

Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental 1987 bis 1993 : ist die integrierte Produktion eine Sanierungsmöglichkeit?

Autor(en): **Balmer, Werner W.**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Eclogae Geologicae Helvetiae**

Band (Jahr): **88 (1995)**

Heft 2

PDF erstellt am: **25.09.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-167683>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern. Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental 1987 bis 1993 Ist die Integrierte Produktion eine Sanierungsmöglichkeit?¹

WERNER W. BALMER²

Key words: Soil nitrogen, modelling, nitrate leaching, groundwater contamination, Geographic Information System

ZUSAMMENFASSUNG

Ausgehend von der im Kanton Bern zunehmenden Belastung des Grundwassers mit Nitrat werden am Beispiel des Grundwasservorkommens des Urtenentals die Ursachen, Auswirkungen und Sanierungsmöglichkeiten von Nitratbelastungen untersucht. Die Simulation der Nitratauswaschung bei landwirtschaftlich genutzten Böden des Urtenentals erfolgt für die Jahre 1987 bis 1993 mit neu entwickelten Modellen, welche die Stickstoffdynamik und den Wasserhaushalt ganzer Teileinzugsgebiete berücksichtigen. Die Verlagerung von Nitrat im Grundwasser wird mit einem an der VAW der ETH-Zürich entwickelten Strömungs- und Transportmodell berechnet. Dieser Simulation wird eine Prognoserechnung gegenübergestellt. Dieses Prognoseszenarium (1994–2000) stützt sich auf die Agrarstrategie 2000 des Kantons Bern und nimmt eine Zunahme der Integrierten Produktion (IP) im untersuchten Gebiet von heute 30% auf 60% der Betriebe im Jahre 2000 an.

Die diffuse Nitratbelastung (im Mittel 220 Tonnen Stickstoff (N)/y) stammt hauptsächlich von der landwirtschaftlichen Nutzung. Unter Wald- und Siedlungsflächen werden dagegen lediglich 50 bis 70 Tonnen N/y ausgewaschen. 58% der Gesamtfläche des Gebietes bestehen aus Böden, aus denen über 30 kg N/(ha y) ausgewaschen wird. Sie liefern rund 80% des gesamthaft ausgewaschenen Nitrats. Dies führt im Sickerwasser (Neubildung im Mittel 1987–1993: ca. 300 mm/y) zu einer Konzentration von über 40 mg NO₃⁻/l. Getreide-, Kartoffel- und Maiskulturen liefern mit einem Flächenanteil von 30% über 60% der diffusen Nitratbelastung des Gebietes, wobei unter Winterbrache (ca. 40% der Ackerflächen) die höchsten Werte auftreten. Bei Realisierung aller in der IP geplanten ökologischen Massnahmen kann die Stickstoffauswaschung unter Ackerland um 20 bis 30% gesenkt werden. Durch diese geringere Auswaschung ist eine Senkung des mittleren Nitratgehaltes im Grundwasser des Urtenentals um 10 bis 20%, bzw. von heute 42 auf 36 bis 38 mg NO₃⁻/l im Jahr 2000 zu erwarten. Das nutzbare Wasserdargebot mit Nitratgehalten unter 40 mg/l erhöht sich dann um rund 50% auf 80 bis 90 l/s, d.h. rund 20% des gesamten Grundwasserdargebotes.

Eine weitere Verbesserung der Grundwasserqualität kann nur den durch flächendeckenden Einsatz bodenschonender Anbautechniken (z.B. Direktsaaten) und eine schonendere Bewirtschaftung (z.B. durch Fruchtfolgeänderungen) erreicht werden. Ein Umfeld für solche Massnahmen können, wie z.B. beim Gewässerschutz-Modell Nordrhein-Westfalens, Kooperationsvereinbarungen der Wasserversorgungen mit den Landwirten sein, wobei Ausgleichsleistungen Teil der Vereinbarungen wären.

¹ Vortrag am Symposium «Geologie im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft, Öffentlichkeit und Politik» anlässlich der Jahresversammlung der SGG 1994 in Aarau.

² Geologisches Institut der Universität Bern, Baltzerstrasse 1, CH-3012 Bern
Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA), Reiterstrasse 11, CH-3011 Bern

ABSTRACT

Due to the increasing nitrate quality problems in most of the gravel aquifers of the Bernese foreland basin, the sources of the exported nitrogen as well as groundwater protection concepts were investigated by the example of the groundwater system of the Urtenen valley. Models of water balance and nitrogen dynamics linked to a geographic information system were constructed to calculate nitrogen budget and nitrate leaching of the whole study area over the interval 1987 to 1993. The transport of nitrate in groundwater was simulated with a 2-D flow- and transportmodel, constructed by the Swiss Federal Institute of Technology, Zürich. The results of this simulation were compared to those of a proposed ecological agricultural management in 2000, which based on a state program for agricultural management in the interval 1994 to 2000.

The main sources of exported nitrogen during the interval 1987–1993 were arable soils with nitrogen losses of 220 t N/yr, compared to 50 to 70 t N/yr under forest and urban areas. 58% of the study area consists of soils with nitrate losses over 30 kg N/(ha yr); these accounted for more than 80% of the total N losses and nitrate concentrations over 40 mg NO₃⁻/l in the groundwater. Nitrate pollution was highest under bare soils, potatoes, corn and cereals, with up to 150 kg N/(ha yr).

With the realisation of all the proposed ecological activities in land use in the interval 1994 to 2000, nitrate leaching from arable soils will decrease between 20 to 30%. This accounts to calculated mean nitrate concentrations in groundwater in 2000 between 36 and 38 mg NO₃⁻/l, compared to 42 mg NO₃⁻/l during the interval 1987–93.

A further groundwater protection needs the implementation of special agricultural practices like changes of cultures in critical areas, low input farming or more ecological cultivation of the soils. A good regulatory program, especially in groundwater contributing areas, would be a cooperation-model between water works and land user.

1. Einleitung

Rund 80% des Trinkwassers in der Schweiz entstammen Lockergesteinsgrundwasserleitern, welche zur Hauptsache im Schweizer Mittelland liegen (Buwal 1990). In diesen Schotterebenen liegen neben den Ballungszentren und den Hauptverkehrswegen auch die fruchtbaren, landwirtschaftlich genutzten Böden. Die zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft (Intensivtierhaltung, Ertragerhöhung etc.) in den letzten Jahrzehnten ging einher mit einer Überbelastung dieser Böden mit Düngern und Pestiziden und brachte eine gesteigerte Belastung der Gewässer mit sich.

In den intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen des Berner Mittellandes ist die Belastung des Grundwassers mit Nitrat trotz mehreren Jahren intensiver landwirtschaftlicher Beratung, welche auf einem Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung des Grossen Rates des Kantons Bern von 1988 basiert, an vielen Orten ein ungelöstes Problem. Zwar sanken die Nitratkonzentrationen im Grundwasser in vielen Grundwasservorkommen nach Beginn der Ursachenbekämpfung 1989 im Verhältnis zu den beiden vorangegangenen Jahren merklich ab. In den Wintermonaten der Jahre 1992 und 1993 stiegen sie jedoch fast überwiegend wieder markant an, um z.T. sogar neue Höchstwerte zu erreichen (z.B. Gebiet Gammen im bernischen Seeland). Lediglich in zwei der sechzehn ausgeschiedenen Gebieten ist seit 1989 eine merkliche Abnahme der Nitratgehalte im Trinkwasser eingetreten (Fachkommission Nitratbekämpfung 1993).

Mittlerweile wird deshalb in der Mehrheit der Beratungsgebiete die momentane Trinkwasserversorgung durch Vermischen von nitratbelastetem Wasser mit unbelastetem bzw. mit Ersatz- und Zusatzwasserbeschaffung gewährleistet. Für eine langfristige Planung der Wasserversorgung bzw. einen gezielten Schutz der für die Trinkwasserversorgung geeigneten Grundwasservorkommen und für das Freihalten künftiger Nutzungsgebiete sind schon heute detaillierte Kenntnisse (sowohl qualitative wie quantitative)

über die Quellen der Nitratauswaschung, deren räumliche und zeitliche Auswirkungen auf die Qualität des Grundwassers sowie über die strukturellen und finanziellen Rahmenbedingungen von ursächlichen Sanierungsmassnahmen nötig.

Am Beispiel des Urtenentals, einem Teileinzugsgebiet des Unteren Emmentals (Fig. 1 und Tab. 1), können mit numerischen Modellen des Bodenstickstoff-Haushaltes und der Nitratverlagerung im ungesättigten und gesättigten Untergrund (Balmer 1993a) die Stickstoffdynamik des Gebietes und die Nitratentwicklung im Grundwasser in den Jahren 1987 bis 1993 nachvollzogen werden. Es wird gezeigt, dass die im Urtenental und in vielen Grundwasservorkommen des Kantons Bern festgestellte, zeitweilige Abnahme der Nitratgehalte zwischen 1989 und 1992 weniger dem Erfolg der bisherigen Nitratur-sachenbekämpfung sondern vor allem den klimatischen Verhältnissen dieser Jahre zuzuschreiben ist.

Da die bisherige landwirtschaftliche Beratung wenig Erfolg zeitigte, ist für eine künftige Nutzung dieser Grundwasservorkommen bzw. für eine Weiterführung der Ursachenbekämpfung wichtig zu wissen, wieviel die in der Agrarstrategie 2000 des Kantons Bern (Regierungsrat des Kantons Bern 1994) im Jahr 2000 vorwiegend angestrebte Integrierte Produktion (IP) (Schweiz. Vereinigung integriert produzierende Bauern und Bäuerinnen 1993) zur Lösung der Nitratproblematik beitragen kann und welche Schlüsse sich daraus für den Schutz und die Bewirtschaftung des Grundwasservorkommens ergeben.

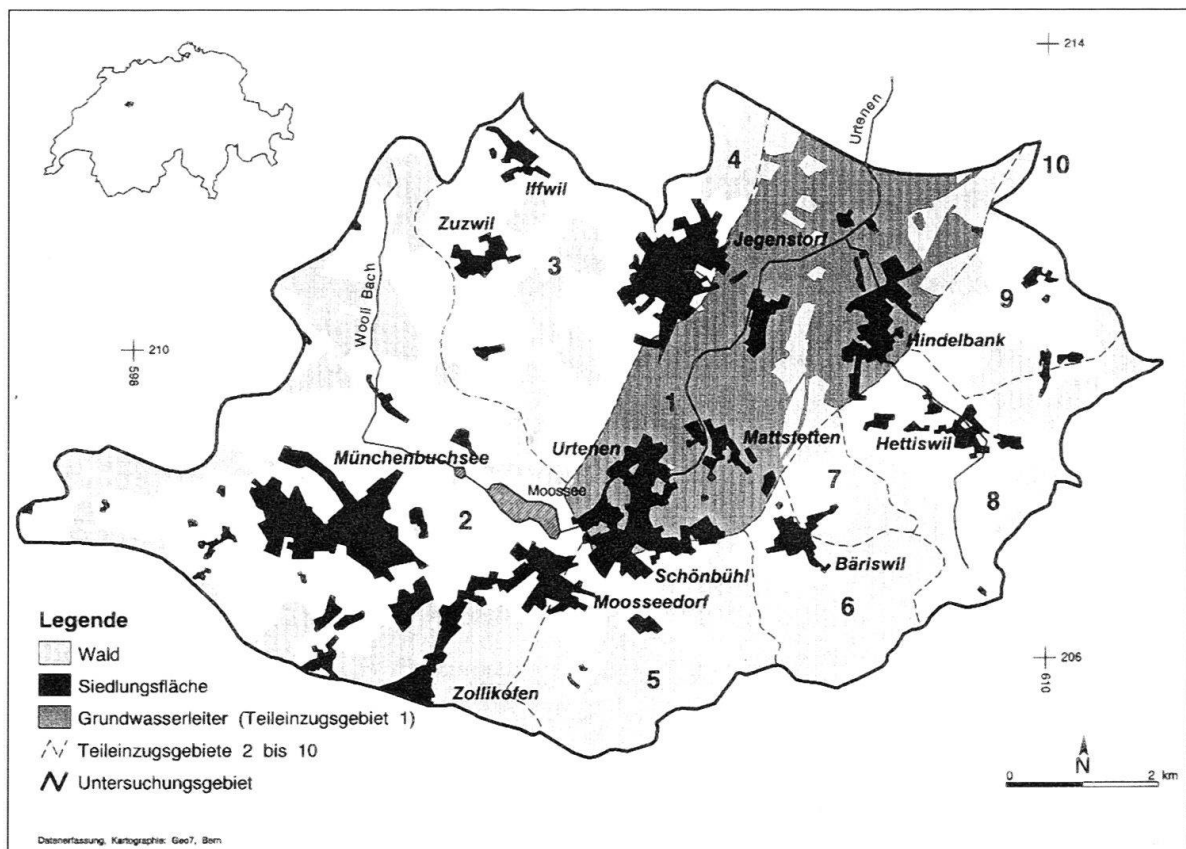


Fig. 1. Geographische Lage und Übersicht über das Untersuchungsgebiet, aus (BALMER 1993b).

Tab. 1. Charakteristische Daten des Untersuchungsgebietes (N: Niederschlag, V: Verdunstung, A: Abfluss, R: Speicherung oder Zehrung; DGVE: Düngegrossvieheinheit)

<i>Lage:</i>	ca. 10 km nordöstlich von Bern
<i>Fläche des Untersuchungsgebietes:</i>	75 km ²
<i>Fläche Grundwasservorkommen:</i>	15 km ²
<i>Grund- und Quellwasserqualität:</i>	8 bis 150 mg NO ₃ ⁻ /l
<i>Hydrologische Bilanz 1987-93</i>	
<i>N - V - A ± R = 0 in [mm]:</i>	905 - 645 - 370 + 110 = 0
<i>Entwässerung des Gebietes:</i>	60 % oberirdisch durch die Urtenen, 40 % unterirdisch durch Grundwasser
<i>Speisung des Grundwassers:</i>	Hauptsächlich versickernde Niederschläge
<i>Geologie Grundwasserleiter:</i>	Würmeiszeitliche Schotter und Moränen über Molasse (USM) als Stauer
<i>Boden:</i>	Braun- und Parabraunerden
<i>Nutzung:</i>	Wald 22 km ² , Siedlung 10 km ² , Ackerland 38 km ² , Wiesland 5 km ²
<i>Bewirtschaftung:</i>	220 Betriebe, 1.8 DGVE/ha, Getreide, Mais, Kartoffeln, Rüben und Raps und Kunstwiese

Aus diesem Grund wurde zusammen mit Fachleuten aus der landwirtschaftlichen Praxis, Forschung und Beratung (LBBZ Seeland, LBBZ Waldhof, Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern u.a.) ein Prognoseszenarium der landwirtschaftlichen Entwicklung in der Region Urtenental für die Jahre 1994 bis 2000 ausgearbeitet (Szenarium IP 2000). Der simulierte Stickstoffumsatz der Landwirtschaft im Urtenental im Jahr 2000 sowie die aus der Nitratauswaschung resultierenden Nitratgehalte im Grundwasser ermöglichen es, verglichen mit der heutigen Belastungssituation, das «Sanierungspotential» der IP abzuschätzen. Je nach gestecktem Nutzungs- und Sanierungsziel lassen sich daraus die weiteren Massnahmen für den Schutz und die Bewirtschaftung dieses und ähnlicher Grundwasservorkommen ableiten.

2. Methodisches Vorgehen

Der in dieser Studie verfolgte Ansatz verbindet den Stickstoffhaushalt der Böden mit dem Transport von Nitrat in der ungesättigten Zone und der Verlagerung von Nitrat im Grundwasser. Er ermöglicht, auf der Basis lokal berechneter Nitratausträge aus dem Boden die an Beobachtungsstellen im Grundwasser gemessenen Nitratgehalte zeitlich und räumlich nachzuvollziehen und, abhängig von geänderten Rahmenbedingungen (Klima, Nutzung, Bewirtschaftung) vorauszusagen.

Zu diesem Zweck wurden numerische Modelle der lokalen Stickstoffdynamik, der Verlagerung von Nitrat im Boden (bis 1 m Tiefe) und der ungesättigten Zone erstellt (Balmer 1993a). Der Stofftransport im Grundwasser wird mit einem an der VAW der ETH-Zürich entwickelten Strömungs- und Transportmodell (Troesch 1993) berechnet.

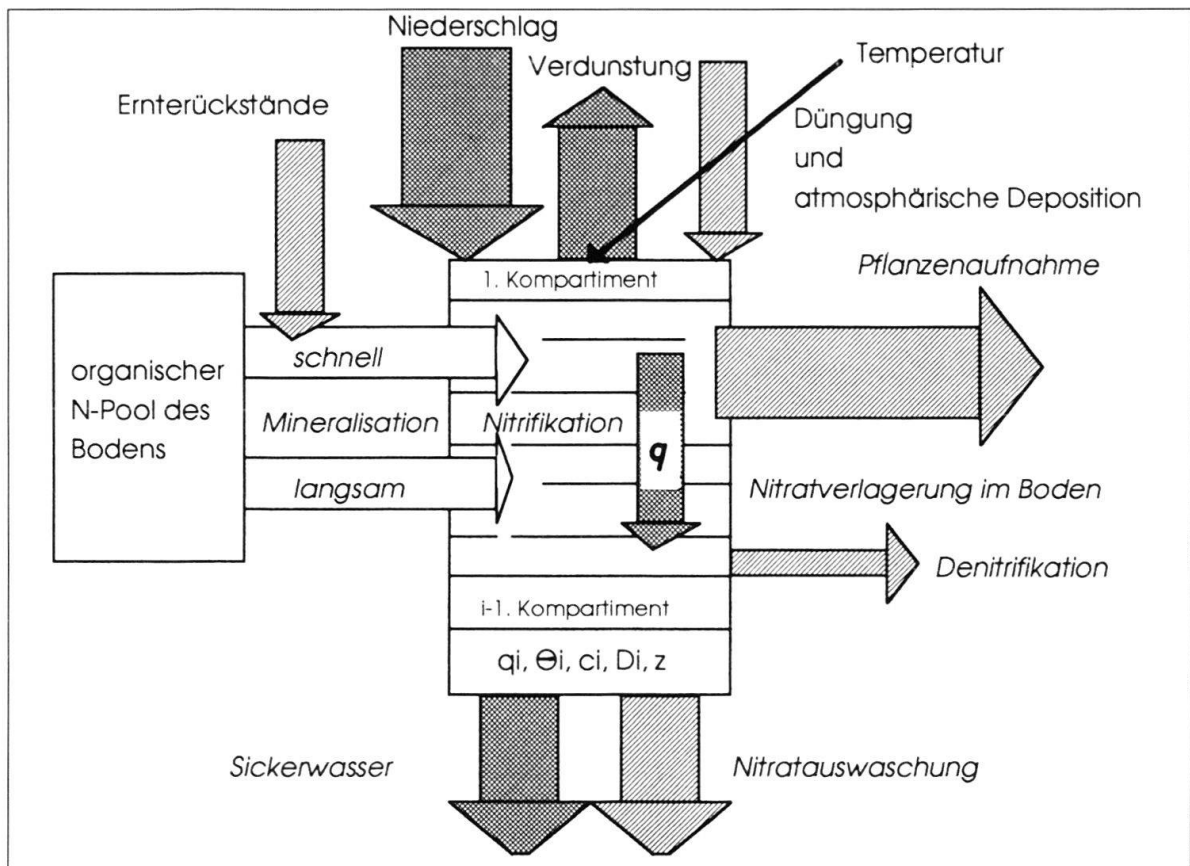


Fig. 2. Aufbau des lokalen Stickstoffdynamik- und Nitratverlagerungs-Modell für den ungesättigten Bereich des Grundwasserleiters (q/q_i Wasserfluss, Θ_i Wassergehalt, c_i Konzentration, D_i Dispersionskoeffizient, z Tiefe; Eingabedaten: z.B. Niederschlag, Düngung; Resultate: z.B. Nitratauswaschung).

Der gewählte Modellansatz unterscheidet drei Teilschritte: Im ersten Teilschritt werden die lokalen Stickstoffumsätze resp. die Nitratauswaschung der in Tabelle 1 aufgeführten Kulturpflanzen unter Berücksichtigung des Klimaverlaufes, der Bewirtschaftung und der Bodenverhältnisse simuliert. Figur 2 stellt in vereinfachter Form den Aufbau des dabei verwendeten Stickstoffdynamik-Modells sowie die wichtigsten Eingabegrößen und Berechnungsergebnisse dar. Die Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes erfolgt in zwei getrennten Teilmodellen. Der eindimensionale, vertikale Wasserfluss und die Entwicklung der Wassergehalte sowie der Porenwassergeschwindigkeit im Boden wurde mit einem auf der halbempirischen Formel von Penman (1948) und der lokalen Massenbilanz aufbauenden klimatischen Bodenwasser-Modell berechnet. Dabei wird der Boden in mehrere gleich dicke Kompartimente unterteilt, welche durch bodenartsspezifische Anteile am Gesamtporenvolumen wie z.B. der maximalen Wasserspeicherkapazität oder dem Permanenten Welkepunkt gekennzeichnet sind. Die Berechnung des Stofftransports stützt sich auf die Konvektions-Dispersionsgleichung zur Beschreibung des eindimensionalen, instationären Stofftransports. Die Verlagerungsgeschwindigkeiten in den einzelnen Kompartimenten werden aus den entsprechenden Porenwassergeschwindigkeiten und der durchflusswirksamen Porosität bestimmt. Der Dispersionskoeffizient wird nach

Tab. 2. GIS-Datenebenen bei der regionalen Berechnung der Stickstoffdynamik

<i>Datenebene</i>	<i>Parameter, Eingabewerte, Resultate</i>
1. Boden	Bodentyp, physikalische und chemische Parameter
2. Nutzung	Wald, Siedlung, Ackerland, Grünland usw.
3. Bewirtschaftung	Kulturen, Düngung, Fruchtfolgen
4. Geologie und Klima	Lithologie, Niederschlag, Evapotranspiration, Abfluss
5. Berechnungsebene	Nitratauswaschung, Mineralisation, Sickerwasser etc.

(Bear 1972) für jedes Kompartiment in Abhängigkeit des Wassergehaltes und der Verlagerungsgeschwindigkeit bestimmt. Die Elemente der Stickstoffdynamik wie z.B. die Mineralisation aus dem N-Pool des Bodens und der Pflanzenentzug werden ebenfalls in speziellen Teilmodellen berechnet: Die Kinematik der Stickstoffumsätze ist dabei überwiegend von der Temperatur und dem Wassergehalt des Bodens abhängig. Die Stickstoff-Mineralisation beispielsweise wird durch Überlagerung zweier Funktionen 1. Ordnung dargestellt (Richter 1988). Die Kopplung an die Konvektions-Dispersions-Gleichung geschieht über einen Quellen- und Senkenterm. Die Differentialgleichung des Stofftransports wird numerisch mit einem expliziten finiten Differenzenverfahren approximativ gelöst (Duynisveld 1983), die auftretende numerische Dispersion wird mit einem speziellen Verfahren nach Richter et al. (1978) unterdrückt.

Für die räumliche Differenzierung der Stickstoff-Dynamik wird ein Geographisches Informationssystem (GIS) eingesetzt (Balmer & Heiniger 1994). Dabei wird ein Verfahren angewendet, welches erlaubt, flächen- und punktbezogene Informationen sowie hydrogeologische Rahmenbedingungen räumlich aufzubereiten und zu neuen, einheitlichen Datensätzen zu verknüpfen. Die in Tabelle 2 dargestellten Datenebenen wurden eingeführt und eine weitere Bezugsebene (z.B. Elementnetz des Grundwassermodells) für die Berechnung definiert. Bei der räumlichen Überlagerung dieser fünf Ebenen wird jedem Element der Berechnungsebene ein homogener Datensatz zugeordnet, der die für die Simulation wichtigen Parameter und Eingabedaten enthält.

Als zweiter Teilschritt werden die flächenhaften, diffusen Nitrateinträge sowie die konzentrierten, randlichen Zuflüsse ins Grundwasser berechnet. Die Berechnung erfolgt getrennt nach den verschiedenen in Figur 1 dargestellten hydrologischen Teileinzugsgebieten auf der Basis der elementspezifischen Nitratauswaschungen aus dem Bodenhorizont. Die flächenhaften, diffusen Nitrateinträge im Teileinzugsgebiet 1 werden abhängig von der Mächtigkeit und der lithologischen Ausbildung der ungesättigten Zone mit einem einfachen Transferfunktions-Modell auf der Basis der Ganglinienanalyse bestimmt. Die konzentrierten, randlichen Zuflüsse ins Grundwasser hingegen werden für jedes randliche Teileinzugsgebiet mit einem Mischzellen-Modell (Balmer 1992) berechnet, welches auf die speziellen hydrogeologischen Gegebenheiten der Teileinzugsgebiete angepasst wird. Diese räumlich und zeitlich variierende Nitratbelastung des Grundwassers fließt als Zeitreihe (Randbedingung 3. Art) in die Simulation der Nitratverlagerung im Grundwasser ein. Mit einem für Strömungs- und Transportparameter invers geeichteten Stofftransportmodell (Balmer 1992, 1993a) werden aus dieser räumlich und zeitlich vari-

ierenden Nitratbelastung, ausgehend von einer gemessenen Ausgangsverteilung (Anfangsbedingung), die zweidimensionale, horizontale, instationäre Stoffausbreitung im Grundwasser für den Betrachtungszeitraum berechnet.

Die verwendeten Modellvorstellungen können, wie Simulationen im Seeland und in Langenthal zeigten, auf andere Gebiete übertragen werden. Vorausgesetzt werden jedoch gute Kenntnisse der Hydrogeologie, der Böden und der landwirtschaftlichen Nutzung sowie representative Bestimmungen der herbstlichen Stickstoffgehalte im Boden. Ausgeschlossen von der Simulation bleiben Moorböden und anmoorige Böden; beschränkt simulierbar sind, aufgrund der Beschreibung des Wasserhaushaltes, stauwasserbeeinflusste und gehemmt durchlässige Böden. Die Genauigkeit der Abschätzungen der Stickstoff-Flüsse hängt von der Güte der verwendeten Grundlagedaten (Niederschlag, Klimadaten, Stickstoffgehalte im Boden, Düngergaben etc.) sowie der räumlichen Diskretisierung ab. Berechnete und gemessene herbstliche Stickstoffgehalte im Boden bei verschiedenen Standorten und Kulturen (u.a. Balmer 1993a) zeigten im Mittel Abweichungen von ± 50 kg N/ha. Ausgehend von kultur- und standortspezifischen Stickstoffzu- und -wegflüssen in der Grössenordnung von 400 kg N/ha lässt sich für die Beschreibung der Stickstoffdynamik ein Fehler von knapp 20% ableiten. Sensitivitäts- und Regressionsanalysen zeigten weiter, dass für die Abschätzung der winterlichen Stickstoffauswaschung die bestimmenden Grössen die Feldkapazität der Böden, die Infiltration und die Stickstoffgehalte im Herbst sind. Die Abweichungen gemessener und berechneter Nitratgehalte im Grundwasser liegen im Urtenental im Mittel zwischen 2 und 5 mg/l. Daraus lässt sich schliessen, dass die winterliche Nitrat auswaschung ebenfalls mit einer Genauigkeit von 10 bis 20% beschrieben werden kann.

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1 Geologie Urtenental

Die Geologie des Gebietes ist geprägt durch flachliegende Molassesedimente der Unteren Süsswassermolasse (USM), vorwiegend Wechsellagerungen von Mergel, Silt- und Feinsandsteinen mit untergeordneten Mittel- bis Grobsandsteinen und einer hangenden unterschiedlich mächtigen Abfolge von quartären Lockergesteinen.

Der Grundwasserleiter des Urtenentals wird durch mittel- bis gut durchlässige würmeiszeitliche Schotter aufgebaut, welche vor allem aus sandigen und siltigen bis maximal 30 m mächtigen Kiesen bestehen. Überlagert werden diese Schotter durch eine z.T. sehr mächtige (Grund-)Moräne der letzten Eiszeit. Lediglich im Gebiet Moosseedorf-Mattstetten folgen im Hangenden noch grossflächig jüngere Einheiten. Sie bestehen vorwiegend aus feinkörnigen Sanden und Silten sowie untergeordnet Seekreide- und Torfablagerungen und bilden lokale, kleine Grundwasservorkommen.

3.2 Grundwasserverhältnisse

Das Hauptgrundwasservorkommen des Urtenentals beginnt bei Urtenen-Schönbühl und erstreckt sich über eine Fläche von rund 15 km² gegen Jegenstorf und Hindelbank; weiter im Norden vereinigt es sich mit demjenigen des Unteren Emmentals. Die Grundwassermächtigkeit schwankt zwischen 5 und 25 m und der Flurabstand liegt von Süden gegen

Norden abnehmend zwischen 10 und 30 m. Das Grundwasser strömt im Mittel mit einem Gefälle von 0,1% und einer Fließgeschwindigkeit ca. 2 bis 5 m/d talabwärts Richtung Unteres Emmental.

Das Grundwasservorkommen wird im Untersuchungsgebiet fast vollständig durch versickernde Niederschläge gespeisen. Nennenswerte In- und Exfiltrationsgebiete treten erst im Übergangsbereich zum Unteren Emmental auf. Die hydrologische Bilanz des Untersuchungsgebietes zeigt für die Jahre 1987 bis 1993 folgendes Bild: Einem mittleren gemessenen Gebietsniederschlag von 900 mm und einer nach Penman (1948) aktuellen Gebietsverdunstung von 645 mm stehen ein durch Messungen und Modellberechnungen verifizierter ober- und unterirdischer Abfluss von 370 mm und ein Aufbrauch der Grundwasservorräte um 110 mm gegenüber. Dies entspricht einem mittleren unterirdischen Abfluss ins Untere Emmental von rund 350 l/s und einem oberirdischen Abfluss von rund 900 l/s. Die starke Zehrung der Grundwasservorräte zwischen 1987 und 1993 machte sich durch einen Rückgang der Grundwasserspiegel um 1,5 bis 2 m deutlich bemerkbar.

3.3. Nitratbelastung heute – Messung und Simulation

Als Grundlagedaten für die landwirtschaftliche Nutzung und Bewirtschaftung bzw. die Berechnung des Stickstoffumsatzes der Jahre 1987 bis 1993 dienten eine Kartierung der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Gebiet, die Arealstatistiken 1979/85 und 1990 (BFS 1986, 1991) sowie Luftbildanalysen. Verifiziert und verfeinert wurden diese Angaben durch genaue Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten aus rund 10 Betrieben, die mittels Fragebogen erhoben wurden. Die jährlich im Boden (0–90 cm Tiefe) gemessenen herbstlichen Stickstoffgehalte der verschiedenen Hauptkulturen dienen als Anfangsbedingung für die Simulationen. Sie wurden zu einem grossen Teil im Rahmen der Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern (Fachkommission Nitratbekämpfung 1993, unveröffentlicht) erhoben und für diese Studie zur Verfügung gestellt.

Die Nitratentwicklung im Grundwasser in den Jahren 1987 bis 1993 ist in Figur 3 dargestellt. Die mittleren gemessenen Nitratgehalte schwankten abhängig von der Höhe der Nitratreinträge und der Sickerwassermenge zwischen minimal 37 und maximal etwa 49 mg NO_3^-/l . Der Toleranzwert für Trinkwasser von 40 mg/l (Fiv 1986) wurde nur im Sommer und Herbst 1991 länger unterschritten. Die berechneten Nitratreinträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen schwankten in dieser Zeitperiode zwischen minimal 27 kg N/ha (Winter 1990/91) und maximal 70 kg N/ha (Winter 1992/93). Diese unterschiedlichen Austräge sind auf die signifikant unterschiedlichen gemessenen herbstlichen Stickstoffgehalte im Boden zurückzuführen, welche im Gebietsmittel in den betrachteten Jahren zwischen minimal 45 kg N/ha (1987) und maximal 85 kg N/ha (1991) schwankten, sowie auf die ebenfalls signifikant unterschiedlichen berechneten Sickerwassermengen von 160 mm (1990/91) bis 540 mm (1987/88).

Die Höhe der herbstlichen Stickstoffgehalte im Boden wird einerseits durch den kulturspezifischen Stickstoffumsatz während der Vegetationszeit und andererseits durch die nach der Ernte auftretenden Mineralisations-, Immobilisations- und Denitrifikationsprozesse bestimmt. Letztere sind abhängig von den klimatischen Bedingungen (Temperatur, Niederschlag bzw. Bodenfeuchte) und der Art der Bewirtschaftung und Bodenbe-

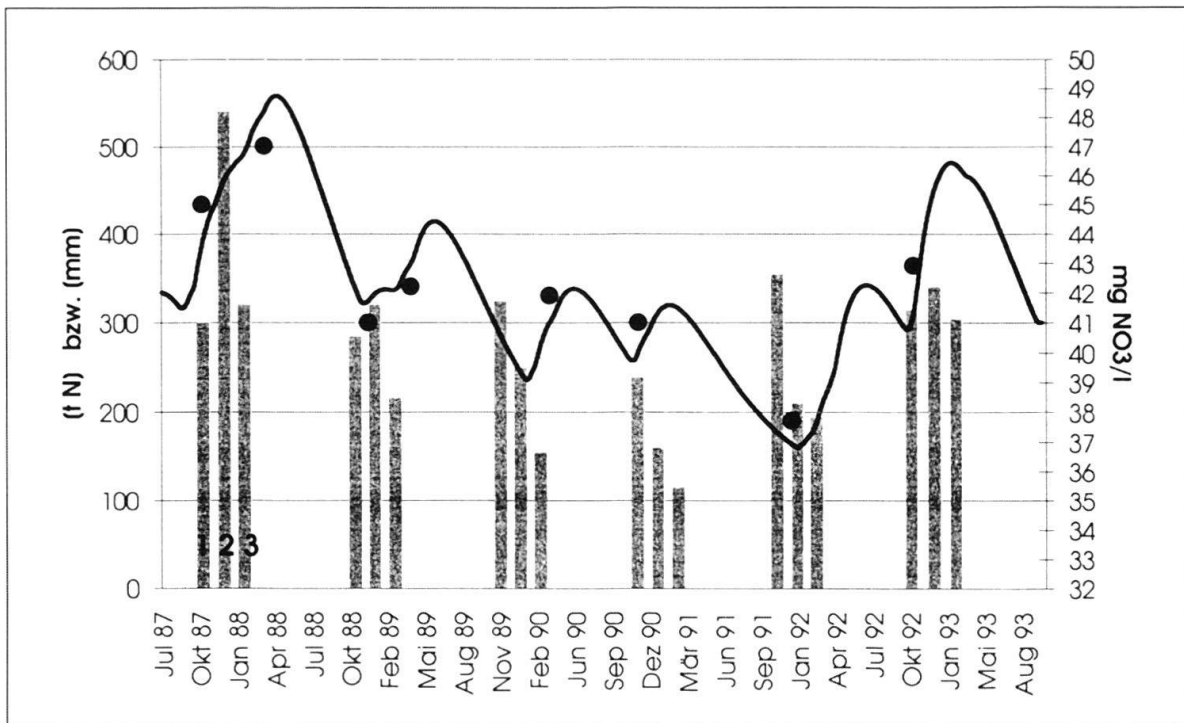


Fig. 3. Entwicklung der mittleren gemessenen Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenentals (Ganglinie) zwischen 1987 und 1993 (• Mittelwert der gemessenen Nitratkonzentrationen aus 19 Beobachtungsstellen und **1** Summe der herbstlichen Stickstoffgehalte im Boden in (t N); **2** Summe der winterlichen Grundwasserneubildung in (mm); **3** kumulative, winterliche Nitratauswaschung in (t N)).

deckung. Vor allem 1990 führten der trockene Sommer und Herbst zu einer geringen Mineralisation und verstärkter Immobilisation von Stickstoff. Dies äusserte sich Ende November in sehr tiefen Nitratgehalten im Boden. Zudem beeinflusste die Trockenheit auch die Sickerwasserbildung im folgenden Winter stark: Sie war mit 160 mm so gering wie nie in der betrachteten Zeitspanne. Daraus resultierte eine minimale Nitratauswaschung. In den Jahren 1989 und 1991 hingegen führten optimale Mineralisationsbedingungen im Herbst (hohe Temperaturen im Herbst und reichlich Niederschläge) zu extrem hohen Stickstoffgehalten im Boden. Einzig die geringen Sickerwasserbildungen führten dazu, dass die Nitratauswaschung geringer als erwartet blieb (vgl. Fig. 3).

Die mittleren berechneten Stickstoffumsätze der Landwirtschaft (ohne Wiesland) zwischen 1987 und 1993 lassen sich wie folgt zusammenfassen: Im Mittel flossen durch Düngung, atmosphärische Deposition, Mineralisierung etc. rund 1100 ± 110 t N/y ins System Boden und etwa 850 ± 140 t N/y wurden ihm durch den Pflanzenbedarf, die Nitratauswaschung und die Denitrifikation entzogen. Rund 210 t N/y blieben im Mittel im Boden gespeichert. Die Zuflüsse wurden zu 50 bis 60% durch die Düngung (Hof-, Handelsdünger und Klärschlamm) dominiert. Die Stickstoffmineralisation aus dem N-Pool des Bodens bzw. aus Ernteresiduen, im Herbst stark mitbestimmend für die Nitratgehalte, lieferte im Jahresdurchschnitt lediglich 25 bis 35% der Zuflüsse. Der Rest floss aus der atmosphärischen N-Deposition zu. Durch den Pflanzentzug flossen 50 bis 70% weg und ausgewaschen wurden 20 bis 40%. Die Denitrifikation resp. die Immobilisation spielten mit maximal 10% eine untergeordnete Rolle.

Als Hauptquelle der diffusen Nitratbelastung der Gewässer war mit im Mittel 220 bis 240 t N/y die landwirtschaftliche Nutzfläche des Gebietes auszuscheiden. Unter Wald, Wiesland und Siedlungsflächen wurden insgesamt lediglich 60 bis 80 t N/y diffus ausgewaschen. Die Nitratbelastung unter Landwirtschaftsland führte im Sickerwasser bei einer mittleren Neubildung von ca. 300 mm/y zu Konzentrationen von weit über 40 mg NO₃⁻/l. Dem standen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von Siedlungs- und Waldflächen von 20 bis 30 mg NO₃⁻/l gegenüber. Die im Mittel aus diesen unterschiedlichen Belastungen resultierende Nitratverteilung im Grundwasservorkommen des Urtenentals ist für die Zeitspanne 1987 bis 93 in Figur 7 enthalten.

4. Das Prognoseszenarium IP 2000

Das Prognoseszenarium IP 2000 sowie die als Vergleichsbasis herangezogene Nitratauswaschung der Zeitspanne Herbst 1987 bis Herbst 1993 bzw. die entsprechenden Nitratverteilungen im Grundwasser werden mit den vorgängig dargestellten Modellen simuliert. Die Prognosesimulation der Nitratauswaschung für das Jahr 2000 beginnt mit den im Herbst 1993 im Rahmen der Ursachenbekämpfung im Boden gemessenen Stickstoffgehalten. Die Bewirtschaftung und Nutzung verändert sich in der Zeitspanne 1994 bis 2000 gemäss der im folgenden dargestellten mutmasslichen Entwicklung der Betriebsstrukturen und Kulturanteile.

Unter Annahme von positiven wirtschaftlichen Rahmenbedingungen sowie gesteuert durch die agrarpolitischen Massnahmen des Kantons Bern (Agrarstrategie 2000) (Regierungsrat des Kantons Bern 1994) wird als ein mögliches Szenarium angenommen, dass sich die Landwirtschaft im Urtenental von heute vorwiegend konventionellem Acker- und Futterbau (über 70% der Betriebe) zu mehrheitlich integrierter und biologischer Produktion wandeln wird. Im Jahr 2000 werden schliesslich mutmasslich rund 60 bis 70% der Betriebe integriert oder biologisch produzieren. Dabei wird sich die reine Ackerbaufläche zugunsten von vermehrtem Futteranbau bzw. dem Anbau von Sonderkulturen sowie der Ausscheidung von ökologischen Ausgleichsflächen um rund 10% verkleinern (Fig. 4).

Im Rahmen der IP werden auch vermehrt ökologische Bewirtschaftungsmassnahmen eingeführt werden. Dies sind im einzelnen: Direktsaaten bei Getreide, Mais und Kartoffeln (Saat ohne starke Bodenbearbeitung), Maiswiese und Untersaat bei Mais, ein verstärkter Zwischenfruchtanbau nach der Getreideernte sowie eine auf den Bedarf der Pflanzen an Stickstoff und den Vorrat des Bodens an Stickstoff abgestützte Düngung (Nmin-Düngung) bei Kartoffeln. Vor allem die Nmin-Düngung bei Kartoffeln sowie der Zwischenfruchtanbau nach Getreide werden sich bis ins Jahr 2000 mutmasslich flächenmässig stark entwickeln und 25% der Kartoffelflächen resp. rund 80% der Getreideflächen werden entsprechend bewirtschaftet werden.

Nur leicht verändern werden sich gegenüber heute nach Ansicht der landwirtschaftlichen Sachverständigen die im Jahr 2000 ausgebrachten Düngermengen. Während die Menge der anfallenden Hofdünger über die Jahre etwa gleich bleibt (ca. 1,8 Düngegrosstvieh-Einheiten (DGVE/ha)), nimmt die ausgebrachte Handelsdüngermenge lediglich um rund 4 bis 6% ab.

Ausgehend von den im Rahmen der Ursachenbekämpfung im Herbst 1993 gemessenen Stickstoffgehalten im Boden werden für die Jahre 1994 bis 2000 als Prognoseszena-

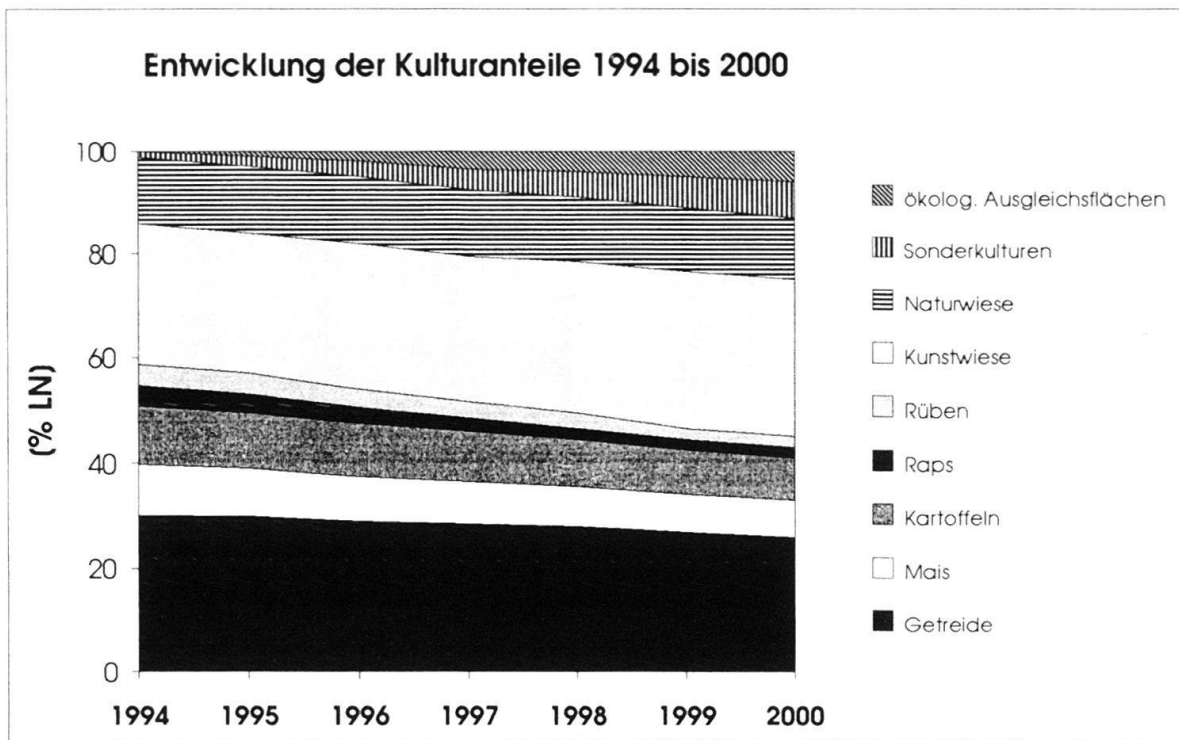


Fig. 4. Entwicklung der acker- und futterbaulichen Nutzung im Urtenental zwischen 1994 und 2000 in Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN).

rium IP 2000 die jährlichen Stickstoffbilanzen, die winterliche Nitratauswaschung sowie die Gehalte an mineralisiertem Stickstoff im Boden zu Beginn November berechnet. Die Nutzung und Bewirtschaftung werden jährlich schrittweise den mutmasslichen Veränderungen angepasst. Die aus der Simulation resultierenden herbstlichen Stickstoffgehalte im Boden werden als Startwert für die Simulationen im darauffolgenden Jahr verwendet, um den Auswirkungen der veränderten Nutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen auf die Stickstoff-Dynamik Rechnung zu tragen. Als weitere Rahmenbedingung und zur Schaffung einer besseren Vergleichsbasis wird angenommen, dass Niederschlags-, Verdunstungs- und Temperaturverlauf der kommenden Jahre dem statistischen Mittel der Vergleichsperiode 1987 bis 1993 entsprechen.

5. Was bringt IP bezüglich Stickstoffhaushalt und Nitratauswaschung?

In Figur 5 sind die für das Jahr 2000 berechneten mittleren Stickstoffumsätze denen der Periode 1987–93 gegenübergestellt. Die IP-bedingten Umstellungen in den Kulturanteilen sowie die vermehrt eingesetzten ökologischen Bewirtschaftungsmassnahmen führen gegenüber der Vergleichsperiode zu Veränderungen in den Stickstoffzu- und -wegflüssen: Der Stickstoffentzug durch die Pflanzen vergrössert sich von 550 ± 110 auf 690 ± 90 t N/y. Bedingt durch die Luftreinemassnahmen verringert sich die atmosphärische Deposition gegenüber heute um rund 20% auf 80 t N/y. Auch die Luftbelastung durch die Denitrifikation verringert sich durch die im Schnitt weniger hohen Nitratgehalte im

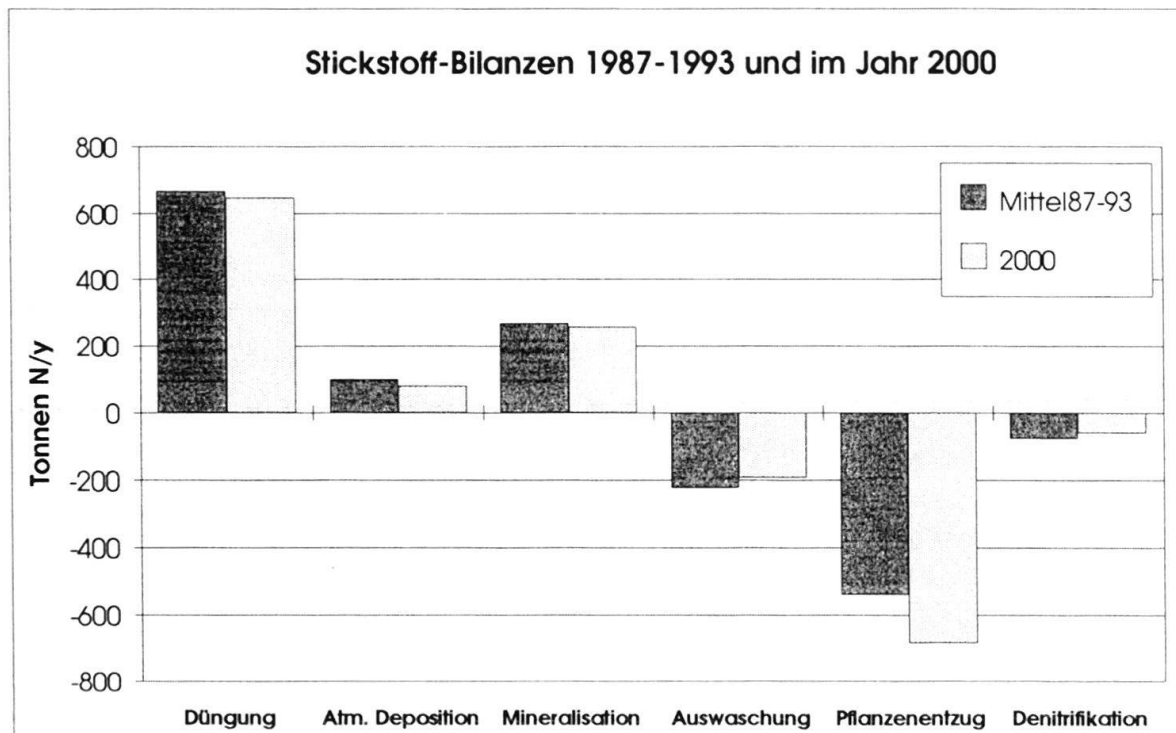


Fig. 5. Vergleich der mittleren Stickstoffumsätze heute (1987–93) bei konventioneller Landwirtschaft und im Jahr 2000 bei mutmasslich vorherrschender IP-Produktion (ohne Wiesland).

Boden im Jahr 2000 um rund 20%. Die Mineralisation sinkt gegenüber der Vergleichsperiode lediglich um ca. 5%. Die Nitratauswaschung, welche vor allem durch die Umstellung der Fruchtfolgen und die ökologischere Bewirtschaftung beeinflusst wird, sinkt durch den Mehrentzug von Stickstoff im Herbst bzw. durch die verkleinerte Winterbrache-Flächen um rund 15 bis 20% von heute 240 ± 50 t N/y auf 190 ± 75 t N/y. Stickstoffzuflüssen von rund 1000 ± 100 t N/y stehen Wegflüsse von rund 950 ± 150 t N/y gegenüber.

Das «Reduktionspotential» der IP-Landwirtschaft gegenüber dem heutigen Zustand ist in Figur 6 dargestellt. Aufgeführt ist die kulturspezifische, flächengemittelte Abnahme der Nitratauswaschung in Prozent gegenüber der Vergleichsperiode 1987–93. Die Abnahme ergibt sich aus der Summe der Einzelmassnahmen, bei Getreide z.B. aus den veränderten Flächen- und Direktsaatflächenanteilen, Zwischenfruchtanbau sowie der Düngung. Das Reduktionspotential variiert zwischen 5 und etwa 20%. Durch die bei Getreide, Mais und Kartoffeln gegenüber heute z.T. fast flächendeckende ökologischere Bewirtschaftung ist das Reduktionspotential bei diesen Kulturen naturgemäss am höchsten. Diese reduzierte Nitratauswaschung unter den Hauptkulturen bricht die Spitzen der Belastung der Böden und Gewässer.

Die Nitratverteilung im Grundwasser im Jahr 2000 ist derjenigen der Jahre 1987–93 gegenübergestellt (Fig. 7). Bei gleichbleibender Belastung des Grundwassers aus Siedlung und Wald führt die Abnahme der landwirtschaftlichen Einträge zum Verschwinden der Zonen mit Nitratgehalten über $60 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$. Gleichzeitig vergrössert sich der Be-

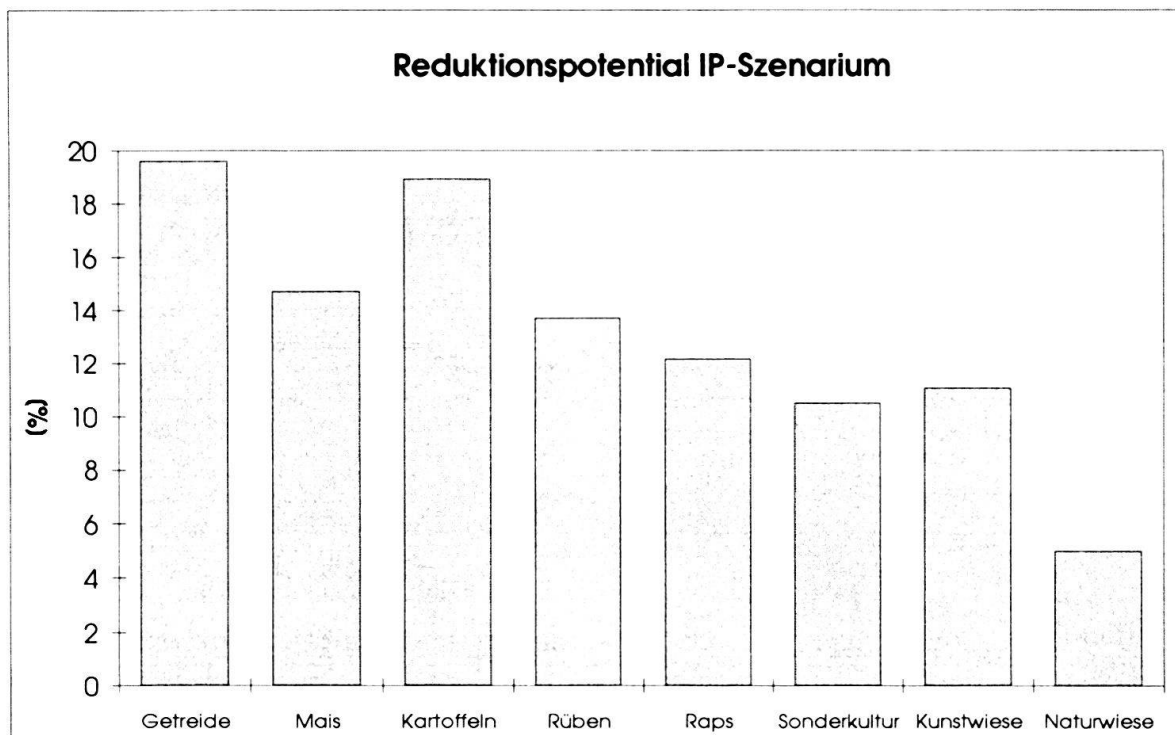


Fig. 6. Maximale Reduktion der Nitratauswaschung in % unter den Hauptkulturen im Urtenental bei IP-Produktion im Jahr 2000 (verglichen mit heutigem Zustand).

reich des Grundwassers mit Nitratgehalten zwischen 26 und 40 mg/l um etwa 50%. Die Zone mit Gehalten unter 25 mg/l bleibt stationär, da sie überwiegend aus bewaldeten Gebieten gespeisen wird und somit die landwirtschaftlichen Reduktionsmassnahmen keine Wirkung zeigen können. Der mittlere Nitratgehalt des Grundwassers, 1987–93 lag er bei rund 42 mg NO_3^-/l , sinkt nach der Prognose bis ins Jahr 2000 um rund 15 bis 20 Prozent auf 34–36 mg/l ab, liegt somit unter dem Toleranzwert für Trinkwasser, aber immer noch weit über dem Qualitätsziel von 25 mg/l (Eidg. Lebensmittel-Kommission 1985).

Das nutzbare Wasserdargebot mit Nitratgehalten unter 40 mg/l erhöht sich im Jahr 2000 gegenüber 1987–93 um rund 50% auf etwa 80 bis 90 l/s oder rund 20% des gesamten Grundwasserabflusses. Das nutzbare Dargebot an Grundwasser, welches das Qualitätsziel einhält, wird durch die IP-Produktion nicht vergrössert.

5. Schlussfolgerung

Die durchgeführte Prognose nach dem Szenarium «IP2000» zeigt folgendes: Die verschiedenen in der Integrierten Produktion vorgesehenen Bewirtschaftungsänderungen sowie die Verlagerungen hin zu weniger Fruchtfolgeflächen und mehr Dauergrünland- und ökologischen Ausgleichsflächen senken bei gleichbleibenden klimatischen Verhältnissen bis ins Jahr 2000 die Stickstoffauswaschung unter Ackerland bis maximal 20%. Unter Kunst- und Dauergrünland liegt die Reduktion bei 5 bis 10%. Eine weitergehende Senkung ist mit den vorgesehenen Massnahmen nicht zu erwarten, da 1) keine der Mass-

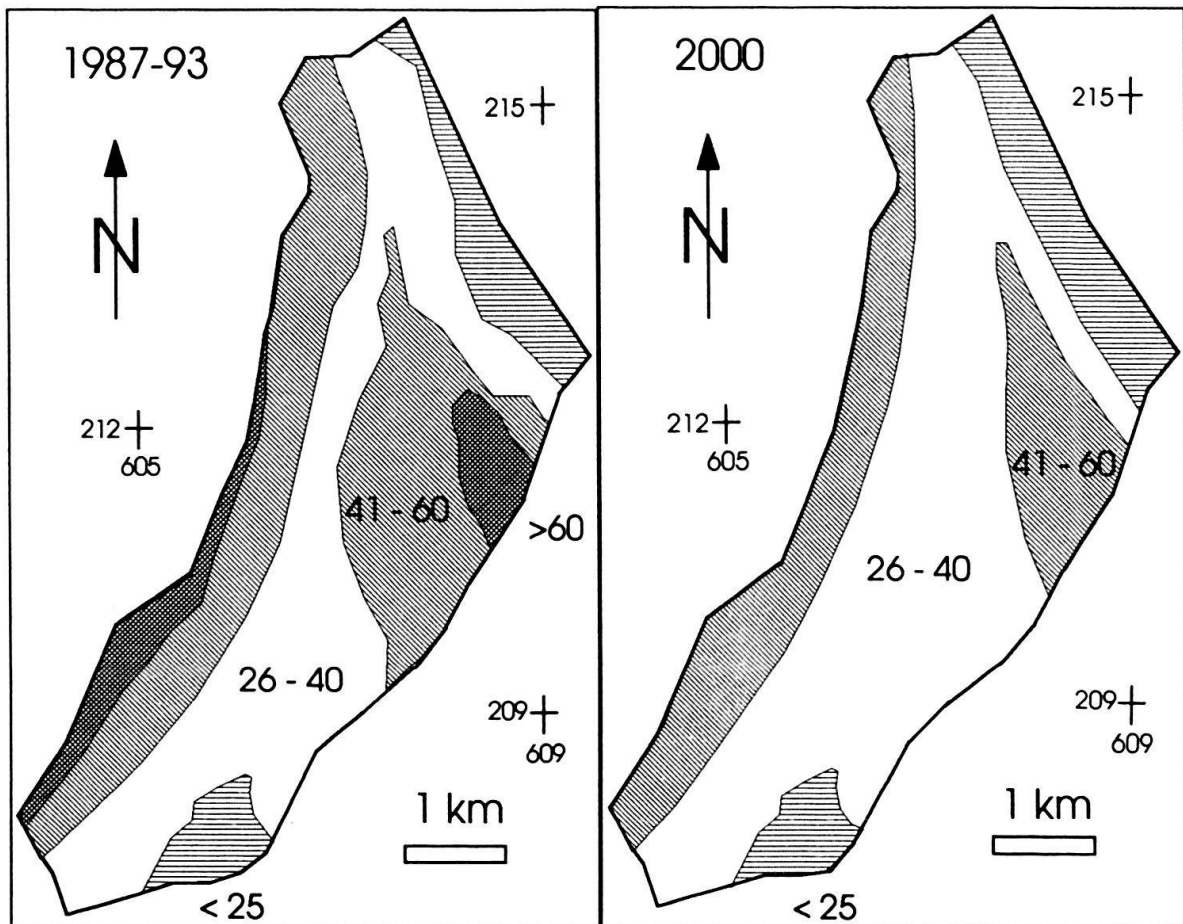


Fig. 7. Räumliche Nitratverteilung im Grundwasser des Urtenentals 1987-93 bei hauptsächlich konventionellem Landbau und im Jahre 2000 unter mehrheitlicher IP-Produktion (dargestellt sind die Nitratbereiche: $< 25 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$, 26 bis $40 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$, 41 bis $60 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ und $> 60 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$).

nahmen das Rückhaltevermögen der Böden in bezug auf Nitrat bzw. die herbstliche Stickstoffmineralisation innerhalb des Betrachtungszeitraumes schnell günstig beeinflussen kann und 2) die immer noch hohe Stickstoffdüngung und die als Ausgleich angepflanzten Sonderkulturen die positiven Auswirkungen mancher IP-Massnahme zu stark abschwächen. Je nach klimatischen Verhältnissen ist durch diese geringere Auswaschung eine Senkung des mittleren Nitratgehaltes im Grundwasser des Urtenentals um maximal 15 bis 20% zu erwarten. Die mittleren Nitratgehalte unterschreiten damit zwar den Toleranzwert, liegen aber immer noch weit über dem Qualitätsziel. Jedoch ist eine Zunahme des nutzbaren Wasserdargebots mit Nitratgehalten unter 40 mg/l um rund 50% zu verzeichnen.

Eine weitere, gesamthafte Verbesserung der Grundwasserqualität kann jedoch nur durch eine flächendeckendere ökologisch ausgerichtete Landwirtschaft erreicht werden, die den Stickstoffzufluss bzw. den -umsatz generell herabsetzt. Soll nur in Teilbereichen (z.B. Schutzzonen oder Zuströmbereichen von Grundwasserfassungen) die Grundwasserqualität verbessert werden, so sind dort eine schützende und die Bodenstruktur verbessernde Bodenbearbeitung (z.B. Direktsaaten) und eine schonendere Bewirtschaftung

(Fruchtfolgeänderungen z.B. durch einen verringerten Anbau von Kartoffeln und Mais) sowie eine den Verhältnissen angepasste Düngung flächendeckend anzuwenden. Ein Umfeld für solche Massnahmen können, wie z.B. beim Gewässerschutz-Modell Nordrhein-Westfalens (BGW 1993), Kooperationsvereinbarungen der Wasserversorgungen mit den Landwirten sein, wobei Ausgleichsleistungen, z.B. finanziert durch einen «Wasserrappen» Teil der Vereinbarungen wären. Die Kooperationspartner müssten zudem durch den Kanton in den Bereichen Beratung, umweltfreundliche Produktion etc. gefördert werden.

Obwohl das Reduktionspotential der Integrierten Produktion auf den ersten Blick gering erscheint, ist die in der Agrarstrategie 2000 des Kantons Bern vorgesehene flächendeckende Verbreitung bis ins Jahr 2000 unbedingt voranzutreiben. Verbunden mit weitergehenden Massnahmen z.B. Extensivierung in Schutzzonen von Trinkwasserfassungen kann die Integrierte Produktion ein ökonomisch tragbarer Schritt in Richtung einer Entlastung unserer Gewässer von Düngemitteln sein.

LITERATURVERZEICHNIS

- BALMER, W. W. 1992: Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental. Ursachen–Wirkungen–Verbesserungsvorschläge. Zwischenbericht 1991/92. Geologisches Institut der Universität Bern; Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern.
- 1993a: Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental. Ursachen–Wirkungen–Verbesserungsvorschläge. Zwischenbericht 1993. Geologisches Institut der Universität Bern; Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern.
- 1993b: Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental. Nitratauswaschung, Transportmodellierung und Stoffbilanzen. Gas, Wasser, Abwasser 12/93, 958–970.
- BALMER, W. W. & HEINIGER, O. 1994: Methodik der regionalen Modellierung der Stickstoffdynamik. In: Zusammenfassungen Symposium: Geologie im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft, Öffentlichkeit und Politik. 174. Jahresversammlung SANW.
- BEAR, J. 1972: Dynamics of fluids in porous media. Elsevier (New York).
- BFS (Bundesamt für Statistik) 1986: Kulturland nach Gemeinden: Eidg. Betriebszählung. Statistische Resultate, Band 5. Bern (EDMZ).
- BGW (Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e.V.) 1993: Erfahrungen mit dem 12-Punkte Programm aus der Sicht der Wasserwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Bonn (BGW).
- DUYNISVELD, W. H. M. 1983: Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes 102 02 303. Berlin.
- EIDG. DEPARTEMENT DES INNERN (FIV) 1986: Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln. Bern (EDMZ).
- EIDG. LEBENSMITTEL-KOMMISSION (LMB) 1985: Schweizerisches Lebensmittelbuch Kapitel 27: Trinkwasser. Bern (EDMZ).
- FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT 1993: Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989–1995. 3. Zwischenbericht 1993. Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern. Koordinationsstelle für Umweltschutz.
- PENMAN, H. L. 1948: Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proc. Roy. Soc. London Ser. A., 193.
- REGIERUNGSRAT DES KANTONS BERN 1994: Bernische Agrarstrategie 2000. Bericht des Regierungsrates des Kantons Bern, 12. Januar 1994.
- RICHTER, J., SCHARPF, H. C. & WEHRMANN, J. 1978: Simulation der winterlichen Nitratverlagerung in Böden. Plant & Soil 49, 381–393.
- SCHWEIZ. VEREINIGUNG INTEGRIERT PRODUZIERENDER BAUERN UND BÄUERINNEN 1993: Richtlinien für die Integrierte Produktion.
- TROESCH, J. 1993: 2-D Grundwasser- und Stoffausbreitungsmodell. Kurzbeschreibung. Versuchsanstalt für Wasserbau und Glaziologie, ETH-Zürich. (Unpubl. Manuskript).

