

**Gesellschaftliche Stickstoffflüsse des
österreichischen Landwirtschaftssektors
1950-1995**
Eine humanökologische Untersuchung

Veronika Gaube

April 2002

ISSN 1726-3816

DANKSAGUNG

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Insbesondere bedanke ich mich bei Prof. Dr. Helmut Haberl von der Abteilung Soziale Ökologie des Institutes für Interdisziplinäre Forschung und Fortbildung (IFF) in Wien für seine inhaltliche Betreuung, Unterstützung und umsichtigen Korrekturen.

Weiters gilt mein Dank Mag. Karl Heinz Erb und Dr. Fridolin Krausmann für die zur Verfügung gestellten Daten und ihre wertvollen Ratschläge und hilfreichen Tipps, die in vielen Phasen dieser Arbeit besonders wichtig waren.

Auch Ekkehard Darge, der mir sämtliche Unterlagen und Vorarbeiten, die im Zuge seiner Diplomarbeit entstanden, zur Verfügung stellte, möchte ich für seinen Beitrag danken.

Zudem kommt mein Dank Prof. Dr. Rudolf Maier zu, der mir sehr großen Freiraum in der Gestaltung meiner Arbeit gewährte. Herzlicher Dank sei auch Dipl.-Ing. Karl Scheidenberger gesagt für seine aufmerksame Korrekturlesearbeit.

Besonderer Dank gilt vor allem Reinhard, der mir nicht nur bei computertechnischen Fragen half, sondern die längste Zeit meines Studiums zur Seite stand.

Schließlich möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken, die mir das Studium überhaupt ermöglichten und mich darüber hinaus in jeder Phase unterstützten und stets in meinen Entscheidungen bekräftigten. Aus diesem Grund möchte ich ihnen diese Arbeit widmen.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	11
1.1	Problemstellung	11
1.1.1	Historische Entwicklung der Landwirtschaft	12
1.1.2	Heutige Situation der Landwirtschaft	13
1.2	Ziele der Arbeit	14
1.3	Aufbau der Arbeit	15
2	STICKSTOFF	17
2.1	Stickstoffkreislauf	17
2.1.1	Mikrobiologische N ₂ -Fixierung	18
2.1.2	Deposition	19
2.1.3	Mineralisation und Immobilisierung	20
2.1.4	Denitrifikation und gasförmige Verluste an NH ₃	21
2.1.5	Auswaschung	22
2.1.6	An Tonmineralen fixiertes NH ₄ ⁺	23
2.1.7	Direkt verfügbarer Stickstoff	23
3	METHODIK UND DATENGRUNDLAGE	28
3.1	Modellgrundlagen	28
3.1.1	Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft	28
3.1.2	Gesellschaftlicher Metabolismus und Kolonisierung der Natur	31
3.1.3	Gesellschaftliches Stickstoffflussmodell für die Landwirtschaft	34
3.2	Gebietsgrundlagen	38
3.3	Datengrundlagen für die Nährstoffbilanzrechnung	39
3.3.1	Bodennutzungsdaten	40
3.3.2	Erntedaten	41
3.3.3	Viehbestandszahlen	43
3.4	Berechnung der Stickstoffflüsse	44

3.4.1	Input aus der übrigen Gesellschaft	45
3.4.2	Input aus der Naturkolonie	51
3.4.3	Output in die Naturkolonie	52
3.4.4	Output ins übrige Gesellschaftssystem	54
3.4.5	Input aus der Natur in die Naturkolonie	56
3.4.6	Output in die Natur	59
3.4.7	Stocks	62
3.5	Regionalisierung	64
4	ERGEBNISSE	66
4.1	Einzelergebnisse der Stickstoffflüsse	66
4.1.1	Input aus der übrigen Gesellschaft	66
4.1.2	Input aus der Naturkolonie	69
4.1.3	Output in die Naturkolonie	71
4.1.4	Output ins übrige Gesellschaftssystem	76
4.1.5	Input aus der Natur in die Naturkolonie	78
4.1.6	Output in die Natur	80
4.1.7	Stocks	83
4.2	Gesamtergebnis der Stickstoffflüsse	85
4.2.1	Gesellschaftliche Inputs und Outputs	85
4.2.2	Stocks	87
4.2.3	Gesellschaftlich beeinflusste Inputs und Outputs	87
4.3	Veränderungen einiger Input/Output-Relationen	89
4.4	Vergleich mit Stickstoffbilanzen aus der Literatur	91
4.5	Regionalisierung	92
5	DISKUSSION	99
5.1	Fehlerabschätzung	99
5.2	Diskussion wichtiger Stickstoffflüsse	100
5.2.1	Input aus der Natur in die Naturkolonie	101

5.2.2	Mineraldünger	101
5.2.3	Futtermittel	103
5.2.4	Output in die Natur	104
5.3	Veränderungen der Input/Output-Relationen	106
5.4	Diskussion des verwendeten Modells	108
5.5	Vergleich mit Stickstoffbilanzen aus der Literatur	111
5.6	Regionalisierung	112
6	ZUSAMMENFASSUNG	114
7	LITERATUR	116

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: STICKSTOFFMENGEN IN VERSCHIEDENEN UMWELTKOMPARTIMENTEN, NACH DELWICHE (1981)	17
TABELLE 2: BILANZ EINES NEUNJÄHRIGEN LYSIMETERVERSUCHES MIT LANDWIRTSCHAFTLICHEN KULTURPFLANZEN AUF EINEM LEHMBODEN	25
TABELLE 3: ERFASSUNGSGRÖßEN EINER FLÄCHENBILANZ	29
TABELLE 4: ERFASSUNGSGRÖßEN EINER HOFTORBILANZ	30
TABELLE 5: ERFASSUNGSGRÖßEN DER STALLBILANZ	31
TABELLE 6: FLÄCHENVERTEILUNG ÖSTERREICHS NACH NUTZUNG VON 1950- 1995	41
TABELLE 7: ERNTE IN T FRISCHGEWICHT DER WICHTIGSTEN PFLANZLICHEN PRODUKTE ÖSTERREICHS VON 1950-1995	42
TABELLE 8: VERÄNDERUNG DER VIEHANZAHL ÖSTERREICHS VON 1950-1995 IN 1.000 STÜCK	43
TABELLE 9: REINSTICKSTOFFMENGEN IN T (5JM)	45
TABELLE 10: EMPFOHLENE STICKSTOFFDÜNGUNG IN KG N/HA*A BEI MITTLERER ERTRAGSLAGE	46
TABELLE 11: KLÄRSCHLAMM IN T TROCKENSUBSTANZ PRO JAHR	49
TABELLE 12: SAATGUT IN T DER WICHTIGSTEN FELDFRÜCHTE	50
TABELLE 13: VERWENDETE STICKSTOFFGEHALTSZAHLEN VERSCHIEDENER FELDFRÜCHTE	51
TABELLE 14: VERWENDETE STICKSTOFFGEHALTSZAHLEN FÜR WEIDEN UND ALMEN	52
TABELLE 15: VERÄNDERUNG DER DUNG-GROßVIEHEINHEITEN VON 1950 BIS 1995	53
TABELLE 16: WERTE FÜR NICHT-SYMBIONTISCHE STICKSTOFFFIXIERUNG	56
TABELLE 17: WERTE FÜR SYMBIONTISCHE STICKSTOFFFIXIERUNG VERSCHIEDENER LEGUMINOSEN	57
TABELLE 18: DENITRIFIKATIONSVERLUSTE NACH BRAUN ET AL., 1994	59
TABELLE 19: QUELLEN DER AMMONIAKAUSGASUNG IN DER LANDWIRTSCHAFT	60
TABELLE 20: STICKSTOFFAUSWASCHUNG UNTER ACKERLAND IN KG/HA	61

TABELLE 21: ANNAHMEN FÜR STICKSTOFFAUSTRAG DURCH NATÜRLICHE UND ANTHROPOGENE BODENEROSION (PRASUHN UND BRAUN, 1994)	62
TABELLE 22: ANNAHMEN FÜR ABSCHWEMMUNG VON STICKSTOFF (PRASUHN UND BRAUN, 1994)	62
TABELLE 23: VERWEILDAUER VON STROH IN MONATEN	63
TABELLE 24: PROZENTUELLE ANTEILE DER EINZELFLÜSSE AM INPUT AUS DER ÜBRIGEN GESELLSCHAFT	67
TABELLE 25: VERGLEICH STICKSTOFFVERBRAUCH LAUT STATISTIKEN UND ERRECHNET NACH DÜNGEEMPFEHLUNGEN	67
TABELLE 26: STICKSTOFF-INPUT IN FORM VON FUTTERMITTELN	68
TABELLE 27: STICKSTOFFANFALL IN LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEM KLÄRSCHLAMM IN T	69
TABELLE 28: STICKSTOFF IM SAATGUT IN T	69
TABELLE 29: PROZENTUELLE ANTEILE DER EINZELFLÜSSE AM INPUT AUS DER NATURKOLONIE	70
TABELLE 30: STICKSTOFF IM ERNTEGUT IN T	71
TABELLE 31: STICKSTOFFFRACHT DURCH WEIDE IN T	71
TABELLE 32: PROZENTUELLE ANTEILE DER EINZELFLÜSSE AM OUTPUT IN DIE NATURKOLONIE	72
TABELLE 33: VOM GESELLSCHAFTSSYSTEM IN DIE NATURKOLONIE TRANSPORTIERTER REINSTICKSTOFF IN FORM VON MINERALDÜNGER NACH ABZUG DER VERLUSTE IN DIE ATMOSPHÄRE	74
TABELLE 34: FELDFALLENDER STICKSTOFF IN FORM VON WIRTSCHAFTSDÜNGER IN T	74
TABELLE 35: EFFEKTIV WIRKSAMER STICKSTOFF IM KLÄRSCHLAMM	75
TABELLE 36: STICKSTOFF IM SAATGUT IN T	75
TABELLE 37: PROZENTUELLE ANTEILE DER EINZELFLÜSSE AM OUTPUT IN DIE ÜBRIGE GESELLSCHAFT	77
TABELLE 38: STICKSTOFF IN PFLANZLICHEN PRODUKTEN IN T	77
TABELLE 39: STICKSTOFF IN TIERISCHEN PRODUKTEN IN T	77
TABELLE 40: PROZENTUELLE ANTEILE DER EINZELFLÜSSE AM INPUT AUS DER NATUR	78
TABELLE 41: ASYMBIONTISCHE UND SYMBIONTISCHE FIXIERUNG	79
TABELLE 42: STICKSTOFFEINTRAG MITTELS DEPOSITION IN T	80

TABELLE 43: PROZENTUELLE ANTEILE DER EINZELFLÜSSE AM OUTPUT IN DIE NATUR	81
TABELLE 44: STICKSTOFFVERLUST DURCH DENITRIFIKATION IN T	81
TABELLE 45: STICKSTOFFAUSTRAG MITTELS AMMONIAKAUSGASUNG IN T	82
TABELLE 46: STICKSTOFFVERLUST DURCH AUSWASCHUNG IN T	82
TABELLE 47: STICKSTOFFVERLUST DURCH EROSION IN T	83
TABELLE 48: STICKSTOFFVERLUST DURCH OBERFLÄCHENABSCHWEMMUNG IN T	83
TABELLE 49: PROZENTUELLE ANTEILE DER EINZELPOSTEN AM BESTAND	84
TABELLE 50: ZUSAMMENFASSUNG ALLER BERECHNETEN STICKSTOFFFLÜSSE IN 1.000 T STICKSTOFF	89
TABELLE 51: VERÄNDERUNG EINIGER INPUT/OUTPUT-RELATIONEN	90
TABELLE 52: STICKSTOFFBILANZEN VERSCHIEDENER NATIONEN WESTEUROPAS (ISERMANN ET AL., 1988) IM VERGLEICH MIT DEN ERGEBNISSEN DIESER ARBEIT (ANGABEN IN KG STICKSTOFF/HA*A)	92

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: STICKSTOFFKREISLAUF DER NATUR	18
ABBILDUNG 2: ERWEITERTER METABOLISMUS (FISCHER-KOWALSKI ET AL., 1997)	32
ABBILDUNG 3: KOLONISIERUNG NATÜRLICHER SYSTEME (FISCHER-KOWALSKI ET AL., 1997)	33
ABBILDUNG 4: STICKSTOFFFLUSSMODELL FÜR DEN SEKTOR LANDWIRTSCHAFT	35
ABBILDUNG 5: VERÄNDERUNG DER FLÄCHENNUTZUNG IM VERLAUF DER ZEIT	41
ABBILDUNG 6: VERÄNDERUNG DER ERNTEMENGEN EINIGER PFLANZLICHER PRODUKTE VON 1950-1995	43
ABBILDUNG 7: VERÄNDERUNG DER STÜCKANZAHL DER WICHTIGSTEN LANDWIRTSCHAFTLICHEN NUTZTIERE	44
ABBILDUNG 8: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DES INPUTS AUS DER ÜBRIGEN GESELLSCHAFT	66
ABBILDUNG 9: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DES INPUTS AUS DER NATURKOLONIE	70
ABBILDUNG 10: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DES OUTPUTS IN DIE NATURKOLONIE	72
ABBILDUNG 11: VERGLEICH DER PROZENTUELLEN VERTEILUNG DER STICKSTOFFFRACHTEN VON DER GESELLSCHAFT AUF DIE NATURKOLONIE	73
ABBILDUNG 12: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DES OUTPUTS IN DAS ÜBRIGE GESELLSCHAFTSSYSTEM	76
ABBILDUNG 13: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DES INPUTS AUS DER NATUR	78
ABBILDUNG 14: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DES OUTPUTS IN DIE NATUR	80
ABBILDUNG 15: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER STICKSTOFFLAGER	84
ABBILDUNG 16: ZUSAMMENFASSUNG DER STICKSTOFFSTOCKS UND -FLÜSSE IN UND AUS DEM GESELLSCHAFTLICHEN SUBSYSTEM VON 1950-1995	85
ABBILDUNG 17: VERGLEICH DER STOCKS, INPUT- UND OUTPUTSTRÖME DER ÖSTERREICHISCHEN LANDWIRTSCHAFT 1950-1995 IN 1.000 T	86

ABBILDUNG 18: ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER „NATÜRLICHEN“ STICKSTOFFFLÜSSE	88
ABBILDUNG 19: RELATION VON SOZIOÖKONOMISCHEN INPUT ZU OUTPUT IN 1.000 T STICKSTOFF	90
ABBILDUNG 20: VERHÄLTNIS DES STICKSTOFFEINTRAGES DURCH DIE GESELLSCHAFT ZUM EINTRAG AUS DER NATUR IN 1.000 T STICKSTOFF	91
ABBILDUNG 21: ASYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1960: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	94
ABBILDUNG 22: ASYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1995: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	94
ABBILDUNG 23: SYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1960: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	95
ABBILDUNG 24: SYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1995: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	95
ABBILDUNG 25: ERNTE 1960: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	96
ABBILDUNG 26: ERNTE 1995: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	96
ABBILDUNG 27: MINERALDÜNGER 1960: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	97
ABBILDUNG 28: MINERALDÜNGER 1995: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	97
ABBILDUNG 29: WIRTSCHAFTSDÜNGER 1960: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	98
ABBILDUNG 30: WIRTSCHAFTSDÜNGER 1995: STICKSTOFF IN KG PRO HA GEMEINDEFLÄCHE	98

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die Beziehung zwischen Gesellschaft und Natur kann als Austauschprozess zwischen natürlichen und gesellschaftlichen Systemen verstanden werden, die jeweils eine hohe innere Komplexität aufweisen (HABERL und WEISZ, 1997).

Prozesse zwischen Gesellschaft und Natur bilden die Grundlage für die vorliegende Arbeit, in der es darum geht, gesellschaftliche Aktivitäten, die zu globalen und lokalen Umweltveränderungen führen, zu analysieren. Zu gesellschaftlichen Aktivitäten gehört es auch, entscheidende Parameter eines natürlichen Ökosystems so umzugestalten, dass sie für die Gesellschaft besser nutzbar sind, so wie es in der Landwirtschaft der Fall ist. Ziel dieser Arbeit ist es weniger, die Veränderung des Naturzustandes zu dokumentieren, sondern in erster Linie geht es darum, gesellschaftliche Aktivitäten zu identifizieren und zu analysieren, in welcher Weise die Gesellschaft beispielsweise in biogeochemische Kreisläufe eingreift. Einen bedeutenden biogeochemischen Kreislauf stellt der Stickstoffkreislauf dar, der unter anderem durch landwirtschaftliche Tätigkeiten des Menschen wesentlich beeinflusst wird. Dieser bildet auch das Kernstück der vorliegenden Arbeit, in der gesellschaftliche und gesellschaftlich beeinflusste Stickstoffflüsse der österreichischen Landwirtschaft ausgewiesen und berechnet werden.

Bevor jedoch in den folgenden Kapiteln das angewendete Modell vorgestellt und die Berechnung der Stickstoffflüsse beschrieben wird, erscheint es sinnvoll, an dieser Stelle kurz auf landwirtschaftliche Entwicklungen in Österreich einzugehen.

Die Entwicklung der Landwirtschaft Österreichs in den letzten 30-40 Jahren ging in Richtung Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion (Steigerung der pflanzlichen und tierischen Produktion bei immer kleiner werdender Produktionsfläche) und Spezialisierung auf einzelne Wirtschaftszweige (Ackerbau- und Tierhaltungsbetriebe). Durch in die Landwirtschaft importierte Bewirtschaftungsmittel, wie Mineraldünger, Futtermittel u.a., kam es zu einem Aufbrechen der innerbetrieblichen Nährstoffkreisläufe, es wurden zwar zunehmend höhere Erträge erzielt, jedoch auf Kosten der Betriebsautonomie und der Umwelt.

Weiters wirkte sich auch vor allem die Trennung von Tier- und Pflanzenproduktion ungünstig auf die Kreislaufführung der anfallenden Wirtschaftsdünger aus. In Viehhaltungsbetrieben (v.a. im Westen Österreichs) kam es häufig zur Überfrachtung stallnaher Flächen mit Gülle und Jauche, Ackerbaubetriebe (v.a. im Osten Österreichs) wurden dagegen vermehrt von Handelsdüngerzukaufen abhängig. Das Problem der Stickstoffversorgung landwirtschaftlicher Systeme spielt jedoch nicht erst seit 50 Jahren eine Rolle, sondern stellte schon früher eine Herausforderung für die Gesellschaft dar.

1.1.1 Historische Entwicklung der Landwirtschaft

Pflanzen brauchen Stickstoff zum Wachsen, dieser ist jedoch für Pflanzen nicht direkt verfügbar und kann erst durch die Umwandlung stickstofffixierender Organismen in mineralische Verbindungen über die Pflanzenwurzel aufgenommen werden. Stickstoff ist daher knapp und stellte die historische Landwirtschaft vor besondere Probleme. Steigende Bevölkerungszahlen und wachsende Industrieproduktion führten zu Ernährungsengpässen und erforderten eine Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion im Wesentlichen durch Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzfläche, Verminderung der Brachfläche, Anbau neuer Pflanzen und Entwicklung neuer Fütterungstechniken.

Im 19. Jahrhundert führte unter anderen die Ausbildung der Natur- und Agrarwissenschaften zu neuen Technologien und einem zunehmenden Wissen über die Regelmechanismen in Ökosystemen, welche die gezielte Beeinflussung der verschiedenen Parameter der ökosystemaren Selbstregulierung durch menschliche Planung und gezielte gesellschaftliche Interventionsstrategien ermöglichten. Die weitgehend geschlossenen Nährstoffkreisläufe der bis dahin vorherrschenden Wirtschaftsform der Dreifelderwirtschaft, die in vielen verschiedenen Formen betrieben wurde, wurden durch zunehmende kolonisierende Eingriffe auf der Inputseite, die zu einer Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und der Produktion an landwirtschaftlichen Erzeugnissen führten, aufgebrochen.

Die Nährstoffzufuhr erfolgte bis ins 20. Jahrhundert hinein fast ausschließlich durch Stallmist, der wichtigsten Form des Wirtschaftsdüngers. Getreidebau und Viehwirtschaft waren im Gegensatz zur modernen Landwirtschaft immer miteinander gekoppelt. Das Verhältnis von Ackerland, Grünland und Viehbestand differierte je nach ökonomischen und naturräumlichen Rahmenbedingungen einer Region.

Der traditionelle Landbau setzte auf verschiedene Strategien, um die Fruchtbarkeit von Acker- und Weideland zu erhalten. Neben dem Einsatz von stickstofffixierenden Leguminosen in der Fruchtfolge, als Zwischenfrucht oder zum Unterpflügen (Gründüngung), wurde pflanzliche Biomasse direkt oder indirekt in Form von tierischen oder menschlichen Ausscheidungen auf die Felder rückgeführt.

Neben den unterschiedlichen Arten von Stallmist mit jeweils unterschiedlichen Gehalten an Stickstoff waren schon seit der Antike eine Reihe anderer Düngemittel bekannt. Die wichtigsten davon waren Haushaltsabfälle, Komposterden, Abfälle von landwirtschaftlichen Gewerben, Asche, Mergel, Kalk und Gips. Die zunehmende Industrialisierung erforderte eine zunehmende marktwirtschaftliche Orientierung der bis dahin subsistenzwirtschaftlich ausgerichteten Dreifelderwirtschaft. Eine Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion lag nun im Interesse der Politik des 19. Jahrhunderts. Durch die Einführung der Fruchtwechselwirtschaft kam es zu höheren Erträgen, die ein bestimmtes Ertragsniveau jedoch nicht überschritten. Erst die Entwicklung der Mineralstofftheorie nach Liebig und Sprengel führte zu einem Aufbrechen der innerbetrieblichen Nährstoffkreisläufe auf der Inputseite und der Verkauf der landwirtschaftlichen Produkte zu einem auf der Outputseite (KRAUSMANN, 1998).

1.1.2 Heutige Situation der Landwirtschaft

In der heutigen konventionellen Landwirtschaft werden durch Zufuhr von Handelsdüngern, oft zusätzlich zur organischen Düngung, vor allem die Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium in das landwirtschaftliche System eingebracht. Diese Düngepraxis nahm in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts ihren Ausgang. Bei Stickstoff brachten die Stickstoffsynthese nach Frank-Caro (Herstellung von Kalkstickstoff), Haber-Bosch (Herstellung von Ammoniak) und die Ammoniakverbrennung zu Nitrat Anfang des 20. Jahrhunderts die entscheidende Wende (KÖSTER et al., 1988). Mit den nunmehr in großem Ausmaß zur Verfügung stehenden Mineraldüngern konnte in kurzer Zeit nicht nur eine Optimierung der Mineralstoffernährung von Pflanzen und somit höhere Erträge bewirkt werden, sondern darüber hinaus auch natürlich nährstoffarme oder in Folge menschlicher Nutzung verarmte Standorte in Kultur genommen werden.

Die durch hohe oder zeitlich falsche Düngergaben resultierenden Nährstoffüberschüsse, welche nicht mit den Ernteprodukten vom Feld abgeführt

werden, gelangen über verschiedene Verlustwege in angrenzende Ökosysteme (Hydro-, Pedo- und Atmosphäre).

Diese Eintragspfade in andere Ökosysteme sind bei Stickstoff vor allem Nitratauswaschung ins Grundwasser sowie Ammoniakabgasung und Lachgasemissionen in die Luft.

Parallel dazu wurden im Zuge des wirtschaftlichen Aufschwungs nach dem zweiten Weltkrieg in ganz Europa mit der Nutzung fossiler Energieträger zunehmend größere Mengen an Stickstoff aus den unterirdischen Lagerstätten freigesetzt, die sich für die aktuell zu beobachtenden hohen Stickstoffeinträge in die Ökosysteme verantwortlich zeichnen. Zusätzlich haben die bei Verbrennungsprozessen in Verkehr, Industrie, Kraftwerken und Haushalt entstehenden Stickoxide, die bei jedem Verbrennungsprozess durch die Umsetzung von Luftstickstoff entstehen, gravierende Auswirkungen auf den Stickstoffkreislauf.

Durch diese „neuartigen“ Emissionen von Stickstoff, aber auch von Phosphor, Kalium und Kohlenstoff aus der Landwirtschaft, entstehen grenzüberschreitende Umweltbeeinträchtigungen, wie Hypertrophierung und Versauerung der naturnahen Ökosysteme, Klimaveränderungen sowie eine Gefährdung der Biosphäre.

Zur ursachenorientierten und hinreichenden Beseitigung dieser Missstände ist eine zirka 80 prozentige Minderung der Emissionen der reaktiven Verbindungen von Stickstoff, und auch Phosphor und Kohlenstoff erforderlich (ISERMANN, 1994).

Es gilt, die Funktionsfähigkeit der Agrarökosysteme als Existenzgrundlage der Weltbevölkerung unter allen Umständen nachhaltig zu wahren. Dazu bedarf es völlig neuer Rahmenbedingungen zur Messung und Kennzeichnung jeder landwirtschaftlichen Erzeugungsform sowie zur finanziellen Abgeltung einer nachhaltigen Bewirtschaftung. Immer mehr gewinnt in diesem Zusammenhang die Methode der Nährstoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Systemen unterschiedlicher Bilanzierungsebenen (Betriebe, Fläche, Stall, Region, Nation) an Bedeutung.

1.2 Ziele der Arbeit

In erster Linie ist es Ziel der Arbeit, herauszufinden, wie das Landwirtschaftssystem in Österreich funktioniert und wie es sich in den letzten 50 Jahren verändert hat.

Veränderungen in der Funktionsweise des Agrarökosystems werden unter anderen durch Veränderungen im Management von Nährstoffflüssen widerspiegelt.

In diesem Zusammenhang erscheint vor dem Hintergrund der in Kapitel 1.1 ausgeführten Problematik der Stickstoffversorgung landwirtschaftlicher Systeme die Analyse der Veränderungen von Stickstoffflüssen bedeutsam.

Es handelt sich bei der vorliegenden Bilanzrechnung nicht um ein herkömmliches Stickstoffflussmodell, wie es auf betrieblicher, regionaler und nationaler Ebene oftmals durchgeführt wird. Im Gegensatz zu den meisten Stickstoffbilanzen bildet hier nicht ein Hof oder die landwirtschaftliche Fläche den Mittelpunkt, dessen Inputs und Outputs berechnet werden, sondern die Gesellschaft.

Neu an der hier durchgeführten Stickstoffbilanz ist die Tatsache, dass sich das verwendete Bilanzmodell an den Theorien von gesellschaftlichem Metabolismus und Kolonisierung der Natur, welche an der Abteilung für Soziale Ökologie des Institutes für Interdisziplinäre Forschung und Fortbildung (IFF) in Wien entwickelt wurden, orientiert.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, gesellschaftliche Manipulationen wichtiger Parameter und ihre Auswirkungen auf die Umwelt an Hand des Stickstoffes eines natürlichen Ökosystems zu analysieren. Dafür sind einige Teilschritte notwendig:

1. Erstellung eines Stickstoffflussmodells, welches sämtliche Input- und Outputflüsse des Landwirtschaftssektors widerspiegelt
2. Konkrete Anwendung dieses Modells mit Hilfe von statistischen Daten und Literaturangaben für den Nationalstaat Österreich in den Jahren 1950, 1965, 1980 und 1995
3. Regionalisierung einiger ausgewählter Stickstoffflüssen, um eine räumliche Differenzierung von Stickstoffeinträgen und –ausfuhren herzustellen
4. Interpretation der Tendenz der landwirtschaftlichen Entwicklung im Untersuchungszeitraum an Hand von Stickstoffflüssen

1.3 Aufbau der Arbeit

Im Anschluss an diese Einleitung wird in Kapitel 2 „Stickstoff“ der natürliche Stickstoffkreislauf mit seinen grundlegenden biologischen und chemischen Umwandlungsprozessen dargestellt. Die wichtigsten Vorgänge, die zum Teil auch im

Zuge dieser Arbeit berechnet werden, sollen definiert und erläutert werden, um einen Einblick in die Komplexität des Stickstoffkreislaufes in der Natur und seine Bedeutung in der landwirtschaftlichen Produktion zu ermöglichen.

Kapitel 3 „*Methodik*“ lässt sich in zwei Teilkapitel untergliedern. Zunächst wird das verwendete Bilanzmodell vorgestellt, gemeinsam mit einer kurzen Beschreibung der zu Grunde liegenden Theorien vom gesellschaftlichen Metabolismus und der Kolonisierung von Natur auf der einen Seite und einer knappen Darstellung der naturwissenschaftlichen Stickstoffbilanzansätze auf der anderen Seite.

Im zweiten Teil des Methodikkapitels wird die konkrete Berechnung aller im Modell ausgewiesenen Stickstoffflüsse für Österreich in den Jahren 1950, 1965, 1980 und 1995 detailliert beschrieben. Als Zusatzuntersuchung in dieser Arbeit wird für einige Stickstoffflüsse eine Regionalisierung auf Gemeindeebene vorgenommen. Um wieder einen zeitlichen Vergleich herzustellen, werden für die Regionalisierung zwei Zeitpunkte als Vergleich herangezogen, und zwar 1960 und 1995. Im Kapitel 3 wird daher auf die methodische Vorgehensweise der Regionalisierung eingegangen.

In Kapitel 4 „*Ergebnisse*“ folgt zunächst eine genaue Darstellung der Ergebnisse jedes einzelnen gesellschaftlichen und von der Gesellschaft beeinflussten Stickstoffflusses in den vier Bilanzjahren.

Im Anschluss werden die Summen aller Inputs und Outputs zusammengefasst, um trotz der Vielzahl von Einzelergebnissen den Gesamtüberblick über die Entwicklung der gesellschaftlichen Stickstoffflüsse in der Zeitreihe von 1950-1995 zu bewahren.

Um die Fülle an Resultaten der Regionalisierung auf Gemeindeebene übersichtlich zu präsentieren, findet man sämtliche Ergebnisse in Form von Landkarten, welche die räumliche Verteilung einiger Stickstoffflüsse veranschaulichen, abgebildet.

Im letzten Kapitel „*Diskussion*“ werden nach einer kurzen Fehlerabschätzung zunächst die gewonnenen Ergebnisse in Relation zueinander gesetzt und interpretiert.

Schließlich wird versucht, an Hand der nationalen und zum Teil regionalen Ergebnisse des Stickstoffhaushaltes der Landwirtschaft Österreichs einen allgemeinen Bezug zu gesellschaftlichen Aktivitäten und daraus resultierenden Umweltveränderungen herzustellen.

2 Stickstoff

2.1 Stickstoffkreislauf

Das Element Stickstoff (N) spielt in der Anthroposphäre und im Ökosystem eine bedeutende Rolle. Es kann je nach seiner molekularen Bindung gasförmig, fest oder gelöst vorkommen. Der größte Anteil vom gesamten globalen Stickstoff liegt in der Atmosphäre (78%) als molekularer Stickstoff (Dinitrogen N₂) vor, der eine beachtliche Reserve für die Biosphäre, Lithosphäre und Hydrosphäre darstellt (Tabelle 1). Diese Sphären vollziehen untereinander einen ständigen Stickstoffaustausch. Ein wesentliches Merkmal natürlicher Ökosysteme sind weitgehend geschlossene Nährstoffkreisläufe. Dafür sind zahlreiche chemische Umwandlungen notwendig.

		g Atom N x 10 ¹²
Atmosphäre	N ₂	2,8 x 10 ⁸
	N ₂ O	1,3 x 10 ²
Lithosphäre	organischer N	5,7 x 10 ⁷
	anorganischer N	1,4 x 10 ⁷
Hydrosphäre	organischer N	2,4 x 10 ⁴
	anorganischer N	7,1 x 10 ³
Böden	organischer N	1,25 x 10 ⁴
	anorganischer N	1,15 x 10 ⁴
Terrestrische	Pflanzen	5,7 x 10 ²
	Tiere	1,5 x 10
Meerespflanzen		1,4 x 10
Meerestiere		1,4 x 10

Tabelle 1: Stickstoffmengen in verschiedenen Umweltkompartimenten, nach DELWICHE (1981)

Die wichtigsten Prozesse des natürlichen Stickstoffkreislaufes sind:

- Stickstofffixierung
- Stickstoffmineralisation
- Denitrifikation
- Auswaschung

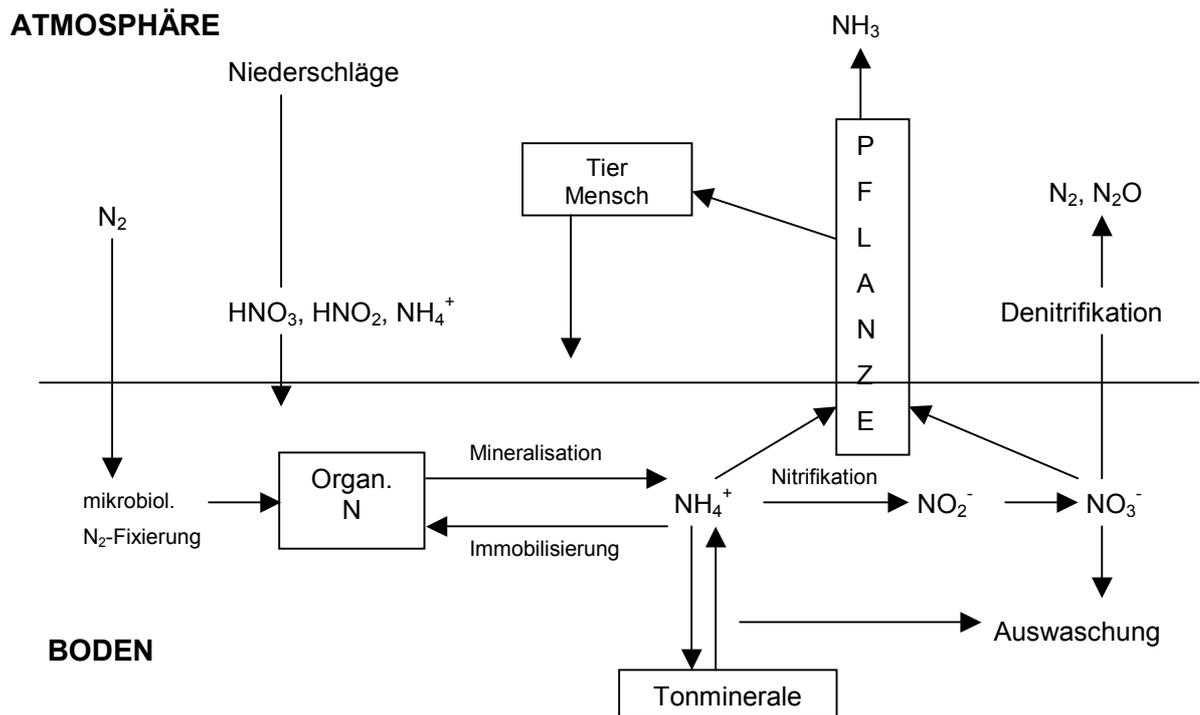


Abbildung 1: Stickstoffkreislauf der Natur

2.1.1 Mikrobiologische N_2 -Fixierung

Unter Stickstofffixierung versteht man die Reduktion von N_2 zu Ammoniak (NH_3). Zu dieser chemischen Umwandlung sind nur Prokaryonten (bestimmte Bakterien und Blaualgen) befähigt, von denen einige in Symbiose mit höheren Pflanzen leben (Symbionten) und die restlichen die Gruppe der freilebenden N_2 -fixierenden Mikroorganismen bilden.

Die Aktivität der freilebenden N_2 -bindenden Mikroorganismen wird wesentlich vom Vorhandensein leicht abbaubarer Kohlenhydrate, vom pH-Wert und vom Sauerstoffpartialdruck bestimmt. Meist finden die N_2 -bindenden Bakterien an der Wurzeloberfläche bzw. in der Rhizosphäre sehr gute Bedingungen vor, da ihnen dort über absterbende Wurzelreste viel organisches Material zur Verfügung steht. Freilebende Mikroorganismen geben den assimilierten Stickstoff nicht direkt an die höheren Pflanzen ab, bilden somit keine Symbiose mit den Pflanzen, vielmehr wird der von ihnen gebundene und in organische Substanz überführte Stickstoff erst nach ihrem Absterben durch Mineralisation den höheren Pflanzen zugänglich. Limitierenden Faktor für die N_2 -Assimilation bildet meist die Verfügbarkeit von leicht

abbaubaren Kohlenhydraten. Um sich vor zu hohem Sauerstoffpartialdruck zu schützen, steigern N₂-bindende Mikroorganismen ihren Verbrauch an Sauerstoff infolge verstärkter Atmung. Für diesen Schutzmechanismus benötigen die Mikroorganismen dementsprechend vermehrt Kohlenhydrate.

Eine weit größere Bedeutung im gesamten Stickstoffhaushalt der Natur kommt den knöllchenbildenden Bakterien, die in Symbiose mit einer Reihe von Wirtspflanzen leben, zu. Heute kennt man etwa 12.000 verschiedene Leguminosenarten, von denen mehrere 100 Nutzpflanzen sind, die mit den Knöllchenbakterien eine Symbiose bilden. Infektion der Wirtspflanze durch das Bakterium und Nodulation sind komplexe Prozesse, deren Einzelschritte noch nicht restlos aufgeklärt sind und auf die in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen wird.

Allgemein weisen die in Symbiose mit höheren Pflanzen lebenden N₂-fixierenden Bakterien eine wesentlich höhere N₂-Assimilationsleistung auf als die freilebenden N₂-fixierenden Bakterien. Dieser Unterschied in der Leistung dürfte hauptsächlich daran liegen, dass symbiontisch lebende Bakterien permanent mit organischem Kohlenstoff durch die Wirtspflanze versorgt werden, während bei freilebenden Bakterien die Bereitstellung von assimiliertem Kohlenstoff (C) häufig begrenzender Faktor ihres Stoffwechsels sein dürfte.

Nach HAUCK (1986) hängt die N₂-Assimilationsleistung eines Ökosystems in beachtlichem Maße von seinem Anteil an N₂-assimilierenden Symbionten ab. So weist HAUCK beispielsweise für das Ökosystem Grasweide eine N₂-Assimilationsleistung von 7–114 kg Stickstoff/ha*a aus, hingegen für Leguminosen-Grasweiden eine Leistung von 73-865 kg Stickstoff/ha*a.

2.1.2 Deposition

Unter Deposition versteht man die Stickstofffrachten, die mittels Regen und Staub in Form von Nitrat und Ammonium aus der Luft auf den Boden gelangen (BRAUN et al., 1994). Gasförmig werden Ammoniak, Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂) deponiert. Für das tatsächliche Ausmaß der Deposition, speziell von Nitraten, sind oft großräumige Transportvorgänge verantwortlich. So sind zum Beispiel an österreichischen Depositionsmessstellen am Alpennordrand nasse Depositionsergebnisse mit hohen Nitratanteilen in der Regel mit Luftmassentransporten aus dem Gebiet der BRD verbunden (PUXBAUM et al., 1985).

2.1.3 Mineralisation und Immobilisierung

Der Gesamtstickstoffgehalt der Böden kann innerhalb weiter Grenzen schwanken. Ackerböden der gemäßigten Klimazone weisen in ihrer durchwurzeltten oberen Bodenschicht etwa 2.000-10.000 kg N/ha auf. In Böden subtropischer und tropischer Klimata sind infolge des erhöhten Umsatzes an organischer Substanz meistens niedrigere Mengen, etwa zwischen 1.500-3.600 kg N/ha vorzufinden (AZAM, 2002). Der Großteil des im Boden vorliegenden Stickstoffs ist organischer Natur, von dem wiederum 60-80% in stabiler Form vorliegen. Das bedeutet, dass er nur schwer umgesetzt und in pflanzenverfügbare Form überführt werden kann. Zu dieser fest gebundenen Stickstofffraktion zählt unter anderem der in Huminsäuren gebundene Stickstoff. Zum Teil kann dieser Stickstoff durch mikrobielle Aktivität nutzbar werden, bei zu hohem Anteil an Stickstoff im Huminsäuremolekül ist dies jedoch nicht mehr der Fall, sodass der Huminsäureanteil zwar eine Bedeutung für die Bodenstruktur, hingegen keine für die Stickstoffernährung der Pflanzen hat. Rund ein Viertel des organischen Stickstoff im Boden liegt als Aminostickstoff und als Aminosäurestickstoff vor. Diese Fraktion des Stickstoffes steht mit dem anorganischen Stickstoff in regem Austausch (MENGEL, 1984). Der Transfer von organischem Stickstoff in anorganischen und umgekehrt wird über Mikroorganismen bewerkstelligt, wobei die Überführung von anorganischem Stickstoff in die organische Fraktion Immobilisierung genannt wird, die Freisetzung von organischem Stickstoff wird als Mineralisierung bezeichnet. Beide Prozesse verlaufen im Boden zur gleichen Zeit.

Den ersten Schritt der Mineralisation stellt die Ammonifikation dar, dabei wird aus organischem Stickstoff mikrobiell NH_3 -Stickstoff gebildet. In gemäßigtem Klimabereich weist die Ammonifikation einen jahreszeitlichen Rhythmus auf und ist bei ausreichender Bodenfeuchte im Sommer am höchsten. Mineralische Stickstoffdüngung sowie die Düngung organischer Substanzen erhöht die Zahl der Ammonifikanten im Boden. Als zweiter Schritt der Mineralisation erfolgt die Nitrifikation, bei der NH_3 von anderen Mikroorganismen zu Nitrat und Nitrit oxidiert wird. Nitritbildner und Nitratbildner arbeiten bei diesem Vorgang hintereinander geschaltet. Auch der mit der Düngung ausgebrachte NH_3 -Stickstoff wird mikrobiologisch schnell zu Nitrat oxidiert, falls für die Nitrifikanten günstige Bedingungen vorliegen. Der optimale Temperaturbereich für Nitrifikanten liegt zwischen 25°C und 30°C , während Ammonifikanten auch bei höheren Temperaturen

relativ gut NH_3 produzieren können (REINER, 1995). Somit kann es in wärmeren Klimaregionen zu einer Anreicherung von Ammoniumionen (NH_4) im Boden kommen. Bei der Immobilisierung von Stickstoff unterscheidet man zwischen biotischer und abiotischer Immobilisierung. Bei der biotischen Immobilisierung wird mineralischer Stickstoff von Bodenorganismen für den Aufbau körpereigener organischer Stickstoffverbindungen aufgenommen. Dieser Stickstoff kann leicht mobilisiert und damit für die Pflanze wieder verfügbar gemacht werden. Bei der abiotischen Immobilisierung wird mineralischer Stickstoff chemisch an organische Substanz gebunden. Besonders nach Strohdüngung dürfte die beachtliche Stickstoffimmobilisierung zum Teil auf abiotische Festlegung zurückzuführen sein. Der so gebundene Stickstoff ist für die Pflanze kaum verfügbar, hat allerdings auf die Bodenstruktur eine günstige Wirkung.

2.1.4 Denitrifikation und gasförmige Verluste an NH_3

Unter Denitrifikation versteht man die Reduktion von Nitrat (NO_3) bis zu Lachgas (N_2O) und N_2 , zu der zahlreiche Bakterien verschiedenster Gattungen befähigt sind. Sowohl N_2O als auch N_2 treten somit als Endprodukte auf und entweichen als Gase aus dem System Boden in die Atmosphäre. Für den Gesamtstickstoffhaushalt der Natur kommt der Denitrifikation eine beachtliche Rolle zu, da sie stetig N_2 an die Natur zurückführt, der über biologische und technische Prozesse immer wieder entzogen wird. Ob beide Prozesse, N_2 -Bildung durch Denitrifikation und N_2 -Verbrauch, im Gleichgewicht stehen, ist eine offene Frage. Auf Grund der anaeroben Bedingungen, des schwach sauren pH-Wertes und dem ausreichend vorhandenen organischen Kohlenstoff in der Rhizosphäre, nimmt man an, dass eben dort die Denitrifikation mit hoher Rate abläuft. SCHMEER (1984) konnte während seiner Untersuchungen bei einem H_2O -Gehalt von 90% eine bemerkenswerte Freisetzung von N_2 verzeichnen, während bei einer Bodenfeuchte von 50% die Denitrifikation praktisch gleich Null war. Strohdüngung hatte auf die Denitrifikation keinen signifikanten Einfluss. Für den Landwirten ist es von großem Interesse, wie viel Stickstoff seinem Boden durch Denitrifikation verloren geht.

Das bei der Denitrifikation freiwerdende N_2O wird in der Atmosphäre zu NO oxidiert und soll in der Stratosphäre den Umbau von Ozon (O_3) zu O_2 katalysieren und so zum Abbau des Ozonschildes beitragen. Ob die Anwendung von Stickstoffdüngern global zu einer erhöhten Freisetzung von Stickstoffoxiden führt, ist eine interessante Frage. Veröffentlichte Untersuchungen aus WEBSTER und DOWDELL (1982)

zeigen auf, dass Weidelgrasnarben nach einer Nitratdüngung, speziell wenn es nach der Düngung regnet, vermehrt N_2O freisetzen. Die freigesetzte Menge an N_2O stammt hauptsächlich aus der oberen, gut durchwurzelten Bodenschicht. Dennoch beträgt die pro Jahr freigesetzte Menge an Stickstoffoxiden im Vergleich zur jährlichen Nitratdüngung etwa nur 1% der Düngermenge. Die Verluste an N_2 infolge von Denitrifikation sind auf Grünland wesentlich höher als auf Ackerland, da der gut durchwurzelte Bereich der Grasnarbe den Denitrifikanten mehr organisches Material zur Verfügung stellt. Global ergäbe das zirka $0,5 \cdot 10^6$ t Stickstoff pro Jahr, was nur einen Bruchteil dessen darstellt, was insgesamt an N_2O global jährlich freigesetzt wird.

Hohe Verluste an Stickstoff können auch durch Verflüchtigung von NH_3 stattfinden. Ammoniak-Emissionen stellen nicht nur eine erhebliche Belastung für die Umwelt dar, sondern auch einen Verlust für die Landwirtschaft. Vor allem auf Böden mit neutralen bis alkalischen pH-Werten sind höhere NH_3 -Verluste zu erwarten. Derartige Böden sollten deshalb besser mit nitrathaltigen Düngemitteln gedüngt werden. Nach HAUNOLD (1986) treten in Österreich auf alkalischen Böden NH_3 -Verluste von 10-30% des Düngeraufwandes auf. Harnstoffdüngung kann zu besonders hohen Verlusten führen, da das Harnstoffgranulat den pH-Wert seiner Umgebung zu erhöhen vermag und die Hydrolyse des Harnstoffs dann unter den stärker alkalischen Bedingungen zu NH_3 -Verlusten führt. Zur Reduzierung derartiger Verluste ist es angebracht, Stickstoffdünger im Allgemeinen tief in den Boden einzubringen.

2.1.5 Auswaschung

Nitrat wird nicht an den Bodenteilchen absorbiert und kann nur über den Aufbau organischer Substanz biologisch festgelegt oder chemisch durch andere Ionen gebunden werden. Das Nitrat-Ion ist so leicht wasserlöslich, dass seine Wanderung der Wasserbewegung im Boden folgt und es damit aus dem Wurzelraum im Boden, wenn es nicht von Pflanzen oder Mikroorganismen aufgenommen wird, in Richtung Grundwasser ausgewaschen wird. Die Höhe des Nitrataustrags mit dem Sickerwasserstrom hängt von verschiedenen Faktoren ab (BASF, 1986):

- Art und Dauer des Bewuchses (Vorhandensein einer Pflanzendecke)
- Größe und zeitliche Dauer der Sickerwassermenge

- Bodenart (Sand, Ton, Schluff)
- Stickstoffdüngung (Art, Menge, Zeitpunkt)
- Bodenbearbeitung (Bodenlockerung und –durchlüftung)

Erhöhte Nitratwerte im Grundwasser haben zusätzlich ökologische Bedeutung für Oberflächengewässer. Durch permanente Grundwasseraustritte in Oberflächengewässer kommt es auch zu einer Eutrophierung der Gewässer. Annähernd zwei Drittel der diffusen Stickstoffeinträge in die Fließgewässer erfolgen über das Grundwasser (ISERMANN, 1990). Das zunehmende Nährstoffangebot führt zu vermehrtem Sauerstoffverbrauch und kann schlussendlich ein „Umkippen“ in anaerobe Verhältnisse mit ihren schwerwiegenden Folgen für die aquatische Pflanzen- und Tierwelt bedeuten. Darüber hinaus werden den Oberflächengewässern einerseits mittels Erosion durch Verwitterung und Rutschungen von Bodenmaterial zusätzlich Stickstoff zugeführt, andererseits werden in von der Bodenoberfläche abfließendem Wasser Nährstoffe in gelöster Form abgeschwemmt.

2.1.6 An Tonmineralen fixiertes NH_4^+

NH_4^+ kann zwischen den Schichtpaketen der Tonminerale außerordentlich fest gebunden werden. Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1966) werden auf diese Art in kolloidreichen Böden 2.500-3.000 kg N/ha fixiert. Der so gebundene Stickstoff ist für Pflanzen nur sehr schwer zugänglich.

Im Verlauf einer Vegetationsperiode kommt es zu einer beachtlichen Veränderung der Menge an fixiertem NH_4^+ im Boden (MENGEL, 1979). Es wird angenommen, dass in der Phase des stärksten Stickstoffentzuges auch das fixierte NH_4^+ wesentlich zur Ernährung der Pflanzen beiträgt. Gegen Ende der Vegetation werden vermutlich durch Mineralisation von organischem Stickstoff die Tonminerale wieder mit NH_4^+ „aufgefüllt“. Die Fraktion des fixierten NH_4^+ dient gleichsam als Stickstoffspeicher, welcher NH_4^+ vor Auswaschung und auch weitgehend vor Nitrifikation schützt.

2.1.7 Direkt verfügbarer Stickstoff

Direkt für die Pflanze verfügbar ist der in der Bodenlösung hauptsächlich als NH_4^+ oder NO_3^- vorliegende Stickstoff sowie sowohl das unspezifisch gebundene NH_4^+ als auch das an Tonminerale gebundene NH_4^+ . GYSI und KONRAD (1975) fanden heraus, dass auf vielen Standorten NH_4^+ -Stickstoff ein langsam wirkender Stickstoffdünger ist, da das NH_4^+ zum überwiegenden Teil nicht in der Bodenlösung

vorliegt. Dabei vermögen zahlreiche Pflanzenarten NH_4^+ -N mit gleicher oder sogar höherer Rate aufzunehmen als Nitrat.

Der Nitratgehalt in der Bodenlösung ist beachtlichen Schwankungen unterworfen. Er wird maßgeblich durch Düngung und Pflanzenentzug beeinflusst. Versuche mit Ackerbraunerde unter Winterweizen zeigten, dass der Nitratgehalt mit fortschreitendem Wachstum der Vegetation abnimmt und Mitte Juni den niedrigen Wert von etwa 20kg Nitrat-Stickstoff/ha erreicht. Hinzu kommt, dass sich ferner die Bodenfeuchte auf die Stickstoffverfügbarkeit auswirkt, da unter trockenen Bedingungen die Diffusion von Nitrat behindert wird (MENGEL, 1992). Deshalb ist unter Trockenbedingungen die Ausnutzung des Düngerstickstoff beeinträchtigt.

Die wichtigsten Formen von Stickstoff, die von der Pflanze aufgenommen werden, sind Nitrat- und NH_4^+ -Stickstoff. Zusätzlich sind Pflanzen in begrenztem Ausmaß befähigt, organische Stickstoffverbindungen aufzunehmen. Ammoniak wirkt allerdings schon in niedrigen Konzentrationen toxisch (REINER, 1995), was vor allem auf neutralen bis alkalischen Böden von Bedeutung ist, da die Ammoniakkonzentration vom pH-Wert abhängig ist. Toxische Ammoniakkonzentrationen können besonders an einem stark reduzierten Wurzelwachstum erkannt werden. Weiters beeinträchtigt Ammoniak Atmung und Photosynthese der Pflanzen. Stickstoff in Form von Aminosäuren wird mit hoher Rate im Xylem und Phloem in Richtung der Organe, in denen die Proteinsynthese dominiert, transportiert.

Die Verfügbarkeit von Stickstoff sowie dessen chemische Form hat einen deutlichen Einfluss auf die stickstoffhaltigen Inhaltsstoffe von Pflanzen. Bei reichlicher Ernährung mit Nitrat kommt es zu einer Anreicherung von Nitrat und löslichen Aminosäuren, bei reichlicher Ernährung mit NH_4^+ -Stickstoff werden Aminosäuren und Säureamide in verschiedenen Pflanzenteilen akkumuliert.

Die Frage, ob NH_4^+ -Stickstoff oder NO_3^- -Stickstoff die bessere Stickstoffernährungsform darstellt, ist für die einzelnen Pflanzenarten unterschiedlich zu beantworten. In jedem Fall wirkt sich mangelnde Stickstoffversorgung auf den gesamten Stoffwechsel der Pflanze negativ aus. Eiweißbildung und damit auch der Aufbau der Enzymkomplexe, also das gesamte Wachstum, werden gehemmt. Stickstoffmangel bei Getreide äußert sich hauptsächlich in einer hellgrünen blassen Farbe, die gesamte Pflanze erscheint starr und sperrig. Schließlich bleibt die Ähre kurz und die Körner werden nur unvollkommen ausgebildet. Eine reichliche

Stickstoffversorgung führt auf Grund einer vermehrten Synthese von Chloroplasten zu dunkelgrünen, saftigen Pflanzen mit breiten Blättern. Allerdings hat auch eine Überversorgung mit Stickstoff negative Auswirkung auf die Pflanzenentwicklung. Übermäßig versorgte Pflanzen sehen weich und schwammig aus, da vermehrt Parenchym- und weniger Sklerenchymzellen ausgebildet werden und so die Standfestigkeit, vor allem von Getreide, vermindert wird. Zusätzlich zeigen zu reichlich versorgte Pflanzen eine verminderte Resistenz gegenüber bakteriellen Schädlingen und Pilzen.

Zahlreiche Untersuchungen zeigten, dass mit fortschreitender Entwicklung des Pflanzenbestandes die Stickstoffaufnahme der Pflanzen und zugleich auch die Stickstoffaufnahme der Mikroorganismen zunimmt, so dass beispielsweise bei Hafer der Stickstoff nach 40 Tagen praktisch aufgebraucht war. Wahrscheinlich wird der von den Mikroorganismen inkorporierte Düngerstickstoff durch Mineralisation teils noch in der gleichen Vegetationsperiode, teils im folgenden Jahr wieder freigesetzt und steht somit den höheren Pflanzen wieder zur Verfügung (MATZEL, 1987).

KJELLERUP und DAMKOFOED (1983) führten in Dänemark unter Feldbedingungen Lysimeterversuche durch, um die Ausnutzung des Düngerstickstoffes zu ermitteln. Die Ergebnisse sind folgender Tabelle 2 zu entnehmen:

% Anteil des Düngerstickstoff im Verlauf von 3 Jahren	
Aufnahme der Pflanze	58%
im Boden gebunden	16%
Auswaschung	5%
nicht nachweisbar	21%

Tabelle 2: Bilanz eines neunjährigen Lysimeterversuches mit landwirtschaftlichen Kulturpflanzen auf einem Lehmboden

Bei diesen Resultaten muss man eine sehr gute Bewirtschaftung voraussetzen, wie sie in der praktischen Landwirtschaft nur selten gegeben ist. Zumeist dürften die Ausnutzungsraten niedriger sein, da hohe Stickstoffauswaschung, Denitrifikation und Wassermangel während der Vegetationsperiode die Stickstoffausnutzung negativ beeinflussen.

In welchem Ausmaß der Düngerstickstoff tatsächlich von den Pflanzen genutzt wird, hängt natürlich auch wesentlich vom verwendeten Dünger ab.

Nitratstickstoffdüngung erhöht rasch die Nitratkonzentration der Bodenlösung und ist deshalb schnell verfügbar. Aus diesem Grund gelten Salpeterdüngemittel als schnell wirkende Dünger und werden überall dort angewendet, wo schnellwachsende Pflanzen eine rasche Stickstoffversorgung fordern. Auch lückige ausgewinterte Getreidebestände werden bei Vegetationsbeginn mit Salpeterdüngemitteln versetzt. Ammoniumstickstoff wird zwar von den meisten Kulturpflanzen rasch aufgenommen, wird aber auch speziell von sorptionsstarken Böden als NH_4^+ in beachtlichem Anteil von den Bodenkolloiden absorbiert. Deshalb gelten NH_4^+ -haltige Dünger als langsam wirkende Stickstoffdünger.

Zahlreiche Feldversuche zeigten, dass auf sauren Böden die Nitratdüngung der NH_4^+ -Düngung überlegen ist (REINER, 1995). Zusätzlich sollte aber stets bedacht werden, dass einzelne Pflanzenarten unterschiedlich auf die verschiedenen Stickstoffformen reagieren. Da die verbreitetsten NH_4 -Düngemittel physiologisch sauer wirken, sind speziell all jene Pflanzen, die auch bei niedrigem pH-Wert gut gedeihen, für eine NH_4 -Düngung dankbar. Hierzu gehören unter anderen Kartoffel, Hafer und Mais. Alkalische Böden hingegen sollten nie mit NH_4^+ -haltigen Düngemitteln oder Harnstoff gedüngt werden, da es auf Grund der erheblichen NH_3 -Bildung entweder durch schlagartige Erhöhung der NH_3 -Konzentration zu NH_3 -Toxizität an den Kulturpflanzen oder zu beachtlichen volatilen NH_3 -Verlusten kommen kann.

In der Landwirtschaft wird sehr häufig für Getreide, Hülsenfrüchte und Weiden Kalkammonsalpeter verwendet. Sein Vorteil besteht nicht nur in der Tatsache, dass er sowohl Nitrat- wie auch NH_4^+ -Stickstoff enthält, sondern auch darin, dass durch seinen Gehalt an kohlensaurem Kalk die physiologisch saure Wirkung der NH_4^+ -Salze neutralisiert wird.

Auch Kalkstickstoff, der aus 22% Stickstoff und 60% Calciumoxid (CaO) besteht, wirkt alkalisch, da bei seinem Abbau Calciumhydroxid (Ca(OH)_2) frei wird. Kalkstickstoff düngt man zweckmäßig zu Kulturen mit langer Vegetationszeit, da der Abbau des im Dünger vorhandenen Dicyandiamids mit einer Halbwertszeit von 20-40 Tagen verläuft (RATHSACK, 1994).

Die optimale Höhe der Stickstoffdüngung orientiert sich an den einzelnen Pflanzenarten und dem Stickstoffhaushalt des Bodens. Es genügt somit nicht, ausreichend Stickstoff zu düngen, wichtig ist, dass er in stetem Fluss der Pflanze zugeführt wird. Diese Forderung ist in der Praxis meist nur schwer durchzuführen. Im

Extremfall erhöht sich der Stickstoffspiegel der Bodenlösung mittels mineralischer Stickstoffdüngung sehr stark, kann sich aber durch Auswaschung und Aufnahme im Laufe der Vegetation derart vermindern, dass am Ende der Vegetation eine Mangelsituation vorliegt. Je aktiver ein Boden ist, umso besser wird der mineralische Stickstoff mit dem Stickstoff des Bodens vermischt, was in weiterer Folge zu einer gleichmäßigeren Stickstoffanlieferung der Pflanze beiträgt.

3 Methodik und Datengrundlage

3.1 Modellgrundlagen

In einem ersten Schritt, noch bevor mit konkreten Berechnungen begonnen werden konnte, musste ein Bilanzierungsmodell erstellt werden, dem zwei unterschiedliche Ansätze als Basis dienten.

Einerseits wurden „klassische“ naturwissenschaftliche Stickstoffbilanzen herangezogen, wie sie bereits von vielen Autoren und Einrichtungen (Umweltbundesamt, Universitätsinstitute, u.a.) auf nationaler oder regionaler Ebene durchgeführt werden (Kapitel 3.1.1), um die größten Stickstoffflüsse in der Landwirtschaft zu identifizieren, andererseits sollte das Modell dem Hintergrund der von der Abteilung „Soziale Ökologie“ des IFF erstellten Kolonisierungs- und Metabolismustheorie (Kapitel 3.1.2) entsprechen.

Wesentliche Grundlage des in dieser Arbeit verwendeten Modells stellen die bereits in der Diplomarbeit von DARGE (2002) für die Berechnung gesellschaftlicher Energieflüsse im Bereich Landwirtschaft entwickelten Bilanzgrenzen dar, die vor dem Hintergrund der Theorie des IFF erstellt wurden. Da sich Stickstoffflüsse von Energieflüssen unterscheiden, mussten die von DARGE identifizierten Flüsse den Vorgängen von Stickstoffkreisläufen angepasst werden.

3.1.1 Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft

Die Erforschung und Bilanzierung von Stoff- und Materialströmen in Agrarökosystemen ist eine wichtige Grundlage für die Erhaltung und Förderung ihrer Funktionsfähigkeit. In diesem Zusammenhang gewinnen die Nährstoffbilanzen an Bedeutung, um hauptverursachende Faktoren für umweltgefährdende Nährstoffüberschüsse zu identifizieren.

In einer landwirtschaftlichen Nährstoffbilanz werden die Zu- und Abgänge eines Stoffes in einem zeitlich und räumlich abgegrenzten Agrarökosystem gegenübergestellt. Als Ergebnis der Bilanzierung ergibt sich ein (positiver oder negativer) Differenzbetrag, der Bilanzsaldo (BACH et al, 1991), welcher als Maß und Indikator für die Umweltbeeinträchtigung durch die landwirtschaftliche Tätigkeit dienen kann.

Der Bilanzansatz einer regional oder national differenzierten Nährstoffbilanzierung kann dem Vergleich verschiedener Regionen innerhalb eines Landes bzw. dem

Vergleich zwischen Ländern dienen, er liefert einen Überblick über den Versorgungsgrad der Böden, erlaubt Rückschlüsse auf mögliche und notwendige Änderungen der Düngegewohnheiten, der Fütterungspraxis, des Kulturartenverhältnisses u.a. und schlussendlich gibt er Auskunft über die Höhe der Stickstoffemissionen aus dem Bereich Landwirtschaft in andere Umweltmedien (GÖTZ et al., 1996).

Je nach der Grenze des betrachteten landwirtschaftlichen Systems existieren verschiedene Bilanzansätze, welche im Folgenden vorgestellt werden (BACH et al., 1991):

1. Flächenbilanz

Als Bilanzierungseinheit dient der „Boden“. Sämtliche auf die Fläche aufgebrachten Nährstoffmengen werden den im Erntegut enthaltenen Nährstoffmengen gegenübergestellt (Tabelle 3).

N-Zufuhr	N-Abfuhr
Mineraldünger	Abfuhr mit Erntegut
Wirtschaftsdünger	
Saatgut	
Symbiotische Stickstoffbindung	
Σ Zufuhr	Σ Abfuhr
N-Saldo = Σ Zufuhr - Σ Abfuhr	

Tabelle 3: Erfassungsgrößen einer Flächenbilanz

Bei der Beurteilung der Flächenbilanz sollte gleichermaßen berücksichtigt werden, ob in auswaschungsgefährdeten Zeiträumen, in denen die Kulturpflanzen keinen Stickstoff aufnehmen und/oder eine hohe Sickerwasserrate zu erwarten ist, große Mengen an Stickstoff appliziert werden oder auf der Fläche verbleiben (DBG, 1992).

Diese Methode wurde in Deutschland zur regionalen Abschätzung des Nitrat-Belastungspotentials des Grundwassers (WENDLAND et al., 1993) und in der Schweiz zur Früherkennung von Bodenbelastungen (OBRIST et al., 1993) angewandt.

2. Hoftorbilanz

Hier dient als Bilanzierungseinheit die Landwirtschaft als Gesamtheit. Dabei wird der landwirtschaftliche Bereich als ein „großer Hof“ mit all seinen Stoffflüssen, die in diesen Hof hinein- und herausführen, berücksichtigt (Tabelle 4). Die anfallenden Wirtschaftsdüngermengen (Gülle, Mist, Jauche) werden nicht exakt ausgewiesen, weil sie einen internen Kreislauf bilden und nicht aus dem landwirtschaftlichen Bereich herausgeführt werden.

N-Zukauf	N-Verkauf
Mineraldünger	Pflanzliche Produkte
Saatgut	Tierische Produkte
Zukauf-Futtermittel	
Zukauf von Vieh	
Σ Zukauf	Σ Verkauf
N-Saldo = Σ Zukauf - Σ Verkauf	

Tabelle 4: Erfassungsgrößen einer Hoftorbilanz

Auch dieser Bilanzierungsansatz wurde in Deutschland und in der Schweiz auf nationaler und regionaler Ebene zur Abschätzung des Nährstoffbelastungspotentials großer Gewässer, für welche Schutzprogramme aufgrund ihrer Eutrophierung ausgearbeitet werden mussten, verwendet (GÖTZ et al., 1996).

3. Stallbilanz

Die Stallbilanz liefert Hinweise über die Stickstoffeffizienz im Viehhaltungsbereich des Betriebes (Tabelle 5). Der Stickstoffüberschuss fällt in den tierischen Exkrementen an und wird, nach Abzug gasförmiger Stickstofflagerungsverluste, in Form „wirtschaftseigener organischer Dünger“ in der Regel auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche verteilt (GÖTZ et al., 1996).

N-Zufuhr	N-Entzug
Zukauf-Futtermittel	Tierische Produkte
Betriebs-Futtermittel	Verkauf von Vieh
Stroh, Blatt	
Zukauf von Vieh	
Σ Zufuhr	Σ Entzug
N-Saldo = Σ Zufuhr - Σ Entzug	

Tabelle 5: Erfassungsgrößen der Stallbilanz

BACH et al. (1991) sind sich der Tatsache bewusst, dass mit den von ihnen vorgeschlagenen Methoden der Flächen- und Hoftorbilanz keine Zuweisung der Stickstoffüberschüsse auf die zwei Verlustwege „gasförmige Entweichung“ (durch Denitrifikation oder Ammoniak-Entgasung) und „Verlagerung in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser“ erfolgen kann.

Der Stickstoffbilanzüberschuss steht vielmehr für die Abschätzung des Stickstoffbelastungspotentials der Umwelt (Atmosphäre, Grundwasser sowie Oberflächengewässer) unter der Voraussetzung, dass längerfristig kein Stickstoff in einem Bilanzzeitraum akkumuliert. Die Größe „Stickstoff-Überschuss“ stellt somit eine direkte, quantitative Vergleichsgröße, einen Indikator für die potentielle Umweltbelastung dar.

3.1.2 Gesellschaftlicher Metabolismus und Kolonisierung der Natur

Neben den naturwissenschaftlichen Stickstoffbilanzansätzen stellt das von der Abteilung für Soziale Ökologie des Instituts für Interdisziplinäre Forschung und Fortbildung entwickelte Modell zur Interaktion zwischen Gesellschaft und Natur einen wissenschaftlichen Hintergrund für das in der vorliegenden Arbeit verwendete Bilanzschema dar.

Mittelpunkt dieses Ansatzes bilden die beiden Konzepte „gesellschaftlicher Metabolismus“ und „Kolonisierung der Natur“.

Bei dem Begriff des gesellschaftlichen Metabolismus geht man von der Vorstellung aus, dass der materielle Austausch von Gesellschaften mit der Natur analog den Austauschprozessen zwischen natürlichen Organismen und ihrer Umwelt verläuft. Dieser gesellschaftliche Stoffwechsel besteht einerseits aus Inputs in das System in

Form von Rohstoffentnahmen aus der Natur und andererseits aus Outputs in Form von Abfall, Abluft und Abwasser. Wie ein Organismus baut dabei eine Gesellschaft stets Materie auf und als Abfall wieder ab. Materie, die länger als ein Jahr in der Gesellschaft verbleibt, wird als Bestand (Stock) definiert. Der Teil der Materie, der kürzer als ein Jahr in einem Gesellschaftssystem verweilt, geht als Fluss (Flow) in die Bilanz ein. Tauschen soziale Systeme zudem untereinander Waren aus, resultieren daraus Importe und Exporte von Materialien (HÜTTLER und PAYER, 1997).

FISCHER-KOWALSKI et al. (1997) unterscheiden dabei zwischen dem *basalen Metabolismus*, bei dem auf der Inputseite mittels Biomasse, Sauerstoff und Wasser, die aus natürlichen Kreisläufen entnommen werden, die biologischen Grundbedürfnisse der Organismen der Menschen befriedigt werden. Outputseitig werden Abfälle abgegeben, die sich von denen anderer natürlicher Prozesse nicht unterscheiden, und einem natürlichen Abbauweg zugeführt werden.

Ein gesellschaftlicher Stoffwechsel, der auch nicht-erneuerbare Ressourcen nutzt, wie etwa Metalle oder fossile Energieträger (Kohle, Erdöl, Erdgas) wird als *erweiterter Metabolismus* bezeichnet (Abbildung 2).

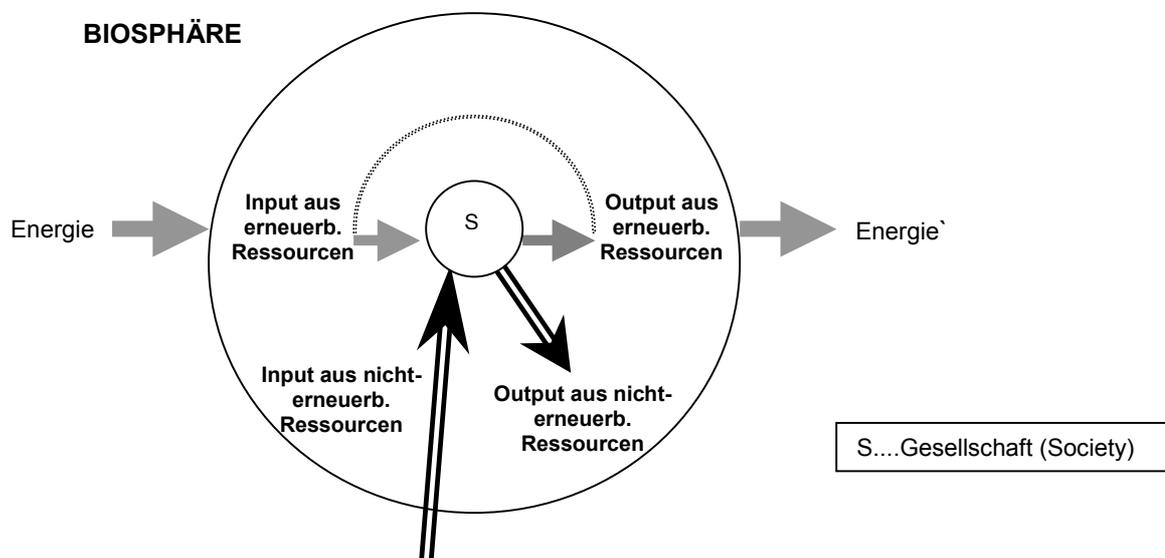


Abbildung 2: Erweiterter Metabolismus (FISCHER-KOWALSKI et al., 1997)

Der Übergang vom basalen Metabolismus zum erweiterten Metabolismus bedingt nicht nur die Tatsache, dass nicht-erneuerbare Ressourcen verbraucht werden, die knapp werden können, sondern aus ihrer Nutzung resultieren darüber hinaus Emissionen oder Abfälle, die meist nicht in natürlichen Abbauprozessen neuerlich zu Nährstoffen rezykliert werden.

Um das Modell des „gesellschaftlichen Stoffwechsels“ richtig anzuwenden, ist es von Bedeutung, eine klare Grenzziehung zwischen Gesellschaft und Natur durchzuführen. Nach FISCHER-KOWALSKI et al. (1997) ist das System „Gesellschaft“ als ein materielles System zu verstehen, das aus materiellen Kompartimenten besteht. Diese Elemente eines Gesellschaftssystems sind:

- die menschlichen Organismen
- „Artefakte“, wie Bauten und Gebrauchsgüter
- die domestizierten Nutztiere

Neben der rein metabolischen Beziehung der Menschen mit der Natur tätigen Gesellschaften auch gezielt Eingriffe in Naturprozesse und verändern sie dementsprechend, so dass sie für die Gesellschaft nützlicher sind als ohne derartige Eingriffe. Diese Art der Umweltbeziehung wird „Kolonisierung“ genannt (Abbildung 3). Um kolonisierte Systeme in diesem „nutzbareren“ Zustand zu erhalten, muss praktisch fortwährend „Arbeit“ geleistet werden. Sogenannte „kolonisierende Eingriffe in Lebensprozesse“ („KEL´s“) stellen beispielsweise die gezielte Veränderung chemischer Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft dar, wie etwa die Zufuhr von Nährstoffen in den Boden in Form von Stickstoff (FISCHER-KOWALSKI und HABERL, 1997).

BIOSPHERE

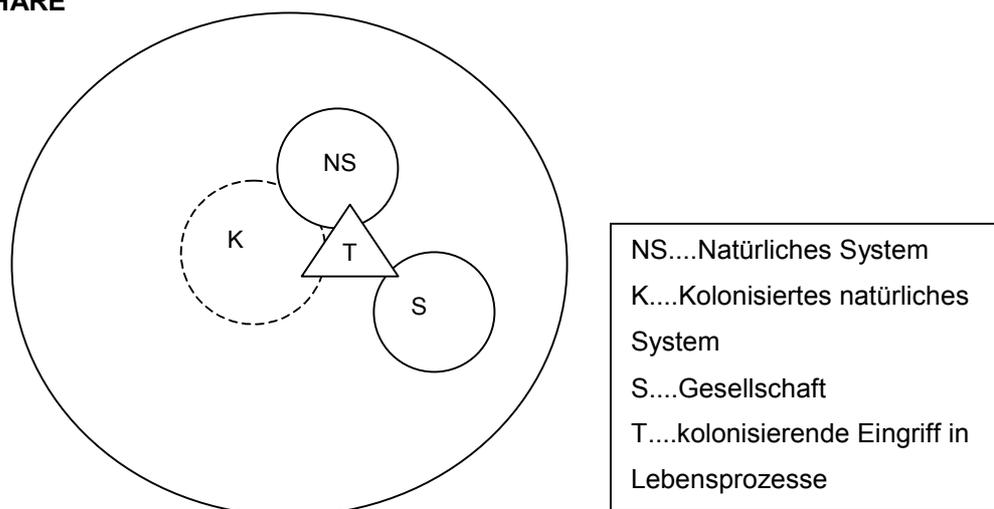


Abbildung 3: Kolonisierung natürlicher Systeme (FISCHER-KOWALSKI et al., 1997)

3.1.3 Gesellschaftliches Stickstoffflussmodell für die Landwirtschaft

Vor dem Hintergrund der IFF-Theorie vom gesellschaftlichen Metabolismus und der Kolonisierung der Natur erstellte DARGE (2002) ein Energieanalysemodell für den Bereich Landwirtschaft, auf welches in dieser Arbeit aufgebaut wird.

Jedoch mussten die in den naturwissenschaftlichen Stickstoffbilanzen ausgewiesenen Stickstoffflüsse in der Landwirtschaft in das Modell eingearbeitet werden.

Abbildung 4 zeigt schematisch das in dieser Arbeit verwendete Modell.

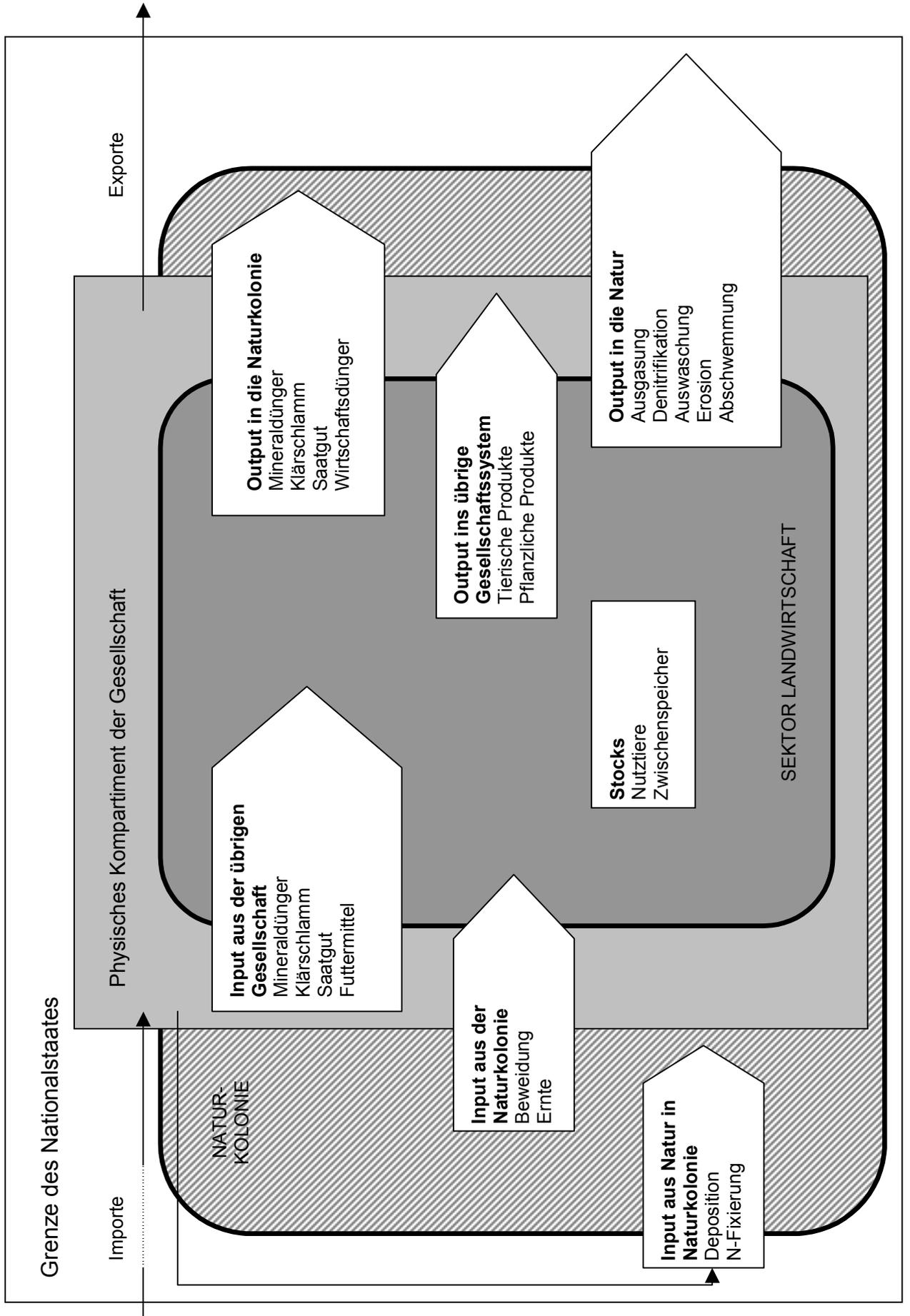


Abbildung 4: Stickstoffflussmodell für den Sektor Landwirtschaft

Sämtliche berechnete Flüsse finden innerhalb der Grenzen des *Nationalstaates Österreich* statt (äußerster Rahmen).

Innerhalb dieser Landesgrenze gibt es einerseits die *Natur* (große weiße Fläche) und andererseits besteht das *Physische Kompartiment der Gesellschaft* (hellgraues Feld), das mit der Natur in ständigem Austausch steht.

Da es in dieser Arbeit um den Bereich Landwirtschaft geht, stellt die dunkle Fläche in der Mitte der Darstellung stark vergrößert den gesellschaftlichen *Sektor Landwirtschaft* dar. Dazu gehören alle Menschen, die landwirtschaftlich tätig sind, sowie auch domestizierte Nutztiere, da deren Metabolismus durch menschlichen Einfluss derart stark gesteuert wird, dass sie dem physischen Teil der Gesellschaft zuzurechnen sind (FISCHER-KOWALSKI et al., 1997).

Zum Bereich Landwirtschaft gehören auch weniger stark kolonisierte Systeme, deren Metabolismus durch menschliche Eingriffe zwar beeinflusst werden, allerdings in einem Ausmaß, dass man diese Systeme weiterhin zur Natur rechnen kann, sie aber als *Naturkolonie* (gestreifter Bereich) bezeichnet. Im konkreten Fall steht der Gesellschaftssektor Landwirtschaft in starkem Austausch mit den Naturkolonien Ackerland, Wiesen und Weiden, die durch permanente Eingriffe des Menschen nutzbarer gemacht werden.

Im Mittelpunkt der Arbeit stehen sämtliche Flüsse (Pfeile), welche die Grenze zum gesellschaftlichen Sektor Landwirtschaft passieren. Da es sich beim Stickstoffkreislauf um einen sehr komplexen Prozess handelt, erscheint es nicht unwesentlich auch die wichtigsten „natürlichen“ Flüsse, deren Mengen durch menschliche Aktivitäten beeinflusst sind, zu berücksichtigen. Auf der einen Seite kommt es speziell beim Stickstoffkreislauf zu erheblichen Stickstofffrachten aus der Natur in die Naturkolonie, die durch gesellschaftliche Aktivitäten zum Teil essentiell beeinflusst werden, wie es beispielsweise bei der Deposition der Fall ist (dünner Pfeil aus der übrigen Gesellschaft). Auf der anderen Seite entstehen ökologisch wesentlich erhöhte Outputs in andere Umweltmedien (wie Grundwasser, Atmosphäre u.a.) aufgrund landwirtschaftlicher Tätigkeiten.

Das vorliegende Modell fokussiert den Metabolismus des Subsystems Landwirtschaft und dessen Flüsse. Übrige Flüsse der Gesellschaft, somit auch Import und Export von landwirtschaftlichen Produkten werden in dieser Arbeit nicht behandelt. Da jedoch im Bereich Landwirtschaft erhebliche Im- und Exporte bestehen, zum Beispiel in Form von landwirtschaftlichen Gütern, werden diese beiden Flüsse im Modell

schematisch dennoch dargestellt (dünne Pfeile), aber in weiterer Folge nicht quantitativ ausgewiesen.

Betrachtet man die Input- und Outputseite des Subsystems Landwirtschaft, kann man jeweils zwei Hauptflüsse unterscheiden.

Inputseitig ergeben sich die beiden Kategorien:

1. **Input aus der übrigen Gesellschaft**, wobei nicht differenziert wird, aus welchen unterschiedlichen Sektoren der übrigen Gesellschaft die Materialien in die Landwirtschaft fließen bzw. wie viele Produkte als Importe ins Gesellschaftssystem gelangen. Bilanziert werden lediglich die Summen der in den Landwirtschaftssektor fließenden Produkte:
 - Mineraldünger
 - Futtermittel
 - Saatgut
 - Klärschlamm
2. **Input aus der Naturkolonie**, dazu gehören:
 - Ernte
 - Beweidung

Auch auf der Outputseite des Subsystems Landwirtschaft erfolgt je nach ihrem Zielort eine Einteilung in die zwei Gruppen:

1. **Output in die Naturkolonie**
 - Mineraldünger
 - Wirtschaftsdünger
 - Klärschlamm
 - Saatgut
2. **Output ins übrige Gesellschaftssystem**, auch hierbei wird nicht weiter untersucht, in welcher Form und Mengen die landwirtschaftlichen Produkte verwendet, weiterverarbeitet oder exportiert werden:
 - pflanzliche Produkte
 - tierische Produkte

Wie bereits erwähnt, reicht es beim Stickstoff nicht aus, nur gesellschaftliche Flüsse zu bilanzieren, da landwirtschaftliche Tätigkeiten durch den Menschen natürliche Vorgänge dermaßen verändern, sodass es sinnvoll erscheint, auch diese Stickstoffflüsse in die Bilanz mit einzubeziehen. Welcher Art die Beeinflussung durch den Menschen im Konkreten ist, wird bei der Beschreibung der einzelnen Flüsse noch genauer diskutiert werden. An dieser Stelle seien die berechneten Vorgänge lediglich erwähnt:

1. Input aus der Natur in die Naturkolonie

- Deposition
- Stickstofffixierung

2. Output in die Natur (Emissionen)

- Denitrifikation
- Ammoniakausgasung
- Auswaschung
- Erosion
- Oberflächenabschwemmung

Um der Input/Outputlogik gerecht zu werden, ist es notwendig, die wichtigsten landwirtschaftlichen Stocks anzuführen und in weiterer Folge auch zu berechnen

- Nutztiere
- Zwischenspeicher (Futtermittel, Saatgut, Stroh)

3.2 Gebietsgrundlagen

Als Bilanzierungseinheit dieser Arbeit dient der Industriestaat Österreich in den Jahren 1950, 1965, 1980 und 1995.

Im ökonomischen Sinn deckt sich die bilanzierte Einheit mit der volkswirtschaftlichen Gliederung nach EU-Norm¹ und der davor gültigen österreichischen Sektorgliederung² (ÖSTAT, 1995b). In der vorliegenden Arbeit handelt es sich um den Sektor A (Land- und Forstwirtschaftssektor), wobei die Forstwirtschaft nicht mitbilanziert wird. Somit weisen die ermittelten Stickstoffströme rein gesellschaftliche Stickstoffflüsse der Landwirtschaft aus.

¹ ÖNACE gültig seit 1995 ist die österreichische Version der „Statistischen Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft“ (NACE Rev.1).

² Betriebssystematik 1968

Der Zeitraum von 1950 bis 1995 repräsentiert die Phase der Industrialisierung und Intensivierung der österreichischen Landwirtschaft. Europaweit begann die landwirtschaftliche Industrialisierung bereits in den 20er und 30er Jahren (BLAXTER et al., 1995), wurde allerdings in Österreich auf Grund des 2. Weltkrieges und seiner Auswirkungen verzögert, sodass sie in Österreich erst ab den 50er Jahren stattfand. Somit symbolisiert das Bilanzjahr 1950 erst den Beginn der Intensivierung der Landwirtschaft in Österreich.

Aus bereits am Institut vorliegenden Erntedaten (KRAUSMANN, 2001) ist zu erkennen, dass es ab 1950 zu einem kontinuierlichen Anstieg der landwirtschaftlichen Produktion bis zu einem Höhepunkt in den 80er Jahren kam. Bis ins Jahr 1995 kann wieder eine leichte aber permanente Abnahme der Erntemengen erkannt werden.

Das Jahr 1965 wurde bilanziert, um eine kontinuierliche Zeitreihe des beschriebenen Zeitrahmens mit 15-Jahre Schritten zu erhalten.

3.3 Datengrundlagen für die Nährstoffbilanzrechnung

Um die angeführten Stickstoffflüsse zu berechnen, war eine Reihe von Daten nötig, die zum Großteil bereits am Institut in einer Zeitreihe vorlagen. Um mögliche „Ausreißer“, welche die Ergebnisse eines Bilanzjahres wesentlich verändern könnten, zu vermeiden, wurde größtenteils mit 5-Jahresmitteln gearbeitet. Dafür wurden die Flächen- und Erntedaten, Viehzahlen und weitere Angaben der zwei Jahre vor dem Bilanzjahr, des Bilanzjahres und der zwei Jahre nach dem Bilanzjahr gemittelt.

Prinzipiell stammen die Daten des Institutes aus den landwirtschaftlichen Statistiken des Österreichischen Statistischen Zentralamtes (ÖSTAT). Auch am Institut fehlende Daten wurden aus dieser Quelle ergänzt. Meist handelte es sich bei den fehlenden Angaben um Flächen- oder Erntedaten von Nutzpflanzen, die mengenmäßig kaum von Bedeutung sind. Lagen für diese pflanzlichen Produkte dennoch Stickstoffgehaltszahlen aus der Literatur vor, wurden sie dennoch in die Berechnungen aufgenommen, wobei allerdings der Jahreswert des Bilanzjahres und nicht das 5-Jahresmittel in die Bilanz einging.

Die für eine Stickstoffbilanz erheblichsten Basisdaten, da sie für mehrere Stickstoffflussberechnungen herangezogen werden müssen, sind:

- Bodennutzung
- Ernteangaben

- Viehzahlen

Um ein erstes Bild über die landwirtschaftliche Entwicklung der letzten 50 Jahre in Österreich zu erhalten, soll an dieser Stelle kurz die Chronologie dieser drei Basisdaten präsentiert werden.

3.3.1 Bodennutzungsdaten

Vom Österreichischen Statistischen Zentralamt wird alle fünf Jahre eine Bodennutzungserhebung der Betriebe, die Flächen mit ganz oder teilweise land- und forstwirtschaftlicher Nutzung besitzen, durchgeführt. Diese Erhebung erfolgt nach dem Wirtschaftsprinzip. Das bedeutet, dass sämtliche Wirtschaftsflächen eines Betriebes in der Wohnsitzgemeinde des Betriebsinhabers erfasst werden, auch wenn diese Flächen in einer anderen Gemeinde liegen. Ebenso geht Grundbesitz österreichischer Betriebe im Ausland in die Statistik ein, österreichische Flächen von ausländischen Betrieben hingegen nicht.

Sowohl das Wirtschaftsprinzip als auch die Tatsache, dass Betriebe erst ab einer Größe von einem Hektar in die Befragung aufgenommen werden, mindert zwar die Genauigkeit der erhobenen Daten, dennoch gibt es keine anderen ähnlich genauen und detaillierten Angaben über die Bodennutzung und Kulturartenverteilung in Österreich.

Die räumliche Bilanzierungseinheit für die vorliegende Stickstoffbilanz stellt die „landwirtschaftlich genutzte Fläche“ dar. Zu dieser Fläche zählen Ackerland, Wein- und Obstgärten wie auch das Grünland (Weiden, Wiesen und Almen).

Im Konkreten wird mit 5-Jahresmitteln der jeweiligen Bilanzjahre gerechnet, die wiederum aus einer Jahreszusammenstellung sämtlicher Flächenangaben von KRAUSMANN (2001) ermittelt wurden.

Es folgt eine tabellarische Zusammenstellung der Flächenverteilung der vier Bilanzjahre:

Fläche in ha (5JM)	1950	1965	1980	1995
Ackerland	1.543.835	1.431.565	1.401.355	1.360.116
Grünland	2.493.584	2.414.942	2.131.224	1.990.204
Wiesen inkl. Egärten	1.216.896	1.196.207	1.097.954	991.847
Weiden	364.049	320.549	227.876	145.085
Almen	912.639	898.186	805.394	853.272

Gartenland	88.738	111.738	143.875	80.972
Weingärten	31.241	36.669	53.774	52.027
Obst- und Gartenland	57.497	75.069	90.101	28.945

Tabelle 6: Flächenverteilung Österreichs nach Nutzung von 1950-1995

An Tabelle 6 wie auch an der dazugehörigen Grafik (Abbildung 5) wird deutlich, dass es sowohl beim Ackerland als auch beim Grünland zu einer kontinuierlichen Abnahme der Fläche zwischen 1950 und 1995 kam. Durch die Aufgliederung des Grünlandes in Wiesen, Weiden und Almen erkennt man einen eindeutigen flächenmäßigen Rückgang der Wiesen und Weiden seit 1950, die Fläche der Almen hingegen schrumpften nur geringfügig.

Das Gartenland, bestehend aus den beiden Kategorien Weingärten und Obst- und Gartenland, zeigt einen Flächenanstieg bis 1980. Zwischen 1980 und 1995 ging die Fläche, vor allem die des Obst- und Gartenlandes, wieder drastisch zurück

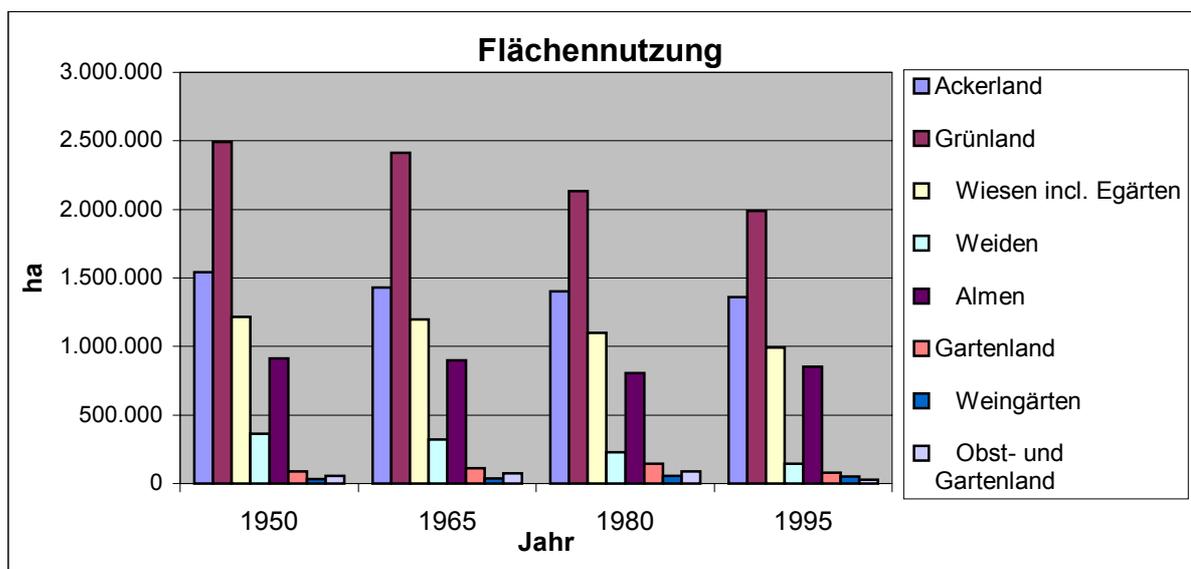


Abbildung 5: Veränderung der Flächennutzung im Verlauf der Zeit

3.3.2 Erntedaten

Für eine Zeitreihe der Ernteprodukte werden vom Österreichischen Statistischen Zentralamt jährlich die Erntemengen in Tonnen erhoben.

An der folgenden tabellarischen (Tabelle 7) und graphischen (Abbildung 6) Zusammenstellung der mengenmäßig wichtigsten Ernteprodukte erkennt man deutliche Differenzen zwischen den vier Bilanzjahren.

Ernte in t	1950	1965	1980	1995
Weizen	347.719	808.616	1.101.339	1.233.317
Roggen	343.294	353.228	347.670	257.545
Gerste	210.065	644.659	1.344.633	1.137.955
Hafer	274.420	320.694	304.326	174.729
Mais	119.748	236.605	1.346.040	1.599.209
Silo- und Grünmais	998.400	1.328.760	5.724.720	4.049.751
Kartoffel	2.270.309	3.106.525	1.317.795	729.965
Zuckerrüben	715.520	2.013.913	2.626.911	2.900.452
Futterrüben	2.139.000	2.168.000	605.200	89.720
Heu von Klee und Klee gras	1.214.580	1.655.120	613.100	544.694
Wiesenheu inkl. Egärten	4.166.000	6.867.540	7.434.020	6.541.022
Weiden (Heu)	589.025	885.193	813.390	697.233
Almen	414.518	368.883	406.516	466.894
Weingärten	136.141	282.743	443.048	298.878

Tabelle 7: Ernte in t Frischgewicht der wichtigsten pflanzlichen Produkte Österreichs von 1950-1995

Im Gegensatz zur Fläche, die seit 1950 einen deutlichen Rückgang verzeichnete, sind die Ernten einiger bedeutender Ackerfrüchte stetig angestiegen. Besonders Weizen, Mais und Zuckerrüben weisen einen Produktionsanstieg auf.

Auch bei der Gerste, dem Silo- und Grünmais, dem Wiesenheu und den Erträgen der Weingärten kam es bis in die 80er Jahre zu einem Ertragsanstieg, während die Ernte bis 1995 wiederum leicht abnahm.

Die Erntemenge von Kartoffeln, Futterrüben und dem Heu von Klee und Klee gras nahm seit 1965 drastisch ab.

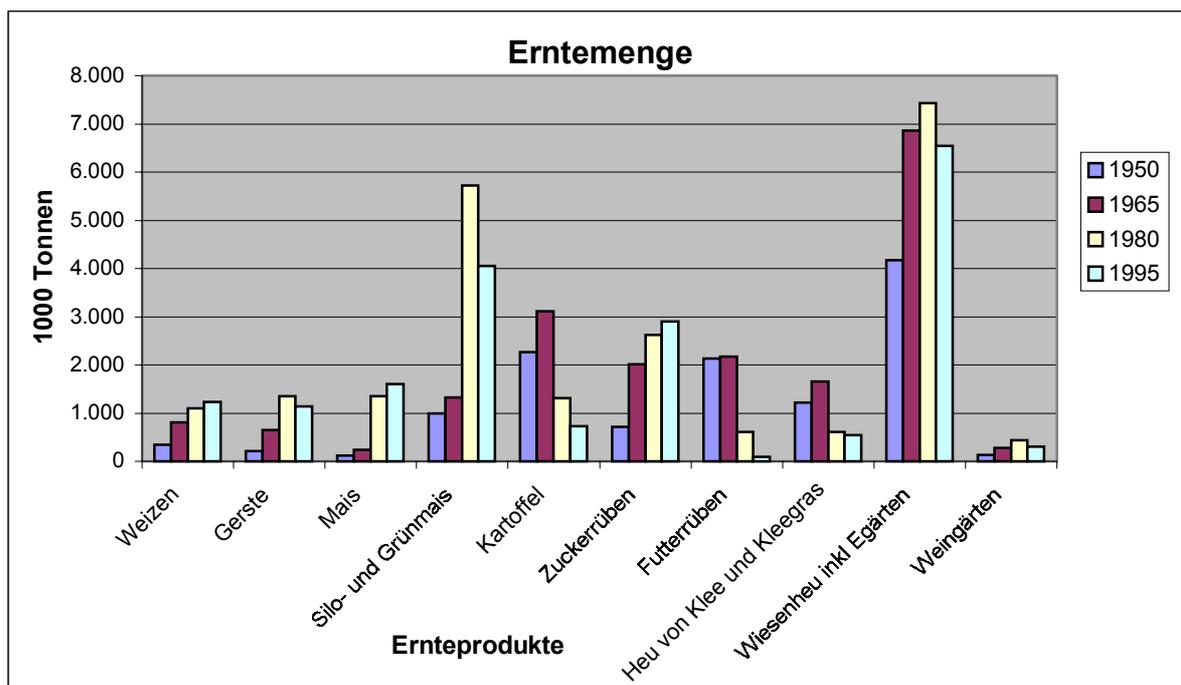


Abbildung 6: Veränderung der Erntemengen einiger pflanzlicher Produkte von 1950-1995

3.3.3 Viehbestandszahlen

Im Zuge der land- und forstwirtschaftlichen Betriebszählung des ÖSTAT wird auch die allgemeine Viehzählung durchgeführt, wobei 42 Viehgattungen erhoben werden.

Auf Basis dieser Zahlen werden berechnet:

- anfallende Nährstoffmengen in Form von organischen Düngern
- die für diesen Viehbestand benötigten Futtermittel
- die Schlachtmengen für den Bilanzposten „Tierische Produktion“

	1950	1965	1980	1995
Pferde	278	86	42	70
Rinder	2.244	2.418	2.548	2.292
Schweine	2.243	2.879	3.939	3.720
Schafe	368	140	192	361
Ziegen	315	102	32	52
Geflügel	6.267	10.832	15.062	13.359
Truthühner			147	718

Tabelle 8: Veränderung der Viehzahl Österreichs von 1950-1995 in 1.000 Stück

Tabelle 8 und Abbildung 7 stellen die Entwicklung der mengenmäßig bedeutendsten Tiergruppen Rinder, Schweine und Geflügel dar. Alle drei Tierarten weisen die gleiche Tendenz auf, nämlich eine zahlenmäßige Zunahme bis 1980 (vor allem bei den Schweinen und dem Geflügel) gefolgt von einem Rückgang der Viehanzahlen zwischen 1980 und 1995.

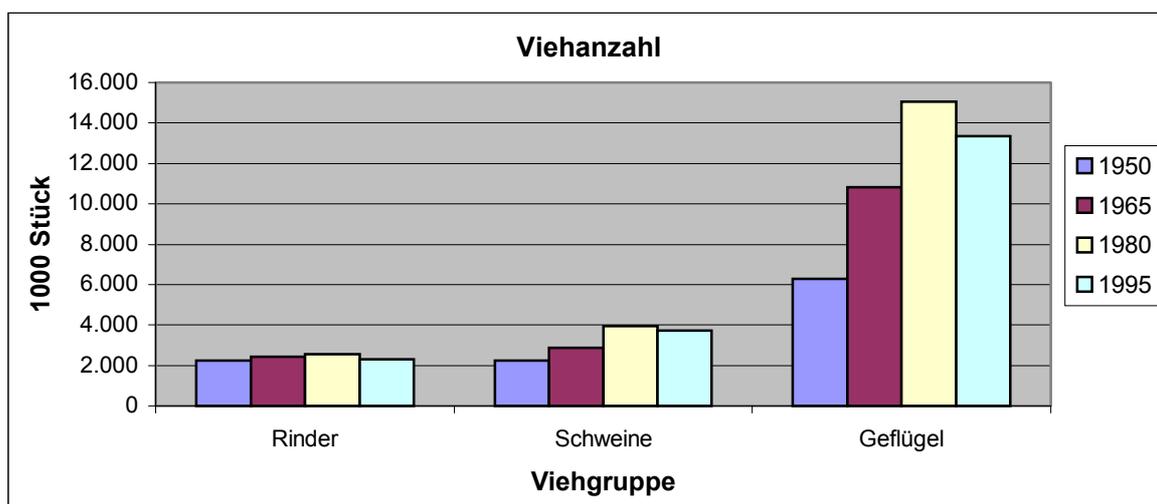


Abbildung 7: Veränderung der Stückanzahl der wichtigsten landwirtschaftlichen Nutztiere

Es wurden noch weitere Basisdaten aus verschiedenen Quellen für diese Stickstoffbilanz herangezogen, auf die allerdings erst in der Darstellung der Berechnung jedes einzelnen Bilanzposten eingegangen wird (Kapitel 3.4).

Zusammenfassend erkennt man an der Entwicklung dieser landwirtschaftlichen Parameter eine Intensivierung der Landwirtschaft. Die Erntemengen nehmen trotz einer Abnahme der landwirtschaftlichen Fläche deutlich zu, ebenso die Haltung landwirtschaftlicher Nutztiere.

Wie sich diese Tendenz auf den Stickstoffhaushalt der österreichischen Landwirtschaft auswirkt, wird in den folgenden Kapiteln analysiert.

3.4 Berechnung der Stickstoffflüsse

In diesem Kapitel werden sämtliche Bilanzposten und deren konkrete Berechnung detailliert beschrieben. Die Datenerhebung erfolgt, wie bereits im vorigen Kapitel erwähnt, mittels amtlicher Statistiken. Die Auswahl der Stickstoffgehaltswerte wird

einer Reihe von Literaturquellen entnommen, verglichen und bestimmte angenommene Werte werden letztlich für die Bilanz verwendet.

3.4.1 Input aus der übrigen Gesellschaft

3.4.1.1 Mineraldünger aufwandsmengen

Um die laufenden Entzüge von Stickstoff auszugleichen, die durch die Abfuhr von Ernteprodukten eintreten, müssen den Böden die entzogenen Stoffe wieder zugeführt werden. Ziel der Düngung ist es, der Pflanze die notwendigen Nährstoffe in dem Maße zur Verfügung zu stellen, die notwendig sind, um ausreichende Erträge und Qualitäten zu erzielen.

Die Mengen der verkauften Reinnährstoffmengen Stickstoff wurden bis 1995 vom Getreidewirtschaftsfond bzw. von der Agrarmarkt Austria (AMA) erhoben und dokumentiert. Aus sämtlichen Statistiken über den Aufwand von Reinstickstoffmengen pro Jahr geht keine Aufschlüsselung hervor, aus welchen Stickstoffdüngern (Kalkammonsalpeter, Ammoniumsulfate, Harnstoff, u.a.) und in welcher chemischen Verbindung der Stickstoff auftritt. Allerdings ist eine derartige Gliederung für die vorliegende Bilanz, sowie auch für viele in der Literatur zu findenden Stickstoffbilanzen, nicht weiter von Bedeutung. Wichtig ist, in welchen Mengen Stickstoff mittels Stickstoffdünger auf das untersuchte Gebiet aufgetragen wird.

Da am Institut eine zusammengestellte Zeitreihe über die pro Jahr aufgebrachte Reinstickstoffmenge von 1920 bis 1997 vorliegt, können mit Hilfe dieser Angaben 5-Jahresmittel errechnet werden und in die Bilanz eingehen.

Es folgt eine tabellarische Zusammenstellung (Tabelle 9) der mit Mineraldünger aufgetragenen Reinstickstoffmengen Österreichs.

	Reinstickstoff in t
1950	18.280
1965	77.500
1980	154.560
1995	123.950

Tabelle 9: Reinstickstoffmengen in t (5JM)

Zur Kontrolle dieser Zahlen wird der eingesetzte Mineraldünger nach der Broschüre „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLF, 1996) bzw. den Empfehlungen des ÖPUL³ 2000 zusätzlich abgeschätzt. In beiden Quellen werden Düngempfehlungen pro Hektar Kulturart je nach Ertragslage angeführt.

Tabelle 10 zeigt die verwendeten Werte für die Stickstoffdüngung in kg N/ha*a bei mittlerer Ertragserwartung.

	Düngeraufwand [kg Reinstickstoff/ha*a]
Weizen	130
Roggen	100
Gerste	120
Hafer	90
Körnermais	140
Silo- und Grünmais	140
Kartoffeln	110
Zuckerrüben	90
Futterrüben	140
Raps/Rübsen	140
Obst- und Gartenland	60
Weingärten	60

Tabelle 10: Empfohlene Stickstoffdüngung in kg N/ha*a bei mittlerer Ertragslage

Die Grundlagen zur Umsetzung der Düngempfehlungen werden aus Feldversuchen abgeleitet, wie sie vor allem von Bundesämtern, Bundesanstalten und Landesorganisationen seit vielen Jahren vorgenommen werden (BMLF, 1996).

Die Gegenrechnung mittels der angeführten Düngempfehlungen konnte natürlich nur für die Zeitpunkte 1980 und 1995 durchgeführt werden, da in den Jahren 1950 und 1965 der Mineraldüngereinsatz noch zu gering war, um die in diesen Broschüren angegebenen Düngempfehlungen als Kontrolle anzuwenden.

3.4.1.2 Futtermittel

Zunächst muss ein Überblick über den Nährstoffbedarf des Viehbestandes mittels Nährstoffbedarfswerten für landwirtschaftliche Nutztiere geschaffen werden. Dafür wird nach der Methode, wie sie in KAAS et al. (1994) verwendet wird, vorgegangen.

³ Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft

Auf Grund dieser wird der empfohlene, bedarfsgerechte Nährstoffverbrauch in Form von Futtermitteln für die Tiere berechnet. Von diesem Gesamtnährstoffverbrauch werden die Nährstoffmengen der Futterproduktion vor Hof (Heu, Mais, Futterrüben, u.a.) abgezogen und so die notwendigen Importmengen aus der übrigen Gesellschaft überschlagsmäßig berechnet.

Die Futtermittelbedarfswerte der einzelnen Tiergattungen werden einer Studie über eine regionale Stickstoffbilanz des Umweltbundesamtes Wien (Götz et al., 1996) entnommen, da dort Mittelwerte aus Futterwerttabellen gebildet wurden. Mit Hilfe dieser Zahlen wird der ungefähre Stickstoffbedarf der Tiere berechnet, der allerdings mit großen Unsicherheiten behaftet ist, da die Tiere abhängig von Alter, Lebendgewicht, Züchtungsziel, Trächtigkeit, etc. unterschiedlichen Nährstoffbedarf und entsprechende Futteraufnahme haben.

Hauptgrundlage zur Berechnung des Teils der Futtermittel, der über den Markt in den Sektor Landwirtschaft fließt, stellen die Untersuchungen von HOHENECKER (1980) dar. HOHENECKER nimmt eine Einteilung der Futtermittel in folgende Kategorien vor:

I. Marktgängige Futtermittel

I.A. Futtermittel pflanzlichen Ursprungs

I.B. Nebenerzeugnisse aus der Verarbeitung pflanzlicher Produkte

I.C. Futtermittel tierischen Ursprungs

I.D. Erzeugnisse industrieller Herkunft für Futterzwecke

II. Nicht marktgängige Futtermittel

Da diese Einteilung nicht den systemischen Grenzen des in dieser Arbeit verwendeten Modells gleichzusetzen ist, wurde der Vorgehensweise von DARGE (2002) gefolgt, da dieser seine Methodik an das Bilanzierungsmodell anpasste. Er ging davon aus, dass nicht alle marktgängigen Futtermittel (I.) tatsächlich über den Markt gehen, sondern ein Teil davon vom Hof direkt stammt oder innerhalb des Landwirtschaftssektors verbleibt und somit keine Grenzen des Modells überschreitet. Es folgt eine Zusammenfassung der Überlegungen DARGE's zu den einzelnen Futterkategorien, die in dieser Arbeit übernommen werden.

I. Marktgängige Futtermittel

I.A. Futtermittel pflanzlichen Ursprungs

Da Getreide und Kartoffeln 99% dieser Kategorie ausmachen, wurden nur diese beiden Posten stellvertretend für alle marktgängigen Futtermitteln pflanzlichen Ursprungs berechnet. Für die Differenzierung der Futtermittel, die über den Markt kommen und denen, die vom Hof stammen, wurde an die prozentuelle Aufteilung den Angaben der AMA (1997-2000) entnommen und für alle vier Bilanzjahre als gleich angenommen.

Die Stickstoffgehaltszahlen werden denen des Erntegutes gleichgesetzt.

I.B. Nebenerzeugnisse aus der Verarbeitung pflanzlicher Produkte

Als Datenquelle dienen die Angaben der Ernährungsbilanzen (ÖSTAT, 1952-1998) zu Bierproduktion, Ausmahlungsgrade von Getreide und Zuckerproduktion, die nach den Angaben HOHENECKER's (1980) und BÄCK's (1990) zu den Anteilen von Biertreber, Malzkeimen, Mühlennachprodukten, Trockenschnitte und Melasse auf die Bilanzjahre umgerechnet werden.

Die verwendeten Stickstoffgehaltszahlen stammen aus LÖHR (1990) und DBG (1992).

I.C. Futtermittel tierischen Ursprungs

DARGE (2002) ermittelte über eine Berechnung der Schlachtabfälle die anfallenden Tiermehle. Für den Posten Milch errechnete er die prozentualen Anteile der verfütterten Milch an der Gesamtmilchproduktion von 1985-1988 (BÄCK, 1990), und gewann so die fehlenden Daten für 1980, 1965 und 1950.

I.D. Erzeugnisse industrieller Herkunft für Futterzwecke

Der Anteil dieser Kategorie am Gesamtfuttermittelaufkommen ist sehr gering, aus diesem Grund wird dessen Berechnung vernachlässigt.

II. Nichtmarktgängige Futtermittel

Da diese Futtermittel am Hof verfüttert werden und nicht den landwirtschaftlichen Sektor verlassen, überschreiten sie keine Bilanzgrenzen des vorliegenden Modells. Sie gelangen lediglich im Inputfluss Ernte in den Sektor Landwirtschaft.

Auch die gesamte Strohernte, die vom Feld geholt wird, ist in dem Posten Ernte enthalten. DARGE (2002) stellte Schätzungen darüber an, wie viel von dieser Strohernte verfüttert wurde, die ebenfalls in dieser Arbeit übernommen werden.

Die Stickstoffgehalte sämtlicher nichtmarktgängiger Futtermittel können dem Kapitel Ernte (3.4.2.1) entnommen werden.

Als Input aus dem übrigen Gesellschaftssystem in den Bereich Landwirtschaft ergibt sich somit die Summe aus gehandeltem Getreide und Stroh, sowie der pflanzlichen und tierischen Nebenprodukte.

3.4.1.3 Klärschlamm

Klärschlämme finden als unvermeidbare Folgeprodukte der Abwasserreinigung zu einem geringen Teil auch Verwendung im Rahmen der landwirtschaftlichen Produktion, in dem sie als Dünger auf landwirtschaftliche Flächen aufgetragen werden.

Im Gewässerschutzbericht (BMLF, 1996) findet man Angaben über die landwirtschaftlich genutzten Klärschlammengen in t Trockensubstanz (TS) für das Jahr 1995. Da sich für die früheren Zeitpunkte die Datenlage eher bescheiden darstellt, muss für die Jahre 1980 und 1965 mit Schätzungen kalkuliert werden. Für diese beiden Zeitpunkte wird anhand von prozentuellen Angaben über die Veränderung der Anschlussgrade der Bevölkerung ans Kanalnetz das Klärschlammaufkommen geschätzt. Dabei wird angenommen, dass der Anteil des landwirtschaftlich genutzten Klärschlammes mit etwa 11% gleich bleibt. Für 1950 wird davon ausgegangen, dass es keine Einträge mittels Klärschlämme gab (Tabelle 11).

	Klärschlammfall in t TS/a	Anteil des landwirtschaftlich genutzten Klärschlammes in t TS/Jahr
1950	-	-
1965	-	22.048*
1980	-	32.790*
1995	390.500	42.400

Tabelle 11: Klärschlamm in t Trockensubstanz pro Jahr

*eigene Schätzung nach Anschlussgrad ans Kanalnetz

Die Nährstoffgehalte werden AICHBERGER (1991) entnommen, welcher über 1.500 verschiedene Klärschlämme Österreichs über zehn Jahre hindurch untersucht hat. Es werden die dort angegebenen am häufigsten analysierten Werte für

österreichische Klärschlämme verwendet. Für Stickstoff wird ein Gehalt von 39 g Stickstoff/kg Trockensubstanz ausgewiesen.

Die landwirtschaftlich genutzten Klärschlammengen multipliziert mit dem durchschnittlichen Stickstoffgehalt in österreichischen Klärschlämmen ergibt die ausgebrachte Stickstofffracht.

3.4.1.4 Saatgut

Bei der Berechnung des Saatgutes wird der Vorgehensweise von DARGE (2002) gefolgt.

In einem ersten Schritt muss der Saatgutbedarf errechnet werden. Mit Hilfe der Ernährungsbilanzen, die seit 1934 jährlich in den Statistischen Nachrichten (ÖSTAT) erscheinen, wird der prozentuelle Anteil des Saatgutes an der Gesamternte der wichtigsten Feldfrüchte ermittelt und so der Gesamtbedarf an Saatgut errechnet (Tabelle 12).

	Weizen	Roggen	Gerste	Hafer	Mais	Kartoffeln	Zuckerrüben	Futterrüben	Raps	Klee
1950	45.750	45.168	29.535	38.583	67.089	384.016	1.096	3.046	60	5.611
1965	40.431	24.726	38.680	22.449	46.961	299.825	1.595	1.467	82	3.539
1980	52.803	16.169	62.312	14.973	49.117	127.289	1.079	311	49	934
1995	46.328	10.603	46.908	7.565	30.051	60.938	521	18	785	682

Tabelle 12: Saatgut in t der wichtigsten Feldfrüchte

Da nicht 100% des Saatgutbedarfs aus dem übrigen Gesellschaftssystem stammen, muss geschätzt werden, zu welchen Teilen dieser Bedarf über den Markt gedeckt wird und wie viel aus der eigenen Ernte vor Hof stammt. Dafür wird aus den Getreidebilanzen Österreichs für 1997 – 2000 (AMA, 1997 – 2000) die prozentuelle Verteilung des Saatgutes, das vor Hof bleibt und das über den Markt geht, errechnet und pauschal für die Zeitpunkte 1995, 1980 und 1965 angewendet. Aus den Getreidebilanzen ergibt sich eine Verteilung von 38%, die über den Markt gehen und restlichen 62%, die direkt vom Hof kommen. Für 1950 wird davon ausgegangen, dass noch ein größerer Teil des Saatgutes vom Hof geliefert wurde, nämlich 90%, und nur 10% über den Markt den Sektor Landwirtschaft passierten (DARGE, 2002).

3.4.2 Input aus der Naturkolonie

3.4.2.1 Ernte

Die Nährstoffabfuhr mit dem Erntegut ergibt sich aus den Erntemengen der einzelnen Feldfrüchte und dem jeweiligen Stickstoffgehalt.

Für die Naturkolonie Acker wird angenommen, dass die Biomasse der Nettoprimärproduktion (NPP) gleichgesetzt werden kann. Der Stickstoffumsatz und –gehalt der einzelnen Nutzpflanzen variiert deutlich, was eine nach Feldfrüchten differenzierte Berechnung erfordert. Hierzu bilden die in Kapitel 3.3.2 angeführten Ernteangaben die Hauptdatengrundlage.

Als Quelle für die verwendeten Nährstoffgehaltszahlen dient eine regionale Stickstoffbilanz des Umweltbundesamtes Wien (GÖTZ et al., 1996), in deren Studie eine Fülle von Literaturangaben über Nährstoffgehalte von Ernteprodukten zum Vergleich herangezogen und daraus mittlere Werte errechnet wurden. Mit Hilfe dieser Mittelwerte der Stickstoffgehaltszahlen werden die Stickstoffabfuhr mit dem Erntegut auch in der vorliegenden Arbeit berechnet.

In Tabelle 13 sind die verwendeten Stickstoffgehaltszahlen der Feldfrüchte, die einen bedeutenden Anteil an der Abfuhr als Erntegut einnehmen, aufgelistet.

Fruchtart	N in g/kg	Fruchtart	N in g/kg
Weizen	19,58	Kartoffeln	3,37
Roggen	16,24	Raps	35
Gerste	16,59	Rotklee- und sonstige Kleeheuarten	25,61
Hafer	17,28	Luzernenheu	27,34
Körnermais	15,49	Kleegrasheu	21,84
Stroh	5,5	Silo- und Grünmais	2,9
Zuckerrüben	1,94	Wiesenheu und Egärten	21,46
Futter-, Kohlrüben, Futtermöhren	2,14	Weinernte	0,1*
Laub Zuckerrüben	2,9		

Tabelle 13: Verwendete Stickstoffgehaltszahlen verschiedener Feldfrüchte

* Stickstoff in g/1.000hl Wein

3.4.2.2 Abweidung

Zur Beurteilung der Stickstofffracht, die durch die Nutztiere direkt von der Weide aufgenommen wird, werden die Erntemengen der Weiden und Almen mit

Nährstoffgehaltszahlen, die als Mittelwert mehrerer Literaturangaben (GÖTZ, 1997c; LÖHR, 1990; GRUBER et al., 1994) errechnet werden, multipliziert (Tabelle 14).

Fruchtart	N in g/kg
Weidenheu	20
Almen	30

Tabelle 14: Verwendete Stickstoffgehaltszahlen für Weiden und Almen

3.4.3 Output in die Naturkolonie

3.4.3.1 Mineraldünger

Der vom übrigen Teil der Gesellschaft gelieferte Reinstickstoff in Form von Mineraldüngern wird vom gesellschaftlichen Sektor Landwirtschaft zwar auf die Naturkolonien aufgetragen, allerdings bleiben nicht 100% dieses Stickstoffs für die landwirtschaftlichen Nutzpflanzen verfügbar, da es durch chemische Umwandlungsprozesse zu erheblichen Verlusten kommt.

Vom ausgebrachten Mineraldünger gehen rund 2% als Ammoniakemissionen in die Luft (VAN DER HOEK in: BRAUN et al., 1994).

Auch durch Denitrifikation geht ein Anteil des Stickstoffs verloren. Die Prozentangaben der Denitrifikationsverluste liegen in einem weiten Bereich von 2,5% bis über 50% des ausgebrachten Düngerstickstoffs. In BRAUN et al. (1994) werden 20% der ausgebrachten Stickstoffmenge als anthropogen bedingte Denitrifikationsmenge errechnet und für diese Arbeit herangezogen.

Zieht man von der in den Sektor Landwirtschaft gelangenden Stickstoffmenge diese insgesamt 22% Verlust ab, erhält man den Stickstoff, der tatsächlich von der Gesellschaft der Naturkolonie zur Verfügung gestellt wird.

3.4.3.2 Wirtschaftsdünger

Hauptdatengrundlage bilden die in Kapitel 3.3.3 dargestellten Viehbestandszahlen. Aufgrund des Viehbestandes kann auf die in einem Jahr anfallenden Nährstoffmengen in Form von organischen Düngemitteln hochgerechnet werden. Für diese Berechnungen wird die Anzahl der verschiedenen Tiere in ein einheitliches Maß, die Dung-Großvieheinheiten (DGVE), umgerechnet. In Österreich existieren mehrere DGVE-Schlüssel, welche je nach Verwendungszweck angewendet werden. In der vorliegenden Arbeit wird der Umrechnungsschlüssel aus GEISLER (1998)

entnommen. Da anzunehmen ist, dass im Laufe der Zeit das durchschnittliche Körpergewicht einiger Tiergruppen zunahm, werden für Kälber, Stiere/Ochsen, Kalbinnen und Schlachtschweine die DGVE-Umrechnungszahlen von 1995 bis 1950 ein wenig nach unten korrigiert.

	Dung-Großvieheinheiten
1950	1.984.642
1965	2.516.420
1980	2.759.236
1995	2.886.101

Tabelle 15: Veränderung der Dung-Großvieheinheiten von 1950 bis 1995

Definitionsgemäß wird angenommen, dass eine Dung-Großvieheinheit pro Jahr 80 kg Stickstoff produziert. Das heißt, die in Tabelle 15 angeführten Dung-Großvieheinheiten multipliziert mit 80 ergeben den anfallenden Stickstoff in Form von Wirtschaftsdünger, jedoch sind wiederum nicht 100% davon auch pflanzenwirksam.

Der Stickstoff organischer Düngemittel ist im Gegensatz zum Stickstoff von Mineraldüngern meist für Pflanzen nicht unmittelbar verfügbar. Etwa 50% des Stickstoffs sind organisch gebunden und werden erst langsam durch Mineralisation frei. Außerdem kommt es zu erheblichen Ausgasungsverlusten während der Lagerung und Ausbringung, da der Anteil des Ammoniums, aus dem sich relativ leicht flüchtiger Ammoniak bildet, im Wirtschaftsdünger mit zirka 50% sehr hoch ist. Hauptsächlich geht Stickstoff durch die beiden Vorgänge Ammoniakausgasung und Denitrifikation verloren.

Zahlen für die Ammoniakverluste aus der Tierhaltung existieren vielfach in der Literatur. In dieser Arbeit wird folgender Ansatz zur Abschätzung der Ausgasung verwendet. Von den 80 kg pro Dung-Großvieheinheit produziertem Stickstoff fallen 20 kg als Ammoniak-Stickstoff-Verluste an, so dass angenommen werden kann, dass 25% in Form gasförmigen Ammoniaks verloren gehen (GÖTZ et al., 1996).

Zusätzlich kommt es auch beim organischen Dünger zu Denitrifikationsverlusten, die in BRAUN et al. (1994) mit 20% der ausgebrachten Stickstoffmenge angegeben werden.

Der anfallende Stickstoff abzüglich der insgesamt 45% gasförmigen Stickstoffverluste ergibt somit die Stickstoffmenge, die als Output des Sektors Landwirtschaft in die Naturkolonie gelangt.

3.4.3.3 Klärschlamm

Wie beim Mineraldünger, kommt es auch beim Auftragen des Klärschlammes auf landwirtschaftliche Nutzflächen zu Ausbringungsverlusten, speziell durch Denitrifikation.

BRAUN et al. (1994) geht auch beim Klärschlamm von einem Denitrifikationsverlust von 20% aus.

3.4.3.4 Saatgut

Der bereits im Kapitel 3.4.1.4 errechnete Gesamtsaatgutbedarf ergibt zugleich auch die Ausfuhr von Stickstoff in Form von Saatgut aus dem Sektor Landwirtschaft in die Naturkolonie. Das bedeutet, die Summe des vom Markt kommenden Saatgutes und des Anteils, der vor Hof liegt, ergibt den Bilanzposten Saatgut als Output von der Gesellschaft in die Naturkolonie.

3.4.4 Output ins übrige Gesellschaftssystem

3.4.4.1 Pflanzliche Produkte

Für die Berechnung der pflanzlichen Produkte, die als Output ins übrige Gesellschaftssystem gelangen, werden von den berechneten Werten für die Nährstoffabfuhr mit dem Erntegut (Kapitel 3.4.2.1) jene, die direkt am Hof verbleiben, abgezogen. Somit muss von der gesamten Ernte aus der Naturkolonie der Teil, der als Futtermittel, Einstreustroh oder Saatgut verwendet wird, subtrahiert werden.

3.4.4.2 Tierische Produkte

Zu den tierischen Produkten, die den Sektor Landwirtschaft verlassen, werden tierisches Fleisch, Milch und Eier bilanziert. In welcher Form diese Produkte von der übrigen Gesellschaft verarbeitet werden, wird nicht näher analysiert.

FLEISCHPRODUKTION – SCHLACHTUNGEN

Das ÖSTAT erhebt jährlich die Zahl der geschlachteten Tiere beziehungsweise das Schlachtgewicht der Rinder, Schweine, Pferde, Schafe und des Geflügels in den Politischen Bezirken. Auch Hausschlachtungen werden mitbilanziert, da der Verzehr im bäuerlichen Haushalt bereits zum Sektor Haushalte zählt. Zum Teil fehlen die Schlachtgewichtsangaben, jedoch werden die Schlachtungszahlen in Stück angeführt. Daher mussten in einem ersten Schritt mittels Angaben für die durchschnittlichen Schlachtgewichte der einzelnen Tiere aus LÖHR (1990) die

Menge an produzierten tierischen Produkten (Fleisch, Innereien, Knochen, u.a.) berechnet werden.

Für die Berechnung der anfallenden Nährstoffmengen findet man in der Literatur mehrere Methoden, von denen in dieser Arbeit einige ausgeführt wurden, um schließlich den Mittelwert der Ergebnisse in die Bilanz aufzunehmen.

Vor allem für *Schweine und Rinder* gibt es verschiedene Nährstoffgehaltsangaben.

In einer ersten Berechnung werden die Stickstoffgehaltszahlen den Angaben der Veterinärmedizinischen Universität (KAAS et al., 1994) entnommen, wo aufgegliedert in Fleisch, Fett, Knochen, Eingeweide, Kopf, Haut, Blut und Abfall Stickstoffgehaltsangaben zu finden sind.

Eine andere Berechnungsmethode der anfallenden Nährstoffmengen in tierischen Produkten verwendet die DBG (1992), welche vom gesamten Rinder- bzw. Schweinekörper ausgeht und für diesen Nährstoffgehaltszahlen angibt, und zwar für Rinder 25,6 g Stickstoff/kg Gewicht und für Schweine 27 g Stickstoff/kg Gewicht.

Eine dritte Berechnung wird anhand der Nährstoffgehaltszahlen von BRAUN et al. (1994) durchgeführt, welche für Rinder 24,56 g Stickstoff/kg und für Schweine 22,21g Stickstoff/kg Lebendgewicht angeben.

Auch für die *Schafe* wird mit zwei Varianten gerechnet. Einerseits werden Angaben aus KAAS et al. (1994) herangezogen, wo 2,5-3,5% Stickstoff für den Gesamtkörper angegeben werden, andererseits werden vom UBA Berlin (1994) 2,7% Stickstoff angenommen.

Für *Pferdefleisch* werden die Stickstoffkonzentrationen von BRAUN et al. (1994) für Tierkörper von Wiederkäuern angenommen (2,46% Stickstoff).

In KAAS et al. (1994) wird für *Geflügelfleisch* ein Proteingehalt von 20% angenommen, der wiederum zu 10-12% aus Stickstoff besteht. BRAUN et al. (1994) gehen davon aus, dass 26g Stickstoff/kg Geflügelfleisch entfallen. Eine dritte Berechnungsmethode geht von 32g Stickstoff/kg Fleisch aus (UBA Berlin, 1994).

MILCHPRODUKTION

Zahlen für die jährliche Kuhmilchproduktion werden vom ÖSTAT jedes Jahr für die Bundesländer erhoben. Aus den Angaben zur Gesamtmilchproduktion abzüglich des Teiles der Milch, die wieder verfüttert wird, wird mit Hilfe von Nährstoffgehaltszahlen aus GÖTZ et al. (1996), welche einen Stickstoffgehalt von 5,17 bis 5,7 g/kg angeben, die anfallende Stickstoffmenge ermittelt.

EIERPRODUKTION

Nach KÖSTER et al. (1988) beträgt die jährliche Eierproduktion pro Legehennen 10 kg Eier. Um aus der Gesamteierproduktion in kg auf den produzierten Stickstoff zu schließen, wird mit einem Mittelwert aus KAAS et al. (1994) und BRAUN et al. (1994) gerechnet, die 1,83% Stickstoff ausweisen.

3.4.5 Input aus der Natur in die Naturkolonie

Die beiden Vorgänge Stickstofffixierung und Deposition, bei denen es zu einem Stickstoffeintrag aus der Natur in die Naturkolonie kommt, sind zwar natürlich, jedoch wird deren Ausmaß erheblich anthropogen beeinflusst (durch Anbau von Leguminosen bzw. Veränderung der Konzentration löslicher Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre), sodass deren Berechnung für die vorliegende Bilanz erforderlich schien.

3.4.5.1 Stickstofffixierung

Wie bereits in Kapitel 2.1.1 genauer ausgeführt, muss hierbei zwischen der Fixierung durch freilebende Mikroorganismen und der Fixierung durch symbiotische Organismen unterschieden werden, da sie deutlich unterschiedliche Fixierungsraten aufweisen.

Die nicht-symbiotische N₂-Fixierung hängt stark von der Höhe der Stickstoffdüngung ab und kann schwer geschätzt werden. Sie wurde auf Grund ihrer geringen Bedeutung und Variabilität infolge des unbekanntem Anteils an Leguminosen mit Werten zwischen 10 und 15 kg Stickstoff/ha (BRAUN et al., 1994) angenommen (Tabelle 16).

	kg N/ha*a
restl. Ackerfläche	10
Weingärten	10
Obst- und Gartenland	15

Tabelle 16: Werte für nicht-symbiotische Stickstofffixierung

Weitaus wichtiger für die Landwirtschaft sind die Bakterien der Gattung Rhizobium, welche in Wurzelknöllchen von Leguminosen (z.B.: Luzerne, Klee, Erbse, Bohne) symbiotisch mit diesen leben. Ihre Bindungsleistung beträgt bis zu 300 kg Stickstoff/ha*a (BUWAL, 1993).

In Tabelle 17 sind die Stickstoffeintragungsmengen durch symbiotische Stickstoffbindung für die Leguminosen-Anbauflächen des Ackerlandes und für das Grünland angegeben. Die verwendeten Werte werden der regionalen Stickstoffbilanz des Umweltbundesamtes (GÖTZ et al., 1996) entnommen, da dort (wie bei den Nährstoffgehaltszahlen des Erntegutes) Mittelwerte aus einer Reihe verschiedener Literaturangaben ermittelt wurden.

	N in kg/ha*a
Klee	208
Luzerne	267
Klee gras	160
Sojabohnen	80
Körnererbsen (Speiseerbsen)	120
Pferdebönnen (Ackerbönnen)	175
Grünland	80

Tabelle 17: Werte für symbiotische Stickstofffixierung verschiedener Leguminosen

3.4.5.2 Deposition

Eine eindeutige Zuordnung der Stickstofffrachten durch Deposition im vorliegenden Stickstoffflussmodell für den gesellschaftlichen Sektor Landwirtschaft stellt sich als sehr schwierig heraus. Damit es überhaupt zu Stickstoffdepositionen kommen kann, ist das Vorhandensein von Stickoxiden in der Atmosphäre Grundvoraussetzung. Dafür bestehen im Wesentlichen zwei Komponenten. Einerseits gibt es einen natürlichen Stickoxidanteil in der Atmosphäre, der sich auch durch natürliche Vorgänge wie Blitzschläge als Deposition niederschlägt, dieser Anteil ist mengenmäßig jedoch gering. Andererseits steigt der Stickoxidanteil in der Luft zum Teil drastisch durch erhöhte anthropogen bedingte Stickstoffemissionen an. Diese Emissionen führen nach Reaktion in der Atmosphäre zur Bildung von Schadgasen. Die teilweise chemisch veränderten Verbindungen werden in Folge durch nasse oder trockene Deposition am Boden, auf Pflanzen oder im Gewässer abgelagert. Somit sind zwar die Emissionen von Stickoxiden rein durch menschliche Aktivitäten verursacht, allerdings werden die daraus resultierenden Immissionen nicht ausschließlich durch gesellschaftliche Prozesse beeinflusst, sondern hängen nicht unbeträchtlich von gesellschaftlich völlig unkontrollierten Prozessen (u.a. in der Atmosphäre) ab. Da beim Bilanzposten Deposition der Stickstoffeintrag, der als

Immissionen auf den landwirtschaftlichen Sektor einwirkt, bilanziert wird, wird dieser Stickstofffluss der Kategorie „Input von der Natur auf die Naturkolonie“ zugeordnet. Da speziell bei der Deposition gesellschaftliche Aktivitäten die Höhe der Stickstofffracht beeinträchtigen, wird im Modellschema (Abbildung 4) dieser Einfluss durch einen Pfeil von der Gesellschaft hin zur Deposition hervorgehoben.

Die tatsächlich deponierte Menge an Stickstoff kann abhängig von Höhe und Wetterlage regional stark variieren. In der Literatur lassen sich eine Menge Angaben für die Deposition pro Hektar finden, die teilweise erheblich abweichen. So werden bei KAAS et al. (1994) beispielsweise Werte zwischen 32–48 kg Stickstoff/ha*a angegeben, hingegen findet man bei einer Stickstoffbilanz nach OECD (GÖTZ, 1997c) für 1995 als Wert für die Gesamtdeposition 17,36 kg Stickstoff/ha*a.

In der vorliegenden Arbeit wurde ein Stickstoffeintrag von 20 kg/ha*a angenommen, der für ein immissionsmäßig nur wenig belastetes Gebiet eine Obergrenze (PUXBAUM, 1995) darstellt.

Es kann davon ausgegangen werden, dass im Zeitraum von 1950–1995 eine Zunahme von Stickstoffemissionen in die Atmosphäre durch wachsende Industrie und somit ein erhöhter Stickstoffeintrag mittels Deposition stattfand. Allerdings ist es sehr schwierig legitime Annahmen zu treffen, um welchen Prozentsatz sich die Deposition verändert haben könnte. Würde man für alle vier Jahre die selbe Depositionsrates annehmen, so würde dieser Stickstofffluss von 1950–1995 und zwar proportional zur abnehmenden landwirtschaftlichen Fläche sinken, was wahrscheinlich nicht der Realität entspricht. Es müssen also Vermutungen vorgenommen werden, wie stark die Stickoxide in der Atmosphäre in dem untersuchten Zeitraum stiegen beziehungsweise nach 1980 abnahmen.

Es ist sehr schwierig, für die Zeitpunkte 1950 und 1965 Angaben über emittierte Stickoxide zu finden. In SCHMID et al. (2000) gibt es Angaben zum Lachgas in der Atmosphäre, wobei seit 1960 eine Zunahme der Lachgaskonzentration jedes Jahr um gut 0,2% ausgewiesen wird. Legt man diese prozentuelle Angabe auf die Stickoxide allgemein in der Atmosphäre um, würde das bedeuten, dass es in 15 Jahren zu einer Stickoxidsteigerung von 3% kam. Das heißt, für 1980 könnte man von einem Wert von 19,4 kg/ha*a, 1965 von einer Depositionsrates von 18,8 kg/ha*a und für 1950 von rund 18 kg/ha*a Stickstoffeintrag ausgehen.

3.4.6 Output in die Natur

3.4.6.1 Denitrifikation

Durch die natürlichen Denitrifikationsvorgänge in Boden und Grundwasser findet eine Art „Selbstreinigung“ dieser Medien von Nitrat, nämlich ein Abbau von Nitrat durch Mikroorganismen, statt. Der Umfang der gasförmigen Stickstoffverluste (N_2 , N_2O und NO_x) durch Denitrifikation wird in einer Größenordnung von 20–80 kg/ha*a in der Literatur angegeben (AMT DER NÖ LREG, 1988).

Die Denitrifikationsraten stehen natürlich im Verhältnis zu den Nitratmengen im Boden, sowie der Aktivität der Mikroorganismen, die wiederum von zahlreichen Faktoren abhängig ist, wie Bodenfeuchte, Temperatur, Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanzen, pH-Wert des Bodens und Durchlüftung.

In der verwendeten Berechnungsmethode wird die Denitrifikation in Beziehung zum ausgebrachten Dünger gesetzt. Die Prozentangaben der Denitrifikationsverluste liegen in einem weiten Bereich von 2,5% bis über 50% des ausgebrachten Düngerstickstoffes (SMITH & ARAH, 1990). In BRAUN et al. (1994) werden 20% der ausgebrachten Stickstoffmenge (in Hofdüngern, Mineraldüngern, Klärschlamm und Kompost) als anthropogen bedingte Denitrifikationsmenge berechnet. Die natürlichen Denitrifikationsverluste werden auf 5 kg Stickstoff/ha*a geschätzt (Tabelle 18).

	Denitrifikationsverluste
Wirtschaftsdünger	20%
Mineraldünger	20%
Klärschlamm	20%
natürliche Denitrifikation	5 kg N/ha*a

Tabelle 18: Denitrifikationsverluste nach BRAUN et al., 1994

3.4.6.2 Ammoniakausgasung

Stickstoffverluste durch Ammoniakausgasung entstehen sowohl bei der Ausbringung von Düngern als auch auf natürlichem Wege.

Besonders hoch sind die Verluste aus der Tierhaltung. Zahlen für die Ammoniakverluste existieren vielfach in der Literatur. In der vorliegenden Arbeit wird ein Verlust von 25% angenommen, da davon ausgegangen wird, dass ein Viertel des von einer Dung-Großvieheinheit produzierten Stickstoffes als Ammoniakstickstoffverluste verloren geht (GEISLER, 1998).

Vom ausgebrachten Mineraldünger gehen rund 2% als Ammoniakemissionen in die Luft (VAN DER HOEK in: BRAUN et al., 1994) verloren.

Die natürlichen Ammoniakemissionen des Bodens werden in BRAUN et al. (1994) mit 0,2 kg N/ha angegeben (Tabelle 19).

	Ammoniakverlust
Wirtschaftsdünger	25%
Mineraldünger	2%
natürliche Emission	0,2 kg N/ha

Tabelle 19: Quellen der Ammoniakausgasung in der Landwirtschaft

3.4.6.3 Auswaschung

Die Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasserstrom ist von vielen Faktoren abhängig, wie dem Niederschlagsgeschehen, der Bodenart, der Bodennutzung, der Bodenbedeckung, der Hangneigung, der Düngung, der Art des Pflanzenbewuchses und vielem mehr. Eine durchschnittliche Stickstoffauswaschungszahl pro Hektar für die gesamte landwirtschaftliche Fläche wäre daher eine unzulässige Vereinheitlichung, daher wird eine Bandbreite von möglichen Stickstoffverlustzahlen pro Hektar angegeben.

Um diese Bandbreite genauer zu differenzieren, wurden in GÖTZ et al. (1996) für das Ackerland kulturartenspezifische Stickstoffauswaschungsangaben einiger Literaturangaben aus Österreich, der Schweiz und Deutschland zusammengestellt. Die möglichen Stickstoffverluste durch Auswaschung aufgrund der Flächennutzung und Anbauverhältnisse sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

	N-Auswaschung in kg/ha, min.	N-Auswaschung in kg/ha, max.
Weizen, Roggen, Gerste, Hafer, Menggetreide	20	80
Mais	50	130
Kartoffeln	39	90
Futter-, Kohlrüben und Futtermöhren	50	76
Körnererbsen/Pferdebohnen, Ölfrüchte	50	50

Klee, Luzerne, Klee gras	9	40
Wein	50	100
Obst- und Gartenland	40	40

Tabelle 20: Stickstoffauswaschung unter Ackerland in kg/ha

Als Faustzahlen für die Stickstoffauswaschung (RUHR-STICKSTOFF AG, 1988) werden für das Grünland als durchschnittliche Auswaschungszahlen 5–15 kg N/ha*a angegeben.

Die Werte für die durch Auswaschung aus der durchwurzeltten Zone ausgetragenen Stickstoffmengen sind nicht den in das Grundwasser eingetragenen Stickstoffmengen gleichzusetzen, da auch im wasserungesättigten Untergrund und in der vollständig wassergesättigten Bodenzone Verminderungen der Stickstoffkonzentration durch Denitrifikation stattfinden (HAMM, 1991; AMT DER NÖ LREG, 1988). Da die Werte für das Ausmaß der Denitrifikation im Sickerwasser- und Grundwasserbereich jedoch schwer abgeschätzt werden können, unterbleibt hier eine Aufteilung in die Menge an Stickstoff, welche in den Grundwasserkörper eingetragen wird und die gasförmig entweichende Stickstoffmenge.

3.4.6.4 Erosion

Die anthropogen bedingte Bodenerosion, bei welcher es durch Bodenmaterialverluste zum Nährstoffaustrag in Oberflächengewässer kommt, ist vor allem auf Ackerflächen und im Weinbau von Bedeutung. Die natürliche Erosion entsteht durch physikalische und chemische Verwitterung, fluviale Erosion, Rutschungen u.s.w. und tritt vor allem bei Hangneigung und schluffigem Boden auf.

In PRASUHN und BRAUN (1994) wird angenommen, dass nur 20% der erodierten Bodenmenge in die Gewässer gelangen. Bodenerosion unterliegt einer großen räumlichen und zeitlichen Variation, innerhalb eines Jahres bestimmen meist einige wenige Großereignisse die gesamte Jahresabtragsmenge.

Die Erosion unter Wald und Grünland ist im Allgemeinen unbedeutend, unter Ackerland wird durch das Öffnen des Bodens die Erosionsdisposition erheblich erhöht (HAMM, 1991).

Die Stickstoffverluste durch natürliche und anthropogen bedingte Erosion werden nach Werten in PRASUHN und BRAUN (1994) geschätzt. Die Werte in Tabelle 21 berücksichtigen nur den Anteil an erodiertem Bodenmaterial, welcher in die Gewässer gelangt.

	kg N/ha*a
NATÜRLICHE EROSION	
Grünland	0,3
Ackerland	0,3
Weingärten	0,3
Obst- und Gartenland	0,3
Weiden	2,5
ANTHROPOGEN BEDINGTE EROSION	
Ackerland	1,2
Weingärten	1,2

Tabelle 21: Annahmen für Stickstoffaustrag durch natürliche und anthropogene Bodenerosion (PRASUHN und BRAUN, 1994)

3.4.6.5 Oberflächenabschwemmung

Mit dem auf der Bodenoberfläche abfließendem Wasser können Nährstoffe in gelöster Form in die Gewässer abgeschwemmt werden. Die Abschwemmung gelöster Nährstoffe ist vor allem auf Grünland von Bedeutung (BRAUN et al., 1994). Auf Ackerland werden die gelösten Nährstoffe während des Transportes entlang der Bodenoberfläche sowohl an diese als auch an mittransportierte Bodenteilchen gebunden. Zur Abschätzung der abgeschwemmten Fracht werden kulturspezifische Verlustkoeffizienten nach PRASUHN und BRAUN (1994) verwendet (Tabelle 22).

	kg N/ha*a
Grünland	0,4
Ackerland	0,1
Weingärten	0,1
Obst-Intensivkulturen	0,1
Weiden	0,3

Tabelle 22: Annahmen für Abschwemmung von Stickstoff (PRASUHN und BRAUN, 1994)

3.4.7 Stocks

Für die Berechnung der Bestände, die eine gewisse Zeit am Hof zwischengelagert werden, handelt es sich hauptsächlich um Zwischenspeicher, die auf Grund der Viehhaltung anfallen, wie Futtermittel und Stroh, die Nutztiere selber und Saatgut.

Da es zu den Verweilzeiten dieser Produkte in den Statistiken und der Literatur kaum Angaben gibt, wurde in diesem Kapitel, wie auch schon bei den Futtermitteln, den Überlegungen von DARGE (2002) gefolgt, da er seine Annahmen eigens für das vorliegende Modell erstellte.

3.4.7.1 Nutztiere

Mit den Viehbestandszahlen als Basis können mittels Stickstoffgehaltszahlen aus der Literatur (KAAS et al., 1994; UBA Berlin, 1994; BRAUN et al. 1994), ähnlich wie bereits bei der Berechnung der tierischen Produkte im Kapitel 3.4.4.2, die Stickstoffbestände in Form von Nutztieren ermittelt werden.

3.4.7.2 Zwischenspeicher

FUTTERBESTÄNDE

DARGE (2001) geht pauschal von einer durchschnittlichen Verweildauer der Futtermittel über die Hälfte der Winterperiode aus, was bedeutet, dass der Bestand im Jahresmittel bei einem Viertel des Gesamtfuttermittelsverbrauches liegt.

STROH

Nachdem in den Nachkriegsjahren Stroh möglicherweise eine Mangelware darstellte, fiel mit den Jahren immer mehr Stroh an, das keine Verwertung fand und verbrannt oder eingeackert wurde. Daher wird davon ausgegangen, dass Stroh im Zeitraum von 1950–1995 mit immer geringerer Verweildauer zwischengelagert wurde.

So kalkulierte DARGE (2002) die in Tabelle 23 wiedergegebenen Speicherzeiten:

	durchschnittliche Verweildauer in Monaten
1950	12
1965	9
1980	8
1995	7

Tabelle 23: Verweildauer von Stroh in Monaten

SAATGUT

Für Saatgut gibt DARGE (2002) für die Jahre 1950 und 1965 eine durchschnittliche Lagerdauer von etwa sieben Monaten an, die sich in den Jahren 1980 und 1995 auf sechs Monate verringert, da der Anteil des Getreides auf beinahe 70% stieg und Getreide etwa 5,5 Monate gelagert wird.

3.5 Regionalisierung

Für einige im Modell ausgewiesenen Stickstoffflüsse wird eine Regionalisierung auf Gemeindeebene durchgeführt, um auch eine räumliche Verteilung von Stickstoffflüssen innerhalb Österreichs abzubilden. Auf Grund der vorhandenen Datengrundlage am IFF bieten sich für diese Regionalisierung die Flüsse Stickstofffixierung, Mineraldünger, Ernte und Wirtschaftsdünger an. Um parallel zu den nationalen Berechnungen wieder einen zeitlichen Vergleich herzustellen, werden für die Regionalisierung zwei Zeitpunkte zur Gegenüberstellung herangezogen, und zwar 1960 und 1995.

Da am IFF bereits eine Datenreihe der Flächennutzung auf Gemeindeebene vorliegt, können die Flüsse Stickstofffixierung und Mineraldüngerverbrauch mit relativ geringem Aufwand berechnet werden. Für die Stickstofffixierung wird mit den selben Stickstofffixierungsraten wie bei der nationalen Bilanz gerechnet. Der Mineraldüngerverbrauch wird für 1995 mit den Düngeempfehlungen des ÖPUL ermittelt, wobei die Gesamtsumme tatsächlich annähernd den Mineraldüngerverbrauch im Jahr 1995 laut AMA ergibt. Da für das Jahr 1960 die heutigen Düngeempfehlungen nicht anwendbar sind, wird von der Annahme ausgegangen, dass die Relationen zwischen den Stickstofffrachten in Form von Mineraldünger auf die unterschiedlichen Kulturarten gleich sind wie 1995 und im Jahr 1960 lediglich proportional geringer waren.

Für die Erntemengen in Tonnen gibt es in den landwirtschaftlichen Statistiken eine Regionalisierung auf Bezirksebene, allerdings nicht für sämtliche Gemeinden Österreichs. Deshalb mussten zunächst die Erntemengen pro Bezirk kalkuliert werden. Es wurde hierbei davon ausgegangen, dass in allen Gemeinden eines Bezirkes die Erträge der einzelnen Kulturarten pro Hektar gleich sind. Somit ergibt die Multiplikation der Flächen mit den jeweiligen pro Hektar Erträgen die anfallende Ernte. Diese multipliziert mit den Stickstoffgehaltszahlen der nationalen Bilanz ergeben somit die Stickstoffentzüge im Erntegut auf Gemeindeebene.

Für den Viehsektor liegen am Institut auf Gemeindeebene zwar Viehzahlen vor, allerdings nicht in einer genauen Aufgliederung in Altersklassen, wie auf nationaler und Bezirksebene. Auch hierbei wird von der Annahme ausgegangen, dass die prozentuelle Verteilung der Alterklassen einer Tierart pro Bezirk gleich ist und man

so auf die Stückzahl der Tiere pro Gemeinde schließen kann. Mit diesen Angaben wird der Stickstoffanfall in Form von organischen Düngern berechnet.

Natürlich wird mit dieser Vorgehensweise wieder von einer Reihe pauschaler Annahmen ausgegangen. Würde man die Ergebnisse einer Gemeinde aus dieser Regionalisierung mit den Ergebnissen einer speziellen Stickstoffbilanz für diese Gemeinde vergleichen, werden sich diese wahrscheinlich nicht völlig decken, da in der vorliegenden Arbeit keine genauen Ernte- und Viehdaten verwendet und in keiner Weise auf geographische und pedologische Besonderheiten eingegangen wird. Dennoch zeigen die erstellten Landkarten (Kapitel 4.5) diverse, plausible Tendenzen auf.

Mit den beschriebenen methodischen Berechnungsschritten werden sämtliche Stickstoffflüsse und Stocks des gesellschaftlichen Sektors Landwirtschaft ermittelt, deren Ergebnisse im folgenden Kapitel berichtet und graphisch dargestellt werden.

4 Ergebnisse

Zunächst werden in Kapitel 4.1 die Detailergebnisse der einzelnen Flüsse dargestellt, im Anschluss daran soll in Kapitel 4.2 ein Gesamtüberblick über die Stickstoffflüsse der österreichischen Landwirtschaft in den Jahren 1950, 1965, 1980 und 1995 geschaffen werden.

4.1 Einzelergebnisse der Stickstoffflüsse

4.1.1 Input aus der übrigen Gesellschaft

Der Gesamtinput aus der übrigen Gesellschaft in den Sektor Landwirtschaft nimmt zwischen 1950 bis 1995 nahezu linear von 31.000 t Stickstoff auf das knapp siebenfache von 211.400 t Stickstoff zu. Im folgenden Zeitabschnitt von 1980 bis 1995 vermindert sich der Stickstoffeintrag aus der übrigen Gesellschaft wieder etwas, allerdings vollzieht sich dieser Rückgang nicht so rapide wie der Anstieg in den Jahren zuvor (Abbildung 8).

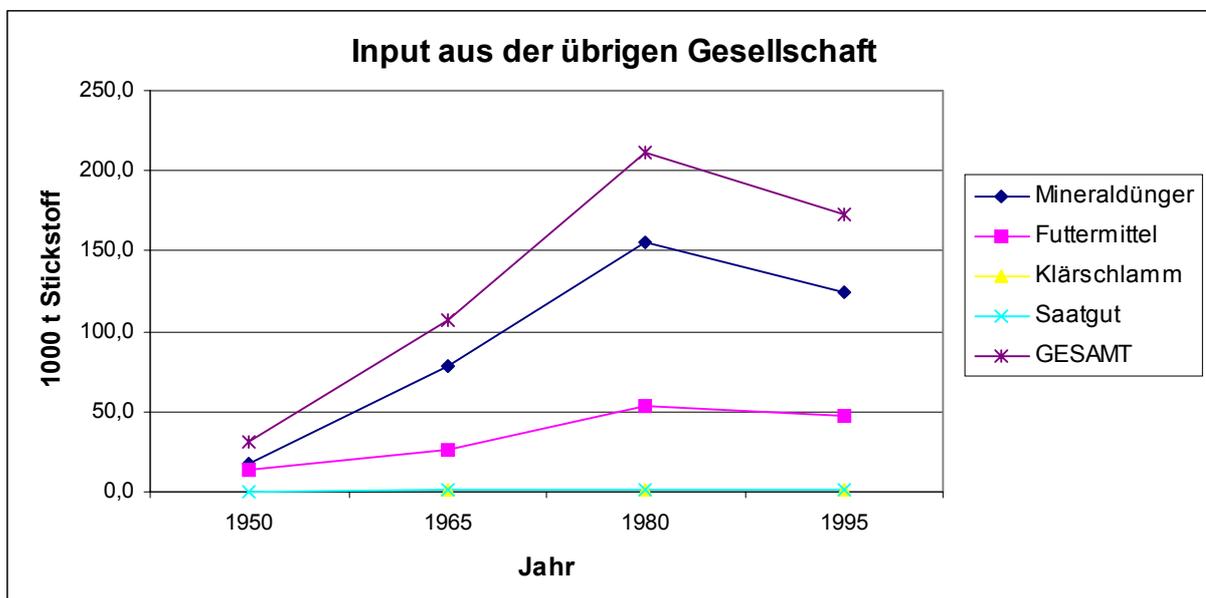


Abbildung 8: Zeitliche Entwicklung des Inputs aus der übrigen Gesellschaft

Betrachtet man in Tabelle 24 die prozentuelle Aufteilung der einzelnen Flüsse über die Zeitreihe hinweg, erkennt man, dass trotz einer deutlichen Zunahme der Futtermittelimporte deren prozentueller Anteil am Gesamtinput aus der übrigen

Gesellschaft zurückgeht. Das liegt an der extrem starken Zunahme der Mineraldüngermengen seit 1950, die 1980 knapp drei Viertel des Gesamtinputs ausmachen. Die beiden Posten Saatgut und Klärschlamm nehmen in allen vier Jahren nur einen sehr geringen Anteil an dem Stickstoffinput ein.

Prozentuelle Verteilung	Mineraldünger	Futtermittel	Klärschlamm	Saatgut
1950	56,8%	41,5%	0,0%	1,7%
1965	73,1%	24,6%	0,8%	1,4%
1980	73,3%	25,4%	0,6%	0,7%
1995	71,5%	26,9%	1,0%	0,6%

Tabelle 24: Prozentuelle Anteile der Einzelflüsse am Input aus der übrigen Gesellschaft

4.1.1.1 Mineraldünger

Um die bereits im Methodikkapitel erwähnten Reinstickstoffangaben aus landwirtschaftlichen Statistiken zu kontrollieren, werden für die Jahre 1980 und 1995 die Flächdaten der wesentlichsten Kulturarten mit den Düngeempfehlungen des BMLF beziehungsweise der ÖPUL-Richtlinien multipliziert. Die Ergebnisse dieser Gegenrechnung sind in Tabelle 25 angeführt und zugleich mit den statistischen Daten verglichen.

	Reinstickstoff-Verbrauch laut Statistiken in t Stickstoff/a	aus Düngeempfehlungen resultierender Stickstoffverbrauch in t Stickstoff/a
1950	18.280	-
1965	77.500	-
1980	154.560	150.000
1995	123.950	140.000

Tabelle 25: Vergleich Stickstoffverbrauch laut Statistiken und errechnet nach Düngeempfehlungen

Die berechneten Werte stimmen relativ gut mit den statistischen Zahlen überein.

In die Bilanz gehen die statistischen Werte ein, da somit die Verwendung derselben Datenquelle für alle vier Jahre gewährleistet ist.

Bis 1980 mit 154.560 t Stickstoff kam es zu einem annähernd linearen Anstieg des Stickstoffeinsatzes durch Mineraldüngung beinahe auf das neunfache des Wertes

von 1950 mit 18.280 t Stickstoff. In den folgenden Jahren 1995 erfolgte wieder eine leichte Abnahme des Stickstoffaustrages auf 123.950 t Stickstoff.

4.1.1.2 Futtermittel

Die Ergebnisse der überschlagsmäßigen Berechnung des Stickstoffbedarfes der landwirtschaftlichen Nutztiere nach KAAS et al. (1994) entsprechen für 1950 in etwa dem errechneten Futtermittelverbrauch, der sich bei der Berechnung nach DARGE (2002), welcher mit seinen Überlegungen an die Futtermittelkategorien nach HOHENECKER (1980) anschloss, ergeben. In den Bilanzjahren 1965, 1980 und 1995 liegt der Futtermittelverbrauch über den errechneten notwendigen Futtermittelbedarf, was vermutlich dadurch erklärt werden kann, dass die geernteten Futtermittel nicht ausschließlich verfüttert werden, sondern im Lauf der Zeit verstärkt auch als Output in die übrige Gesellschaft Verwendung fanden (Tabelle 26).

	t Stickstoff in Futtermitteln
1950	13.200
1965	26.300
1980	53.700
1995	46.700

Tabelle 26: Stickstoff-Input in Form von Futtermitteln

Die Futtermitteln weisen ähnlich den Mineraldüngern eine erhebliche Zunahme bis 1980 um etwa das vierfache des Wertes von 1950 auf. Zwischen 1980 und 1995 erfolgt ein leichter Rückgang des Stickstoffinputs mittels Futtermitteln.

4.1.1.3 Klärschlamm

Die ausgebrachte Klärschlamm-Trockensubstanzmenge multipliziert mit den Stickstoffgehaltszahlen aus AICHBERGER (1991) ergeben die Stickstofffracht, die aus dem übrigen Gesellschaftssystem (in diesem Fall von den Kläranlagen) in den Sektor Landwirtschaft fließen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 27 angeführt.

	landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm in 1.000 t TS/a	Stickstoff in g/kg TS	Stickstoff in t
1950	-	39	
1965	22.048	39	860
1980	32.790	39	1.279
1995	42.400	39	1.654

Tabelle 27: Stickstoffanfall in landwirtschaftlich genutztem Klärschlamm in t

Parallel zum steigenden Anschlussgrad der österreichischen Haushalte und Industriestandorte an das Kanalsystem nehmen auch die Stickstofffrachten in Form von Klärschlamm kontinuierlich zwischen 1965 und 1995 auf das Doppelte zu. Insgesamt bilden Klärschlämme lediglich einen sehr geringen Anteil des Stickstoffinputs aus der übrigen Gesellschaft.

4.1.1.4 Saatgut

Nach Ermittlung des Saatgutbedarfes und der Errechnung des Prozentsatzes, der dem Landwirtschaftssektor aus dem übrigen Gesellschaftssystem geliefert wird, ergibt die Multiplikation mit den Nährstoffgehaltszahlen der jeweiligen Feldfrüchte, die endgültigen Stickstofffrachten, welche die Sektorgrenze als Input aus dem übrigen Gesellschaftssystem in Form von Saatgut passieren (Tabelle 28).

	Saatgutbedarf in t Stickstoff	Marktanteil in %	Stickstoff in t
1950	5.274	10	527
1965	4.060	38	1.543
1980	3.807	38	1.447
1995	2.705	38	1.028

Tabelle 28: Stickstoff im Saatgut in t

Nach einem deutlichen Anstieg bis 1965 auf den beinahe dreifachen Wert von 1950, nimmt die Stickstofffracht zwischen 1965 und 1995 von 1.543t auf 1.028t Stickstoff beständig ab.

4.1.2 Input aus der Naturkolonie

Der Gesamtinput aus der Naturkolonie nimmt sehr stark zwischen 1950 und 1965 von 207.200 t Stickstoff auf 313.200 t zu, steigt dann weiterhin leicht bis 1980 auf 335.600 t Stickstoff, um dann bis 1995 wieder auf 307.700 t zurückzugehen.

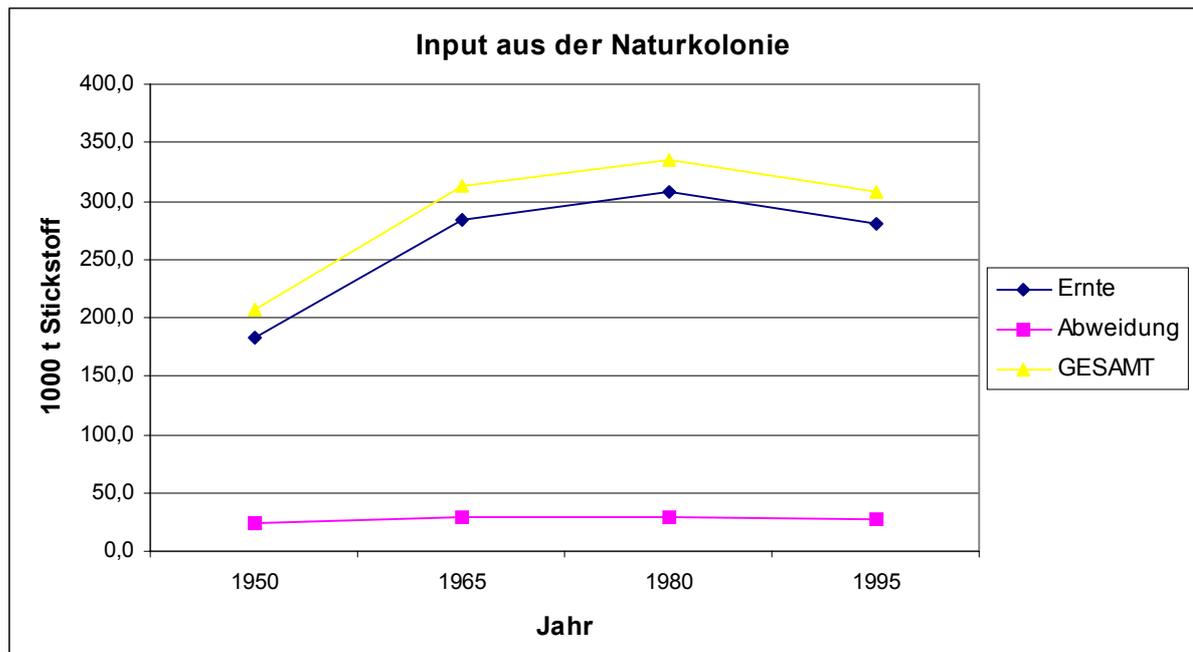


Abbildung 9: Zeitliche Entwicklung des Inputs aus der Naturkolonie

In Abbildung 9 wird deutlich, dass der Gesamtinput parallel zur Entwicklung der Erntemengen verläuft. Der Stickstoffeintrag in Form von Abweidung durch landwirtschaftliche Nutztiere befindet sich hingegen nahezu konstant über den gesamten Zeitverlauf zwischen 24.000 und 28.000 t Stickstoff. Somit nimmt der prozentuelle Anteil des Erntegutes an dem Input aus der Naturkolonie bis 1980 eindeutig zu und erst zwischen 1980 und 1995 wieder minimal ab (Tabelle 29).

Prozentuelle Verteilung	Ernte	Abweidung
1950	88,3%	11,7%
1965	90,8%	9,2%
1980	91,5%	8,5%
1995	90,9%	9,1%

Tabelle 29: Prozentuelle Anteile der Einzelflüsse am Input aus der Naturkolonie

4.1.2.1 Ernte

Die Summe der Stickstoffgehalte aller durch den Menschen geernteter Biomassen, die aus der Naturkolonie ins gesellschaftliche Subsystem Landwirtschaft gebracht werden, ergeben die in Tabelle 30 dargestellte Stickstofffracht des Stickstoffflusses Ernte.

	t Stickstoff
1950	182.998
1965	284.387
1980	307.151
1995	279.731

Tabelle 30: Stickstoff im Erntegut in t

Die Ernte durch den Menschen steigt von etwa 183.000 t Stickstoff im Jahr 1950 deutlich auf ein Hoch von 307.000 t im Jahr 1980 an und nimmt im Anschluss bis 1995 auf 280.000 t ab.

Für den gesamten Zeitrahmen beträgt der Anteil des Erntegutes, der von den Wiesen stammt, annähernd konstant 46%.

4.1.2.2 Abweidung

Der Anteil der Naturentnahme in Form von Abweidung liegt relativ konstant zwischen 24.000 und 28.000 t Stickstoff (Tabelle 31).

	t Stickstoff
1950	24.216
1965	28.770
1980	28.463
1995	27.951

Tabelle 31: Stickstofffracht durch Weide in t

Diese Konstanz der Stickstofffrachten in der Abweidung trotz steigender Viehzahlen und stark steigenden Erntemengen, die durch den Menschen von den Feldern entnommen werden, ist möglicherweise dadurch erklärbar, dass die Tiere vermehrt am Hof mit Futtermitteln versorgt werden.

4.1.3 Output in die Naturkolonie

Erwartungsgemäß nimmt der gesellschaftliche Stickstoffoutput in die Naturkolonie beachtlich von 106.900 t Stickstoff im Jahr 1950 bis 1980 auf 246.800 t Stickstoff zu. Zwischen 1980 und 1995 geht der Stickstoffaustrag wieder auf 227.700 t Stickstoff zurück. Betrachtet man Abbildung 10, so lässt sich erkennen, dass die Gesamtoutputkurve beinahe parallel zur Mineraldüngerkurve verläuft. Somit wird die

Entwicklung des Stickstoffaustrags auf die Naturkolonie hauptsächlich vom Trend der Mineraldüngerentwicklung bestimmt.

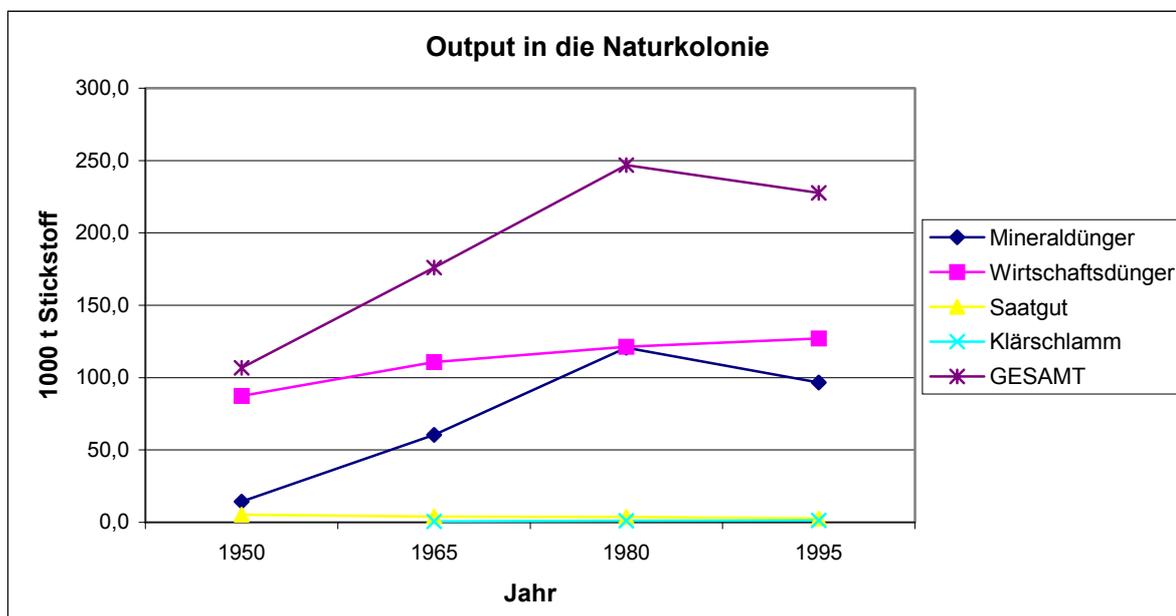


Abbildung 10: Zeitliche Entwicklung des Outputs in die Naturkolonie

Der prozentuelle Anteil des Mineraldüngers am Gesamtoutput in die Naturkolonie steigt im Verlauf der Zeitreihe bis 1980 von 13,3% auf knapp 50%. Parallel sinkt der relative Anteil des Wirtschaftsdüngers, der 1950 noch über 80% beträgt und zwischen 1980 und 1995 nur noch die Hälfte des Outputs ausmacht.

Das Saatgut geht von etwa 5% 1950 auf 1,2% des Outputs im Jahr 1995 zurück.

Klärschlamm nimmt im gesamten Zeitraum unter 1% der Stickstofffracht ein (Tabelle 32).

Prozentuelle Verteilung	Mineraldünger	Wirtschaftsdünger	Saatgut	Klärschlamm
1950	13,3%	81,7%	4,9%	0,0%
1965	34,4%	62,9%	2,3%	0,4%
1980	48,8%	49,2%	1,5%	0,4%
1995	42,5%	55,8%	1,2%	0,6%

Tabelle 32: Prozentuelle Anteile der Einzelflüsse am Output in die Naturkolonie

Auf diese signifikante prozentuelle Verschiebung innerhalb der Gesamtstickstofffracht vom gesellschaftlichen Subsystem Landwirtschaft auf die

Naturkolonie weist Abbildung 11 nochmals hin. Allerdings ist an dieser Abbildung nicht zu erkennen, dass neben der relativen Verlagerung des Gesamtoutput der Gesellschaft auf die Naturkolonie der Absolutwert eine Zunahme von über 100% erfährt.

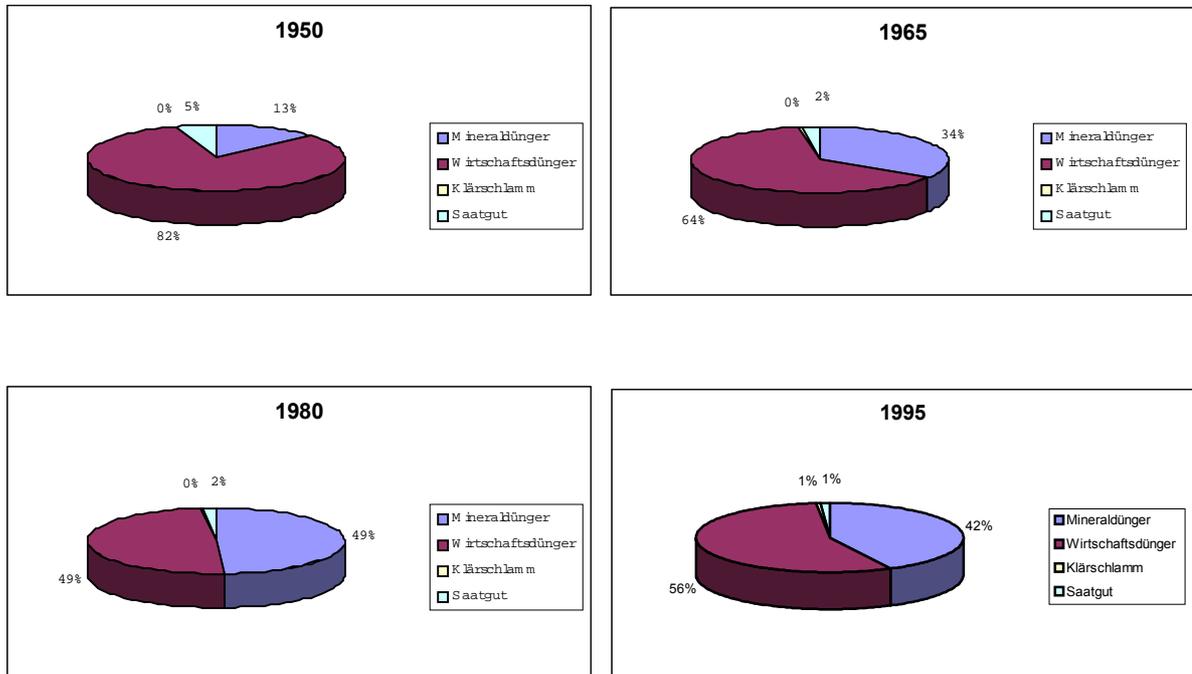


Abbildung 11: Vergleich der prozentuellen Verteilung der Stickstofffrachten von der Gesellschaft auf die Naturkolonie

4.1.3.1 Mineraldünger

Von den in Kapitel 4.1.1.1 angeführten, in die Gesellschaft gelangenden Mineraldüngerstickstoff sind im Endeffekt weniger als 80% des Stickstoffs für Boden und Pflanzen von Bedeutung, da es in Form von Denitrifikation und Ausgasung zu deutlichen Stickstoffverlusten kommt (Tabelle 33).

Einheit in Tonnen	Reinstickstoff	Verlust durch Ammoniakemissionen 2% des Gesamtstickstoffs	Verlust durch Denitrifikation 20% des Gesamtstickstoffs	für Vegetation verfügbarer Stickstoff
1950	18.280	366	3.656	14.258
1965	77.500	1.550	15.500	60.450
1980	154.560	3.091	30.912	120.557
1995	123.950	2.479	24.790	96.681

Tabelle 33: Vom Gesellschaftssystem in die Naturkolonie transportierter Reinstickstoff in Form von Mineraldünger nach Abzug der Verluste in die Atmosphäre

Da in allen vier Bilanzjahren vom selben Verlust von 22% ausgegangen wird, verhält sich die Entwicklung des von der Gesellschaft in die Naturkolonie ausgebrachten Reinstickstoffs in Form von Mineraldünger in Relation gleich wie der Stickstofffluss Mineraldünger vom übrigen Gesellschaftssystem in den gesellschaftlichen Sektor Landwirtschaft.

Das bedeutet, dass es auch bei diesem Fluss zu einem kontinuierlichen Anstieg der Stickstoffflüsse zwischen 1950 mit 14.258 t über das Jahr 1965 mit 60.450 t bis zu einem Höhepunkt von 120.557 t Stickstoff für 1980 kam. Bis 1995 folgte wiederum eine Abnahme auf 96.681 t Stickstoff, der vom gesellschaftlichen Sektor Landwirtschaft schließlich als Mineraldünger auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen gelangt.

4.1.3.2 Wirtschaftsdünger

Um den tatsächlich am Feld wirksam werdenden Stickstoff in Form von organischem Dünger zu erhalten, müssen sämtliche gasförmige Verluste durch Ausgasung und Denitrifikation subtrahiert werden. Die Ergebnisse sind Tabelle 34 zu entnehmen.

	Stickstoffanfall 80 kg/a/DGVE (t N/a)	25% - Verluste in Form von Ammoniak (t N/a)	20% - Verluste in Form von Denitrifikation (t N/a)	Feldfallender Stickstoff (t N/a)
1950	158.771	39.693	31.754	87.324
1965	201.314	50.328	40.263	110.722
1980	220.739	55.185	44.148	121.406
1995	230.888	57.722	46.178	126.988

Tabelle 34: Feldfallender Stickstoff in Form von Wirtschaftsdünger in t

Parallel zu einem beständigen Anstieg der Dung-Großvieheinheiten im bilanzierten Zeitrahmen nimmt auch die Ausfuhr von Stickstoff mittels Wirtschaftsdünger aufs Feld zu. Wurden 1950 87.324 t Stickstoff aufs Feld aufgetragen, kam bis 1995 beinahe zu einem 50 prozentigem Anstieg auf 126.988 t Stickstoff, wobei zwischen 1980 und 1995 nur noch eine geringe Steigerung des organischen Düngers verzeichnet werden kann.

4.1.3.3 Klärschlamm

Nach Abzug der Denitrifikationsverluste vom Stickstoff in Klärschlämmen, die in den Sektor Landwirtschaft gelangen, verbleiben 80% als effektiv pflanzenwirksame Stickstofffracht in die Naturkolonie (Tabelle 35).

	Stickstoff in t	Denitrifikationsverluste von 20% in t	effektiv wirksamer Stickstoff in t
1950			
1965	860	172	688
1980	1.279	256	1.023
1995	1.654	331	1.323

Tabelle 35: Effektiv wirksamer Stickstoff im Klärschlamm

Seit dem Jahr 1965, in dem eine Fracht von 688 t Stickstoff auf die Naturkolonie gelangte, stieg der Stickstofffluss vom Sektor Landwirtschaft in die Naturkolonie durch Klärschlamm beinahe linear bis 1995 auf das Doppelte (1.323 t Stickstoff) an.

4.1.3.4 Saatgut

Der Stickstoff im Saatgut macht nur einen geringen Anteil am Output in die Naturkolonie aus. Die Stickstofffrachten in absoluten Zahlen werden in Tabelle 36 dargestellt.

	Stickstoff im Saatgut in t
1950	5.274
1965	4.060
1980	3.807
1995	2.705

Tabelle 36: Stickstoff im Saatgut in t

Ein beständiger Rückgang führt dazu, dass 1995 mit 2.705 t nur noch 50% des Ausgangswertes von 1950 mit 5.274 t Stickstoff vorliegen.

4.1.4 Output ins übrige Gesellschaftssystem

Der Output in die übrige Gesellschaft, der das eigentliche Ziel jeder landwirtschaftlichen Tätigkeit darstellt, zeigt in Abbildung 12 den typischen Verlauf auf mit einem Höhepunkt in den 80er Jahren, gefolgt von einem deutlichen Rückgang bis 1995. Der Gesamtoutput wird wesentlich von der zeitlichen Entwicklung der pflanzlichen Produkte geprägt.

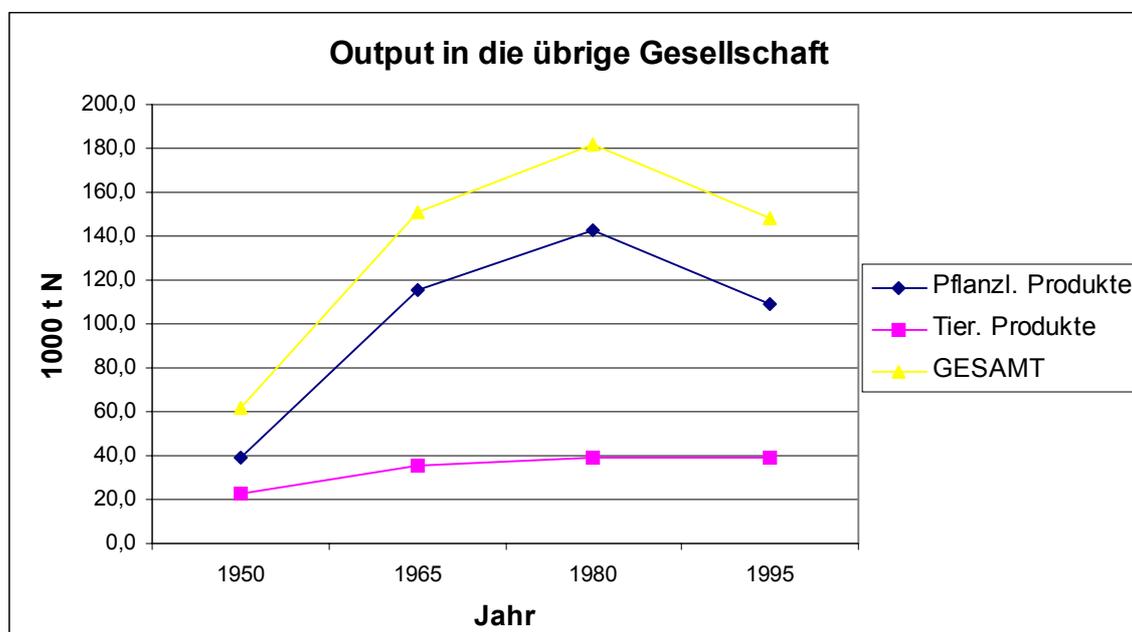


Abbildung 12: Zeitliche Entwicklung des Outputs in das übrige Gesellschaftssystem

Der relative Anteil der pflanzlichen Produkte am Gesamtoutput in die übrige Gesellschaft bewegt sich zwischen 63% und 78%, somit stammen zirka drei Viertel des Stickstoffs in Produkten, die den landwirtschaftlichen Sektor verlassen, aus pflanzlichen Produkten (Tabelle 37).

	Pflanzliche Produkte	Tierische Produkte
1950	63,4%	36,6%
1965	76,7%	23,3%
1980	78,4%	21,6%

1995	73,5%	26,5%
------	-------	-------

Tabelle 37: Prozentuelle Anteile der Einzelflüsse am Output in die übrige Gesellschaft

4.1.4.1 Pflanzliche Produkte

Die Ernte aus der Naturkolonie abzüglich der Futtermittel und des Saatgutes, das vor Hof Verwendung findet, ergibt den Teil der Ernte, der als pflanzliche Produkte den Sektor Landwirtschaft verlässt, um vom übrigen Teil der Gesellschaft verarbeitet oder exportiert zu werden (Tabelle 38).

	Stickstoff in pflanzlichen Produkten in t
1950	39.248
1965	115.761
1980	142.794
1995	109.265

Tabelle 38: Stickstoff in pflanzlichen Produkten in t

Der Stickstoff in Form von pflanzlichen Produkten steigt von 1950 bis 1995 um den Faktor 2,9. Diese Steigerung ist nicht ausschließlich auf eine Zunahme der Nahrungsmittel, sondern auch auf einen größer werdenden Anteil an Futtermitteln zurückzuführen.

4.1.4.2 Tierische Produkte

Auch die Outputs tierischer Herkunft steigen im Zeitverlauf kontinuierlich an, allerdings nicht im selben Ausmaß wie die pflanzlichen Produkte. Der Stickstoff in tierischen Produkten wächst um den Faktor 1,7 an (Tabelle 39).

	Stickstoff in tierischen Produkten in t
1950	22.694
1965	35.233
1980	39.303
1995	39.347

Tabelle 39: Stickstoff in tierischen Produkten in t

Der Anteil der Milch an den tierischen Produkten liegt 1950 und 1965 bei 40% und sinkt 1980 und 1995 auf etwa 32%. In allen vier Jahren ergibt der Anteil des Stickstoffs in Eiern zwischen 1% und 2%, der Rest entfällt auf die Schlachttiere.

4.1.5 Input aus der Natur in die Naturkolonie

Der Stickstoffinput aus der Natur in die Naturkolonie ist der einzige Stickstofffluss, der seit 1950 von 346.000 t Stickstoff beständig auf ein Minimum von 260.500 t Stickstoff im Jahr 1995 zurückgeht. Besonders drastisch tritt diese Verringerung zwischen 1965 und 1980 auf. Abbildung 13 weist darauf hin, dass der Gesamtinput offensichtlich vom Verlauf des Eintrags durch Stickstofffixierung geprägt wird, da der Eintrag durch Deposition über den Zeitverlauf nahezu gleich bleibt, worauf in Kapitel 4.1.5.2 noch genauer eingegangen wird.

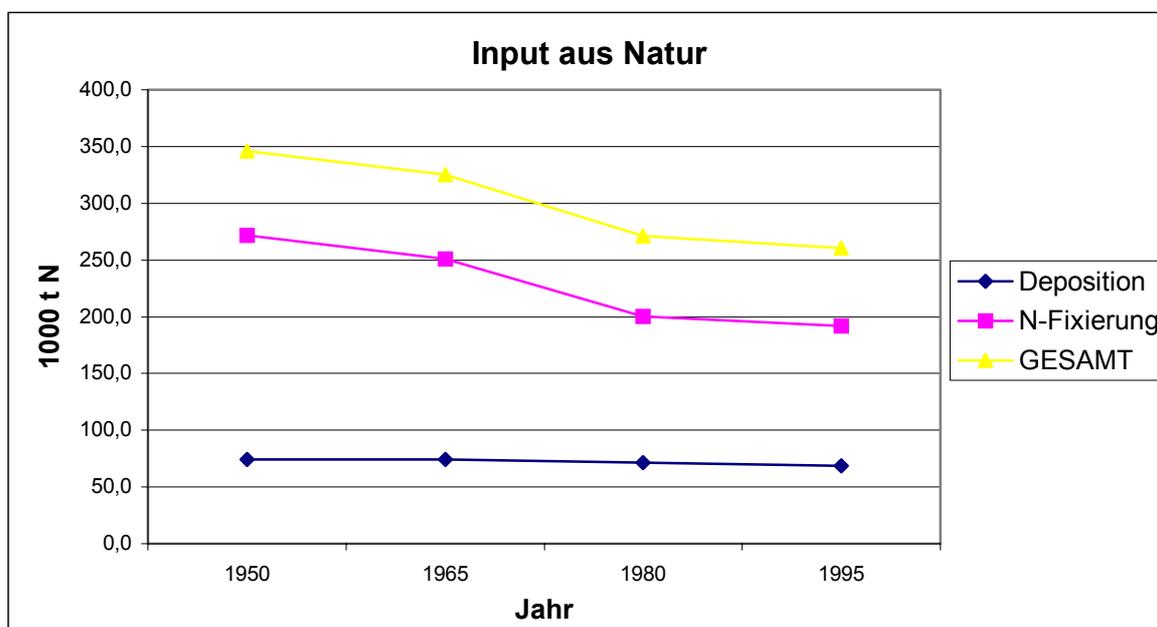


Abbildung 13: Zeitliche Entwicklung des Inputs aus der Natur

Der relative Anteil der Deposition am „natürlichen“ Gesamtstickstoffeintrag nimmt zwar gering zu, dennoch stammen drei Viertel dieses Inputs aus der Stickstofffixierung (Tabelle 40).

%	Deposition	N-Fixierung
1950	21,5%	78,5%
1965	22,9%	77,1%
1980	26,3%	73,7%
1995	26,3%	73,7%

Tabelle 40: Prozentuelle Anteile der Einzelflüsse am Input aus der Natur

4.1.5.1 Stickstofffixierung

Die Summe des Stickstoffinputs auf die Fläche durch biologische Stickstofffixierung nimmt von 1950 mit 271.751 t Stickstoff im Laufe des bilanzierten Zeitrahmens bis 1995 kontinuierlich auf 191.866 t fixierten Stickstoff ab (Tabelle 41).

	Fixierung asymbiontisch	Fixierung symbiontisch	Fixierung gesamt
1950	13.808	257.943	271.751
1965	13.726	236.940	250.667
1980	14.618	185.441	200.059
1995	13.874	177.992	191.866

Tabelle 41: Asymbiontische und symbiontische Fixierung

Der Rückgang des Stickstoffeintrages durch Fixierung ist ausschließlich auf die Abnahme der symbiontischen Stickstofffixierung durch Leguminosen zurückzuführen, denn einerseits beläuft sich der Anteil der asymbiontischen Stickstofffixierung an der Fixierung lediglich auf 5–7%, andererseits liefert der Eintrag durch asymbiontische Fixierung über den gesamten Zeitraum annähernd konstant um zirka 14.000 t Stickstoff.

4.1.5.2 Deposition

Wie bereits in der Methodik in Kapitel 3.4.5.2 beschrieben, stellt sich die Berechnung des Stickstoffeintrags durch Deposition als ein Problem dar, da die fehlende Datenlage über die Stickstoffemissionen in die Atmosphäre keine genaue Berechnung der Deposition in den Jahren 1965 und 1950 zulässt. Zwar wurde von der Annahme ausgegangen, dass die Stickoxide in der Luft und dementsprechend die Deposition pro Jahr um 0,2% stiegen, wahrscheinlicher ist aber, dass es 1965 und 1950 zu noch geringeren Stickstoffeinträgen kam als hier berechnet.

Auf Grund fehlender Daten von größerer Genauigkeit, wurden mit der beschriebenen Berechnungsmethode folgende Ergebnisse (Tabelle 42) erzielt und in die Bilanz aufgenommen.

	Deposition in t
1950	74.271
1965	74.415

1980	71.323
1995	68.626

Tabelle 42: Stickstoffeintrag mittels Deposition in t

Der Rückgang sowohl der Gesamtdosition als auch der Stickstofffixierung ist mit der abnehmenden landwirtschaftlichen Fläche zu erklären.

4.1.6 Output in die Natur

Auf Grund landwirtschaftlicher Tätigkeiten durch den Menschen wird der Stickstoffaustrag in die Umweltmedien Luft und Wasser erheblich beeinflusst, so dass die Berechnung dieser Vorgänge unerlässlich ist.

Mit der Intensivierung der Landwirtschaft seit 1950 mit 208.000 t Stickstoff Output in die Natur ist auch der Stickstoffaustrag in die Natur bis zu einem Höchststand von 267.800 t Stickstoff in den 80er Jahren angestiegen, in den darauffolgenden 15 Jahren nahm der Output wieder auf 250.900 t Stickstoff ab (Abbildung 14).

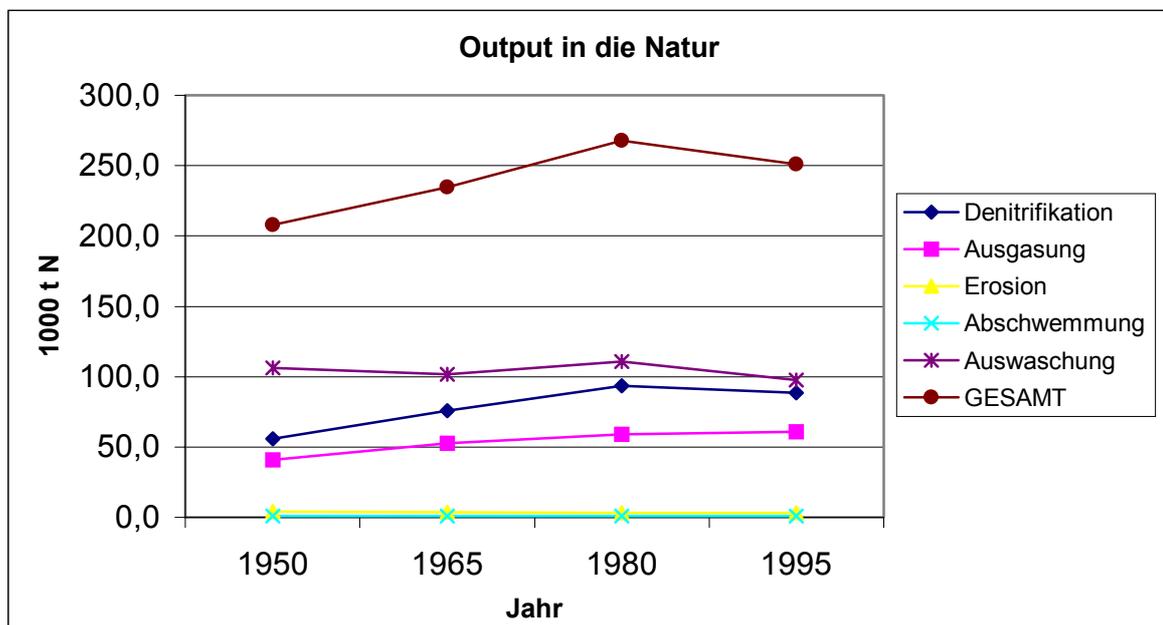


Abbildung 14: Zeitliche Entwicklung des Outputs in die Natur

Der relative Anteil der beiden Verlustwege Denitrifikation und Ausgasung nimmt im Laufe der Zeit nicht zuletzt deshalb zu, weil diese Vorgänge vor allem bei der Düngerlagerung und -ausbringung zu Stickstoffausträgen in die Luft führen. Einen sehr großen Anteil an den „natürlichen“ Outputs nimmt die Auswaschung ein, der von

über 50% im Jahr 1950 stetig auf 38,9% 1995 abnimmt. Erosion und Abschwemmung spielen, wie Tabelle 43 zeigt, in allen vier Bilanzjahren nur eine untergeordnete Rolle.

	Denitrifikation	Ausgasung	Erosion	Abschwemmung	Auswaschung
1950	26,9%	19,7%	1,9%	0,5%	51,0%
1965	32,3%	22,4%	1,6%	0,5%	43,3%
1980	35,0%	22,0%	1,3%	0,4%	41,4%
1995	35,3%	24,3%	1,2%	0,4%	38,9%

Tabelle 43: Prozentuelle Anteile der Einzelflüsse am Output in die Natur

4.1.6.1 Denitrifikation

Geht man von einem Stickstoffverlust aller drei Düngerarten (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, Klärschlamm) von 20% aus und addiert dazu 5 kg/ha*a Stickstoffverlust durch natürliche Denitrifikation (BRAUN et al.,1994) ergibt sich folgender Stickstoffoutput (Tabelle 44).

	Denitrifikation
1950	56.041
1965	75.726
1980	93.698
1995	88.455

Tabelle 44: Stickstoffverlust durch Denitrifikation in t

Parallel zum steigenden Mineraldüngereinsatz bis 1980 nimmt auch die Stickstoffabgabe in die Atmosphäre durch Denitrifikation auf 93.698 t Stickstoff zu. Ebenfalls proportional zur Reduktion des Mineraldüngereinsatzes zwischen 1980 und 1995, verringert sich auch wieder der Stickstoffaustrag durch Denitrifikation auf 88.455 t Stickstoff.

4.1.6.2 Ammoniakausgasung

Mit 25% Ammoniakausgasung bildet der Wirtschaftsdünger, der seit 1950 geringfügig aber kontinuierlich stieg, den bedeutend größten Anteil an der anthropogen bedingten Ausgasung. Da bei der Ausbringung von Mineraldünger nur 2% als Ammoniakemissionen verloren gehen und dementsprechend gering sein

Anteil an der Ausgasung ist, nimmt der Ammoniakverlust beständig seit 1950 von 40.884 t Stickstoff auf einen Höchststand im Jahr 1995 von 60.887 t Stickstoff zu und verläuft nicht ähnlich der Denitrifikation mit einer Abnahme des Stickstoffverlustes zwischen 1980 und 1995 (Tabelle 45).

	Ausgasung
1950	40.884
1965	52.670
1980	59.011
1995	60.887

Tabelle 45: Stickstoffaustrag mittels Ammoniakausgasung in t

4.1.6.3 Auswaschung

Bei den Stickstoffverlusten durch Auswaschung lässt sich keine Tendenz im Zeitverlauf erkennen, sie pendelt zwischen 98.000 t und 111.000 t Stickstoff und hat sich somit auch nur geringfügig verändert (Tabelle 46).

	Auswaschung
1950	106.060
1965	101.545
1980	110.804
1995	97.579

Tabelle 46: Stickstoffverlust durch Auswaschung in t

Beachtlich an der Konstanz der Stickstoffverluste durch Auswaschung ist die Tatsache, dass sich die durchgeführte Berechnung auf die landwirtschaftliche Fläche verschiedener Fruchtarten bezog, die im Gesamten seit 1950 stark reduziert wurde. Dieser Umstand lässt sich wohl damit erklären, dass die Flächen der Kulturarten, die eine Stickstoffauswaschung begünstigen, wie Mais und Silomais, deutlich zunahm.

4.1.6.4 Erosion

Da sich die Erosion über die landwirtschaftliche Fläche rechnet, geht der Stickstoffverlust auf diesem Weg kontinuierlich zurück, was sich allerdings auf Grund der Geringfügigkeit dieses natürlichen Verlustweges auf die Gesamtbilanz nicht weiter auswirkt (Tabelle 47).

	Erosion
1950	3.929
1965	3.655
1980	3.350
1995	3.043

Tabelle 47: Stickstoffverlust durch Erosion in t

4.1.6.5 Oberflächenabschwemmung

Ähnlich wie bei der Erosion verhält es sich bei der Oberflächenabschwemmung in Tabelle 48, die ebenfalls über Flächenfaktoren ermittelt wird und dementsprechend seit 1950 mit 1.124 t Stickstoff Verlust auf 926 t Stickstoff im Jahr 1995 zurückgeht. Da die Verlustsummen, die über Abschwemmung verloren gehen, noch geringer sind wie bei der Erosion ist ihr Einfluss auf den Gesamtoutput in die Natur noch unbedeutender.

	Abschwemmung
1950	1.124
1965	1.088
1980	984
1995	926

Tabelle 48: Stickstoffverlust durch Oberflächenabschwemmung in t

4.1.7 Stocks

Die Gesamtsumme des Stickstoffs in den landwirtschaftlichen Beständen zeigt zwar synchron mit den meisten Stickstoffflüssen den charakteristischen zeitlichen Verlauf mit einem Maximum im Jahr 1980, dennoch ändern sich die Stocks größenordnungsmäßig nur geringfügig zwischen einem Minimalwert im Jahr 1950 mit 92.600 t Stickstoff und einem Maximum von 122.000 t Stickstoff im Jahr 1980 (Abbildung 15).

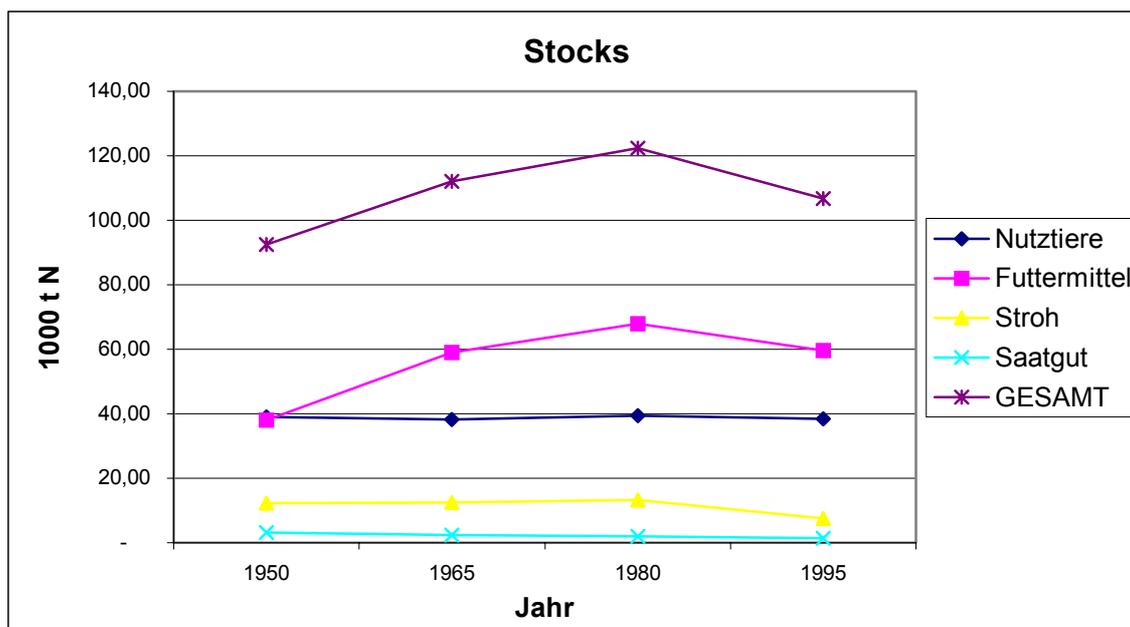


Abbildung 15: Zeitliche Entwicklung der Stickstofflager

Die größte Veränderung der bilanzierten Bestände (Tabelle 49) weisen die Futtermittel auf, die zwischen 1950 mit 38.000 t Stickstoff bis 1980 auf 67.800 t Stickstoff eindeutig zunehmen und in den darauffolgenden Jahren wieder auf 59.600 t Stickstoff im Jahr 1995 zurückgehen. Die Stocks der restlichen Bilanzposten Nutztiere (zirka 39.000 t Stickstoff), Stroh (zwischen 8.000 und 12.000 t Stickstoff) und Saatgut (zwischen 1.500 t und 3.000 t Stickstoff) verhalten sich im Zeitverlauf sehr konstant.

%	Nutztiere	Futtermittel	Stroh	Saatgut
1950	42,2%	41,1%	13,3%	3,3%
1965	34,0%	52,7%	11,1%	2,1%
1980	32,2%	55,4%	10,8%	1,5%
1995	35,9%	55,7%	6,9%	1,2%

Tabelle 49: Prozentuelle Anteile der Einzelposten am Bestand

Bei Betrachtung der absoluten Zahlen fällt der gleichbleibende Stickstoffbestand in Form von Nutztieren besonders auf, obwohl, wie bereits aus Ausführungen im Methodikkapitel 3.3.3 beschrieben, sehr wohl signifikante Veränderungen im Viehbestand im Laufe der Zeit vorliegen. Die Konstanz der Ergebnisse lässt sich möglicherweise folgendermaßen erklären. Einerseits steigt die Zahl der Schweine

deutlich von 2,24 Mio. auf 3,72 Mio. Stück und die Anzahl der Hühner nimmt sogar über das Doppelte zu, andererseits sinken gleichzeitig die Viehbestandszahlen der Pferde, Schafe und Ziegen. Somit ändert sich im Laufe der Zeit die Zusammensetzung des Viehsektors deutlich, in Stickstoff ausgedrückt, bleibt er in Summe jedoch relativ konstant.

4.2 Gesamtergebnis der Stickstoffflüsse

Aggregiert man die im vorherigen Kapitel detailliert beschriebenen Stocks, Input- und Outputströme, so erhält man einen Gesamtüberblick über Ausmaß und Entwicklung der Stickstofffrachten, die von 1950 bis 1995 zwischen Gesellschaft, Naturkolonien und Natur fließen (Abbildung 16).

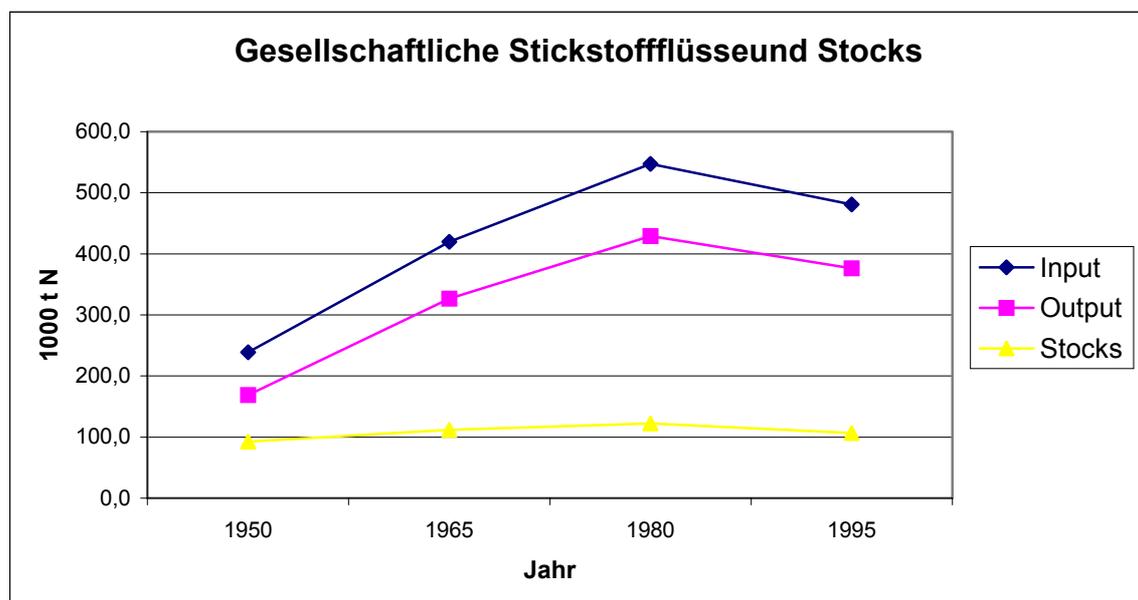


Abbildung 16: Zusammenfassung der Stickstoffstocks und -flüsse in und aus dem gesellschaftlichen Subsystem von 1950-1995

4.2.1 Gesellschaftliche Inputs und Outputs

Die beiden Kurven der gesellschaftlichen Inputs und Outputs zeigen einen nahezu parallelen Verlauf, wobei die Inputflüsse mengenmäßig stets über den Outputflüssen liegen. Dieser Umstand ist nicht weiter verwunderlich, da in der abgebildeten Grafik sämtliche „natürliche“ Outputs in die Natur fehlen, die mit den landwirtschaftlichen Tätigkeiten durch den Menschen und dabei in erster Linie durch den verstärkten Einsatz von industriell hergestellten Mineraldüngern und Futtermitteln maßgeblich

beeinflusst werden. Wie bereits bei den Einzelfläßen zu erkennen war, gibt es einen charakteristischen Kurvenverlauf, der die Entwicklung der Stickstoffflüsse wiedergibt. Von 1950 bis 1980 verdoppeln sich die Inputs in den Sektor Landwirtschaft von 238.900 t Stickstoff auf 481.000 t Stickstoff und zugleich steigen seine Outputs von 168.800 t auf 376.300 t Stickstoff derart konstant an, dass sich die Gesamtergebnisse dieser beiden Zeitpunkte mit dem Ergebnis aus dem Jahr 1965 beinahe auf einer Geraden befinden. Von 1980 bis 1995 nehmen sowohl die Inputströme als auch die Outputströme um 12% auf 481.000 t Stickstoff inputseitig und 376.300 t outputseitig ab (Abbildung 17).

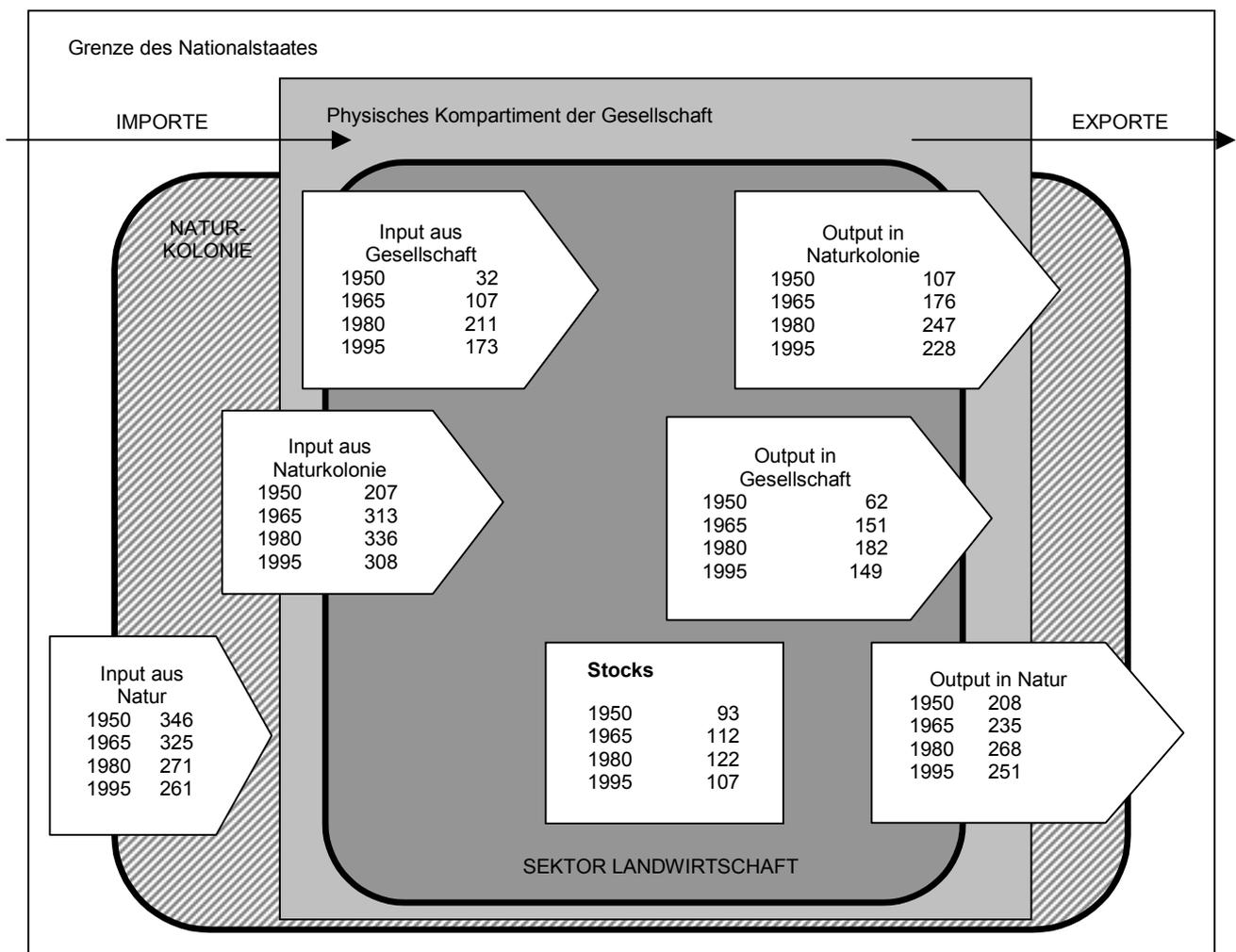


Abbildung 17: Vergleich der Stocks, Input- und Outputströme der österreichischen Landwirtschaft 1950-1995 in 1.000 t

Vergleicht man die beiden Inputströme aus der Naturkolonie und aus dem übrigen Gesellschaftssystem, so wird klar, dass die Stickstofffrachten, die aus der

Naturkolonie in den Sektor Landwirtschaft gelangen, deutlich größer sind als jene, die aus dem übrigen Gesellschaftssystem die Grenzen passieren. Dennoch kommt es zu einer Verschiebung bei den relativen Anteilen am Gesamtinput. Liegt 1950 der Anteil der gesellschaftlichen Inputs nur bei 13,4%, so beträgt sein Ausmaß 1980 bereits 39% des Gesamtinputs. Bis 1995 sinkt der Anteil der Stickstoffflüsse aus der übrigen Gesellschaft geringfügig auf 36%.

Ähnlich verhält es sich bei den Outputströmen, auch hier nehmen die Stickstoffflüsse, die auf Naturkolonien gelangen den größeren Teil der Gesamtoutputs ein. 1950 stammen 37% des gesamten Outputs aus Stickstoffflüssen in die übrige Gesellschaft. Bis 1980 nimmt dieser Anteil auf 42% zu und geht in den darauffolgenden 15 Jahren wieder auf knappe 40% zurück.

4.2.2 Stocks

In Abbildung 16 lässt sich nochmals die Konstanz der landwirtschaftlichen Stocks, speziell im direkten Vergleich mit den sich drastisch verändernden Input- und Outputströmen, erkennen, die vornehmlich durch das gleichbleibende Stickstofflager im Nutztierbestand zu Stande kommt.

Eine weitere Erkenntnis, die aus dem Vergleich Flüsse zu Stocks gewonnen werden kann, ist der Umstand, dass die Stickstoffbestände des landwirtschaftlichen Sektors eindeutig unter den Mengen der jährlichen Stickstoffflüsse liegen. Das bedeutet, dass für die Gesellschaft Stickstoff in erster Linie als Flussgröße bedeutsam ist, während im natürlichen Stickstoffkreislauf die Lager (speziell des Mineralbodens) mengenmäßig einen gewichtigen Faktor in der Stickstoffbilanz bilden.

4.2.3 Gesellschaftlich beeinflusste Inputs und Outputs

An Hand der Differenz zwischen gesellschaftlichem Input und Output des Sektors Landwirtschaft wird offensichtlich, dass es beim Stickstoff von Bedeutung ist, auch natürliche Stickstoffflüsse, die permanent in Boden, Luft und Gewässern stattfinden, zu berücksichtigen. Da in der vorliegenden Arbeit die Gesellschaft den Mittelpunkt der Bilanz darstellt, wurden wie bereits erwähnt, nur die natürlichen Umwandlungsprozesse bilanziert, die zum Teil durch gesellschaftliche Aktivitäten gesteuert werden. Allerdings ist zu bedenken, dass es noch eine Reihe weitere Naturprozesse gibt, die im Stickstoffkreislauf eine Rolle spielen, hier aber nicht weiter berechnet werden.

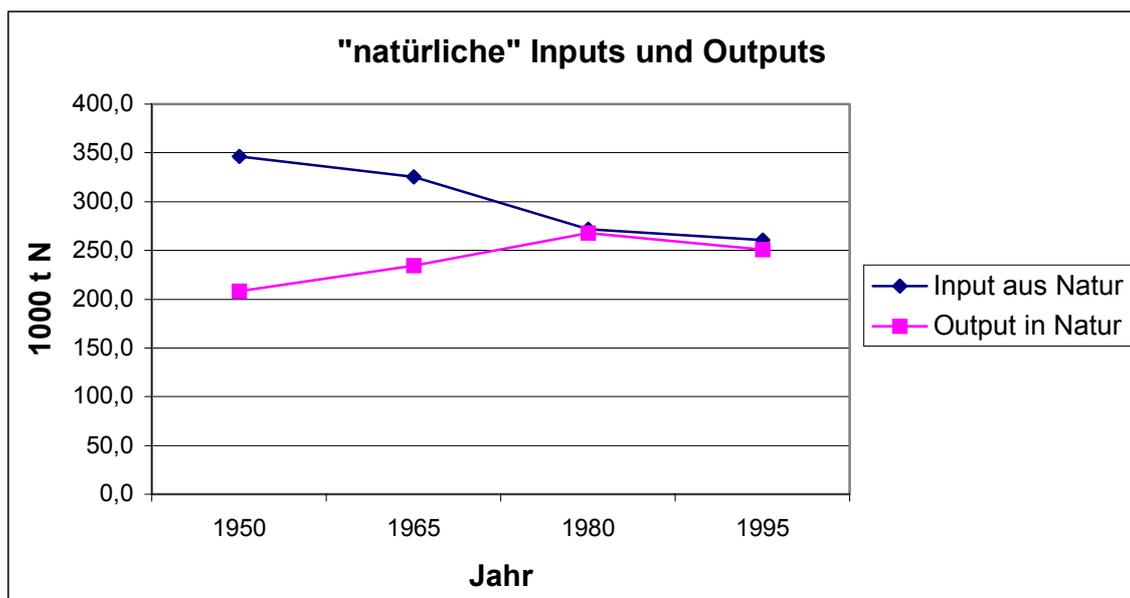


Abbildung 18: Zeitliche Entwicklung der „natürlichen“ Stickstoffflüsse

Insbesondere durch verminderten Leguminosenanbau sinkt die Stickstofffracht aus der Natur auf die landwirtschaftliche Fläche von 346.000 t auf 260.500 t Stickstoff herab. Gegenläufig dazu zeigt der Verlauf der Outputkurve die selbe Abfolge wie die gesellschaftlichen Input- und Outputströme mit einem Gipfel in den 80er Jahren (Abbildung 18).

In Tabelle 50 findet man nochmals eine zusammenfassende Aufstellung sämtlicher Ergebnisse.

<i>in 1.000 t Stickstoff</i>	1950	1965	1980	1995
Input aus der Gesellschaft	31,7	106,7	211,4	173,4
Mineraldünger	18,0	78,0	155,0	124,0
Futtermittel	13,2	26,3	53,7	46,7
Klärschlamm	0,0	0,9	1,3	1,7
Saatgut	0,5	1,5	1,4	1,0
Input aus der Naturkolonie	207,2	313,2	335,7	307,7
Ernte	183,0	284,4	307,2	279,7
Weide	24,2	28,8	28,5	28,0
Output in die	106,9	176,0	246,8	227,7

Naturkolonie				
Mineraldünger	14,3	60,5	120,6	96,7
Wirtschaftsdünger	87,3	110,7	121,4	127,0
Klärschlamm	0,0	0,7	1,0	1,3
Saatgut	5,3	4,1	3,8	2,7
Output in die Gesellschaft	61,9	151,0	182,1	148,6
Tierische Produkte	22,7	35,2	39,3	39,3
Pflanzliche Produkte	39,2	115,8	142,8	109,3
Input aus Natur in Naturkolonie	346,0	325,0	271,3	260,5
asymbiontische Fixierung	13,8	13,7	14,6	13,9
symbiontische Fixierung	257,9	236,9	185,4	178,0
Deposition	74,3	74,4	71,3	68,6
Output in Natur	208,0	234,7	267,9	250,9
Denitrifikation	56,0	75,7	93,7	88,5
Ausgasung	40,9	52,7	59,0	60,9
Auswaschung	106,1	101,5	110,8	97,6
Erosion	3,9	3,7	3,4	3,0
Abschwemmung	1,1	1,1	1,0	0,9

Tabelle 50: Zusammenfassung aller berechneten Stickstoffflüsse in 1.000 t Stickstoff

Zusammenfassend ergibt sich im Zeitverlauf von 1950 bis 1995, dass die Stickstofflager über den gesamten Zeitabschnitt nahezu konstant bleiben, bei allen Input- und Outputströmen, mit Ausnahme des Inputs aus der Natur in die Naturkolonie, die selbe Tendenz zu erkennen ist. Auf Grund der landwirtschaftlichen Intensivierungen steigen in Summe sämtliche Stickstoffflüsse, welche in und aus dem gesellschaftlichen Sektor Landwirtschaft fließen zwischen 1950 und 1980 an, von 1980 bis 1995 nehmen die transportierten Stickstofffrachten wieder ab, wenn auch nicht im selben Ausmaß, wie sie zuvor anstiegen.

4.3 Veränderungen einiger Input/Output-Relationen

Abgesehen von den absoluten Zahlen ist es auch von besonderem Interesse, einige Relationen von Stickstoffflüssen und deren zeitliche Veränderung zu analysieren. Tabelle 51 gibt drei Input/Output-Verhältnisse wieder, die in Kapitel 4.3 noch genauer diskutiert werden.

RELATIONEN	1950	1965	1980	1995
Input/Output der Naturkolonie	2,2	1,6	1,5	1,6
Sozioökonomische Inputs aus der restlichen Gesellschaft/sozioökonomische Outputs in übrige Gesellschaft	0,5	0,7	1,2	1,2
Sozioökonomische Outputs auf Naturkolonie/Inputs aus der Natur	0,3	0,5	0,9	0,9

Tabelle 51: Veränderung einiger Input/Output-Relationen

Das Verhältnis zwischen den Stickstofffrachten, die sowohl von der Gesellschaft (durch Dünger, u.a.) als auch von der Natur über Deposition und Stickstofffixierung auf die Naturkolonie gelangen und dem Output aus der Kolonie durch Ernte und Abweidung sinken zwischen 1950 und 1980 von 2,2 auf 1,5, bis 1995 steigt das Verhältnis wieder ganz leicht auf den Faktor 1,6 an.

Die sozioökonomischen Inputs aus der restlichen Gesellschaft in das gesellschaftliche Subsystem Landwirtschaft steigt gegenüber der Outputs in die Gesellschaft in Form von landwirtschaftlichen Produkten deutlich stärker an, so dass das Verhältnis der Inputs zu den Outputs von 1950 bis 1980 und 1995 von 0,5 auf 1,2 ansteigt. Die Veränderung dieser Relation im Zeitverlauf ist in Abbildung 19 dargestellt.

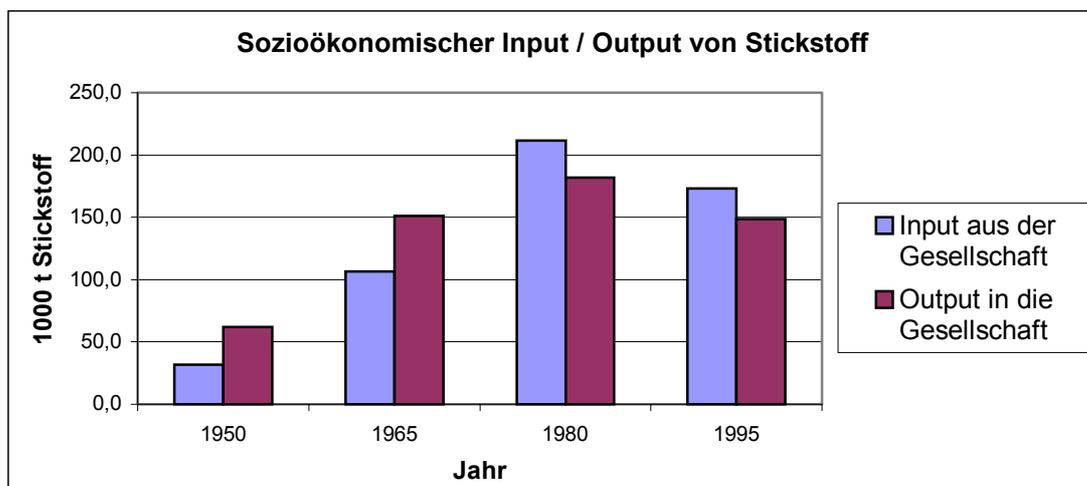


Abbildung 19: Relation von sozioökonomischen Input zu Output in 1.000 t Stickstoff

Betrachtet man die Relation zwischen den Stickstoffuhren, die von der Gesellschaft auf die Naturkolonie aufgetragen werden (Output in Naturkolonie) und dem Input aus der Natur auf die Naturkolonie, so ergibt sich ein Anstieg von 0,3 im Jahr 1950 auf 0,9 in den Jahren 1980 und 1995. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Einträgen aus der Natur um deutlich gesellschaftlich beeinflusste Prozesse handelt, deren Ausmaß wiederum größtenteils von menschlichen Aktivitäten bestimmt wird. Abbildung 20 zeigt die Annäherung der beiden Stickstofffraktionen im Untersuchungszeitraum.

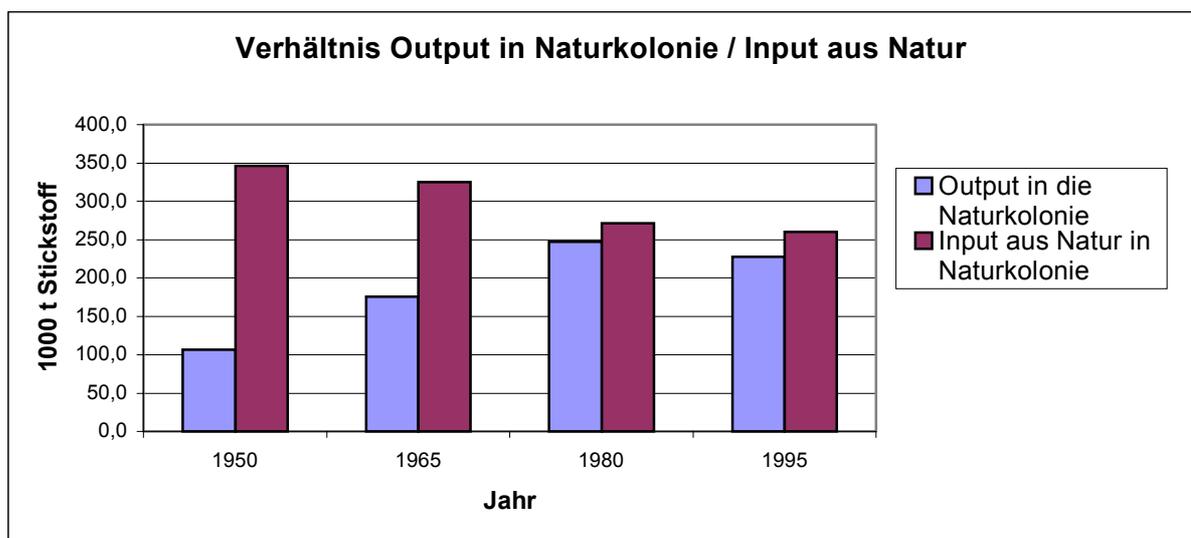


Abbildung 20: Verhältnis des Stickstoffeintrages durch die Gesellschaft zum Eintrag aus der Natur in 1.000 t Stickstoff

4.4 Vergleich mit Stickstoffbilanzen aus der Literatur

In ISERMANN (1991) findet man eine Zusammenstellung der Ergebnisse nationaler Stickstoffbilanzen der Landwirtschaft verschiedener Länder (Tabelle 52). Da es in der vorliegenden Arbeit darum geht, an Hand einer Stickstoffbilanz Veränderungen in der Umwelt durch gesellschaftliche Aktivitäten zu analysieren, bildet im verwendeten Modell das gesellschaftliche Subsystem Landwirtschaft das Zentrum der Bilanz. Da alle bisher erschienenen Arbeiten nicht die hier vorliegenden Bilanzgrenzen anwenden, lässt sich diese Gesamtbilanz kaum mit Bilanzen aus der Literatur vergleichen. Dennoch werden in Tabelle 52 Ergebnisse aus der Literatur zum Vergleich mit den Resultaten dieser Arbeit herangezogen, da sich dennoch Unterschiede in der Düngungsintensität beziehungsweise der Intensität der Viehhaltung in den unterschiedlichen Ländern ablesen lassen.

Land	NL	D	CH	BRD	GB	S	SF	IR	A	A	A	A
Bezugsjahr	1986	1985/86	1987	1986	1985	1976-80	1990	1988	1950	1965	1980	1995
Ldw. genutzte Fläche (in Mio. ha)	2,3	2,8	1,1	12,0	18,1	3,7	2,0	5,7	4,1	4,0	3,7	3,4
INPUT												
Mineraldünger	244	135	70	126	88	78	105	60	4	20	42	36
Import-Futtermittel	173	63	25	47	5	8	4	4	3	7	15	14
Atmosphäre	41	20	53	30	17	10	10	10	18	19	19	20
Biologische N-Bindung	5	10	65	12	17	25	4	38	66	63	54	56
Klärschlamm	2	<1	5	3	n.b.*	3	>1	n.b.*	0	0	0	0
SUMME	465	228	218	218	127	124	125	112	91	109	130	126
OUTPUT												
Tierische Produkte	84	36	35	28	n.b.*	11	13	9	6	9	11	11
Pflanzliche Produkte	14	28	10	23	n.b.*	10	9	4	10	29	39	32
SUMME	98	64	45	51	17	21	22	13	16	38	50	43
ÜBERSCHUSS	367	164	173	167	110	103	103	99	75	71	80	83
Ammoniakemission	99	45	44	44				22	10	13	16	18
Denitrifikation	94	30	91	25				45	14	19	25	26
Auswaschung	126	53	16	50				17	26	26	30	28

Tabelle 52: Stickstoffbilanzen verschiedener Nationen Westeuropas (ISERMANN, 1991) im Vergleich mit den Ergebnissen dieser Arbeit (Angaben in kg Stickstoff/ha*a)

*n.b.....nicht berechnet

4.5 Regionalisierung

Die Ergebnisse der Stickstoffflüsse Fixierung, Ernte, Mineraldünger und Wirtschaftsdünger, für welche eine Regionalisierung auf Gemeindeebene vorgenommen wird, sind als Landkarten in den Abbildungen 21-30 dargestellt. Auch wenn es sich in dieser Arbeit um eine grobe Regionalisierung handelt, lassen sich geographische und zeitliche Tendenzen erkennen.

An Hand der Karten wird deutlich, dass die Stickstoffflüsse über ganz Österreich nicht gleichverteilt sind. Beispielsweise weisen die Mineraldüngerkarten (Abbildung 27 und Abbildung 28) einerseits eine Konzentration von Ackerbaubetrieben im Nordosten Österreichs, andererseits eine Zunahme der absoluten Mineraldüngergaben seit 1960 auf.

Eine ähnliche Stickstoffverteilung und -entwicklung lässt sich auch an den Karten für den Stickstoffentzug in Form von Ernte feststellen (Abbildung 25 und Abbildung 26). Der Anfall an Wirtschaftsdüngerstickstoff, der sich im Laufe der Jahre nur wenig veränderte, wird aufgrund einer Spezifizierung der Landwirtschaft seit den 50er Jahren ein wenig in den Westen Österreichs verlagert (Abbildung 29 und Abbildung 30).

Die asymbiotische Fixierung weist von 1960 bis 1995 eine Verdichtung in den landwirtschaftlichen Gebieten im Norden, Osten und Süden Österreichs auf (Abbildung 21 und Abbildung 22). Bei der symbiotischen Fixierung hingegen wird neben einer mengenmäßigen Verringerung der Stickstofffixierung eine Verlagerung in den Westen zwischen 1960 und 1995 augenscheinlich (Abbildung 23 und Abbildung 24).

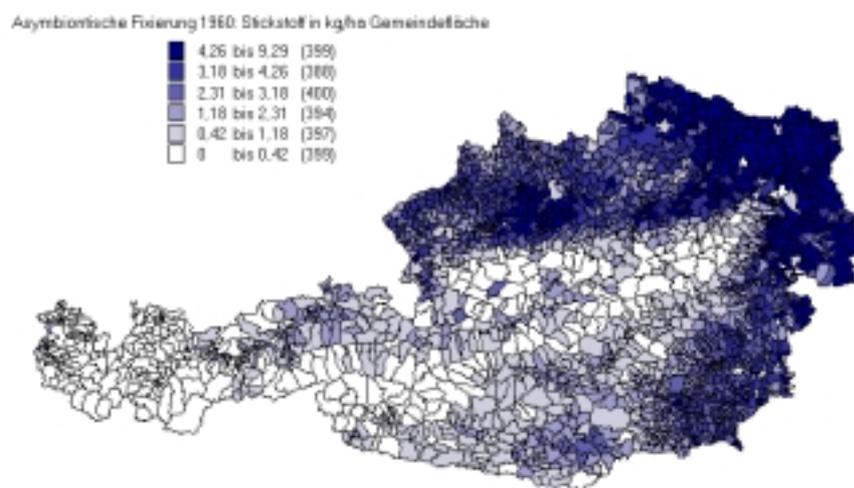


Abbildung 21: ASYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1960: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

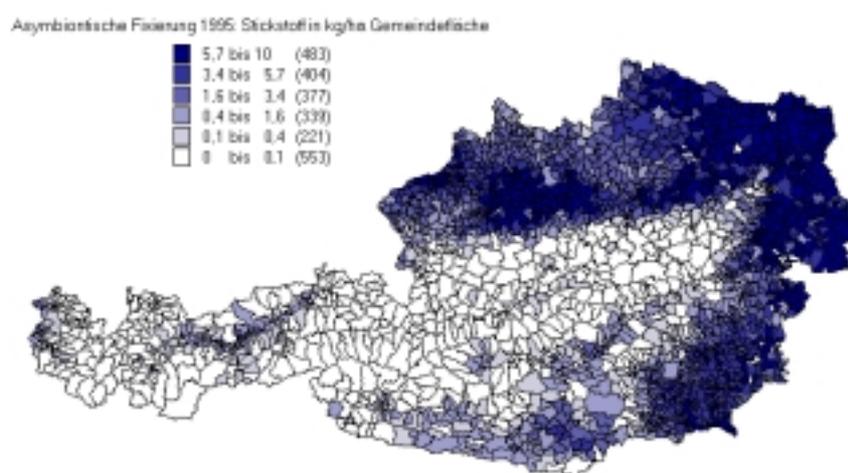


Abbildung 22: ASYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1995: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

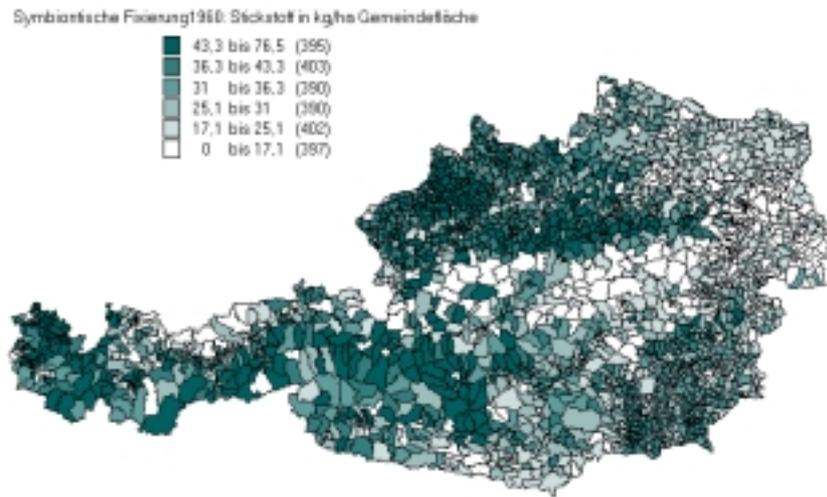


Abbildung 23: SYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1960: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

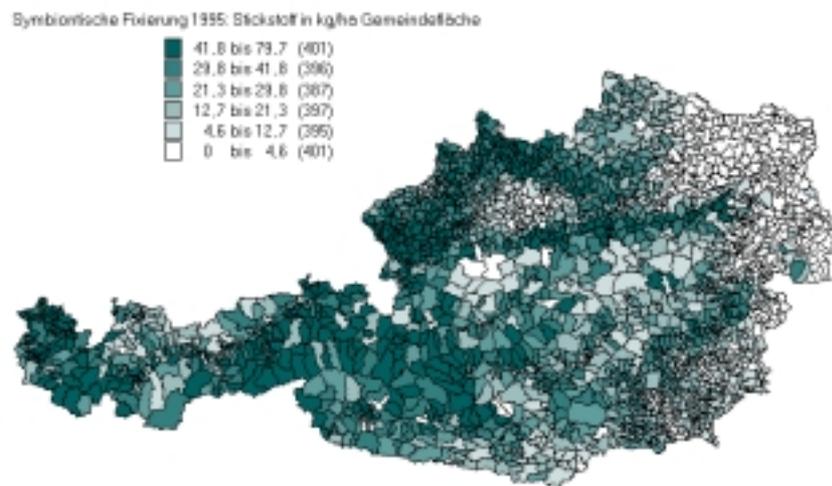


Abbildung 24: SYMBIONTISCHE FIXIERUNG 1995: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

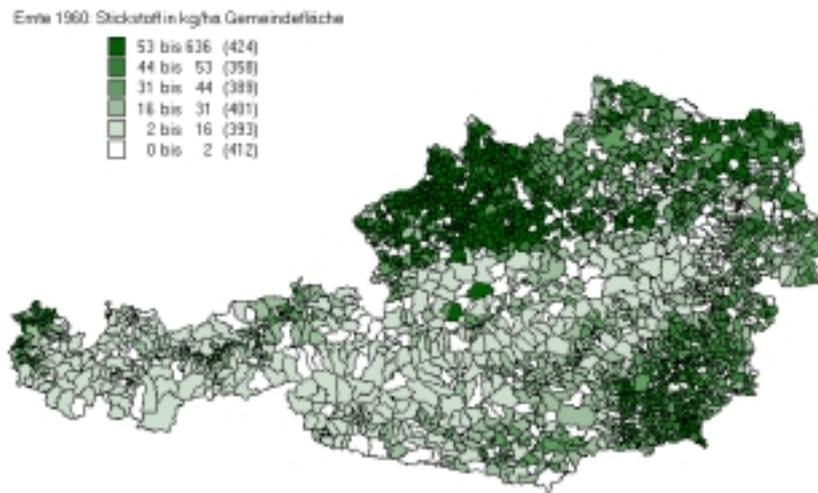


Abbildung 25: ERNTE 1960: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

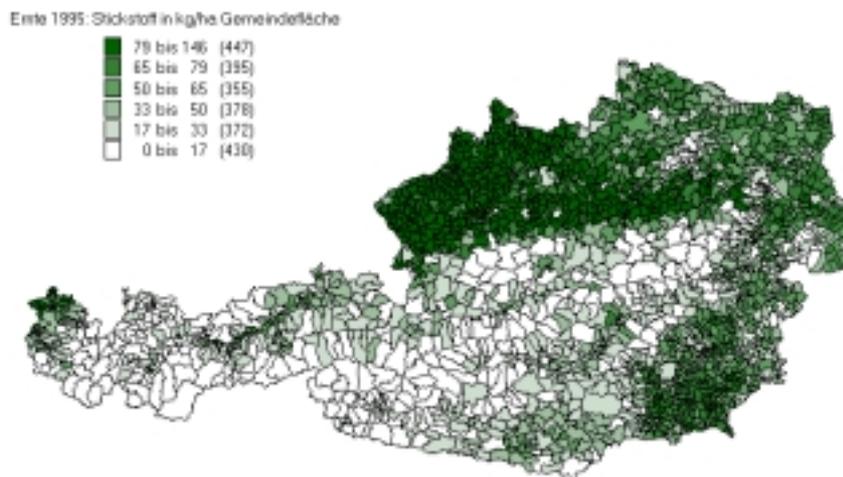


Abbildung 26: ERNTE 1995: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

Mineraldünger 1960: Stickstoff in kg/ha Gemeindefläche

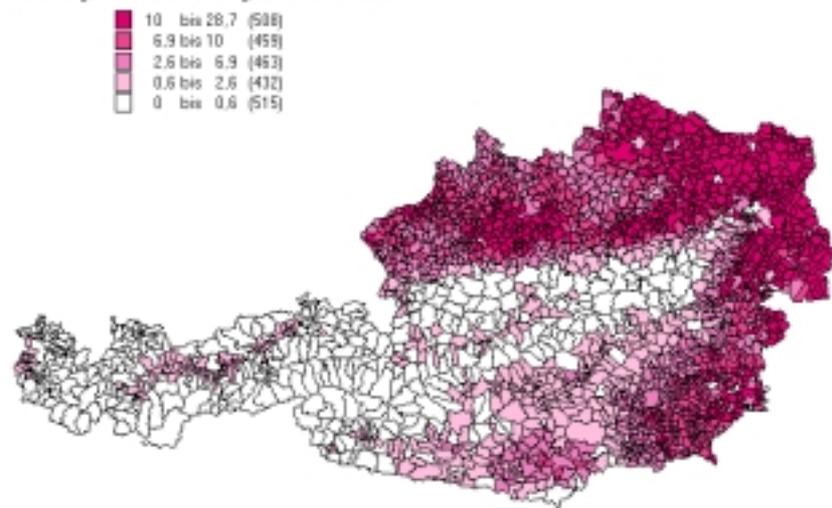


Abbildung 27: MINERALDÜNGER 1960: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

Mineraldünger 1995: Stickstoff in kg/ha Gemeindefläche

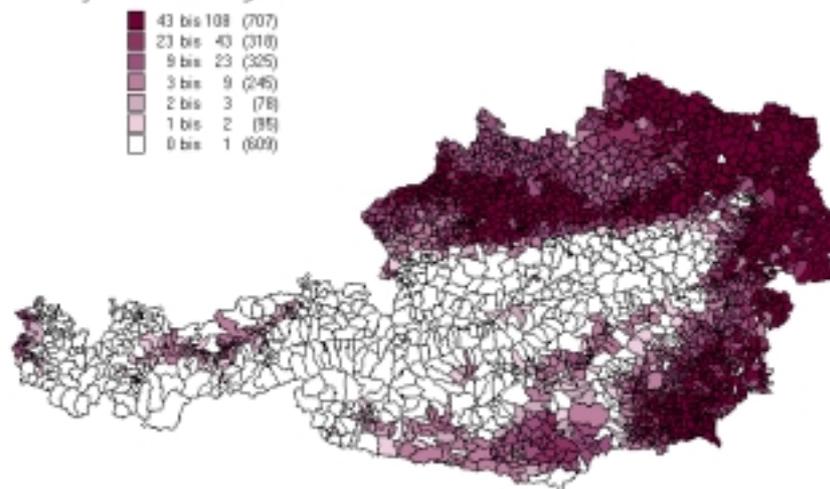


Abbildung 28: MINERALDÜNGER 1995: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

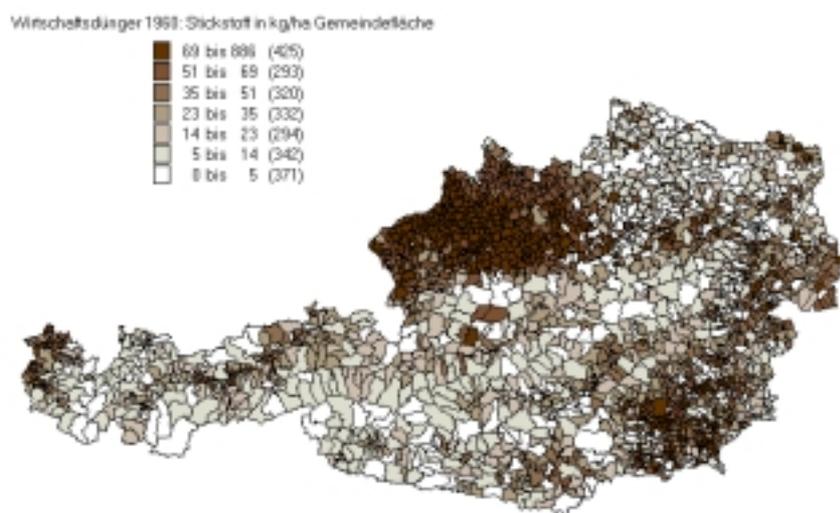


Abbildung 29: WIRTSCHAFTSDÜNGER 1960: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

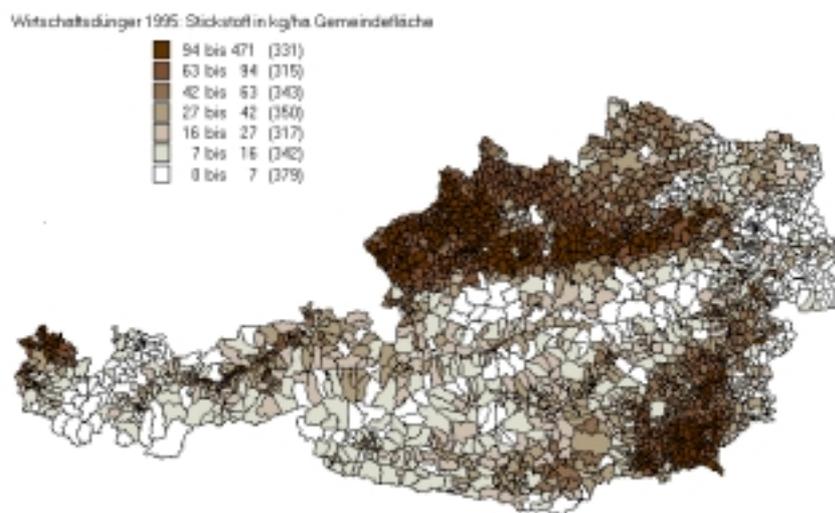


Abbildung 30: WIRTSCHAFTSDÜNGER 1995: Stickstoff in kg pro ha Gemeindefläche

5 Diskussion

5.1 Fehlerabschätzung

Bei der Berechnung der Stickstoffflüsse kann es vor allem auf zwei Wegen zu Fehlern kommen, einerseits bei den verwendeten statistischen Daten, andererseits bei der Auswahl der Stickstoffgehaltszahlen.

Die Angaben zu geernteten Pflanzen, Abweidung, Nutztierbestand und dessen Produkten sowie zum Verbrauch von Stickstoff in Mineraldüngern, die statistischen Erhebungen des ÖSTAT entnommen werden, sind von relativ hoher Qualität, da sie als Handelsgut im ökonomischen Prozess gewogen und bilanziert werden. Natürlich kann es auch bei diesem Vorgang zu Fehlern kommen, allerdings sind die seit Jahrzehnten zusammengestellten Aufzeichnungen des ÖSTAT die einzige Quelle, welche sämtliche notwendigen Grundlagen für diese Arbeit liefert.

Angaben für Saatgut, Stroh und Futtermittel, die für diese Bilanz in die Kategorie „vom Hof“ oder „vom Markt“ kommend aufgeteilt werden mussten, sowie daraus bestehende Zwischenspeicher, wurden den Annahmen von DARGE (2002) entnommen. Dieser war bei seiner Bewertung auf Grund einer fehlenden genauen Statistik auf eine Vielzahl von Quellen und Schätzungen angewiesen. DARGE gibt für seine Vermutungen eine geschätzte Fehlerabweichung von 20-30% an. Da Saatgut und Stroh mengenmäßig nur eine sehr geringe Rolle spielen, ist die angegebene Fehlerabweichung lediglich für das gehandelte Futtermittel von größerer Bedeutung.

Eine weitere potentielle Fehlerquelle stellt die Auswahl der verwendeten Berechnungsmethoden der einzelnen Flüsse beziehungsweise die Wahl der eingesetzten Stickstoffgehaltszahlen dar. Im Folgenden sollen nur einige Beispiele angeführt werden.

So findet man in der Literatur unterschiedliche Ansätze für die Berechnung des Anfalls von Wirtschaftsdünger. In RUHR-STICKSTOFF-AG (1988) wird ein Berechnungsansatz vorgestellt, der den gesamten Viehbestand in nur drei Tiergruppen untergliedert (Rauhfuttermittelverzehrer, Schweine und Geflügel) und für diese Kategorien Faktoren für den Stickstoffanfall in Form von Mist, Jauche und

Gülle angibt. Abgesehen von dieser Berechnungsmethode, die sich doch deutlich von der in dieser Arbeit verwendeten unterscheidet, lassen sich in der Literatur zusätzlich eine Fülle unterschiedlicher Nährstoffgehaltsangaben finden. In der regionalen Stickstoffbilanz des UBA (GÖTZ et al., 1996) wurden für den selben Nutztierbestand zwei Berechnungsarten ausgeführt. Deren Ergebnisse weichen annähernd 40% voneinander ab.

Als zweites Beispiel sei hier noch die Berechnung der Stickstofffixierung erwähnt. Die Art der Berechnung – nämlich über die Fläche – ist in der Literatur zwar stets gleich, allerdings differieren die vorgeschlagenen Werte für die Stickstoffbindungsraten teilweise um knappe 50%.

Die Abschätzung der Stickstoffverluste durch Auswaschung sollen als letztes Beispiel dienen. Berechnet man die Verluste mit Hilfe von nutzungs- und kulturartenspezifischen Stickstoffauswaschungszahlen, die verschiedenen Literaturangaben entnommen werden und bildet für jede einzelne Kulturart Minimum- und Maximumwerte, so sind die Maximumwerte rund drei mal so hoch wie die Minimumergebnisse. In der vorliegenden Bilanz liegen somit im Durchschnitt etwa 100.000 t Stickstoff zwischen Minimum- und Maximumwert.

Um die Ergebnisdifferenzen, die durch den Einsatz unterschiedlicher Literaturangaben zu Stande kommen, ein wenig abzuschwächen, wurden in der vorliegenden Arbeit häufig Mittelwerte mehrerer Stickstoffangaben verwendet.

Generell ist somit bei der Betrachtung der Absolutwerte zu bedenken, dass eine Reihe von Fehlerquellen möglicherweise die Härte der Ergebnisse beeinträchtigt. Jedoch wird für alle vier Bilanzjahre die selbe Methodik angewendet, sodass die sich abzeichnenden Tendenzen und Entwicklungen mit hoher Wahrscheinlichkeit die Realität wiedergeben.

5.2 Diskussion wichtiger Stickstoffflüsse

Auffallend an den in Tabelle 50 aufgelisteten Gesamtergebnissen ist, dass die Stickstofffrachten, welche von der Natur in die Naturkolonie fließen, sich als einzige durch eine kontinuierliche Abnahme von 1950 bis 1995 auszeichnen. Hingegen weisen die restlichen Gesamtflüsse zwischen Gesellschaft, Naturkolonie und Natur eine deutliche Zunahme bis 1980 auf, gefolgt von einer Abnahme der Stickstoffmengen bis 1995.

5.2.1 Input aus der Natur in die Naturkolonie

Sowohl die Stickstofffixierung als auch die nasse und trockene Deposition sind natürliche Vorgänge im Sinne von „nicht unmittelbar anthropogen ausgelöst“, dennoch wird deren Ausmaß erheblich durch menschliche Aktivitäten beeinflusst. Die beachtliche Reduktion der Stickstofffixierung lässt sich auf einen deutlichen Rückgang der Wiesenflächen und der Anbauflächen für Klee, Luzerne und Klee gras zurückführen. Diese Reduktion der Flächen durch den Menschen ist vermutlich als Folge der gestiegenen Erträge seit 1950 erklärbar.

Die Stickstofffrachten, welche durch Deposition auf den Boden gelangen, werden durch die Konzentration der löslichen Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre, die wiederum stark durch die Wirtschaftsaktivitäten der Gesellschaft beeinträchtigt werden, gesteuert. Gerade im Bilanzierungszeitraum 1950-1995, in dem die Industrialisierung in Österreich in vollem Ausmaß einsetzte, sind die Stickoxide in der Luft mit Sicherheit angestiegen. Wie bereits im Methodikkapitel und den Ergebnissen angesprochen, lagen allerdings kaum Daten für die atmosphärischen Stickstoffkonzentrationen in den Jahren 1965 und 1950 vor, weshalb die Depositionsergebnisse dieser Arbeit, speziell für die beiden Zeitpunkte 1950 und 1965, mit großer Vorsicht betrachtet werden sollten und verbesserungswürdig sind.

5.2.2 Mineraldünger

Besonders deutlich wird der Prozess der Industrialisierung in den letzten 50 Jahren an Hand des Mineraldüngereinsatzes, der vor allem für den Stickstoffkreislauf eine bedeutende Rolle spielt. Bereits 1947 kommentierte der amerikanische Wissenschaftler GORAN die Erzeugung des Mineraldüngers mit folgendem Zitat:

‘The fixation of nitrogen by the Haber process is almost as fundamental a discovery as is the practical release of nuclear energy.’

Natürlich kann man dieser Aussage kritisch gegenüber stehen, dennoch ist es bemerkenswert, wie bereits 1947 die Entwicklung des Haber-Bosch-Prozesses von Wissenschaftlern als grundlegende Erfindung beurteilt wurde. Beim Haber-Bosch-Prozess handelt es sich um ein Verfahren zur Herstellung von Ammoniak, das von dem deutschen Chemiker Fritz Haber (1868-1934) und dem deutschen Chemiker und Ingenieur Carl Bosch (1874-1940) entwickelt wurde und seit 1913 in

größtechnischem Maßstab angewandt wird. Es beruht auf der Synthese des Ammoniaks durch Vereinigung der Elemente Stickstoff und Wasserstoff unter enorm hohem Druck (DUDEN, 1988).

Die „Commission on Sustainable Development“ der Vereinten Nationen hat 1995 begonnen, eine Liste von Nachhaltigkeitsindikatoren zu entwickeln. Diese Indikatoren sollen die politischen Entscheidungsträger einer Nation darin unterstützen, den Grad der Nachhaltigkeit, z.B. der Landwirtschaft eines Landes, abzuschätzen und daraus Konsequenzen zu ziehen. Eine Gruppe der UN-Nachhaltigkeitsindikatoren stellen die Driving Force-Indikatoren dar, die begrifflich auch soziale und ökonomische Indikatoren (menschliche Aktivitäten, Prozesse und Verhaltensmuster, die auf die Entwicklung einwirken) integrieren (UBA Wien, 1999). Zu den Driving Force-Indikatoren im Kapitel 14 der Agenda 21 zählen der Energieeinsatz in der Landwirtschaft, der Anteil des Ackerlandes mit Bewässerung, die Anwendung von Pestiziden, aber auch die Anwendung von Mineraldüngern in der Landwirtschaft und die damit ausgebrachten Nährstoffmengen auf die landwirtschaftliche Fläche.

Die steigende Bedeutung von Mineraldünger lässt sich auch an den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit erkennen. Der Gesamtverbrauch von Stickstoff in Form von Mineraldüngern nahm vom Ausgangswert von 1950 mit 18.000 t Stickstoff im Zuge der Industrialisierung der Landwirtschaft auf den beinahe neunfachen Wert von 155.000 t Stickstoff im Jahr 1980 zu. Bemerkenswerterweise findet zwischen 1980 und 1995 wiederum eine Reduktion des Mineraldüngereinsatzes um etwa 20 % auf 124.000 t Stickstoff statt. Diese Entwicklung kann mit einer gravierenden Produktpreissenkung für Agrarprodukte seit 1995 in Österreich und den damit geringeren Düngeempfehlungen erklärt werden (DERSCH, 1995).

Für die landwirtschaftlichen Flächen ist es von besonderem Interesse, wie viel Stickstoff und in welcher Form er aufgetragen wird. In Abbildung 11 wird die Veränderung der Zusammensetzung der Outputs in die Naturkolonie offensichtlich.

Um eine Ertragssteigerung zu erwirken, steigt der Einsatz von synthetisch hergestellten Mineraldüngern drastisch. Bedenkt man, dass die Zufuhr von Stickstoff auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen in Form von organischen Düngern zusätzlich – wenn auch in einem geringen Ausmaß – ansteigt und zusätzlich die landwirtschaftliche Fläche reduziert wurde, wird deutlich, wie sehr der Gesamteintrag von Stickstoff pro Hektar Nutzfläche in Form von Düngung zunahm.

5.2.3 Futtermittel

Nach dem Mineraldünger bilden die Futtermittelimporte die zweite Gruppe der wichtigsten Stickstoffimporte der übrigen Gesellschaft in den Sektor Landwirtschaft.

Nach BÄCK (1990) kam es seit den 70er Jahren bei den marktgängigen Futtermitteln zu einer Zunahme von über 8%, auch Getreide erreichte einen Zuwachs von 7%. Noch viel deutlicher ist die Zunahme im Bereich der Nebenerzeugnisse der Ölindustrie, also Sojaschrot und Ölschrote. Auch Milch verzeichnet in der Fütterung eine starke Steigerung, vielleicht bedingt durch den verstärkten Einsatz in der Schweinemast und Kälberaufzucht. Kartoffel verloren dagegen fast völlig ihre Bedeutung. Die Förderung von Hülsenfrüchten und ölhaltigen Alternativkulturen durch den Bund schlägt sich in der Eiweißbilanz erstmals 1985/86 nieder.

Die wirtschaftseigenen Futtermittel zeigen sinkende Tendenz. Zusätzlich wird eine Verschiebung der Futtermittelgruppen deutlich. Futterrüben sind zum Beispiel in Anbau und Verwertung stark zurückgegangen. Rotklee, Luzerne und Klee gras erfuhren ebenso eine deutliche Reduktion. Dagegen erlangten Silo- und Grünmais eine ständig wachsende Bedeutung.

Bei der Entwicklung der Futtermittel seit 1950 ist zu beobachten, dass der Absatz an Eiweißfuttermittel drastisch stieg, besonders bis in die 80er Jahre. BEYER (1977) geht in diesem Zusammenhang auf betriebswirtschaftliche Aspekte ein. Einerseits beeinflusst das Verhältnis der Preise der landwirtschaftlichen Produkte untereinander den Einsatz von Eiweißfuttermitteln, andererseits weist BEYER auch ein Faktor-Produkt-Preisverhältnis als entscheidenden Einfluss auf die Intensität der Fütterung aus. Wenn im Verhältnis zum Produkt Fleisch das Eiweißfuttermittel billig ist, neigen die Betriebe eher dazu, auf Basis von zugekauften Futtermitteln als auf Basis von Grundfutter zu produzieren. Außerdem wird mit zunehmender Einkommenshöhe der Bevölkerung Fleisch relativ stärker nachgefragt als zum Beispiel Milch. Das ergibt eine Verlagerung der bodenabhängigen Produktion auf eine intensivere, bodenunabhängigere Form.

Beim Fleisch werden zunehmend magere Teilstücke nachgefragt. Hierauf reagiert die Veredelungsproduktion, indem mageres Fleisch über sinkende Schlachtgewichte und erhöhte Mastintensität produziert wird. Die ernährungsphysiologischen Ansprüche hinsichtlich der Nährstoffkonzentration und des Stärke-Eiweißverhältnisses nehmen mit steigenden Leistungen zu (BÄCK, 1990).

Vor dem beschriebenen Hintergrund der veränderten Fütterungs- und Produktionsbedingungen des Viehsektors scheinen die auch in dieser Arbeit ausgewiesenen steigenden Stickstoffinputs in den Sektor Landwirtschaft in Form von Futtermitteln plausibel.

Obwohl in der vorliegenden Arbeit auf eine Differenzierung der Futtermittel, die in Österreich produziert und solchen, die vom Ausland importiert werden, nicht eingegangen wird, soll an dieser Stelle doch mit einem kurzen Zitat auf diese Problematik hingewiesen werden, da die großen Importmengen an Eiweiß eine deutliche Abhängigkeit Österreichs im Hinblick auf die Versorgung in Krisenzeiten bewirken.

„Österreichs tierische Produktion wäre bei einem Ausfall der Futtermittelimporte wegen der geringen inländischen Eiweißfuttermittelproduktion stark beeinträchtigt. Vor allem die Geflügel- und Schweinehaltung wären betroffen. Das Ziel einer langfristigen Krisenvorsorge müsste daher die Schaffung einer eiweißreicheren und damit bedarfsgerechteren inländischen Futterbasis sein.“ (SCHNEEBERGER, 1979)

5.2.4 Output in die Natur

In BUWAL (1993a) wird angegeben, dass das Ziel der Stickstoffdüngung in einer optimalen Stickstoffversorgung der Nutzpflanzen bei minimalem Stickstoffinput auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen von außen mit minimalen Verlusten an die Atmosphäre und Hydrosphäre und Bewahrung der Bodenfruchtbarkeit besteht.

Die Ergebnisse der Stickstoffbilanz dieser Arbeit weisen allerdings für alle vier Bilanzierungszeitpunkte sehr hohe Stickstoffverluste an die Natur aus. Lagen sie 1950 bei 208.000 t Stickstoff, so stiegen sie bis 1980 auf einen Wert von 267.800 t Stickstoff an und nahmen bis 1995 wieder auf 250.900 t ab.

Es erhebt sich die Frage, welche Stickstoffverluste als unvermeidbar gelten und welche eine vermeidbare Belastung darstellen, und somit durch eine verbesserte Düngungspraxis vermindert werden können. Unvermeidbare Verluste treten in gewissem Ausmaß bei der Umwandlung des Düngerstickstoffes in pflanzliches Protein auf. Auch bei der tierischen Veredelung, wobei diese Verluste zum Teil den Verbrauchergewohnheiten, wie etwa hohem Fleischkonsum anzulasten sind, kommt es größtenteils zu unvermeidbaren Stickstoffverlusten.

FINCK (1990) gliedert die Stickstoffverluste folgendermaßen:

- Für eine natürliche Grundfrucht, welche die unvermeidbaren Verluste aus ungedüngten Naturböden umfasst, werden etwa 5-20 kg Stickstoff/ha in Rechnung gestellt.
- Für eine Anbau-Grundlast, welche den unvermeidbaren Verlust bei der Produktion darstellt, veranschlagt FINCK 10-20 kg Stickstoff/ha.
- Schließlich werden als vermeidbare Belastung eine Stickstoffmenge von 20 bis über 100 kg Stickstoff/ha angeführt.

In FRITSCH (1995) werden unvermeidbare Stickstoffüberhänge (Nitratverluste und Stickstoffanreicherung im Boden) im Pflanzenbau in Abhängigkeit von der Bodengüte und der Niederschlagsmenge angeführt, sie betragen zwischen 15 und 40 kg Stickstoff/ha.

Landwirtschaftliche Betriebe sind in der Regel bestrebt, möglichst hohe Ernteerträge mit möglichst geringem Aufwand an Betriebsmitteln zu erzielen. Ein effizienter Umgang mit Düngemitteln und sonstigen Nährstoffquellen (Ernterückstände, Leguminosen, u.a.) ist daher im Sinne einer umweltgerechten Landwirtschaft sinnvoll.

Auf Grund des hier ausgewiesenen Überangebotes von Stickstoff für die landwirtschaftliche Fläche, wären Maßnahmen von der Gesellschaft zur Reduktion der Verluste wünschenswert (GÖTZ et al., 1996). Es gibt eine Fülle von Maßnahmen, die Stickstoffverluste minimieren können, ohne dabei die Erträge zu beeinträchtigen. Beispielsweise würde ein Herabsetzen der eingesetzten Düngemittel die negativen Auswirkungen auf die Umwelt, wie Denitrifikation, reduzieren und eine positive Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit begünstigen. Darüber hinaus käme es auf der Kostenseite der österreichischen landwirtschaftlichen Betriebe zu einer deutlichen Entlastung. Ebenso positive Auswirkungen hätte womöglich eine überbetriebliche Verteilung des Wirtschaftsdüngers von viehhaltenden zu viehlosen Gebieten, die eine bessere Ausnutzung der wertvollen Nährstoffe und eine finanzielle Entlastung durch Reduktion des Handelsdüngerverbrauches erreicht. Innerbetrieblich sollten die anfallenden tierischen Ausscheidungen auf möglichst allen wirtschaftlichen Flächen des Betriebes verteilt werden. Weiters wäre eine ausreichende Lagerkapazität für Wirtschaftsdünger Grundvoraussetzung für eine zeitliche und mengenmäßig optimale Ausbringung. Auch das Einbeziehen des Stickstoffnachlieferungspotentials aus dem Boden und eine stärkere Berücksichtigung der Nährstoffrücklieferung aus

den eingearbeiteten Ernterückständen in der Düngeplanung könnte eine Reduktion des Düngeinsatzes bewirken.

Durch einen höheren Grünlandanteil könnte sich einerseits positiv auf die Stickstoffbilanz auswirken und andererseits die Importabhängigkeit im Futtermittelsektor vermindern.

Vor allem bei der Güllewirtschaft können beträchtliche gasförmige Stickstoffverluste entstehen (Aufmischen der Gülle, Ausbringung auf dem Feld), welche durch Maßnahmen wie geschlossene Güllegruben, rasche Einarbeitung der Gülle auf dem Feld, Wahl des richtigen Ausbringungszeitpunktes (Windstille, bewölkte Tage) und Aufteilung der Güllegaben verringert werden können.

Eine Verringerung des Oberflächenabflusses und der Erosion könnte vor allem die Förderung „natürlicher Landschaftselemente“, wie Hecken, Raine, Gehölzstreifen und Terrassen bewirken.

An diesem Auszug von Maßnahmen, die dazu beitragen würden, die Belastung der Umwelt durch überschüssige Stickstoffgaben einzuschränken, ohne die Erträge zu reduzieren, wird offensichtlich, wie viele Möglichkeiten der Gesellschaft zur Verfügung stehen, negative Auswirkungen auf die Umwelt zu minimieren.

5.3 Veränderungen der Input/Output-Relationen

Da in der vorliegenden Arbeit gesellschaftliche Aktivitäten und ihre Auswirkungen auf Umweltveränderungen untersucht werden sollen, ist es von besonderem Interesse, einige Relationen von Stickstoffflüssen und deren zeitliche Veränderung zu analysieren. Tabelle 51 im Ergebniskapitel 4.3 gibt drei dieser Input-/Outputverhältnisse wieder.

Die Relation der Stickstoffeinträge auf die Naturkolonie, sowohl durch die Gesellschaft mit Düngern und Saatgut wie auch durch die anthropogen beeinflussten „natürlichen“ Inputs Stickstofffixierung und Deposition, zu den Stickstoffentzügen durch Erntegut und Beweidung ist die gesamte Zeitspanne hindurch größer als eins. Das bedeutet, dass die landwirtschaftlichen Flächen stets mit mehr Stickstoff versorgt werden, als sich im Erntegut wiederfindet. Somit muss es einerseits zu einer Anreicherung des Bodens mit Stickstoff kommen und andererseits wird eine gewisse

Menge an Stickstoff entweder ins Grundwasser, Oberflächengewässer oder die Atmosphäre verloren gehen.

Sehr interessant ist es auch, das Verhältnis zwischen sozioökonomischen Inputs aus der restlichen Gesellschaft in den Sektor Landwirtschaft und den Outputs in Form von tierischen und pflanzlichen Produkten aus eben diesem Sektor in die übrige Gesellschaft zu betrachten (Abbildung 19). Es fällt auf, dass dieser Faktor von 0,5 im Jahr 1950 und 0,7 1965 auf 1,2 zu den beiden letzten Zeitpunkten 1980 und 1995 ansteigt. Folglich ist im Laufe der Industrialisierung der Input von Stickstoff, vor allem in Mineraldüngern und Futtermitteln, in den landwirtschaftlichen Sektor drastisch angestiegen, jedoch die Outputs in die Gesellschaft, die das eigentliche Ziel der landwirtschaftlichen Produktion darstellen, sind keineswegs proportional dazu angestiegen. Trotz einer Steigerung der Stickstofffrachten, die von der Gesellschaft in den Sektor Landwirtschaft gelangen, um das 5,5-fache, nimmt der Gesamtstickstoff, der dann in den landwirtschaftlichen Produkten in Form von Proteinen vorliegt, gerade einmal um ein 2,4-faches zu. 1950 machte der Stickstoffinput aus der Gesellschaft in den Sektor Landwirtschaft nur 50 % des Stickstoffgehaltes in landwirtschaftlichen Produkten aus, 1980 wurden bereits 17% mehr Stickstoff in die Landwirtschaft geliefert, als in Form von Produkten wiederum der Gesellschaft geliefert wurden.

Schließlich soll noch das Verhältnis zwischen sozioökonomischem Output in die Naturkolonie und Input aus der Natur in Form von Fixierung und Deposition betrachtet werden. Betrug das Verhältnis 1950 nur 0,3 so stieg es durch den deutlichen Anstieg der gesellschaftliche Outputs auf die Naturkolonie, und dabei vor allem auf Grund des erhöhten Mineraldüngereinsatzes, 1980 und 1995 auf 0,9 an. Zu einer Annäherung dieser beiden Stickstofffrachten kommt es natürlich auch, weil der natürliche Eintrag auf Grund eines geringeren Leguminosenanbaus, wiederum durch menschliche Aktivitäten eindeutig zurückgeht.

Abbildung 20 zeigt die deutliche Annäherung der gesellschaftlichen und „natürlichen“ Stickstoffeinträge in die landwirtschaftlich genutzten Naturkolonien.

Sowohl für den Vergleich der Absolutergebnisse als auch bei der Betrachtung der Relationen sollte man nie vergessen, dass es im Laufe des betrachteten Zeitraumes

zu einer eindeutigen Abnahme der landwirtschaftlichen Nutzfläche kam, was bedeutet, dass die erhöhten Stickstoffgaben auf die Fläche noch schwerwiegender zu bewerten sind.

5.4 Diskussion des verwendeten Modells

Da man in der Literatur kein vergleichbares Modell findet, wird an dieser Stelle nochmals auf das in dieser Arbeit verwendete Stickstoffflussmodell eingegangen. Zwar werden in Österreich, aber auch in vielen anderen Ländern, Stickstoffbilanzen bereits seit einigen Jahren durchgeführt, deren Bilanzgrenzen sind jedoch kaum mit jenen des in dieser Arbeit vorgestellten Modells vergleichbar.

Wie bereits im Methodikkapitel ausführlich dargestellt, wurde das Modell von DARGE (2002), der ein gesellschaftliches Energieflussmodell entwickelte, übernommen und entsprechend den Stickstoffflüssen modifiziert. Um sämtliche „gesellschaftliche“ Flüsse berechnen zu können, richtet sich das Modell nach den vom IFF entwickelten Theorien vom gesellschaftlichen Metabolismus und der Kolonisierung von Natur. Grundlegender Unterschied dieses Modells zu den in der Literatur häufig verwendeten Stickstoffbilanzen ist in erster Linie, von welchem Standpunkt aus die Stickstoffflüsse betrachtet werden.

So stellen in einer klassischen Flächenbilanz die Bilanzposten Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Saatgut Inputs dar, da die landwirtschaftliche Nutzfläche die Bilanzierungseinheit ist. Ernte und Beweidung hingegen gelten als Outputs, da sie von der Fläche entnommen werden. Selbst bei den Hoftorbilanzen, welche die gesamte Landwirtschaft als Bilanzierungseinheit definieren, gelten sämtliche ausgebrachte Dünger als Inputs und die geernteten Produkte als Outputs. Einziger Unterschied zur Flächenbilanz ist der Umstand, dass die Hoftorbilanzen den Viehsektor berücksichtigen. Somit muss man sich für das verwendete Modell begrifflich von dieser Einteilung lösen, da vom Standpunkt des gesellschaftlichen Subsystems, welches landwirtschaftlich tätig ist, alle Dünger Outputs sind und die Ernte als Input wieder in den Gesellschaftssektor fließen. Außerdem wird in den naturwissenschaftlichen Bilanzierungsmodellen selten zwischen „natürlichen“ Einträgen (Deposition und Fixierung) auf die Fläche und anthropogenen Zufuhren (Dünger) unterschieden.

Vielfach wird die Ernte schon als direkter Output der Landwirtschaft dargestellt, während in dieser Bilanz nur die Teile der Ernte als Output erscheinen, die nicht

innerhalb des Landwirtschaftssektors an das Nutztier verfüttert oder als Saatgut verwendet werden.

Interessant erscheint es auch, vor allem weil das Bilanzierungsmodell den Theorien gesellschaftlichen Metabolismus und Kolonisierung von Natur gerecht werden soll, zwischen „kolonisierenden Eingriffen“ und „metabolischen Strömen“ zu unterscheiden. Diese Differenzierung stellt sich aber teilweise als sehr schwierig heraus. Es sollen an dieser Stelle einige Beispiele gebracht werden:

Düngung, sowohl mit organischen als auch mineralischen Düngern, stellt einen eindeutig kolonisierenden Eingriff der Gesellschaft mit dem definierten Ziel einer Ertragssteigerung dar. Auch der Anbau von Leguminosen zwecks Stickstoffgehaltserhöhung der Böden (Zwischenfruchtanbau, Gründüngung) kann als kolonisierender Eingriff gewertet werden. Wobei bei beim Leguminosenanbau auch zu bedenken ist, dass dieser wahrscheinlich auf Grund der gestiegenen Erträge im Lauf der Zeit reduziert wurde.

Die Prozesse Ausgasung und Auswaschung einer Kategorie zuzuordnen, bereitet bereits größere Probleme. Die Menge der Stickstoffverluste in die Natur wird zwar einerseits von den Stickstoffinputs auf die landwirtschaftlichen Flächen bestimmt, andererseits kommt es auch zu Verlusten während des Arbeitsprozesses, Dünger aufzutragen.

Die Schwierigkeit, Stickstoffflüsse eindeutig als gesellschaftliche oder natürliche zu definieren, wird bei der Zuordnung der Deposition besonders signifikant. Das molekulare Stickstofflager der Atmosphäre wird neben der biologischen Nutzung auch industriell genutzt. Die Chemieindustrie erzeugt aus Luftstickstoff und Wasserstoff unter hohem Druck und enormen Energieeinsatz Ammoniak – die Basis für die Herstellung mineralischer Düngemittel. 1955 lag die Weltstickstoffproduktion bei sieben Millionen Tonnen, 1970 bereits bei 60 Millionen Tonnen und 1982 bei 120 Millionen Tonnen Ammoniak (REINER, 1995). Ursache für diese Steigerung war vor allem der wachsende Düngemittelabsatz, der mit der weltweiten Chemisierung der Landwirtschaft einherging. Parallel zu dieser Entwicklung sind im Zuge des wirtschaftlichen Aufschwungs nach dem zweiten Weltkrieg in ganz Europa die Verbrauchsmengen fossiler Brennstoffe und damit die Emissionen vieler Schadstoffe stark gestiegen. Stickoxide entstehen unabhängig vom Brennstoff bei hohen Temperaturen aus Luftstickstoff und Luftsauerstoff. Quelle für Stickoxide ist der Verkehr, die Industrie, Kraftwerke und die Haushalte. Aufgrund dieser anthropogen

erhöhten Stickoxidemissionen kommt es zu hohen Depositionsraten. Darüber hinaus wirken anthropogen bedingte Stickstoffemissionen als Dünger und werden zum Teil in die Biomasse eingebaut (MAIER et al., 1997). Im Modell des gesellschaftlichen Metabolismus sind Emissionen von Stickoxiden im Zuge gesellschaftlicher Aktivitäten größtenteils dem Metabolismus des Gesellschaftssystems zuzuschreiben. Jedoch nach dieser Emission von Stickoxiden kommt es in der Atmosphäre zu gesellschaftlich völlig unbeeinflussten Vorgängen, die dann schlussendlich zu einer Immission von Stickstoff in Form von Deposition führen. Aus diesem Grund können Immissionen – im Gegensatz zu Emissionen – nicht mehr dem gesellschaftlichen Metabolismus zugeteilt werden. Es erschien somit im vorliegenden Stickstoffflussmodell günstiger, die Deposition den gesellschaftlich beeinflussten Stickstoffflüssen aus der Natur in die Naturkolonie zuzuordnen.

Auch wenn es problematisch ist, landwirtschaftliche Vorgänge in metabolische und kolonisierende Prozesse zu gliedern, so versucht das verwendete Modell dennoch der Aufgabe gerecht zu werden, gesellschaftliche Stickstoffflüsse zu identifizieren und deren Auswirkungen auf die Umwelt abzuschätzen.

Einerseits gibt das vorliegende Modell Auskunft über die Herkunft und den Verbleib sämtlicher Stickstoffflüsse, die den Teil der Gesellschaft, der Landwirtschaft betreibt, passieren. Darüber hinaus berücksichtigt es auch „natürliche, aber anthropogen beeinflusste“ Flüsse wie Deposition und Stickstofffixierung. Möglicherweise lassen sich auf Basis der resultierenden Ergebnisse „Indikatoren“, die eine Veränderung des gesellschaftlichen Einflusses auf die Landwirtschaft im Bilanzierungszeitraum wiedergeben, entwickeln (Kapitel 4.3).

Das Modell zieht einerseits trotz einer Vielzahl von bilanzierten Flüssen klare Grenzen und bleibt aus diesem Grund übersichtlich. Andererseits bedingen die gewählten Bilanzgrenzen häufig etwas unsichere Kalkulationen aufgrund fehlender statistischer Daten. Besonders deutlich wird dieser Umstand bei den Schätzungen der Teile von Saatgut, Stroh und Futtermitteln, die von der übrigen Gesellschaft oder direkt vor Hof geliefert werden.

Für einige Bilanzposten wie Mineraldünger und Futtermittel stellt das angewendete Modell unter Umständen ein Selbstbeobachtungsinstrument dar, an dem Auswirkungen politischen Handelns sichtbar gemacht werden könnten. Aber eben dieser Fokus auf gesellschaftliche Aktivitäten hat wiederum zur Folge, dass einige

naturwissenschaftlich bedeutende Bilanzposten, wie Stocks im Mineralboden, die einen wichtigen Stickstoffpool bilden, im vorliegenden Modell nicht berücksichtigt werden. Weiters ist es Charakter der vorliegenden Arbeit, dass es in einem weiten Bilanzrahmen angesetzt ist. Es werden Stickstoffflüsse des Sektors Landwirtschaft in vier Bilanzjahren über eine Zeitspanne von 45 Jahren für den gesamten Nationalstaat Österreich berechnet. Das bedeutet, es wurde von einer Reihe Pauschalannahmen ausgegangen. Um eine genaue Bilanz zu erzielen, müsste beispielsweise für die Deposition und Stickstofffixierung auf unterschiedliche Höhenlagen, bei der Düngung auf diverse Düngungspraxen, weiters auf verschiedene Erntepraktiken u.s.w. eingegangen werden.

Prinzipiell werden in der Theorie vom Metabolismus der Gesellschaft und der Kolonisierung von Natur auch Importe und Exporte berücksichtigt. Allerdings wurde auf eine derartige Untergliederung in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen. Somit bleibt die Frage offen, wie viel Produktionsaufwand im Inland schon bevor ein Produkt die Landwirtschaftsgrenzen passierte, zu leisten war.

5.5 Vergleich mit Stickstoffbilanzen aus der Literatur

Wie bereits im Ergebniskapitel erwähnt, findet man aufgrund der verwendeten Bilanzgrenzen in der Literatur keine vergleichbaren Stickstoffbilanzen, dennoch kann man einige Einzelflüsse mit Literaturangaben vergleichen.

Aufgrund statistischer Daten über Erträge, Anbauverhältnisse, Viehbesatz und tierische Leistungen in der gesamten Bundesrepublik Deutschland und den einzelnen Bundesländern wurde von KÖSTER et al. (1988) eine Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanz für diese räumlichen Bilanzierungskompartimente für die Jahre 1950-1986 durchgeführt. Der Bilanzansatz ist zwar sehr einfach, da als Input lediglich zugekaufte Düngemittel und Futtermittel und als Output landwirtschaftliche Produkte des Ackerbaus ohne Futterpflanzen bilanziert werden, jedoch ist in dieser Arbeit der zeitliche Rahmen von besonderem Interesse, nicht zuletzt, weil er sich mit dem Rahmen der vorliegenden Arbeit deckt. Die Autoren geben an, dass sich der Bilanzsaldo aus der Anreicherung im Boden, der Verlagerung in den nichtdurchwurzelten Untergrund und aus gasförmigen Verlusten zusammensetzt.

Folgende Ergebnisse wurden von KÖSTER et al. (1988) angeführt:

Die Stickstoffabfuhr durch Ackerfrüchte hat, bedingt durch die Ertragssteigerung, während des Berichtszeitraumes zugenommen. Die Stickstoffzufuhr aus Futtermitteln

hat sich während des gleichen Zeitraumes ebenfalls erhöht. Die Stickstoffzufuhr aus Mineraldüngern nahm bis 1983 relativ gleichmäßig zu. Die Bilanzüberschüsse stiegen von 1950 bis 1986 von 50% auf 250% des Entzuges an.

Die Art der Bilanzierung weist zwar Schwächen auf, weil die getroffenen Aussagen nur statistischen Wert haben und nicht grundsätzlich für kleinräumige Gebietseinheiten, wie zum Beispiel Einzelbetriebe, anzuwenden sind. Trotz dieser Einschränkung erlaubt das Ergebnis einer nationalen Bilanzierung Aussagen über die Düngegewohnheiten, die Intensität der Tierhaltung und somit über den Versorgungsgrad der Böden beziehungsweise das Umweltgefährdungspotential durch Nährstoffüberschüsse. Außerdem zeigen die Ergebnisse die selbe Tendenz auf wie in der vorliegenden Arbeit, nämlich eine deutliche Produktionssteigerung und erhöhter Einsatz von zugekauften Futtermitteln und Mineraldüngern seit den 50er Jahren. Es wäre interessant, würde der Zeitraum der Stickstoffbilanz von KÖSTER et al. (1988) bis in die 90er Jahre reichen, ob es dort ebenfalls wieder zu einer Abnahme der Stickstofffrachten käme.

An der Zusammenstellung der Ergebnisse aus der Literatur in Tabelle 52 kann man erkennen, dass die Werte pro Hektar zum Teil erheblich differieren. Das kann viele Ursachen haben. Einerseits kommt es auf die Art der Bilanzierung an, wie jeder einzelne Fluss definiert wird, möglicherweise inkludieren z.B. die pflanzlichen Produkte bei einigen Untersuchungen auch noch die ans Nutztier verfütterten Futtermittel. Andererseits muss zwischen Nationen, die viel Nutztierhaltung betreiben und solchen, die sich hauptsächlich auf das Ackerland konzentrieren, unterschieden werden. Und nicht zuletzt hat die geographische Situation jedes Landes erheblichen Einfluss auf die Landwirtschaft und ihre Stickstoffflüsse.

Für sämtliche nationale Stickstoffbilanzen gilt, dass sie erst durch eine regionale Differenzierung besondere Bedeutung und Aussagekraft erlangen.

5.6 Regionalisierung

Aus den im Ergebniskapitel abgebildeten Karten, welche die Ergebnisse der Regionalisierung wiedergeben, kann möglicherweise geschlossen werden, dass der Nordosten Österreichs mit seinen Ackerbaubetrieben auf einen Stickstoffimport in Form von Mineraldüngern angewiesen ist. Hingegen im Westen führen eine hohe Viehbestandsdichte und darüber hinaus geringer werdende landwirtschaftliche

Flächen eventuell zu einem hohen Stickstoffanfall und in weiterer Folge zu einer Überdüngung der Ackerflächen.

Es wäre mit Sicherheit sehr interessant, auf eine genauere österreichweite Regionalisierung der Stickstoffflüsse einzugehen, was allerdings im Rahmen dieser Diplomarbeit nicht vorgesehen war.

6 Zusammenfassung

Ziel des in dieser Arbeit angewendeten Stickstoffmodells war es vor dem Hintergrund der IFF-Theorien von gesellschaftlichem Metabolismus und Kolonisierung der Natur, Eingriffe der Gesellschaft in den natürlichen Stickstoffkreislauf im Zuge landwirtschaftlicher Tätigkeiten zu identifizieren und ihre Auswirkungen auf die Umwelt zu analysieren.

Dafür wurde ein Modell entwickelt, welches mit dem gesellschaftlichen Subsystem Landwirtschaft im Zentrum sämtliche anthropogene und anthropogen beeinflusste Stickstofffrachten, die zwischen Gesellschaft, Natur und Naturkolonie bestehen, erfasst. Mit Hilfe statistischer Daten und Literaturangaben werden die ausgewiesenen Stickstoffflüsse für den Industriestaat Österreich in den Jahren 1950, 1965, 1980 und 1995 ermittelt.

Aus den berechneten nationalen und zum Teil regionalen Ergebnissen lassen sich folgende Tendenzen erkennen:

Der Verlauf der gesamten Inputs und Outputs in und aus dem Sektor Landwirtschaft spiegelt den voranschreitenden Prozess der landwirtschaftlichen Industrialisierung wieder. Einerseits steigen zwischen 1950 und 1980 die Inputs aus der übrigen Gesellschaft und ermöglichen so eine verstärkte Intensivierung der Kolonisierung von Acker und Wiesen, was wiederum einen steigenden Stickstoffoutput auf die Naturkolonie bedeutet. Andererseits nehmen die Inputs aus der Naturkolonie in Form von Ernte deutlich zu. Nach einem Höhepunkt in den 80er Jahren, der gezeichnet ist von einer landwirtschaftlichen Überproduktion, gehen die Stickstoffflüsse beinahe aller Flüsse wieder leicht zurück, nicht zu letzt aufgrund politischer Maßnahmen. Bei der Betrachtung dieser Entwicklungen sollte bedacht werden, dass im selben Zeitraum die landwirtschaftliche Nutzfläche einen deutlichen Rückgang erfuhr.

Die Komponenten gesteigerter Einsatz von synthetischen Produkten, zunehmender Ertrag und sinkende Flächen, sind Merkmale einer Industrialisierung, die es der Gesellschaft möglich machte, durch kolonisierende Eingriffe Natursysteme so zu verändern, dass sie für den Menschen „nutzbarer“ werden. Allerdings ist an den gewonnenen Ergebnissen auch zu erkennen, dass der Anstieg der Inputs aus der übrigen Gesellschaft in den Sektor Landwirtschaft in Form von Mineraldüngern und

Futtermitteln deutlich mehr anstieg, als der Stickstoffoutput in die Gesellschaft durch pflanzliche und tierische Produkte, die schlussendlich das Ziel jeder landwirtschaftlichen Handlung darstellen.

An Hand der durchgeführten Stickstoffbilanz und ihren Resultaten kann abschließend zusammengefasst werden, dass tiefgreifende sozioökonomische Veränderungen des gesellschaftlichen Metabolismus und der Kolonisierung der Natur im Untersuchungszeitraum 1950-1995 im Industriestaat Österreich gravierende Auswirkungen auf die Landnutzung, natürliche Kreisläufe und angrenzende Umweltmedien hatte.

7 Literatur

Aichberger, K. (1991): Situation of Sewage Sludge in Austria - Use in Agriculture, National Guidelines and Laws, Future Aspects, in: Treatment and Use of Sewage Sludge and Liquid Agricultural Wastes, Herausgeber Elsevier Science Publisher, Essex, GB.

AMA (Agrarmarkt Austria), Abt. für Getreide und Ölsaaten (1997-2000): Getreidebilanzen Österreich 1997/2000, Wien.

Amt der NÖ LReg. (Amt der Niederösterreichischen Landesregierung) (1988): Bericht zum Nitratproblem aus der Sicht der Wasserwirtschaft. Amt der NÖ Landesregierung - Abt. B/9, Wasserwirtschaft - Abfallwirtschaft. Sachbearbeiter: Odehnal, H. und Tschulik, M.

Azam-Ali, S. (2002): Principles of tropical agronomy, S.N. Azam-Ali u. G.R. Squire, CABI Publication, Wallingford.

Bach, M., Gäth, S. und Frede, H.-G. (1991): Abschätzung des Nitrat-Belastungspotentials aus der Landwirtschaft mittels Stickstoff-Bilanzierung. In: Stoffkreisläufe - Grundlagen umweltgerechter Landbewirtschaftung, Hrsg. von Günther Leithold. Kongress- und Tagungsberichte der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1991/22.

Bäck, S. (1990): Entwicklungstendenzen bei der Futtermittelversorgung Österreichs: Futtermittelbilanzen der Jahre 1985/86, 1986/1987, Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.

BASF (1986): Nitrat im Trinkwasser - Sündenbock Landwirtschaft? BASF - Mitteilungen für den Landbau. Agricultural Bulletin 2/1986.

Beyer, V. (1977): Der Weltmarkt für Eiweißfuttermittel: Analysen und Projektion; Hamburg.

BMLF (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft), (1996): Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (1996): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. BMLF und BA für Bodenwirtschaft, Wien.

Blaxter, Sir, K.L. & Robertson, N. (1995): From Dearth to Plenty: The Modern Revolution in Food Production, Cambridge University Press, Cambridge.

BMLF (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft) Sektion IV [Hrsg.] (1996): Gewässerschutzbericht 1996, Radinger, Scheibbs.

Braun, M., Hurni, P. und Spiess, E. (1994): Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. Abschätzung für die Schweiz und das Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen. Hrsg.: Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene.

BUWAL (1993a): Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz, Konsequenzen für Gewässerschutz und Umweltentwicklung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 209. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL (1993b): Anhang zum Bericht BUWAL (1993a): Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz. Konsequenzen für Gewässer und Umweltentwicklung, Bern.

Darge, E. (2002): Energieflüsse im österreichischen Landwirtschaftssektor 1950-1995: Eine humanökologische Untersuchung, auswärtige Diplomarbeit, Universität Wien.

DBG (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat, AG Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten, Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (DBG); Oktober 1992.

Delwiche, C. C. (1981): Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide, A Wiley Interscience publication, New York.

Dersch, G. (1995): Stickstoffdüngung im Ackerbau mit „neuen Vorgaben“. Zeitschrift

Blick in Land, 2/95, Wien.

Duden (1988): Die Chemie; ein Sachlexikon der gesamten Schulchemie; 2. überarbeitete Auflage, Dudenverlag Mannheim, Wien, Zürich.

Finck, A. (1990): Umweltbelastung durch Düngung: kritische Interpretation regionaler Daten, VDLUFA-Kongressband 1990.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Hüttler, W., Payer, H., Schandl, H., Winiwarter, V. & Zangerl-Weiss, H. (1997): Gesellschaftlicher Stoffwechsel und Kolonisierung von Natur: Ein Versuch in Sozialer Ökologie, Gordon & Breach Fakultas, Amsterdam.

Fritsch, F. (1995): Nährstoffbilanzen richtig erstellen. Hof- und Feld-Stall-Bilanz im Vergleich, DLZ NR.10.

Geisler, A. (1998): Quantifizierung und ökologische Bewertung des Stickstoffhaushaltes von Wien, Diplomarbeit, Universität Wien.

Goran, M. (1947): The Present-Day Significance of Fritz Haber. American Scientist, 35.

Götz, B. (1997c): Stickstoffbilanz der österreichischen Landwirtschaft nach den Vorgaben der OECD. BE-087, Umweltbundesamt, BM f. Umwelt, Jugend und Familie, Wien.

Götz, B. und Zethner, G. (1996): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft. Der Nährstoffhaushalt im Hinblick auf seine Umweltwirkung am Beispiel des Einzugsgebietes Strem. Umweltbundesamt, Monographien Band 78, Wien.

Gruber, L., Wiedner, G., Vogel, A. und Guggenberger, T. (1994): Nähr- und Mineralstoffgehalt von Grundfuttermitteln in Österreich. Die Bodenkultur, Heft 1 (Februar 1994), 45. Band.

Gysi, C. (1975): Düngung der Reben [Ch. Gysi und W. Koblet], Mitteilungen der

Eidgenössischen Versuchsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau in Wädenswil.

Gysi, C. (1977): Düngung der Gemüse [Ch. Gysi und J.-P. Ryser], in Zusammenarbeit mit der Technischen Kommission der Schweiz, Gemüse-Union, Arbeitsgruppe Düngung-Boden-Bewässerung, Wädenswil: Eidgenössischen Versuchsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau in Wädenswil.

Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Gesellschaft Deutscher Chemiker / Hauptausschuss Phosphate und Gewässer / Arbeitskreis Wirkungsstudie. Sankt Augustin: Academia-Verlag, 1991.

Hauck, R. D. (1986): Field measurement of dinitrogen fixation and denitrification: proceedings of a symposium; Hauck R. D. and Weaver R. W. – Madison, Wis., 1986.

Haunold, E. (1986): Umweltradioaktivität und ihre Auswirkung auf die Landwirtschaft; Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze; OEFZS-Berichte, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, Wien.

Hohenecker, J. (1980): Ernährungswirtschaftsplanung für Krisenzeiten in Österreich, 4. Teilbericht: Futtermittelbilanzen für Österreich, Universität für Bodenkultur, Wien.

Isermann, K. (1990): Die Stickstoff- und Phosphor- Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. In: Schriftenreihe der Akademie für Tiergesundheit, Band 1, 1990.

Isermann, K. (1991): Die Stickstoff- und Phosphorbilanzierung der Landwirtschaft und daraus abgeleitete Lösungsansätze für eine zukünftige umweltverträgliche(re) Land(schafts)bewirtschaftung. Kongress- und Tagungsberichte der Universität Halle.

Isermann, K. (1994): Lösungsansätze und Lösungsaussichten für eine hinsichtlich

des Nährstoffhaushaltes Nachhaltige Landwirtschaft in Deutschland bis zum Jahr 2005. Im Auftrag der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.

Kaas, T., Fleckseder, H. und Brunner P.H. (1994): Stickstoffbilanz des Kremstaes. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft (TU Wien) in Zusammenarbeit mit dem Amt der Oberösterreichischen Landesregierung.

Köster, W., Severin, K., Möhring, D. und Ziebell, H.-D. (1988): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950-1986. Landwirtschaftskammer Hannover, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln.

Krausmann, F. (1998): Bodenfruchtbarkeit und Schädlinge im Kontext von Agrargesellschaften. Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. Nr. 51.

Krausmann, F. (2001): Rekonstruktion der Entwicklung von Materialflüssen im Zuge der Industrialisierung: Veränderungen im sozioökonomischen Biomassen-metabolismus in Österreich von 1830 bis 1998, R. P. Sieferle & H. Breuninger [Hrsg.], Der Europäische Sonderweg, Bd. 3, Breuninger Stiftung, Stuttgart.

Löhr, L. (1990): Faustzahlen für den Landwirt. 7., durchgesehene Auflage. Leopold Stocker Verlag Graz-Stuttgart.

Maier, R., Punz, W., Dörflinger, A., Eisinger, K., Fussenegger, K., Geisler, A., Gergelyfi, H. (1997b): Der natürliche Stoffhaushalt als Grundlage für eine nachhaltige Entwicklung Wiens unter besonderer Berücksichtigung des natürlichen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Bleihaushaltes, Verlag Zoologisch-Botanische Gesellschaft Österreich, Wien.

Matzel, W. (1987): Wissenschaftliche Grundlagen zur Weiterentwicklung der Stickstoffdüngungsberatung: Arbeit aus dem Institut für Düngungsforschung Leipzig der Akademie der Landbauwissenschaften der DDR; 1. Auflage-Berlin.

Mengel, K. (1979): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze; 5. überarbeitete Auflage-Stuttgart [u.a.]: Fischer, 1979.

Mengel, K. (1984): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze; 6. überarbeitete Auflage-Stuttgart [u.a.]: Fischer, 1984.

Mengel, K. (1992): Nitrogen metabolism of plants / ed. by K. Mengel and D. J. Pilbeam.-Oxford [u.a.]; Oxford science publications.

Obrist, J., Von Steiger, B. und Schulin, R. (1993): Regionale Früherkennung der Schwermetall- und Phosphorbelastung von Landwirtschaftsböden mit der Stoffbuchhaltung "Proterra". Landwirtschaft Schweiz Band 6 (9), 1993.

ÖPUL (2000): Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft.

ÖSTAT [Hrsg.] (1951-1998): Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik. In: Beiträge zur österreichischen Statistik, lfd. Jg, Wien.

ÖSTAT [Hrsg.] (1954-1998b): Österreichische Ernährungsbilanzen. In: Statistische Nachrichten, lfd. Jg. 9-54, Wien.

ÖSTAT [Hrsg.] (1960-1998): Statistisches Handbuch für die Republik Österreich, Jahresreihe, Wien.

Prasuhn, V. und Braun, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der FAC Liebefeld, Nr.17.

Puxbaum, H. , Pimminger, M., Kovar, A., Pack, I., Weber, A. (1985): Immisionsmessungen "Nasser Niederschlag" in Tirol, Untersuchungszeitraum Okt. 1983-Sept. 1984, Bericht 3F/85 der Abt. f. Umweltanalytik am Institut für Analytische Chemie, TU Wien im Auftrag der Landesforstdirektion Tirol.

Puxbaum, H. (1995): Auskünfte über die Berechnung von Depositionsdaten für ein Gebiet (Beispiel Wolkersdorf). Institut für Analytische Chemie, TU Wien.

Rathsack, U. (1994): Ammoniumeliminierung bei der Entmanganungsfiltration; 1. Auflage; Wissenschaftliche Schriftenreihe Umwelttechnik.

Reiner, I. S. (1995): Die Stickstoffbilanz des landwirtschaftlichen Betriebes, Diplomarbeit, TU Wien.

Ruhr-Stickstoff-AG (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11. Auflage; Münster-Hiltrup, München, Wien.

Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1966): Lehrbuch der Bodenkunde, 6. umgearb. u. erw. Auflage, Stuttgart, Verlag Enke.

Schmeer, H. (1984): Einfluss der Strohdüngung auf gasförmige Stickstoffverluste und die Stickstoffimmobilisierung in Ackerböden, Dissertation, Universität Gießen.

Schmid, M., Neftel, A., Fuhrer, J. (2000): Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft, Schriftenreihe der FAL 33, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.

Smith, K.A. und Arah, J.R.M. (1990): Losses of nitrogen by denitrification and emissions of nitrogen oxides from soils. The Fertilizer Society, Proceedings No.299.

Schneeberger, W. (1979): Ein quantitatives Produktions- und Versorgungsmodell als Grundlage einer Ernährungswirtschaftsplanung für Krisenzeiten in Österreich; Schriftenreihe für Agrarwirtschaft Nr. 17, Wien.

Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.) (1994): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. Berlin: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., 1994.

UBA (Umweltbundesamt Wien) (1999): Umweltindikatoren für Österreich; Regionale

und nationale Maßzahlen zur Dokumentation der Umweltsituation auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung; Conference Papers/Tagungsberichte Vol. 26/Bd. 26.

Van der Hoek, K.W. (1991): Bedeutung der Tierhaltung und der Düngung für die Belastung der Luft. Unterlagen des Weiterbildungskurses „Tierhaltung und Nährstoffkreislauf auf dem landwirtschaftlichen Betrieb“ in Bern, Schweizerischer Verband der Ingenieur Agronomen und der Lebensmittelingenieure, Zollikofen.

Wendland, F., Albert, H., Bach, M. und Schmidt, R. (Hrsg.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.

7.1 Curriculum Vitae

Name: Veronika Gaube
Geburtsdatum: 3. August 1974
Geburtsort: Wien
Staatsbürgerschaft: Österreich
Familienstand: Ledig
Schulbildung: September 1980-Juni 1984: Besuch der Volksschule in 1220 Wien, Natorpgasse;
September 1984-Juni 1992: Besuch des naturwissenschaftlichen Realgymnasiums im Bundesgymnasium und Bundesrealgymnasium Wien 22, Bernoullistraße;
Ablegung der Reifeprüfung am 15. Juni 1992
Studium: Wintersemester 1992/93: Immatrikulation an der Veterinärmedizinischen Universität Wien;
Sommersemester 1995: Inskription der Studienrichtung Biologie an der Universität Wien;
Sommersemester 1996: Abschluss des 1. Abschnittes Veterinärmedizin;
Mai 2000: 1. Diplomprüfung Biologie
Beruf: Während des Studiums Absolvierung diverser Praktika im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte;
März 1997-März 1998: Anstellung in einer Bank