

## HYDROCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN IM BEREICH DER GRUNDWASSEROBERFLÄCHE IN EINEM ÜBERWIEGEND LANDWIRTSCHAFT- LICH GENUTZTEN RAUM IM OSTMÜNSTERLAND

Dominique Remy

### ABSTRACT

During the winter 1986/87, ground water examinations were carried out in the catchment area of the water work of the city of Harsewinkel, Nordrhein-Westfalen. The aim of the study was the qualitative and quantitative analysis of nitrates at the top of the ground water table. The soil consists mainly of fine to medium grained sand of quarternary age and shows a relatively high permeability coefficient of  $2,0 \times 10^{-4}$  m/s. In an area of 1,6 sq km, samples were taken at 29 different points. The investigation consisted of two sampling periods and showed correlations between utilization of the ground and the concentrations of nitrates. Based on the hydrochemical data, four types of nitrat enrichment could be distinguished.

keywords: *nitrate, ground water pollution, sandy soil, agriculture, coniferous forest*

### 1. EINLEITUNG

Ein wesentliches Problem stellt im Untersuchungsgebiet wie auch in vielen vergleichbaren Gebieten der pleistozänen Sandlandschaft Norddeutschlands die konkurrierende Nutzung dar. Das relativ geringe landwirtschaftliche Potential der Sandböden wird mit dem Ziel hoher Erträge genutzt. Um dieses Ziel zu erreichen, wird der Pflanzenanbau durch kulturtechnische Maßnahmen, speziell durch Düngung, gesteigert. Dem steht die Nutzung des Grundwassers durch das Wasserversorgungsunternehmen gegenüber, welches die notwendigen Trinkwassermengen bereitstellen und dafür sorgen muß, daß die qualitativen Normen eingehalten werden. Durch die steigende Konzentration an Nitrat kann die Anforderung an die Trinkwasserqualität in zunehmendem Maße nicht mehr erfüllt werden.

Ausgangspunkt der folgenden Untersuchung war die deutliche Zunahme der Nitrat-Konzentration in einigen Förder- und Beobachtungsbrunnen des Wasserwerkes Harsewinkel in den zurückliegenden Jahren. Die Nitrat-Konzentration erreichte bei zwei Förderbrunnen derartig hohe Werte, daß eine Stilllegung oder eine Nutzung als Abwehrbrunnen erforderlich wurde. Die in der EG seit 1985 geltenden Grenzwerte für  $\text{NO}_3^-$  im Trinkwasser konnten in Spitzenförderzeiten des Sommerhalbjahres nur knapp oder gar nicht eingehalten werden. Daß nicht alle Brunnen des relativ kleinen Einzugsgebietes betroffen sind, resultiert aus der Förderung von Uferfiltrat der Ems. Das nitratarme Uferfiltrat führt zu einer Verdünnung der Nitratfracht aus dem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet.

Ziel der Untersuchung war der qualitative und quantitative Nachweis von Nitraten an der unmittelbaren Grundwasseroberfläche unter Berücksichtigung der jeweiligen Nutzungsformen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes. Ein direkter Zusammenhang zwischen Nitrat-Eintrag und Nutzung kann nur durch die Untersuchung der obersten Grundwasserschicht, des Grenzreiches von Grund- und Sickerwasser, nachgewiesen werden (ROHMANN und SONTHEIMER 1985). DARIMONT et al. (1985) weisen auf die Schwierigkeit hin, derartige Zusammenhänge nachzuweisen: "Überschreitung von Grundwassergütestandards liegt zwar in der direkten Wirkungskette von landwirtschaftlichen Aktivitäten, die Herstellung der Kausalbeziehung im Einzelfall stellt das Problem des direkten Zugriffs dar."

## 2. LAGE, KLIMA UND BODEN

Der Untersuchungsraum liegt auf dem Gebiet der Gemeinde Harsewinkel, im Ostmünsterland, einem Teil der Westfälischen Bucht. Das Tal der oberen Ems ist hier durch einen kleinmorphologischen Wechsel mit geringen Höhendifferenzen gekennzeichnet. Nur in der unmittelbaren Nähe der Ems-Aue liegende Dünengebiete weisen ein stärker ausgeprägtes Relief auf. Das Klima ist subatlantisch, mit durchschnittlich 734 mm Niederschlag pro Jahr, bei einer Jahresmitteltemperatur von 9,2 °C und 78 Frosttagen. Die mittlere Verdunstungshöhe beträgt im oberen Emsgebiet 479 mm. Der Grundwasserflurabstand schwankt zwischen wenigen cm und über 5 m.

Es können grundwassernahe Standorte mit Gley, Gley-Podsol und Auengley sowie grundwasserferne mit Podsol und Podsol-Ranker unterschieden werden. Die verschiedenartige bodentypologische Entwicklung der relativ gleichmäßig zusammengesetzten Mittelsande ist fast ausschließlich auf die unterschiedliche Tiefenlage des Grundwasserspiegels zurückzuführen.

Das Unterlager der quartären Lockergesteine des Untersuchungsraumes wird von Schichten der Oberkreide gebildet. Die quartäre Überdeckung besteht überwiegend aus fast reinen Quarzsanden der älteren Niederterrasse. Es handelt sich dabei hauptsächlich um Fein- bis Mittelsande mit geringem Schluffanteil. Es ist für den Raum typisch, daß die Niederterrasse oft von einer mehr oder weniger mächtigen Flugsanddecke sowie von 1-2 m mächtigen Uferwällen überlagert wird. Die Uferwälle bestehen meist aus Fein- und Mittelsand mit etwas feinkiesigem Grobsand. In weiten Teilen werden die Uferwälle von Dünen verschiedenen Alters überlagert. Bei den holozänen Ablagerungen der Ems handelt es sich überwiegend um mittelkörnige, teilweise grobkörnige und anlehmgige Auesande.

Die Analyse der Korngrößenverteilung in dem Bohrgut der 29 Probepunkte ergab, daß es sich ausschließlich um Fein- und Mittelsande handelt, die in einem engständigen, unregelmäßigen, horizontalen Wechsel aufeinander folgen. Das Korngrößenmaximum im Oberboden liegt deutlich bei 0,2 mm. Der Schluffanteil beträgt, mit wenigen Ausnahmen, deutlich weniger als 10 %, der Grobsandanteil erreicht durchschnittlich 1,7 %. Der Ungleichförmigkeitsgrad ist kleiner als 5, somit konnte die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes  $K_f$  nach HAZEN erfolgen. Der mittlere  $K_f$ -Wert beträgt  $1,4 \times 10^{-4}$  m/s. In den Proben aus dem obersten Meter liegt er durchschnittlich bei  $0,9 \times 10^{-4}$  m/s, die Proben aus 2 bis 4 Meter Tiefe weisen einen mittleren  $K_f$ -Wert von  $1,9 \times 10^{-4}$  m/s und eine nach unten zunehmende Kornvergrößerung auf. Die  $K_f$ -Werte von Harsewinkel liegen zum Teil deutlich über denen anderer Grundwassergewinnungsgebiete mit sandigem Einzugsgebiet, die zwischen 0,01 und  $0,2 \times 10^{-4}$  m/s betragen (OBERMANN 1976; FOERSTER 1984). Im Untersuchungsgebiet ist also mit einer relativ hohen Strömungsgeschwindigkeit in der oberen Grundwasserschicht zu rechnen.

## 3. NUTZUNGSFORMEN

Im Untersuchungsgebiet können generell drei zum Teil konkurrierende Nutzungsformen unterschieden werden. Es sind dies die wasserwirtschaftliche, die forstwirtschaftliche sowie die landwirtschaftliche Nutzung.

Forstwirtschaftlich werden etwa 35 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes genutzt. Die Nutzung erfolgt in großen Teilen als Kiefern-Kultur mit dem Schwerpunkt in Dünen-Gebieten. Die einzelnen Parzellen weisen unterschiedliches Alter auf, der Boden ist überwiegend mit Nadelstreu bedeckt, die älteren Bestände sind relativ licht und stellenweise vergrast. Nur kleinflächig ist ein Eichen-Birkenmischwald ausgebildet, der Rest einer potentiellen natürlichen Waldvegetation. Daneben existieren einige verbuschte oder mit Pappeln aufgeforstete Flächen.

Die landwirtschaftlichen Flächen, inklusive der Schutzzone I, beanspruchen rund 65 % der Gesamtfläche und werden fast ausschließlich ackerbaulich genutzt. Getreide und Mais bilden die Hauptfrucht und werden als Futtermittel angebaut, wahrscheinlich für Corn-Cob-Mix. Grünlandnutzung ist von untergeordneter Bedeutung.

#### 4. STICKSTOFF-VERBINDUNGEN IM BODEN

Die unterschiedlichen Stickstoff-Formen werden im Boden, je nach Standortbedingungen, mehr oder weniger rasch mikrobiell zu Nitrat oxidiert oder zu gasförmigem Stickstoff reduziert. Die geogene Herkunft höherer Nitrat-Konzentrationen kann zumindest für das Gebiet der pleistozänen Sande ausgeschlossen werden. Die Anreicherung von Nitrat im Grundwasser ist überwiegend anthropogen. Verantwortlich sind auch im vorliegenden Fall diffuse Stickstoffquellen, die aus Düngung resultieren. In den letzten 30 Jahren kann für das Bundesgebiet eine Steigerung von etwa 30 kg N/ha-a auf etwa 130 kg N/ha-a beim Einsatz von Mineraldüngern angenommen werden. Im gleichen Zeitraum erhöhte sich der Verbrauch von organischem Dünger um etwa 150 % (RÖHMANN und SONTHEIMER 1985). Hinzu tritt der diffuse Eintrag von Stickstoffverbindungen aus der Atmosphäre, den KUNTZE (1984) auf etwa 30 kg N/ha-a schätzt, sowie untergeordnet der Eintrag durch biogene Stickstofffixierung.

Rund 60 % der gesamten Fläche des nordwestdeutschen Raumes werden, wie der Untersuchungsraum, von Sandböden eingenommen. Die Humus- und Nährstoffe dieser Sandböden konzentrieren sich fast ausschließlich auf den Oberboden. Unterhalb ist das Bindungsvermögen für Wasser und Nährstoffe infolge weitgehend fehlender Humus- und Tonanteile im allgemeinen nur noch sehr gering. Bei der Auswaschung, einem abwärtsgerichteten vertikalen Transportprozeß, gelangen im Sickerwasser gelöste Stoffe aus dem Oberboden in tiefere, für die Vegetation unzugängliche Bereiche. Ein aufwärts gerichteter Transport unterhalb der Wurzelzone kann nur durch kapillaren Wiederaufstieg erfolgen, dieser ist bei Sandböden gering.

Die Sorption der Nährstoffe erfolgt überwiegend elektrostatisch an Schichtsilikaten und Humusstoffen. Da diese Austauscher meist negative Ladungen aufweisen, wird das ebenfalls negativ geladene, gut lösliche und pflanzenverfügbare Nitrat-Ion kaum sorptiv gebunden und ist somit stark durch Auswaschung aus dem Wurzelraum gefährdet. Das ebenfalls pflanzenverfügbare Ammonium ist positiv geladen, anorganisch gebunden und kaum durch Auswaschung gefährdet.

Bedingt durch mikrobielle N-Mineralisierung und Nitrifizierung kommt es im Jahresverlauf zu zwei maximalen Nitrat-Konzentrationen im Boden. Das erste Maximum wird im zeitigen Frühjahr (April/Mai) erreicht. Das zweite Maximum fällt mit der bodenbiologischen Herbstaktivität (September/Oktober) nach der Ernte zusammen. Für das im Frühjahr gebildete Nitrat kann eine Auswaschung weitgehend ausgeschlossen werden, da, bedingt durch die N-Aufnahme der sich rasch entwickelnden Vegetation, der Wurzelraum an Nitrat verarmt. Im Gegensatz dazu fällt das herbstliche Nitrat-Angebot in die winterliche Anbaulücke sowie in die Sickerwasserphase und ist somit stark auswaschungsgefährdet. Ausgewaschen werden auch Düngerreste, die sich nach der Ernte im Wurzelraum befinden sowie spätherbstliche Düngergaben (DUYNISVELD und STREBEL 1985).

Bei der Denitrifikation durch anaerobe oder fakultativ anaerobe Mikroorganismen wird Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert, der in die Atmosphäre entweichen kann. Auf diesem Weg erfolgt wahrscheinlich überwiegend die Denitrifikation des Sicker- und Grundwassers. Der Umfang der Denitrifikation ist wesentlich von der Verweilzeit des Wassers im Untergrund abhängig.

#### 5. N-AUSWASCHUNG UNTER LAND- UND FORSTWIRTSCHAFTLICHEN FLÄCHEN

Die Auswaschung ist, neben anderen Faktoren, von der Art der Nutzung abhängig. Dabei sind die ackerbaulichen Standorte durch eine ausgeprägte Periodizität der Auswaschung gekennzeichnet, was auf einer periodischen Grundwasserneubildung beruht. Der Auswaschungsprozeß findet hauptsächlich während des Zeitraumes zwischen der Ernte im Spätsommer/Herbst und dem Beginn der Hauptvegetationsperiode im folgenden Jahr statt. Je länger und intensiver die Vegetation den Boden bedeckt und durchwurzelt, desto geringer ist die Auswaschungsfahr. Bei einer für das Untersuchungsgebiet typischen Fruchtfolge ist dies die Zeit zwischen der Ernte des Wintergetreides im August und der Hauptvegetationszeit von Mais Mitte Mai des folgenden Jahres. Mais gehört zu den Arten, die größere Flüssigmistmen-

gen vertragen. Sein Anbau wird daher von Mastbetrieben bevorzugt. Besonders problematisch ist der Maisanbau auf leichten Sandböden, wo starke N-Auswaschungen auftreten können. Die Brachephase ist besonders lang, da Mais erst etwa Anfang Mai gesät wird, also rund einen Monat später als Getreide. Die Mineralisierung setzt wesentlich früher ein als der Bedarf der Kultur, dadurch kommt es zu einer verlängerten Auswaschungsphase im Frühjahr, wo bereits geringere Niederschlagsmengen die Wasserkapazität des leichten Bodens übersteigen. Es wird dann nicht nur das im Winterhalbjahr verfügbare Nitrat ausgewaschen, sondern auch Teile des im Frühjahr mineralisierten Stickstoffes. Die Mais-Saat wird ähnlich Hackfrüchten in weiten Abständen ausgebracht. Somit ist über einen relativ langen Zeitraum der Boden zwischen den Reihen offen. Außerdem benötigen die Keimpflanzen einen gewissen Zeitraum, um einen geschlossenen Wurzelraum auszubilden. Durch diese Umstände dauert die Regeneration des Grundwassers unter diesen Standorten besonders lange an, verbunden mit der Gefahr der Nitrat-Auswaschung (vgl. MEYER 1982).

Kiefernforstflächen weisen in der Regel eine geringe N-Auswaschung auf. Dies beruht auf verschiedenen Faktoren wie z.B. der ganzjährigen Vegetationsperiode mit fast ununterbrochener Transpiration und Interzeption, die die Sickerwassermenge und somit die Grundwasserneubildung begrenzen, bei gleichzeitig fast ununterbrochener N-Aufnahme durch ein gut ausgebildetes Wurzelsystem. Ausgenommen der N-Immission aus der Atmosphäre findet zudem fast keine Düngung statt. Die Stickstoff-Vorräte sind in der Humusschicht gebunden. Probleme treten auf, wenn forstliche Eingriffe wie z.B. Kalkung stattfinden, wodurch die im Auflagehumus sorbierten Stickstoffe mobilisiert werden. Erhöhte N-Auswaschungsgefahr besteht zudem nach Rodungen oder Windbruch, da dann beim Abbau der unterirdischen Phytomasse Stickstoff freigesetzt wird.

## 6. METHODIK

Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchung sollte eine Methode entwickelt und erprobt werden, mit deren Hilfe unter möglichst geringem finanziellem und technischem Aufwand Wasserproben aus dem Bereich der Grundwasseroberfläche bis 6 m Tiefe entnommen werden können. Damit sollte ein Instrument für den Zugriff auf Proben aus der obersten Grundwasserschicht auch direkt auf und unter landwirtschaftlichen Nutzflächen geschaffen werden.

Die Probenahme erfolgte jeweils Ende September und Ende April. Sie sollte zwei charakteristische Situationen in der Dynamik der Grundwasserspiegelschwankung erfassen, nämlich den Moment des niedrigsten und den des höchsten Grundwasserstandes. In der Regel wird der Höchststand des Grundwassers unmittelbar vor dem Beginn der Vegetationsperiode erreicht, der Tiefststand dagegen im September/Oktober. Die natürlichen jahresrhythmischen Schwankungen können anthropogen modifiziert werden.

Die Bohrungen wurden, soweit dies möglich war, rasterförmig in 200 m Abständen niedergebracht, sie decken den größten Teil der Fläche des Einzugsgebietes des Wasserwerkes ab. Die Probepunkte erfassen die unterschiedlichen Nutzungstypen und Bodentypen sowie die verschiedenen Grundwasserflurabstände. Das gesamte Beprobungsnetz wurde so gelegt, daß möglichst ein Teil der Bohrungen in Grundwasserstromrichtung übereinanderlag. Auf diese Weise sollte festgestellt werden, ob oberflächennahes Grundwasser benachbarter Standorte durch Grundwasserzustrom beeinflußt wird.

In bis zur Grundwasseroberfläche niedergebrachte Bohrlöcher (bis maximal 6 m Tiefe) wurden 3-zöllige Kunststoff-Filterrohre eingebracht. Nach der Auslotung der Grundwasseroberfläche wurden Proben mit einer Tauchpumpe gefördert. Nach erfolgter Probenahme wurde das Filterrohr gezogen, das Bohrloch verfüllt, vermessen und gekennzeichnet. Für die Frühjahrsbeprobung wurden jeweils an denselben Stellen neue Bohrungen niedergebracht.

Diese Methode der Gewinnung von Proben aus der Grundwasseroberfläche unterscheidet sich deutlich von herkömmlichen Methoden, die vielfach auf das Netz bestehender Beobachtungsbrunnen zurückgreifen. Der Rückgriff auf ein System bestehender Beobachtungsbrunnen bedeutet häufig die Vorgabe eines relativ groben Rasters von Probepunkten, das nicht an die

Fragestellung angepaßt ist. So muß oft auf die Probenahme unmittelbar unter landwirtschaftlichen Nutzflächen verzichtet werden. Vielfach weisen die Beobachtungsbrunnen keine Verfiltrung im Bereich der Grundwasseroberfläche auf, so daß eine direkte Beprobung der Grundwasseroberfläche nicht möglich ist.

Nach der Messung des Grundwasserflurabstandes wurden einige Parameter sofort nach der Probenahme bestimmt. Dies waren pH, Leitfähigkeit, Temperatur, Hydrogenkarbonat und Gesamthärte. Ein kleineres Volumen jeder Probe wurde mikrofiltriert und tiefgefroren. Diese Proben wurden zu einem späteren Zeitpunkt ionenchromatographisch analysiert.

## 7. TYPISIERUNG

Der Versuch einer Typisierung und Charakterisierung der einzelnen Probepunkte sowie der dazugehörigen Standorte anhand der hydrochemischen Daten ist sicherlich nicht unproblematisch. In einem ersten Schritt lassen sich jedoch anhand der mittleren Konzentration der hydrochemischen Kennwerte forstliche und landwirtschaftliche Standorte deutlich differenzieren (Tabelle 1).

**Tab. 1:** Mittlere Ionen-Konzentrationen unter Forst- und Ackerflächen (September und Mai),

Anzahl der Probepunkte	Forst 12		Acker 17	
	9/86	5/87	9/86	5/87
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	25	21	80	47
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	17	15	33	24
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	95	63	56	46
LF [µs/cm]	427	466	645	606

Die Leitfähigkeit weist auf einen insgesamt höheren Lösungsinhalt unter landwirtschaftlichen Standorten hin. Hier werden im Durchschnitt 626 µS gemessen, im Gegensatz zu 445 µS unter Forsten. Die durchschnittliche Nitrat-Konzentration liegt mit 23 mg/l unter Forstflächen um rund 60 % niedriger als unter Acker und Grünland mit durchschnittlich 64 mg/l. Ähnliches gilt auch für die Chlorid-Konzentrationen, hier ist die durchschnittliche Konzentration mit 16 mg/l um etwa 45 % geringer als unter Acker und Grünland mit 29 mg/l.

Anders verhält es sich bei einem Vergleich der mittleren Sulfat-Konzentrationen. Hier finden sich die charakteristisch höheren Konzentrationen unter den Forstflächen mit durchschnittlich 79 mg/l, im Gegensatz zu 51 mg/l unter landwirtschaftlichen Nutzflächen. Diese Beobachtung deckt sich mit denen von ULRICH et al. (1979); STREBEL und RENGER (1982) sowie OBERMANN und LEUCHS (1987), die auf die Interzeption von SO<sub>2</sub> in ungedüngten Waldökosystemen hinweisen. Derartige Interzeptionen lassen sich bei Agrarökosystemen nicht feststellen. Der Sulfateintrag unter Nadelwald ist um den Faktor 1,6 bis 2,3 höher als bei Freilandniederschlag. Die starke Interzeption von Aerosolen aus der Atmosphäre wird durch die Filterwirkung der großen und ganzjährigen Gesamtoberfläche der Nadelkrone bewirkt (Auskämmeffekt). Auch die Cl-Auswaschung wird dadurch erhöht, erreicht aber bei weitem nicht die Werte wie unter Ackerstandorten.

Der Versuch einer Gliederung anhand der Veränderung der hydrochemischen Daten zwischen den beiden Beprobungsperioden führte zu 4 unterschiedlichen Typen der Nitratanreicherung bzw. Nitratabbahme (Tabelle 2). Der folgenden Typisierung wird eine an allen Standorten gleichförmig wirkende Denitrifikation zugrunde gelegt. Ferner wird von einer gleichmäßigen Ausbildung des Untergrundes ausgegangen. Insgesamt gehen die durchschnittlichen Konzentrationen von September bis April leicht zurück.

**Tab. 2: Mittlere Ionen-Konzentrationen unterschiedlicher Standort-Typen (September/Mai).**

Anzahl der Probestpunkte	Typ A				Typ B		Typ C				Typ D	
	Forst		Acker		Forst		Forst		Acker		Acker	
	3		8		4		5		7		2	
Beprobungsmonat	9/86	5/87	9/86	5/87	9/86	5/87	9/86	5/87	9/86	5/87	9/86	5/87
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	46	22	120	34	9	6	37	52	54	66	98	5
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	20	11	48	17	21	19	12	13	20	28	49	57
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	151	42	75	31	76	69	64	57	48	29	68	187
LF [µS/cm]	532	441	612	489	341	490	433	461	638	587	807	1191
pH	4,6	4,3	5,6	5,5	5,4	5,5	5,2	5,0	5,8	5,1	5,5	5,2
GH [°dH]	8,8	5,2	10,7	4,1	7,6	6,5	8,5	5,5	11,6	5,0	8,5	10,4

Der **Typ A** umfaßt diejenigen Probestpunkte, bei denen im Verlauf von September bis April eine Abnahme der Konzentrationen bei Nitrat, Sulfat und Chlorid festgestellt werden konnte. Es kann vermutet werden, daß auch bei diesen Standorten eine Nitratauswaschung stattfindet, ein anfänglicher Konzentrationsanstieg aber durch die verdünnende Wirkung größerer Sickerwassermengen abgefangen wird. Daß hier neben Denitrifikation auch die Verdünnung eine Rolle spielt, wird aus der Entwicklung der Chlorid-Konzentration deutlich. Chlorid unterliegt keinen Abbauprozessen im Untergrund und kann nur durch Verdünnung oder durch Abtransport mit dem Grundwasserstrom in seiner Konzentration vermindert werden. Insgesamt kann bei diesem Typ von einer Verbesserung der Qualität in den obersten Grundwasserschichten ausgegangen werden. Innerhalb dieses Typs zeigen die Probestpunkte in forstlichen Flächen (3 Probestpunkte) deutlich geringere Nitrat- und Chlorid-Konzentrationen, als die Probestpunkte in landwirtschaftlichen Flächen (8 Probestpunkte). Forstliche Flächen sind im Typ A unterrepräsentiert, was verständlich ist, da bei geringerer Sickerwasserbildung unter Nadelforst nicht unbedingt mit Verdünnungseffekten zu rechnen ist.

Der **Typ B** ist durch eine weitgehende Konstanz der Konzentration der untersuchten Ionen bestimmt. In dieser Kategorie finden sich ausschließlich grundwasserferne forstliche Standorte (4 Probestpunkte). Hier treten, mit durchschnittlich 6-9 mg/l, die niedrigsten Nitrat-Konzentrationen im gesamten Untersuchungsgebiet auf. Eine feststellbare Verdünnung findet nicht statt, Grundwasserabfluß und Grundwasserneubildung sind durch den Zugang von Sickerwasser annähernd ausgewogen. Entsprechendes gilt auch für den Zu- und Abgang von Ionen.

Der **Typ C** zeigt keine einheitliche Entwicklung der Konzentration der unterschiedlichen Parameter. Überwiegend ist ein Anstieg der Nitrat- und Chlorid-Konzentrationen feststellbar, während die Sulfat-Konzentrationen tendenziell abnehmen.

Es ist anzunehmen, daß der Konzentrationsanstieg der Ionen durch Auswaschung hier derartig hoch ist, daß auch durch den Zugang von Sickerwasser keine Verdünnung erfolgt. Darauf läßt besonders auch der Anstieg der Chlorid-Konzentration schließen. Diese massive Kontamination muß im wesentlichen auf eine unzeitgemäße und/oder überhöhte Düngung im Bereich der Probestpunkte zurückgeführt werden.

In diese Kategorie fallen überwiegend Probestpunkte landwirtschaftlicher Standorte, häufig handelt es sich um Flächen mit Maisanbau (7 Probestpunkte). Die 5 Probestpunkte unter forstlichen Flächen befinden sich fast immer an den Rändern von Kiefernkulturen, hier wird ein randlicher Zustrom kontaminierten Grundwassers aus benachbarten Ackerflächen vermutet. Für den Zustrom von Grundwasser aus landwirtschaftlichen Flächen spricht auch die für diese Flächen typische Abnahme der Sulfat-Konzentration.

Der **Typ D** weist relativ geringe Nitrat- und sehr hohe Sulfat-Konzentrationen auf. In dieser Kategorie befinden sich 2 Probestpunkte, beide unter landwirtschaftlicher Nutzfläche. Bei diesem Typ wird eine chemolithotrophe Denitrifikation vermutet. Auf chemolithotrophe Denitri-

fikation durch *Thiobacillus denitrificans*, unter anaeroben Bedingungen weisen STREBEL et al. (1982) hin. Hier dienen in reduzierter Form vorliegende Schwefelverbindungen als Energiedonatoren, die zu Sulfat oxidiert werden. Diese Reaktionen sind nach ROHMANN und SONTHEIMER (1985) relativ weit verbreitet. Quantitativ werden durch die Denitrifikation bei einem Umsatz von 1 mg Nitrat 1,16 mg Sulfat gebildet.

## 8. FOLGERUNGEN

Auf den leichten Sandböden sollte die Düngung vegetationsfreier Flächen im Herbst und Frühjahr wegen der starken Auswaschungsgefahr unterbleiben, soweit hier nicht schon Sperrfristen gelten.

Es sollten Bodenuntersuchungen auf N-Reste erfolgen, die den jeweiligen jahreszeitlichen Gang der Stickstoff-Mineralisation und Mobilisation möglichst exakt erfassen. Die Möglichkeit des Anbaus von Zwischenfrüchten sollte verstärkt genutzt werden.

Es ist gegebenenfalls eine Nutzungsänderung anzustreben. In diesem Zusammenhang sind sehr unterschiedliche Lösungswege denkbar, so eine Änderung der landwirtschaftlichen Nutzungsform oder eine grundsätzliche Umwidmung in Forst- und/oder Naherholungsflächen.

## LITERATUR

- DARIMONT T., LAHL U., ZESCHMAR B., 1985: Landwirtschaft und Grundwasserschutz - Maßnahmenkatalog zur Verringerung der Nitratbelastung. - Wasserwirtschaft, Stuttgart 75 (3): 106-110.
- DUYNISVELD W.H.M., STREBEL D., 1985: Nitrat-Auswaschungsgefahr bei verschiedenen grundwasserfernen Ackerstandorten in Nordwestdeutschland. - Z.d.Dtsch.Geol.Ges. 136 (2), Stuttgart: 429-439.
- FOERSTER P., 1984: Stoffgehalt im Drän- und im Grundwasser und Stoffausträge in einem Sandboden Nordwestdeutschlands bei Mineraldüngung und bei zusätzlicher Gülledüngung. - Kali Briefe (Büntehof), 17 (5), Hannover: 373-405.
- KUNTZE H., 1984: Zur Stickstoff-Dynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden. - DVGW-Schriftenreihe Wasser, 38: 25-37.
- MEYER B. 1982: Nitrat-Eintrag in das Grundwasser im Licht des N-Haushaltes von Ackerböden aus grundwasserernen Sanden Nordwestdeutschlands. - In: Nitrat-Nitrit-Nitrosamine in Gewässern, Weinheim: 28-36.
- OBERMANN P., 1976: Methoden und Ergebnisse hydrogeologischer Untersuchungen im Bereich des Wasserwerkes Mussum bei Bocholt/Westf. - Forschung und Beratung, Reihe C, 30, Münster: 97-102.
- OBERMANN P., LEUCHS W., 1987: Chemische Genese eines pleistozänen Porengrundwasserleiters bei Bocholt/Westfalen. - unveröff., Bochum.
- ROHMANN U., SONTHEIMER H., 1985: Nitrat im Grundwasser - Ursachen - Bedeutung - Lösungswege. - Karlsruhe.
- STREBEL O., RENGER M., 1982: Vertikale Verlagerung von Nitrat-Stickstoff durch Sickerwasser ins Grundwasser bei Sandböden verschiedener Bodennutzung. - In: Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern, Weinheim: 37-50.
- ULRICH B., MAYER R., KHANNA P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. - Schriften a.d.Forstl. Fakultät der Uni.Göttingen u.d. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt 58, Göttingen.

## ADRESSE

Dipl.Biol. u. Dipl.Geol.  
Dominique Remy  
c/o Institut für Geobotanik  
Nienburger Str.17  
D-W-3000 Hannover 1

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [19 3 1991](#)

Autor(en)/Author(s): Remy Dominique

Artikel/Article: [Hydrochemische Untersuchungen im Bereich der Grundwasseroberfläche in einem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Raum im Ostmünsterland 385-391](#)