

Zeitschrift: Regio Basiliensis : Basler Zeitschrift für Geographie

Herausgeber: Geographisch-Ethnologische Gesellschaft Basel ; Geographisches Institut der Universität Basel

Band: 43 (2002)

Heft: 3

Artikel: Nitrat im Bodenwasser auf dem Gempenplateau : Ursachen der Nitratbelastung im verkarsteten Einzugsgebiet der südlichen Schomelquelle (Gemeinden Gempen und Nuglar-St. Pantaleon, Kt. Solothurn)

Autor: Plattner, Thomas

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1088431>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 15.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Nitrat im Bodenwasser auf dem Gempenplateau

Ursachen der Nitratbelastung im verkarsteten Einzugsgebiet
der südlichen Schomelquelle
(Gemeinden Gempen und Nuglar-St. Pantaleon, Kt. Solothurn)

Thomas Plattner

Zusammenfassung

Zur Ermittlung der Ursachen der Nitratbelastung in der südlichen Schomelquelle (ca. 35–40 mg/l) wurden im Quelleinzugsgebiet an elf Standorten bodenhydrologische und pedologische Untersuchungen durchgeführt. In den Wintermonaten konnten hohe Nitratkonzentrationen im Bodenwasser nachgewiesen werden. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist neben der Düngung der bodenbürtige Stickstoffpool verantwortlich. Dieser sorgt bei guten Mineralisationsbedingungen für den Nitratnachschub. In den Wäldern ist zudem das Überangebot an mineralischem Stickstoff mittels atmosphärischem N-Eintrag problematisch. Die geringmächtigen Böden im Einzugsgebiet neigen zu rascher und irreversibler Nitratauswaschung.

Das Düngermanagement ist von grosser Bedeutung und könnte durch die Gründung einer Dünger-Task-Force (Landwirte, landwirtschaftliche Berater, externe Fachleute) optimiert werden. Allgemein sollte unter derartigen Voraussetzungen (flachgründige Böden, rascher Übertritt ins Grundwasser) eine Reduzierung des Ackerbaus und der intensiven Grünlandnutzung sowie die Förderung extensiver Grünlandwirtschaft und ökologischer Ausgleichsflächen ins Auge gefasst werden.

1 Einleitung

Ursachen der Nitratbelastung

Im Kanton Solothurn haben die Verluste an mobilem Stickstoff aus diffusen Quellen ihren Ursprung hauptsächlich in der Versickerung von Niederschlagswasser unter Acker- und Grasland. Der Anteil von Waldfläche beträgt ca. 20 % (Basis 1991; *Volkswirtschaftsdepartement des Kantons Solothurn* 1998, 57f). Ein Grossteil des Stickstoffs gelangt ins Grundwasser und später in die Oberflächengewässer. In Einzugsgebieten von Karstquellen kann dies zu Konflikten führen, da aufgrund des reduzierten Stoffabbaus im Karstgrundwasser die Stickstoffkonzentrationen beinahe unverändert im Quellwasser zutage treten. Untersuchungsergebnisse der Abteilung Physiogeographie und Landschaftsökologie des Geographischen Instituts der Universität Basel (z. B. *Spycher & Wüthrich* 1993; *Imhof* 1999) weisen darauf hin, dass – neben Düngung und atmosphärischen N-Eintrag – auch die Freisetzung von Stickstoff aus organischem Bodenmaterial für die Nitratproblematik von Bedeutung sein kann. Die biologische Bodenaktivität und der Vorrat sowie die Qualität des organischen Materials (z. B. C/N-Verhältnis) spielen dabei eine wichtige Rolle (*Zerulla et al.* 1993, 283).

Der Problemfall “südliche Schomelquelle”

Das Quellwasser der südlichen Schomelquelle weist einen Mittelwert von ca. 35–40 mg/l NO₃⁻ auf. Die Konzentrationen liegen damit unterhalb des Toleranzwertes von 40 mg/l (*Fremd- und Inhaltsstoffverordnung*, 26.6.1995), der Richtwert von 25 mg/l (*Schweizerisches Lebensmittelhandbuch*) wird jedoch überschritten. Das Quellwasser kann somit erst nach Aufbereitung als Trinkwasser verwendet werden. In diesem konkreten Fall wird die Quelle seit letztem Jahr gar nicht mehr für die Trinkwasserversorgung verwendet.

Im Laufe des Jahres 1998 wurde die Nitratkommission “Dorneckberg” (mit Vertretern der Bauern, Gemeinden, Kanton, Bäuerliches Bildungs- und Beratungszentrum) mit der Aufgabe, Lösungen für die Nitratproblematik zu erarbeiten, gegründet. Die vorliegende Arbeit lieferte einen Teil der wissenschaftlichen Grundlagen, um Massnahmen beschliessen zu können.

Arbeitshypothesen

Trotz landwirtschaftlicher Extensivierung im Einzugsgebiet kann keine Verringerung der Nitratkonzentration im Quellwasser festgestellt werden. Daher wurden folgende Hypothesen entwickelt:

- (1) Böden mit einem leicht mineralisierbaren Pool an organischer Substanz stellen eine permanente Quelle der Nitratbildung dar.
- (2) Hohe bodenbürtige Mineralisationsraten, geringmächtige Böden mit kleiner Feldkapazität und der verkarstete Untergrund mit schnellen Fliesswegen führen zu den hohen Nitratbelastungen.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Grösse des Einzugsgebiets der südlichen Schomelquelle beträgt 8–17 ha (Plattner 1999, 31f, 69f). Für die vorliegende Arbeit wurde das Untersuchungsgebiet auf ca. 9 ha in direkter Quellnachbarschaft reduziert. Insgesamt wurden elf Standorte mit unterschiedlicher Bodennutzung betrachtet (6 Ackerflächen, 2 Naturwiesen, 3 Waldareale).

Tab. 1 Fruchtfolgen und Nutzung auf den Flächen mit den Saugkerzenstandorten, Produktionsform (Jahr der Umstellung auf Integrierte Produktion.)

Fruchtfolgen								
		96	96/97	97	97/98	98	98/99	99/00
1	IP (1996)	Zwischen-futter	Winter-weizen	Gerste	ZF/Grün-düngung	Mais (Futter)	Winter-weizen	Winter-gerste
2	IP (1993)	Winter-gerste	Winter-gerste	Klee-ansaat	Klee-ansaat	Klee-ansaat	Klee-ansaat	Winter-weizen
3		Natur-wiese	Natur-wiese	Natur-wiese	Natur-wiese	Natur-wiese	Natur-wiese	Natur-wiese
4		–	–	–	Klee-ansaat	Klee-ansaat	Klee-ansaat	Klee-ansaat
5	IP (1996)	Kartoffel	Winter-weizen	Sommer-weizen	Triticale	Kartoffel	Winter-weizen	Winter-weizen
6	IP (1995/96)	–	–	Winter-weizen (Hafer)	Winter-gerste	Mais	Winter-weizen	Winter-weizen
7	IP (1996)	Kartoffel	Winter-weizen	Kartoffel	Winter-weizen	Triticale	Winter-gerste	Winter-gerste
8*	IP (1996)	Naturwiese						
9		Buche – Fichte (Eiche, Ahorn)						
10		Buche – Kiefer (Eiche, Ahorn, Fichte)						
11		Buche – Eiche						

* seit 20 Jahren Ausgleichsfläche

Im Dezember 1998 wurden an elf Standorten Saugkerzen zur Gewinnung von Bodenwasser gesetzt (gemäss Anleitung *Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.*, DVWK 1989) und am 4.1.1999 mit der wöchentlichen Beprobung begonnen. Das Bodenwasser wurde auf drei Parameter hin untersucht: NO_3^- -Konzentration (mittels ionenselektiver Elektrode), Leitfähigkeit (mittels Eintauchmesszelle) und pH-Wert (elektrometrisch mit für geringe Stoffkonzentrationen geeigneter pH-Elektrode; Wüthrich et al. 1999). Parallel wurden wöchentlich gravimetrische Bodenwassergehaltsbestimmungen vorgenommen. Für Nährstoffanalysen wurden in den obersten 20 Zentimeter mehrfach (N : 7-mal; Ca^{2+} Mg^{2+} , K^+ und P_2O_5 : 4-mal) und horizontspezifisch einmal Bodenproben gesammelt. Der mineralische Stickstoff (N_{\min} , NH_4^+ , NO_3^-) wurde mit einer ionenselektiven Elektrode und zur Ergebnisverifizierung einmalig mittels photometrischer Bestimmung nach Scharpf analysiert. Der Gesamtstickstoff (N_{tot}) und der Kohlenstoff (C_{org} , C_{tot})



Abb. 1 Blick über das Untersuchungsgebiet (Standorte 5, 6 und 7) in Richtung SSE
(28.4.1999)

Photo: Thomas Plattner

wurden mit einem CHN-Elementaranalysator, die Makronährstoffe (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , P_2O_5) nach Extraktion in Ammoniumlaktat-Essigsäure (1:10) mittels Atomabsorptionsspektrometrie ermittelt. An den horizontbezogenen Daten wurden der $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ -Wert, die Korngrösse und die Lagerungsdichte bestimmt. Die Bodenansprache erfolgte nach den Richtlinien der "Bodenkundlichen Kartieranleitung" (*Arbeitsgruppe Boden* 1996).

3 Ergebnisse

3.1 Charakterisierung der Böden

Die (Braunerde-)Rendzina stellt in variierenden Formen den Hauptbodentyp dar (siehe Abb. 2). Der durchschnittliche Boden-pH-Wert (KCl) schwankt zwischen 4.43 und 7.02. Aufgrund hoher Stickstoffgehalte (N_{tot}) besitzen alle Böden ein enges C/N-Verhältnis (im Mittel 7.87–13.87), so dass die reichlich vorhandene organische Substanz (durchschnittlich 2.49–15.93 %; siehe Abb. 3) gut mineralisierbar ist (*Rohmann & Sontheimer* 1985, 167f).

Trotz mittelschluffig-toniger Körnung und krümelig-subpolyedrischem Gefüge weisen die Böden aufgrund geringer Bodenmächtigkeiten (max. 40 cm), lockerer Lagerung und dem grossen Mittel-, Grobporen- und Skelettanteil nur geringe Speichereigenschaften auf (*Vavruch* 1985, 31). Die Feldkapazität beträgt im Mittel 116.23 l/m²/Bodentiefe (30–40 Vol.-%). Bereits geringe Niederschlagsmengen haben daher Versickerung zur Folge. Für die niederschlagsreichen Monate des Untersuchungszeitraumes kann somit von einer quasi permanenten Auswaschung

Abb. 2
 Mullrendzina aus
 geringmächtigem Löss-
 lehm über Malmkalk
 (Ap-mCv; 8.12.1999)
 an Standort KW2.

Photo: Th. Plattner



ausgegangen werden. Die Menge an Gesamtstickstoff beträgt zwischen 2774 und 11'775 kg/ha (im Mittel: 6000–10'000 kg/ha). Etwa 4–8.5 % davon liegen als mineralischer Stickstoff, hauptsächlich in Form des Nitrat-Ions (NO_3^-), vor.

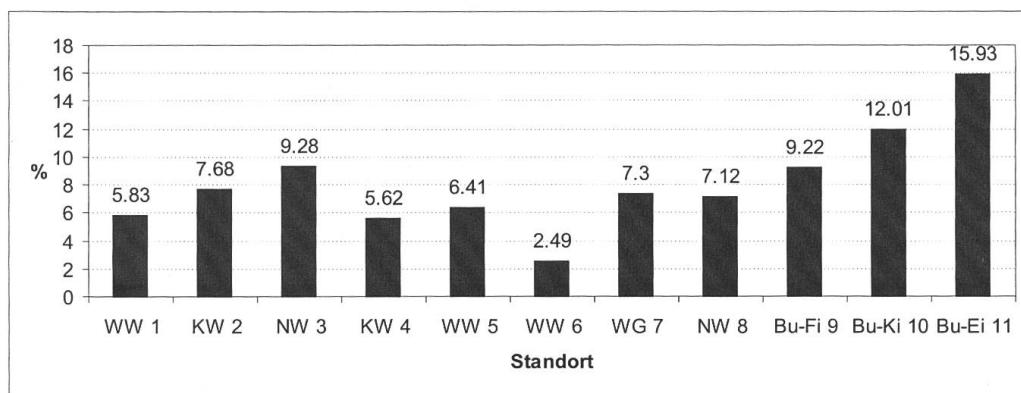


Abb. 3 Gehalt an organischer Substanz in Prozent in den obersten 20 cm des Bodens.

3.2 Analyseergebnisse des Bodenwassers

Die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser zeigen einen dreiphasigen Verlauf (Abb. 4): In der ersten Phase (4.1.1999–17.2.1999) wurden hohe bis sehr hohe Nitratwerte (teilweise $> 100 \text{ mg/l NO}_3^-$) gemessen. Die zweite Phase (18.2.1999–16.3.1999) ist charakterisiert durch relativ tiefe und konstante Nitratwerte um 40 mg/l. Die dritte Phase (17.3.1999–12.5.1999) besitzt aufgrund der Düngung (plötzliche Konzentrationspeaks) und der pflanzlichen Nitrataufnahme stark schwankende Werte, mit der generellen Tendenz zur Nitratreduktion.

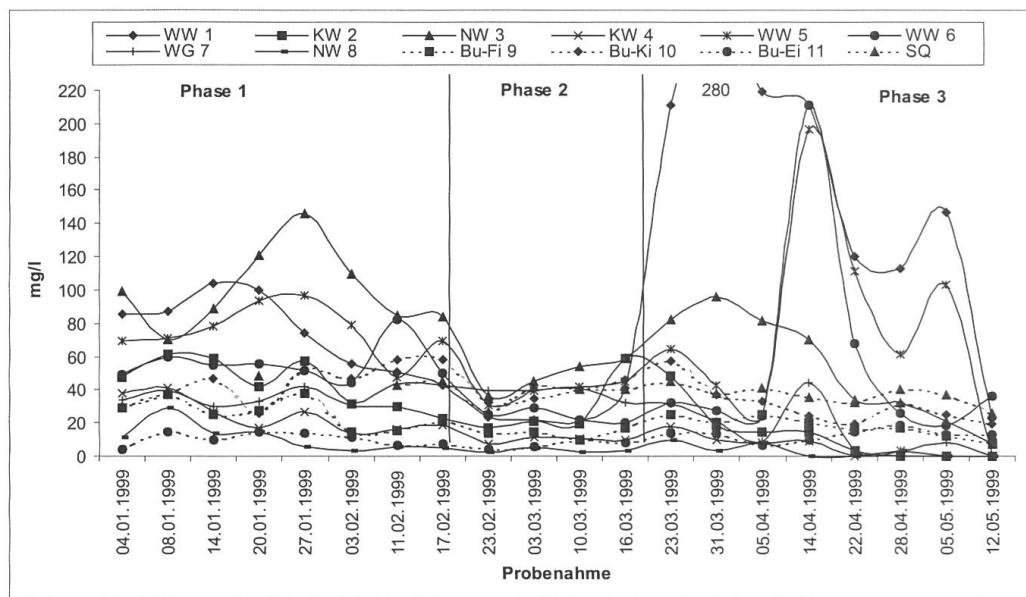


Abb. 4 Verlauf der Nitratganglinien (mg/l) an allen elf Standorten.

4 Diskussion

4.1 Nitrateauswaschung: hohe N-Mineralisation und flachgründige Böden

Mit einer angenommenen Mineralisationsrate von 2 – 3 % pro Jahr (Gisi et al. 1997, 197) müssten etwa 50'000 kg/ha N_{org} vorliegen, um die im Bodenwasser nachgewiesenen Mengen an mineralischem Stickstoff freisetzen zu können. Dies entspricht N_{org}-Gehalten von Anmoorböden (Rohmann & Sontheimer 1985, 38). Humusreiche Rendzinaböden haben jedoch oft ein überdurchschnittlich hohes Mineralisierungspotenzial, so dass intensive N-Mineralisation als Quelle der Nitrateauswaschung in Frage kommt (Rehfuss 1990, 51). Die Stickstoffumsetzung findet vor allem in den präferenziellen Fliesswegen des Sickerwassers (in Grobporen und Rissen) statt (Hagedorn et al. 1999), so dass es bei Niederschlag auf den geringmächtigen Böden mit kleinen Feldkapazitäten rasch zur Nitrateauswaschung kommt. Aufgrund des verkarsteten Untergrunds ist die Auswaschung irreversibel (Rohmann &

Sontheimer 1985, 107). Es konnte jedoch kein direkter Zusammenhang zwischen der aktuellen Nitratbelastung des Bodenwassers im Einzugsgebiet und dem Nitratgehalt im Quellwasser erkannt werden. Dies stützt die These eines unterirdischen Nitratspeichers im Karst, der zur Verdünnung und Verzögerung sowie Stabilisierung der Nitratbelastung in der südlichen Schomelquelle führt (siehe dazu *C. Plattner* 1999, 82f).

4.2 Die Ursachen der hohen Nitratkonzentrationen im Bodenwasser

Es muss davon ausgegangen werden, dass die hohen Nitratgehalte im Bodenwasser eine starke bodenphysiologische Komponente besitzen. Der Bodennutzung in der Vergangenheit kommt eine Schlüsselrolle zu, da die Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktivität in den vergangenen Jahren die heutige Nitratauswaschung beeinflusst. Gestiegene Erträge führen zu erhöhten Mengen an Ernterückständen und Überschüsse aus der Stickstoffzufuhr werden langfristig im Boden angereichert (*Schweiger* et al. 1988, 79). Auf den gut nährstoffversorgten Böden mit engen C/N-Verhältnissen, schwach sauer bis basischem Milieu und hoher biologischer Aktivität folgt daraus eine kontinuierlich ablaufende Mineralisation der organischen Substanz und der Ernterückstände (*Furrer & Stauffer* 1986, 47). Da auch im Winter unter einer Schneedecke Stickstoffmineralisierung erwartet werden kann (*Kempel-Eggenberger* et al. 1999, 270), führt dies während der jahreszeitlichen Vegetationsruhe zur Nitratintergrundbelastung der Böden. Weil in humusreichen Böden (> 3 % Humusanteil) der Nitratgehalt kaum über längere Zeit von der Düngung beeinflusst wird (*Schweiger* et al. 1988, 55), hat der Grossteil der Nitratbelastung ihren Ursprung vermutlich in der Mineralisation der organischen Bodensubstanz. Diese kann daher als Regler der Nitratauswaschung bezeichnet werden.

Der Einfluss der Düngung ist dennoch nicht von der Hand zu weisen. Vor allem im Spätsommer und Herbst ausgebrachter organischer Dünger (Gülle, Mist) kann im Winterhalbjahr zu erhöhter Nitratauswaschung führen (*Der Rat von Sachverständigen* 1985, 217). Mindestens die Hälfte des gebundenen Stickstoffs liegt dabei als Ammonium und der überwiegende Teil des organischen Stickstoffs in leicht mineralisierbarer Form vor (*Rohmann & Sontheimer* 1985, 186). Ungeachtet der Bodenart, der Feuchte- und der Temperaturbedingungen ist dann damit zu rechnen, dass innerhalb weniger Wochen hohe Nitratmengen vorliegen.

Die hohen Nitratgehalte im Bodenwasser unter Wald liegen deutlich über den in der Literatur erwähnten mittleren Mengen von max. 20 mg/l NO₃⁻ (*Rehfuss* 1990, 205). Nitratauswaschungsgefahr besteht vor allem in Wäldern mit forstwirtschaftlicher Nutzung (z. B. Stickstoffdüngung, Kalkung, schlagweise Verjüngung), da diese eine verstärkte Mineralisierung mit der Folge eines Überangebots an mineralischem Stickstoff aufweisen (*Rohmann & Sontheimer* 1985, 191). Weil Wälder nährstoffhaushaltlich aber beinahe geschlossene Systeme sind, entspricht die Auswaschungsfracht nicht der natürlichen Hintergrundlast (*Flückiger & Braun* 1999, 16). Von aussen eingebrachter Stickstoff ist vermutlich für die Störung des N-Gleichgewichts mit verantwortlich. Die kritische Eintragsrate beträgt 3–20 kg N/ha/Jahr (*Flückiger* 1990, 16). Die Größenordnung der atmosphärischen Deposition beträgt im Umfeld der Schomelquelle 14–19 kg N/ha/Jahr (*Flückiger & Braun* 1999, 16), allgemein in unserer Region max. 60 kg N/ha/Jahr (*Flückiger* 1990, 24;

Reber 1995, 49). Dies kann die Speicherkapazität der Wälder langfristig überfordern. Oft ist die Landwirtschaft Ursprung dieser Belastung (*Spangenberg* et al. 1999). Als Folge der Ausgasung von Nutztieren und Hofdünger gelangen in der Schweiz bis zu 45'000 t Stickstoff pro Jahr in Form von NH₃ (Ammoniak) und weitere 110'000 Tonnen Stickstoff pro Jahr als N₂, N₂O und NO_x (infolge Denitrifikation) in die Atmosphäre (*Stadelmann* 1990, 165f).

4.3 Die Nitratfracht im Sickerwasser

Mit Hilfe der Mittelwerte der Nitratgehalte im Bodenwasser und der berechneten Sickerwassermenge ist eine (grobe) Schätzung der vom 1.1.1999 bis zum 12.5.1999 im Untersuchungsgebiet ausgewaschenen Nitratfracht möglich. Diese beträgt je nach verwendetem Modell und angenommener Einzugsgebietsgrösse zwischen 120–205 kg NO₃⁻/ha. In der Schomelquelle wurden in den Jahren 1995–1998 für die Monate Januar bis Mai aufsummiert Nitratausträge von 1120–2'000 kg gemessen (*C. Plattner* 1999: mündliche Mitteilung). Bei einer Einzugsgebietsgrösse von ca. 8 bis 17 ha ergibt das 182–387 kg NO₃⁻/ha. Damit bewegen sich die im Einzugsgebiet und im Quellwasser ermittelten Nitrataustragsmengen in derselben Grössenordnung.

Vor allem die Ackerflächen tragen zur Nitratauswaschung bei, haben doch rund 58 % der gesamten Nitratfracht ihren Ursprung in den vier Ackerflächen an den Standorten 1, 5, 6 und 7 (Abb. 5). Zusammen mit der Naturwiese (Standort 3) und dem Buchen-Kiefern-Wald (10) können insgesamt 85 % der Nitratfracht zugeordnet werden.

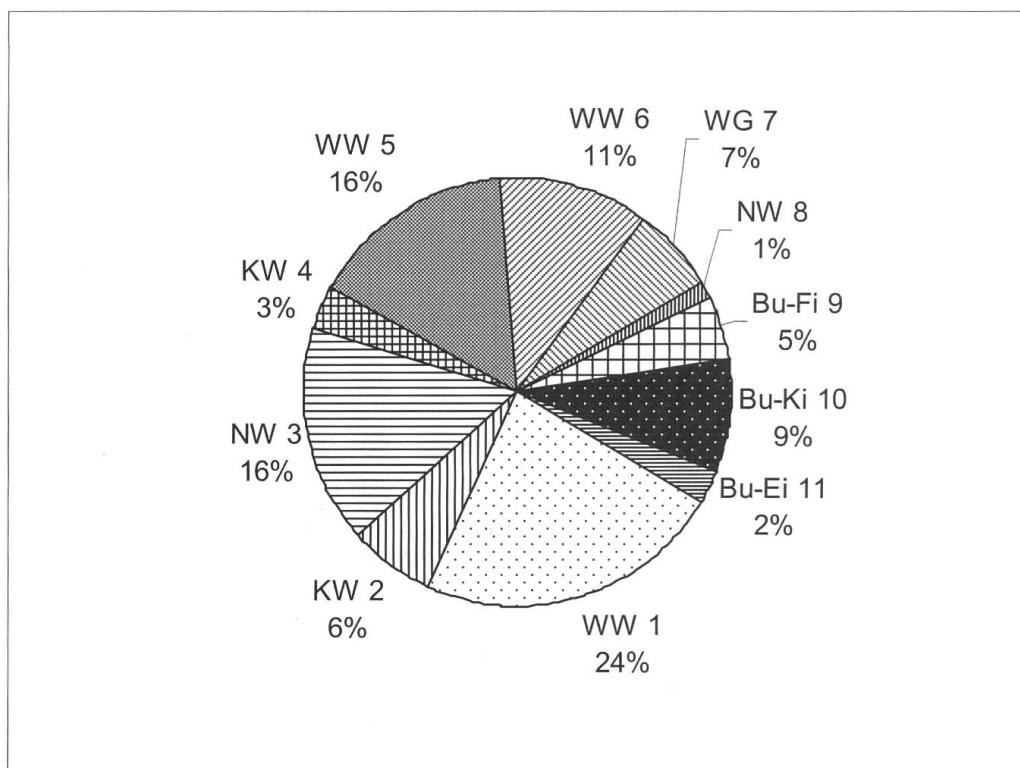


Abb. 5 Anteil der Untersuchungsflächen an der Nitratfracht im Bodenwasser in Prozent.

5 Fazit

Extensivierung und eine Dünger-Task-Force als Lösung?

Die Mineralisation der organischen Bodensubstanz hat eine Schlüsselrolle bei der Nitratauswaschung, da aufgrund der Bodeneigenschaften zu erwarten ist, dass der grosse bodenbürtige organische Stickstoffvorrat auch in den nächsten Jahren zur Nitratbelastung des Bodenwassers beitragen wird. Die Nutzflächenbewirtschaftung im Quelleinzugsgebiet muss daher diesen Standortverhältnissen angepasst werden. Potenzial besteht dabei vor allem auf ackerbaulich genutzten Flächen. Die Bewirtschaftungspläne sollten Rücksicht auf die Bodeneigenschaften (Nährstoffversorgung, Hydrologie) nehmen. Um die bodenbürtige Stickstoffnachlieferung abschätzen zu können, müssen Bodenstickstoffgehalt und Mineralisierungspotenzial der Böden bekannt sein und gegebenenfalls experimentell ermittelt werden.

Zudem sind Extensivierungsmassnahmen (z. B. Flächenstillegungen, Umnutzungen v. a. von Äckern) in Betracht zu ziehen, wobei die Schaffung von extensiv genutzttem Dauergrünland und die Etablierung ökologischer Ausgleichsflächen im Vordergrund stehen sollten (vgl. auch *FIBL* 1998, 90). Um die dabei kurz- bis mittelfristig auftretende erhöhte Stickstoffauswaschung zu minimieren (*FIBL* 1998, 79), ist eine bewusste Aushagerung der Böden vorzunehmen. Auf ackerbaulich genutzten Standorten muss eine bodenschonende Bewirtschaftung praktiziert werden, die zu einer besseren Ausnutzung des bodenbürtigen Stickstoffs führt. Mineralfreier N-Dünger sollte nur sehr sparsam verwendet werden, um die damit induzierte stärkere Mineralisierung der organischen Bodensubstanz bei gleichzeitiger Auswaschung des Mineraldüngerstickstoffs zu verhindern (*Scheller* 1994, 40). Eine Alternative ist der Flüssigdüngereinsatz, da mit der Applizierung im Vorfeld einer Trockenphase die hohen Ammoniakverluste an der Oberfläche und die Nitratverluste durch Auswaschung bei Niederschlägen vermieden werden könnten. Zudem ist die Qualität des Stickstoffmanagements zu optimieren (*FIBL* 1998, 78). Daher ist die Gründung einer “Dünger-Task-Force”, bestehend aus Bauern und den landwirtschaftlichen Beratern sowie externen Fachkräften (z. B. Bodenkundler, Meteorologen) in Betracht zu ziehen, deren Aufgabe es ist, situativ eine Optimierung der Düngergaben bezüglich Art, Menge, und Zeitpunkt zu erarbeiten.

Im Wald ist die Reduktion des Nitratverlustes schwieriger, da die Hauptquelle der Stickstoffzufuhr communal nicht beeinflusst werden kann. Es sind vor allem gesamtgesellschaftliche Ansätze nötig, um den atmosphärischen Stickstoffeintrag im Wald zu reduzieren.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Diplomarbeit am Geographischen Institut Basel in der Forschungsgruppe ‘Stoffhaushalt in der Landschaft’.

Ganz herzlich danken möchte ich all jenen, die es ermöglicht haben, dieses Forschungsprojekt durchzuführen. Insbesondere sind hier jene Landwirte der Gemeinde Gempen zu erwähnen, die mir bereitwillig ihr Land zur Verfügung gestellt haben, wie auch all jene, die mich bei der Feldarbeit unterstützt haben.

Literatur

- Arbeitsgruppe Boden 1996. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. Auflage, Hannover, 1–392.
- Bundesamt für Gesundheit (BAG) 1991. *Schweizerisches Lebensmittelhandbuch: Methoden für die Untersuchung und Beurteilung von Lebensmitteln und Gebrauchsgegenständen*. Im Auftrag des Bundesrates bearb. von der Schweizerischen Lebenmittelbuchkommission und dem Bundesamt für Gesundheit (BAG), Bern, Eidgenössische Drucksachen und Materialzentrale (EDMZ).
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1985. *Umweltprobleme der Landwirtschaft*. Sondergutachten März 1985, Stuttgart, 1–423.
- Eidgenössisches Departement des Innern (EDI) 1995. *Verordnung des EDI vom 26. Juni 1995 über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln* (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV), SR-Nummer 817.021.23.
- Flückiger W. 1990. Auswirkungen luftbürtiger N-Verbindungen und deren Folgeprodukte auf Wald und naturnahe Ökosysteme. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (eds.): *Schriftenreihe der FAC Liebefeld* 7, Liebefeld-Bern, 15–40.
- Flückiger W. & Braun S. 1999. *Wie geht es unserem Wald? Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 1998*. Institut für Angewandte Pflanzenphysiologie (IAP), Schönenbuch, 1–47.
- Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FIBL) 1998. *Erarbeitung von Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung ins Grundwasser durch Anpassungsmassnahmen in der Landwirtschaft im Klettgau*. Vorstudie 1998. Teil 1: Pflanzenbau, Frick, 1–113.
- Furrer O. & Stauffer W. 1986. Stickstoff in der Landwirtschaft. *Gas – Wasser – Abwasser* 7: 460–472.
- Gisi U., Schenker R., Schulin R., Stadelmann F. & Sticher H. 1997. *Bodenökologie*. Stuttgart, 1–350.
- Hagedorn F., Schleppi P. & Flühler H. 1999. Präferentielle Fliesswege – Orte präferentieller N-Umsetzung? *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 91 (I): 374–350.

- Imhof D. 1999. *Tiefenverteilung und zeitlicher Verlauf von mikrobieller Biomasse und Bodenatmung unter Winterweizen in biologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Systemen*. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, Basel, 1–135.
- Kempel-Eggenberger C., Studer K.F. & Weber M. 1999. Der Stoffhaushalt im Winter in Jura-Ökosystemen: Paradoxe Muster unter der Schneedecke. *Regio Basiliensis* 3: 265–277.
- Plattner C. 1999. *Nitratproblematik im Karstgebiet des Gempenplateaus*. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, Basel, 1–102.
- Reber St. A. 1995. Niederschlagschemie im REKLIP-Teilraum “Südlicher Oberrhein”. Ein Beitrag zur regionalen chemischen Klimatologie. *Stratus* 2: 1–86.
- Rehfuss K. 1990. *Waldböden: Entwicklung, Eigenschaft und Nutzung*. Hamburg, 1–294.
- Rohmann U. & Sontheimer H. 1985. *Nitrat im Grundwasser. Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*. Karlsruhe, 1–468.
- Scheller E. 1994. Die Stickstoff-Versorgung der Pflanzen aus dem Stickstoffwechsel des Bodens. Ein Beitrag zu einer Pflanzernährungslehre des organischen Landbaus. *Ökologie und Landwirtschaft* 4: 1–289.
- Schweiger P., Binkele V. & Traub R. 1988. Nitrat im Grundwasser. *Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg* 20: 1–235.
- Spangenberg C., Kölling C., Hödl C. & Hofbauer J. 1999. Einfluss hoher N-Emission auf das Mineralisierungspotenzial und die Nitratkonzentration des Sickerwassers in Waldböden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 91 (I): 506–509.
- Spycher B. & Wüthrich C. 1993. Über den Einfluss von Untersaaten im Maisanbau auf die Stickstoffmineralisation und die Bodenatmung. *Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz* 17: 31–36.
- Stadelmann F. 1990. N in der Landwirtschaft: Kreislauf, Probleme, Verluste, Synthese, Schlussfolgerungen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (eds.): *Schriftenreihe der FAC Liebefeld* 7, Liebefeld-Bern, 141–191.
- Vavruch S. 1985. Bodenformen des Tafeljuras. *Materialien zur Physiogeographie* 8: 29–42.
- Volkswirtschaftsdepartement des Kanton Solothurn: Amt für Umweltschutz 1998. Gewässerschutzkonzept. *Berichte* 46: 1–115.
- Wüthrich C., Seiberth, C. & Rüetschi, D. 1999. *Geoökologischer Laborkurs: Das Handbuch zum Kurs*. Version 1999. Geographisches Institut der Universität Basel, Basel, 1–99.
- Zerulla W., Isermann K. & Heynes G. 1993. Einfluss langjährig unterschiedlicher N-Düngung auf Ertrag und N-Verlagerung im Bodenprofil verschiedener Ackerböden. *Agribiological Research* 46 (4): 277–285.

