

Ökonometrische Analyse des Zusammenhanges zwischen Agrarproduktion und Nitratbelastung des Grundwassers in Österreich

M. Hofreither und K. Pardeller

An econometric analysis of the relationship between farm production and nitrate pollution of groundwater in Austria

1. Problemstellung

Die Beachtung der Zusammenhänge zwischen ökonomischen und naturwissenschaftlichen Determinanten wird für eine zielführende und effiziente Analyse gesellschaftlicher Problemstellungen im Umweltbereich zunehmend wichtiger. Ganz besonders gilt dies für umweltbezogene Sachverhalte im Bereich der Landwirtschaft.

Durch zunehmende Intensitäten und technischen Fortschritt – stimuliert durch preispolitische Maßnahmen – konnten die westlichen Industrieländer in den 70er Jahren das langerstrebte Ziel Selbstversorgung erreichen. Die unveränderte Fortschreibung dieser Agrarpolitik führte in der Folge nicht nur zu strukturellen Überschüssen, sondern rief zunehmend auch Umweltschäden hervor. Bekannte Beispiele sind Belastungen von Grund- und Oberflächengewässern, Artenrückgang bei Tieren und Pflanzen, Beeinträchtigungen von Bodenfruchtbarkeit und Tiergesundheit

sowie Rückstände in den erzeugten Lebensmitteln. In Verbindung mit einer steigenden Umweltsensibilität der Bevölkerung treten diese negativen Auswirkungen intensiver Landwirtschaft auf die Umwelt mehr und mehr in den Mittelpunkt der öffentlichen Diskussion.

Ein wesentliches Manko bei der Konzeption wirksamer Gegenmaßnahmen ist das oft unzureichende Wissen hinsichtlich des konkreten Zusammenhangs zwischen agrarpolitischer Maßnahme, der Reaktion des Landwirtes darauf und den Folgen für die Umwelt in regional differenzierter Form. Obwohl man für bestimmte Gebiete sehr detaillierte Erkenntnisse in bezug auf den Zusammenhang zwischen der Form der Landbewirtschaftung und deren Konsequenzen in Form der Nitratbelastung der Grundwasserkörper gewinnen konnte, scheint es unmöglich, auf diese Weise irgendwann für alle in Österreich bestehenden Agrargebiete einen ausreichenden Kenntnisstand zu erlangen. Der Grund dafür liegt in der Komplexität der zugrundeliegen-

Zusammenfassung

In diesem Beitrag wird versucht, für einen möglichst großen Ausschnitt der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche Österreichs eine statistisch signifikante Relation zwischen der landwirtschaftlichen Nutzung des Bodens und der daraus resultierenden Nitratbelastung des Grundwassers zu erarbeiten. Dabei wurden zusätzlich zu den agrarischen Einflußgrößen auch Klima- und Bodenparameter herangezogen, um die Nitratauswaschung im Bereich des Bodens zu approximieren.

Die Ergebnisse sind angesichts der eingeschränkten Datengrundlage und der zugrundeliegenden hochkomplexen naturwissenschaftlichen Zusammenhänge überraschend gut. Es zeigt sich ein statistisch signifikanter und vom Vorzeichen her den theoretischen Hypothesen adäquater Einfluß aller wichtigen exogenen Variablen. Eine derartige Verhaltensrelation zwischen der landwirtschaftlichen Nutzung des Bodens und der daraus resultierenden Nitratbelastung des Grundwassers könnte in weiterer Folge dazu dienen, eine verlässliche Abschätzung der Folgen von Änderungen agrarpolitischer Rahmenbedingungen für einzelne Regionen vornehmen zu können. Damit könnten gezielte Programme zur Verbesserung des Grundwasserschutzes konzipiert bzw. in bezug auf ihre logische Konsistenz kostengünstig evaluiert werden.

Schlagworte: Agrarproduktion, Nitratauswaschung, Schadensfunktion, Ökonometrie.

Summary

This paper tries to establish a statistically significant relationship between the specific forms of land use and the extent of nitrate pollution of groundwater. To account for exogenous influences land use variables have been supplemented by variables describing local climate conditions and soil quality parameters. The data base is related to local communities.

The results are quite encouraging, taking into account that this analysis has to deal with highly complex natural relationships within a less than optimal data base. The econometric analysis brought forward a statistically significant influence of the theoretically relevant variables with the correct signs. Improved results are to be expected if the data base could be amended by more detailed local data concerning land use as well as climatic and soil conditions.

Such 'damage functions' could be used to make rough projections of changes in nitrate pollution as a consequence of a change in agricultural policy and market parameters. Such relationships could also be of use for a quick estimate of the usefulness of regional programs to confine nitrate leaching within given limits.

Key words: farm production, nitrate leaching, damage function, econometrics.

den naturwissenschaftlichen Zusammenhänge, welche trotz hoher Kosten oft nur punktuell gültige Erkenntnisse zulässt.

Andererseits sind es genau diese Wissensdefizite, welche im Rahmen von politischen Entscheidungen immer wieder zu einer Vernachlässigung der ökologischen Folgen führen. Was in diesen Fällen fehlt, ist eine ausreichend verlässliche „Schadensfunktion“ (*damage function*), die eine Funktionalbeziehung zwischen Ursachen, den stofflichen Konsequenzen und den ökonomischen Schäden herstellt. Ohne dieses Wissen sind rationale Politikentscheidungen unter Einbeziehung der ökologischen Folgen nicht zu erwarten. In diesem Beitrag – basierend auf einem vom BMLF finanzierten Forschungsprojekt (HOFREITHER und RAUCHENBERGER, 1995) und der Diplomarbeit von PARDELLER (1996) – wird versucht, eine derartige *damage function* der Landbewirtschaftung für die Nitratbelastung des Grundwassers zu quantifizieren.

Eine empirische Untersuchung dieses Konfliktfeldes wurde in ähnlicher Weise von SMITH und STEWART (1989) für das 4.453 km² große Einzugsgebiet des Lough Neagh in Nordirland durchgeführt. Allerdings wurde in dieser Arbeit nicht die Nitratbelastung des Grundwassers, sondern von Oberflächengewässern als abhängige Variable erfaßt.

Für Österreich verfolgte bisher lediglich WAGNER (1995) an der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft einen vergleichbaren empirischen Ansatz mit der Hilfe einer Diskriminanzanalyse. Das Ziel seiner Arbeit lag darin, die finanziellen Folgewirkungen einer allfälligen Grundwassersanierung auf der Basis der theoretischen Erkenntnisse zu evaluieren.

2. Dimension des Nitratproblems

Ein Überblick über die Grundwassersituation in verschiedenen Ländern in HOFREITHER und RAUCHENBERGER (1995) zeigt die zunehmende Brisanz der Thematik „Nitratbelastung des Grundwassers“. Dabei ist ein kontinuierlicher Anstieg der gemessenen Nitratkonzentrationen in allen westlichen Industriestaaten zu verzeichnen. DISSEMOND et al. (1990) berechnen in ihrer Gesamtstickstoffbilanz für Österreich den N-Eintrag ins Grundwasser mit knapp 60.000 t N/Jahr. Allerdings sind die eingesetzten Düngemittelmengen seit den späten 80er Jahren rückläufig.

Nitratbelastetes Grundwasser stellt eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit dar. Aus diesem Grund werden von den Gesetzgebern Grenzwerte vorgesehen. Eine für Österreich sehr wichtige Regelung von gewässerrelevanten Aspekten findet sich im Wasserrechtsgesetz (WRG) (BGBl. Nr. 215/1959 i. d. g. F. 252/1990). Ziel des Wasserrechts ist die Erhaltung des Grundwassers als Trinkwasserressource für die Bevölkerung. Aus diesem Grund sind Einwirkungen auf die Beschaffenheit der Gewässer grundsätzlich bewilligungspflichtig (§ 32 WRG), davon ausgenommen sind lediglich geringfügige Einwirkungen, der Gemeingebrauch und die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung.

Die im Wasserrecht vorgesehenen Schwellenwerte für das Grundwasser leiten sich von den Grenzwerten für das Trinkwasser ab und sehen gemäß Grundwasserschwellenwertverordnung (BGBl. Nr. 502/1991) für Nitrat einen Schwellenwert von derzeit 45 mg NO₃/l vor. Die Nitratverordnung (§ 2) gemäß Lebensmittelgesetz (BGBl. Nr. 557/1989) verbietet es, Trinkwasser in den Verkehr zu brin-

gen, das höhere Nitratwerte als 50 mg NO₃/l aufweist. Mit der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 erhielt auch die systematische Erhebung der Wassergüte ihre gesetzliche und finanzielle Grundlage.

Weist ein Gewässer *nicht nur vorübergehend* höhere Konzentrationen auf, als die Verordnung erlaubt, muß der Landeshauptmann per Verordnung die Umsetzung eines Sanierungsprogramms veranlassen. Sind landwirtschaftliche Einwirkungen an der Verursachung beteiligt, können für die Dauer der Sanierung diesbezügliche Beschränkungen auferlegt werden. Derzeit gelten folgende Grundwassergebiete als potentielle Sanierungsgebiete für den Parameter Nitrat (BMLF, 1995):

Burgenland:	Heideboden, Parndorfer Platte, Wulkatal, Seewinkel, Ikvatal-1 und Pinkatal-2
Kärnten:	Unteres Gurktal, Altes Gurktal und Zollfeld
Niederösterreich:	Nördliches und Südliches Tullner Feld, Südliches Wiener Becken und Marchfeld
Oberösterreich:	Welser Heide, Unteres Ennstal, Südliches Eferdinger Becken, Traun-Enns-Platte und Nördliches Machland
Steiermark:	Feistritztal, Ilztal, Grazer Feld, Leibnitzer Feld und Unteres Murtal
Wien:	Marchfeld und Südliches Wiener Becken

Seit dem Beitritt Österreichs zur EU haben auch gemeinschaftsrechtliche Regelungen beachtet zu werden. Mit der „Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (RL 80/778/EWG)“ legte die Europäische Union 1980 den Nitratgrenzwert mit 50 mg/l und einen (anzustrebenden) Richtwert von 25 mg NO₃ je Liter fest (BMLF, 1995). Die „Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (RL 91/676/EWG)“ hat das Ziel, Oberflächen-, Grund- und Meeresgewässer für den menschlichen Konsum bzw. vor Eutrophierung zu schützen. Kernpunkte sind eine strikte Begrenzung der Düngung in Gebieten, in denen das Wasser bereits eine hohe Nitratbelastung aufweist, und flächendeckende Regeln für die „gute landwirtschaftliche Praxis“.

Das zentrale Problem der kommenden Jahre besteht darin, durch geeignete Maßnahmen die Einhaltung dieser Grenzwerte sicherzustellen. Die Konzeption wirksamer und gleichzeitig effizienter Maßnahmen setzt voraus, daß ausreichende Informationen über

- das Ausmaß des Nitratproblems in zeitlich und regional differenzierter Form,
- die dieses Problem verursachenden Stoffströme,

- die diese Stoffströme auslösenden ökonomischen und rechtlichen Parameter sowie
- die Interessenlage der Beteiligten

zur Verfügung stehen. Der allergrößte Teil der Forschungskapazitäten im Nitratbereich ist auf naturwissenschaftliche Problemstellungen konzentriert. Die vorliegenden Resultate haben das Wissen und das Verständnis für die komplexen Prozesse, die zu einer Nitratbelastung des Grundwassers führen, enorm verbessert. Obwohl man eigentlich davon sprechen kann, daß dieses Problem von der naturwissenschaftlich-theoretischen Seite als „gelöst“ zu betrachten ist, können diese Erkenntnisse noch nicht für eine generalisierende, flächendeckende Abschätzung alternativer Nitratbelastungen auf modellgestützter Ebene herangezogen werden. Der Hauptgrund dafür ist weniger eine mangelnde Leistungsfähigkeit der Simulationsmodelle, sondern die enormen Ansprüche an die Datenbasis. Der vorliegende Beitrag versucht, einen ersten Schritt in Richtung eines statistischen Hilfswerkzeuges zu machen, mit welchem eine zwar nur grobe, dafür jedoch recht kostengünstige Möglichkeit einer Abschätzung der Grundwasserbelastung unter alternativen agrarpolitischen Gegebenheiten möglich wird. Die Grundidee besteht darin, mit Hilfe eines ökonometrischen Modells

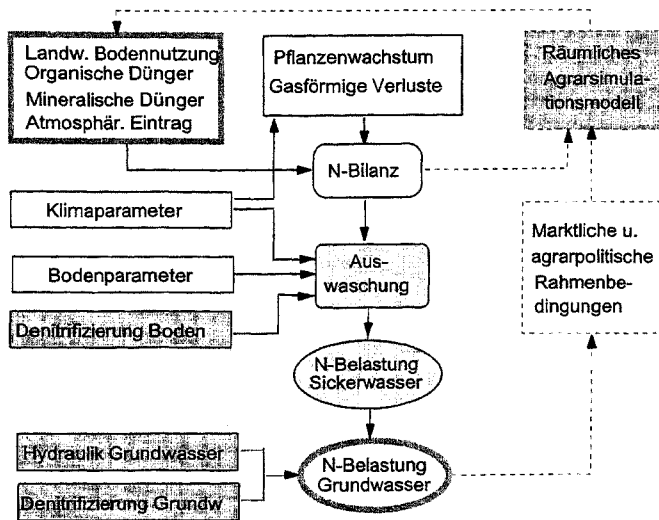
- die vorhandenen Informationen in bezug auf die Nitratbelastung des Grundwassers in einer die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge weitestgehend berücksichtigenden Weise zu nutzen,
- daraus den Anteil der Bewirtschaftungsstruktur abzuschätzen und damit
- die veränderte Nitratbelastung im Falle einer geänderten agrarpolitischen Szenerie simulieren zu können.

Diese Zusammenhänge sind in Abbildung 1 visuell verdeutlicht.

Der vorliegende Beitrag befaßt sich mit der „dose-response“ Beziehung zwischen Landwirtschaft und Nitratbelastung. In Abbildung 1 entspricht dies den Verbindungslinien zwischen den naturräumlichen und agrarischen Verursachungsfaktoren und der N-Belastung. Der rechte Teil der Graphik, der auf die ökonomischen und juristischen Rahmenbedingungen und die daraus resultierenden individuellen Anreize abzielt, bleibt vorerst ausgeklammert.

3. Theoretische Grundlagen

Wenn die Bewirtschaftung agrarischer Flächen eine positive N-Bilanz mit sich bringt, dann ist mit negativen Exter-



Anmerkungen: Grau schattierte Flächen deuten Informationsdefizite an.

Abbildung 1: Schematische Darstellung der potentiellen Determinanten der N-Belastung des Grundwassers

Figure 1: Schematic outline of potential determinants of N-pollution of groundwater

nalitäten dieser Produktionsaktivitäten zu rechnen: Der N-Überschuß wird in der Regel durch Wasser in tieferliegenden Bodenzonen verfrachtet, zum Teil auch oberflächlich abgeführt. Die naturwissenschaftliche Analyse der ablaufenden Auswaschungsprozesse läßt sich in zwei Bereiche untergliedern

- (1) den Nitratfluß bzw. -abbau im Bereich des Bodens
- (2) den Nitratfluß bzw. -abbau im Aquifer.

Wenn man annimmt, daß der N-Gehalt der organischen Bodensubstanz im Zeitablauf annähernd konstant bleibt, dann folgt die N-Bilanz landwirtschaftlicher Produktionsaktivitäten aus

$$N_S = N_O + N_M + N_F + N_A - N_E \quad (1)$$

mit

$N_S \dots$ = N-Saldo

$N_O \dots$ = organische Dünger

$N_M \dots$ = mineralische Dünger

$N_F \dots$ = symbiotische N-Fixierung

$N_A \dots$ = atmosphärischer N-Eintrag

$N_E \dots$ = N-Entzug

Die wesentlichsten Determinanten dieses Saldos bilden in der Regel die über mineralische und organische Dünger ausgebrachten Mengen auf der Inputseite sowie das tatsächliche Pflanzenwachstum auf der Entzugseite. Allerdings können unter bestimmten Bedingungen auch die gasförmigen

Verluste bedeutsam sein. Die N-Bilanz ist unter praktischen Bedingungen im Falle von agrarisch genutzten Flächen positiv.

Wieviel dieses N-Überschusses ausgewaschen wird, hängt zum einen vom Volumen des Sickerwassers (W_S), aber auch von dessen zeitlicher Verteilung ab. Das Sickerwasservolumen ergibt sich als Funktion von Niederschlägen (N), Verdunstung und Transpiration (E) sowie einem Faktor für den oberflächigen Abfluß (A).

$$W_S = \frac{N-E}{A} \quad (2)$$

Der zweite Faktor zur Bestimmung der N-Konzentration im Sickerwasser ist die Denitrifizierung im Boden, also das Ausmaß des durch Mikroorganismen im Boden abgebauten Nitrats. Diese Denitrifizierung hängt von einer Reihe von Parametern – Sauerstoffgehalt, Bodenfeuchtigkeit, Verfügbarkeit von Nährstoffen, pH-Wert, Temperatur u. a. – ab. Nachdem sich diese Denitrifizierungsvorgänge vornehmlich in den obersten 5 dm des Bodens abspielen, ist auch die Verweildauer des N_S von entscheidender Bedeutung. WENDLAND et al. (1996) ermitteln die Denitrifizierung im Boden über

$$N_D = D_{\max} \cdot \frac{N_S}{K + N_S} \cdot \frac{5FK}{W_S} \quad (3)$$

mit

$N_D \dots$ = Denitrifizierungsverlust im Boden

$D_{\max} \dots$ = maximale Denitrifizierungsrate

$K \dots$ = MICHAELIS-Konstante

$FK \dots$ = Feldkapazität

Mit Hilfe dieser Parameter läßt sich schließlich der Nitratgehalt des Sickerwassers einfach über

$$N_{WS} = \frac{N_S - N_D}{W_S} \quad (4)$$

bestimmen. Diese Zusammenhänge bilden jedoch erst einen Teil der Bestimmungsfaktoren für die Nitratbelastung des Grundwassers ab, nämlich die im Boden ablaufenden Prozesse.

Für die gemessenen Nitratwerte sind zusätzlich eine Reihe von Einflußfaktoren im Bereich des Grundwasserkörpers ausschlaggebend. Einer dieser Faktoren ist die Strömungsgeschwindigkeit (v_a) des Grundwassers, die sich nach WENDLAND et al. (1996) durch Permeabilität, Porosität und hydraulischen Gradienten bestimmen läßt,

$$v_a = \frac{k_f \cdot j}{n_f} \quad (5)$$

mit

kf ... Koeffizient für Permeabilität
 nf ... effektive Porosität
 j ... hydraulischer Gradient

Zur Bestimmung der Verweildauer sind zusätzliche Einflüsse – z. B. die Zahl der Zuströme oder das Fließverhalten – zu berücksichtigen. Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit wird der Effekt lokaler Determinanten auf die Nitratbelastung des Sickerwassers an der Meßstelle unscharf, weil die Belastung des Grundwassers in seinem Einzugsgebiet vergleichsweise bedeutsamer wird. Je geringer die Strömungsgeschwindigkeit, um so wichtiger wird das Denitrifikationspotential im Aquifer. Dabei kommt es bei Vorhandensein von organischen Kohlenstoffverbindungen und/oder Schwefel-Eisen-Verbindungen zu mikrobiellen Abbauprozessen, die über die Denitrifizierungsbedingungen und einen Zeitfaktor kalkuliert werden können,

$$c(t) = c_m + [c_{NO_3} - c_m] \cdot e^{-k_n \cdot t} \quad (6)$$

mit

$c(t)$... Nitratkonzentration nach Verweildauer t
 c_m ... max. Nitratdegradierung
 c_{NO_3} ... Nitratkonzentration im Sickerwasser ($t = 0$)
 k_n ... Reaktionskonstante
 t ... Verweildauer des Grundwassers

Die Intensität dieser Vorgänge ist von einer ganzen Reihe von Grundwasserparametern abhängig, anhand derer sich das Grundwasser in *oxidierendes* bzw. *reduzierendes* Verhalten bezüglich Nitrat unterteilen läßt. Die oxidierende Variante weist niedrige Denitrifikationsraten auf, wodurch sich Halbwertszeiten von mehreren Jahrzehnten ergeben können. Die reduzierte Form von Grundwasser – erkennbar u. a. am hohen Gehalt an Eisen- und Manganionen – läßt sehr hohe Denitrifikationsraten zu, woraus Halbwertszeiten von wenigen Jahren resultieren. Damit kann es in der Praxis durchaus vorkommen, daß im Falle einer langen Verweildauer mit guten hydrochemischen Bedingungen auch in einem intensiv agrarisch genutzten Gebiet mit hohen N-Überschüssen u. U. relativ geringe Nitratwerte gemessen werden. Weil empirische Informationen über diese Gegebenheiten flächendeckend für Österreich praktisch nicht vorhanden sind, wird an dieser Stelle auf eine ausführlichere Darstellung dieser naturwissenschaftlichen Zusammenhänge verzichtet.

4. Die Datenbasis

Beim Aufbau einer geeigneten Datenbank wurde versucht, jene Einflußfaktoren auf die Nitratauswaschung, die sich in

naturwissenschaftlich-theoretischen Analysen als wesentlich herausgestellt haben, durch Datenreihen für Österreich zu dokumentieren. Die räumliche Bezugsebene stellen die Gemeinden Österreichs dar.

4.1 Nitratbelastung des Grundwassers

Die Novelle des Wasserrechtsgesetzes 1990 (BGBl. Nr. 252/1990) bildet die Grundlage für eine flächendeckende Überwachung der Gewässergüte in Österreich. Im Bereich des Grundwassers wird ein Meßstellennetz mit einer theoretischen Dichte von ca. 10 Meßstellen je 100 km² angestrebt. Dies entspricht einer Gesamtzahl von rund 2.000 Meßstellen, verteilt über das gesamte Bundesgebiet (BMLF, 1993a), bei denen die Erhebung der Grundwassergüte viermal jährlich erfolgen soll.

Für die folgenden Berechnungen standen die Meßwerte der Beobachtungsturnusse 9.120 bis 9.440 der Erhebung der Wassergüte Österreichs gemäß Hydrographiegesetz i. d. F. des BGBl. Nr. 252/1990 (WWK/BMLF/Ämter der Landesregierung) zur Verfügung. Die Datenbereitstellung erfolgte über das Umweltbundesamt (ZI. 01-57/96).

4.2 Erklärende Variable

Stickstoffeintrag in den Boden

Für die Berechnung des Stickstoffanfalles auf landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden folgende Quellen berücksichtigt:

- Anfall von Nährstoffen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung,
- Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger,
- Stickstoffbindung im Bereich des Anbaues von Leguminosen,
- Stickstoffdeposition aus der Luft.

Die Grundlage für die Berechnung des **Stickstoffanfalls aus landwirtschaftlicher Tierhaltung** bildet die „Erhebung der Nutztierhaltung in Österreich 1993“ (ÖSTAT, 1994). Die Berechnung des Nährstoffanfalles erfolgte mittels Faustzahlen.

In Österreich liegen keine Daten über die Intensität des **mineralischen Stickstoffdüngereinsatzes** vor. Im Zuge der Einhebung der Düngemittelabgabe wurde lediglich der Absatz der mineralischen Düngermengen bei den Landesproduktenhändlern erhoben. Diese Angaben liegen regional differenziert für politische Bezirke vor. Um den Einfluß

der jährlichen Schwankungen auszugleichen wurde der Mittelwert der Jahre 1990–1993 herangezogen.

Eine weitere Stickstoffquelle im Bereich der Landwirtschaft stellt die symbiotische **Stickstofffixierung der Leguminosen** dar. Die Förderung des Leguminosenanbaus als Marktentlastung in der Getreideproduktion führte zu einer kontinuierlichen Ausweitung der Leguminosenanbauflächen in Österreich. In den Berechnungen wurden die im Boden verbleibenden Stickstoffmengen nach den Kulturen Körnererbse, Ackerbohne, Sojabohne, Luzerne und Klee bilanziert. Als Datengrundlage diente die Bodennutzungserhebung 1990. Der Anstieg der Flächenanteile wurde durch Berechnung des Mittelwertes der Jahre 1990–1993 berücksichtigt. Die drei dargestellten Stickstoffquellen bilden den Schwerpunkt der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge in den Boden. Für das Bundesgebiet ergibt sich ein durchschnittlicher Wert von 111,53 kg Stickstoff je ha düngungswürdige Fläche.

Der weltweit zunehmende Einsatz von Energie führte zu starken Anstiegen der NH_3 - und NO_x -Emissionen. Dadurch erhöht sich auch die **Stickstoffdeposition aus der Luft**. Für Österreich liegen nur wenige Schätzungen über das Ausmaß dieser Luftdeposition vor. KNOFLACHER et al. (1993) geben eine Gesamtmenge von 71.000 t an. DISSEMOND et al. (1990) erstellten mithilfe des *ACID-RAINS*-Modells in Zusammenarbeit mit IIASA eine regionalisierte Depositionsbilanz, die einen Gesamteintrag über die Luft von 58.000 t ausweist. Diese regionalisierten Einträge von DISSEMOND et al. (1990) werden in die Datenbank aufgenommen. Weitere Stickstoffquellen – die Zufuhr über Saatgut, der Eintrag über Klärschlamm bzw. Stickstoffemissionen aus dem Siedlungsbereich – wurden bei den Berechnungen nicht berücksichtigt.

Stickstoffentzug durch landwirtschaftliche Kulturen

Die Entfernung organischer Masse in Form von Ernteprodukten stellt einen wesentlichen Eingriff in den Stickstoffkreislauf landwirtschaftlich genutzter Böden dar. Um eine Stickstoffbilanz erstellen zu können, ist es notwendig, diese Stickstoffmengen zu quantifizieren. Die Sonderauswertung der Erhebung „Bodennutzung 1990“ des Österreichischen Statistischen Zentralamtes diente dabei als Datengrundlage. Anhand der Angaben des Kulturartenverhältnisses für das gesamte Bundesgebiet wurden die Flächenangaben für das Jahr 1992 korrigiert (BMLF, 1993b). Das Produkt aus „Stickstoffentzug je ha“ und der „angebauten Fläche“ ergibt den Stickstoffentzug je Kulturart auf Gemeindeebene.

Vergleicht man die Gesamtentzüge mit den Angaben von DISSEMOND et al. (1990), dann zeigt sich eine gute Übereinstimmung: Im Ackerbau ergibt sich gemäß der Berechnungen ein Gesamt-N-Entzug von 115.280 t, während DISSEMOND et al. (1990) auf einen Gesamtentzug von 114.813 t für Österreich kommen. Im Bereich des Grünlandes ergibt sich ein Verhältnis von 133.925 t zu 137.820 t bei DISSEMOND et al. (1990). Bezogen auf die düngungswürdige Fläche ergibt sich ein relativer Gesamtentzug von 101,87 kg je ha.

Wasserhaushalt des Bodens

Neben dem Einfluß der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsform und -intensität hat der Wasserhaushalt des Bodens entscheidenden Einfluß auf die Nitratauswaschungsgefährdung verschiedener Standorte. Die Sickerwassermenge stellt dabei ein zentrales Kriterium dar. Weil in Österreich keine flächendeckenden Daten darüber vorliegen, werden im Modell die Niederschlagsmengen als Ersatzgrößen verwendet.

Die Niederschläge in den Wintermonaten werden als „versickerungswirksamer“ Niederschlag bezeichnet. Im Frühwinter erfolgt ein Auffüllen des Bodenspeichers. Weitere Niederschläge im Februar und März bewirken – überlagert durch Schneeschmelzvorgänge – eine Grundwasserneubildung. Für die Modellrechnungen standen sowohl die Monatsmittel für den Zeitraum Oktober bis März als auch die Jahressummen des Niederschlages für 1992 zur Verfügung (vgl. hierzu EISENHUT, 1990). Die Erhebung und Übermittlung der Daten erfolgte durch das Hydrographische Zentralbüro im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Stand Jänner 1994).

Bodenparameter

Die Eigenschaften des Bodens stellen weitere wichtige natürliche Einflußfaktoren auf die Nitratauswaschungsgefährdung dar. Entscheidend in diesem Zusammenhang ist die Wasserspeicherfähigkeit. Die Feldkapazität ist ein Kennwert des Wasserhaushaltes im Boden und entspricht dem Wasserhaltevermögen verschiedener Bodenschichten unter standardisierten Bedingungen. Die Feldkapazität (FK) beschreibt den maximalen Haftwassergehalt eines Bodens. Als nutzbare Feldkapazität (nFK) wird jener Saugspannungsbereich (pF 1.8–4.2) bezeichnet, der das pflanzenverfügbar gespeicherte Wasser erfaßt (EISENHUT und KAPFENBERGER-POCK, 1993).

Zur Abschätzung der Feldkapazität konnte auf bestehende Daten zurückgegriffen werden. Als Datengrundlage

dienten die Erhebungen im Bereich der Bodenzustandsinventuren der einzelnen Bundesländer. Als Ergänzung wurden die „Österreichischen Bodenkarten 1 : 25.000“ herangezogen. Die Auswertung der Daten erfolgt nach den Vorschlägen von Eisenhut „Auswertung der österreichischen Bodenkarte 1 : 25.000 für die Ermittlung der Nitratauswaschungsgefährdung von Böden“ (EISENHUT, 1990; EISENHUT und KAPFENBERGER-POCK, 1993).

Informelle Vergleiche der sich aus diesen Berechnungen ergebenden Feldkapazitäten zeigen eine gute Übereinstimmung mit Ergebnissen des computergestützten Programmes von van Genuchten, welches am Institut für Bodenkunde an der Universität für Bodenkultur im Einsatz ist, sowie empirischen Erhebungen der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt in Petzenkirchen. Um für jede Gemeinde eine Gesamtfeldkapazität abschätzen zu können, wurden die Feldkapazitäten über die einzelnen Horizonte aufsummiert und den Gemeinden zugeordnet.

Um die Entfernung zwischen Bodenoberfläche und Grundwasser besser abbilden zu können, wurden auch Grundwasserstände erfaßt. Die Daten über die Höhe des Grundwasserpegels wurden vom Hydrographischen Zentralbüro zur Verfügung gestellt. Es handelt sich dabei um einen über mehrere Jahre gemittelten Grundwasserstand. Zusätzlich standen die Werte der durchschnittlichen Grundwasserstände für das Jahr 1992 zur Verfügung.

Redoxeigenschaften der Grundwasserkörper

Eine exakte Erfassung der Redoxvorgänge in den Grundwasserkörpern bezüglich Nitrat scheitert sowohl an der unzureichenden theoretischen Basis als auch an der verfügbaren Datengrundlage. Um diese entscheidende Determinante dennoch im Modell abzubilden, erfolgt eine Approximation über den Gehalt an Eisen- und Manganionen im Aquifer (vgl. WENDLAND et al., 1996). Für die folgenden Berechnungen stehen die relevanten Meßergebnisse der Beobachtungsturnusse 9.120 bis 9.440 der Erhebung der Wassergüte Österreichs gemäß Hydrographiegesetz i. d. F. des BGBl. Nr. 252/1990 zur Verfügung. Die Datenbereitstellung erfolgte durch das Umweltbundesamt (Zl. 01-57/96).

Um eine größtmögliche Flexibilität und Erweiterbarkeit des Modells zu gewährleisten, erfolgte die Verknüpfung der einzelnen Datenreihen mit Hilfe der Gemeindekennzahlen des Österreichischen Statistischen Zentralamtes. Die umfassenden Datenbestände würden somit auch eine genauere und tiefergehende Analyse einzelner Regionen ermöglichen.

5. Empirische Analyse der Determinanten der Nitrat-Belastung

5.1 Methodik

Die landwirtschaftlichen Einflußfaktoren auf die Nitratbelastung werden mittels Regressionsanalyse zu quantifizieren versucht. Dabei werden die Wirkungen der zuvor dargestellten Variablen auf die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser untersucht. Zieht man die im theoretischen Teil angestellten Überlegungen heran, dann läßt sich nach Einsetzen der Gleichungen (1) bis (3) in die Gleichung (4) und einigen Umformungen für die Abschätzung der Nitratbelastung des Sickerwassers folgender Ausdruck herleiten:

$$N_{\text{WS}} = \frac{N_S}{W_S} D_{\text{max}} \cdot \frac{N_S}{K + N_S} \cdot \frac{5FK}{(W_S)^2} \quad (7)$$

bzw. nach Herausheben von $\frac{N_S}{W_S}$

$$N_{\text{WS}} = \frac{N_S}{W_S} \left[1 - D_{\text{max}} \cdot \frac{1}{K + N_S} \cdot \frac{5FK}{(W_S)} \right] \quad (7a)$$

Diese Beziehung stellt die Nitratbelastung des Sickerwassers als Funktion der N-Bilanz, der Sickerwassermenge, der Feldkapazität sowie der maximalen Denitrifizierungsrate und der MICHAELIS-Konstanten dar. Diese Funktion weist gewisse Nachteile auf: Zum einen reichen die vorhandenen Daten nicht aus, diese Funktionalbeziehung exakt nachzuvollziehen. Die Sickerwassermenge muß mit den Niederschlägen approximiert werden, für die maximale Denitrifizierungsrate und die MICHAELIS-Konstante stehen keine Informationen zur Verfügung. Unter der vereinfachenden Annahme, daß sich der Ausdruck

$$D_{\text{max}} \cdot \frac{N_S}{K + N_S}$$

durch eine Konstante approximieren läßt, kann diese Funktion dann mit den vorhandenen Daten geschätzt werden. Zusätzlich gilt jedoch als weitere Beschränkung, daß damit eigentlich nur die Sickerwasserbelastung, nicht jedoch die als abhängige Variable gemessene Nitratbelastung des Grundwassers abgebildet wird, weil für die in den tieferen Bodenschichten ablaufenden Prozesse keine ausreichenden Daten zur Verfügung stehen.

Jeder Versuch einer exakten theoretischen Fundierung der Schätzfunktion muß daher angesichts der gravierenden

Datenlücken als wenig erfolgversprechend eingestuft werden. Die folgenden empirischen Analysen sind daher immer unter Beachtung dieser gravierenden Restriktionen zu interpretieren. Grundsätzlich standen damit folgende Arten von Schätzfunktionen zur Verfügung, wobei N_{GW} für die Nitratbelastung des Grundwassers, Red als Proxy für die Redoxeigenschaften im Aquifer und der Vektor Z für strukturelle Parameter (z. B. Flächenaufteilung) steht:

$$N_{GW} = N_{GW} \left(\frac{N_S}{W_S}, \frac{FK}{(W_S)^2}, Z, Red \right) \quad (8)$$

$$N_{GW} = N_{GW} (N_S, W_S, FK, Z, Red) \quad (9)$$

Die erste Variante orientiert sich relativ eng an der theoretisch hergeleiteten Funktion, die zweite geht von einem allgemeineren Zusammenhang zwischen den exogenen Variablen und der Nitratbelastung des Grundwassers aus. Aufgrund der praktischen Unmöglichkeit, die komplexen Zusammenhänge im naturwissenschaftlichen Bereich im Rahmen der vorliegenden Analyse ausreichend exakt theoretisch abzubilden, wurden eine ganze Reihe alternativer Hypothesen auf ihre Brauchbarkeit zur Erklärung der praktisch beobachteten Nitratbelastung getestet.

Für die im folgenden geschätzten Regressionen werden grundsätzlich folgende Hypothesen über die Zusammenhänge zwischen abhängiger (NITRAT) und unabhängigen Variablen als gültig unterstellt:

- Höhere Stickstoffbilanzüberschüsse führen c. p. zu einer höheren Nitratauswaschung.
- Eine Erhöhung des relativen Flächenanteiles von Grünland führt c. p. zu einer Verringerung der Nitratauswaschung.
- Eine Erhöhung des relativen Maisflächenanteiles führt c. p. zu einer Erhöhung der Nitratauswaschung.
- Höheres Wasserspeichervermögen des Bodens führt c. p. zu einer Verringerung der Nitratauswaschung.
- In reduzierenden (d. h. relativ hoher Gehalt an Eisen- und Manganionen) Grundwasserkörpern ist c. p. der Nitratgehalt niedriger als in oxidierenden.

5.2 Quantitative Resultate

Im folgenden werden ausgewählte Ergebnisse der Regressionsanalysen dargestellt und diskutiert (vgl. Tabelle 1 und 2). Grundsätzlich zeigte sich die Tendenz, daß die statistische Qualität der Ergebnisse durch eine Einschränkung des Datensatzes in Form des Ausschlusses von Standorten mit

sehr niedrigen Niederschlagsmengen verbessert werden konnte. Speziell in bezug auf die Daten des Burgenlandes zeigte sich dieser Effekt sehr deutlich. Das läßt den Schluß zu, daß der Datensatz entweder nicht ausreichend homogen ist oder aber bestimmte Zusammenhänge zwischen den Variablen nicht adäquat abgebildet worden sind oder nicht adäquat abbildbar sind.

In fast allen Fällen zeigte sich, daß die für den Nitratsaldo stehende Variable („N-Bilanz“ bzw. „[N-Bilanz/Regen]“) einen positiven und statistisch gut abgesicherten Einfluß auf die Nitratkonzentration des Grundwassers aufweist. Allerdings erweist sich der vorhandene Datensatz in bezug auf diese Variable als sehr instabil: Während bei einer Einschränkung des Samples auf Gebiete mit Niederschlägen in den Wintermonaten von mehr als 400 mm/a (Tabelle 2) die Ergebnisse sowohl bezüglich des Vorzeichens als auch der statistischen Signifikanz im Bereich der Erwartungen liegen, ergeben sich bei einer Erweiterung des Datensatzes auf Gebiete mit Winterniederschlägen von mehr als 300 mm/a teilweise Probleme (Tabelle 1).

Erwartungsgemäß zeigt das Kulturartenverhältnis einen bedeutenden Einfluß auf die Nitratkonzentration. Für den relativen Flächenanteil des Grünlands zeigte sich ein negatives, für den Maisanteil ein positives Vorzeichen, was den theoretischen Erwartungen entspricht. Die zwei Variablen sind statistisch teilweise sogar auf dem 90 %-Niveau signifikant. Weil hier jedoch ein multikollinearer Zusammenhang mit dem N-Saldo nicht ausgeschlossen werden kann, sind diese Ergebnisse mit Vorbehalten zu interpretieren.

Für die Niederschläge, die in dieser Analyse mangels Daten als Proxy für die Sickerwassermenge stehen, zeigt sich eine negative und statistisch teilweise sogar auf dem 95 %-Niveau abgesicherte Beziehung zur Nitratkonzentration des Grundwassers. Dies läßt per saldo auf Verdünnungseffekte der Niederschläge schließen.

Um die weiter oben theoretisch hergeleiteten Hypothesen bezüglich der Vorgänge im Boden adäquat umsetzen zu können, fehlten jedoch empirische Daten. In den Regressionsanalysen konnte daher nur eine Schätzung der Feldkapazität berücksichtigt werden. Hier zeigte sich sowohl im Falle der Variablen „Feldkapazität“ als auch „[Feldkapazität/Regen²]“ der erwartete negative Zusammenhang mit der Nitratbelastung des Grundwassers. Die Einschränkung des Datensatzes auf Gebiete mit mehr als 400 mm Niederschlägen in den Wintermonaten erhöhte den Einfluß dieser Variablen sowohl quantitativ als auch von der statistischen Signifikanz (siehe Gleichungen 3 und 5 in Tabelle 2). Problematisch ist in diesem Zusammenhang der große Verlust

Tabelle 1: Parameterschätzung der Nitratbelastung des Grundwassers

(Regressionsergebnisse für Gebiete mit Niederschlägen von mindestens 300 mm in den Monaten Oktober bis März)

Table 1: Estimated parameters of N-pollution of groundwater

(regression results for regions with more than 300 mm precipitation between October and March)

	Gleichung 1		Gleichung 2		Gleichung 3		Gleichung 4		Gleichung 5		Gleichung 6	
Datensatz	629		629		283		629		349		608	
Erklärende Variable	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert
Konstantglied	19,09	22,43	31,65	13,78	35,97	6,65	33,05	15,19	34,41	6,86	4,11	4,19
N-Bilanz	0,06	4,55	0,04	3,56	—	—	—	—	—	—	—	—
Anteil Mais	—	—	—	—	9,79	0,88	12,48	2,02	9,43	0,87	0,18	6,24
Anteil Grünland	—	—	—	—	-29,70	-6,74	-30,83	-11,41	-30,99	-6,04	-0,30	-10,03
Feldkapazität	—	—	—	—	-0,009	-0,44	—	—	—	—	—	—
Regen (mm/a)	—	—	-0,02	-5,87	—	—	—	—	—	—	-0,28	-1,79
[N-Bilanz/Regen]	—	—	—	—	—	—	-1,61	-0,32	—	—	—	—
[Feldkapazität/Regen ²]	—	—	—	—	—	—	—	—	-96,53	-0,04	—	—
Redox	—	—	—	—	—	—	-1,88	-5,23	-2,69	-3,77	-0,63	-11,77
R ² (korr.)	0,03		0,08		0,16		0,30		0,19		0,38	
S.E. der Regression	20,92		21,38		21,44		17,77		21,05		0,84	

Annahmen: Niederschläge > 300 mm in den Monaten Oktober bis März.

In Gleichung 6 wurden sowohl die abhängige als auch alle erklärenden Variablen logarithmiert.

Tabelle 2: Parameterschätzung der Nitratbelastung des Grundwassers

(Regressionsergebnisse für Gebiete mit Niederschlägen von mindestens 400 mm in den Monaten Oktober bis März)

Table 2: Estimated parameters of N-pollution of groundwater

(regression results for regions with more than 400 mm precipitation between October and March)

	Gleichung 1		Gleichung 2		Gleichung 3		Gleichung 4		Gleichung 5		Gleichung 6	
Datensatz	424		424		218		424		218		401	
Erklärende Variable	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert	Koeff.	t-Wert
Konstantglied	16,45	18,8	27,24	10,46	25,43	4,43	24,12	7,91	25,75	4,79	5,03	3,54
N-Bilanz	0,07	6,09	0,06	4,87	—	—	—	—	—	—	—	—
Anteil Mais	—	—	—	—	36,43	2,80	36,79	5,35	38,93	2,95	0,15	3,82
Anteil Grünland	—	—	—	—	-17,38	-3,13	-21,05	-5,95	-18,18	-3,21	-0,42	-6,56
Feldkapazität	—	—	—	—	-0,005	-0,29	—	—	—	—	—	—
Regen (mm/a)	—	—	-0,02	-4,39	—	—	—	—	—	—	-0,46	-2,01
[N-Bilanz/Regen]	—	—	—	—	—	—	0,97	0,19	—	—	—	—
[Feldkapazität/Regen ²]	—	—	—	—	—	—	—	—	-2006,72	-0,63	—	—
Redox	—	—	—	—	—	—	-1,76	-3,44	-2,08	-2,55	-0,68	-9,21
R ² (korr.)	0,08		0,12		0,22		0,41		0,24		0,42	
S.E. der Regression	17,66		17,29		16,50		14,13		16,29		0,82	

Annahmen: Niederschläge > 400 mm in den Monaten Oktober bis März

In Gleichung 6 wurden sowohl die abhängige als auch alle erklärenden Variablen logarithmiert

an Beobachtungen, der mit der Aufnahme der Variablen „Feldkapazität“ in das Modell einhergeht, weil aufgrund mangelnder Basisdaten in einigen Bundesländern die Feldkapazität noch nicht flächendeckend für ganz Österreich geschätzt werden konnte.

Weil verlässliche Daten über Sickerwassermengen, Grundwasserneubildung und Denitrifikationsvorgänge im Bereich der Grundwasserkörper nur für einzelne, gut untersuchte Regionen vorliegen, unterliegen die Resultate dieser

Regressionsexperimente gewissen Einschränkungen. Allerdings gelingt es mit der Variablen „Redox“ offensichtlich recht gut, eine Annäherung an die praktischen Bedingungen in den Grundwasserkörpern zu erreichen: Die Variable zeigt stets das erwartete negative Vorzeichen, ist meist auf dem 99 %-Niveau signifikant und erweist sich als sehr stabil gegenüber verschiedenen Einschränkungen des Datensatzes. Ein wesentlicher Erkenntnisgewinn ist aus der Einbeziehung der Ergebnisse von Isotopenanalysen zur Bestim-

mung des Alters von Grundwasservorkommen zu erwarten.

Wie die Ergebnisse in Gleichung 6 (Tabelle 1 und 2) zeigen, konnte mit einer Logarithmierung der Variablen eine deutliche Verbesserung der statistischen Signifikanz erreicht werden. Die Variable „ $\ln(N\text{-Bilanz})$ “ ist dabei als $\ln(N\text{-Zufuhr}) - \ln(N\text{-Entzug})$ definiert und somit als Vielfaches des N-Inputs gegenüber dem N-Output dargestellt. Die Verbesserung der statistischen Signifikanz läßt den Schluß zu, daß zwischen den unabhängigen Variablen und der Nitratbelastung des Grundwassers kein linearer, sondern ein multiplikativer Zusammenhang besteht.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß das Vorhaben, eine bundesweite Analyse der Wechselwirkungen zwischen landwirtschaftlicher Bodennutzung und Grundwasserbelastung durchzuführen, im Rahmen der bestehenden Datenrestriktionen brauchbare Ergebnisse erbracht hat. Die Resultate entsprechen sowohl von der Wirkungsrichtung als auch der statistischen Signifikanz den Erwartungen. Obwohl die derzeit vorliegenden Daten noch lückenhaft sind, können die erzielten Ergebnisse als ein erster Schritt zu einer tragfähigen Schadensfunktion interpretiert werden. Mit der Ausweitung des Einsatzes der EDV bei der Erhebung als auch der Verarbeitung von naturwissenschaftlichen Daten verbessern sich künftig die Voraussetzungen für detailliertere Berechnungen erheblich. Die für diese Studie aufgebaute Datenbank bietet dabei eine wichtige Grundlage, weil ihre Struktur einen quantitativen und qualitativen Ausbau der Datenreihen ermöglicht.

6. Praktische Relevanz der Ergebnisse und Ausblick

Der vorliegende Beitrag stellt den Versuch einer empirischen Quantifizierung von landwirtschaftlichen Einflüssen auf die Nitratkonzentration im Grundwasser auf Basis regional differenzierter statistischer Erhebungen für Österreich dar. Dieser Ansatz stellt sozusagen den Gegenpol zur naturwissenschaftlichen Punktanalyse mittels eines Lysimeters dar, weil er vom Gesetz der großen Zahl ausgeht und annimmt, daß sich über eine sehr große Anzahl von Meßpunkten die auftretenden Sondereinflüsse normal verteilen. Die Gültigkeit dieser Annahme wird durch die Daten unterstützt. Wenn auch viele Einflußfaktoren noch unzureichend dokumentiert sind, so konnten doch erste wichtige Erkenntnisse abgeleitet werden. Der Hauptvorteil dieser hier verfolgten Methodik liegt in den vergleichsweise niedrigen Kosten: Die gesamte Untersuchung kostete weniger als eine einzige, sogar

relativ kleine Lysimeterstation. Die Ergebnisse sprechen dafür, daß aus dieser Herangehensweise eine sinnvolle, weil sehr kostengünstige Ergänzung der naturwissenschaftlichen Meßmethodik entwickelt werden könnte.

Vor allem für spezielle Fragestellungen in einzelnen, gut dokumentierten Regionen wäre eine Weiterführung des Ansatzes interessant. In Verbindung mit naturwissenschaftlich exakten Meßergebnissen aus Lysimeteranlagen ließe sich sukzessive eine Kalibrierung dieses statistischen Ansatzes erreichen. Dadurch sollte es in weiterer Folge möglich werden, eine verlässliche Abschätzung der Folgen von Änderungen agrarpolitischer Rahmenbedingungen für einzelne Regionen vorzunehmen. Diese Informationen könnten dazu dienen, kostengünstig gezielte Programme zur Verbesserung des Grundwasserschutzes zu konzipieren bzw. in bezug auf ihre logische Konsistenz zu evaluieren.

Literatur

- BUNDESANSTALT FÜR AGRARWIRTSCHAFT (1995): Regionalisierte Erträge wichtiger landwirtschaftlicher Kulturen. Sonderauswertung, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMLF) (1993a): Gewässerschutzbericht '92. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMLF) (1993b): Bericht zur Lage der Landwirtschaft. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMLF) (1995): Gewässerschutzbericht '94. Wien.
- DISSEMOND, H., T. GOMISCEK und M. ZESSNER (1990): Stickstoffbilanz für Österreich, Teilbericht im Rahmen des interdisziplinären Projektes Technischer Umweltschutz. Wien.
- EISENHUT, M. (1990): Auswertung der österreichischen Bodenkarte 1: 25.000 für die Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung von Böden. Bundesanstalt für Bodenvirtschaft, Wien.
- EISENHUT, M. und A. KAPFENBERGER-POCK (1993): Auswertung der österreichischen Bodenkarte 1: 25.000 für die Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung von Böden. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, 46, 19–49.
- HOFREITHER, M. F. und F. RAUCHENBERGER (1995): Administrative versus ökonomische Einflüsse auf die Nitratbelastung von Grundwasser – Eine ökonometrische Analyse agrarstruktureller Einflußfaktoren. Endbericht des Forschungsprojekts Nr. 775/93 im Auftrag des BMLF.

- KNOFLACHER, M., E. HAUNOLD, W. LOIBL, H. ZÜGER und G. URBAN (1993): Ammoniak-Emissionen in Österreich 1990 – Berechnung und Abschätzung sowie Regionalisierung auf Basis politischer Bezirke. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Report UBA-92-068, Wien.
- ÖSTAT (Österreichisches Statistisches Zentralamt) (1993): Ortsverzeichnis 1991 – Gesamtregister. Wien.
- ÖSTAT (Österreichisches Statistisches Zentralamt) (1994): Erhebung der Nutztierhaltung in Österreich 1993. Sonderauswertung, Wien.
- PARDELLER, K. (1996): Agrarproduktion und Nitratbelastung des Grundwassers – Ein Regressionsmodell für Österreich. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- SMITH, R. V. and D. A. STEWART (1989): A regression model for nitrate leaching in Northern Ireland. Soil use and management 5, 71–76.
- WAGNER, K. (1995): Mögliche Folgewirkungen der Grundwassersanierung für die Landwirtschaft. In: Gewässerverträgliche Landbewirtschaftung, Konsequenzen für die Land-, Forst- und Wasserwirtschaft. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 1, Wien.
- WENDLAND, F., R. KUNKEL and M. BACH (1996): The Nitrate Flow in Soil and Groundwater of Germany – A GIS-supported model. Proceedings from the workshop no. 2 under the EU Concerted Action „Policy measures to control environmental impacts from agriculture“ (AIR 3 CT93-1164), 25.–28. January, Oslo.

Anschrift der Verfasser

o. Univ.-Prof. Dr. Markus F. Hofreither, Dipl.-Ing. Klaus Pardeller, Institut für Wirtschaft, Politik und Recht der Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien, E-mail: HOFREITH@edv1.boku.ac.at

Eingelangt am 8. Oktober 1996

Angenommen am 25. November 1996