6
309	4.0	5.4	15.9
310	6.8	0.1	6.3
311	5.9	0.3	15.0
312	6.7	0.1	9.0
313	5.2	3.8	12.4
314	2.9	5.8	15.4
315	3.5	7.5	25.0
316	6.4	0.0	7.6
317	6.7	2.0	6.7
318	2.3	6.3	19.0
319	5.2	5.0	21.1
320	2.3	8.8	23.6
321	6.5	0.2	15.1
322	4.6	0.5	20.1
323	3.1	5.9	18.2
324	6.9	1.2	5.3
325	3.5	5.3	17.5
401	7.6	1.6	6.7
402	9.2	1.4	9.6
403	8.2	0.2	15.2
404	2.8	4.0	37.6
405	6.7	4.7	18.2
406	3.5	7.7	23.1

BEZCODE	NHEHFL	NHEWFL	NHESFL
407	4.3	6.8	26.9
408	3.0	0.9	39.9
409	4.4	6.0	29.0
410	10.0	0.1	15.8
411	4.7	5.9	28.1
412	4.8	7.3	32.2
413	3.5	6.1	26.9
414	2.5	1.0	39.9
415	5.4	5.4	22.0
416	4.3	7.9	24.0
417	3.0	6.3	33.2
418	6.8	0.2	33.2
501	1.7	7.5	19.8
502	1.1	7.1	20.4
503	0.9	8.9	35.0
504	1.0	6.2	14.3
505	0.7	5.7	13.5
506	1.1	7.9	17.9
601	4.5	4.5	15.8
602	2.6	5.8	15.7
603	3.6	7.4	27.5
604	5.4	4.6	37.1
605	6.6	3.2	24.6
606	3.8	6.8	23.2
607	2.6	7.4	28.3
608	1.9	6.0	19.9
609	2.6	7.8	23.3
610	5.6	3.6	28.9
611	2.6	7.6	20.3
612	2.8	7.0	17.3
613	2.6	6.1	16.2
614	1.6	5.9	17.7
615	5.2	0.3	33.2
616	2.2	7.0	21.8
617	3.1	6.8	24.3
701	0.8	9.6	23.7
702	1.0	7.7	25.6
703	0.4	8.5	29.5
704	0.7	9.1	25.1
705	0.2	11.3	32.4
706	1.2	6.4	15.7
707	0.7	6.7	20.1
708	1.6	5.2	14.5
709	0.1	14.0	41.2
801	1.9	6.5	9.2
802	0.9	9.4	28.0
803	1.2	9.9	23.4
804	1.0	9.8	31.8
900	14.7	1.2	3.0

Mittelwerte

3.9

4.9

19.4