

Nitratbelastung des Grundwassers im nordöstlichen Leibnitzer Feld (Steiermark)

Nitrate – A Problem of Groundwater Pollution in the Northeastern Leibnitzer Feld (Styria)

J. FANK, T. HARUM, H.-P. LEDITZKY, B. STROMBERGER, H. ZOJER¹⁾

Inhalt

	Seite
1. Einleitung	7
2. Sedimentaufbau des nordöstlichen Leibnitzer Feldes	8
2.1. Mächtigkeit der quartären Ablagerungen	8
2.2. Überdeckung des Grundwassers	11
2.3. Durchlässigkeit	11
3. Bewegung des Wassers im Untergrund	12
3.1. Sickerwasserzone	12
3.2. Grundwasserzone	14
3.2.1. Schwankungen des Grundwasserspiegels	14
3.2.2. Fließrichtung des Grundwassers	18
3.2.3. Fließgeschwindigkeit des Grundwassers	20
3.3. Möglichkeiten der Grundwasserneubildung	22
4. Ergebnisse der hydrologischen Aufnahme	23
4.1. Schottergruben	23
4.2. Hausbrunnen	24
4.2.1. Verteilung der Brunnen	24
4.2.2. Ausbau der Brunnen	25
4.2.3. Nutzung der Brunnen	25
4.2.4. Verunreinigungsherde	25
4.2.5. Geländemessungen	25
4.3. Laboranalysen	26
5. Dauermessungen	28
5.1. Auswahl der Grundwasseraufschlüsse	28
5.2. Landwirtschaftliche Nutzung zur Zeit der Untersuchungen	28
5.3. Hydrochemische Typisierung der Grundwässer	30
5.3.1. Klassifizierung natürlicher Grundwässer auf der Basis thermo- dynamischer Gleichgewichte	30

¹⁾ Institut für Geothermie und Hydrogeologie, Forschungsgesellschaft Joanneum Ges.m.b.H., Elisabethstraße 16–18, A-8010 Graz.

5.3.1.1.	Theoretische Grundlagen	30
5.3.1.2.	Interpretation der Messungen	31
5.3.2.	Unterscheidung belasteter Grundwässer nach ihrer Herkunft	35
5.3.2.1.	Anwendung des Kalium-Magnesium-Geothermo- meters zur Identifizierung häuslicher Abwässer	35
5.3.2.2.	Sulfatgehalt	39
5.3.2.3.	Düngung und Nitratverunreinigung	39
5.4.	Jahreszeitliche Schwankungen des Nitratgehaltes	42
Zusammenfassung	44
Literatur	46
Summary	47

1. Einleitung

Die Grundwasserfelder südlich von Graz, das Grazer und das Leibnitzer Feld, weisen hinsichtlich ihres geologischen Aufbaues gute Aquifereigenschaften auf. Sie werden deshalb auch in hohem Maße für die Trinkwasserversorgung genutzt. Allerdings entstanden im Laufe der letzten Dezennien vor allem in diesem Raum Interessenskonflikte; Auf der einen Seite sollte in jedem Fall die qualitative und quantitative Versorgung mit Trinkwasser gesichert bleiben, auf der anderen Seite wurden durch Aktivitäten der Bauwirtschaft große Kubaturen von Kiesen und Sanden abgebaut und die landwirtschaftliche Tätigkeit intensiviert.

Diese Gegensätze treffen gerade im Leibnitzer Feld kraß aufeinander. So entwickelten sich besonders im westlichen Abschnitt eine Reihe von Schotterteichen mit der ihnen anhängenden hydrologischen Problematik, im E der Mur wurde im besonderen Maße die landwirtschaftliche Nutzung erhöht, vor allem in Form einer intensiven Schweinemast. Dadurch ergab sich ein erheblicher Anstieg des Naturdüngeranfalles, der auf die meist kleinlandwirtschaftlichen Flächen aufgebracht werden muß. Es wäre jedoch nicht gerecht, von vornherein ausschließlich der Landwirtschaft für den drastischen Anstieg von grundwasserbelastenden Stoffen, wie etwa von Nitrat, die Schuld zuzuweisen.

Zielsetzung der vorliegenden Studie war, die Ursachen der erhöhten Grundwasserbelastung als Ausdruck dynamischer Vorgänge in der ungesättigten und in der Grundwasserzone festzustellen. Die Erkenntnisse sollen über die bisher bekannten hygienischen Gesichtspunkte hinausreichen, denn allein mit der Schließung von Versorgungsbrunnen bei Erreichen bestimmter Grenzwerte werden die vielfältigen Probleme nicht gelöst. Von Bedeutung ist dabei die Kenntnis der Bewegung des Wassers im Untergrund, aus der der Schadstofftransport abzuleiten ist. Nur aus dem Verständnis der Verfrachtung von Schadstoffen sind Maßnahmen zur qualitativen Verbesserung des Grundwassers sinnvoll und letztlich auch möglich.

Allein aus der verschiedenen Grundwasseralimentation resultiert eine Vielzahl von Möglichkeiten der Grundwasserverunreinigung. Hierbei ist neben der Düngung auch die Einbringung von häuslichen Abwässern in Betracht zu ziehen, da der gesamte Raum des östlichen Leibnitzer Feldes abwassermäßig nicht entsorgt wird. Weiters muß man das Umfeld der chemisch beprobten Hausbrunnen selbst berücksichtigen, wo unter Umständen nur rein lokal bedingte Verunreinigungsherde überdimensionale Grundbelastungen des Grundwassers vortäuschen können. Ein weiteres Problem werfen sicher auch die zahlreichen Schottergruben auf, in denen sich versteckte Mülldeponien befinden können und in denen auch die Möglichkeit besteht, bedeutende Abwassermengen rasch zur Versickerung zu bringen.

Allein die Aufzählung der Infiltrationsmöglichkeiten in Verbindung mit der Vielzahl unterschiedlichster Verschmutzungsfaktoren zeigt die weitgespannte Problematik der Nitratbelastung auf, sie erfordert aber auch gleichzeitig die Anwendung unterschiedlichster Untersuchungsmethoden zur Einordnung der Wässer und deren Verschmutzungsindikatoren.

„Die Regelungen für Trinkwasser“ des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz (Zl. III-50.966/11-6/84) sehen folgende Bestimmungen vor:

„Trinkwasser, das mehr als 50 mg Nitrat in einem Liter enthält, darf im Rahmen der Ernährung von Säuglingen im ersten Lebenshalbjahr nicht ausschließlich und nur in geringen Mengen verwendet werden.“

Trinkwasser, das mehr als 100 mg Nitrat in einem Liter enthält, darf im Rahmen der Ernährung von Säuglingen im ersten Lebenshalbjahr nicht verwendet werden. Ganz allgemein ist ein Nitratgehalt von weniger als 50 mg/l anzustreben, ein Nitratgehalt von 100 mg/l soll möglichst nicht überschritten werden.

Bei Neuerschließungen von Wasservorkommen für zentrale Wasserversorgungsanlagen soll der Nitratgehalt weniger als 50 mg/l betragen, wobei Spitzenwerte von 70 mg/l keineswegs überschritten werden dürfen.“

Für die meisten landwirtschaftlichen Nutzpflanzen ist Nitrat eine unbedingt notwendige Stickstoffverbindung, die eine der wichtigsten Voraussetzungen für deren Wachstum darstellt. Auf der anderen Seite kann ein Überschuß an Stickstoff eine Nitratanreicherung im Grundwasser durch Nitrat Auswaschung im Boden hervorrufen und zu gesundheitlichen Schädigungen an Mensch und Tier führen. Die Kenntnis der Stickstoffumsetzung im Boden ist daher eine entscheidende Voraussetzung für die Beurteilung dieses Problems.

Mit dem Eintrag organischer Substanzen in den Untergrund erfolgt eine mikrobielle Überführung der Stickstoffverbindungen in Ammonium, das durch Oxydation in Nitrat umgewandelt wird. Diese Umwandlung ist vor allem von der Temperatur und vom pH-Wert abhängig. Unter Wechselwirkung ökologischer Faktoren, vor allem unter erhöhter Temperatur (über 15° C) kann eine Denitrifikation zu gasförmigen Stickstoffverbindungen eintreten, die sodann entweichen können.

Aus diesen Ausführungen liegt es auf der Hand, daß das Nitrat während der Vegetationszeit über das Bodenwasser dem Wachstum der Pflanze dient, zumal deren Wasserbedarf zu über 90% über die Wurzeln gedeckt wird. Außerhalb der Vegetationszeit wird das Nitrat durch das Sickerwasser in die Tiefe bis in das Grundwasser verfrachtet, das sodann einer argen qualitativen Belastung unterliegt.

2. Sedimentaufbau des nordöstlichen Leibnitzer Feldes

Das Leibnitzer Feld wird in erster Linie von den quartären Terrassenflächen geprägt, in die die holozäne Talflur der Mur eingesenkt ist. Diese pleistozänen Terrassen weisen wesentlich günstigere Siedlungsbedingungen auf als die jungen Anlandungen der Mur.

Der Untersuchungsraum befindet sich im nordöstlichen Abschnitt des Leibnitzer Feldes auf der Würmterrasse zwischen Afram und Steinfeld, jener Aufschüttung, die von der Stiefing zerschnitten wurde (Fig. 1). Im N wird dieser Raum von den Leithakalken des Aframberges und dem Tertiär von Neudorf bis hin zum Austritt der Stiefing begrenzt, im E geht die Terrasse in tertiäre Feinsedimente über, die den Beginn des oststeirischen Hügellandes bilden. Im SW wird das Untersuchungsgebiet durch den Terrassenabfall zur holozänen Talflur abgeschlossen.

2.1. Mächtigkeit der quartären Ablagerungen

Die Terrassen des Leibnitzer Feldes entstammen dem Wechselspiel klimatisch bedingter Aufschüttung und Ausräumung im Laufe des Jungpleistozäns und Holozäns außerhalb der Vereisungsgebiete. Für die Beurteilung der Mächtigkeit des Sedimentkörpers von Bedeutung ist die Kenntnis des Reliefs der tertiären Basis. Die Ergebnisse stützen sich auf Profile von Schußbohrungen der Rohöl-AG und Untersuchungs-

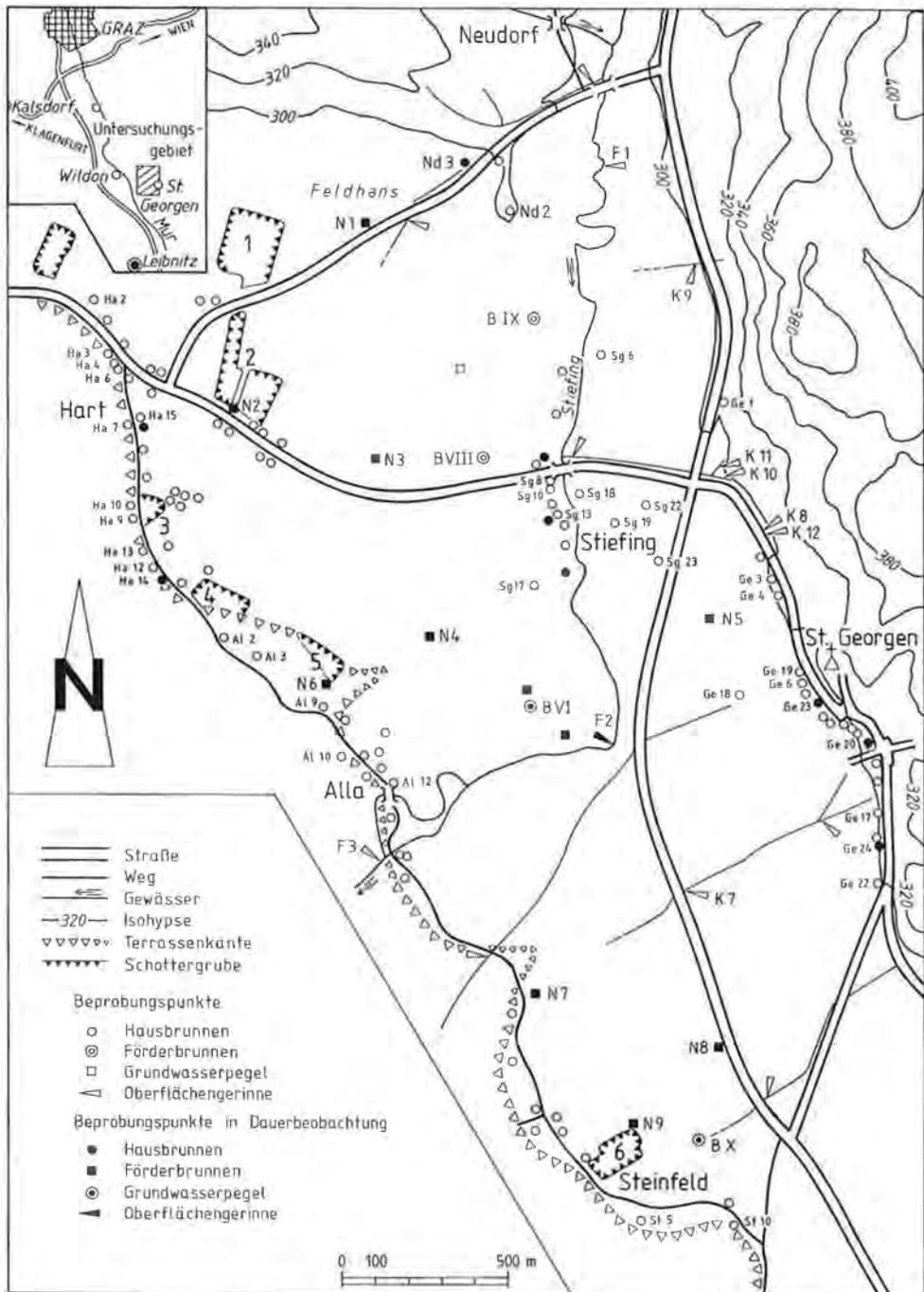


Fig. 1: Lageplan des Grundwasserbeobachtungsnetzes.

den der Wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung (E. FABIANI, 1973) sowie auf neue Aufschlußbohrungen (N 1–N 9). Die Lage letzterer ist in Fig. 1 ersichtlich. E. FABIANI versuchte 1973 eine Reliefkarte des undurchlässigen Untergrundes zu konstruieren. Er stellte dabei fest, daß sich der Abfall der Würmterrasse nicht durch eine Erosionsstufe in den Untergrund durchpaust und daß ein N-S-Gefälle der Tertiäroberfläche vorliegt. Schwierig einzustufen sind hingegen die von ihm angedeuteten Tiefenrinnen über eine Tiefe von 18 m hinaus im Bereich des Stiefingknies und weiter im S bei Steinfeld, schon deshalb, weil zuwenig Aufschlüsse vorliegen. Dieses Bild wird auch durch die im Jahre 1985 neu abgeteufte Bohrungen nicht beeinflusst, bis auf eine Ergänzung: Der einzige Tiefenaufschluß zwischen der Stiefing und St. Georgen (N 5) verbleibt bis zur Endteufe von 12 m in gröberklastischen Sedimenten. Entweder wurde die Tertiäroberkante nicht erreicht, was den Ansatz einer Tiefenrinne darstellen könnte, oder die Tertiärsedimente sind hier nicht von wasserundurchlässigem Charakter. Jedenfalls verblieb man bei dieser Bohrung bis zu einer Absoluthöhe von 281,7 m in sandigem Material. Aus allen diesen Aufschlüssen läßt sich ein nach S geneigtes mittleres Gefälle von knapp 3‰ errechnen.

Die quartären Lockersedimente sind am Rand zur tertiären Umrahmung geringer mächtig als im Bereich der würmeiszeitlichen Terrasse in Richtung gegen das Beckeninnere. In den nördlichen und östlichen Randgebieten schwankt ihre Mächtigkeit aufgrund des Reliefs des tertiären Terrassenbaus.

So nimmt die Mächtigkeit der quartären Ablagerungen im Bereich Aframberg/Feldhans bis zur Straße Stocking/Stiefing von etwa 8 m auf 11–12 m zu. Diese Mächtigkeit bleibt weiter nach S bis Steinfeld und bis zur Bohrung B X in diesem Ausmaß bestehen. Östlich der Stiefing, im Raum von St. Georgen, ist die Mächtigkeit der quartären Ablagerungen schwieriger zu beurteilen, weil in diesem Abschnitt nur ein Tiefenaufschluß (N 5) vorhanden ist. Das Quartär ist hier wahrscheinlich ca. 10 m mächtig, im Gegensatz zu den Bereichen westlich der Stiefing ist das darunterliegende Tertiär jedoch gröberklastisch (sandig) ausgebildet und daher nicht undurchlässig. Wahrscheinlich erfolgte auch im östlichen Abschnitt des Untersuchungsgebietes eine Ausdünnung der quartären Sedimente gegen den Beckenrand hin.

Von Bedeutung für die Grundwasserneubildung und die Infiltration von Niederschlägen ist der sedimentologische Aufbau der Würmterrasse. Der größte Teil dieser Ablagerung ist von kiesig-sandigem Habitus, wobei örtlich jedoch starke Inhomogenitäten auftreten. Diese grobklastischen Sequenzen lagern im Hauptteil der Terrasse direkt tertiären Tonen auf. Wie schon erwähnt, dürften jedoch im östlichen und südöstlichen Bereich die hangenden Partien der tertiären Ablagerungen sandig ausgebildet sein: Bei der Bohrung N 5 wurden in einer Tiefe zwischen 10 und 12 m Mittelsande angetroffen, die eine ähnliche Konsistenz aufweisen wie jene Sande, die bei der Bohrung X zwischen 11,20 und 13,20 m Tiefe oberhalb eines blaugrauen Tegels angefahren wurden.

Die Deckschichten der Terrasse bestehen größtenteils aus tonig-sandigem Schluff und sind etwa 20–80 cm mächtig, gegen den Beckenrand können sie in Hangnähe auch 2 m erreichen. Entlang der Stiefing, die etwas aufgedämmt ist, sind sie ebenfalls mächtiger als 1 m. In diesen Bereichen kann für die Infiltration von Niederschlägen ein gewisses Hemmnis auftreten, in anderen Gebieten, wo die Überdeckung nur wenige Dezimeter mächtig ist (etwa Pflugschartiefe), können die Niederschlagswässer praktisch ungehindert in die Tiefe infiltrieren.

Dies gilt in noch höherem Maße auch für die Gebiete bereits stillgelegter Schottergruben (Lage siehe Fig. 1), wo keine Deckschicht vorhanden ist und daher der

Flurabstand drastisch verringert wurde. Bei hohem Grundwasserstand kann der Spiegel örtlich auch über die Schotterabbaubasis aufsteigen.

2.2. Überdeckung des Grundwassers

Unter der Überdeckung des Grundwassers ist der ungesättigte Bereich inklusive der örtlich vorhandenen feinerklastischen Deckschichten zu verstehen. Aufgrund der nun vorliegenden neuen Aufschlüsse weichen die Ergebnisse in geringem Maße von den Darstellungen von E. FABIANI ab. Allerdings sind die verschiedenen Beobachtungszeiten (Juli 1985 bis Juli 1986) in einem solchen Vergleich zu berücksichtigen.

Bei hohem Grundwasserstand erreicht die Überdeckung im nördlichen Abschnitt westlich der Stiefing etwa 5 m, in Stiefingnähe sinkt sie zwischen den Ortschaften Stiefing und dem Stiefingknie auf etwa 3–4 m ab. Dieselbe Mächtigkeit wird im südlichen Abschnitt des Untersuchungsgebietes erreicht. Die Ursache dafür liegt in der Anreicherung des Grundwasserkörpers durch die Stiefing bei höherem Abfluß bzw. höherem Grundwasserstand.

Bei Niederwasser wird der Grundwasserspiegel im nördlichen Abschnitt durch eine 6–7 m mächtige Lockersedimentfüllung überdeckt. Im S verringert sie sich auf etwa 5,5 m, das entspricht dem natürlichen Gefälle des Grundwasserspiegels.

Damit wird schon aus dieser Darstellung die wichtige Funktion der Stiefing bei der Grundwasserneubildung im nördlichen Leibnitzer Feld aufgezeigt. Aufgrund des Einzugsgebietes der Stiefing in den meist feinklastischen Lockersedimenten des oststeirischen Tertiärhügellandes weist dieses Gerinne eine hohe Schwebstoffführung besonders bei Hochwasser auf. Bei Niederwasser setzen sich diese Feinsedimente am Boden des Bachbettes ab und bewirken im großen und ganzen eine Abdichtung nach unten. Daher wird bei Hochwasser der Terrassenkörper durch eine seitliche Infiltration aus dem Bachbett angereichert. Auf der anderen Seite nimmt die Stiefing durch ihre Höhenlage keine eindeutige Vorflutfunktion ein, da sogar bei hohem Grundwasserspiegel die Grundwasseroberfläche noch mindestens 2 m unterhalb des Flußbettes zu liegen kommt. Bei Niederwasser steigt dieser Abstand auf über 4 m an. Daher kann das Grundwasser an den Fluß (Vorfluter Stiefing) kein Wasser abgeben, umgekehrt ist dies sehr wohl möglich, jedoch nur über die Flanken des Flußbettes bei höherem Abfluß.

Damit ist es möglich, die Infiltration in Beziehung zur Überdeckung des Grundwasserkörpers zu stellen. Die abdeckenden schluffig-tonigen Schichten sind allerdings nicht überall gleich mächtig, daher ist die Infiltrationsmöglichkeit von Niederschlagswasser von der Terrassenoberfläche äußerst unterschiedlich.

2.3. Durchlässigkeit

Im Zuge der hydrogeologischen Untersuchungen (E. FABIANI et al., 1973) wurden durch E. P. NEMEČEK, Th. GLANZ und W. WESSIAK auch Durchlässigkeitsbeiwerte berechnet: Bohrungen B VI, B VII, B VIII, B IX und B X (Lage siehe Fig. 1). Die Berechnung der k_f -Werte erfolgte sowohl über Siebanalysen als auch über Pumpversuche:

	k_f aus Siebanalyse (m/s)	k_f aus Pumpversuch (m/s)
B VI	$2,9 \cdot 10^{-2}$	$\sim 6 \cdot 10^{-3}$
B VII	$1,6 \cdot 10^{-1} - 1,7 \cdot 10^{-1}$	
B VIII	$1,2 \cdot 10^{-1} - 2,9 \cdot 10^{-2}$	$\sim 7 \cdot 10^{-3}$
B IX	$9,5 \cdot 10^{-4} - 2,4 \cdot 10^{-3}$	
B X	$3,8 - 7 \cdot 10^{-4}$	$\sim 3 \cdot 10^{-3}$

Aus dieser Aufstellung ist ersichtlich, daß die k_f -Werte, die aus den Sedimentproben gewonnen werden konnten, wesentlich stärker streuen als jene, die aus den Pumpversuchen abgeleitet wurden. Dies ist allerdings leicht erklärlich, weil durch die Probennahme von Sedimenten nur ein ganz kleiner Teufenabschnitt interpretiert werden kann, bei den Pumpversuchen sich jedoch ein durchschnittlicher k_f -Wert berechnen läßt. Aus den Pumpversuchen bei den Bohrungen B VI, B VII und B X ergibt sich ein Mittel des Durchlässigkeitsbeiwertes von etwa $5 \cdot 10^{-3}$ m/s. Die Werte streuen bei diesen drei Bohrungen nicht gravierend, so daß diese Daten als repräsentativ für das gesamte Feld angesehen werden können. Allerdings muß man durch den etwas inhomogenen Sedimentaufbau im einzelnen doch mit Unterschieden rechnen.

3. Bewegung des Wassers im Untergrund

Zur Erkennung des Schadstofftransportes ist neben dem Wissen über die Mächtigkeit der Lockersedimentauffüllung auch die Kenntnis der Mächtigkeit der Sickerwasserzone von Bedeutung, aus der man die Mächtigkeit des Grundwasserkörpers und der Grundwasserüberdeckung ablesen kann. Beide Parameter wurden von E. FABIANI (1973) behandelt. Nach seinen Überlegungen ändert sich gemäß der jahreszeitlichen Schwankungen des Grundwasserspiegels auch die Mächtigkeit des Grundwasserkörpers in dem Maße, wie sie im nördlichen Abschnitt (Feldhans) von etwa 2 m nach S bis auf etwa 6 m zunimmt. In der von ihm angenommenen Rinne bei der Bohrung X würde sie ca. 8 m erreichen. Aufgrund der neuen Bohraufschlüsse N 1 bis N 9 (1985) werden im großen mit Ausnahme der von E. FABIANI postulierten Rinnenstruktur die von ihm angegebenen Mächtigkeitswerte bestätigt.

3.1. Sickerwasserzone

Unter der Sickerwasserzone oder der ungesättigten Bodenzone wird der Bereich zwischen der Geländeoberfläche und dem Kapillarsaum des Grundwassers verstanden. Der Fließvorgang in dieser Zone hängt wie in der wassergesättigten Zone von der Permeabilität des durchflossenen Mediums und vom hydraulischen Druck ab. Im Gegensatz zur wassergesättigten Zone sind diese beiden Parameter vom jeweils herrschenden lokalen Wassergehalt abhängig, da die Permeabilität durch das vom Wassergehalt abhängige Porenvolumen und der hydraulische Druck (bzw. die Saugspannung) durch das Wechselspiel von Gravitations- und Kapillarkräften bestimmt werden. Die hydraulische Bestimmung der Wasserbewegung in der ungesättigten Zone ist schwierig, da die Ermittlung der Saugspannung in situ auf erhebliche meßtechnische Probleme stößt, sie konnte daher auch im Rahmen dieses Projektes nicht durchgeführt werden.

Man ist in dieser Hinsicht daher auf Ergebnisse von Sickerversuchen angewiesen,

die in Grundwasserfeldern mit einem ähnlichen Kornaufbau vorgenommen wurden. Hiefür bieten sich Literaturvergleiche aus Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland an:

In einer Sanderfläche in Schleswig-Holstein wurden Untersuchungen in sandigen Sedimenten mit einem erhöhten Tonanteil durchgeführt (L. EICHINGER & H. D. SCHULZ, 1984), wo von der Methode her das Umweltritium (^3H), dem natürlichen Chloridgehalt des Sickerwassers gegenübergestellt wurde. Die so erfaßte Sickergeschwindigkeit stimmt bei beiden Methoden annähernd überein und beträgt 0,4–0,8 m/y. Auch G. MATTHESS & K. UBELL (1983) nehmen für einen sandig-lehmigen Untergrund eine Geschwindigkeit in der Größenordnung von 1 m/y an. Diese Kornzusammensetzung würde den feinerklastischen Deckschichten der Würmterrasse von St. Georgen/Stiefing entsprechen.

Repräsentativ für den Aufbau der Terrassensedimente selbst dürfte ein Vergleich mit der Münchner Schotterebene sein, deren Sedimente ebenso wie im Leibnitzer Feld fluviatiler Entstehung (vorwiegend Kiese und Sande) sind. Auch dort dient eine geringer durchlässige Deckschicht als Puffer. Untersuchungen der Sickerwassergeschwindigkeit stammen von L. EICHINGER et al. (1984). Im Grundwasserfeld Harlaching bei München errechnete man eine Geschwindigkeit des Infiltrationswassers zwischen 1,5 und 3 m/s durch Messungen von Umweltritium und Krypton-85.

Wesentlich höhere Geschwindigkeiten ergaben die Untersuchungen in München-Großhadern. Nimmt man wieder das Umweltritium als Meßparameter, ergibt sich in der 12–13 m mächtigen ungesättigten Zone eine Verweilzeit von weniger als zwei Jahre (Geschwindigkeit 5 m/y). Bei der Auswertung der stabilen ^{18}O -Isotope konnten auch die jahreszeitlich unterschiedlichen Infiltrationswerte (Isotopengewichtung) miteinbezogen werden. Die Auswertung der ^{18}O -Konzentrationen in verschiedenen Tiefen ergab Sickergeschwindigkeiten innerhalb der grobklastischen Sedimente von 20–25 m/y.

Die Anwendung künstlichen Tritiums ergab eine mittlere Geschwindigkeit von 6 m/y. Erste Anzeichen des Tracers sind allerdings bereits wesentlich früher erkennbar.

Die Wasserproben wurden jeweils aus einem Meßschacht in unterschiedlichen Tiefen entnommen. Die Aussagekraft dieser Untersuchungen ist daher höher einzustufen als in Harlaching, wo die Proben aus verschiedenen tiefen Bohrungen gezogen wurden.

Überträgt man diese Ergebnisse auf das Leibnitzer Feld – wenn auch ein direkter Vergleich nicht kritiklos verwendet werden soll –, ergäbe dies eine Sickergeschwindigkeit in der Deckschicht von etwa 0,5 m/s und in den Grobsedimenten des Terrassenstockes von mehr als 5 m/y. Dies würde bedeuten, daß das infiltrierte Wasser nach Durchdringung der Terrassenabdeckung nur kurze Zeit (unter Umständen wenige Monate) benötigt, um den Grundwasserkörper zu erreichen.

Wesentlich größere Probleme bereitet die Beurteilung der Durchsickerung der Decksedimente: zum einen deshalb, weil ihre Mächtigkeit sehr unterschiedlich ist (0–3 m), und zum anderen, weil durch die niedrige Sickerwassergeschwindigkeit eine nennenswerte Retention von Bodenwasser erfolgt.

Damit ist im Untersuchungsgebiet mit einer beachtlichen Streuung des Zeitrahmens für die Vertikalbewegung des Sickerwassers zu rechnen, die in erster Linie von der Mächtigkeit der feinerklastischen Überdeckung der Terrasse gesteuert wird.

Aus diesen Überlegungen und aufgrund der unterschiedlichen Flurabstände treten daher laufend Wässer verschiedenen Alters in den Kapillarsaum des Grundwassers ein.

3.2. Grundwasserzone

3.2.1. Schwankungen des Grundwasserspiegels

E. FABIANI (1973) hat aus der Grundwasserbeobachtungsreihe 1970–1973 eine Differenzierung der Grundwasseraufschlüsse hinsichtlich der jahreszeitlichen Spiegelschwankungen durchgeführt. Eine Generalisierung dieser Überlegungen ergibt eine Dreigliederung:

a) Aufschlüsse, die von Hangwässern beeinflusst werden: Sie liegen in der Nähe der Hangzonen im N und im E und weisen eine beachtliche Lehmüberdeckung auf, wodurch die Direktinfiltration von der Oberfläche etwas gehemmt ist, Hangdruckwässer allerdings zu berücksichtigen sind. Im Jahresgang zeigen sich bei diesen Bohrungen und Brunnen eine große Zahl von kleinen Schwankungen, die durch die Infiltration von den Hängen ausgelöst wird.

b) Aufschlüsse, die von der Stiefing beeinflusst werden: Sie weisen große jahreszeitliche Schwankungen auf, die vor allem durch Hochwässer der Stiefing ausgelöst werden. Bei diesem Wasserstand erfolgt eine Anreicherung durch das Oberflächengerinne, bei Niederwasser fließt das Grundwasser unter der Stiefing in südliche Richtung zum Vorfluter (Mur) ab. Je weiter die Aufschlüsse von der Stiefing entfernt liegen, desto geringer ist die jährliche Schwankungsamplitude.

c) Aufschlüsse mit Einflüssen der Stiefing, der Hangzone und der Direktinfiltration des Niederschlages: Sie liegen zwischen dem Stiefingknie und Steinfeld, eine Abnahme des Einflusses von der Stiefing ist in diesem Abschnitt von N nach S zu erkennen, die größere Direktinfiltration in diesem Bereich hängt auch von der Verminderung der feinklastischen Decksedimente in der Nähe des Terrassenrandes ab. Zuzüglich ist eine Versickerung von Hangwässern aus dem Bereich von St. Georgen zu erkennen.

Im Zuge der vorliegenden Nitratstudie wurden, wie bereits oben beschrieben, neue Aufschlüsse errichtet, die eine differenziertere Beobachtung der Wasserspiegelschwankungen (1985/86) zulassen.

Der aus den neuen Messungen sich abzeichnende Jahresgang der Wasserspiegelschwankungen bestätigt im groben die Aussagen von E. FABIANI (1973). Einen ersten Hinweis über die Grundwasserdynamik bietet die Betrachtung der Schwankungsamplitude, die bei den neuen Bohrungen im Beobachtungszeitraum zwischen 1,1 und 1,8 m liegt, bei den Hausbrunnen, die von der Hydrographischen Landesabteilung betreut werden, zwischen 1,2 und 3,5 m. Aus diesen Ergebnissen ist eine gewisse räumliche Tendenz festzustellen:

a) Die größte Schwankungsbreite ergibt sich dort, wo von den Hängen am Rand der Terrasse eine Anreicherungsmöglichkeit besteht. Im N (Nd 3, etwas abgeschwächt N 1) reichern Hangdruckwässer aus dem Bereich Neudorf den Grundwasserkörper an, möglicherweise stammen Wässer auch aus den tertiären Verkarstungsarealen von Afram und Sukdull. Auch südlich von St. Georgen, wo Oberflächengerinne aus dem Tertiär im Terrassenkörper versickern, ist der jährliche Schwankungsbetrag des Grundwasserspiegels beträchtlich. Er liegt im Ortsgebiet von St. Georgen teilweise über 3 m.

b) Die Amplitude nimmt im Terrassenbereich gegen SW, also gegen den Terrassenrand, ab und erreicht dort nur mehr knapp 1 m. Dies ist als Indiz dafür zu werten, daß in diesen Abschnitten die Infiltration von Niederschlägen direkt von der Oberfläche einer nennenswerten Retention in der Sickerwasserzone unterliegt.

c) Abseits vom Terrassenrand weist auch die Bohrung N 5 mit einer Schwankungsbreite von 1,1 m eine geringe Amplitude auf. Sie liegt nicht im Einflußbereich von tertiären Hangdruckwässern, hier sind auch keine Oberflächengerinne vom Tertiär- rand zu erkennen. Überdies ist auch der Einfluß der Stiefing etwas eingeschränkt, hier versickert das Wasser hauptsächlich von der Oberfläche der Terrasse.

Aus diesen Darstellungen ist in grobem Maße zu erkennen, wo die Hauptanreicherungsgebiete für das Grundwasser dieser Würmterrasse liegen müssen. Zu einer besseren Identifizierung ist es aber notwendig, dem Verlauf der Grundwassergang- linien nähere Betrachtung zu schenken. Eine solche Interpretation muß allerdings jeweils von der jahreszeitlichen Verteilung der Niederschläge ausgehen. Um diese besser verifizieren zu können, wurde im Rahmen des Projektes eine eigene Nieder- schlagsstation in St. Georgen errichtet. Aus dem Ablauf der Niederschläge ist zu erkennen, daß der Herbst 1985 ziemlich trocken war, erste Schneefälle ereigneten sich in der zweiten Novemberhälfte, die große Schneerücklage dieses Winters 1985/86 stammt von den Februarniederschlägen 1986, die ausschließlich als Schnee fielen (103 mm). Markante Regenfälle sind noch Ende Mai/Juni 1986 festzustellen.

Aus der Niederschlagsverteilung sind gewisse Auswirkungen auf den Grundwas- serspiegelgang abzulesen:

a) Der Grundwasserspiegel fällt vom Sommer 1986 bis Ende November trotz zeitweise bedeutender Regenfälle. Die Gebietsverdunstung inklusive des Wasserver- brauches der Pflanzen sind dafür verantwortlich, daß in dieser Jahreszeit kaum eine Grundwasserneubildung erfolgt.

b) Durch die wärmere Witterung im Dezember 1985 (auch etwas Regen) steigt der Grundwasserspiegel etwas an, Ende Jänner bis Anfang März stellt sich ein geringfü- giger Abfall ein.

c) Die Schneeschmelze, die Ende Februar/Anfang März 1986 einsetzt, bewirkt einen starken Anstieg des Grundwasserspiegels zwischen Ende März und Mitte April.

d) Von dieser Zeit fällt der Grundwasserspiegel bis etwa Mitte Mai ab, der April war sehr niederschlagsarm. Bis Ende Juni erhöht er sich jedoch infolge bedeutender Starkniederschläge Ende Mai/Anfang Juni, was bedeutet, das nicht das gesamte Niederschlagswasser der Verdunstung bzw. dem Pflanzenwuchs anheimfällt.

Die Auswirkungen der Schneeschmelze sind in zweifacher Hinsicht von Bedeutung, einerseits als Funktion des Grundwasseranstieges, andererseits als zeitliche Verzöge- rung der Grundwasserspitze. Diesbezüglich ergeben sich Unterschiede im Abstrom- bereich des Grundwassers am Terrassenrand: Im nördlichen Abschnitt (bei Hart) tritt die Spitze gegenüber dem anderen Abschnitt des Grundwasserfeldes erst ca. drei Wochen verspätet ein.

Zusammenfassend läßt sich festlegen, daß das Grundwasser in dieser Würmterrasse relativ unterschiedlich auf hydrologische Ereignisse reagiert. Eine schnelle Reaktion weisen jene Aufschlüsse auf, die im Hangbereich im N möglicherweise eine Verbin- dung zu den Karbonatgesteinen haben, weiters jene, die vom Hangbereich südwest- lich von St. Georgen beeinflusst werden, wo Oberflächengerinne auf die Terrasse strömen und dort bis in den Bereich von Steinfeld versickern. Außerdem reagieren die Brunnen und Bohrungen, die im unmittelbaren Bereich der Stiefing situiert sind, ebenfalls rasch auf Einflüsse von der Oberfläche.

Eine langsame Reaktion zeigen hingegen jene Aufschlüsse des Grundwassers, die im nordwestlichen Abschnitt etwa bei Hart und südöstlich dieser Siedlung gelegen sind, sowie auf der Terrasse nordwestlich von St. Georgen, wo der Stiefingeinfluß und die Anreicherung von den tertiären Seitenhängen arg eingeschränkt sind.

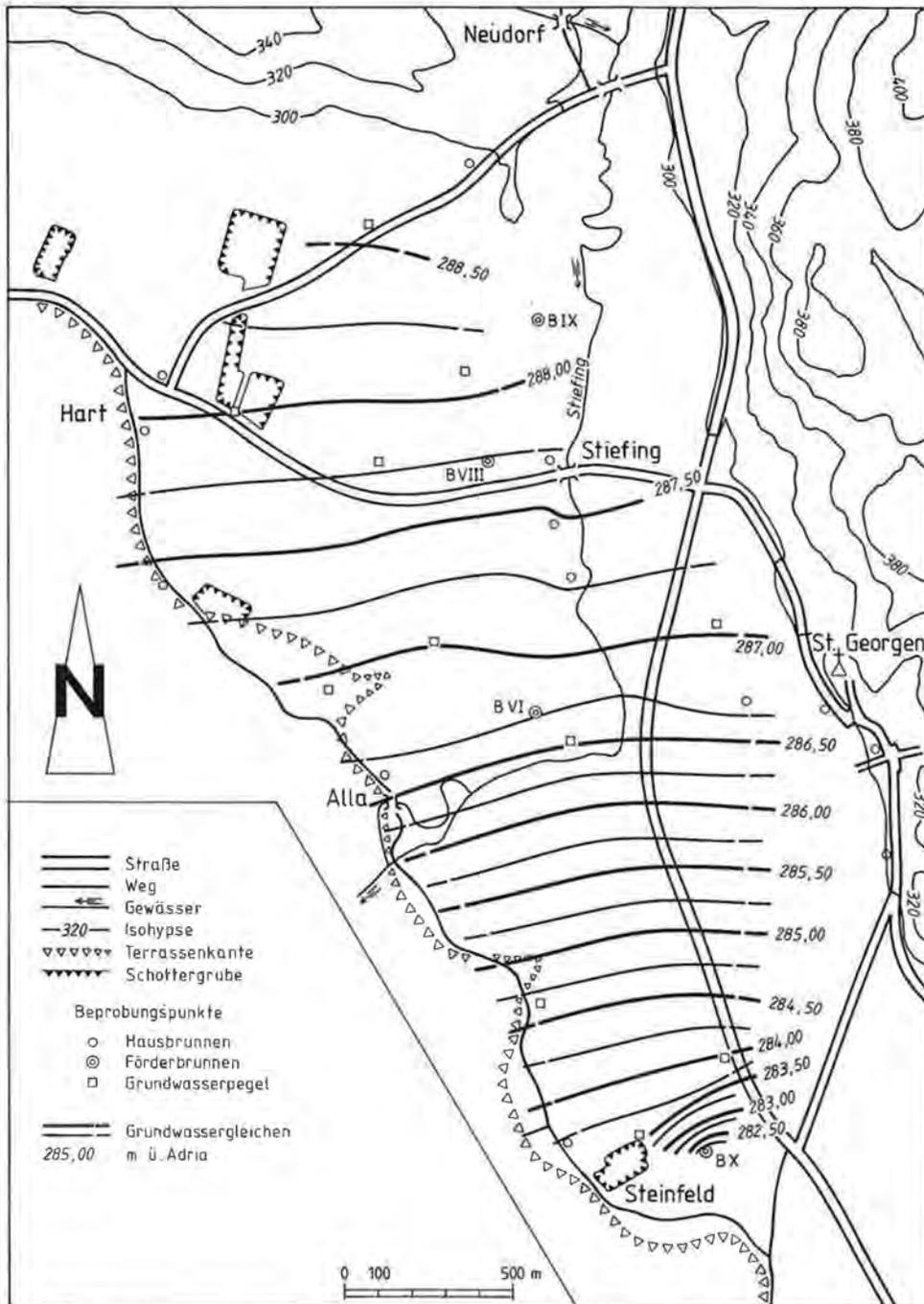


Fig. 2: Grundwasserisohypsen beim Tiefstand vom 18. 11. 1985.

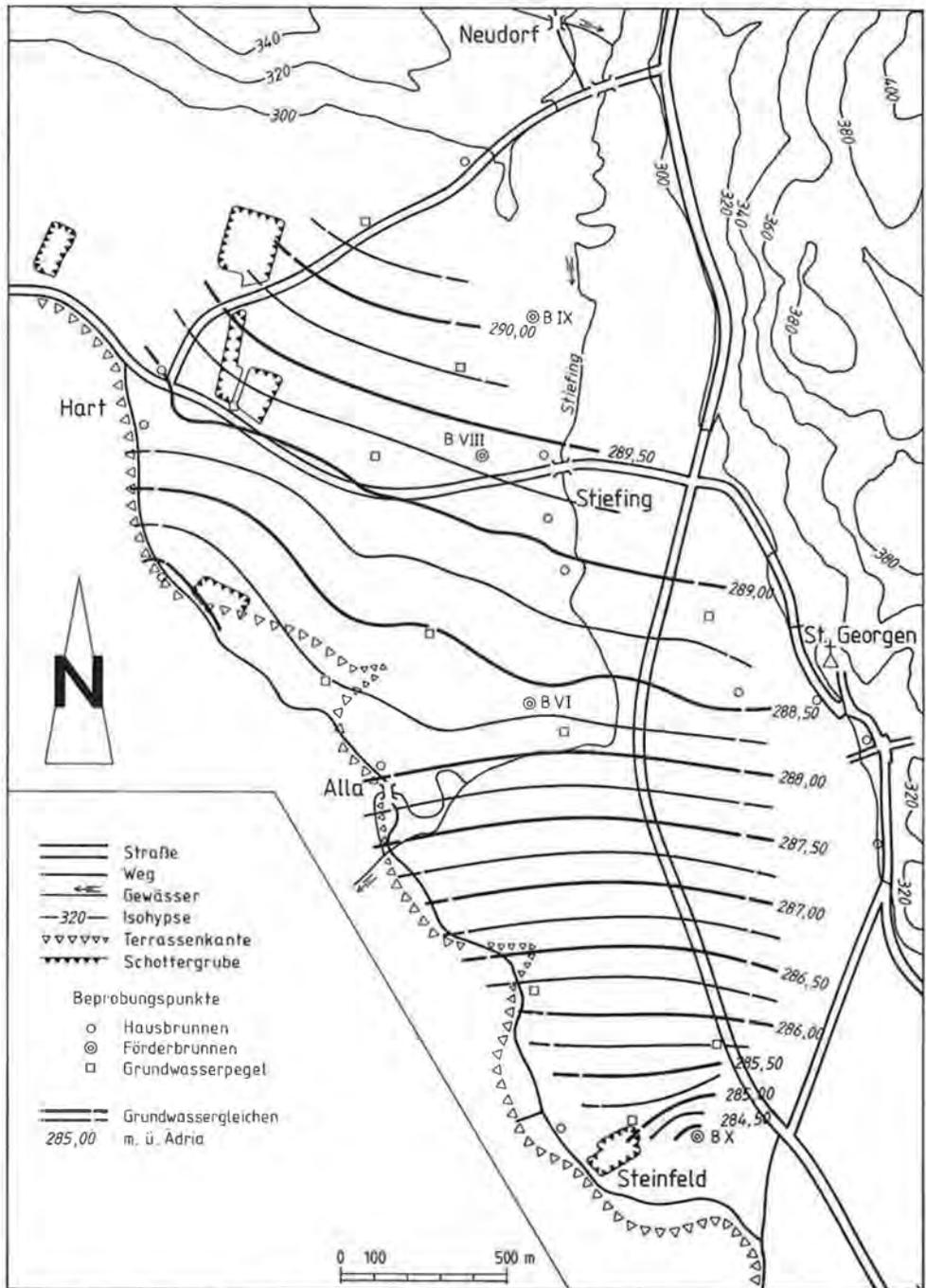


Fig. 3: Grundwasserisohypsen beim Hochstand vom 2. 4. 1986.

3.2.2. Fließrichtung des Grundwassers

Die Richtung der Grundwasserbewegung ist am leichtesten aus der Konstruktion von Grundwassergleichen abzuleiten. Der Wert einer solchen Darstellung hängt jedoch weitgehend von der Dichte des zur Verfügung stehenden Meßnetzes ab. Dies zeigt sich sehr deutlich in einem Vergleich der Grundwasserschichtenlinienpläne von E. FABIANI (1973) und jenen der Beobachtungsperiode 1985/86, wo die gemessenen Grundwassersonden besser verteilt sind. Mußte E. FABIANI die Grundwassergleichen vor allem unter der Verwendung von Hausbrunnen und der seinerzeitigen Versuchsbohrungen konstruieren, so stehen nun für die neuen Darstellungen die Aufschlüsse N 1–N 9 zur Verfügung, die eine gleichmäßigere Verteilung der Meßstellen garantieren. Vor allem der Bereich zwischen Hart und Stiefing konnte besser abgedeckt werden.

Für das Untersuchungsgebiet wurden Grundwassergleichenpläne hinsichtlich eines Höchst- und eines Tiefstandes ausgearbeitet. Bei Niederwasser (Fig. 2) – 11. 11. 1985 – fließt das Grundwasser nahezu N-S mit einer leichten östlichen Tendenz. Im Bereich des Brunnens B VI liegt der Grundwasserspiegel in einer absoluten Höhe von 286,7 m, was einer Grundwasserüberdeckung von etwa 6 m entspricht. Dies bedeutet, daß sich der Grundwasserspiegel mindestens 3 m unter der Sohle der Stiefing befindet und damit keine Vorflutfunktion des Oberflächengerinnes besteht. Auch der umgekehrte Effekt, nämlich eine Anreicherung des Grundwassers durch die Stiefing, ist bei diesem Wasserstand aus den Grundwassergleichen nicht ablesbar. Im S ist die Absenkung des Grundwasserspiegels durch den Betrieb des Brunnens B X markant, sie entspricht nicht den natürlichen Verhältnissen.

Nennenswerten Unterschieden ist das Grundwassergefälle unterworfen. Während es im nördlichen Abschnitt – etwa bis zur Stiefingquerung – bei etwa 1,4‰ liegt, steigt es im südlichen Teil auf ca. 2,2‰ an. Hierbei ist die Wasserentnahme aus dem Brunnen B X nicht berücksichtigt, aus dem Brunnen B VI wurde zu dieser Zeit nicht gefördert. Dies könnte auf das abfallende Relief des präquartären Untergrundes zurückzuführen sein, und zwar unter Berücksichtigung des Umstandes, daß dieses Relief im Bereich des Brunnens B X nicht so stark akzentuiert ist, wie es E. FABIANI (1973) interpretiert hatte.

Unter Berücksichtigung dieser Fließverhältnisse ist am Terrassenrand zwischen Hart und Alla mit einem Abströmen des Grundwassers vom Terrassenkörper in die Alluvialflur zu rechnen. Weiter im S, zwischen Alla und Steinfeld, fließt das Grundwasser bei Tiefstand nahezu parallel zur Terrassenkante, wobei eine untergeordnete Beeinflussung durch murbegleitendes Grundwasser gegeben sein könnte.

Etwas unterschiedlich ist die Charakteristik der Fließbewegung bei Höchststand des Grundwasserspiegels, dargestellt für den 2. April 1986 (Fig. 3). Zum einen ist der Grundwasserkörper um etwa 1,5–2 m mächtiger, zum anderen kommt, daß sich im nördlichen Abschnitt die Fließrichtung etwas ändert und eindeutig auf eine zusätzliche Grundwasseralimentation durch die Stiefing hinweist. Dies trifft vor allem auf die Anströmungsverhältnisse für den Brunnen B VI zu.

Die Tatsache einer Grundwasseranreicherung durch die Stiefing nur bei höherem Abfluß deutet darauf hin, daß die Sohle des Gerinnes durch abgelagerte Schwebstoffe nur gering wasserdurchlässig ist, während sich an den höhergelegenen Flanken des Bachbettes infolge des schnelleren Fließens bei höherem Wasserstand keine Sedimente ablagern können. Daraus folgernd gibt der Fluß vor allem bei Hochstand Wasser durch seitliches Überfließen an den Untergrund ab.

Geringere Unterschiede ergeben sich aus dieser Darstellung zur Gleichenkarte für hohen Grundwasserstand von E. FABIANI (1973), die wohl darauf zurückzuführen sind, daß murnahe mit dem Pegel N 3 eine Beobachtungsstelle im zentralen Teil des nördlichen Feldes besteht. So ist zu erkennen, daß die Alimentation des Grundwassers durch die Stiefing vor allem zwischen der Ortschaft Stiefing und dem Stiefingknie, und dies vornehmlich in südwestlicher Richtung, vor sich geht. Die Abstromverhältnisse beider Darstellungen decken sich wiederum im Bereich der Terrassenkante nördlich von Alla, wo das Grundwasser nahezu rechtwinkelig zum Terrassenabfall in die holozäne Talflur abfließt.

Ähnlich wie bei Niederwasserstand liegt das Grundwassergefälle im Südabschnitt auch bei Hochwasser deutlich höher als nördlich des Stiefingknies, ohne daß sich die Absolutwerte gravierend unterscheiden.

Um die Grundwasserbewegung im Bereich des Brunnens B VI näher untersuchen zu können, wurde 1985 im Schutzgebiet dieses Grundwasseraufschlusses ein Testkreis mit einer Zentralbohrung und 13 Peilrohren errichtet (Fig. 4). Für die Bestimmung der Fließrichtung wurden im September 1985 – zu einer Zeit niedrigen Grundwasserstandes – zwei Tracerversuche durchgeführt:

a) In die Zentralbohrung des Testkreises wurden in einer Tiefe zwischen 6,3 und 7,0 m 30 g Uranin in gelöster Form eingegeben. Aus der Probennahme bei den einzelnen Beobachtungsbohrungen, der Messung der Tracer und deren Auswertung

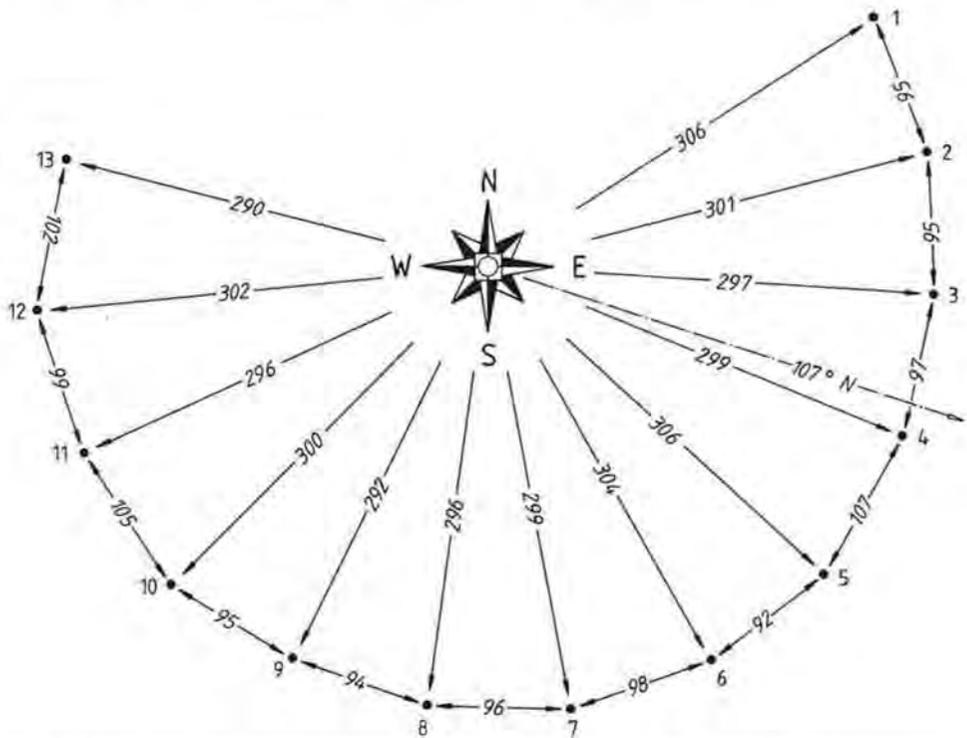


Fig. 4: Testkreis aus 13 Grundwasserpegeln und einer Zentralbohrung zur Ermittlung der Strömungsrichtung und Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers in der Nähe des Brunnens B VI (Entfernungen in cm).

wurde eine Fließrichtung des Grundwassers unter Zuhilfenahme einer graphischen Interpolation von 107° N gemessen (Fig. 4).

b) Das Geotechnische Institut der BVFA Arsenal (Dr. P. HACKER) injizierte im Peilrohr Nr. 11 in 7,6 m Tiefe einen kurzlebigen radioaktiven Tracer. Die so gewonnene Fließrichtung von 110° N stimmt mit jener des Uraninversuches gut überein.

Die nicht optimale Übereinstimmung dieser Versuche mit den Fließrichtungen aus den Grundwasserisohypsenplänen (Fig. 2, Fig. 3) muß nicht unbedingt als Widerspruch aufgefaßt werden, da – wie schon oben erwähnt – die Aussagekraft von Grundwassergleichen in hohem Maße von der Dichte des Beobachtungsnetzes abhängt. Auf der anderen Seite widerspiegelt die Fließrichtung aus den kleinerräumigen Tracerversuchen die lokalen Verhältnisse, die sich im Bereich des Brunnens B VI nicht unbedingt mit der generellen Fließbewegung des Grundwassers deckt. So könnte die Fließrichtung des Grundwassers bei B VI nach SE auf die hydrogeologische Relevanz einer in das Tertiär eingekerbten Tiefenrinne hinweisen, die lokal die Fließbewegung beeinflusst.

3.2.3. Fließgeschwindigkeit des Grundwassers

Wesentlich schwieriger als die Fließrichtung ist im allgemeinen die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers zu erfassen. In den meisten Fällen wird sie nach hydraulischen Gesichtspunkten bestimmt, die jedoch Schwächen wegen der nicht immer exakten Angabe der Grundparameter aufweist und eine Reihe von Umrechnungen über empirische Funktionen notwendig macht.

– Berechnung über den k_f -Wert (aus Pumpversuchen)

a) Brunnen B VI

Der Auswertung von Pumpversuchen (E. P. NEMECEK; W. WESSIAK; s. E. FABIANI, 1973) entstammen z. T. etwas divergierende Bestimmungen von k_f -Werten, doch dürfte ein Durchlässigkeitsbeiwert in der Größenordnung von $6 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ den Gegebenheiten entsprechen. Zusammen mit dem Gefälle ($1,5 \cdot 10^{-3}$) läßt sich eine Filtergeschwindigkeit

$$v_f = 9 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$$

errechnen.

Die nutzbare Porosität nach MAROTZ beträgt:

$$P^* = 0,232 (= 23\%)$$

Aus diesen Kenngrößen ergibt sich die Abstandsgeschwindigkeit:

$$v_a = 3,35 \text{ m/d}$$

b) Brunnen B X

k_f -Wert (aus Berechnungen von Th. GLÄNZ; W. WESSIAK; s. E. FABIANI, 1973):

$$k_f = 3 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$$

Gefälle: ausgerechnet vom Schichtenlinienplan

$$\begin{aligned} I &= 2,2 \cdot 10^{-3} \\ v_f &= 6,6 \cdot 10^{-6} \text{ m/s} \\ P^* &= 0,201 (= 20\%) \\ v_a &= 2,84 \text{ m/d} \end{aligned}$$

c) repräsentative Werte für das gesamte Feld

- Gefälle des Grundwasserspiegels:
 - nördlicher Abschnitt: $1,4 - 1,8 \cdot 10^{-3}$
 - südlicher Abschnitt: $2,5 - 2,7 \cdot 10^{-3}$
- Durchlässigkeitsbeiwert: $5 \cdot 10^{-3}$ m/s
- Nutzbare Porosität P^* (berechnet nach MAROTZ): 0,224 (= 22%)
- Abstandsgeschwindigkeit v_a (berechnet über v_f und P^*):
 - nördlicher Abschnitt: $2,8 - 3,5$ m/d
 - südlicher Abschnitt: $5,0 - 5,4$ m/d

- Berechnung aus Tracerversuchen

Das Geotechnische Institut der BVFA Arsenal (Dr. P. HACKER) führte im September 1985 eine Bestimmung der Filtergeschwindigkeit durch, indem der radioaktive Tracer Gold-198 in das zentrale Bohrloch des Testkreises von St. Georgen in 7,8 m Tiefe eingespeist wurde. Die aus der Tracerverdünnung gewonnene Filtergeschwindigkeit lag mit 17,26 m/d sehr hoch, was auf Störungen durch Vertikalströmungen zurückzuführen sein dürfte. Dieser Wert wurde deshalb zwar als Richtwert angesehen, jedoch nicht für weitere Berechnungen verwendet.

Beim oben angeführten Tracerversuch mit Uranin wurde im Testkreis (Fig. 4) bei den Peilrohren Nr. 2, 3, 5 und 6 ein positiver Tracerdurchgang nachgewiesen. Die wichtigsten Kenndaten sind:

Einspeisung: 30 g Uranin am 11. 9. 1985/9.00 Uhr

Tracernachweis:

- a) Bohrung 2: erstes Auftreten: 11. 9./12.10 Uhr
Tracermaximum und Schwerpunkt nicht identifizierbar
- b) Bohrung 3: erstes Auftreten: 11. 9./10.15 Uhr
Maximum: 11. 9./15.40 Uhr
Schwerpunkt (teilweise extrapoliert aus der abfallenden Tracer-
ganglinie): 11. 9./18.50 Uhr
 $v_a = 7,3$ m/d
- c) Bohrung 4: erstes Auftreten: 11. 9./9.30 Uhr
Maximum: 11. 9./10.35 Uhr
Schwerpunkt (teilweise extrapoliert aus der abfallenden Tracer-
ganglinie): 11. 9./13.30 Uhr
 $v_a = 15,9$ m/d
- d) Bohrung 5: erstes Auftreten: 11. 9./11.25 Uhr
Maximum: 11. 9./17.10 Uhr
Schwerpunkt nicht identifizierbar
- e) Bohrung 6: erstes Auftreten: 11. 9./13.10 Uhr
Maximum und Schwerpunkt nicht identifizierbar

Aus der Bewegung der Tracerwolke ergeben sich naturgemäß unterschiedliche Abstandsgeschwindigkeiten. Als mittlere v_a ist jene anzusehen, die exakt in der Fließrichtung verläuft. Da jedoch - wie in Fig. 4 ersichtlich - diese nicht durch eine Beobachtungssonde führt, muß die höchste mittlere Abstandsgeschwindigkeit innerhalb des Testkreises interpoliert werden. Gemäß der Fließrichtung ergibt sich eine

$$v_a = 18,1 \text{ m/d}$$

– Bewertung der Geschwindigkeitsberechnungen

a) Die Ausgangswerte für die v_T -Berechnungen (k_T -Wert und Gefälle) aus Pumpversuchen sind in ihrer Angabe nicht eindeutig verifizierbar, bereits geringfügige Abweichungen rufen weitreichende Unterschiede der über die MAROTZ-Funktion bestimmbaren Abstandsgeschwindigkeit hervor. Die so berechnete v_a dürfte im vorliegenden Fall etwas zu niedrig liegen.

b) Zweifellos genießen Geschwindigkeitswerte aus Tracerversuchen eine höhere Wertigkeit, da der gelöste Stoff in das Wassermolekül eingebaut ist und dadurch in Form eines Stofftransportes die Fließbewegung mitmacht. Ein Nachteil dieser Methode ist ihre meist kleinräumige Anwendungsmöglichkeit. Kennt man jedoch die hydrogeologischen Voraussetzungen, ist ein solcher Nachteil durchaus wettzumachen. Dies trifft auch für den Versuch in St. Georgen zu: Hier ist die gemessene Geschwindigkeit infolge der Rinnenstruktur des Untergrundes etwas erhöht, was man bei einer Übertragung auf das gesamte Feld berücksichtigen müßte. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit liegt daher im unmittelbaren Einzugsgebiet des Brunnens B VI in der Größenordnung zwischen 12 und 14 m/d.

Da diese Brunnen jedoch in günstigen Erschotungsbereichen mit bevorzugter Grundwasserbewegung situiert sind, können diese Geschwindigkeiten nicht als repräsentativ für das gesamte Feld angesehen werden. Sie dürfte etwa 10 m/d erreichen.

3.3. Möglichkeiten der Grundwasserneubildung

Bei der Behandlung der natürlichen Grundwasseranreicherung genügt es nicht, allein die Terrassenflur von St. Georgen–Stiefing–Hart zu betrachten, sondern den gesamten Raum des nördlichen Leibnitzer Feldes. Damit steht dieser Punkt in ursächlichem Zusammenhang mit der Herkunft der Grundwasserverunreinigung, wobei auch Fremdwässer, d. s. in das Grundwasserfeld von anderen Bereichen einströmende Wässer, mitberücksichtigt werden müssen. Andererseits kann aber auch durch eine Alimentation durch „saubere“ Wässer ein Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität geleistet werden.

Grundsätzlich gibt es eine Reihe von Möglichkeiten für die Grundwasseranreicherung:

a) Abströmen von Begleitgrundwasser der Mur aus der Enge von Wildon: Da die Grundwasserschichtenpläne 1985/86 nicht so weit nach W reichen, wurde auf die Arbeiten von E. FABIANI (1973) zurückgegriffen. Weder bei Nieder- noch bei Hochwasser reicht die Grundwasserbeeinflussung durch die Mur bis zur Terrassenkante von Hart–Alla. Bei Hochwasser ist eine Beeinflussung des Mur-Begleitwasserstromes bis etwa Stocking zu verfolgen, in weiterer Strömungsrichtung wendet sich das Grundwasser nach S in den Lahnbach und Weissenegger Mühlkanal. Hinzu kommt noch, daß gerade bei Hochwasser eine starke Komponente aus dem Bereich der Stiefing zum Tragen kommt, die im Bereich des Terrassenkörpers den Grundwasserabstrom nach SW drängt.

b) Uferfiltrat entlang der Mur: Da selbst der Mur-Begleitwasserstrom nicht bis an den Terrassenrand heranreicht, kann der Einfluß von Uferfiltraten der Mur wohl gänzlich ausgeschlossen werden.

c) Grundwasseranreicherung durch die Stiefing: Wie bereits in Kap. 2.2. angeführt, übt die Stiefing gegenüber dem Grundwasser keine Vorflutfunktion aus, sondern

dient lediglich bei höherem Wasserstand der Anreicherung des Grundwasserfeldes, die beträchtliche Ausmaße erreichen kann.

d) Grundwasseranreicherung durch Tertiärwässer: Diese müssen nicht unbedingt nur entlang des Tertiärrandes in die quartären Schotter eintreten, sie können auch an der Tertiäroberkante unter dem Schotterfeld zuströmen. Letztere Möglichkeit besteht dort, wo die obersten Tertiärsedimente nicht als Feinklastika, sondern als Sande ausgebildet sind (Nähe Bohrung X). Auch hinsichtlich einer seitlichen Anreicherung gibt es zwei Möglichkeiten: Im N kann eine zwar verdeckte, aber direkte Verbindung zu den Leithakalken von Sukdull–Aframberg bestehen. Weiters kann über die mächtigen tonreichen Hangkolluvien nach Starkregen und zur Schneeschmelze eine ansehnliche Menge Oberflächenwasser von den tertiären Riedeln auf die Terrassenfläche abfließen und dort versickern.

e) Grundwassererneuerung durch Direktinfiltration von Niederschlägen: Der Anteil des Niederschlages, der als Versickerung über die Bodenzone der Terrasse den Grundwasserkörper erreicht, wird im wesentlichen von der sedimentologischen Ausbildung der Deckschichten bestimmt. Dort, wo die feinerklastische Abdeckung zum Großteil fehlt, versickert das Niederschlagswasser relativ schnell, auch die Verdunstung hat wesentlich weniger Zugriff als in Bereichen, wo eine schnelle Versickerung gehemmt wird. In den zahlreichen flachen Erosionsrinnen ist die Deckschicht weitgehend abgetragen, und das dort zusammenfließende Wasser kann leicht zur Versickerung gelangen. Man kann demnach keineswegs von gleichen Bedingungen für eine flächenhafte Versickerung auf der gesamten Terrassenfläche ausgehen. Die ist auch ein Kriterium, das für den Schadstoffeintrag mitberücksichtigt werden muß.

4. Ergebnisse der hydrologischen Aufnahme

Eine wichtige Voraussetzung für die fachliche Beurteilung von Grundwasserbelastungen ist die Aufnahme aller geologischen Aufschlüsse. Dazu gehört die Dokumentation von Bohrungen, die je nach Bohrtart auch eine Sedimentklassifikation zulassen kann, dazu gehört vor allem aber eine Kartierung der Schotterabbauflächen, der Hausbrunnen, Oberflächengerinne, Düngestätten und Güllegruben.

4.1. Schottergruben

Die quartären Terrassen des Leibnitzer Feldes bilden die Grundlage des Schotterabbaues. Die Schottergruben des Untersuchungsgebietes befinden sich ausschließlich auf der Würmterrasse im Bereich zwischen Hart, Alla und Rohr. Über Mächtigkeit und Aufbau der Schotterschichten geben Bohrprofile Auskunft. Diese Lockersedimentfüllung setzt sich aus dem typischen Murtalschotter mit Quarzen, Gneisen, Amphiboliten, Schiefeln, Sandsteinen, Kalken, Dolomiten zusammen. Durch den hohen Rundungsgrad und durch ihren Anteil an Feinsanden eignen sich diese Würmschotter gut als Baustoffe.

Nach der Abbauart handelt es sich bei den kartierten Schottergruben (Fig. 1) um Trockenbaggerungen. Sie sind durchwegs schon aufgelassen und wurden bereits wieder rekultiviert. Bei Trockenbaggerungen wird eine Rekultivierung erleichtert, da ihre Flächen nach Beendigung des Abbaus wieder wie ursprünglich genutzt werden können. Der Großteil der aufgelassenen Schottergruben, die nicht zugeschüttet wur-

den, werden landwirtschaftlich genutzt. In der Grube 2 befindet sich ein Bogenschießplatz. Die Schottergrube 3 wird laufend mit Müll, Erd- und Baumaterial verschiedenster Art zugeschüttet. Auch in den übrigen finden sich wilde Deponien von Hausmüll.

Die Grundwasserüberdeckung bei Hochstand beträgt in Grube 4 maximal 2 m, in Grube 1 und 2 1 m, in Grube 6 0,5 m, und in Grube 5 erfolgte der Schotterabbau so tief, daß das Grundwasser über einen längeren Zeitraum (im Frühjahr nach der Schneeschmelze) zutage tritt. Auch bei der Schottergrube 3 ist die Grundwasserüberdeckung sehr gering, so daß für kurze Zeit auch hier das Grundwasser stellenweise in die Grube aufsteigt (Tab. 1).

Aus dieser Darstellung geht hervor, daß gerade die aufgelassenen Sand- und Kiesgruben als Verschmutzungsherde bevorzugt in Frage kommen. Das Fehlen einer nennenswerten Bodenkreme und der geringe Flurabstand (manchmal ist er überhaupt nicht vorhanden) bewirken ein schnelles Erreichen der Grundwasserzone durch allfällige Schadstoffe.

Tab. 1: Grundwasserüberdeckung in den Schottergruben (Höchststand und Tiefststand nach E. FABIANI, 1973).

Schottergruben Nr.	Basis (m ü. A.)	Höchststand (m ü. A.)	Tiefststand (m ü. A.)
1	292	291	288,5
2	290	290,5	288,0
3	290-292	290	287,5
4	291	289,5	287,0
5	288-289	289,5	287,0
6	286	285,5	283,5

4.2. Hausbrunnen

In der Zeit von 25. 3. bis 25. 4. 1985 erfolgte eine Aufnahme der Hausbrunnen im Untersuchungsgebiet. Es wurden in der Ortschaft Hart 36, in Neudorf 3, in Stiefing 18, in Steinfeld 10, in Alla 16 und in St. Georgen 22 Brunnen kartiert, Brunnenkatasterblätter angelegt und Wasserproben für chemische Analysen gezogen (Lage s. Fig. 1).

4.2.1. Verteilung der Brunnen

Der überwiegende Teil der Brunnen liegt auf der Würmterrasse, nur der Brunnen Nd 2 befindet sich im Bereich der rißeiszeitlichen Terrasse. Ha 3, Ha 4, Ha 6, Ha 7, Ha 10, Ha 9, Ha 13, Ha 12, Ha 14, A1 10, St 5, St 10 liegen im Bereich des Abfalles der Würmterrasse zur holozänen Aue, wo auch die Brunnen A1 2, A1 3, A1 9 situiert sind. Die Brunnen in St. Georgen wurden mit Ausnahme von Ge 18 an der Grenze zum Tertiär errichtet.

Es zeigt sich, daß die Brunnen fast ausschließlich auf die Siedlungen beschränkt sind, die am Rand der Terrasse, und zwar am Terrassenabfall (Hart, Alla, Steinfeld) und auch im Bereich der begrenzten Hänge (Neudorf, St. Georgen) liegen. Lediglich die Ortschaft Stiefing befindet sich inmitten des Grundwasserfeldes.

Vorwiegend sind die Brunnen innerhalb des Siedlungsbereichs im Hof bzw. im

Garten situiert, begründet in der bäuerlichen Struktur dieser Gegend; 19 Brunnen haben ihre Lage im Keller des Wohnhauses, dies trifft vor allem bei Einfamilienhäusern zu.

4.2.2. Ausbau der Brunnen

Bei den kartierten Brunnen handelt es sich fast ausschließlich um Schachtbrunnen, die, je nach Alter des Brunnens, mit Steinen ausgemauert oder aus Betonringen aufgebaut sind. Nur der Brunnen Al 12 ist ein Schlagbrunnen, und bei Ge 1 handelt es sich um eine Quelfassung. Vom Durchmesser her haben die Brunnen eine lichte Weite von 80 bis 120 cm.

Der tiefste Brunnen (Nd 2) befindet sich mit 19 m im Bereich der rißeiszeitlichen Terrasse in Neudorf. Im Bereich der Würmterrasse variiert die Brunnentiefe in Neudorf zwischen 6 und 8 m, in Stiefing zwischen 7,4 und 10,2 m, in Hart zwischen 7 und 9 m, in Alla zwischen 5 und 7,5 m und in Steinfeld zwischen 5 und 7 m. Die Brunnen im Bereich der Terrassenstufe sind 3,5–5,5 m tief, in St. Georgen 8–13 m, nur Ge 3 und Ge 4 sind seichter.

4.2.3. Nutzung der Brunnen

Die aufgenommenen Brunnen werden in Hart, Neudorf und Steinfeld fast durchwegs für die Trinkwasserversorgung genutzt. In diesen drei Ortschaften werden nur Ha 2, Ha 15, Ha 10 und Al 9 nicht mehr verwendet. Stiefing und St. Georgen sind an die Leibnitzerfeld Wasserversorgungsgesellschaft angeschlossen. Trotzdem werden in St. Georgen die Brunnen Ge 19, Ge 1, Ge 6, Ge 17, Ge 20, Ge 22, Ge 24 genutzt. In Stiefing wird eine Reihe von Brunnen nicht mehr verwendet (Einfamilienhäuser bei Sg 6, Sg 8, Sg 10, Sg 13, Sg 17, Sg 18, Sg 19, Sg 22, Sg 23). Hinsichtlich der Bauernhöfe sind die Wohnhäuser an das Wasserversorgungsnetz angeschlossen, das Nutzwasser wird ausschließlich aus dem eigenen Brunnen entnommen.

4.2.4. Verunreinigungsherde

Das Untersuchungsgebiet ist ein intensiv genutzter Siedlungs- und Wirtschaftsraum. Es ergeben sich daraus zahlreiche Möglichkeiten der Beeinträchtigung des Grundwassers durch die Tätigkeit des Menschen.

In keiner der untersuchten Ortschaften ist die Abwasserfrage gelöst. Es gibt keine Kanalisation, so daß an jede Hausstätte eine eigene Sammelgrube angeschlossen ist. Die schwer kontrollierbare Art der Entleerung dieser Gruben ist ein gravierender Unsicherheitsfaktor für den Nachweis von Grundwasserverunreinigungen. Die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Leibnitzer Feldes erfordert den Bau zahlreicher Güllebecken und Düngestätten. Diese sind größtenteils durch Betonverbauung abgedichtet. Bei einigen kann aber der flüssige Naturdünger ungehindert oberirdisch abfließen und versickert sodann in den Sedimenten der Terrasse.

4.2.5. Geländemessungen

An keine meßtechnischen Bedingungen und daher äußerst problemlos gestaltet sich die Bestimmung des Grundwasserabstiches mittels Lichtlot sowie die kombinierte Messung von Wassertemperatur und Leitfähigkeit durch ein WTW/Lf 91.

Bis in eine Tiefe von 5,5 m konnte über eine luftdicht abgeschlossene Zelle mittels Saugpumpe der pH-Wert, das Redoxpotential und der Gehalt an freiem Sauerstoff

bestimmt werden, bei Tiefen über 5,5 m mußte die Eh- und O₂-Bestimmung wegfallen, der pH-Wert konnte nur mehr in einem Meßbecher ermittelt werden.

Im Gelände selbst erfolgte ferner ein halbquantitativer Nachweis des Phosphats und des Gesamteisens. Das Bicarbonat wurde mittels Titration bestimmt.

Betrachtet man alle Werte der elektrolytischen Leitfähigkeit (über 100 Brunnen), liegen sie zwischen 377 (Ge 22) und 1372 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}/25^\circ \text{C}$ (Ha 7), das Schergewicht befindet sich zwischen 700 und 900 μS . Da unbelastete Grundwässer dieses Raumes nicht über etwa 600 μS ansteigen, geben die erhöhten Gehalte einen Hinweis auf die qualitative Belastung des Grundwasserfeldes, zunächst ohne detaillierte Aussagen. Nicht immer muß eine hohe Leitfähigkeit durch einen erhöhten Nitratgehalt verursacht sein.

Besonders hohe Werte sind in stärker besiedelten Gebieten ausgewiesen, auf der anderen Seite treten dort aber auch große Unterschiede auf, die schon von vornherein auf sehr lokale, ja punktuelle Verschmutzungsherde hinweisen.

Weitere Verschmutzungsanzeiger sind der Phosphat- und Nitritgehalt. Auch der Gehalt an freiem Sauerstoff kann dafür ein Indiz sein, wenn im Zuge der belastungsbedingten Sauerstoffzehrung die O₂-Konzentration und damit auch die O₂-Sättigung drastisch zurückgehen. Temperatur und pH-Wert sind nicht als direkte Indikatoren anzusehen, sie sind aber wichtige Parameter für Sättigungsberechnungen, die weitreichende Aufschlüsse über die Grundwasserbelastung geben können.

4.3. Laboranalysen

Im Labor wurden die Ionen Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Hydrogencarbonat, Chlorid, Nitrat und Sulfat analysiert. Obwohl die Untersuchungen über die Grundwasserbelastung in erster Linie auf das Nitrat ausgerichtet sind, wurden auch andere gelöste Stoffe gemessen, weil gerade Einzeldarstellungen und Ionenverhältnisse, aber auch Geothermometer- und Sättigungsberechnungen einen wichtigen Beitrag zur Kenntnis des Schadstoffeintrages liefern können.

Tab. 2: Übersicht des NO₃-Gehaltes der aufgenommenen Brunnenwässer.

Lage	Brunnen Gesamtzahl	über 50 mg/l		über 80 mg/l		über 100 mg/l	
		Brunnen- zahl	%	Brunnen- zahl	%	Brunnen- zahl	%
Hart	36	19	53	4	11	3	8
Alla	16	14	88	6	38	1	6
Steinfeld	10	4	40	1	10	1	10
Stiefing	18	12	67	1	6	1	6
St. Georgen	22	10	45	5	23	4	18
Gesamt	102	59	58	17	17	10	10

Der Nitratgehalt ist in den Siedlungsgebieten lokal sehr großen Schwankungen unterworfen, wie z. B. in Hart, wo dieses Ion zwischen 0,17 und 2,04 mval/l streut (10–12 mg/l). Ähnlich ist die Verteilung in St. Georgen. Dies gibt Zeugnis über nahezu punktuelle Verschmutzungsherde, wo gleichzeitig durch bauliche Maßnahmen (z. B. undichte Düngerstätten) die abdichtende obere Schichte nicht mehr ihre Funktion erfüllt. Eine statistische Auswertung des Nitratgehaltes in den aufgenommenen Hausbrunnen ist in Tab. 2 ersichtlich. Daraus kann abgeleitet werden, daß generell gesehen über mehr als 50% der untersuchten Brunnenwässer über dem empfohlenen Richtwert von 50 mg/l liegen. Ein Großteil der belasteten Wässer befindet sich zwischen 50 und 80 mg/l. Bei immerhin 10 Wässern (= 10%) wird ein Wert von 100 mg/l überschritten (höchster Gehalt 166 mg/l in St. Georgen). Auch innerhalb der besiedelten Areale gibt es Unterschiede. So übersteigen in Alla fast 80% der aufgenommenen Brunnenwässer 50 mg/l, am geringsten belastet ist das Grundwasser im Siedlungsgebiet von Steinfeld.

Ein weiterer Verschmutzungsanzeiger ist der Sulfatgehalt, der jedoch unter dem Grenzwert von 250 mg/l des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz sowie der Önorm M 6250 liegt, wie Tab. 3 zeigt.

Tab. 3: Übersicht des SO_4 -Gehaltes der aufgenommenen Brunnenwässer.

Lage	Brunnen Gesamtzahl	über 40 mg/l		über 60 mg/l	
		Brunnenzahl	%	Brunnenzahl	%
Hart	36	25	69	1	3
Alla	16	13	81	1	6
Steinfeld	10	0	0	0	0
Stiefing	18	0	0	0	0
St. Georgen	22	20	91	10	45
Gesamt	102	58	57	12	12

Diese Aufstellung gibt die starken Unterschiede in den einzelnen Ortschaften wieder. Es fällt hierbei die Diskrepanz zwischen St. Georgen einerseits und Steinfeld sowie Stiefing andererseits auf. In St. Georgen könnte die höhere Sulfatbelastung auch auf eine fehlende Entsorgung gewerbebetrieblicher Abwässer hinweisen. Diese Art des Siedlungsaufbaues fällt in Stiefing und Steindorf weg, die rein bäuerliche Strukturen aufweisen.

Sehr unterschiedlich belastet sind die Oberflächengerinne (Lage Fig. 1). Die niedrigste Ionenkonzentration zeigt die Stiefing, die Summe der gelösten Stoffe erreicht bei allen drei Probenahmestellen (F 1, F 2, F 3) knapp 3 mval/l. Einleitungen verschmutzter Wässer werden durch die größere Wasserführung stark verdünnt. Solche stark verschmutzte Kleingerinne sind auf der Terrasse weit verbreitet, besonders am östlichen Terrassenrand – zwischen Gerbersdorf und St. Georgen – sind nahezu alle Gerinne, die von der tertiären Umrahmung auf die Terrasse abströmen und dort langsam versickern, stark belastet: K 9, K 10, K 11, K 8, K 12. Nur K 7 südlich von St. Georgen weist eine geringere Gesamtmineralisierung auf, die Ionenzusammensetzung läßt allerdings eine geringfügige Verschmutzung durch die landwirtschaftliche Düngung vermuten.

5. Dauermessungen

Die Dynamik der Bewegung des Wassers im Untergrund erlaubt es nicht, allgemein gültige Schlüsse über die Grundwasserbelastung allein aus einmaligen Messungen zu ziehen.

5.1. Auswahl der Grundwasseraufschlüsse

Da die Hausbrunnen an die Siedlungen gebunden sind, ist eine flächendeckende Studie des Nitratgehaltes im Grundwasser allein aus diesen Aufschlüssen nicht möglich. Über Auftrag der Leibnitzerfeld Wasserversorgungsgesellschaft wurden deshalb in den Freiflächen neun Beobachtungsbohrungen abgeteuft, deren Lage in Fig. 1 erkennbar ist. Sechs dieser Bohrungen sind auf der Terrassenfläche verteilt, drei Aufschlüsse wurden in der Nähe des Terrassenrandes niedergebracht. Drei von ihnen, nämlich N 2, N 6 und N 9, konnten in aufgelassenen Schottergruben errichtet werden.

Für die Langzeitmessungen wurden weiters neun Hausbrunnen ausgewählt, die von der Aufnahme her extreme Bedingungen aufweisen: Entweder sind sie qualitativ kaum oder stark belastet. Sie verteilen sich auf einen Brunnen in Neudorf, zwei in Hart, drei in Stiefing und drei in St. Georgen.

Schließlich war es notwendig, auch die beiden Produktionsbrunnen der Wasserversorgungsgesellschaft Leibnitzer Feld, B VI und B X, in die Dauermessungen miteinzubeziehen. Als Vergleich sollte die Probennahme der Stiefing (F 2) das Bild abrunden.

Zwischen Juli 1985 und Juli 1986 wurden insgesamt 21 Meßserien durchgeführt, wobei die Zeitintervalle nicht starr vorgegeben waren, sondern sich nach den hydro-meteorologischen Bedingungen richteten. Schwankende Witterungsverhältnisse und Schneeschmelze bedingten daher engere Meßzeiträume. Neben den bereits anlässlich der Brunnenaufnahme angeführten Feld- und Labormessungen wurden zusätzlich Tiefenprofile im Grundwasser (in 0,5 m Abstand) von elektrischer Leitfähigkeit und Wassertemperatur gefahren. Während die Bohrungen jeweils bis zum liegenden Tertiär reichen und dadurch die Grundwassermächtigkeit 5 m übersteigt, sind die Hausbrunnen im allgemeinen nicht so tief. Die zu messende Wassersäule ist dort dementsprechend kleiner.

5.2. Landwirtschaftliche Nutzung zur Zeit der Untersuchungen

Das im nordöstlichen Leibnitzer Feld gelegene Untersuchungsgebiet ist ein intensiv genutzter Siedlungs- und Wirtschaftsraum.

Im Laufe der letzten 15 Jahre haben sich besonders in der Landwirtschaft enorme Veränderungsprozesse eingestellt. Man ist von der traditionellen Großviehhaltung ab und zur Schweinemast übergegangen. Dies brachte auch einen Wandel innerhalb der Feldanbaustruktur mit sich. Da für die Schweinemast vorwiegend Silomais als Futtermittel benötigt wird, führte dies zu einer Abkehr von der Vielfelderwirtschaft hin zur reinen Maismonokultur. Dieses Ausweichen in den Anbau von Spezialkulturen (neben Mais vor allem noch Ölkürbis) hat seine Ursachen unter anderem auch im Wandel der Erwerbsstruktur der landwirtschaftlichen Betriebe und der Betriebsgrößenstruktur. Die geringen Besitzgrößen führten seit Jahren dahin, daß sich immer mehr Bauern von der Vollerwerbswirtschaft abwandten und den landwirtschaftlichen Betrieb im Nebenerwerb als zusätzliche Einnahmequelle zum Hauptberuf weiterführten. Hauptgründe dafür liegen im Bestreben nach höherem Einkommen, um dadurch auf dem

landwirtschaftlichen Sektor mehr investieren zu können. Dazu bietet das durch Verkehrs- und Klimagunst ausgezeichnete Leibnitzer Feld für einen landwirtschaftlichen Nebenerwerb (Anbau von Spezialkulturen) geradezu ideale Bedingungen. Die Art der landwirtschaftlichen Nutzung im unmittelbaren Einzugsbereich des Versorgungsbrunnens Stiefing kann aus einer Zusammenstellung der Bezirkskammer für Land- und Forstwirtschaft Leibnitz erschen werden (Tab. 4).

Tab. 4: Landwirtschaftliche Nutzung in Stiefing 1985/86.

Fläche: 1,049.708 m ² Besitzer: 42				
davon:	1985		1986	
	m ²	%	m ²	%
Mais	774.846	73,81	827.803	78,86
Kürbis	23.486	2,24	33.490	3,19
Klee gras (Schotter gras)	41.468	3,95	41.468	3,95
Sommergerste	15.384	1,47	5.404	0,51
Wintergerste	84.039	8,01	75.608	7,20
Triticale	45.243	4,31	23.374	2,23
Wald	9.115	0,87	9.115	0,87
Obstgarten	22.417	2,14	22.417	2,14
Weizen	33.710	3,20	11.029	1,05
	1,049.708	100,00	1,049.708	100,00
Zwischenfrucht: Perserklee 34.194 m ²				

Aus dieser Zusammenstellung ist das Übergewicht der Maisnutzung erkennbar. An und für sich ist der Nitrataustrag – solange eine tätige Pflanzendecke auf dem Acker steht – kaum größer als bei Grünland. Da aber die meisten Kulturen nicht den ganzen Jahresablauf hindurch den Boden bedecken und durchwurzeln, gibt es Phasen, wo der in NO₃ umgewandelte Stickstoff der Sickerwasserbewegung folgt. Dies gilt um so mehr, je lückenhafter die Fruchtfolge ist und je kürzer die einzelne Frucht auf dem Acker steht. Wintergetreide ist als sehr günstig, Mais dagegen als sehr kritisch anzusehen, da er erst spät und in weiten Reihenabständen gesät wird und sehr langsam den Bodenquerschnitt durchwurzelt. Bei Überdüngung mit Gülle wird die Situation daher noch ungünstiger, als bei Anbau von Mais und gleichzeitig vorsichtig bemessener Düngung ohnehin der Fall ist.

Bei Flüssigmist (Gülle) treten große Probleme auf, gerade weil die organische Düngung an sich schon in gewissem Widerspruch zur Forderung nach gezielten Düngungsmaßnahmen steht. Allein die meist recht heterogene Zusammensetzung von Mist, Gülle und Jauche sowie die technischen Schwierigkeiten, diese wenigstens einigermaßen gleichmäßig auf der zu düngenden Fläche zu verteilen, erlauben nur eine grobe Schätzung der jeweils verabreichten Nährstoffmenge. Um so wichtiger ist hier die zeitliche und mengenmäßige Beschränkung der organischen Düngung. Wer Gülle oder Jauche im späten Herbst oder Winter auf vegetationslose Fläche bringt, erzielt damit keinen Nutzen, sondern beseitigt Abfälle und gefährdet damit das Grundwasser.

Wenn durch ausreichenden Lagerraum sichergestellt werden kann, daß Gülle nur dann gegeben wird, wenn die Kulturpflanzen die Nährstoffe auch gut verwerten

können, wenn die Einzelgabe der Frucht entsprechend richtig bemessen wird, dann kann auch die Gülle ein wertvoller und vor allem kostengünstiger Dünger sein. Dort wo jedoch der Viehbesatz – wie im Untersuchungsgebiet – für die nutzbare Fläche zu groß ist, wo es einige Großschweinemastbetriebe gibt, die einen enormen Anfall von Gülle haben, die aber aufgrund der Besitzverhältnisse zu wenig Ackerland zur Aufbringung der Gülle in unmittelbarer Hofnähe haben, die zwar Land für Maisanbau dazugepachtet haben, dieses aber in einiger Entfernung vom Hof ist, muß unbedingt für die Abgabe der überschüssigen Güllemengen an benachbarte vieharme Betriebe gesorgt werden. Die Güllezufuhr soll langfristig die Menge von drei Dünger-Großvieheinheiten je ha nicht überschreiten.

5.3. Hydrochemische Typisierung der Grundwässer

Für die Lösung des vorgegebenen Problems ist die grundsätzliche Betrachtung von Möglichkeiten einer Grundwasseralimentation (s. Kap. 3.3.) im nordöstlichen Leibnitzer Feld nicht ausreichend. Es müssen daher methodisch ausreichend verifizierbare Voraussetzungen für eine einzugsgebietsmäßige Gliederung von Grundwasserteilgebieten geschaffen werden. Dies ist durch Detailuntersuchungen der hydrochemischen Verhältnisse möglich, wobei im groben relativ schnell eine Differenzierung zwischen unbelastetem und belastetem Grundwasser (unterschieden auch nach der Art) getroffen werden kann.

5.3.1. Klassifizierung natürlicher Grundwässer auf der Basis thermodynamischer Gleichgewichte

5.3.1.1. Theoretische Grundlagen

Durch das hier zur Anwendung gebrachte Computerprogramm (A. BATH, 1980) können die Sättigungsindizes (Si) für Calzit, Dolomit und Gips sowie der CO_2 -Partialdruck im Grundwasser berechnet werden.

In diese Berechnungen finden folgende chemisch-physikalische Parameter Eingang:

Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , pH-Wert und die Grundwassertemperatur.

Der CO_2 -Partialdruck hängt stark vom Bewuchs und der Konsistenz des Bodens ab. In der Literatur werden Werte in der Größenordnung von $10^{-1,8}$ bis $10^{-2,5}$ at genannt (T. C. ATKINSON, 1977). Der P_{CO_2} der Luft liegt hingegen bei $10^{-3,5}$ at.

Aufgrund des unmittelbaren atmosphärischen Kontaktes stehen Oberflächengewässer im allgemeinen mit dem P_{CO_2} der Luft in einem Gleichgewicht. Hingegen tritt bei seichtliegenden Grundwässern, bei denen eine senkrechte Infiltration in den Aquifer eine bedeutende Rolle spielt, ein Gleichgewichtszustand mit dem CO_2 -Partialdruck der Bodenluft ein.

Die Lösungsfähigkeit für die Karbonate Calzit und Dolomit in Wasser ist äußerst gering, sie steigt jedoch mit dem CO_2 -Gehalt an. Durch die Karbonatlösung wird CO_2 verbraucht (Abnahme des CO_2 -Partialdruckes), wobei der P_{CO_2} im geschlossenen System (keine Zufuhr von CO_2) bis unter den atmosphärischen P_{CO_2} absinken kann. Im offenen System, wie es die seichtliegenden Grundwässer darstellen, wird jedoch durch die Lösung verbrauchtes CO_2 ergänzt, wodurch höhere Lösungsraten möglich sind.

Aus der Karbonatlösung resultiert der Gehalt des Wassers an den Ionen Ca^{2+} , Mg^{2+} und HCO_3^- .

Aufgrund kalkulierter Sättigungs- P_{CO_2} -Relationen lassen sich Grundwässer verschiedener Genese, unterschiedliche Einzugsgebiete oder Infiltrationsbedingungen bezüglich ihrer CO_2 -Zufuhr und der Lösungsrate gegeneinander abgrenzen.

5.3.1.2. Interpretation der Messungen

Das Wasser der Stiefing (F 2) weist, wie es für ein Oberflächengerinne typisch ist, ein niedriges Verhältnis von Calcitsättigung zum CO_2 -Partialdruck auf. Bemerkenswert ist die Tatsache, daß eine bedeutende Anzahl von Brunnenwässern ähnliche Relationen aufweisen (Fig. 5, schraffierter Bereich). Diese Wässer gruppieren sich im wesentlichen um die Stiefing selbst bzw. um einen wahrscheinlichen Abstrombereich entlang des Stiefingtales aus dem Tertiär. Für sie alle besteht der Verdacht zumindest einer Beeinflussung durch die Stiefing bzw. einer Alimentation durch Oberflächenwässer, die in den zahlreich angelegten Entwässerungsgräben zur Versickerung gebracht werden. Die Brunnen in Alla südlich der Stiefing weisen gleiche Verhältnisse auf. In diesem Mäander ist auch eine Versickerung von Stiefingwasser möglich.

Weitere solcher Wässer gruppieren sich entlang des Terrassenrandes im W, was auf eine geringere CO_2 -Zufuhr im Infiltrationsbereich aufgrund einer geringmächtigen Bodenbildung auf der tieferen Terrasse zurückzuführen ist.

In klarem Gegensatz dazu stehen die Wässer aus Brunnen auf der höheren Terrasse, die von bedeutend höheren Lösungsraten und CO_2 -Partialdrücken geprägt sind.

Diese hier durchgeführte Abgrenzung von Grundwasserbereichen ist, wie später noch gezeigt werden kann, auch durch andere hydrochemische Parameter möglich.

Anhand von hydrochemischen Dauerbeobachtungen kann gezeigt werden, daß bei langfristig gleichen Infiltrationsbedingungen Wässer einer Quelle bzw. eines Brunnen immer gleiche Sättigungs- P_{CO_2} -Relationen aufweisen, wobei die Beziehung zwischen diesen beiden Parametern mit Korrelationskoeffizienten nahe 1 praktisch ideal ist. Der Korrelationskoeffizient ist demnach nicht nur ein Ausdruck für die Analysenqualität, sondern weist auch auf Beeinflussungen des Wassers hin, wie z. B. sich im Laufe des Jahres ändernde Infiltrationsbedingungen (Starkregen, Schneeschmelze usw.).

In Fig. 6 sind als Beispiele für gute Korrelationen die Wässer der Brunnen Ge 24, Nd 3 und N 7 herausgegriffen. Sie liegen entweder am Tertiärrand oder mitten auf der Würmterrasse. Bedeutend schlechter korrelieren die Wässer aus N 6 und N 5.

N 5 liegt in dem in Fig. 5 dargestellten Grundwasserbereich, für die aufgrund der niedrigen P_{CO_2} -Sättigungsrelationen ein Einfluß durch die Stiefing vermutet wird. Aufgrund der schlechten Korrelation dieser beiden Parameter müssen stark wechselnde Alimentationsbedingungen herrschen, was wiederum den Verdacht auf eine mengenmäßig stark differierende Vermischung zweier verschiedener Wässer erhärtet. Sie könnte auf eine sehr unterschiedliche Infiltrationsbereitschaft der Stiefing bei unterschiedlicher Wasserführung zurückzuführen sein.

Ähnlich gelagert sind die Verhältnisse bei der Sonde N 6, die unterstromig einer Schottergrube (bereits auf der Niederterrasse) situiert ist. Auch hier ist die Streuung eindeutig auf die Vermischung verschiedener Wässer zurückzuführen. Hier gelangen die in situ versickernden Wässer ohne nennenswerte CO_2 -Zufuhr in den Untergrund und vermischen sich mit dem abströmenden Grundwasser, das sich durch bedeutend höhere CO_2 -Partialdrucke auszeichnet.

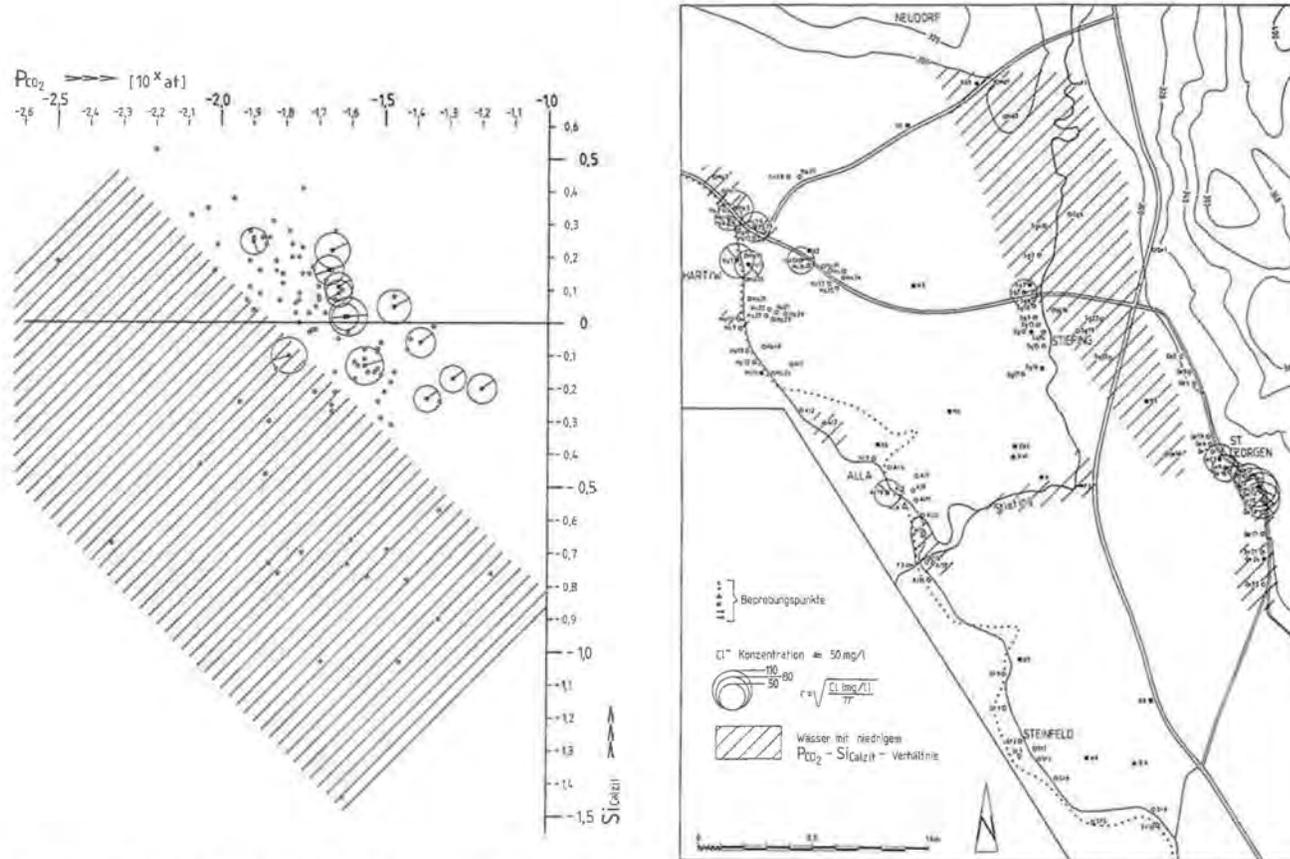


Fig. 5: Das Verhältnis kalkulierter Calcitsättigungen ($S_{i_{Calcit}}$) und CO_2 -Partialdrücke (P_{CO_2}) und Chloridgehalte der untersuchten Wässer. Weitere Erläuterungen s. Text.

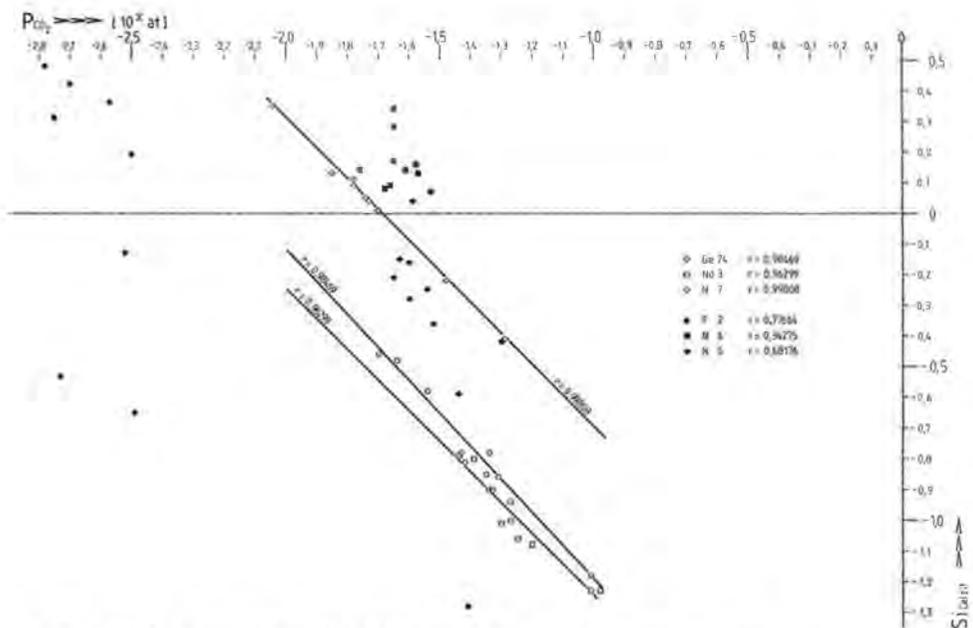


Fig. 6: Beispiele für $S_{\text{Calcit}}-P_{\text{CO}_2}$ -Verhältnisse von Wässern verschiedener Herkunft.

Aufgrund des Schotterabbaues bis knapp ober dem Grundwasserspiegel erfolgt die Grundwasseralfimentation sicher auch sehr rasch, die Folge davon ist die starke Streuung der beprobten Wässer bezüglich ihres Sättigungs- P_{CO_2} -Verhältnisses.

Die geringsten Sättigungs- P_{CO_2} -Relationen weist naturgemäß das Stiefingwasser selbst auf, das als Oberflächengerinne danach trachtet, mit dem P_{CO_2} der Luft von ca. $10^{-3.5}$ at nicht erreicht wird. Das deutet darauf hin, daß stellenweise CO_2 -reiches Wasser in die Stiefing einströmt. Dies könnte im tertiären Einzugsbereich der Fall sein, wo die Stiefing ja die Vorflut für alle Wässer darstellt.

Aufgrund der Chloridgehalte deutet sich eine weitere Möglichkeit der Grundwasseranreicherung an. In Fig. 5 sind im Sättigungsdiagramm alle Wässer mit Chloridkonzentrationen höher als 50 mg/l dargestellt. Die lokale Verbreitung dieser Wässer ist derselben Abbildung zu entnehmen. Hierbei zeigt sich, daß praktisch alle chloridreichen Wässer auch hohe Sättigungs- P_{CO_2} -Relationen aufweisen. Ihre lokale Verbreitung konzentriert sich um den Bereich von St. Georgen. Zumindest ein Großteil dieser Wässer kann aufgrund der Höhenlage der Brunnen nur aus dem Tertiär austreten.

Für die westlich gelegenen Brunnen mit hohen Chloridwerten könnte durchaus ebenfalls eine Infiltration von Wässern aus dem Tertiär an der quartären Schotterbasis in Frage kommen. Aufgrund der praktisch horizontalen Lagerung der Sedimente des Bodens, in die wasserführende Sand-Kies-Horizonte eingeschaltet sind, könnten solche Horizonte relativ großflächig angeschnitten sein.

In einer tieferen Bohrung bei St. Georgen wurde zwischen 40 und 50 m ein solcher Kieshorizont durchteuft. Das Wasser des allerdings mit nur 0,2 l/s unergiebigem Aquifers wies mit 71 mg/l Chlorid eine extreme Mineralisation auf. Im Falle eines Anschneidens eines solchen Aquifers würden demnach bereits geringe Anteile Tertiärwassers genügen, hohe Chloridkonzentrationen im seichtliegenden Grundwasser zu erzeugen.

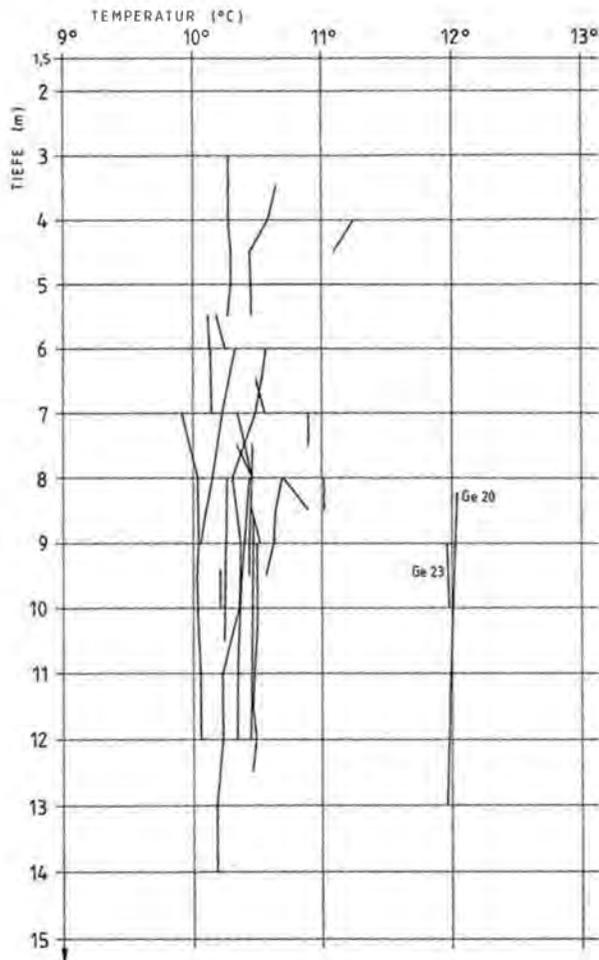


Fig. 7: Tiefenverteilung der Jahresmittel der Grundwassertemperatur in einzelnen Brunnen und Bohrungen.

Der Verdacht auf das Eintreten solcher hochmineralisierten Chloridwässer in die quartäre Schotterfüllung besteht bei zahlreichen Brunnen im Leibnitzer Feld und im Unteren Murtal und muß in keiner Weise etwas mit anthropogenen Verunreinigungen (Abwasserversickerungen, Salzstreuung) zu tun haben.

Deutliche Hinweise auf aufsteigende Tertiärwässer können langfristige Messungen der Grundwassertemperatur liefern. Das Jahresmittel der Grundwassertemperatur liegt im Leibnitzer Feld zwischen 10 und 10,5° C (H.-P. LEDITZKY, 1985, 1986). Bei deutlichen Abweichungen zu höheren Jahresmitteln besteht der Verdacht auf aus größeren Tiefen aufsteigenden bzw. auf seitlich in das quartäre Grundwasserfeld eintretende Wässer. Das ist bei den Brunnen Ge 20 und Ge 23 der Fall. Die mittlere Jahrestemperatur von ca. 12° C ist hier mit Sicherheit auf den Abschnitt eines tertiären wasserführenden Horizontes am Talrand, allerdings verdeckt durch die Quartärablagerungen, zurückzuführen.

Aufgrund der geothermischen Tiefenstufe von ca. 20 m/°C würde eine Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 2°C einer Überlagerung von ca. 40 m entsprechen, was im Bereich von St. Georgen der Fall sein dürfte (Fig. 7). Natürlich spielt hier auch die Art der Meßstelle selbst eine bedeutende Rolle (Verrohrung, Durchmesser etc.), weshalb die anderen in Fig. 7 dargestellten Grundwassertemperaturen nicht weiter interpretierbar sind.

Bei geringfügiger Temperaturerhöhung können, müssen aber nicht unbedingt Tertiärwässer die Ursache sein, da auch verschiedene anthropogene Faktoren Temperaturerhöhungen zur Folge haben können, wie Verbauungen oder Kellerheizungen. Außerdem kann eine erhöhte Sulfatbelastung Hinweise auf einen Temperaturanstieg des Grundwassers bringen, da bei der Lösung von Schwefelverbindungen Energie frei wird, die sich nur in der Temperatur auswirken kann.

5.3.2. Unterscheidung belasteter Grundwässer nach ihrer Herkunft

Im gesamten Untersuchungsgebiet gibt es keine ordnungsgemäße Abwasserentsorgung. Die verschmutzten Wässer werden zum überwiegenden Teil, wie z. B. in St. Georgen, in offenen Gräben an der Terrasse zur Versickerung gebracht. Eine rasche Versickerung des solcherart anfallenden Abwassers ist natürlich nur dann möglich, wenn es in die Schotter eingebracht wird. Das bedeutet, daß die schützende 1-2 m mächtige feinklastische Sedimentüberlagerung (Bodenkrume, Schluffschichte) in solchen Versickerungsbereichen fehlt. Hydrochemisch sollten sich daher diese Sickerwässer von jenen unterscheiden, die im Zuge einer Düngung auf die Ackerkrume aufgebracht werden.

5.3.2.1. Anwendung des Kalium-Magnesium-Geothermometers zur Identifizierung häuslicher Abwässer

Die in den feinstklastischen Sedimenten reichlich vorhandenen Tonminerale sind zu einem Ionenaustausch befähigt, wobei aufgrund der Gitterstruktur, der Ladung und der Größe des Kaliums, dieses bevorzugt in die Zwischenschichten der Schichtsilikate eingebaut wird. Bei Abwässern, die direkt in die Schotter eingeleitet werden, wie dies hier der Fall ist, ist die Adsorption des in solchen Abwässern reichlich vorhandenen Kaliums weitgehend eingeschränkt und das Kalium gelangt in das Grundwasser. Damit läßt sich schon aufgrund des Kaliums eine Verunreinigung durch Düngung von einer solchen durch Einleitung häuslicher Abwässer unterscheiden.

Bei einer bestimmten Temperatur ist Wasser in der Lage, nur einen ganz bestimmten Betrag an Ionen aus einem Gestein zu lösen, bis ein Gleichgewichtszustand zwischen dem Wasser und dem umflossenen Gestein eintritt. Der Großteil der bekannten Geothermometer ist nur auf hochtemperierte Tiefenwässer anwendbar.

Der von W. GIGGENBACH (1983) entwickelte Geothermometer, der auf der Lösung von Magnesium und Kalium beruht, läßt sich erfahrungsgemäß aber auch auf niedrigsttemperierte Wässer anwenden.

Die temperaturabhängige Lösungsgleichung folgt der Formel:

$$\frac{-4.410}{T(^{\circ}\text{K}) - 273} = 10 \text{ g} \frac{\text{K}^2}{\text{Mg}} - 13,95 \text{ (Werte in mg/l)}$$

Durch den Eintrag von Ionen, die nicht auf einer natürlichen Gesteinslösung beruhen, werden unnatürlich hohe Lösungstemperaturen vorgetäuscht, wodurch

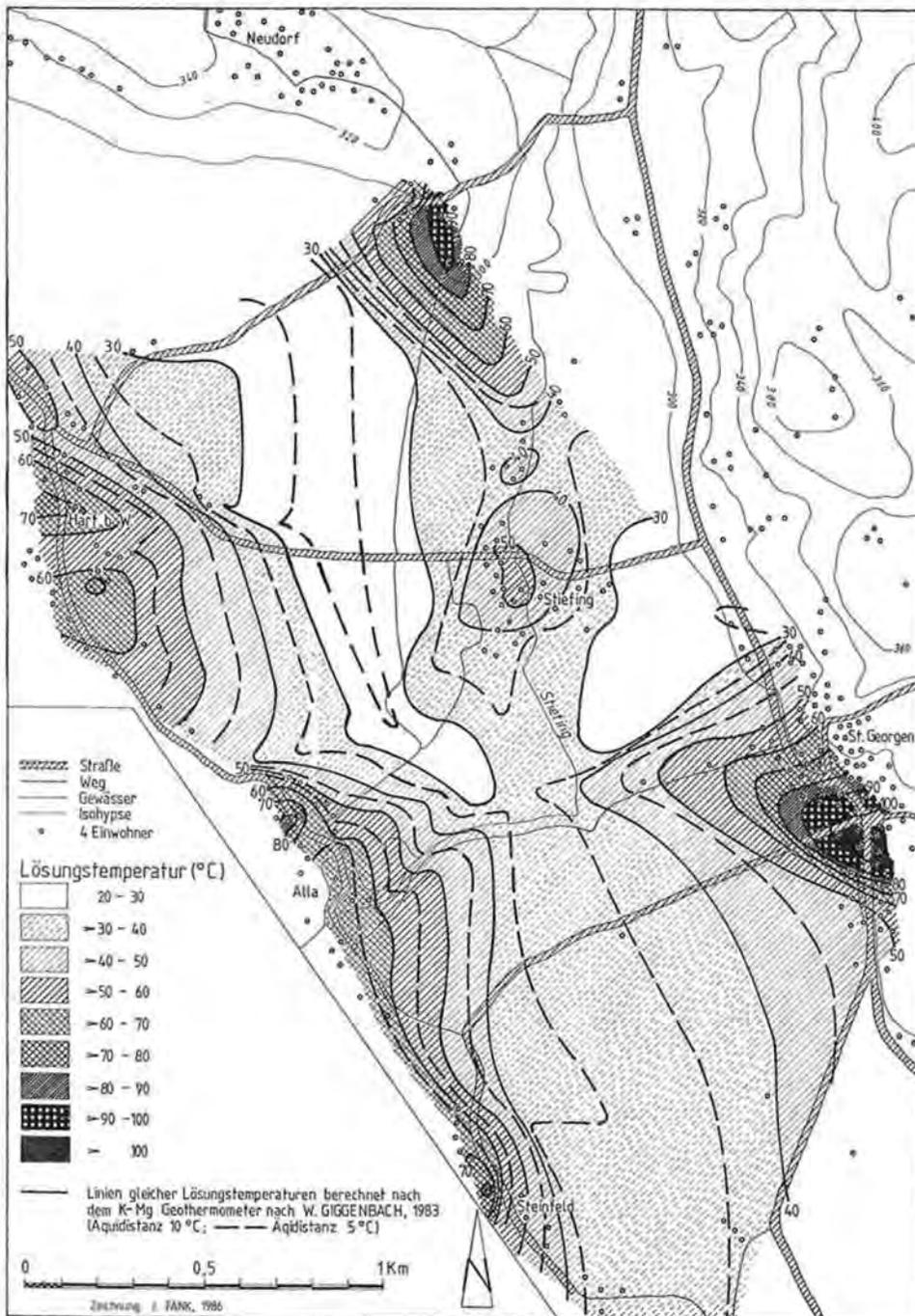


Fig. 8: Theoretische Lösungstemperaturen errechnet nach einem K-Mg-Geothermometer (W. GIGGENBACH, 1983). Die graduellen Abstufungen werden als ein Maß für die Auswirkung anthropogener Kaliumemissionen gedeutet.

wiederum das Maß einer anthropogenen Beeinflussung eines Wassers näherungsweise abgeschätzt werden kann.

Generell können für das seichtliegende Grundwasser des nordöstlichen Leibnitzer Feldes Temperaturen zwischen 8 und 15° C, je nach Tiefe des Brunnens, angenommen werden. Bei anthropogen unbeeinflussten Wässern würden sie sich auch nach dem obigen Geothermometer errechnen lassen. Wasser mit höheren „Lösungstemperaturen“ müßten demnach mit zunehmendem Maße einer anthropogenen Verunreinigung ausgesetzt sein.

Der in Fig. 8 konstruierte Isolinienplan gleicher Lösungstemperaturen resultiert aus den hydrochemischen Analysen der Erstaufnahme. Da zu diesem Zeitpunkt einige Pegel noch nicht vorhanden waren, wurden auch später gezogene Wässer für die Berechnung der Geothermometer verwendet. Dies ist insofern erlaubt, als sich im Zuge der Dauerbeobachtung gezeigt hat, daß die errechneten Geothermometertemperaturen im gesamten Beobachtungszeitraum praktisch keinen Schwankungen unterworfen sind.

So wäre z. B. Wasser mit einer Geothermometertemperatur bis zu 20° C als unbeeinflusst bezüglich des K⁺ zu bezeichnen. Je höher diese scheinbaren Lösungstemperaturen liegen, desto stärker anthropogen sind die Wässer beeinflusst. Unnatürlich hohe K⁺-Konzentrationen treten durchwegs dort auf, wo auch die größten Besiedlungsdichten vorhanden sind. Die Karte der Besiedlungsdichte ist praktisch ident mit

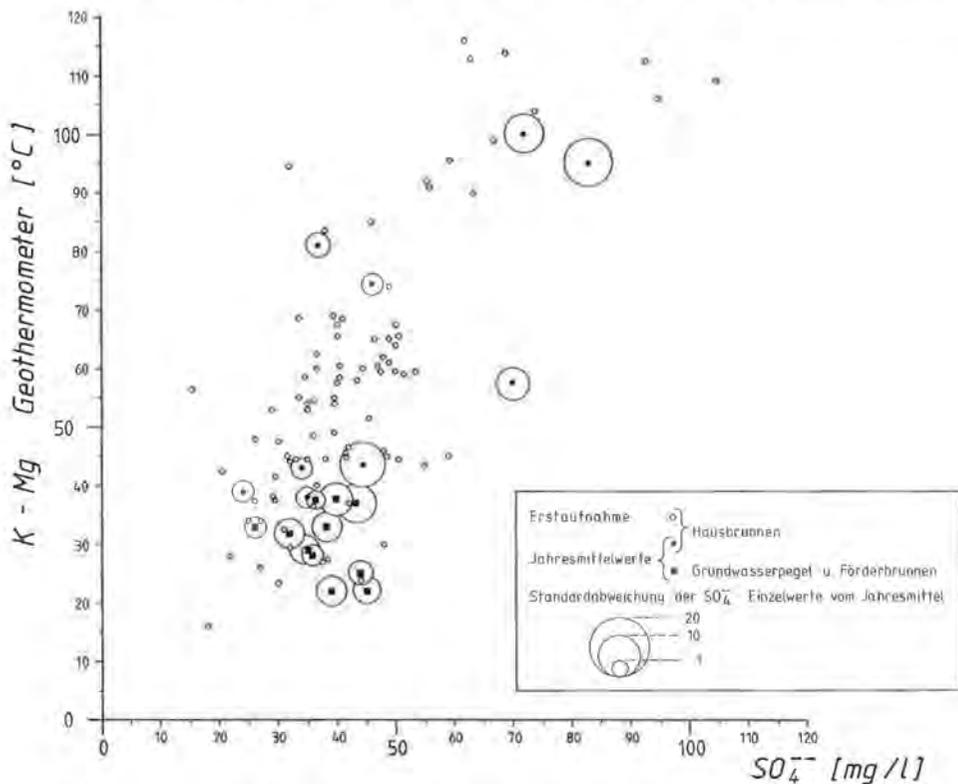


Fig. 9: Das Verhältnis der errechneten theoretischen Lösungstemperaturen zu den SO_4^{2-} -Gehalten der untersuchten Wässer.

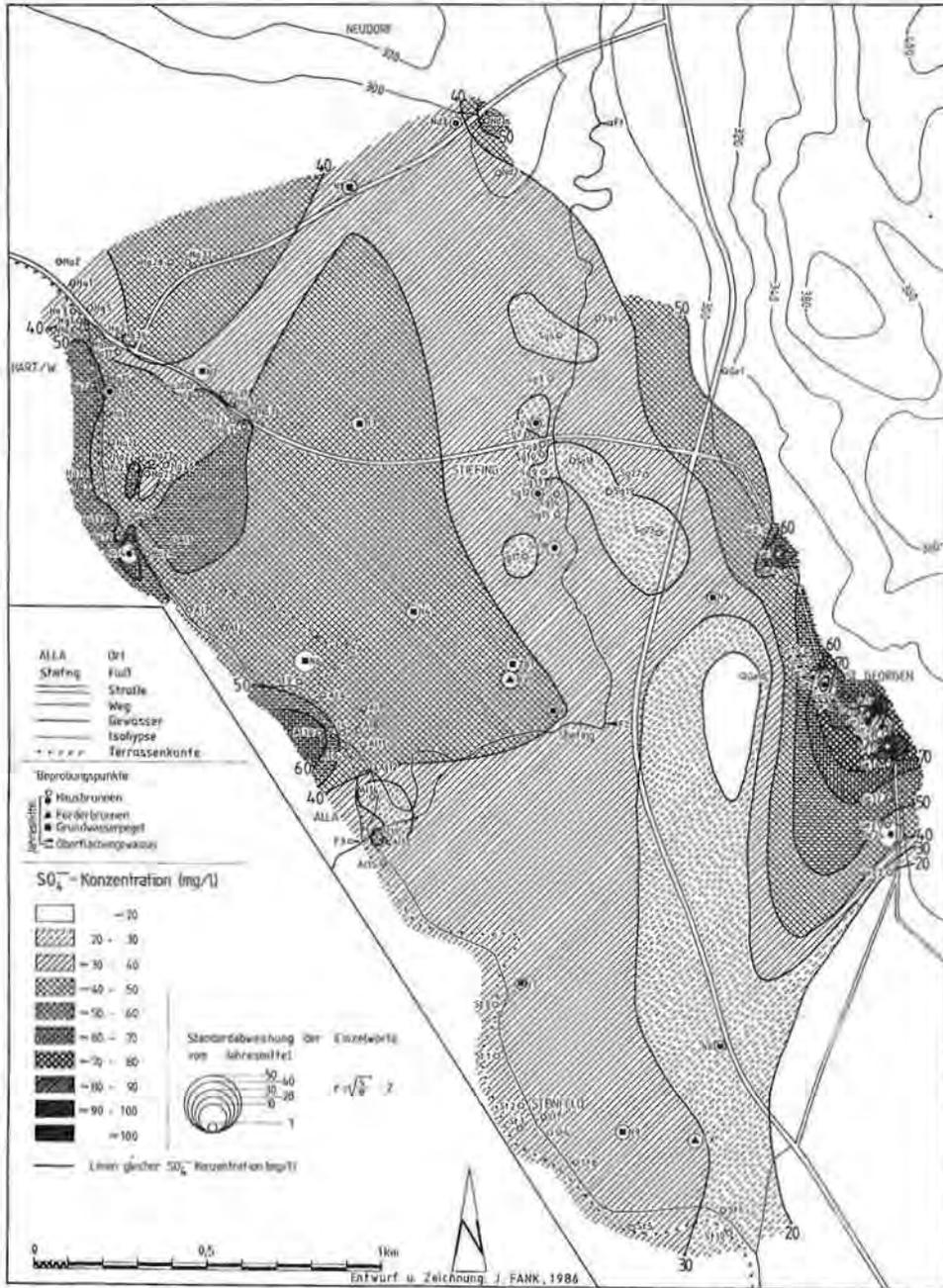


Fig. 10: Verteilung der Sulfatkonzentrationen im Untersuchungsgebiet.

der Karte der Kaliumkonzentrationen. Aufgrund der erwähnten Adsorptionsfähigkeit der Tonminerale in der Deckschichte zeigen demgegenüber Wässer aus Bereichen, wo laufend eine landwirtschaftliche Düngung aufgebracht wird, keine übermäßig erhöhten Geothermometertemperaturen und damit keinen verstärkten Kaliumeintrag.

5.3.2.2. Sulfatgehalt

Relativ gut korrelierbar ist der Sulfatgehalt der Grundwässer mit den Lösungstemperaturen (Fig. 9). Dadurch ergeben sich auch gewisse Ähnlichkeiten in der flächenhaften Verteilung des SO_4^{2-} im Grundwasser (Fig. 10) mit der Karte der Lösungstemperatur (Fig. 8). Wiederum geht klar hervor, daß die höchsten SO_4 -Werte um die besiedelten Bereiche konzentriert sind, was letztlich auf das Fehlen einer geregelten Abwasserentsorgung zurückzuführen ist.

Im Gegensatz zu den Aussagen aus den Geothermometerberechnungen sind deutliche Erhöhungen der SO_4 -Gehalte auch in rein landwirtschaftlich genutzten Flächen zu finden. Daraus ist allerdings kein Widerspruch abzuleiten, da die SO_4 -Konzentrationen in die K/Mg-Lösungstemperaturen nicht eingehen.

Ob diese erhöhten Sulfatgehalte unter den rein landwirtschaftlich genutzten Flächen auf einen Eintrag aus dem Bereich besiedelter Gebiete zurückzuführen sind, oder ob hierfür eine Düngung (u. U. gemeinsame Aufbringung von Gülle und häuslichen Abwässern) verantwortlich ist, kann nicht klar auseinandergelassen werden. Ein Indiz für eine solche gemeinsame Aufbringung auf die Felder könnten die relativ niederen SO_4 -Konzentrationen in Siedlungsbereichen mit überwiegend landwirtschaftlicher Funktion sein, wie zum Beispiel in der Umgebung des Ortes Stiefing. Dies würde bedeuten, daß hier, im Gegensatz zu St. Georgen, ein Großteil der häuslichen Abwässer nicht im Schotterfeld versickern, sondern gemeinsam mit Gülle auf die Felder gebracht wird.

5.3.2.3. Düngung und Nitratverunreinigung

Entscheidend für die Beurteilung der Nitratbelastung des Grundwassers ist die Geschwindigkeit der Sickerwasserbewegung. Aufgrund der Ausführungen in Kap. 3.1. müssen wir davon ausgehen, daß sie innerhalb des Terrassenkörpers aufgrund der Sedimentationsverhältnisse nicht nur stark unterschiedlich, sondern auch von der Oberfläche her ungleichmäßig verteilt ist. Die Würmterrasse ist in ihrer gesamten Ausbreitung keineswegs eben. Abgesehen von der Stiefing, die den Terrassenkörper durchfurcht, und dem allmählichen Übergang zu den tertiären Riedeln im N und E wird die Fläche von einigen leicht eingedellten Rinnen und Mulden durchzogen, die durchwegs auf die Alluvialfläche hinausmünden. Dies ist aus einer kartographischen Darstellung von E. FABIANI (1973) ebenso ersichtlich wie durch eigene Beobachtungen. In diesen Mulden ist die minderdurchlässige Deckschicht bereits abgetragen, was die Infiltration in den Untergrund außerordentlich begünstigt. Dazu kommt noch, daß diese flachen Einmündungen landwirtschaftlich ebenso intensiv genutzt werden wie die übrigen Flächen. Diese Differenzierung der Schotterüberdeckung kommt in einer Detail-Bodenkartierung von M. EISENHUT (1973) im Bereich des Stiefingknies deutlich zum Ausdruck. Der meist als Braunerde ausgebildete Bodentyp weist starke Unterschiede hinsichtlich seiner Gründigkeit, Durchlässigkeit und Speicherkraft auf.

Geht man davon aus, daß die Niederschläge ziemlich gleichmäßig auf die Terrassenoberfläche fallen, so erfolgt in den Muldenzonen eine äußerst schnelle Infiltration, während dort, wo das Oberflächenwasser nicht in tiefere Zonen abfließen und dort versickern kann, dieses mehr der Verdunstung ausgesetzt ist, aber auch länger in der oberen Bodenzone verbleibt.

Betrachtet man nun die flächenhafte Verteilung des Nitratgehaltes im Grundwasser (Fig. 11) – sie beruht auf den Mittelwerten der Dauerbeobachtung und auf Einzel-

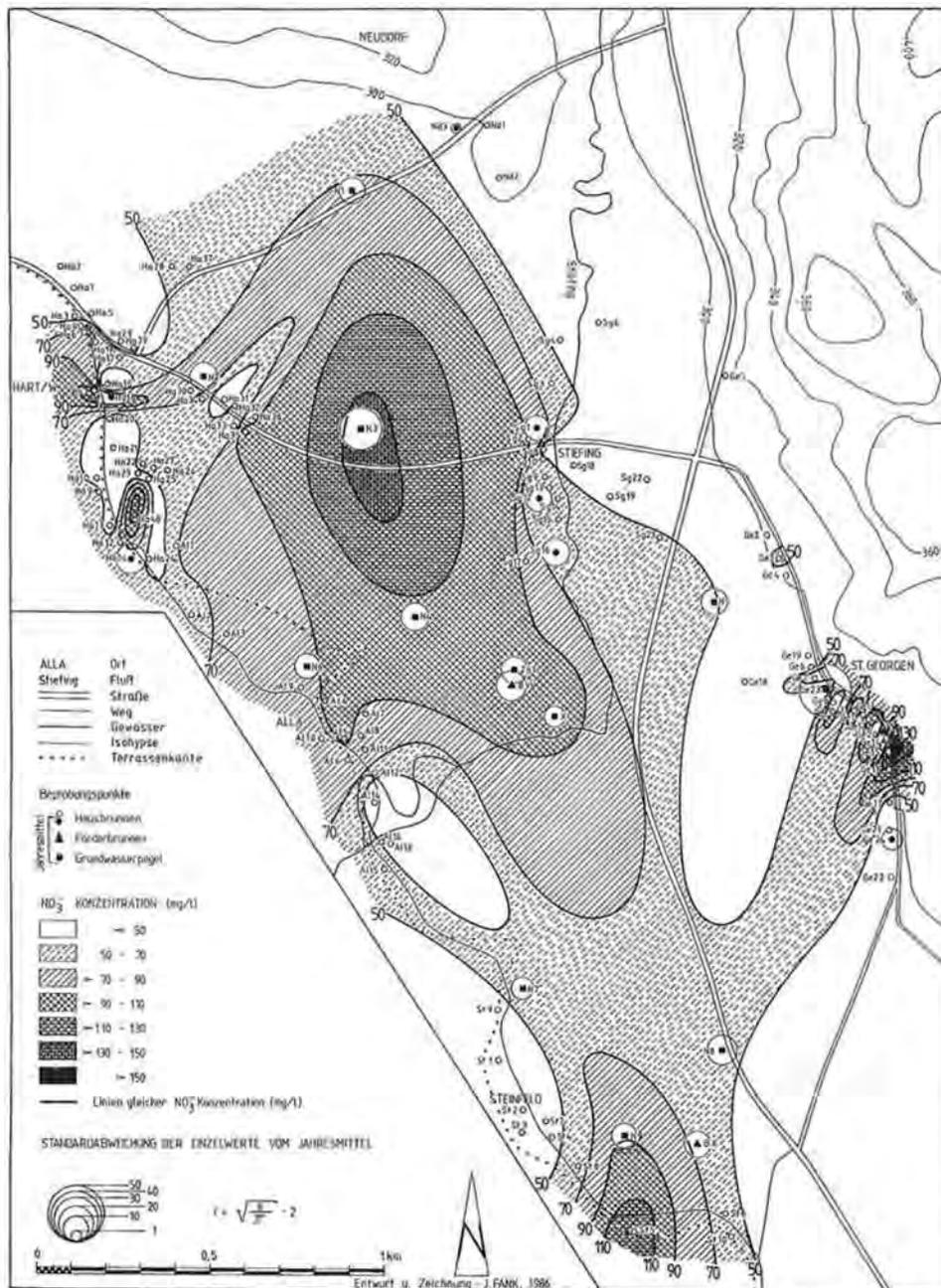


Fig. 11: Verteilung der Nitratkonzentrationen im Untersuchungsgebiet.

werten der Aufnahme -, so ergeben sich auch hier Belastungen in den besiedelten Gebieten, wenn sie auch von lediglich lokaler Ausbreitung sind und überdies nicht alle Ballungsräume (z. B. Stiefing, Steinfeld) umfassen. Auffallend ist aber im beson-

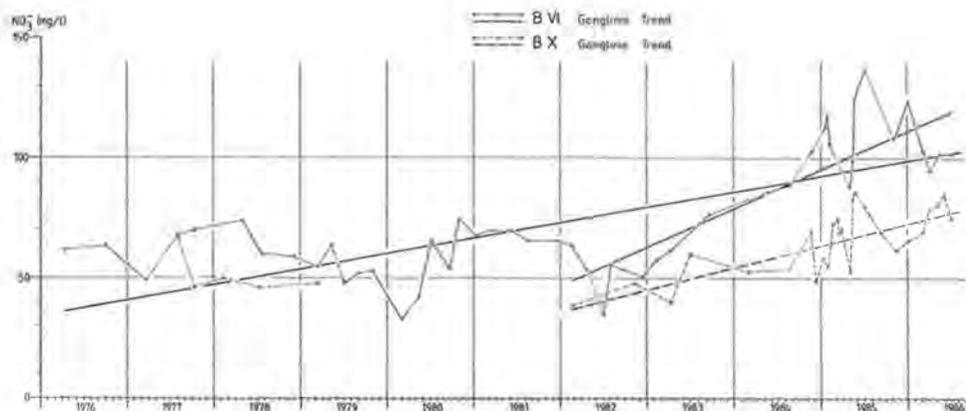


Fig. 12: Ganglinien und Trend der Nitratkonzentrationen.

deren der deutliche Einfluß der Überdüngung auf jenem Teil der Terrassenfläche, den die Stiefing und die Terrassenkante einschließen, der von einem Areal im weiteren Bereich der Bohrung N 3 ausgeht. Hier wird während der gesamten Beobachtungsperiode die 100 mg-Grenze nicht unterschritten.

Am geringsten ist die Nitratkonzentration trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung im NE und E (unter 50 mg/l), wahrscheinlich deshalb, weil die aufgebrauchten Stickstoffdünger in gelöster Form als Nitrat die kolluviale von den Hängen stammende Überdeckung bzw. die Deckschichten der Terrasse nicht oder sehr langsam durchsickern.

Einigen Aufschluß bringt eine Trendanalyse des Nitratgehaltes, gefolgt aus Nitratbestimmungen an Wässern der Förderbrunnen B VI und B X (Fig. 12) durch das Hygieneinstitut der Universität Graz (Meßwerte freundlicherweise von der Leibnitzerfeld Wasserversorgungsgesellschaft überlassen). Der Ausgleichsgeraden für den Brunnen VI wurde eine zehnjährige Meßserie (1976–1986) zugrunde gelegt, eine zusammenhängende Meßserie für den Brunnen X besteht seit 1982. Zwar lassen die sporadischen NO_3^- -Bestimmungen keinen eindeutigen Bezug zum jahreszeitlichen Verlauf zu, doch kann man zumindest so viel erkennen, daß beim Brunnen VI unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite das Mittel bis 1982 knapp über 50 mg/l lag, keiner der Meßwerte überstieg 80 mg/l. Zu diesem Zeitpunkt setzte ein erschreckend steiler Anstieg der Nitratkonzentration ein, und heute unterschreitet die Ganglinie nur mehr in Ausnahmefällen die 100 mg-Grenze. Würde man die Ausgleichsgerade bei B VI erst mit dem Jahr 1982 beginnen, wäre sie noch wesentlich steiler.

Dasselbe Jahr bildet auch den Ausgang kontinuierlicher Messungen beim Förderbrunnen B X, und interessanterweise lag der NO_3^- -Gehalt am Beginn dieser Messungen kaum niedriger als beim Brunnen B VI. Der Anstieg ist bei B X nicht so kraß ausgeprägt und erreicht Spitzenwerte, die an die 80 mg/l heranreichen. Schon aus dieser Tatsache ist abzuleiten, daß das Einzugsgebiet beider Brunnen sehr verschieden situiert ist und auch der Stickstoffeintrag in beiden Gebieten außerordentlich unterschiedlich sein muß. Tatsache bleibt, daß sich der Nitratgehalt im Brunnen B VI zwischen 1982 und 1985 verdoppelt hat, zurückzuführen auf eine drastische Erhöhung des Stickstoffeintrages.

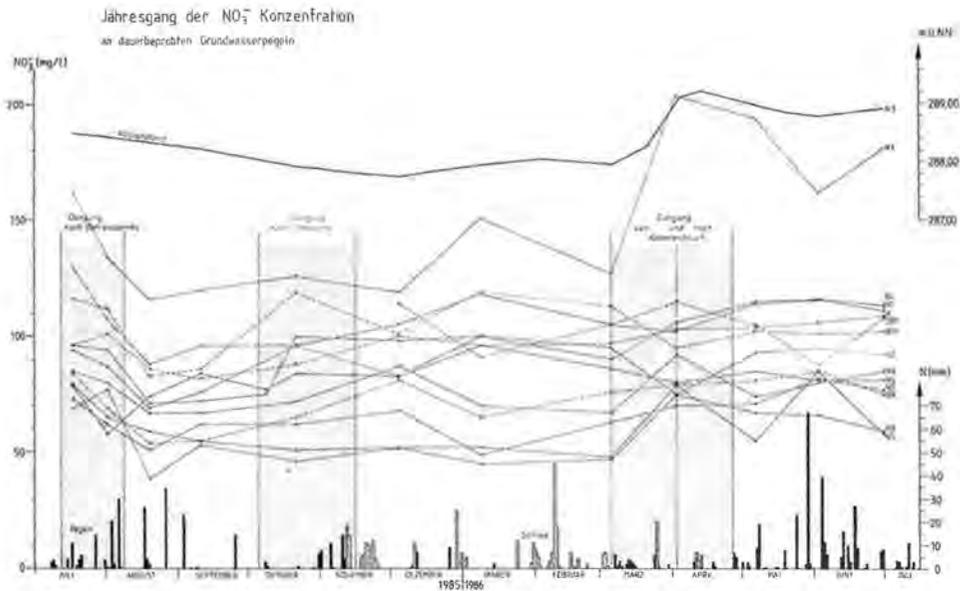


Fig. 13: Jahresgang der Nitratkonzentrationen an ausgewählten Grundwassermessstellen im Vergleich zum Niederschlag, den Schwankungen des Grundwasserspiegels und den Düngungsphasen.

5.4. Jahreszeitliche Schwankungen des Nitratgehaltes

Einigen Aufschluß über den Stofftransport im Untergrund vermittelt der Jahresgang des Nitratgehaltes im Grundwasser, dargestellt an ausgewählten Bohrungen und den beiden Versorgungsbrunnen (Fig. 12) bzw. an Hausbrunnen und an der Stiefing (Fig. 14). Als hydrologischer Vergleich dienten die Tagessummen des Niederschlages von St. Georgen sowie ein repräsentativer Gang der Grundwasserspiegelschwankungen.

Fig. 13 zeigt, daß der NO_3 -Gehalt in der Bohrung N 3 aus der übrigen Schwankungsamplitude herausfällt und zudem im März 1986 einen markanten Anstieg aufweist, der bei den übrigen Beprobungspunkten nicht registriert wurde. Diese drastische Erhöhung um ca. 80 mg/l innerhalb eines Monats deutet auf eine engräumig begrenzte Einbringung von Schadstoffen direkt in den Schotterkörper hin. Eine genaue zeitliche Rückdatierung dieses Vorganges ist jedoch nicht möglich, allerdings steht fest, daß das Konzentrationsmaximum mit einem Anstieg des Grundwasserstandes einhergeht.

Besonderes Augenmerk ist auf den NO_3 -Gang der beiden Versorgungsbrunnen zu richten. Beide zeigen im Spätsommer/Frühherbst 1985 eine Verbesserung der Wasserqualität, gefolgt von einem Anstieg bis in den November/Dezember. Ab dieser Zeit ändert sich der NO_3 -Gehalt nicht gravierend, er liegt bei B VI durchwegs um 30–50 mg/l höher als bei B X.

Wenig Aussage bringen jene Aufschlüsse mit geringem Flurabstand (N 2, N 6, N 9). Auch sie weisen den frühherbstlichen Abfall auf, sonst sind keine gravierenden Änderungen festzustellen. Eine Einbringung von Schadstoffen in die dort befindlichen aufgelassenen Schottergruben ist daher nach den NO_3 -Aufzeichnungen nicht wahrscheinlich.

Eine eigene Gruppe bilden die Bohrungen N 5 und N 8. Abgesehen davon, daß sie generell am geringsten der Nitratbelastung ausgesetzt sind, zeigen sie einen deutlich erkennbaren Anstieg im Frühjahr (in ähnlicher Form auch N 8). Im Gegensatz zu N 3 dürften die Ursachen jedoch anders gelagert sein. Die Bohrungen N 5 und N 8 liegen im Bereich versickernder Oberflächengerinne, die aus dem Bereich von St. Georgen stammen und stark verschmutzt sind. Mit dem Auftauen des Bodens im Frühjahr ist eine direkte Einspeisung von Schadstoffen in das Grundwasser möglich, zumal auf der anderen Seite gerade der östliche Teil der Terrasse (östlich und südöstlich der Stiefing) durch eine ziemlich mächtige feinerklastische Deckschicht ausgezeichnet ist. Eine Belastung des Grundwassers in diesem Abschnitt ist daher in erster Linie dann gegeben, wenn der Deckmantel aufgerissen ist (Gerinne!) und tritt vor allem dann in den Vordergrund, wenn die nötige Transportmöglichkeit durch fließendes Wasser in den Gerinnegräbchen gewährleistet ist. Dies ist vor allem zur Zeit der Schneeschmelze und im besonderen Maß im Jahr 1986 gegeben.

Eine sehr lokale Verbreitung der Nitratverunreinigung vermitteln die Dauermessungen an Hausbrunnen. Es hat den Anschein, daß jene Brunnen, die am Rand des Untersuchungsfeldes liegen, kaum belastet sind (Juliwerte 1985 von Nd 3, Ge 23 und Ge 24 liegen unter 20 mg/l). Bei zwei von ihnen ändert sich diese Grundtendenz auch innerhalb eines Jahres nicht, während sich beim Brunnen Ge 23 bereits im Winter 1985/86 ein Nitratanstieg ankündigte, der sich im März 1986 in einem Sprung von etwa 120 mg/l dokumentiert. Die Ganglinie selbst könnte als Hinweis gewertet werden, daß die Schadstoffversickerung bereits im Dezember 1985 einsetzte, aber erst Monate später das Konzentrationsmaximum erreichte.

Statistisch gesehen beträgt der durchschnittliche Nitratgehalt beim Förderbrunnen in Stiefing (B VI) 104 mg/l und liegt somit knapp über dem Grenzwert, allerdings weit über dem Richtwert von 50 mg/l. Das Maximum wurde am 22. Oktober 1985 mit 119 mg/l, das Minimum am 20. August 1985 mit 83 mg/l gemessen. Die Differenz ist somit beachtlich hoch und beträgt 36 mg/l.

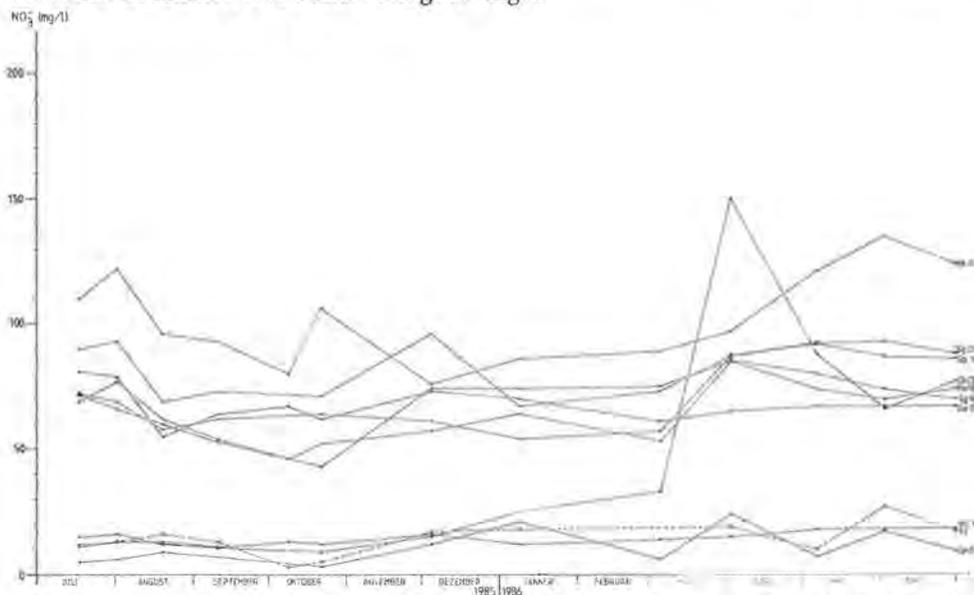


Fig. 14: Jahresgang der NO₃⁻Konzentrationen an dauerbeprobten Hausbrunnen und an der Stiefing.

Mit 72 mg/l liegt der durchschnittliche Nitratgehalt beim Förderbrunnen in Steinfeld (B X) zwar deutlich über dem vorgegebenen Richtwert, aber doch um 32 mg/l unter dem NO_3 -Mittel des Brunnens in Stiefing.

Wie bereits oben erwähnt, weist das Grundwasser der Bohrung N 3 den weitaus höchsten Nitratgehalt auf, der außerdem im Frühjahr 1986 einer extremen Schwankung unterlag. Als eine der Ursachen für die enorme Schadstoffbelastung wurde auch vermutet, daß Gülle durch eine möglicherweise fehlende Abdichtung sehr schnell außen entlang des Bohrrohres das Grundwasser erreichen könnte. Um dies zu beweisen oder auch auszuschließen, wurde am 15. September 1986 ein Kurzpumpversuch mit mehrmaliger chemischer Probennahme gefahren. Bei einer Fördermenge von 3,33 l/s entnahm man innerhalb von sechs Stunden insgesamt etwa 72 m³ Wasser. Der Nitratgehalt, der gegenüber der Frühjahrsspitze wieder etwas zurückgegangen war, schwankte bei den fünf gezogenen Proben (zwischen 15.20 und 21.30 Uhr am 15. 9. 1986) nur minimal, zwischen 140 und 150 mg/l. Eine überdies durchgeführte Caesium-137-Bestimmung im Juli 1986 ergab keine erhöhten Werte. Damit muß man ausschließen, daß die hohe Nitratbelastung in diesem Bereich durch eine unsachgemäße Bohrkomplettierung hervorgerufen wird, sondern über die natürlichen Sickerwege der ungesättigten Zone erfolgt.

Zusammenfassung

Wie die vorliegenden Untersuchungen zeigen, wurde versucht, anhand gesicherter Meßwerte – sowohl aus dem Gelände als auch aus dem Labor – den Weg des Wassers und damit auch der Schadstoffe in der Sicker- und Grundwasserzone zu verfolgen. Eine Voraussetzung dafür ist die gute Kenntnis des Sedimentaufbaues, die vor allem die Eigenschaften bezüglich der Durchlässigkeit für das Wasser in der ungesättigten und gesättigten Zone einbezieht. Zusammen mit der hydrologischen Aufnahme (vor allem Hausbrunnen) wurden damit die naturräumlichen Bedingungen für den Schadstofftransport erfaßt.

Aus hydrogeologischen Überlegungen war es nun möglich, Hinweise auf die Emission und den Weg der Schadstoffe zu gewinnen:

1. Aus den Beziehungen zwischen Wassertemperaturen und bestimmter gelöster Stoffe im Wasser konnte eine Differenzierung der Grundwasserbelastung aus häuslichen und gewerblichen Abwässern einerseits sowie der landwirtschaftlichen Düngung (hauptsächlich Natürdüngung) andererseits getroffen werden.

2. Die Nitratanreicherung ist bei gleicher landwirtschaftlicher Nutzung in erster Linie von der Mächtigkeit der feinklastischen Deckschicht abhängig. Eine unter Mitverwendung der Bodenkartierung von M. EISENHUT (1973) erarbeitete qualitative Differenzierung der sedimentabhängigen Sickerwassergeschwindigkeit deckt sich jedoch nicht mit der Verteilung des Nitratgehaltes im Grundwasser (Fig. 11). Dies ist nicht verwunderlich, wenn man neben der vertikalen Überwindung der Sickerwasserzone die horizontale Verfrachtung der Schadstoffe mitberücksichtigt. Die Verteilung der verschiedenen NO_3 -Konzentrationen entspricht daher nicht der Lage der Emission von der Oberfläche in den Untergrund, es kommt der Einfluß der Grundwasserbewegung hinzu. Aus diesen Überlegungen soll nun eine mögliche Herkunft der Schadstoffe beim Brunnen B VI interpretiert werden. Zweifellos entstammen sie einer landwirtschaftlichen Überdüngung, häusliche Abwässer dürften im Einzugsge-

biet dieses Brunnens keine Rolle spielen. Da die Anreicherung des Grundwassers von der Sickerwasserzone jeweils zu Zeiten hoher Infiltration erfolgt, ist für die Berechnung der Sickerwassergeschwindigkeit der Flurabstand bei hohem Grundwasserstand maßgebend. Dort, wo die Sand- und Kieslagen bis nahe an die Oberfläche reichen (bis etwa Pflugschartiefe) und eine hohe Sickergeschwindigkeit bedingen, kann das infiltrierende Wasser bei entsprechendem Nachschub den Grundwasserspiegel in ein bis zwei Monaten erreichen. Solche Bereiche sind nördlich von Alla durchwegs anzutreffen. Berücksichtigt man hinzu noch eine mittlere Fließgeschwindigkeit des Grundwassers für die horizontale Verfrachtung der Schadstoffe, so können sie in etwa drei Monaten den Brunnen B VI erreichen. Hinzu kommt allerdings noch, daß dieser Schadstofftransport von jenem überlagert wird, dessen Ausgang dem Brunnen näher liegt und möglicherweise längere Zeit braucht, um die Sickerwasserstrecke zu überwinden.

Diese zeitliche Verzögerung kommt auch in den NO_3 -Ganglinien und Düngeperioden in Fig. 13 deutlich zum Ausdruck. Eine Verminderung des Nitratgehaltes unmittelbar nach einer Düngeperiode im Sommer 1985 ist mit dieser selbst sicher nicht in Verbindung zu bringen. Vielmehr dürfte die Spitze bei B VI im Oktober auf die Sommerdüngung zurückzuführen sein, also etwa drei Monate verzögert. Die schlechte Korrelation zwischen Wasserstand und NO_3 -Konzentration zeigt aber einmal mehr die komplexen Verhältnisse des Schadstofftransportes mit seinen mannigfachen Überlagerungen und Beeinflussungen auf.

3. Die Fülle von Meßdaten und deren Sichtung ergab, daß der landwirtschaftlichen Naturdüngung in jenen Bereichen, wo eine nennenswerte abdichtende Deckschicht vorhanden ist, für die Grundwasserbelastung nicht jene Bedeutung zukommt wie ursprünglich vermutet wurde. Hier – dies gilt vor allem für den Bereich östlich der Stiefing und südwestlich von St. Georgen – wird das Grundwasser fast ausschließlich durch das aus den Siedlungen im E (vor allem St. Georgen) stammende Sickerwasser von den Drainagegräben verunreinigt. Zwar liegt der Brunnen B X nicht im unmittelbaren Anströmungsbereich solcher Sickergräben, doch wird seine Qualität zweifellos durch die Verfrachtung der Schadstoffe im Grundwasser dieses Gebietes belastet.

Während die hydrogeologische Beurteilung der Nitratbelastung des Grundwassers eindeutige Ergebnisse brachte, ist es andererseits äußerst schwierig, aus dieser Fachperspektive Empfehlungen für eine Verbesserung der Grundwasserqualität abzugeben. Die Vorschläge mögen daher als Diskussionsgrundlage für benachbarte Fachbereiche dienen, deren Aufgabe es sein sollte, die Umsetzung in die Praxis zu prüfen und letztlich vorzunehmen:

1. Geht man von den Haus- und Gewerbeabwässern aus, so müßte man objektiverweise mit einem generellen Verbot von Abwasserversickerungen beginnen. Dies bedingt natürlich den Ausbau zentraler Abwasserentsorgungen, die auch für kleinere Bereiche konzipiert werden können, wobei dies wohl auch mit der Weiterentwicklung geeigneter Technologien einhergehen müßte.

2. Ein weiteres Problem bilden die Senkgruben bei Einzelhäusern. Eine Kontrolle für deren geordnete Entsorgung wird – wie die Vergangenheit gezeigt hat – wohl kaum möglich sein. Es wäre jedoch anzustreben, ihre Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen so schonend wie möglich vorzunehmen. Mit dem Ausbau des öffentlichen Kanalnetzes müßte auf der anderen Seite ohnehin eine Verminderung des Abwasseranfalles dieser Art verbunden sein.

3. Oberstes Gebot bei der landwirtschaftlichen Naturdüngung ist die Vermeidung

längerer Brachezeiten, wobei allerdings in unseren Klimabereichen dieser Vorsatz nicht ganz leicht ausführbar ist. Grundsätzlich ist dies aber sicherlich die wirkungsvollste Maßnahme zur Verminderung der Nitratauswaschung. Der Schweizer Fachwissenschaftler U. BOSSHART präzisiert hierzu noch:

– Die Ernte der Hauptkultur sollte, wenn immer möglich, zu einem Zeitpunkt erfolgen, der die Einsaat kräftiger Winterkulturen erlaubt.

– Langjährige Fruchtfolgen mit längerer Klee-Gras-Periode entschärfen das Problem der hohen Brachenteile beträchtlich.

4. Da der Maisanbau fast zur Monokultur geworden ist, sollte beim Anbau eine Untersaat miteinbezogen werden, die durch den Stickstoffentzug ebenfalls zu einer Verminderung der Nitratauswaschung führen müßte.

5. Zu einem Schlagwort ist der Ausdruck „umweltgerechte Düngung“ geworden, wobei die Problematik, die außerhalb des Düngers selbst steht, nicht unberücksichtigt bleiben soll. In diesem Zusammenhang scheint es wieder angebracht, U. BOSSHART zu zitieren:

– Auf sandigen, wasserdurchlässigen Böden müssen die Düngergaben auf mehrere kleine Portionen verteilt werden. Besondere Beachtung verdienen organische, langsamwirkende Düngerformen.

– Flüssiger Hofdünger darf nicht als Abfallprodukt der Tierhaltung angesehen werden. Er muß als vollwertiger Dünger in die Düngerkonzepte der Landwirte integriert werden.

– Da das Ausbringen von Gülle auf brachliegende, wassergesättigte Böden sehr umweltgefährlich ist und die Nitratauswaschung stark fördert, drängen sich für Hofdünger Stapelräume für vier bis fünf Monate auf; eine Fruchtfolge mit genügend Grünland ist allerdings Voraussetzung.

– Viehintensive Betriebe mit zuwenig Eigen- und Pachtland müssen mit Abnahmeverträgen für eine geordnete Weiterverwertung sorgen.

6. Schließlich sei noch auf die Bedeutung der Beratung hingewiesen. Mag diese Tätigkeit auch manchmal von unpopulären Maßnahmen begleitet sein, so ist die Aufklärung der Landwirte durch die Landwirtschaftskammer unbedingt notwendig und auf lange Sicht zielführend. Sicher können verschärfte Bewirtschaftungsvorschriften auch zum Ziel führen – von Fall zu Fall werden sie auch notwendig sein –, doch sollte man den Landwirten klarmachen, daß sie bei bedenkenloser Überdüngung ihrer Felder mithelfen, ihr eigenes Wasser zu verseuchen und zu entwerten und damit sich selbst einen Gutteil ihrer Lebensgrundlage entziehen.

Literatur

- ATRINSON, T. C. (1977): Carbon Dioxide in the atmosphere of the unsaturated Zone: an important control of groundwater hardness in limestones. - J. of Hydrology, **35**, 111–123, Amsterdam.
- BATH, A. H. (1980): TI-59 program for calculation calcite, dolomite and gypsum saturation in solution. - Report No. WD/ST/80/3, Institute of Geological Sciences, Wallingford.
- EICHINGER, L. & H. D. SCHULZ (1984): Bestimmung der Sickerate in einem Sander Norddeutschlands durch Messungen der Umweltsisotopen- und Chlorid-Konzentrationen des Sickerwassers. - In: UDLUFT P., B. MERKEL & K.-H. PRÖSL (Eds.): Recent Investigations in the Zone of Aeration, **1**, Department of Hydrogeology and Hydrochemistry, Techn. Univ. München.
- EICHINGER, L. et al. (1984): Seepage velocity determination in unsaturated quaternary gravel. - In: UDLUFT P., B. MERKEL & K.-H. PRÖSL (Eds.): Recent Investigations in the Zone of Aeration, **1**, Department of Hydrogeology and Hydrochemistry, Techn. Univ. München.

- EISENHUT, M. (1973): Die Böden des nordöstlichen Leibnitzer Feldes. - Ber. wasserwirtsch. Rahmenpl., 23, Graz.
- FABIANI, E. et al. (1973): Grundwasseruntersuchungen im nordöstlichen Leibnitzer Feld. - Ber. wasserwirtsch. Rahmenpl., 23, Graz.
- GIGGENBACH, W. (1983): Seminar über Geothermometer am Institut für Geothermie und Hydrogeologie, Graz.
- LEDITZKY, H.-P. (1985): Auswertungen von Grundwassertemperaturen des Jahres 1984 im Grazer Feld, Leibnitzer Feld und im unteren Murtal. - Unpubl. Bericht, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Hydrographische Landesabteilung, Graz.
- LEDITZKY, H.-P. (1986): Grundwassertemperaturen im Grazer Feld, Leibnitzer Feld und im unteren Murtal. Bericht über die Auswertung der Meßreihen des Jahres 1985. - Unpubl. Bericht, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Hydrographische Landesabteilung, Graz.
- MATTHESS, G. & K. UBELL (1983): Allgemeine Hydrogeologie - Grundwasserhaushalt. - Lehrb. der Hydrogeol., 1, 438 S., Berlin-Stuttgart.

Summary

The investigations presented in this report were designed to trace the path of the water and therefore also of the pollutants to be found in the infiltration and groundwater zone. The investigations were carried out on the basis of verified measuring data collected both in the field and in laboratory tests. For this task it is essential to know the structure of the sediments and to learn about their permeability properties in the unsaturated and saturated zone. In addition to hydrological examinations, which mainly concerned wells, the conditions of the natural environment as to pollutant transport were investigated.

A hydrogeological approach helped to gain information on the emission and the path of the pollutants:

1. By relation the water temperature to certain substances dissolved in the water, the groundwater contamination could be clearly assigned to communal and industrial waste water on the one hand and agricultural fertilizing (mainly in the form of natural manure) on the other.

2. Apart, of course, from the degree of agricultural utilization, the nitrate concentration primarily depends on the thickness of the fine-clastic top layer. Based on the maps by M. EISENHUT (1973) a qualitative differentiation of the sediment-dependent infiltration rate was carried out. It does not correspond, however, to the distribution of the nitrate content in the groundwater (Fig. 11). This is not surprising if, in addition to the vertical path through the infiltration zone, the horizontal transport of the pollutants is also taken into account. The distribution of the different NO_3 -concentrations does therefore not correspond to the location of the emission source from the surface vertically downwards. Therefore, the influence of the groundwater movement must also be taken into consideration. This approach will serve as a basis for the interpretation of the possible pollution sources of well B VI. There is no doubt that the pollution there is due to excessive agricultural fertilization, as communal waste water is not likely to have a significant impact on the catchment area of this well. As the groundwater is always recharged from the infiltration zone at times of increased infiltration, the distance between groundwater level and the soil surface at times of high groundwater level is important for calculating the infiltration rate. Where the layers of sand and gravel nearly reach the surface (up to about ploughshare depth) and thus cause a high infiltration rate, the infiltrating water can reach the groundwater level in one or two months, providing enough water is supplied by precipitation. North of Alla regions with such characteristics can be found. Taking into account the mean velocity of the groundwater flow in order to determine the horizontal transport of the pollutants, they could reach the well B VI within about three months. This pollution transport, however, is influenced by the pollutant emission which is closer to the well and might take longer to cross the infiltration zone.

This delay is also expressed in the NO_3 -graph curve and fertilizing periods as shown in Fig. 13. The reduction in the nitrate content shortly after the fertilizing period in the summer of 1985 is by no means connected with that particular fertilizing period. The peak reached in October at B VI, however, may well be due to fertilization in summer, which means that it occurred with a delay of three months. There is no good correlation between water level and NO_3 -concentration, which once more shows the multitude of intricate relationships and mutual interferences occurring in pollution transport.

3. A close examination of the numerous data proved that in some regions with a considerably thick impermeable top layer the natural manure used in agricultural fertilization does not have the expected detrimental effect on the groundwater. In this case - above all in the region east of the Stiefing and southwest of St. Georgen - the groundwater is mainly polluted by infiltrating water from the drainage ditches of the settlements in the E (above all St. Georgen). Although well B X is not located in the immediate vicinity of these drainage ditches, its quality is doubtlessly reduced by the pollution transport taking place in the groundwater of this region.

Although the hydrogeological examination of the nitrate stress in the groundwater rendered definite results, it is very difficult to give advice on how to improve the quality of the groundwater from the hydrogeological point of view. The following suggestions should therefore be seen as a basis for discussions in related fields of science whose task it should be to investigate them and put them into practice:

1. As far as communal and industrial waste water is concerned, the most objective way for improving the groundwater quality is to prohibit the uncontrolled discharge of waste water in general. This would require the development of a central sewage system which would have to go hand in hand with the further development of suitable technologies in this field.

2. The cesspools of individual houses are another problem. As the past has shown, the controlled disposal of the contents of these cesspools is hardly possible. It should be spread on agricultural land as sparingly as possible. With the development of a public sewage system a reduction of waste water from cesspools can be expected anyway.

3. The prime necessity for agriculture will be to avoid long fallow seasons, which under our climatic conditions is not always easy to achieve. Basically, however, this is one of the most efficient measures for reducing the leaching of nitrate. The Swiss scientist U. BOSSHART puts it more precisely:

- Whenever possible, the main crop should be harvested at a time when the sowing of a sturdy winter crop is possible.

- Crop-rotation with a longer clover-grass-period eases the problem of long fallow seasons considerably.

4. As corn has almost become a monoculture an underseed should be used, which will reduce the leaching of nitrates as the nitrogen is extracted from the soil.

5. The term "environmental fertilization" has become a slogan which is not restricted to the fertilizer itself. In this context U. BOSSHART should be quoted once again:

- On sandy permeable soils the fertilizer should be spread in small doses. Special attention should be paid to organic long-term fertilizers.

- Liquid manure cannot only be seen as a by-product of cattle-rearing. It has to be fully included into the fertilizing concepts of the farmer.

- As the spreading of liquid manure on fallow saturated soil has an extremely detrimental effect on the environment and increases the leaching of nitrates, an indoor storage place in which the manure can be stored for four to five months would be of advantage, provided enough grassland is available and crop-rotation is practiced.

- Farms with large livestock but not enough land available have to take care of a controlled disposal of the manure by means of purchase commitments.

6. Finally, the importance of educational work on the problem has to be stressed. Although this activity may be unpopular at times, the Chamber of Agriculture has to inform farmers about proper fertilization. This step is essential, although stricter regulations on cultivation will sometimes be necessary. The main point, however, is to make farmers aware of the fact that excessive fertilization pollutes and devaluates their water and endangers their basis of existence.