

Hydrogeologie und Hydrochemie von Graz-Nord

von
G. SCHICKOR (Bern)

Inhalt

	Seite
Einleitung	56
1. Geologie	56
2. Hydrogeologie	58
2.1. Wasserwegsamkeit des Festgesteins	58
2.2. Murschotter	64
2.2.1. Überblick	64
2.2.2. Regionale Gliederung	64
2.2.2.1. Raacher Grundwasserfeld	64
2.2.2.2. Weinzödler Grundwasserfeld	68
2.2.2.3. Andritzer Grundwasserfeld	73
2.2.2.4. Göstinger Grundwasserfeld	74
3. Hydrochemie	74
3.1. Vorbemerkung	74
3.2. Mechanismus der Grundwasserkontaminierung durch Abwässer ..	75
3.3. Hydrochemische Situation	78
3.3.1. Raacher Grundwasserfeld	81
3.3.2. Weinzödler Grundwasserfeld	81
3.3.3. Andritzer Grundwasserfeld	87
3.3.4. Göstinger Grundwasserfeld	92
3.3.5. Hydrochemische Provinzen	92
4. Grundwasserneubildung und Grundwasserbilanz	95
4.1. Hydrogeologische Bilanzierung	96
4.2. Grundwassersimulation mit digitalem Modell	96
4.3. Wasserwirtschaftliche Konsequenzen	99
Zusammenfassung	103
Literatur	104
Summary	104
Résumé	105
Dank	105

Einleitung

In Weinzödl, einer Ortschaft nördlich von Graz, überwindet die Mur eine natürliche Gefällsstufe von ca. 7 m, die seit altersher mit verschiedenen Wehrbauten immer wieder gesichert worden ist. Die Gefällsstufe befindet sich im Schutzgebiet III des Wasserwerkes Andritz, das, ca. 1,5 km flußabwärts linksufrig gelegen, über zwei Horizontalfilterbrunnen durchschnittlich 260 l/s Grundwasser fördert und unbehandelt ins Versorgungsnetz abgibt.

1976 beschloß die Steiermärkische Elektrizitäts-Aktiengesellschaft, die Gefällsstufe bei Weinzödl für die Errichtung eines Flußkraftwerkes zu nutzen, wobei die Fallhöhe durch entsprechende Unterwassereintiefung auf 10 m erhöht werden sollte. Zur Zeit dieses Beschlusses gehörte der gesamte Flußabschnitt der Gewässergüte III, zeitweise der Klasse IV an.

Allen Beteiligten und Betroffenen war klar, daß der Einstau eines Flusses der Gewässergüte III innerhalb des Schutzgebietes eines Wasserwerkes, das lebensnotwendig für die Versorgung der Stadt Graz mit einwandfreiem Trinkwasser ist, Probleme mit sich bringt, deren Abklärungen in Anbetracht der möglichen Auswirkungen so detailliert erfolgen müssen, daß eine nicht verantwortbare Beeinträchtigung sowohl nach Güte- als auch nach Mengenkriterien ausgeschlossen werden kann. Die hierfür notwendigen Untersuchungen zu Geologie, Geotechnik, Hydrogeologie, Hydrologie, Hydrochemie, Gewässergüte und Naturschutz wurden in den Jahren 1977 bis 1979 durchgeführt. Seit September 1979, d. h. seit Beginn der Bauarbeiten des Kraftwerkes, läuft ein umfangreiches hydrologisches und hydrochemisches Meßprogramm.

Unabhängig von den Untersuchungen für das Flußkraftwerk wurde im Jahre 1979 für das Wasserwerk Andritz ein Wasserbewirtschaftungskonzept nach Mengen- und Gütekriterien aufgestellt, mit dem Ziel, durch Vergrößerung von versickerndem Oberflächenwasser aus dem Andritzbach, einem Seitenbach der Mur, das gewinnbare Grundwasserdargebot zur Trinkwasserversorgung zu erhöhen. Die hierfür notwendigen Arbeiten zur Erweiterung der Versickerungsanlagen sind weitestgehend abgeschlossen.

Beide Untersuchungen haben aufgrund der Fülle der erarbeiteten Daten – allein die hydrochemischen Analysendaten umfassen fast 100.000 Einzelwerte – Erkenntnisse gebracht, die bisherige Vermutungen bestätigen, aber auch zu einer Korrektur bisheriger Hypothesen führen.

1. Geologie

Die geologisch-topographische Situation geht aus Fig. 1 hervor¹⁾.

Das im Gebiet von Raach NW-SE-streichende Murtal biegt im Bereich der Ortschaft Weinzödl in die E-W-Richtung um und öffnet sich zum nach Süden orientierten Andritzer Becken. Die beiderseits der Talflanken anstehenden Festgesteine gehören der unterdevonischen Dolomit-Sandstein-Folge an und bilden zwischen Raach und Weinzödl das Liegende der quartären Murablagerungen. Die gesamthaft ca. 250 m mächtige Folge wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung in 21 Rotationskernbohrungen im Talbereich erbohrt und innerhalb der Baugrube für das Kraftwerk flächenhaft erschlossen. Es handelt sich um eine Wechsellagerung von hellen Dolo-

¹⁾ Die in den Figuren nicht vorkommenden Eigennamen sind der Österreichischen Karte 1 : 50.000, Nr. 164, Blatt Graz, zu entnehmen.

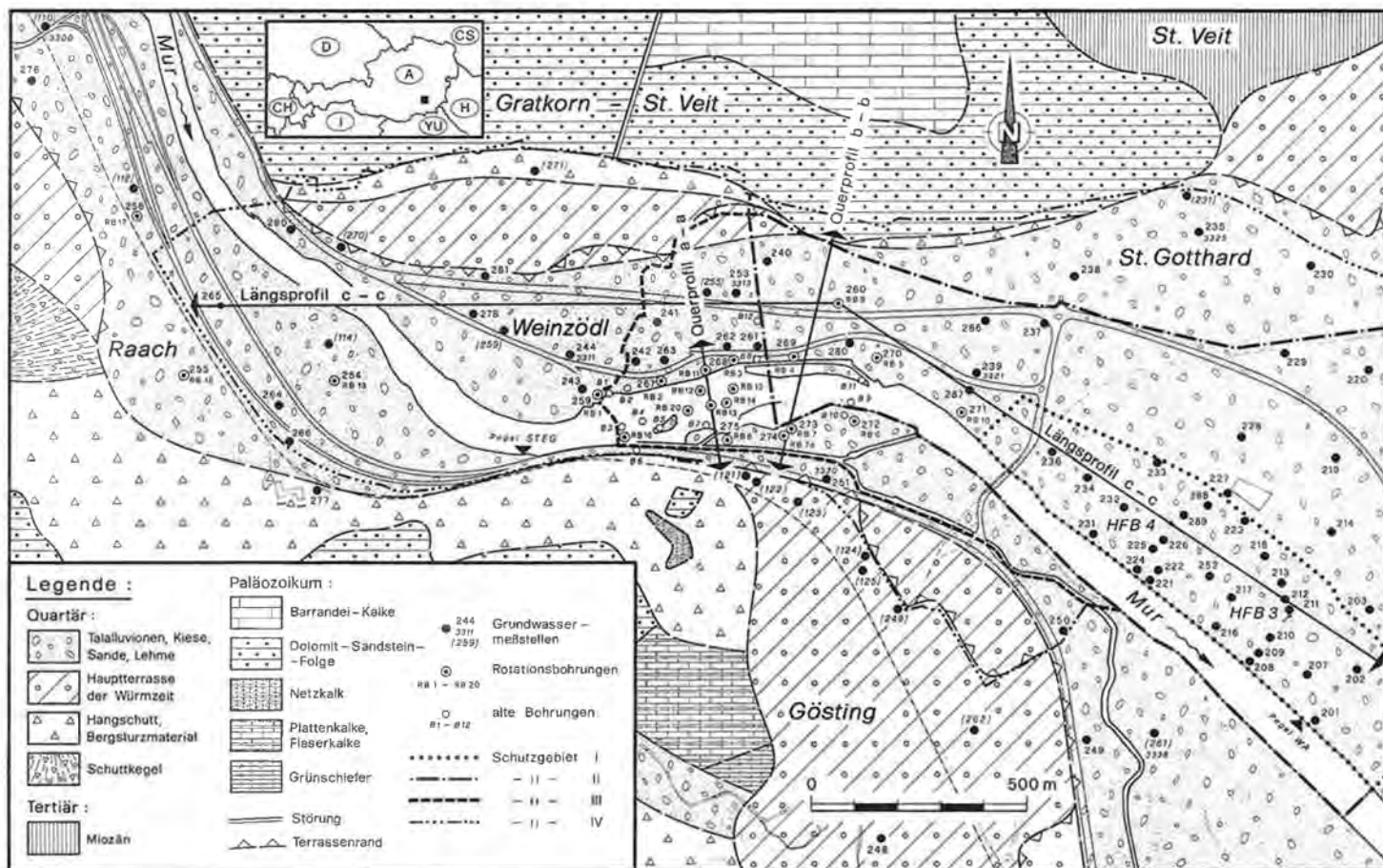


Fig. 1: Geologisch-topographische Situation des Untersuchungsgebietes (HFB = Horizontalfilterbrunnen). (Geologische Aufnahme O. KECK & G. SCHICKOR, 1977/78.)

miten und Sandsteinen mit dolomitischem Bindemittel bzw. entsprechenden Übergängen zwischen beiden Varietäten, die von kalkigen Flaser- und Plattendolomiten unterlagert werden.

Im östlich angrenzenden Andritzer Becken besteht der präquartäre Untergrund aus Feinsanden und tonigen Siltgesteinen (Tegel) miozänen Alters, die im Gebiet des Wasserwerkes Andritz durch Bohrungen erschlossen sind. Neue Erkenntnisse zum Übergang zwischen den tertiären und paläozoischen Gesteinen, insbesondere zur Frage nach dem Liegenden des Tertiärs, wurden mangels Aufschlüssen nicht gewonnen. Die im Gebiet von St. Veit nördlich Andritz anstehenden miozänen Schichten wurden im Untersuchungsgebiet nicht erschlossen.

Die quartären Ablagerungen im Arbeitsgebiet gliedern sich in drei deutlich abgrenzbare Einheiten:

- in eine relikthaft erhaltene Siltzone präwürmzeitlichen Alters,
- in würmzeitliche Terrassenschotter der Mur und
- in holozäne Schotter und Sande der Mur.

Die liegende Siltzone von dunkelgrauer bis grünlichbrauner Farbe zeichnet sich durch einen außerordentlich hohen Glimmergehalt aus. Ihre Mächtigkeit schwankt zwischen 0 und 2,5 m. Es handelt sich um Stillwasser-Sedimente, die in kleinen Rinnen und Tümpeln nahe der ehemaligen Mur abgelagert wurden. Mineralogisch bestehen diese Sedimente aus 70–80% Muskovit und Chlorit, 10% Quarz und aus einem Restanteil von Feldspat und Kalzit. Vereinzelt treten Eisenoxidschlieren und festere, dünne, kalkige Bänder auf. Die Korngröße dieser Schichten liegt zu 70–80% im Mittelschluffbereich.

Die überlagernden, in verschiedenen Schottergruben aufgeschlossenen würmzeitlichen Murschotter bestehen aus Grundgebirgsmaterial und sind sehr unterschiedlich gerundet, oftmals nur angerundet bis eckig. Sie unterscheiden sich von den überlagernden holozänen Murschottern nur wenig, sind jedoch im geschlossenen Profil durch einen deutlichen Verwitterungshorizont von den jüngeren Schottern abzugrenzen.

Im Hinblick auf die bautechnischen Probleme der Baugrube für das Kraftwerk wurde beiderseits der Talflanken sowie an allen Bohrkernen das Trennflächengefüge der devonischen Gesteine aufgenommen und durch Messungen in der offenen Baugrube ergänzt. Die Schichten streichen generell E–W bis NE–SW und fallen mit ca. 25°–40° nach N ein. E–W-streichende, großtektonische Störungslinien zerlegen das Gebirge in mehrere Einheiten.

Daneben existieren NNW-SSE-streichende Bruchstrukturen, an denen beispielsweise im Kraftwerksbereich eine östlich liegende, tiefere Einheit, bestehend aus kalkigen Flaser- und Plattendolomiten, gegen eine westlich liegende Scholle mit Dolomiten und Sandsteinen grenzt. Die aufgrund von Beobachtungen an den Bohrkernen prognostizierte und lokalisierte Störung wurde durch die stark erhöhte Aufnahme von Injektionsgut bei der Untergrundverpressung während der Bauarbeiten bestätigt. Im Bereich dieser, die Talachse querenden Störung ist das Gebirge flexurartig verbogen.

2. Hydrogeologie

2.1. Wasserwegsamkeit des Festgesteins

Im Hinblick auf die Frage nach der Wasserwegsamkeit des Festgesteins konnten als Ergebnis der geotechnischen Versuche eine Reihe von Daten erhoben werden, die nachfolgend kurz beschrieben und kommentiert werden.

- a) In den Rotationskernbohrungen RB 1 bis RB 15 (Lage s. Fig. 1) wurden abschnittsweise Wasserdrucktests (WD-Tests) durchgeführt, die es erlauben sollten, generell eine Bewertung der Gebirgsdurchlässigkeit im hydrogeologischen Sinne und speziell eine Abschätzung notwendiger Injektionsarbeiten der Untergrundabdichtung der Baugrube aus Gründen des Grundwasserschutzes vorzunehmen. Die entsprechenden Druckstufen wurden bis maximal 6 atü schleifenartig nach dem Schema 2-4-6-4-2 atü variiert. Durch Vergleich der Wasseraufnahmemengen gleicher Druckstufen wurde abgeschätzt, ob ein Cracken des Gebirges erfolgte, oder ob es zur Verstopfung infolge Ausspülens von Feinkornmaterial gekommen ist. Die ungewichteten Lugeon-Mittelwerte dieser Versuchsreihe liegen für den Tiefenbereich -12 m bis -20 m ab Talniveau bei ca. 20 Lugeon.

Die große Variationsbreite einerseits sowie die geringe Anzahl der erfolgreichen Versuche andererseits lassen eine statistische Auswertung nicht zu; hingegen sind die einzelnen, stark variierenden Ergebnisse durch das in den Bohrungen festgestellte Trennflächengefüge zwanglos zu erklären.

- b) Im randlichen Murbett innerhalb eines Schachtes, der anfänglich durch eine Spundwand, anschließend aufgrund der Unterläufigkeit mit einer bis in den Fels einbindenden Bentonitschlitzwand gesichert worden war, wurden mehrere in-situ-Versuche durchgeführt. Zunächst wurde die Felssohle nach erfolgter Reinigung detailliert felsmechanisch und petrographisch aufgenommen. Anschließend wurde ein Testfeld angelegt, das aus drei fächerförmigen, mit 80° geneigten, bis 19 m tiefen Kernbohrungen (RBS 1-3) bestand. Diese wurden mit einer je Bohrloch unterschiedlich gefärbten Zementsuspension verpreßt (Fig. 2).

Als Einpreßmittel diente eine Wasser-Zement-Suspension mit dem Mischungsverhältnis 4 : 1. Bei hohen Verlusten des Injektionsgutes wurde die Mischung auf 1,25 : 1 eingedickt. Als Zement wurde ein PC 375 benutzt. Der Einpreßdruck wurde über mehrere Stufen bis auf 15 atü gesteigert, wobei stufenweise von Meter zu Meter von unten nach oben injiziert wurde. Auffällig war die geringe Korrelation zwischen Injektionsmenge und entsprechenden Lugeonwerten aus WD-Tests; hingegen wurde eine gute Korrelation zwischen Injektionsmenge und petrographischer Zusammensetzung beobachtet. Nach 10 Tagen Abbindezeit wurde die Testinjektion durch eine zentrale Bohrung erneut aufgebohrt.

Die Kluffüllungen und Lehmfugen auf Schichtflächen waren zum Teil durch Injektionsgut ersetzt. Durch die Kontrollbohrung konnte die Existenz offener oder latent offener Klüfte im Festgestein belegt werden.

Der anschließende Aufspiegelungsversuch im Schacht ergab für den Fels einen Durchlässigkeitsbeiwert von $k = (3,0-6,0) \cdot 10^{-3}$ m/s, derjenige in der Bohrung RBS 4 eine Durchlässigkeit von $k = 2,0 \cdot 10^{-5}$ m/s. Beide Werte sind deutlich höher als die Ergebnisse von Pumpversuchen in den Bohrungen RB 1 bis RB 3, die k-Werte von ca. $4 \cdot 10^{-6}$ m/s lieferten.

- c) Im Zuge der Bauarbeiten für das Kraftwerk Weinzödl wurde die gesamte Baugrube mit einer bis in den Fels einbindenden Bentonitschlitzwand (Abwicklung ca. 400 m) gesichert. Um den Wasserstrom durch den Fels in die Baugrube auf ein vertretbares Maß zu reduzieren, wurde ein Dichtungsschleier ausgeführt, der innerhalb der Bentonitschlitzwand begann und mindestens bis auf 330 m ü. A., d. h. mehr als 30 m unter Talniveau reichte. Die Bohrarbeiten für die Injektionen erfolgten in drei zeitlich aufeinanderfolgenden Bohrserien (A-, B- und C-Serie) nach dem Schema A-C-B-C-A-C, wobei auch nach der Tiefe eine Staffelung in drei Stufen erfolgte. In den Bohrungen der A-Serie wurden stufenweise nach der Tiefe gestaffelt

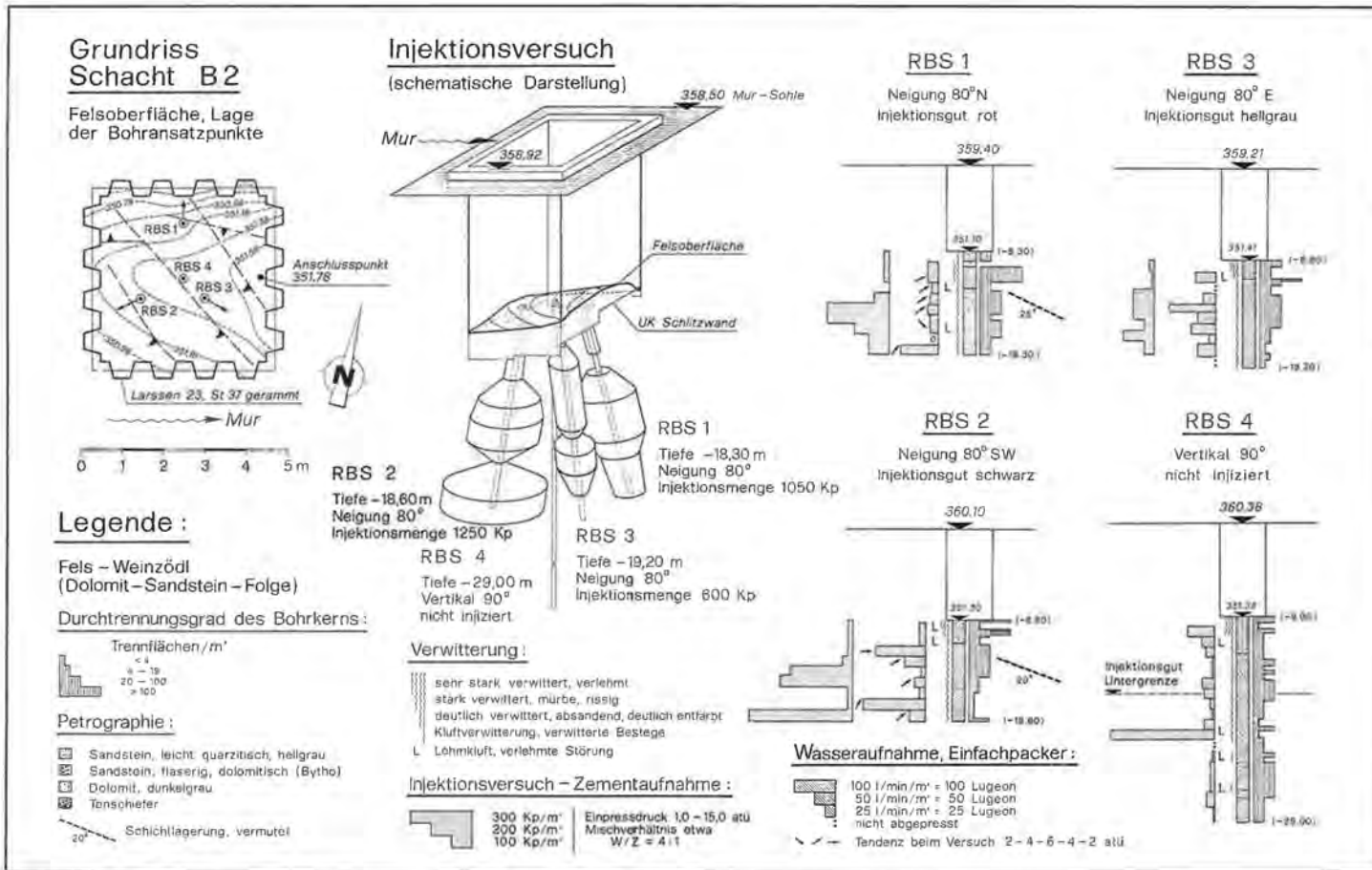


Fig. 2: Versuchsanordnung einer Testinjektion in einem Schacht im Murbett.

WD-Tests durchgeführt. Die anfänglichen Druckstufen bis maximal 10 atü wurden später auf 6 atü reduziert, wobei die Druckstufen schleifenartig nach dem Schema 2-4-6-4-2 atü variiert wurden.

Eine Vergleichsmöglichkeit zu den WD-Tests der ersten Versuchsserie in den Bohrungen RB 1 bis RB 15 war damit gegeben.

Nach zwei verschiedenen Verfahren, einer Näherungsrechnung und einer empirischen Bestimmung wurden aus den WD-Tests mittlere k -Werte errechnet (Tab. 1).

Tab. 1: Mittlere k -Werte des Festgesteins, aus WD-Tests abgeleitet.

Tiefenstufe ab O.K. Gelände	$k_{emp.}(m/s)$	$k_{approx.}(m/s)$
bis -20 m	$2,7 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$
-20 m bis -25 m	$8,5 \cdot 10^{-7}$	$6,5 \cdot 10^{-7}$
-25 m bis -30 m	$5,1 \cdot 10^{-7}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$

Eine deutliche Abnahme der Felsdurchlässigkeit mit der Tiefe ist unverkennbar.

In Fig. 3 ist ausschnittsweise die mittlere Feststoffaufnahme eines Teils des Injektionsschleiers aufgetragen. Die Darstellung zeigt deutlich die erhöhte Feststoffaufnahme im Bereich einer Schichtkulmination sowie einer Störungszone.

Ebenfalls wurden die mittleren Zementaufnahmemengen, nach Bohrserien und Verpreßstufen gegliedert, ausgewertet (Tab. 2):

Tab. 2: Mittlere Zementaufnahme des Injektionsschleiers in kg/m, nach Stufen gegliedert.

Bohrserie	Verpreßstufe		
	bis -20 m	-20 m bis -25 m	-25 m bis -30 m
A	429	270	205
B	403	259	123
C	333	193	105

Geht man von einer Bohrserie aus, so zeigt sich sehr deutlich eine Abnahme der Zementaufnahmemenge mit zunehmender Tiefe. Eine tendenzielle Übereinstimmung mit den Ergebnissen der WD-Tests ist gegeben.

Faßt man alle Beobachtungen und Meßergebnisse zusammen, so drängen sich folgende Schlußfolgerungen auf:

- Die Dolomit-Sandstein-Folge¹⁾ im Gebiet Weinzödl ist schwach bis mäßig verkarstet. Beobachtungen in den Kernbohrungen zeigen als maximale Größe einer Auslaugung Erbsenkarst.
- Die mittleren Durchlässigkeiten des Festgesteins sind in geringen Tiefen ab Talniveau sehr großen Schwankungen unterworfen und liegen bei $k = (2-20) \cdot 10^{-6}$ m/s, in 30 m Tiefe bei ca. $k = 0,5 \cdot 10^{-6}$ m/s.
- Hohe Wasserwegsamkeit ist örtlich auf Störungen, Großklüfte und durch schwache Verkarstung erweiterte Trennflächen begrenzt.

¹⁾ Die Ergebnisse eines Färbeversuches, der im Frühjahr 1981 in der Dolomit-Sandstein-Folge bei Friesach im N von Graz durchgeführt wurde, zeigen für diese Gesteine eine durchschnittliche Abstandsgeschwindigkeit von 150-200 m/Tag.

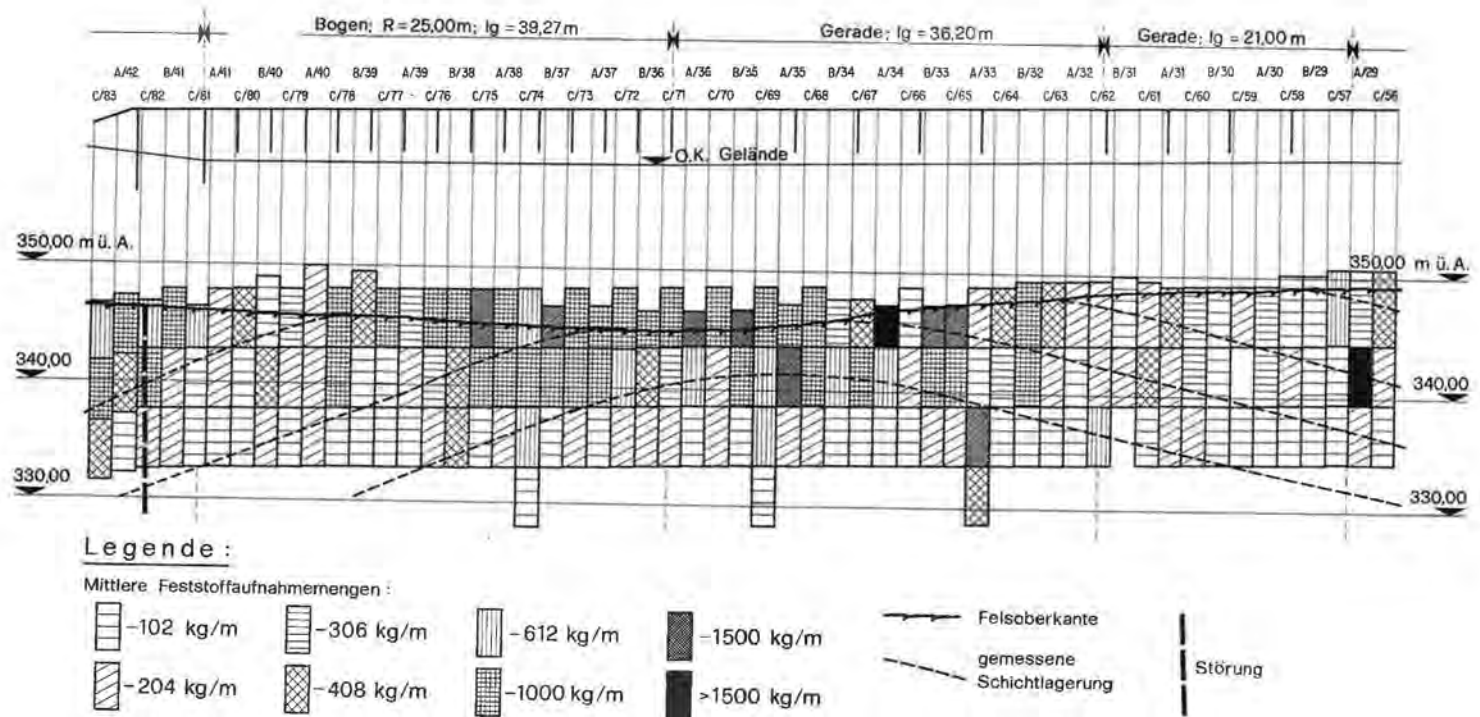


Fig. 3: Feststoffaufnahme des Injektionsschleiers der Baugrube KW Weinzödl (Ausschnitt).

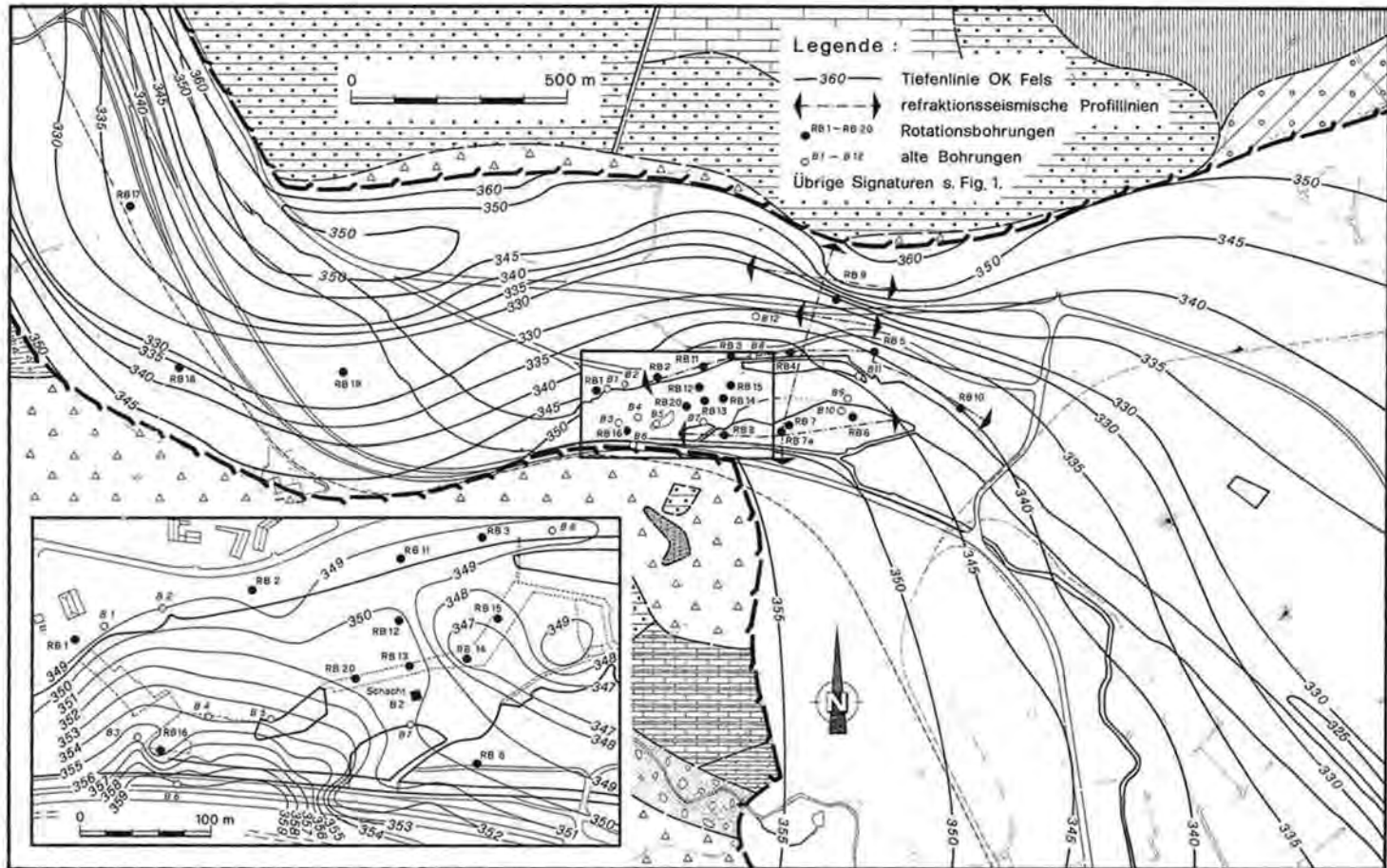


Fig. 4: Tiefenlinienplan des präquartären Untergrundes (dicke Linien = quartäre Aquifergrenze).

2.2. Murschotter

2.2.1. Überblick

In Fig. 4 ist, auf absolute Höhe bezogen, das Liegende des Quartärs dargestellt. Für die Konstruktion dieser Karte wurden verwendet:

- Die Ergebnisse aller Bohrungen, die die Murschotter durchteuft haben. Die im Raum Weinzödl aus den dreißiger Jahren stammenden Bohrungen B1–B12 wurden höhenmäßig korrigiert (Korrekturfaktor $-2,85$ m).
- Die Ergebnisse der von F. WEBER im Jahre 1977 durchgeführten refraktionsseismischen Messungen; sie wurden mit Hilfe der exakten Felskoten aus den Rotationskernbohrungen geeicht.
- Parameterstudien mit Hilfe eines mathematischen Simulationsmodells, bei dem die Tiefenlage des präquartären Untergrundes als variable Größe eingeführt wurde.

Die dem Verfasser im Jahre 1979 zur Kenntnis gelangte Dissertation von H. HÖNIG (1977) wurde nicht verwendet, zeigt befriedigende Übereinstimmung im Raum Raach.

Gemäß Tiefenlinienplan liegt die Sohle der Murschotter in 330 m Höhe und taucht erst im Raum Andritz im Bereich des Tertiärs auf 325 m ab. Bei Weinzödl zeigt der Taluntergrund eine schluchtartige Verengung. Der Murschotter ist in diesem Abschnitt in seinem tieferen Bereich lagenweise blockig ausgebildet, feinere Anteile sind durch die erhöhte Schleppkraft des Wassers nicht zur Ablagerung gelangt. Die morphologische Ausweitung der Andritzer Bucht prägt sich auch im größeren Abstand der Tiefenlinien aus.

Im Rahmen der oben angeführten Parameterstudien wurde eine mittlere Gebietsdurchlässigkeit ermittelt, deren Verteilung in Fig. 5 dargestellt ist.

Der Murschotter in Raach und in Weinzödl besitzt eine mittlere Gebietsdurchlässigkeit von $k = 1,25 \cdot 10^{-3}$ m/s, in der Andritzer Bucht eine solche von $k = 1,0 \cdot 10^{-3}$ m/s. Die nachlassende Schleppkraft des Wassers mit Eintreten der Mur in die Andritzer Bucht hat zu einer erhöhten Ablagerung von Feinmaterial geführt. Auffällig, jedoch durch die geologische Situation leicht erklärbar, ist die geringe Durchlässigkeit der würmzeitlichen Terrassen, die bei Raach und bei Andritz einen Gebietsdurchlässigkeitswert von $k = 1,0 \cdot 10^{-3}$ m/s, im Raum Gösting, d. h. am Anfang der Andritzer Bucht, einen solchen von $k = 0,2 \cdot 10^{-3}$ m/s haben.

2.2.2. Regionale Gliederung

Nach den zur Verfügung stehenden hydrogeologischen, hydrologischen und hydraulischen Daten läßt sich das gesamte Grundwassergebiet in einzelne Teilfelder untergliedern (Fig. 6):

- *Raacher Grundwasserfeld.*
- *Weinzödler Grundwasserfeld* mit weiterer Untergliederung in oberes und unteres Weinzödler Grundwasserfeld sowie in eine rechts- und linksufrige Infiltrationszone.
- *Andritzer Grundwasserfeld* mit einer murseitigen Abgrenzung in Beckeninfiltrationszone und Murinfiltrationszone.
- *Göstinger Grundwasserfeld.*

Wie in Kap. 3 gezeigt wird, läuft diese Untergliederung in hydraulische Provinzen konform mit einer Untergliederung nach hydrochemischen Kriterien.

2.2.2.1. Raacher Grundwasserfeld

Neue geologisch-hydrogeologische Daten über das Raacher Grundwasserfeld, rechtsufrig der Mur gelegen, sind in Tab. 3 zusammengestellt.

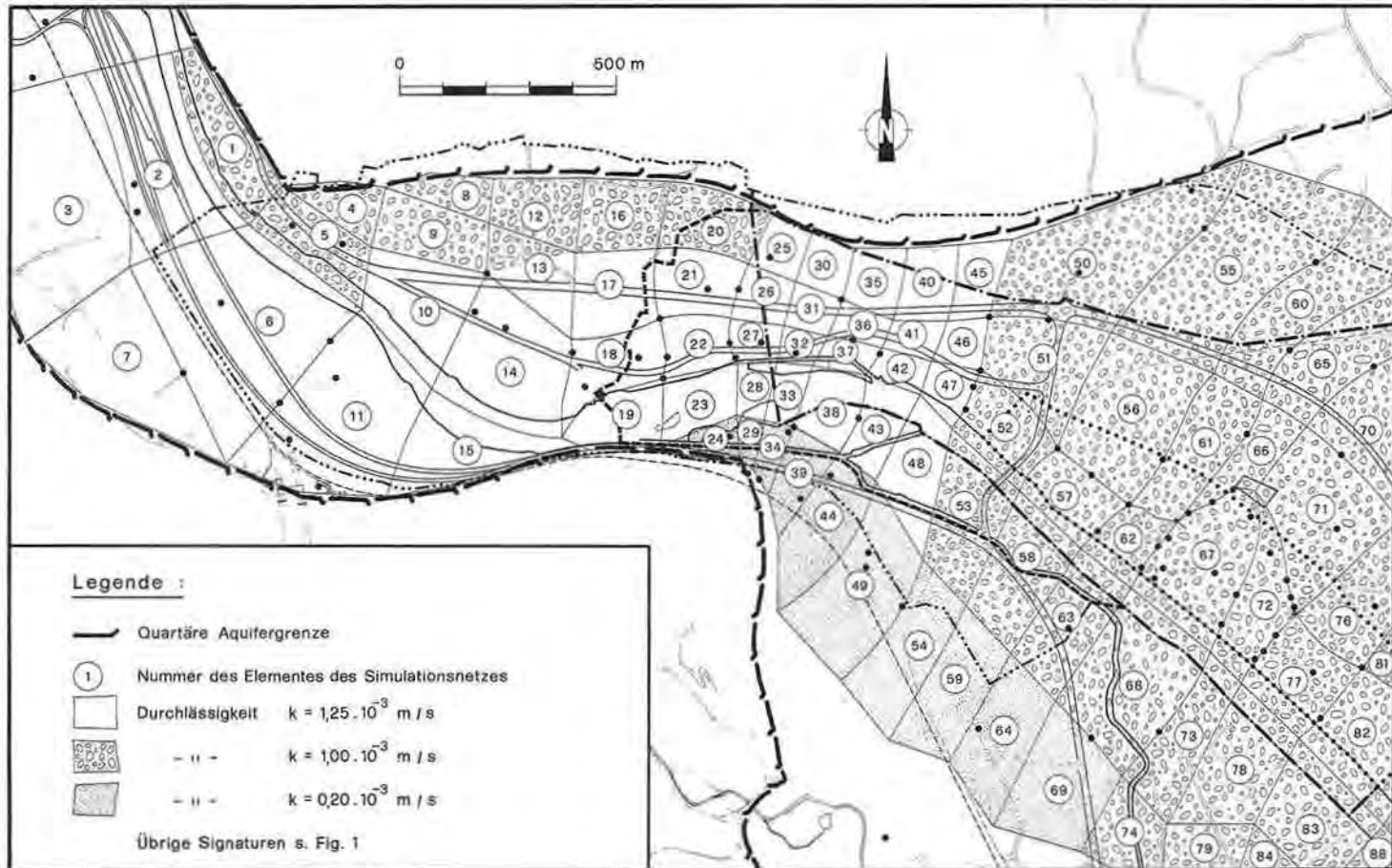


Fig. 5: Durchlässigkeitsverteilung der Murschotter.

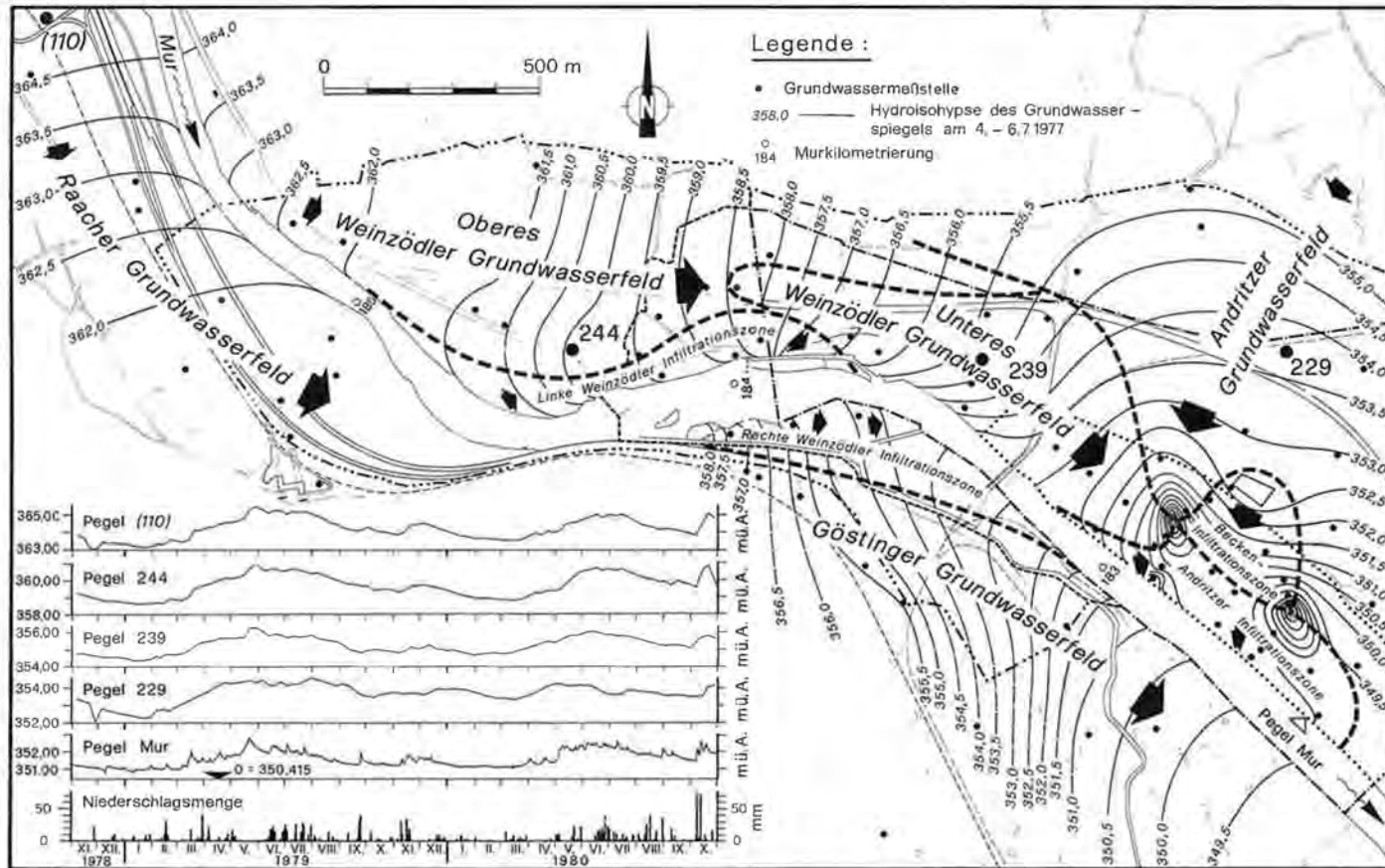


Fig. 6: Die hydraulischen Provinzen des Untersuchungsgebietes sowie Ganglinien des Grundwasserspiegels und der Mur im Vergleich zu den täglichen Niederschlagssummen (Station Wasserwerk Andritz) November 1978 bis Oktober 1980.

Tab. 3: Geologisch-hydrogeologische Daten der Bohrungen im Raacher Grundwasserfeld (Lage s. Fig. 1).

Bohrung Nr.	Koordinaten	Kote O. K. Gelände in m ü. A.	Geologisches Profil	Durchlässigkeit k aus Auffüllversuchen (m/s)	Durchlässigkeit k aus Pumpversuchen (m/s) $t = 1$ Std.
RB 17	- 72 671/ 219 648	366,25	- 1,80 m Decksand - 8,60 m holoz. Murschotter darunter würmzeitliche Terrassenschotter E. T. bei -12,0 m	3,2-3,5 m Tiefe: $1,1 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$
RB 18	- 72 570/ 219 283	366,20	- 1,50 m Decksand - 11,50 m holoz. Murschotter - 27,70 m würmzeitliche Terrassenschotter - 28,30 m Verwitterungslehm darunter kalkige Schiefer der Dolomit-Sandstein-Folge E. T. bei -28,80 m	3,5-3,8 m Tiefe: $5,2 \cdot 10^{-5}$ 10,0-10,3 m Tiefe: $1,6 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$
RB 19	- 72 228/ 219 262	366,15	- 2,50 m Decksand - 11,80 m holoz. Murschotter - 36,30 m würmzeitliche Terrassenschotter - 36,40 m Verwitterungslehm darunter Dolomitsandstein E. T. bei -38,50 m	3,2-3,5 m Tiefe: $6,0 \cdot 10^{-5}$ 10,4-10,7 m Tiefe: $6,3 \cdot 10^{-7}$ 19,3-19,6 m Tiefe: $6,6 \cdot 10^{-2}$	$4,9 \cdot 10^{-3}$

Das Rinnentiefste liegt knapp unterhalb 330 m Höhe, d. h. ca. 36 m unter Talniveau (s. Fig. 4), die Grenze würmzeitliche Terrassenschotter zu holozäne Murschotter in Talachse in 353 bis 357 m Höhe. Randlich tauchen die Terrassenschotter über Geländeoberkante auf. Die Rinnenachse quert die Mur bei Flußkilometer 184,8 (Flußkilometrierung s. Fig. 6).

Der Grundwasserspiegel ist über insgesamt 7 Pegel und 4 Hausbrunnen (Stand Sommer 1981) der Beobachtung zugänglich. Der nächste Murpegel befindet sich rechtsufrig oberhalb des alten oberen Weinzödl-Wehres.

Bei Flußkilometer 185,7 sind bei Mittelwasser Mur- und Grundwasserspiegel auf gleicher Höhe. Während sich aufgrund geringeren Gefälles die Mur bis zum oberen Weinzödl-Wehr scheinbar aus dem Grundwasserkörper hebt – die Mursohle wirkt hier als Tropfkörper –, fällt der Grundwasserspiegel mit ca. 3 ‰ zum Weinzödler Grundwasserfeld ab.

Maßgebend für die Alimentation des Grundwasserfeldes sind:

- murparalleler Grundwasserstrom,
- Infiltration aus der Mur ins Raacher Feld,
- Hangzuflüsse,
- Versickerung von Gebietsniederschlägen.

Die Dynamik des murparallelen Grundwasserstromes ist am besten aus Beobachtungen des Pegels 3300 = (110) des Hydrographischen Dienstes (Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz) ersichtlich (Fig. 6). Grundwasserspiegel und Murspiegel zeigen eine direkte Übereinstimmung.

Jede Hochwasserwelle der Mur ist im Grundwasserfeld deutlich nachvollziehbar, wobei die Hubhöhe im Feld von der Dauer der Hochwasserwelle in der Mur abhängt. Maximal steigt der Grundwasserspiegel im Verhältnis 1 : 1 zum Murwasserspiegel. Die Zeitdifferenz zwischen Muranstieg und dem Anstieg des Grundwasserspiegels liegt bei ca. 1 bis 2 Tagen, die jeweiligen Maxima zeigen eine Phasenverschiebung bis zu 5 bis 7 Tage.

Im Bereich der Zufahrt zum Plabutsch-Tunnel lassen Spiegelbeobachtungen in Verbindung mit Temperaturmessungen des Grundwassers den Schluß zu, daß bei hohen Wasserständen ein unterirdischer Zufluß aus dem Gebirge ins Grundwasser, bei Niedrigwasserständen ein geringfügiger Abfluß ins Gebirge vorliegt.

2.2.2.2. Weinzödler Grundwasserfeld

Das Weinzödler Grundwasserfeld nimmt aufgrund der hydraulischen Situation in bezug auf die Gefällsstufe der Mur eine Schlüsselstellung zwischen dem Raacher und dem Andritzer Feld ein. Seine Untergliederung in ein oberes und ein unteres Feld ergibt sich durch die sich verändernden Vorflutbedingungen:

Oberwasserseitig wird der Grundwasserspiegel durch die Infiltrationsmenge der Mur, unterwasserseitig durch die Exfiltrationsmenge in die Mur gesteuert.

Nach den neuen geologisch-hydrogeologischen Daten (Tab. 4) durchzieht die Tiefenrinne knapp unterhalb 330 m ü. A. das Tal. Die Grenze zwischen Terrassenschotter und holozänen Murschottern liegt zwischen 352 und 354 m Höhe; im Bereich der Gefällsstufe sind die Terrassenschotter nahezu ausgeräumt (Fig. 7).

Bemerkenswert ist, daß sich zwischen Flußkilometer 184,7 und 183,8 der Querschnitt des Grundwasserkörpers von ca. 15.000 m² auf 7000 m² verringert. Der verringerte Durchflußquerschnitt wird durch die erhöhte Durchlässigkeit des Aquifers hydraulisch kompensiert. Den blockigen Lagen in verschiedenen Tiefen innerhalb der

Tab. 4: Geologisch-hydrogeologische Daten der Bohrungen im Weinzödler Grundwasserfeld (Lage s. Fig. 1).

Bohrung Nr.	Koordinaten	Kote O. K. Gelände in m ü. A.	Geologisches Profil	Durchlässigkeit k aus Auffüllversuchen (m/s)	Durchlässigkeit k aus Pumpversuchen (m/s) $t = 1$ Std.
RB 1	- 71 618/ 219 207	364,35	- 3,80 m Aufschüttung - 12,40 m holoz. Murschotter - 15,20 m Terrassenschotter - 16,20 m Verwitterungsschicht darunter Dolomite der Dolomit-Sandstein-Folge E. T. bei -20,90 m	-	$7,0 \cdot 10^{-4}$
RB 2	- 71 482/ 219 245	362,05	- 5,50 m Aufschüttung und Decksande - 13,80 m holoz. Murschotter darunter Dolomite der Dolomit-Sandstein-Folge E. T. bei -20,90 m	- 2,40 m : $7,3 \cdot 10^{-3}$ - 5,80 m : $2,9 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
RB 3	- 71 307/ 219 284	361,80	- 3,20 m Aufschüttung - 10,00 m holoz. Murschotter - 11,80 m Terrassenschotter - 12,35 m Siltzone darunter Dolomite und Sandsteine E. T. bei -17,50 m	- 7,20 m : $4,9 \cdot 10^{-7}$ - 8,20 m : $2,2 \cdot 10^{-6}$ - 9,40 m : $3,6 \cdot 10^{-4}$	$8,0 \cdot 10^{-4}$
RB 4	- 71 170/ 219 295	363,15	- 9,00 m holoz. Murschotter - 13,80 m Terrassenschotter - 14,70 m Siltzone darunter Dolomite E. T. bei -20,50 m	- 5,30 m : $6,6 \cdot 10^{-4}$ - 9,40 m : $7,0 \cdot 10^{-5}$	$4,6 \cdot 10^{-4}$
RB 5	- 70 972/ 219 288	362,75	- 1,35 m Decksande - 11,20 m holoz. Murschotter - 23,20 m Terrassenschotter darunter Dolomite E. T. bei -26,20 m	- 3,65 m : $4,1 \cdot 10^{-6}$ - 5,70 m : $7,0 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$

Bohrung Nr.	Koordinaten m ü. A.	Kote O. K. Gelände in m ü. A.	Geologisches Profil	Durchlässigkeit k aus Auffüllversuchen (m/s)	Durchlässigkeit k aus Pumpver- suchen (m/s) t = 1 Std.
RB 6	- 71 010/ 219 154	359,75	- 4,10 m Aufschüttung - 10,30 m holoz. Murschotter - 13,50 m Terrassenschotter - 13,75 m Siltzone darunter Dolomite E. T. bei -21,40 m	- 4,70 m : $4,9 \cdot 10^{-5}$ - 8,50 m : $4,8 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$
RB 7a	- 71 173/ 219 121	360,50	- 2,00 m Aufschüttung - 10,00 m holoz. Murschotter - 12,15 m Terrassenschotter - 12,80 m Verwitterungslehm darunter Dolomite E. T. bei -17,50 m	- 2,60 m : $1,1 \cdot 10^{-3}$ - 5,70 m : $1,0 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$
RB 8	- 71 311/ 219 112	362,15	- 1,40 m Aufschüttung - 11,20 m holoz. Murschotter - 12,40 m Siltzone darunter Dolomite und Sandsteine E. T. bei -17,50 m	- 2,70 m : $3,1 \cdot 10^{-4}$ - 7,30 m : $8,0 \cdot 10^{-4}$ - 8,10 m : $2,2 \cdot 10^{-5}$ - 11,00 m : $2,2 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-4}$
RB 9	- 71 049/ 219 424	363,40	- 1,50 m Decksande - 10,90 m holoz. Murschotter darunter Terrassenschotter E. T. bei -33,60 m	- 4,00 m : $6,7 \cdot 10^{-4}$ - 6,70 m : $1,0 \cdot 10^{-4}$ - 8,70 m : $1,4 \cdot 10^{-5}$ - 12,40 m : $6,7 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$

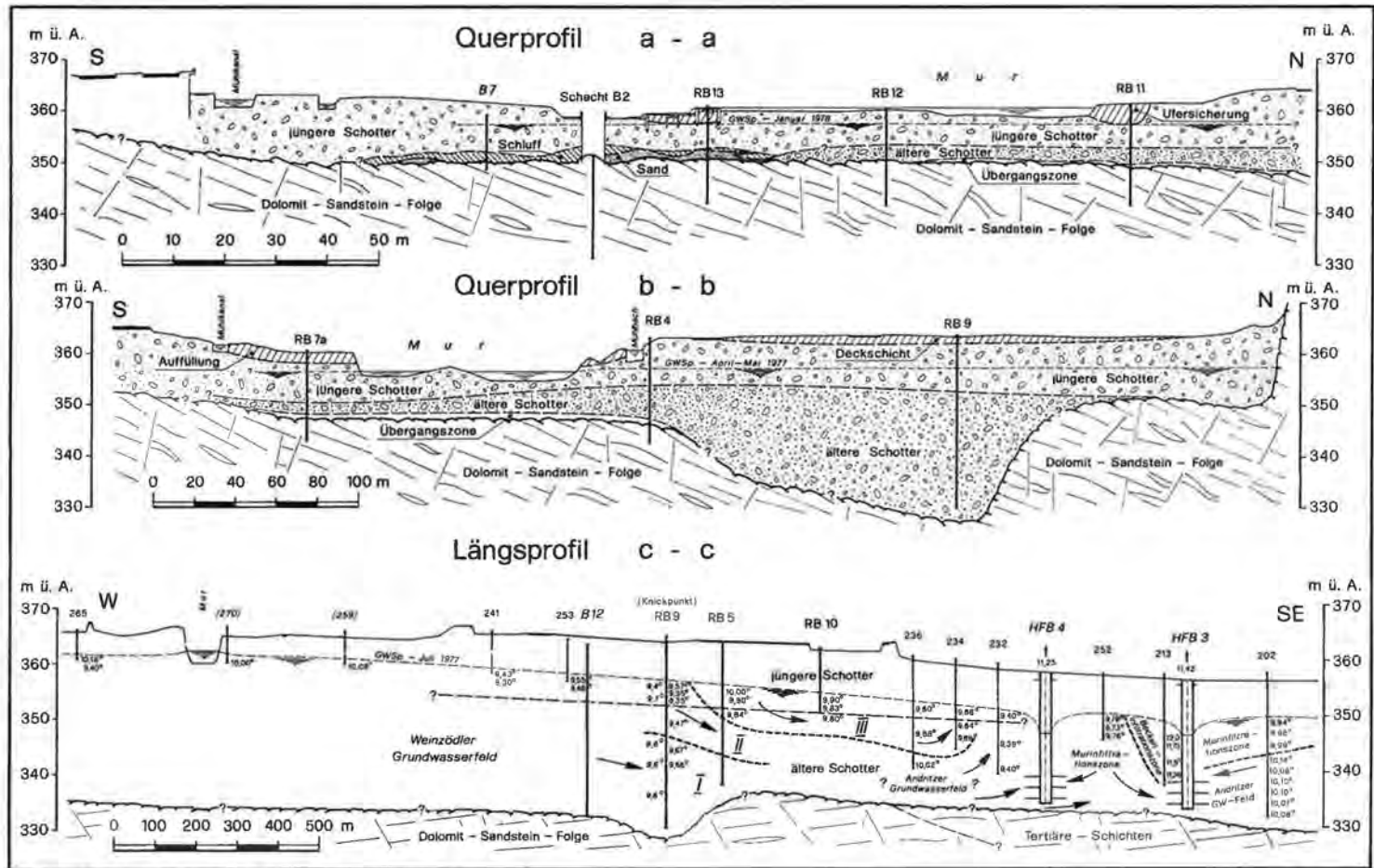


Fig. 7: Hydrogeologische Längs- und Querprofile (Lage s. Fig. 1).

Terrassenschotter kann durchaus eine Durchlässigkeit von $k > 2 \cdot 10^{-3}$ m/s zugeordnet werden.

Bei der Wertung der in Tab. 4 angegebenen Durchlässigkeiten ist folgendes zu berücksichtigen:

- Die Auffüllversuche liefern als Ergebnis Durchlässigkeiten geringmächtiger Schichtabschnitte innerhalb eines Bohrloches;
- die Kleinpumpversuche, die nur über eine Zeitspanne von maximal einer Stunde gefahren wurden, bringen nur lokale k-Werte mit verhältnismäßig großer Streubreite untereinander.

Von besonderem Wert ist es daher, die Ergebnisse von drei Dauerpumpversuchen (Beharrungszeit $t > 50$ Std.) in großkalibrigen Brunnen mit den durchschnittlichen Gebietsdurchlässigkeitswerten gemäß Abschn. 2.2.1. zu vergleichen (Tab. 5).

Tab. 5: Durchlässigkeit der Murschotter im Weinzödler Grundwasserfeld (Lage s. Fig. 1).

Ort	Entnahmemenge Q l/s	Durchlässigkeit k m/s
Schacht im randlichen Murbett	25	$2,3 \cdot 10^{-3}$
Sperrbrunnen I = Pegel 286	16,6	$1,5 \cdot 10^{-3}$
Sperrbrunnen II = Pegel 287	25	$1,5 \cdot 10^{-3}$

Die beiden Sperrbrunnen reichen mit ihrer Filterstrecke ca. 2 m in die würmzeitlichen Terrassenschotter, der Schacht hingegen saß vollständig in den holozänen Murschottern.

Damit kann folgende Schlußfolgerung gezogen werden: Der durchschnittliche k-Wert der holozänen Schotter liegt um den Faktor 1,5 bis 2,0 höher als der durchschnittliche k-Wert der Terrassenschotter.

Das gesamte Grundwasserfeld kann über 9 Pegel und zahlreiche Hausbrunnen hydrologisch erfaßt werden. Es liegen zahlreiche, langjährige hydrologische Meßreihen vor, für den Pegel 239 (unteres Weinzödler Grundwasserfeld) sogar eine solche von ca. 20 Jahren. Diese langjährige Ganglinie zeigt tendenziell ein Absinken um wenige Zentimeter pro Jahr, was auf die Eintiefung des Vorfluters, d. h. der Mur zurückgeführt werden kann. Besonders exakte Messungen liegen vom Schreibpegel 244 (oberes Weinzödler Grundwasserfeld) vor, der maximale Grundwasserschwankungen bis 2,5 m pro Jahr aufzeigt (s. Fig. 6). Bei extremen hydrologischen Bedingungen kann der Grundwasserspiegel in diesem Bereich bis zu 0,15 m pro Tag ansteigen. Analysen von Tagesmessungen verschiedener Pegel in diesem Gebiet zeigen bei Hochwassereinfluß der Mur einen durchschnittlichen Anstieg von 5,5 cm pro Tag. Unter Annahme eines Porenvolumens von ca. 20% für den Aquifer des Weinzödler Grundwasserfeldes läßt sich hieraus eine Infiltrationsmenge von ca. 35 l/s errechnen. Weiterhin wird das Grundwasser aus randlichen ober- und unterirdischen Zuflüssen alimentiert.

Mit Hilfe von exakten Temperaturmessungen (H. JANSCHKE, 1977) wurde versucht, den Grundwasserkörper zu gliedern:

Es lassen sich drei nach der Tiefe gestaffelte Zonen I, II und III unterscheiden (s. Fig. 7, Profil c - c), wobei eine Unterscheidung in einen Tiefenstrom innerhalb der Tiefenrinne und in einen oberflächennahen Grundwasserstrom deutlich wird. Dieser exfiltriert teilweise wieder in das Unterwasser der Mur, während der Tiefenstrom dem Andritzer Becken zufließt.

2.2.2.3. Andritzer Grundwasserfeld

Trotz der wasserwirtschaftlich intensiven Nutzung des Andritzer Grundwasserfeldes sind erstaunlich wenig geologische Daten über die Murschotter und ihr Liegendes bekannt. Das Einsetzen des Tegels als Überlagerung der devonischen Dolomit-Sandstein-Folge muß nach heutiger Erkenntnis bei der unteren Weinzödl-Brücke angenommen werden. Die in Weinzödl festgestellte Untergrundrinne verflacht im Andritzer Becken, wobei die Rinnenachse etwa parallel zur Mur verläuft. Die Sohle der Murschotter sinkt auf ca. 325 m Höhe ab (s. Fig. 4). Im Gegensatz zu Weinzödl ist die entsprechende Untergrundstruktur nicht durch Bohrungen neueren Datums erhärtet, sondern aus Parameterstudien im Rahmen einer Computersimulation gewonnen worden. Es ist daher unbekannt, ob die Murschotter lediglich aus Alluvionen bestehen, oder ob sich noch Reste der würmzeitlichen Ablagerungen erhalten haben. Die durchschnittlichen Gebietsdurchlässigkeitswerte (s. Fig. 5) lassen darauf schließen, daß ein nennenswerter Anteil würmzeitlicher Terrassenschotter im Untergrund nicht mehr erhalten ist, d. h., daß die Erosion der Mur bis auf das Liegende der ehemaligen Terrasse erfolgte. Morphologisch erkennbare Terrassenreste sind lediglich im NE des Beckens erhalten.

Neue Erkenntnisse über die Durchlässigkeit der Murschotter als Ergänzung zu den bisher bekannten Daten liegen nicht vor. Während den Murschottern im Andritzer Becken generell ein Gebietsdurchlässigkeitswert von $k = 1,0 \cdot 10^{-3}$ m/s zugeordnet werden kann, ist es möglich, bei Normalbetrieb des Wasserwerkes nach verschiedenen Verfahren die Infiltrationsmenge zu simulieren und daraus für den Infiltrationsaum einen k-Wert von $6,6 \cdot 10^{-4}$ m/s zu errechnen. Dieser Wert, der durch „in-situ-Messungen“ in Weinzödl bestätigt wird, zeigt sehr deutlich, daß von der bisherigen Annahme, die Mur habe ihr eigenes Bett so abgedichtet, daß eine nennenswerte Infiltration nicht mehr stattfindet, abgerückt werden muß.

Der Grundwasserspiegel ist über mehr als 30 Pegel und mehrere Hausbrunnen der Beobachtung zugänglich, die Mur-Ganglinie wird über einen Pegelschreiber, der sich linksufrig auf der Höhe des Wasserwerkes befindet, aufgezeichnet. Die Spiegelpläne (s. Fig. 6) lassen ein einfach aufgebautes Grundwasserfeld erkennen, wobei das mittlere Spiegelgefälle im Norden bei 3,5‰ im Osten sowie im murnahen Bereich bzw. in der Umgebung der Wasserwerksbrunnen bei ca. 7–10‰ liegt. Das Grundwassergefälle ist generell zur Mur hin gerichtet. Lediglich im unmittelbaren Entnahmbereich der beiden Horizontalfilterbrunnen ist das Gefälle gegenläufig, d. h. es findet eine Infiltration von der Mur ins Grundwasser statt.

Die Grenze zwischen Infiltration in Andritz und Exfiltration in Weinzödl schwankt je nach Wasserführung der Mur, Entnahmemenge in den Brunnen und Versickerungsmenge im Versickerungsbecken. Im Mittel liegt diese Grenze unterhalb der unteren Weinzödl-Brücke.

Das Grundwasserfeld wird alimentiert durch:

- den murparallelen Zufluß des Grundwasserstromes aus Weinzödl,
- unterirdische Zuflüsse aus Norden und Nordosten,
- Versickerung aus dem Falkenbach, dem Gabriachbach und dem Andritzbach sowie bei regelmäßigem Wasserwerksbetrieb aus:
 - der Infiltration der Mur ins Grundwasser und
 - der Versickerung von Andritzbach-Wasser in einem künstlich angelegten Versickerungsbecken.

Nach Ergebnissen von Handbohrungen, die im Jahre 1957 im Uferbereich des

Andritzbaches ausgeführt worden waren, wird die humose Deckschicht von rezenten Feinsanden unterlagert. Es darf daher angenommen werden, daß die Versickerungsmenge aus dem Andritzbach in den Untergrund gering ist.

Innerhalb des Andritzer Grundwasserfeldes lassen sich drei Teilfelder abgrenzen:

- Andritzer Infiltrationszone,
- Beckeninfiltrationszone,
- Andritzer Grundwasserfeld s. str.

Die beiden ersten Teilfelder sind hydraulische Einheiten, die durch den Wasserwerksbetrieb in Andritz „künstlich“ entstanden sind. Bei dem Andritzer Grundwasserfeld handelt es sich um eine natürliche Einheit, die sich von allen anderen hydraulischen Provinzen unterscheidet. Dies wird bereits aus den Messungen des Pegels Nr. 229 deutlich. Vergleicht man die Ganglinien des Pegels Nr. 229 mit denjenigen von (110), 244 und 239, die alle drei die Murganglinie nachzeichnen, so fällt auf, daß der Grundwasseranstieg im Frühjahr im Andritzer Feld dem Anstieg in der Mur und damit in den von ihr gesteuerten hydraulischen Provinzen bis zu einem Monat vorauslaufen kann. Dies hängt damit zusammen, daß die Schneeschmelze im Grazer Bergland vor der Schneeschmelze im Einzugsgebiet der Mur beginnt (s. Fig. 6, Pegel Nr. 229, Frühjahr 1979). Vergleichbare Zeitverschiebungen erkennt man im Frühjahr 1980 sowie bei einzelnen Starkniederschlägen (Nov. 1979, Dez. 1980). Dies hängt damit zusammen, daß das Andritzer Grundwasserfeld von einem unterirdischen Karstwasservorkommen mit einer bestimmten Trägheit gesteuert wird.

2.2.2.4. Göstinger Grundwasserfeld

Etwa die Hälfte des Göstinger Grundwasserfeldes besteht aus würmzeitlichen Terrassenschottern der Mur. Teile der Schotter sind durch Kiesabbau bis auf Talniveau abgetragen. In den randlichen Bereichen steigt der Fels stärker als die Geländeoberfläche bis über den Grundwasserspiegel an, so daß die Terrasse dem Fels randlich trocken aufliegt. Murparallel wird die Terrasse von holozänen Murschottern überlagert. Über die Grenze Devon/Tertiär liegen keine neuen Erkenntnisse vor.

Aufgrund der gutausgebauten Wasserversorgung und der dichten Bebauung liegen in diesem Gebiet nur wenig Hausbrunnen. Die erhobenen Meßdaten in Verbindung mit den vorliegenden Pegelmessungen der Landeshydrographie zeigen im Terrassenbereich ein sehr starkes Grundwassergefälle, das sich in den holozänen Schottern verflacht. Die Alimentation des Grundwasserleiters erfolgt im wesentlichen durch unterirdische randliche Zuflüsse. Es darf angenommen werden, daß ein nicht unerheblicher Teil aus Infiltrationen des Thaler Baches in den Untergrund her stammt. Das in der rechten Weinzödler Zone infiltrierende Wasser exfiltriert unterwasserseitig wieder in die Mur.

Die Durchlässigkeit der holozänen Schotter liegt in der gleichen Größenordnung wie jene der Schotter in Andritz, während der Durchlässigkeit der Terrassenschotter ein fünffach kleinerer Wert ($k = 0,2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$) zuzuordnen ist. Dieser Wert wurde aus Parameterstudien gewonnen.

3. Hydrochemie

3.1. Vorbemerkung

Seit 1970 werden die Grundwasserfelder im Einzugsbereich des Wasserwerkes Andritz hydrochemisch überwacht. Die anfänglich großräumige und sporadische

Überwachung wurde mit zunehmender Erfassung der Problematik intensiviert und liefert zur Zeit mehr als 1000 Daten pro Monat. Da zum Zeitpunkt der Aufbereitung der Daten die Orts- und Zeitabhängigkeit des Grundwasserchemismus nur in ersten Ansätzen bekannt war und daher die Gefahr bestand, daß eine allgemeine statistische Betrachtungsweise der Daten zu Fehlschlüssen führen könnte, wurde folgendes abgestufte Vorgehen gewählt:

- eine Bestandsaufnahme zu einem bestimmten Zeitpunkt;
- hieraus ableitend eine Darstellung der regionalen hydrochemischen Situation durch die Erstellung von hydrochemischen Profilen;
- eine regionale Untergliederung des Grundwasserchemismus und ein Vergleich desselben mit den Ergebnissen der hydrogeologischen und hydrologischen Untersuchungen;
- die Erarbeitung von Gesetzmäßigkeiten hinsichtlich des Grundwasserchemismus;
- eine Überprüfung dieser Abhängigkeiten anhand aller Analysedaten;
- die Festlegung der bisher beobachteten Variationsbreiten; daraus ableitend die Bildung von gewichteten Mittelwerten und die Ausscheidung von hydrochemischen Provinzen;
- sowie als Fazit der Analysen die Ermittlung von quantitativen Überlegungen anhand des Chemismus des aus den beiden Horizontalfilterbrunnen des Wasserwerkes Andritz geförderten Grundwassers.

Die nachfolgenden Abschnitte fassen die Ergebnisse dieser Vorgangsweise zusammen.

3.2. Mechanismus der Grundwasserkontaminierung durch Abwässer

Wie eingangs erwähnt, gehörte die Mur im in Frage kommenden Flußabschnitt zum Zeitpunkt der vorliegenden Untersuchungen der Gewässergüte III, zeitweise der Klasse IV, an. Die Mur ist durch Abwässer stark belastet. Dabei handelt es sich einerseits um industrielle Abwässer, speziell der Papier- und Zellulosefabriken, andererseits um kommunale Abwässer, die aus den Siedlungsgebieten stammen. Die Abwässer aus den Papier- und Zellulosefabriken sind für die Beschaffenheit der Mur von weitreichender Bedeutung.

Das Murwasser infiltriert oberhalb der Staustufe von Weinzödl und mischt sich mit dem Grundwasser, das wiederum eine stark wechselnde Zusammensetzung hat. Die schwankende hydrochemische Zusammensetzung des Murwassers, der variable Anteil der Murinfiltration, die unterschiedlich lange Verweildauer des infiltrierten Wassers im Boden und die hydrochemisch unterschiedliche Zusammensetzung seitlicher Zuflüsse sowie künstliche Versickerungen von Oberflächenwasser führen je nach Mischungsverhältnis zu einer unterschiedlichen Reaktion im Grundwasser:

Organische Verunreinigungen werden unter aeroben und anaeroben Verhältnissen durch spezifische Mikroorganismen letztlich in Kohlendioxid und Wasser zersetzt. Dabei können – außer Kohlendioxid und Wasser – als Zwischenstufen einfachere organische Verbindungen auftreten.

Infolge intensiven biochemischen Stoffumsatzes in stark verunreinigten Grundwässern kommt es zunächst zu einer Sauerstoffzehrung des freien gelösten Sauerstoffes im Wasser. Wenn der gelöste Sauerstoff einen gewissen Anteil unterschreitet, greifen die Mikroorganismen auf den chemischen gebundenen Sauerstoff zurück. Dabei wird zunächst der Sauerstoff im Nitrat angegriffen, wobei das Nitrat reduziert wird. Bei

noch stärkerer Sauerstoffzehrung wird der Sauerstoff im Sulfat beansprucht, d. h., das Sulfat wird reduziert.

In diesem als Reduktionszone zu bezeichnenden Milieu ist ein starker Anstieg von Eisen-II- und Ammoniumionen charakteristisch, wobei das Eisen-II bei negativem Redoxpotential als Eisensulfid ausgefällt wird. Gleichzeitig ist ein deutlicher Anstieg der spezifischen Leitfähigkeit festzustellen. Die Erhöhung der Zahl von Mikroorganismen kann zu einer stärkeren Freisetzung von Kohlendioxid führen, was unter Umständen ein Absinken des pH-Wertes unter 7,0 zur Folge haben kann. Im Falle eines entsprechenden Energieüberschusses (exothermer Prozeß) kann es zu erhöhten Grundwassertemperaturen kommen.

Der durch die Diffusion aus der Bodenluft und gelöst mit versickernden Niederschlägen zugeführte Sauerstoff wird im Unterstrom der Reduktionszone nicht mehr vollständig von den Mikroorganismen verbraucht, so daß infolge Sauerstoffüberschusses die anorganischen Stoffe wieder oxidiert werden. Es kommt zu einer Verschiebung des Redoxpotentials in den positiven Bereich. Bei ständigem Vorhandensein von freiem, gelöstem Sauerstoff liegt eine Oxidationszone vor.

Zwischen Oxidations- und Reduktionszone befindet sich eine Übergangszone, in der freier gelöster Sauerstoff nur zeitweilig auftritt. Die Übergangszone ist gekennzeichnet durch erhöhte Anteile an Eisen- und Manganhydroxiden.

Dieser schematische Ablauf sei auszugsweise an einigen Beispielen verdeutlicht (alle

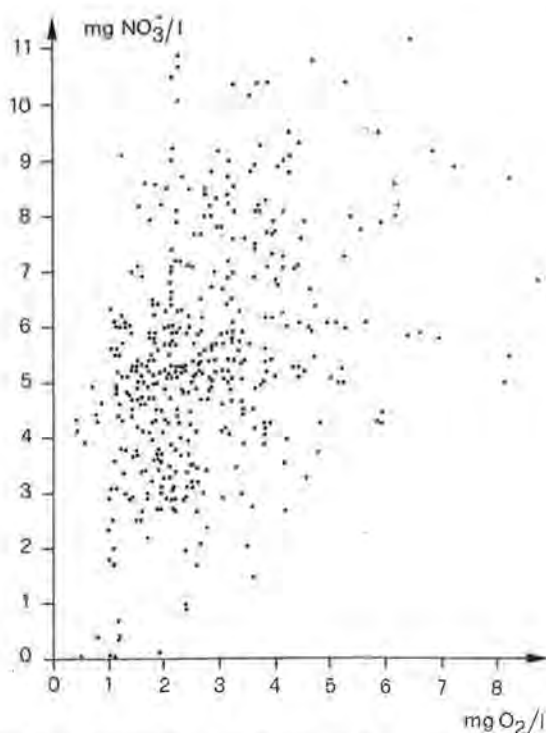


Fig. 8: Abhängigkeit des Nitratgehaltes vom Anteil an freiem, gelöstem Sauerstoff im Weinzöbler Grundwasserfeld.

Analysendaten stammen aus dem Gewässerschutzlabor des Wasserwerkes Andritz unter der Leitung von Herrn Dr. OTT und sind nach normierten Analysenvorschriften erhoben worden):

In Fig. 8 ist für die Pegel 243, 260, 271, 286 und 287, alle im Weinzödl-Grundwasserfeld gelegen, der Nitratgehalt gegenüber dem Anteil an freiem, gelösten Sauerstoff, jeweils in mg/l, aufgetragen.

Fig. 8 zeigt, daß

- bereits ab ca. 6 bis 6,5 mg O₂/l eine Nitratreduktion eintritt,
- zwischen 0 bis 1 mg O₂/l das Grundwasser praktisch nitratfrei ist.

Nur selten ist die Abhängigkeit freier Sauerstoff/Nitrat auch als Zeitreihe feststellbar, da zu viele Faktoren das Bild überlagern und sogar gegebenenfalls verfälschen. Nachfolgend sei jedoch ein Ausschnitt wiedergegeben, der diese Abhängigkeit sehr deutlich zeigt (Fig. 9). Bei dieser Darstellung sind weitgehend alle Störfaktoren, von der Entnahme bis zur Analysentechnik, eliminiert.

Die belegbare Gesetzmäßigkeit, daß in diesen Mischwässern bereits eine Nitratreduktion bei deutlich freiem Sauerstoffangebot stattfindet, gewinnt grundsätzliche Bedeutung für den Grazer Raum, da der für Trinkwasserzwecke genutzte, murbegleitende Grundwasserstrom südlich von Graz zu hohe Nitratwerte bei geringen Sauerstoffgehalten aufweist. Es bleibt anzumerken, daß bei der Nitratreduktion bisher keine erhöhten Nitritwerte festgestellt werden konnten. Inwieweit hier auch ein mikrobiologischer Abbau mitverantwortlich gemacht werden kann, wäre im Rahmen von gezielt eingesetzten Untersuchungen abzuklären.

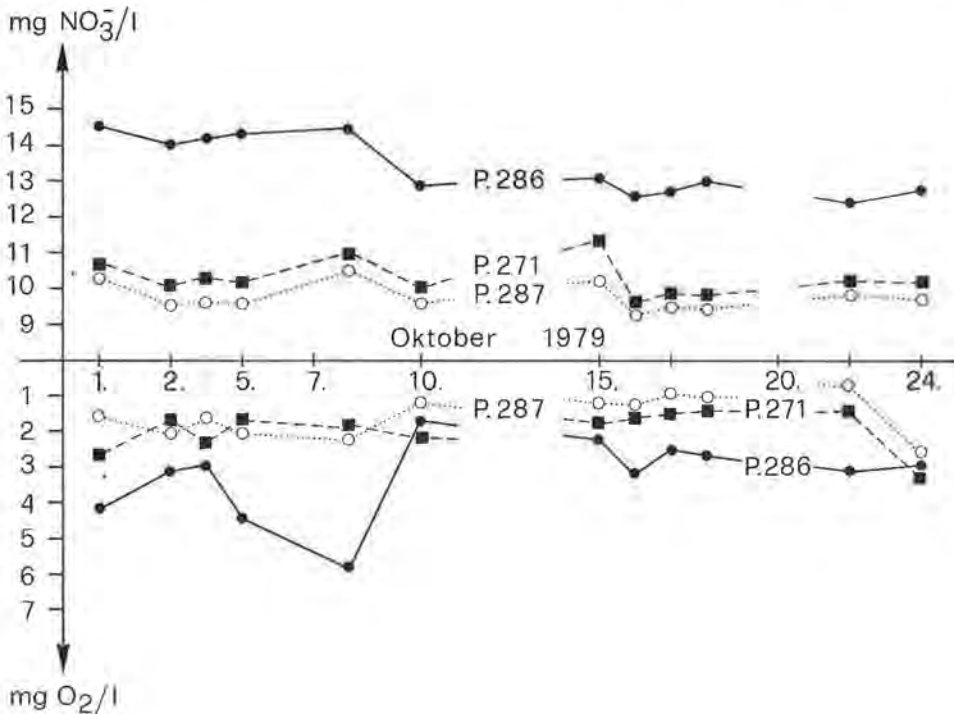


Fig. 9: NO₃⁻- und O₂-Gehalt in den Pegeln 271, 286 und 287 (Oktober 1979; Lage s. Fig. 1).

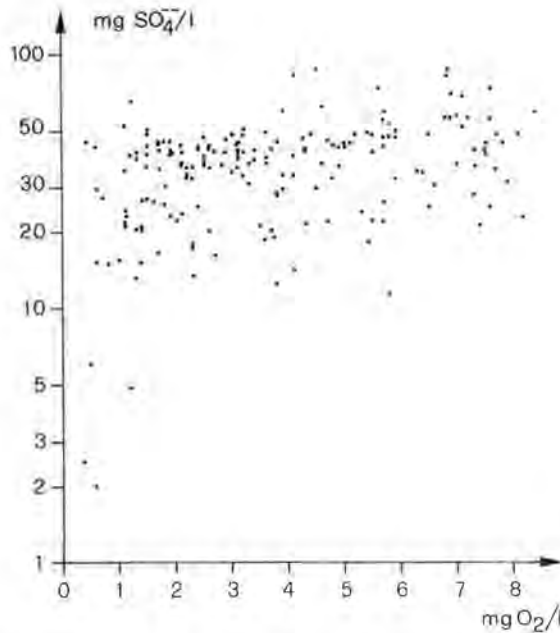


Fig. 10: Abhängigkeit des Sulfatgebaltcs vom Anteil an freiem, gelöstem Sauerstoff im Weinzödl und Andritzer Grundwasserfeld.

Analog zur Nitratreduktion läßt sich auch eine Sulfatreduktion konstatieren (Fig. 10). Aufgrund nicht ausreichender Datendichte sind alle bisher vorliegenden Analysenwerte aus dem Raum Weinzödl und Andritz verarbeitet. Die Darstellung zeigt, daß ab zirka 1 mg O₂/l, d. h. ab einem Zustand, bei dem der im Nitrat gebundene Sauerstoff bereits völlig verbraucht ist, die Sulfatreduktion deutlich einsetzt. Die Tatsache, daß nur wenig Analysendaten für geringe Sulfatwerte bei Sauerstoffgehalten < 1 mg/l vorliegen, wird darauf zurückgeführt, daß die Reduktion des Sulfations bei Sauerstoffzutritt reversibel verläuft, wobei die entsprechende Oxidation bereits in der Übergangszone beginnt.

3.3. Hydrochemische Situation

Die hydrochemische Situation im untersuchten Bereich wird hauptsächlich von folgenden Einflüssen bestimmt:

- der chemischen Ausgangssituation des jeweiligen Einzugsgebietes für die einzelnen Grundwasserfelder (s. Fig. 6),
- dem Anteil der Murinfiltration sowie der entsprechenden Verweildauer des infiltrierten Wassers im Boden,
- dem menschlichen Eingriff.

Diese drei Faktoren führen je nach Mischungsverhältnis der verschiedenen Wässer zu einer unterschiedlichen chemischen Zusammensetzung des Grundwassers, die die Suche nach einer Gesetzmäßigkeit erschwert und zudem den jeweiligen statistischen Mittelwerten eine größere Schwankungsbreite hinsichtlich der Streuung zuordnet.

Die Ergebnisse einer hydrochemischen Analyse werden jedoch verständlich, wenn das jeweilige Analysenergebnis einer hydraulischen Provinz einerseits den entsprechen-

den hydrogeologischen und hydrologischen Untersuchungsergebnissen zugeordnet wird, andererseits in Leitparameter des Grundwassers und „Verschmutzungs“-Parameter infolge Kontaminierung unter Berücksichtigung der in Abschnitt 3.2. skizzierten Gesetzmäßigkeiten aufgeschlüsselt wird.

Als Leitparameter unterschiedlicher Aussagekraft sind im Untersuchungsgebiet geeignet: spezifische Leitfähigkeit, Härte, Kalzium, Magnesium sowie mit Einschränkungen Nitrat und Sulfat.

Als „Verschmutzungs“-Parameter sind geeignet: mit Einschränkungen Nitrat und Sulfat hinsichtlich einer zu konstatierenden Sauerstoffzehrung, Kaliumpermanganatverbrauch, Kalziumlignosulfonat, Eisen und Mangan.

Als deutlicher Leitparameter für die Zuordnung des untersuchten Grundwassers zu einer bestimmten hydraulischen Provinz (s. Fig. 6) erweist sich die Härte (Gesamthärte und Karbonathärte, Fig. 11).

Da die Mur generell niedrige Karbonathärten aufweist, prägt sich dies auch in den angrenzenden Infiltrationszonen aus. Hohe Karbonathärten sind vor allem im Andritzer und im Göstinger Grundwasserfeld festzustellen, beides hydraulische Provinzen, die überwiegend durch unterirdische Zuflüsse aus Kalzium- und Magnesiumkarbonatgesteinen alimentiert werden.

Die Ergebnisse der Horizontalfilterbrunnen HFB 3 und HFB 4 sind nicht berücksichtigt, da es sich um „künstliche“ Mischwässer handelt.

Betrachtet man hingegen die Gesamtmineralisation, so erscheinen die Wässer im Anionendiagramm als wenig differenzierbare Hydrogenkarbonatwässer. Im Kationendreieck ist jedoch eine Untergliederung nach dem Mg^{++} -Gehalt deutlich (Fig. 12).

Dieser Mg^{++} -Anteil besitzt hohe Aussagekraft hinsichtlich der Herkunft der Wässer: Erhöhter Anteil deutet auf unterirdischen Karstwasserzufluß, besonders niedriger Anteil auf erhöhten Mureinfluß.

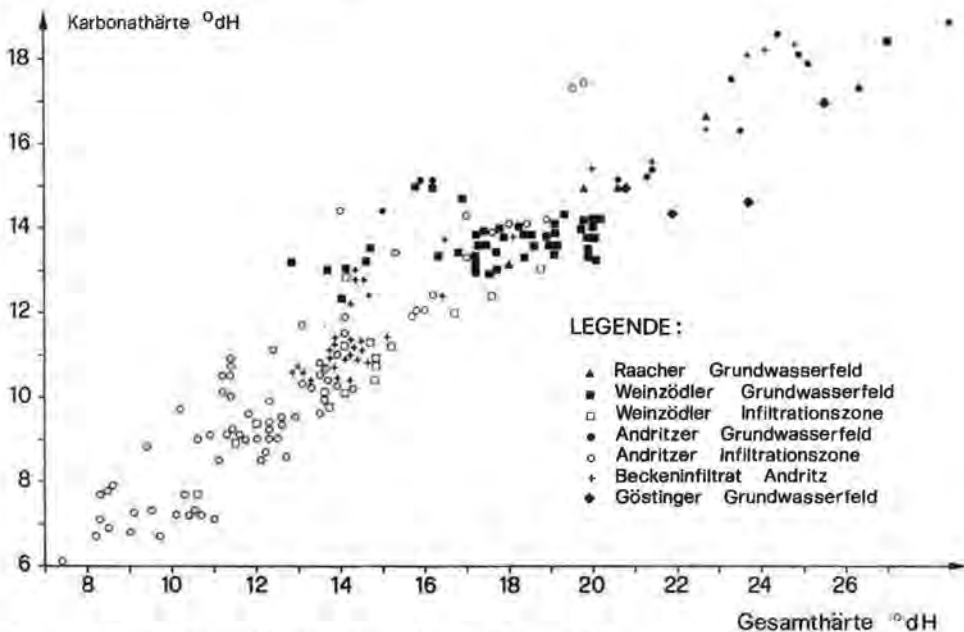


Fig. 11: Gesamthärte und Karbonathärte der Grundwasserfelder.

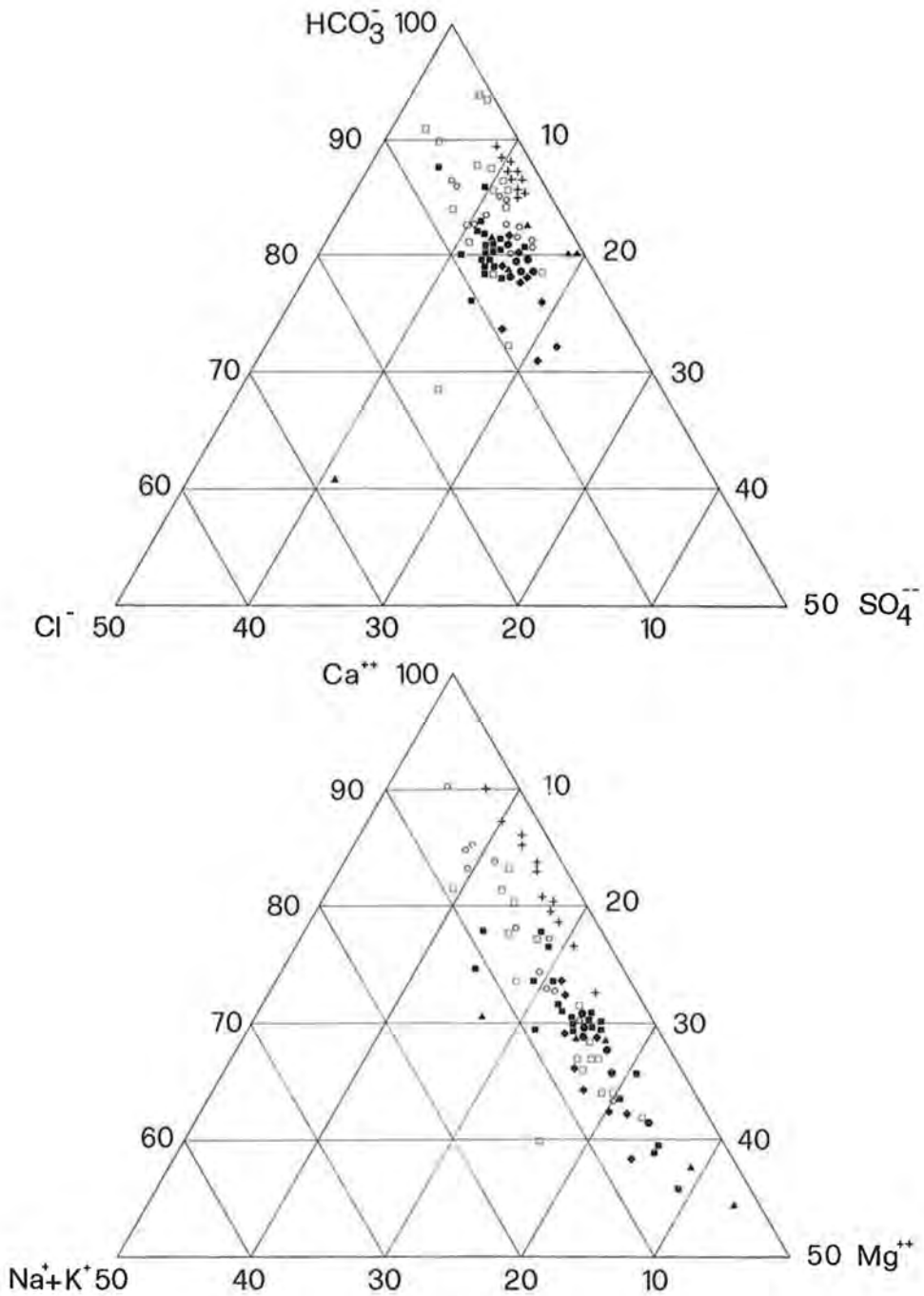


Fig. 12: Anionen- und Kationenverteilung (in mval%) im Grundwasser, nach Grundwasserfeldern gegliedert (Signaturen s. Fig. 11).

In den nachfolgenden Unterabschnitten werden einige hydrochemische Charakteristika, die eine Ausscheidung von hydrochemischen Provinzen erlauben, erläutert.

3.3.1. Raacher Grundwasserfeld

Das Raacher Feld wird hydrochemisch erst seit 1979 über den Pegel 254 regelmäßig beprobt. Das Fehlen älterer Daten ist in erster Linie auf das Fehlen geeigneter Probenentnahmestellen zurückzuführen.

Das Grundwasser ist generell hart mit einer Gesamthärte von 19 bis 26° dH, bei einer Karbonathärte von 14 bis 18° dH (s. Fig. 11). Die spezifische Leitfähigkeit schwankt in einem relativ weiten Spektrum zwischen 100 und 900 μS , wobei generell die Leitfähigkeit bei der Untergrundpassage von Nordwesten nach Südosten zunimmt.

Die Ca^{++} und Mg^{++} -Gehalte zeigen deutliche Abhängigkeit von den hydrologischen Randbedingungen: Bei Einsetzen einer Hochwasserwelle in der Mur bzw. nach langandauernden Niederschlägen erniedrigen sich beide Werte. Ein Karstwasserzufluß ist hydrochemisch nicht eindeutig nachweisbar. Der Sulfatgehalt liegt zwischen 50 und 100 mg/l, der Nitratanteil mit Werten zwischen 3 und 14 mg/l erniedrigt sich bei nahezu jeder Hochwasserwelle der Mur, was einerseits auf eine Direktinfiltration von nitratarmem Murwasser, andererseits auf sauerstoffzehrende Vorgänge im Grundwasser hinweist. Der Mangangehalt liegt durchschnittlich um 1 mg/l.

Zusammenfassend darf festgestellt werden: Das Raacher Grundwasserfeld gibt das Bild einer Oxidationszone mit zeitweilig deutlichen Reduktionsvorgängen wieder. Es handelt sich um ein Mischwasser, dessen Chemismus durch das Murinfiltrat und die natürlichen Zehrungsvorgänge geprägt ist.

3.3.2. Weinzödler Grundwasserfeld

Das Weinzödler Grundwasserfeld ist hydrochemisch durch eine besondere Datendichte gekennzeichnet. Beachtenswert ist hier, daß zwischen dem Feld und den Infiltrationszonen ein hydrochemisch deutlicher Unterschied besteht, der mit zunehmender Verweildauer des Grundwassers abnimmt. Für die Angleichung des infiltrierten Wassers an den Feldchemismus seien nachfolgend zwei Beispiele dargestellt.

In Fig. 13 ist die Zunahme der Leitfähigkeit mit der Untergrundpassage für den rechten Infiltrationsbereich aufgetragen. Die verhältnismäßig große Differenz zum Mittelwert des Feldes ist durch die zeitliche Verschiebung erklärbar.

Eine analoge Gesetzmäßigkeit ergibt sich bei der Betrachtung der Gesamthärte (Fig. 14).

Verständlicherweise schwanken daher die gewichteten Durchschnittswerte in der Infiltrationszone stärker als im Feld: Die Gesamthärte im Feld liegt durchschnittlich zwischen 16 und 19° dH bei einer Karbonathärte zwischen 13 und 15° dH, diejenige der Infiltrationszone zwischen 11 und 16° dH bei einer Karbonathärte zwischen 8 und 12° dH (s. Fig. 11). Die Leitfähigkeit im Feld ist mit 300–600 μS wesentlich konstanter als im Raacher Feld. Die gewichteten Durchschnittswerte für Sulfat liegen im Feld bei 33–59 mg/l, in der Infiltrationszone aufgrund der Sauerstoffzehrung zwischen 15 und 40 mg/l. Der Nitratgehalt liegt im Feld durchschnittlich zwischen 3 und 10 mg/l, im Infiltrationsbereich zwischen 0 und 3 mg/l.

Die chemischen Vorgänge im Infiltrationsbereich sind erst in den letzten drei Jahren einer näheren Betrachtung aufgrund des Datenmaterials zugänglich, wobei Interpretationsversuche zeigen, daß man erst am Anfang der Erkenntnisse steht. Bei der Wertung von Daten muß man sich dabei vor Augen halten, daß die seit langer Zeit stattfindende Infiltration von mit Schmutzstoffen belastetem Murwasser einen im

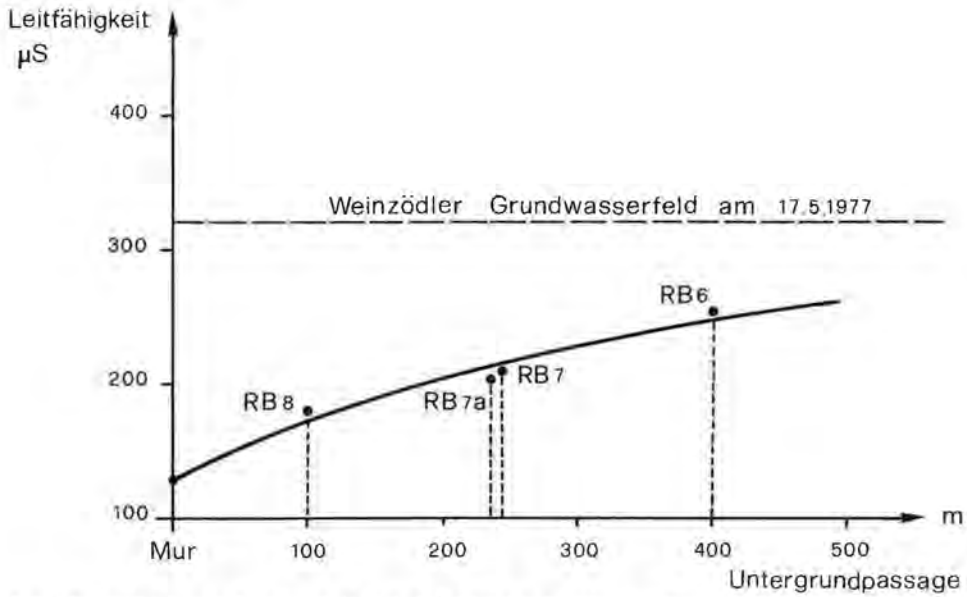


Fig. 13: Zunahme der Leitfähigkeit (bei 20° C) bei der Untergrundpassage im Weinödler Grundwasserfeld (Lage der Meßstellen s. Fig. 1).

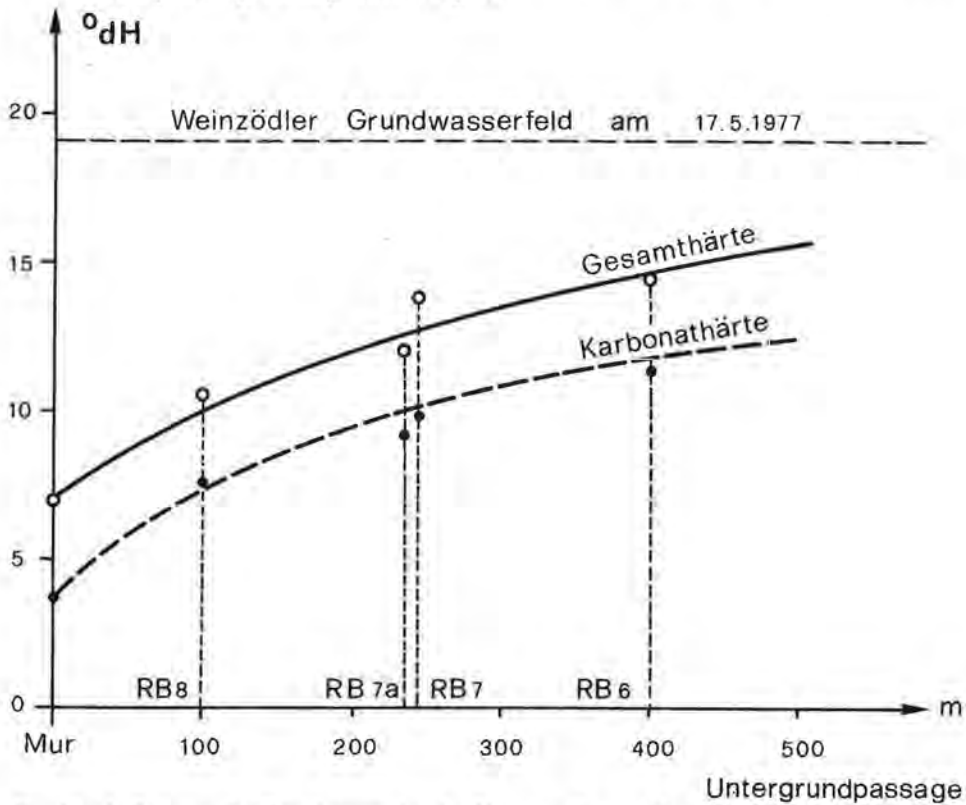


Fig. 14: Aufhärtung des Grundwassers bei der Untergrundpassage im Weinödler Grundwasserfeld (Lage der Meßstellen s. Fig. 1).

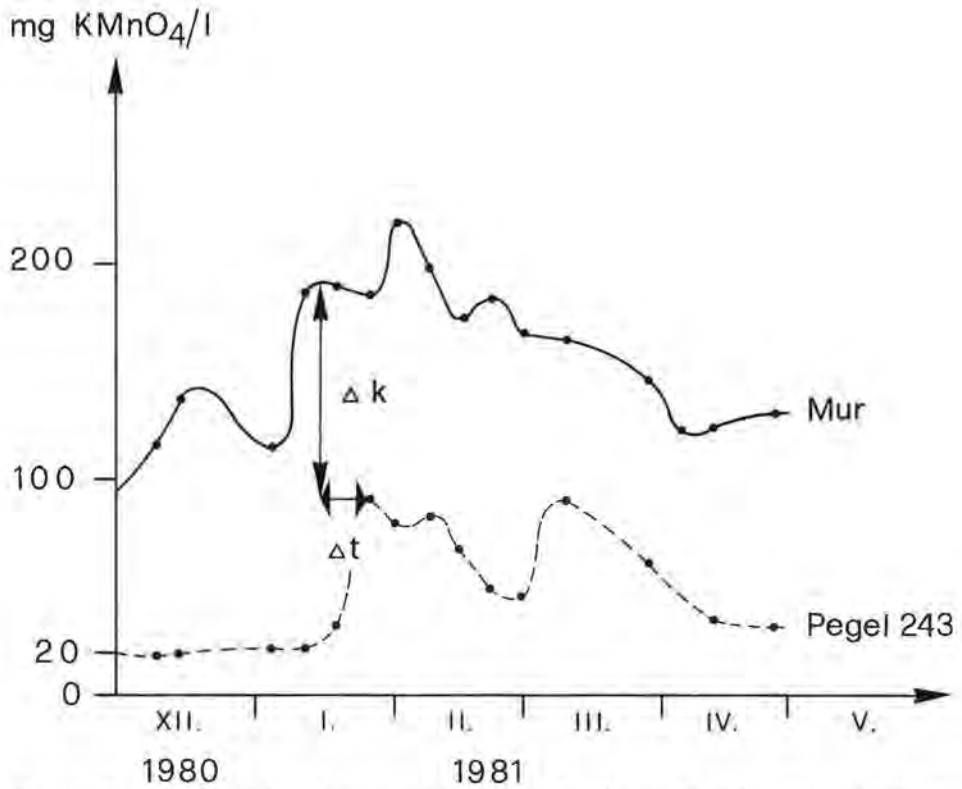


Fig. 15: KMnO_4 -Verbrauch im Murwasser und ufernahen Grundwasser Dezember 1980 bis April 1981. Δk = Veränderung der Konzentration, Δt = Zeitdifferenzen (Lage s. Fig. 1).

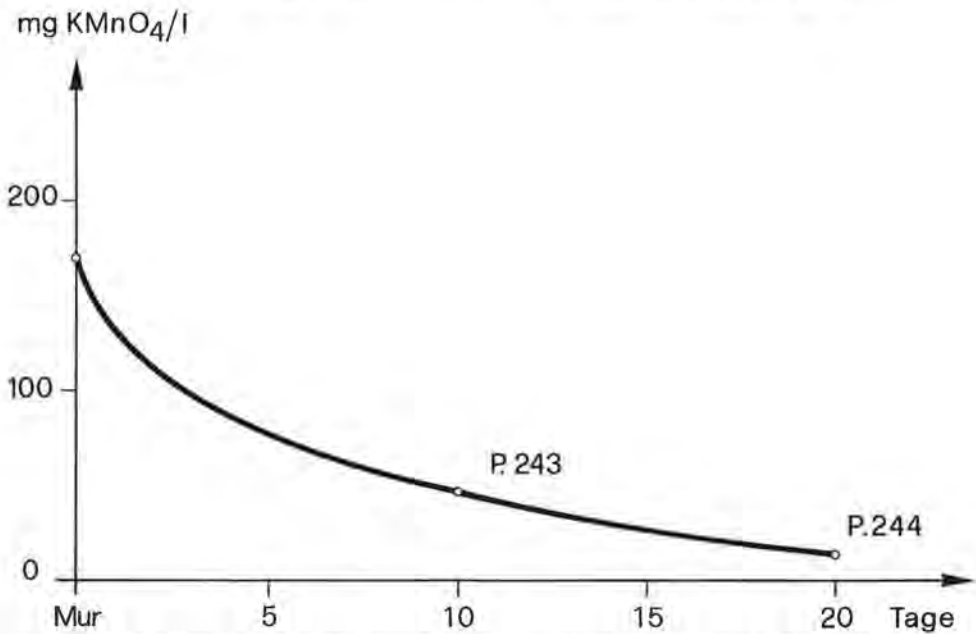


Fig. 16: KMnO_4 -Verbrauch: Abbaukurve in der Weinzüdlers Infiltrationszone (Lage s. Fig. 1).

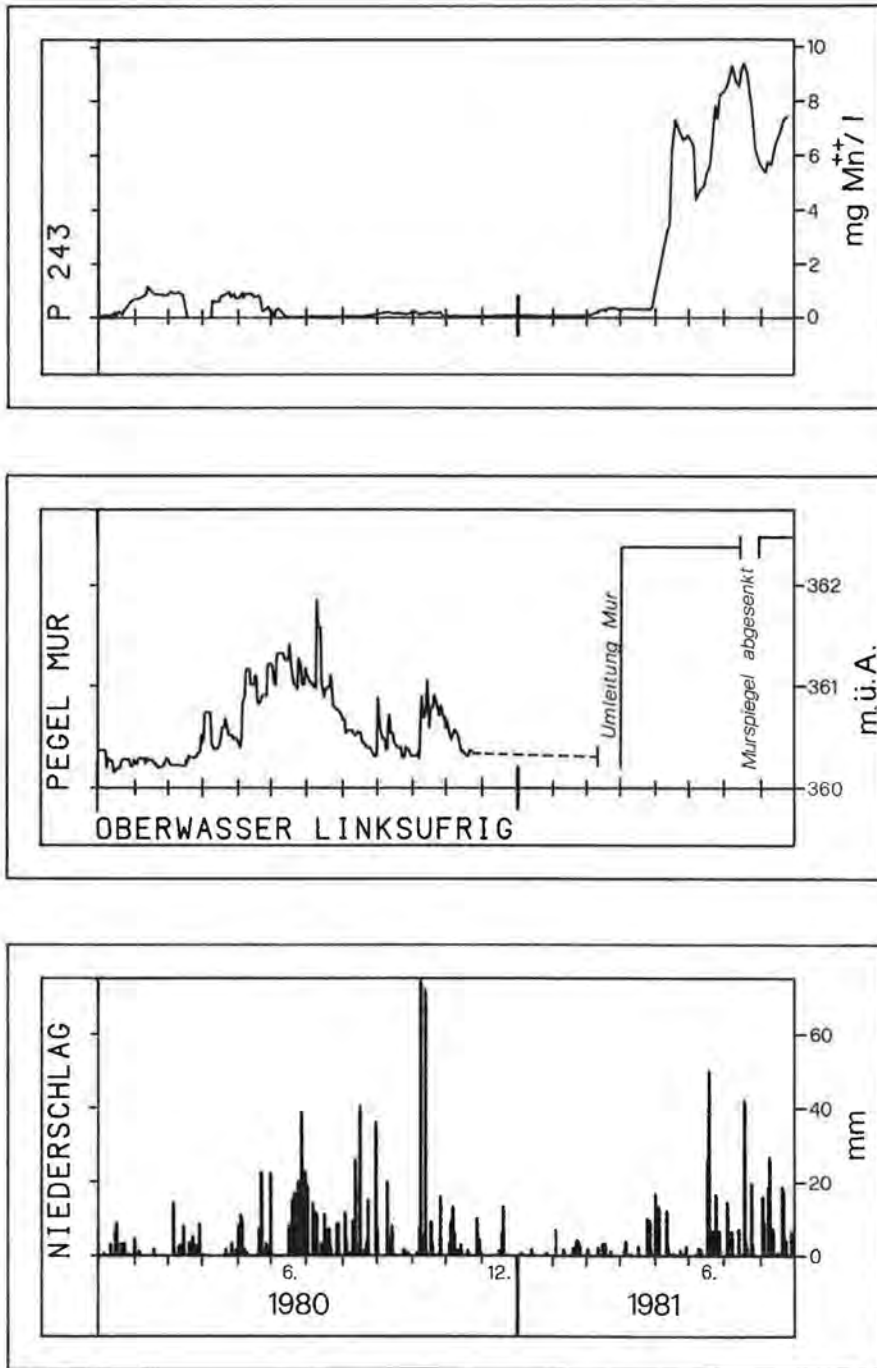


Fig. 17: Ganglinien für Niederschlag (Station Wasserwerk Andritz), Murwasserspiegel und Mangan-
gehalt des Grundwasserspiegels 243 (Ausschnitt; Lage s. Fig. 1).

Grundwasserleiter bakteriologisch wirksamen Abbaurasen aufgebaut hat, der bei jeder bedeutsamen Veränderung des Murwasserspiegels, beispielsweise einer Hochwasserwelle, in seiner Wirksamkeit beeinträchtigt werden kann. Bei hydraulisch nahezu „konstanten“ Verhältnissen zeigt sich beispielsweise in Fig. 15 ein regelmäßiger Abbau der infiltrierten Belastung, wiedergegeben durch den Sammelparameter KMnO_4 -Verbrauch. Die Distanz zwischen Mur und Beobachtungsbrunnen 243 ist ca. 100 m, gemessen über die Fließstrecke des infiltrierten Wassers; die Zeit für die Untergrundpassage liegt zwischen 7 und 11, durchschnittlich bei 10 Tagen, d. h. ca. 10 m/Tag. Bei den schwer abbaubaren Stoffen handelt es sich im wesentlichen um eingeschwemmte Kalziumlignosulfonate (s. auch Fig. 21). Damit kann für den Infiltrationssaum über den Parameter KMnO_4 -Verbrauch vorläufig die in Fig. 16 dargestellte Abbaukurve angenommen werden.

Der Toleranzwert von 12 mg KMnO_4 /l ist nach ca. 20 Tagen Verweildauer erreicht.

Für den bakteriologischen Bereich lassen sich zur Zeit noch keine Eichkurven aufstellen.

Tritt hydraulisch eine beträchtliche Veränderung ein, so scheren die um das einzelne Kieskorn angelagerten Rasen mechanisch ab (W. REHSE, 1977). Besonders deutlich wird dies an der Veränderung des Mangangehaltes, der im Infiltrationssaum, relativ angereichert, an das einzelne Kieskorn angelagert ist (Fig. 17). Infolge Anstieg des Murwasserspiegels um ca. 1 m nach erfolgter Murumleitung tritt im Infiltrationssaum eine Veränderung der hydraulischen Situation ein. Der bisher nur sporadisch überströmte Schichtbereich im Boden wird jetzt permanent überströmt, das Mangan wird dabei vom Kieskorn abgesichert.

Betrachtet man für den gleichen Parameter die Feldverteilung zu einem bestimmten Zeitpunkt, so wird deutlich, daß das Bild sehr rasch wechseln kann. Aus der Mangan-

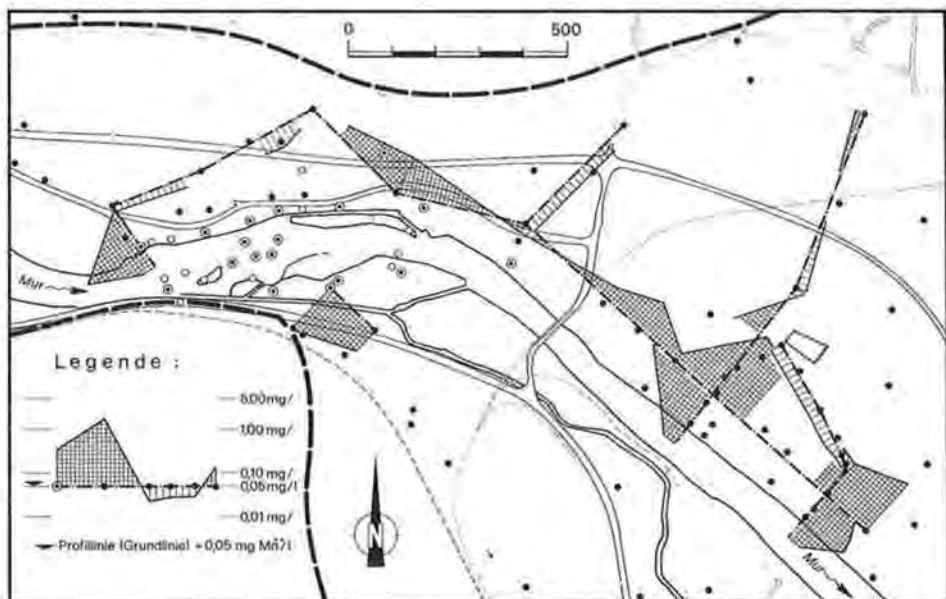


Fig. 18: Feldverteilung des Mangangehaltes am 15. 4. 1977 im Weinzödler Grundwasserfeld (dick strichliert = quartäre Aquifergrenze, übrige Signaturen s. Fig. 1).

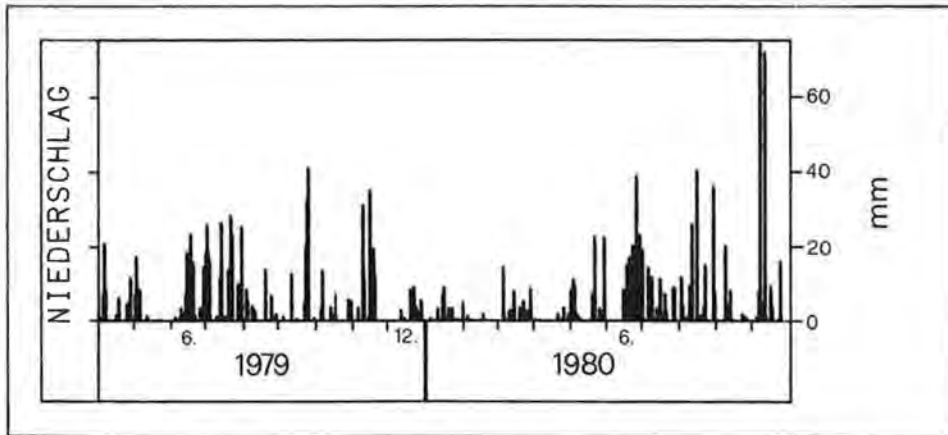
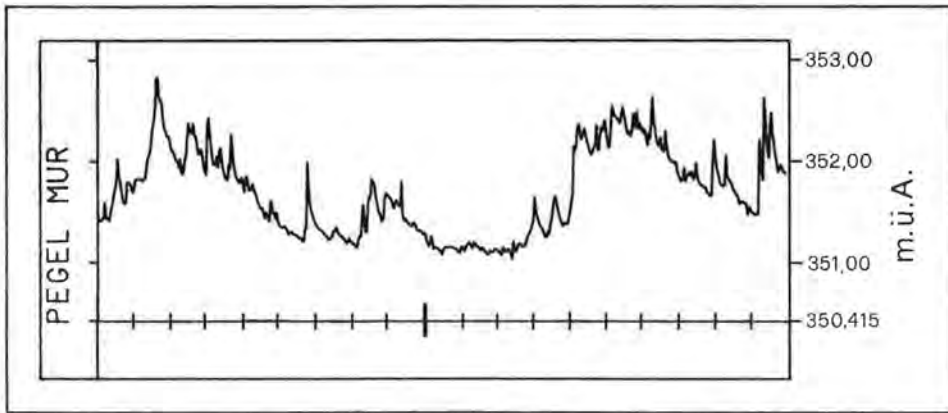
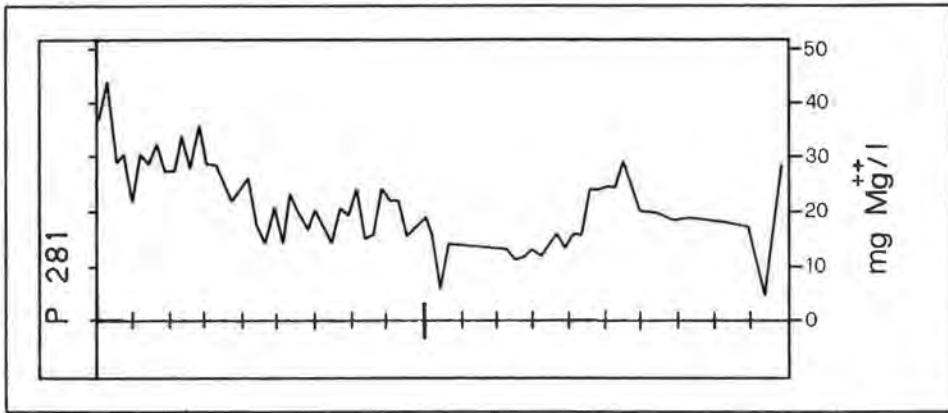


Fig. 19: Ganglinien für Niederschlag, Murwasserspiegel und Magnesiumgehalt des Grundwasserpegels 281 (Ausschnitt; Lage s. Fig. 1).

verteilung im Feld am 15. 4. 1977 (Fig. 18) geht hervor, daß im unteren Weinzödler Feld ein Manganschleier durchzieht, der auf einen Abschervorgang infolge eines früheren Infiltrationsschubes von Murwasser zurückzuführen ist. Im oberen Weinzödler Feld deutet sich zu diesem Zeitpunkt ein neuer Schub an, während im dazwischenliegenden Bereich nur ein geringer Mangangehalt vorliegt.

Die aufgrund der hydrogeologischen Verhältnisse postulierten Karstwasserzuflüsse lassen sich über den Magnesiumgehalt randnaher Pegel belegen. So zeigt beispielsweise die Ganglinie des Pegels 281 für den Mg^{++} -Gehalt jeweils im Frühjahr mit Einsetzen der Schneeschmelze einen Anstieg von ca. 10 auf 40 mg/l; nach Überschreiten eines Kulminationspunktes pendelt sich der Wert um 20 mg/l ein und fällt mit der Niedrigwasserperiode auf ca. 10 mg/l zurück. Dieser Verlauf der Ganglinie scheint in jedem Jahr, wenn auch nicht immer gleich stark ausgeprägt, aufzutreten.

Die in Fig. 19 zum Ausdruck kommende Gleichzeitigkeit von Mg^{++} -Gehalt und Murganglinie findet ihre Erklärung in den hydrogeologischen und hydrochemischen Randbedingungen:

- Grundsätzlich ist das Murwasser Mg^{++} -arm. Der über 10 mg/l ansteigende Magnesiumgehalt stammt aus randlichen unterirdischen Zuflüssen aus der Dolomit-Sandstein-Folge.
- Bei starken Niederschlägen im Einzugsgebiet steigt der Mg^{++} -Gehalt im randlichen Zufluß an. Bewirkt der Niederschlag zur selben Zeit einen Anstieg des Murwasserspiegels, so ergibt sich eine Gleichzeitigkeit, die zu einer scheinbaren Abhängigkeit führt.
- Die Schneeschmelze im Grazer Bergland setzt ca. einen Monat früher ein als die Schneeschmelze im höhergelegenen Einzugsgebiet der Mur, die zum jährlichen Frühjahrshochwasser führt. Die Trägheit des Karstwasserkörpers beträgt ca. ein Monat, so daß sich wiederum eine Gleichzeitigkeit des jeweiligen Anstieges von Murwasserspiegel und Mg^{++} -Gehalt ergibt, was zu einer gedanklichen hydrochemischen Abhängigkeit verleitet.
- Der Rückgang des Mg^{++} -Gehaltes im Winter ist auf Versiegen des unterirdischen Zuflusses zurückzuführen. Gleichzeitig fällt jedoch auch der Murwasserspiegel. Wiederum ist man geneigt, an eine direkte Abhängigkeit zu glauben.

Gesamthaft betrachtet gilt für das Weinzödler Feld eine analoge Bewertung wie für das Raacher Feld, wobei jedoch im Weinzödler Feld zusätzlich eine Beeinflussung des Chemismus durch unterirdische seitliche Karstwasserzuflüsse nachweisbar ist.

3.3.3. Andritzer Grundwasserfeld

Das Andritzer Feld besitzt wie das Weinzödler Feld eine eigene Infiltrationszone, die aber nicht natürlichen Ursprungs, sondern künstlich infolge Betrieb der Horizontalfilterbrunnen entstanden ist. Sie zeigt jedoch hydrochemisch die gleichen Charakteristika wie die natürlich entstandene Infiltrationszone in Weinzödl. Beeinflußt wurde dies durch die murparallele Anordnung der früheren Entnahmebrunnen, die über eine Heberleitung miteinander verbunden waren.

Wie aus Fig. 20 ersichtlich, ist im Infiltrationssaum der Anteil der Gesamtkeime nach 150 m Untergrundpassage – dies entspricht bei mittlerem Pumpbetrieb einer Verweildauer von 8 bis 12 Tagen – stets auf Null abgesunken, wobei die Fäkalkeime nach ca. 6 bis 8 Tagen abgestorben sind.

Für das schwer abbaubare Kalziumlignosulfonat, das im Infiltrationssaum relativ angereichert sein dürfte, gilt die in Fig. 21 dargestellte Abbaukurve.

Unzählige

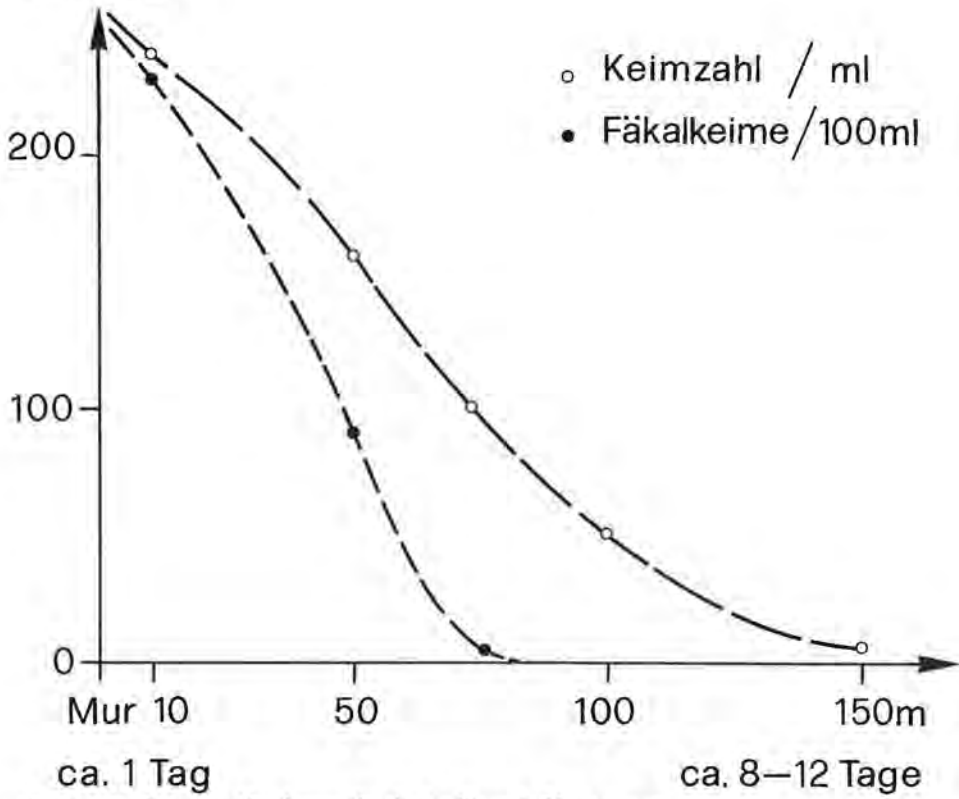


Fig. 20: Biologische Abbaukurven für die Andritzer Infiltrationszone.

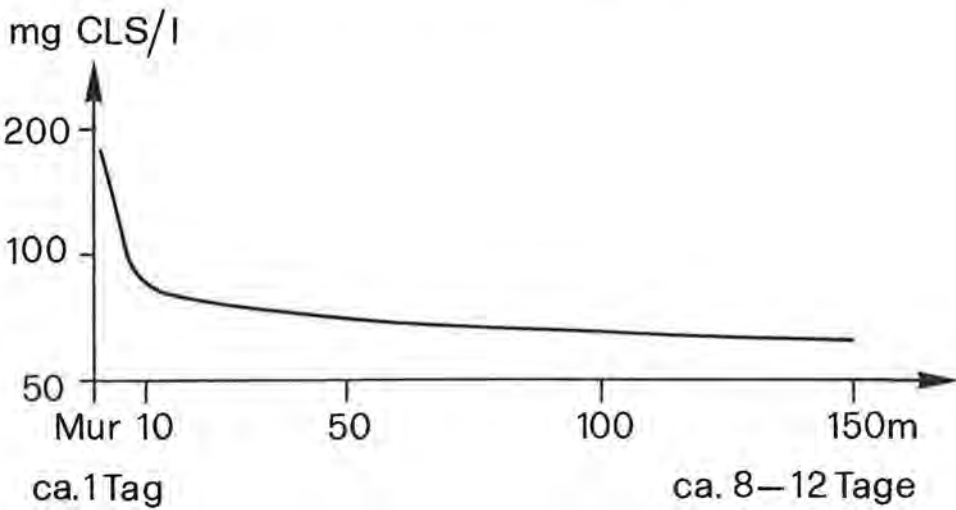


Fig. 21: Kalziumlignosulfonat (CLS): Abbaukurve in der Andritzer Infiltrationszone.

Eine weitere, innerhalb des Andritzer Feldes ausscheidbare Zone ist die zwischen Versickerungsbecken und den beiden Horizontalfilterbrunnen liegende Beckeninfiltrationszone, die sich während des Betriebes des Versickerungsbeckens aufbaut. Das hier versickererte Oberflächenwasser stammt aus dem Andritzbach, dem ein eigener typischer Chemismus zugeordnet werden kann. Naturgemäß schwanken hier die Leitparameter in einem sehr weiten Spektrum, da der Andritzbach in seinem Chemismus infolge Einfluß durch die Natur (z. B. Niederschläge) und durch den Menschen unterschiedlich stark verändert wird.

Nach Norden schließt sich das Andritzer Grundwasserfeld s. str. an, das, wie folgt, gekennzeichnet ist: Die Gesamthärte liegt zwischen 19 und 28° dH (Karbonathärte 15–20° dH, Fig. 11) und weist damit auf ein anderes Einzugsgebiet hin. Die Leitfähigkeit liegt durchschnittlich bei 600 µS. Die gewichteten Durchschnittswerte für Sulfat liegen zwischen 40 und 69 mg/l, diejenigen für Nitrat zwischen 21 und 35 mg/l. Bemerkenswert ist, daß in diesem Feld eine Sauerstoffzehrung im Untergrund, die auf das Sauerstoffangebot im Nitrations- oder sogar im Sulfations zurückgreifen würde, ausgeschlossen werden kann.

Die Erkenntnis, daß sich die verschiedenen Wässer über Leit- und „Verschmutzungs“-Parameter den verschiedenen Provinzen recht eindeutig zuordnen lassen, war die Veranlassung dafür, vorhandene Analyseergebnisse von Einzelbeprobungen der verschiedenen Horizontalfilterstränge der beiden Brunnen zu katalogisieren und als Basis für quantitative Auswertungen zu nutzen.

Gleichzeitig bestand zudem die Möglichkeit, aufgrund der Anordnung dieser Filterstränge in drei Ebenen ein räumliches Bild über den Grundwasserleiter zu erhalten. Diese Auswertungen wurden für alle Parameter gemacht, ihre Ergebnisse sind Fig. 22 und 23 zu entnehmen.

Unter der vereinfachenden Annahme einer gleichmäßigen Zuströmung zu den einzelnen Strängen – Kontrollberechnungen über die unterschiedliche Länge der Filterstränge haben ergeben, daß die Fehlerquoten vernachlässigbar klein sind – können somit die im Brunnen geförderten Wassermengen den einzelnen Grundwasserfeldern, die sich durch unterschiedliche Qualität auszeichnen, zugeordnet werden. Dies ergibt für zwei analysierte, typische Mischwasserverteilungen in den Brunnen die in Tab. 6 aufgelisteten quantitativen Ergebnisse:

Tab. 6: Herkunft der Wässer in den beiden Horizontalfilterbrunnen HFB 3 und HFB 4 (Lage s. Fig. 1).

Grundwasserfeld	HFB 3		HFB 4	
	27. 2. 1974	1. 6. 1976	20./22. 1. 1972	13. 2. 1974
Weinzödler Grundwasserfeld	–	–	59,2%	50,0%
Andritzer Grundwasserfeld	32,7%	28,3%	14,6%	15,0%
Beckeninfiltrationszone	31,0%	39,0%	22,1%	30,8%
Andritzer Infiltrationszone	36,3%	32,7%	4,1%	4,2%

Die Mittelwertbildung für den Februar 1974 als typischen Betriebszustand für die Niedrigwasserperiode zeigt folgendes Ergebnis (Tab. 7).

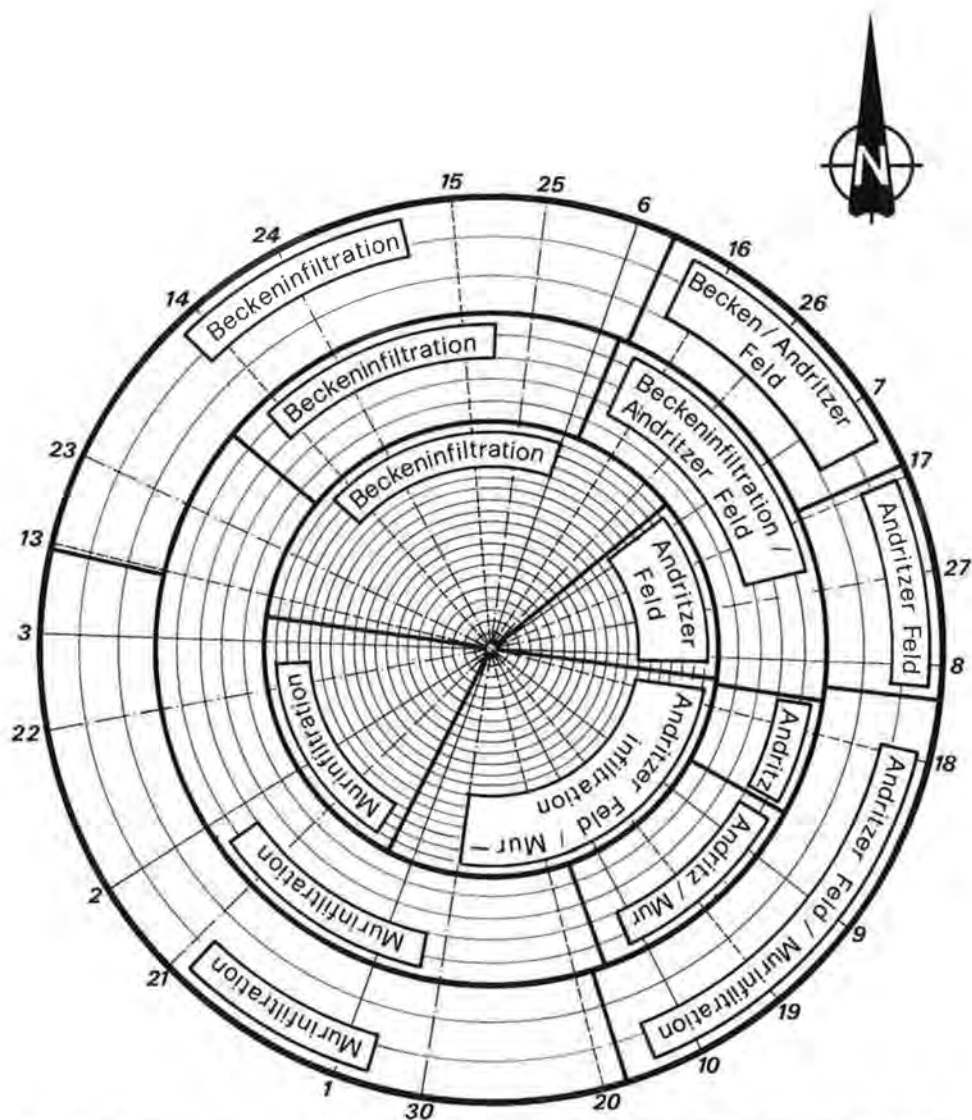


Fig. 22: Mischwasserverteilung bei konstantem Pumpbetrieb im Horizontalfilterbrunnen HFB 3 (Lage s. Fig. 1). Die Zahlen am äußeren Rand geben die laufende Nummer der Horizontalfilterstränge an. Im inneren Kreis ist jeweils die Verteilung in der unteren Lage, im mittleren diejenige der mittleren Lage und im äußeren Kreis die Verteilung in der oberen Lage dargestellt.

Tab. 7: Herkunft der Wässer in den Horizontalfilterbrunnen (HFB 3 + 4) im Februar 1974 (Mittelwert aus beiden Brunnen).

Grundwasserfeld	
Weinzödler Grundwasserfeld	25,0%
Andritzer Grundwasserfeld	23,8%
Beckeninfiltrationszone	30,9%
Andritzer Infiltrationszone	20,3%

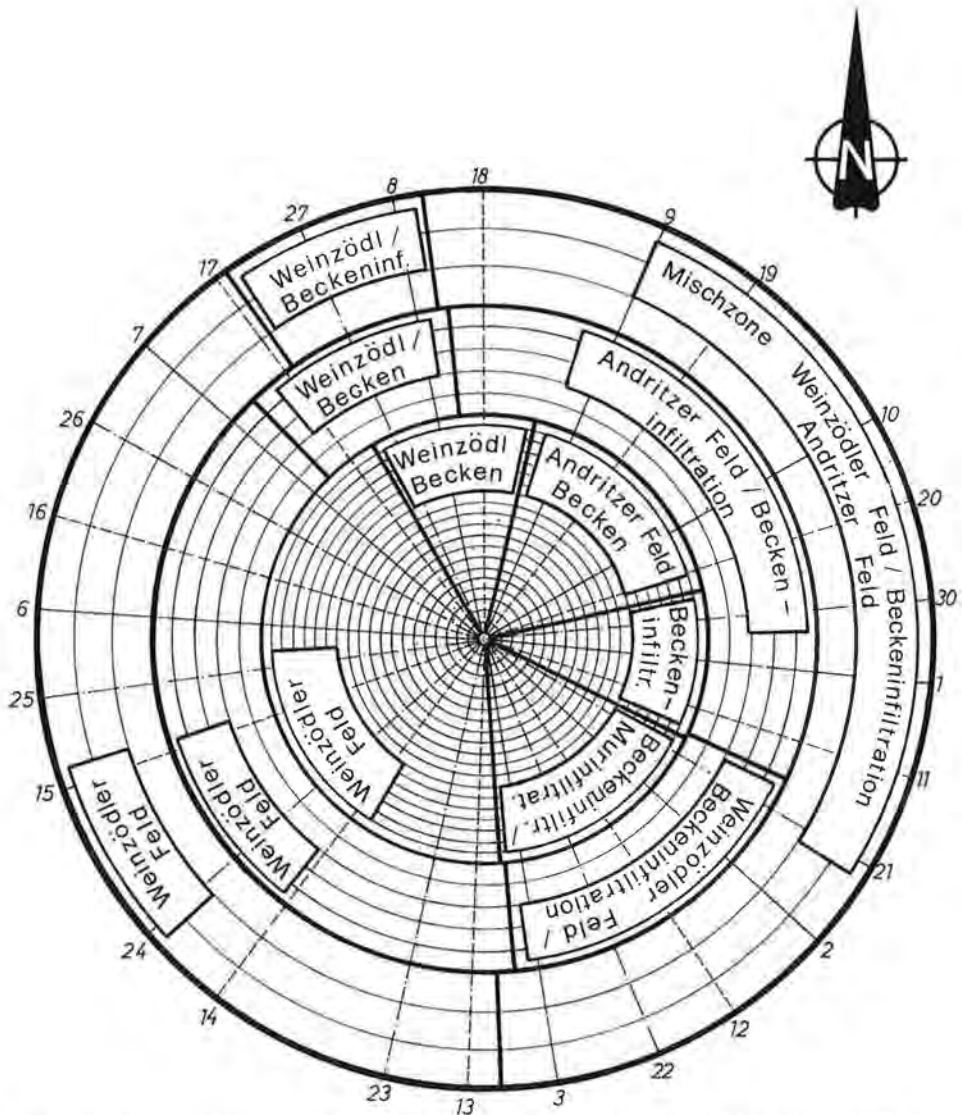


Fig. 23: Mischwasserverteilung (bei konstantem Pumpbetrieb) im Horizontalfilterbrunnen HFB 4 (Erläuterungen s. Fig. 22).

Die wesentlichsten Ergebnisse aus diesen Analysen sind:

- HFB 3 deckt zu je einem Drittel seinen Anteil aus dem Andritzer Grundwasserfeld, aus Becken- und Murinfiltrat.
- HFB 4 deckt zur Hälfte seinen Anteil aus dem Weinzödler Grundwasserfeld, zu ca. einem Drittel aus Beckeninfiltrat, zu ca. einem Sechstel aus dem Andritzer Grundwasserfeld und zu einem sehr geringen Teil aus Murinfiltrat.

Die Analysen der geförderten Mischwässer bestätigen das Bild: So hat beispielsweise HFB 4 eine um 1° dH höhere Gesamthärte als HFB 3, gleichzeitig ist in HFB 3 ein zeitweiliges Überschreiten der Toleranzwerte für Mangan sowie ein höherer Kalziumlignosulfonatwert gegenüber HFB 4 festzustellen.

3.3.4. Göstinger Grundwasserfeld

Die randliche Lage des Göstinger Feldes zum Einzugsbereich des Wasserwerkes Andritz, die dichte Überbauung, der größere Flurabstand des Grundwassers sowie die nur geringe wasserwirtschaftliche Beanspruchung durch einzelne Hausbrunnen sind die Gründe dafür, daß das Göstinger Feld hydrochemisch nur eine geringe Datendichte aufweist.

Aufgrund der bisher vorliegenden Analyseergebnisse lassen sich jedoch folgende gewichtete Durchschnittswerte für die Leitparameter angeben: Die Gesamthärte liegt zwischen 18 und 25° dH (Karbonathärte 12–17° dH, s. Fig. 11), der Sulfatgehalt liegt zwischen 33 und 66 mg/l, der Nitratanteil zwischen 18 und 34 mg/l. Trotz fehlender landwirtschaftlicher Nutzung sind die beiden letzteren Werte mit denjenigen des Andritzer Grundwasserfeldes zu vergleichen. Ein deutlicher Unterschied ist jedoch erkennbar in der Sauerstoffsättigung. Generell ist die Sauerstoffsättigung im Göstinger Grundwasserfeld verhältnismäßig gering, was mit dem größeren Flurabstand des Grundwasserspiegels und der dadurch geringeren Sauerstoffaufnahme im Zusammenhang stehen dürfte.

3.3.5. Hydrochemische Provinzen

Auf der Basis der Einteilung der verschiedenen Parameter in Leit- und „Verschmutzungs“-Parameter lassen sich unter Berücksichtigung der hydraulischen Situation die verschiedenen Wässer hydrochemischen Provinzen zuordnen (Fig. 24).

Aus der Darstellung wird ersichtlich, daß sich in den Übergangsbereichen zwischen den verschiedenen Feldern breite Mischungszone ausbilden.

Die Lage der Mischungszone sowie ihre jeweilige Angrenzung zu den Nachbarzonen schwankt im jahreszeitlichen Rhythmus. Dies wird besonders deutlich, wenn man die regionale Verteilung der gesamten Kationenkonzentration im Sommer

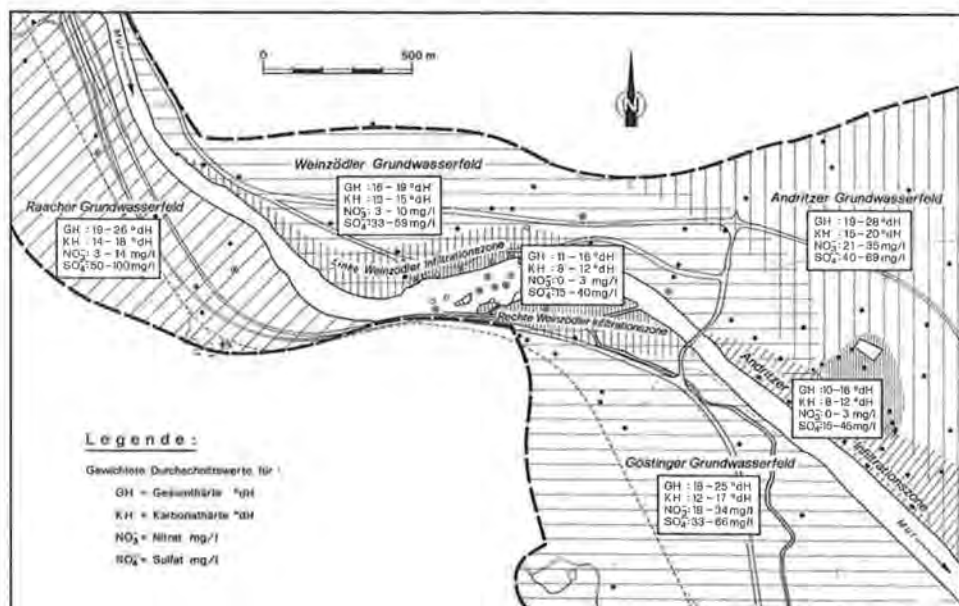


Fig. 24: Hydrochemische Provinzen des Untersuchungsgebietes.

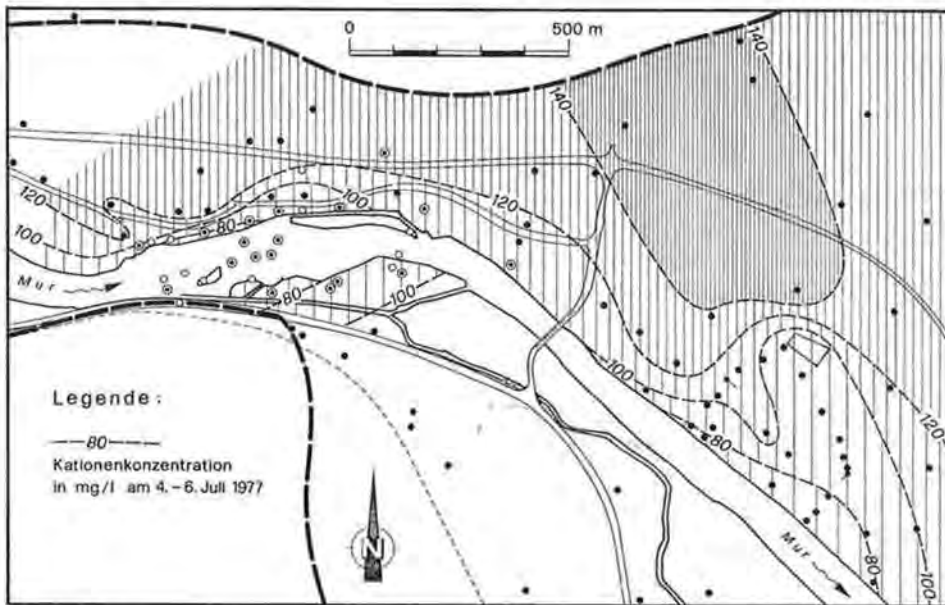


Fig. 25: Kationenkonzentrationen im Weinödler und Andritzer Grundwasserfeld (Sommer 1977).

(Fig. 25) und im Winter (s. Fig. 27), d. h. bei Hoch- und Niedrigwasserabfluß der Mur, miteinander vergleicht.

In Fig. 25 ist die gesamte Kationenkonzentration für den Zeitraum 4. bis 6. Juli 1977 aufgetragen. Die Darstellung zeigt das Bild einer murparallelen Staffelung der

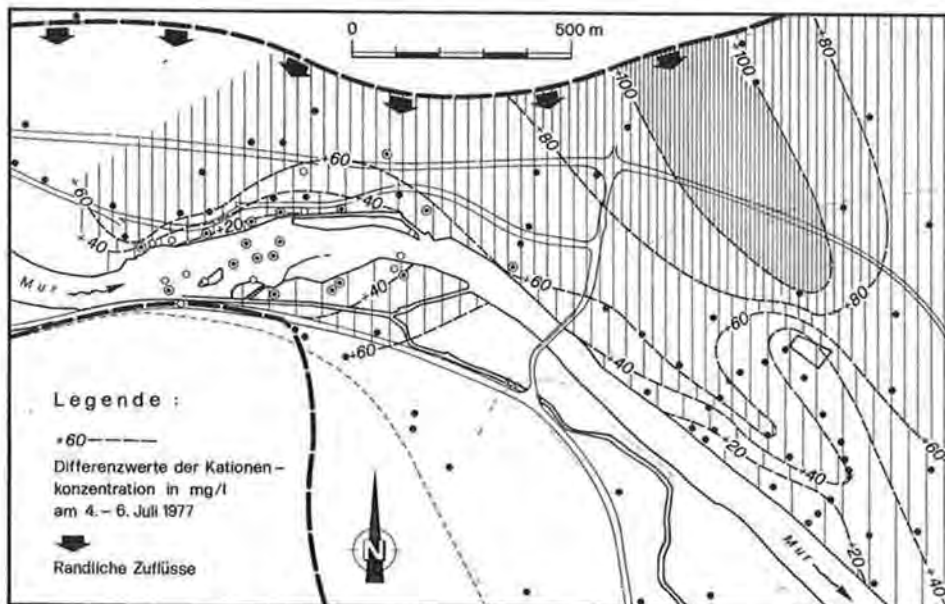


Fig. 26: Differenz der Kationenkonzentration zwischen den Grundwasserfeldern und der Mur (Sommer 1977).

Kationenkonzentrationen und hohe Kationenkonzentrationen im Bereich von St. Götthard, d. h. im Andritzer Grundwasserfeld, was auf unterirdischen Karstwasserzufluß hindeutet. Einzelwerte in Gösting, die jedoch die Darstellung einer Regionalverteilung nicht erlauben, zeigen, daß auch für Gösting ein unterirdischer Karstwasserzufluß nachweisbar wird. Weiterhin wird aus der Darstellung der Versickerungsschleier zwischen Versickerungsbecken und HFB 3 ersichtlich.

In Fig. 26 ist der regionale Differenzwert der jeweiligen Kationenkonzentration zwischen Feld und Mur aufgetragen. Aus dieser Darstellung wird ersichtlich, daß das im oberen Weinzödler Feld infiltrierende Murwasser unterwasserseitig wieder in die Mur austritt. Zudem lassen sich so die In- und Exfiltrationsstrecken parallel zur Mur exakt auf hydrochemischem Wege abgrenzen. Weiterhin wird der deutliche Karstwasserzufluß aus Norden ersichtlich.

In Fig. 27 sind die Werte für ein typisches Winterjahr dargestellt. Gewählt wurde die Darstellung für den 14. November 1977. Die Kationenkonzentration im Bereich Weinzödl zeigt, daß sich die Infiltrationszone in das Feld verlagert hat. Zwischen Weinzödl und Andritzer Feld ist eine deutliche Exfiltration von Grundwasser in die Mur erkennbar. Der Karstwasserzufluß im Andritzer Feld wird deutlicher abgrenzbar.

In der Differenzkarte (Fig. 28) wird die Verschiebung der Infiltrationszone in Weinzödl deutlich. Der Karstwasserzufluß ins Weinzödler Feld nimmt ab, der Differenzwert in der Kationenkonzentration fällt von 60 mg/l im Sommer auf 20 mg/l im Winter ab. Interessant ist, daß die Abnahme von Westen nach Osten, d. h. mit dem Gefälle der Talsohle, vor sich geht. Die Karstwasserzuflüsse ins Weinzödler Feld sind demzufolge als begrenzte Zuflüsse einzustufen, deren Ergiebigkeit im Winterhalbjahr gegen Null zurückgeht. Im Andritzer Infiltrationsbereich verschiebt sich die Nulllinie in den Grundwasserleiter; damit verschiebt sich auch deutlich die Oxidationszone in Richtung HFB 3. Es ist deshalb nicht erstaunlich, wenn es zu diesen hydrologisch

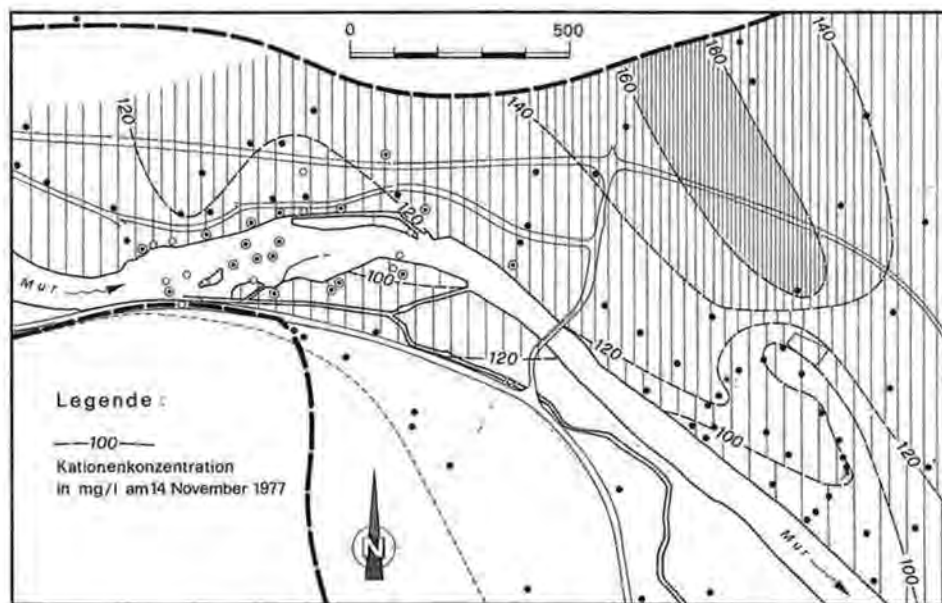


Fig. 27: Kationenkonzentrationen im Weinzödl und Andritzer Grundwasserfeld (Winter 1977).

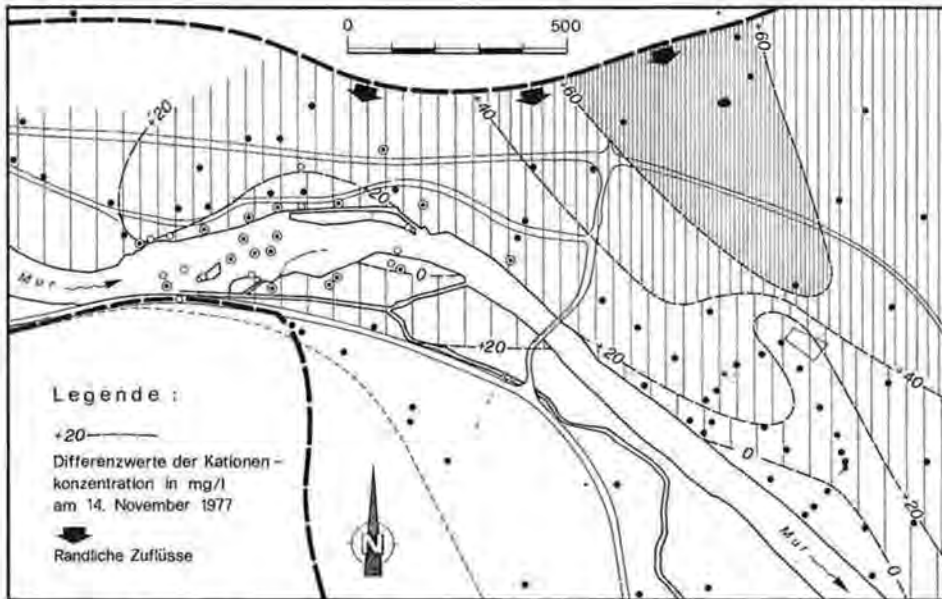


Fig. 28: Differenz der Kationenkonzentrationen zwischen den Grundwasserfeldern und der Mur (Winter 1977).

kritischen Zeiten zu Eisen- und Manganausfällungen in erhöhtem Umfang kommt.

Zieht man nun für eine generelle Bewertung die jeweiligen „Verschmutzungs“-Parameter heran, so kann man feststellen, daß bei der gewählten Darstellung der Differenzwert für die 20 mg/l-Linie die Grenze der Sorptionsfähigkeit des Aquifers darstellt.

Vergleicht man nun die Analysendaten jeweils zwischen Sommer- und Winterhalbjahr, so wird unverkennbar, daß jedes Jahr die hydrochemische Ermüdung des Grundwasserleiters mit einsetzender Hochwasserwelle durch die Zufuhr von Frischwasser als Murinfiltrat sowie durch erhöhten unterirdischen Karstwasserzufluß aufgehoben wird.

4. Grundwasserneubildung und Grundwasserbilanz

Erste quantitative Überlegungen für Andritz, die über die hydrochemische Zuordnung der in den Horizontalfilterbrunnen geförderten Mischwässer (s. Fig. 22 und 23, Tab. 7) angestellt wurden, zeigen, daß das natürliche Grundwasserangebot begrenzt ist. Multipliziert man die in Tab. 7 angegebenen Werte mit der durchschnittlichen Entnahmemenge – die jeweils im Winterhalbjahr auftretende Ermüdungserscheinung wird als oberer Grenzwert betrachtet –, so ergeben sich für Andritz folgende Werte:

Weinzödler Grundwasserfeld: $25,0\% \cdot 260 \text{ l/s} \cong 65 \text{ l/s}$

Andritzer Grundwasserfeld: $23,8\% \cdot 260 \text{ l/s} \cong 62 \text{ l/s}$

Beckeninfiltration: $30,9\% \cdot 260 \text{ l/s} \cong 80 \text{ l/s}$

Andritzer Infiltrationszone: $20,3\% \cdot 260 \text{ l/s} \cong 53 \text{ l/s}$

Während der Wert von ca. 80 l/s für die Versickerungsmenge des Beckens gut mit den bekannten Daten übereinstimmt – er lag im Mittel bei ca. 65 l/s –, stellte sich die Frage, inwieweit die übrigen Mengen aus dem Blickwinkel einer Grundwasser-

bilanz belegt werden können. Dabei ist für jedes einzelne Grundwasserfeld die hydrogeologische und hydrologisch/hydraulische Situation gesondert zu betrachten.

4.1. Hydrogeologische Bilanzierung

Über den Talquerschnitt des Grundwasserleiters bei Weinzödl, dessen hydrogeologische Daten genügend genau bekannt sind, wurde auf der Basis der im Feld ermittelten hydraulischen Daten (Durchlässigkeit, Gefälle, Porosität) eine mittlere Durchflußmenge von ca. 70 l/s ermittelt. Diese Menge stellt das Saldo dar von:

- murparallelem Grundwasserstrom Q_1
- im Einzugsgebiet versickerten Niederschlägen Q_2
- unterirdischen Zuflüssen Q_3
- Infiltrationsmengen in Raach und Weinzödl Q_4

Abschätzungen über die Grundwasserneubildungsrate aus Versickerung von Niederschlägen sowie aus hangseitigen unterirdischen Zuflüssen ergeben bei einer Gebietsgröße von ca. 4,2 km² und 20% Versickerungsanteil einen Wert für $Q_2 + Q_3$ von 24 l/s. Die für quartäre Schotterbereiche niedrige Grundwasserneubildungsrate hängt mit der starken Verlehmung der Deckschicht und dem Verbauungsgrad der Fläche zusammen. Die Differenz von 46 l/s wäre demzufolge dem murparallelen Grundwasserstrom (= Zufluß in Raach) + Infiltration in Raach und Weinzödl zuzuordnen. Führt man in die Bilanzierung die Beobachtung in Weinzödl ein, daß bei Hochwasser bis zu 35 l/s in Weinzödl infiltrieren können, so bleibt für den Zufluß in Raach nur noch ein kleiner Differenzwert übrig. Man erkennt bereits aus dieser Betrachtung, daß in Raach ein unterirdischer Abfluß ins Gebirge existieren muß, um eine ausgeglichene Bilanz zu erhalten.

Für das Andritzer Grundwasserfeld lassen sich im Hinblick auf eine Grundwasserbilanz folgende Überlegungen anstellen:

- Der Gabriach- und der Falkenbach in Andritz besitzen zusammen ein Einzugsgebiet von ca. 4,2 km². Bei einer geschätzten Grundwasserneubildungsrate von ca. 20% des Niederschlags ergibt dies einen Abflußwert von $Q = 24$ l/s.
- Aufgrund des geologischen Aufbaus der Deckschicht im Unterlauf des Andritzbaches sind hier keine nennenswerten Infiltrationsmengen zu erwarten. Es ist deshalb anzunehmen, daß im Untergrund ein den Andritzbach begleitender Grundwasserstrom existiert, dessen Menge mindestens dem Differenzwert zwischen Pumpwassermenge aus Anteil Andritzer Feld und Neubildung im orographischen Einzugsgebiet der beiden eingangs erwähnten Bäche entspricht ($Q > 40$ l/s).

4.2. Grundwassersimulation mit digitalem Modell

Das Zusammenwirken der verschiedenen, die Grundwasserneubildungsrate und das Grundwasserdargebot bestimmenden Einflußfaktoren wie

- murbegleitender Grundwasserstrom als nördlicher Zufluß in Raach,
- Abfluß in Raach ins Gebirge,
- Infiltration in Raach und in Weinzödl,
- hangseitige unterirdische Zuflüsse in Weinzödl,
- Exfiltration in Weinzödl,
- unterirdischer, aus Norden stammender Zufluß in Andritz,
- Versickerung von Oberflächenwasser in Andritz,
- Infiltration in Andritz,

- Entnahmemenge in den beiden Horizontalfilterbrunnen in Andritz und
- Abfluß nach Süden

ist im Hinblick auf eine exakte Bilanzierung mit konventionellem Rechenaufwand nicht mehr lösbar. Es wurde deshalb für das gesamte Gebiet von Raach bis Gösting und Andritz ein mathematisches Simulationsmodell aufgestellt, das auf einem von der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich aufgestellten Modell aufbaut (J. TRÖSCH, 1975).

Das Rechnungssystem gestattet, unter Berücksichtigung der Mächtigkeit des Grundwasserleiters, die Berechnung von horizontalebene, homogenen Grundwasserströmungen. Sie beruht auf der Annahme, daß das Gesetz von DARCY (lineares Widerstandsgesetz) sowie die Theorie von DUPUIT (vernachlässigbare Strömung in vertikaler Richtung) anwendbar sind.

Im übrigen wird nur der vollgesättigte Bereich berücksichtigt. Der Aquifer wird im Liegenden durch eine undurchlässige Schicht begrenzt. Dem Computerprogramm liegt die Methode der finiten Elemente zugrunde.

- Die Rechnung mit dem Modell ist numerisch exakt. Die Genauigkeit der Resultate,
- Potentiale, d. h. Koten des Grundwasserspiegels,
- Mengen in Form von Zu- und Abflüssen bzw. Durchflußmengen in bestimmten Querschnitten,

ist in jedem Fall von der Genauigkeit der Eingabedaten abhängig. Die Treffsicherheit dieser Eingabedaten wird bei der Kalibrierung des Modells überprüft, indem die Resultate der Rechnung den entsprechenden, in der Natur gemessenen Daten gegenübergestellt werden. Die Eichung wird durch Variation der einzelnen Daten so lange verfeinert, bis eine befriedigende Genauigkeit erreicht wird.

Das für das eingangs umschriebene Arbeitsgebiet aufgestellte Modell zeigt gegenüber der Wirklichkeit eine Genauigkeit von > 98%.

Von den zahlreichen simulierten Fällen seien nachfolgend zwei für die Grundwasserbilanzierung typische Zustände vorgestellt (Tab. 8).

Tab. 8: Bilanzierung für hohes Mittelwasser und Niedrigwasser (vgl. Fig. 29 und 30).

Zu- und Abflüsse in l/s	Juli 1977 (HMW)	Februar 1978 (NW)
Zufluß des murbegleitenden Grundwasserstromes in Raach	+ 34	+ 32
Abfluß ins Gebirge in Raach	0	- 8
Infiltration in Raach und Weinzödl	+ 19	+ 29
hangseitiger unterirdischer Zufluß ins obere Weinzödler Grundwasserfeld	+ 13	0
Durchfluß im Talquerschnitt bei Pegel 260	66	53
Exfiltration in Weinzödl	- 15	- 15
hangseitiger unterirdischer Zufluß ins untere Weinzödler Grundwasserfeld	+ 15	+ 15
unterirdischer, aus Norden stammender Zufluß in Andritz	+ 71	+ 65
Versickerung von Oberflächenwasser in Andritz	+ 65	+ 65
Infiltration in Andritz	+ 51	+ 68
unterirdischer Zufluß in Gösting	+ 16	+ 9
Entnahmemenge in den beiden Horizontalfilterbrunnen in Andritz	- 260	- 260
Abfluß ins Grazer Feld	+ 9	0

Die regionale Verteilung der Zu- und Abflüsse ist in Fig. 29 und 30 dargestellt.

Ausgleichendes Element der Bilanzierung ist der Anteil des Murinfiltrates: Bei geringer Neubildungsrate und erheblichem Rückgang unterirdischer seitlicher Zu-

flüsse wird der Fehlbetrag in der Menge durch erhöhte Infiltration aus der Mur ausgeglichen. Dies deckt sich exakt mit der Veränderung der hydrochemischen Situation jeweils im Winterhalbjahr, da in diesem Zeitraum in Weinzödl ein von West nach Ost stattfindender Austausch des Grundwassers durch Murinfiltrat und in Andritz eine landeinwärts wandernde Infiltrationsgrenze belegbar ist (s. Fig. 28).

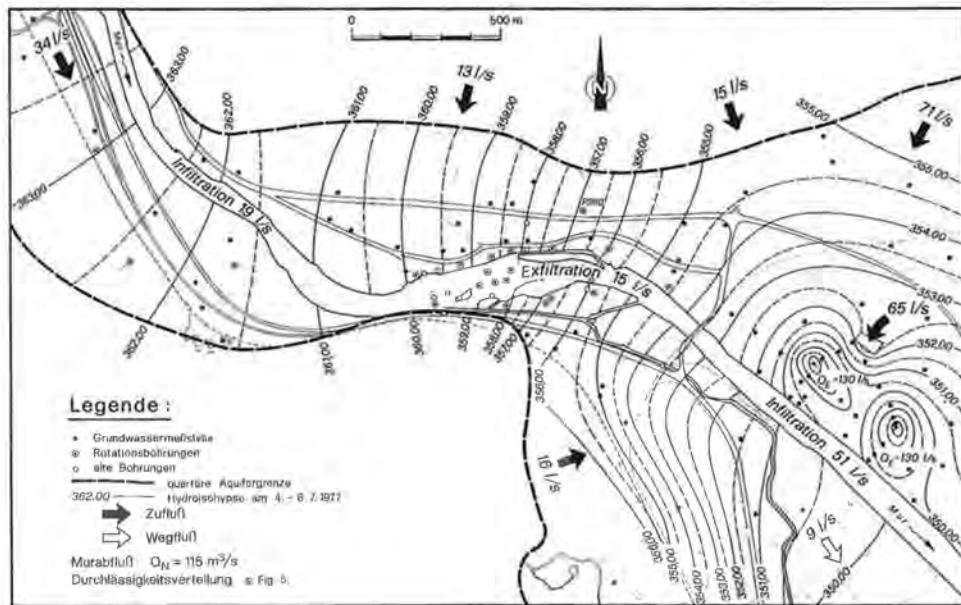


Fig. 29: Bilanzplan für hohes Mittelwasser.

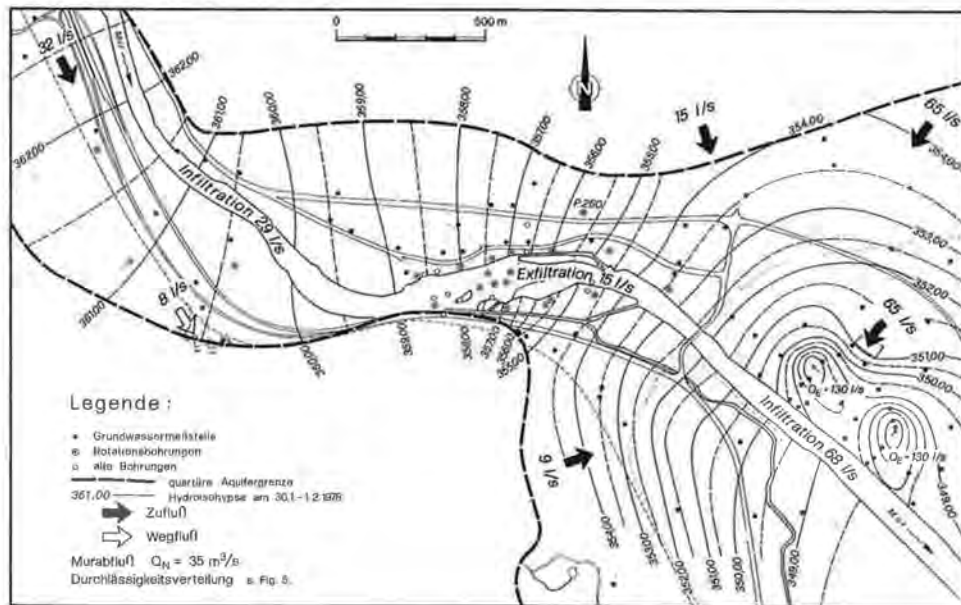


Fig. 30: Bilanzplan für Niedrigwasser.

4.3. Wasserwirtschaftliche Konsequenzen

Die prekäre Situation begrenzter Grundwasserressourcen bei teilweise unbefriedigender Qualität hat dazu geführt, die Versickerungsanlage in Andritz erheblich zu vergrößern. Für die Dimensionierung der Anlage zur Steigerung des Dargebotes und

Durchfluß
in l/s

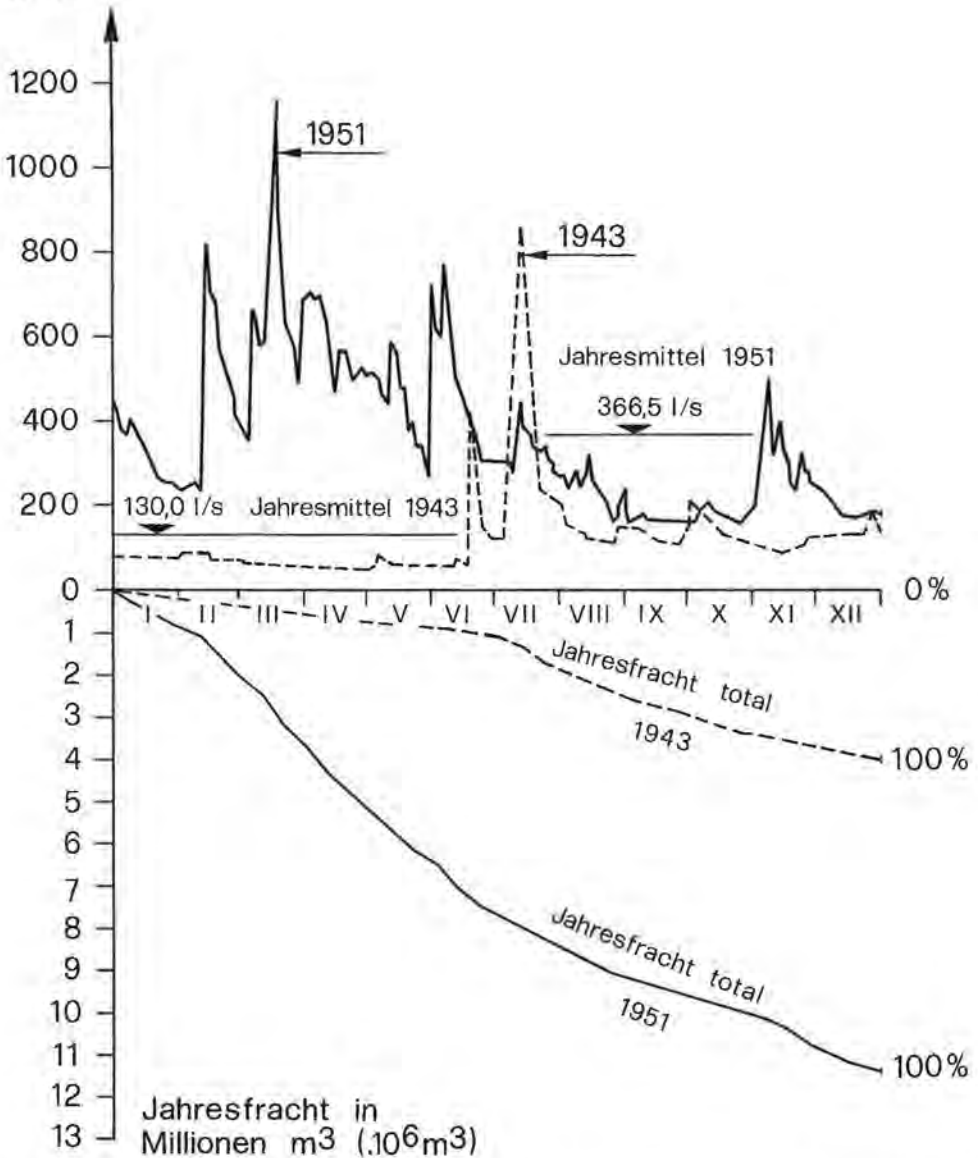


Fig. 31: Abflußganglinien und Jahresfrachten des Andritzbaches in einem extrem trockenem (1943) und einem extrem nassen Jahr (1951).

zur Erzielung einer besseren Güte des geförderten Grundwassers wurden auf der Basis der bisher vorliegenden Erkenntnisse folgende Randbedingungen festgelegt:

- optimale Nutzung des Oberflächenwassers aus dem Andritzbach,
- Zurückdrängen des Murinfiltrates auf einen maximalen Anteil von durchschnittlich 20%,
- Begrenzung der Versickerungsleistung auf durchschnittlich $2 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Die gemessenen Durchflusssmengen des Andritzaches liegen zwischen 50 l/s und über 1000 l/s mit Spitzen im Frühling und im Sommer. Gerechnet über die Jahresfrachten von $4,1 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ in einem extrem trockenen Jahr (1943) und $11,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ in einem extrem nassen Jahr (1951) ergibt dies durchschnittliche, auf Jahresmittel gerechnete Abflusssmengen von $130\text{--}367 \text{ l/s}$ (Fig. 31).

Aus diesen Basisdaten lassen sich entsprechende Abflußdauerlinien ableiten (Fig. 32). Auf eine theoretische Berechnung wurde bewußt verzichtet, da der Andritzbach der Abfluß eines Karstwasservorkommens ist, dessen hydrogeologische und hydraulische Randbedingungen noch zu wenig untersucht worden sind. Diese Was-

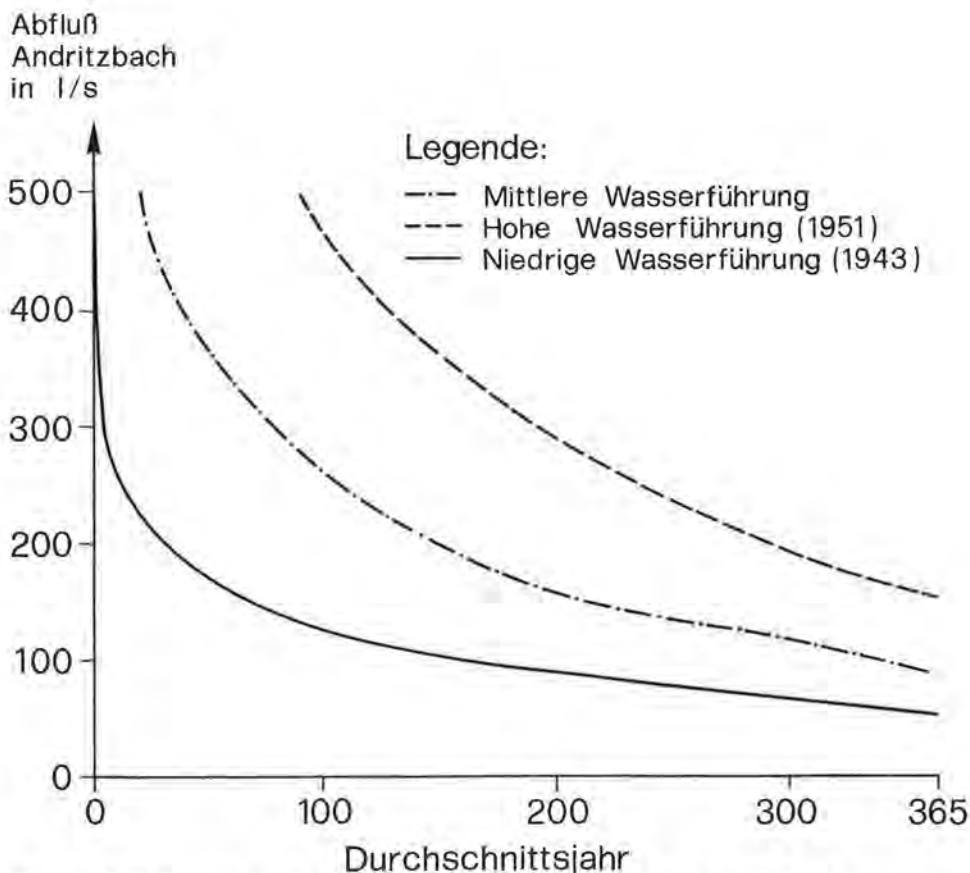


Fig. 32: Abflußdauerlinien des Andritzaches in einem extrem trockenen (1943) und einem extrem nassen Jahr (1951). Mittlere Wasserführung aus dem Beobachtungszeitraum 1939-1943, 1946-1950, 1951-1957.

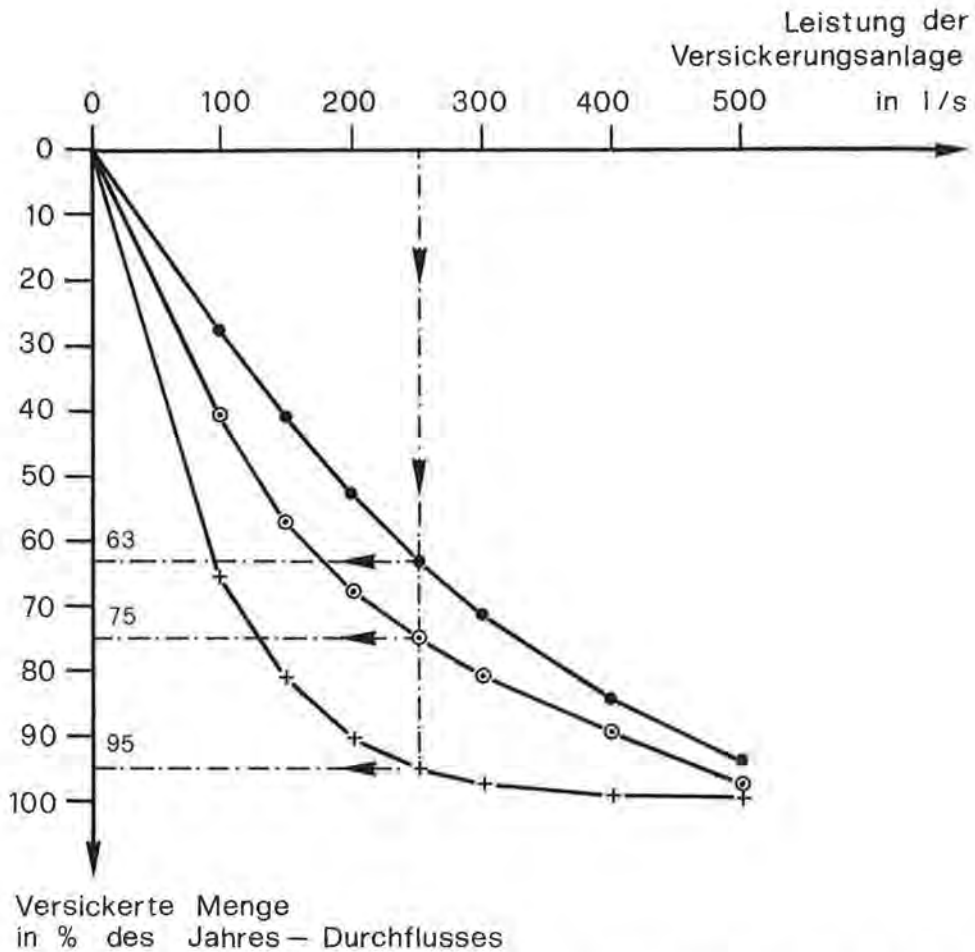


Fig. 33: Optimierungsdiagramm für die Ausnutzung der Versickerungsanlage und Jahresfracht des Andritzbachs. • = 1951, + = 1943, ⊙ = mittlere Wasserführung (Beobachtungszeitraum 1939–1943, 1946–1950, 1951–1957).

sermengen sind jedoch nicht gesamthaft für eine Grundwasseranreicherung verwendbar, da der Andritzbach bei Hochwasser, insbesondere nach längerdauernden Starkregen, mit Schwebstoffen stark belastet ist, was zu einer Verstopfung der Versickerungsbecken führen würde.

Unter Zugrundelegung einer durchschnittlichen Versickerungsleistung von $2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ läßt sich hieraus das in Fig. 33 dargestellte Optimierungsdiagramm ableiten.

Unter Beachtung der entsprechenden Randbedingungen wie

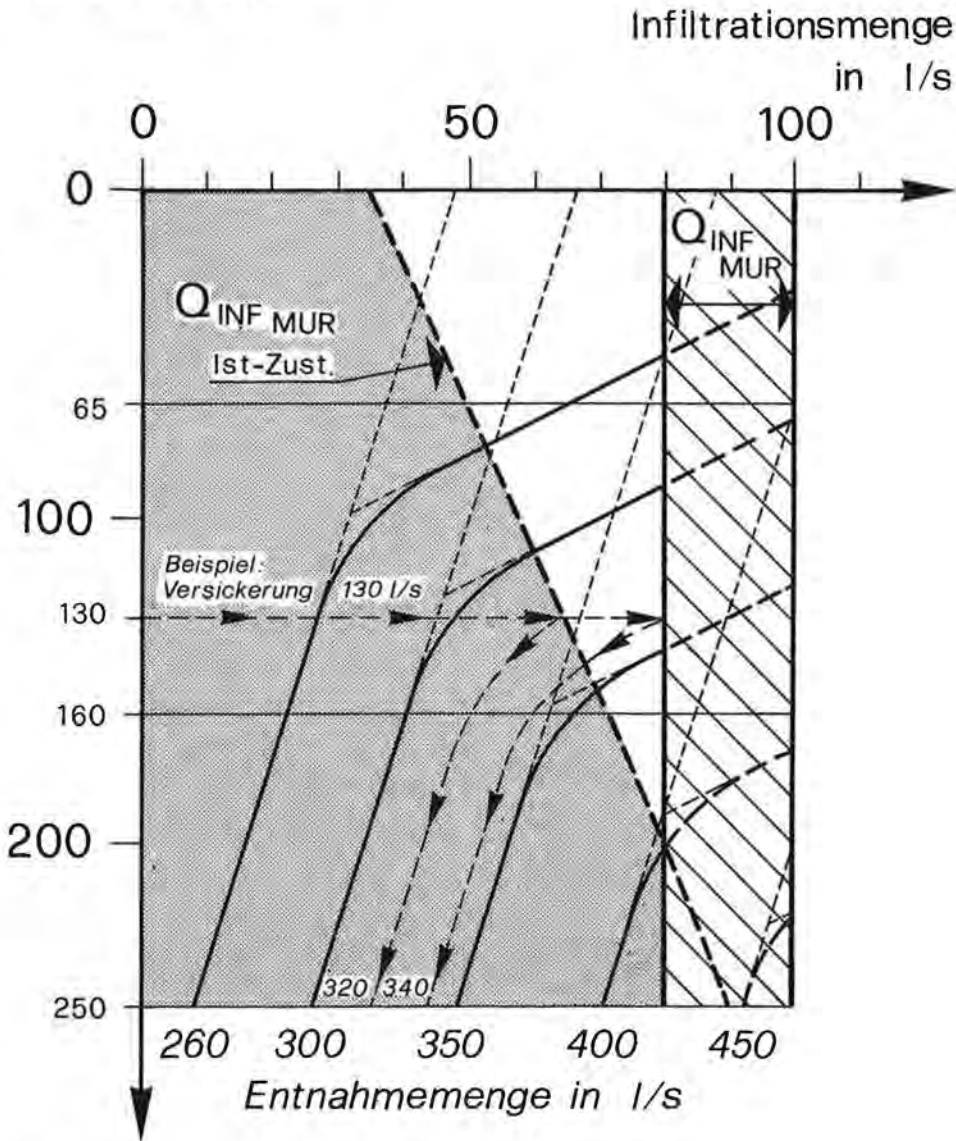
- Grundwasserneubildungsrate,
- Infiltrationsmenge der Mur in Relation zur Entnahmemenge und
- verfügbare Versickerungswassermenge

ist es möglich, mit Hilfe des Simulationsmodelles Betrachtungen zur Grundwasser-

bewirtschaftung unter Gütekriterien anzustellen. Von den zahlreichen simulierten Fällen ist in Fig. 34 ein Beispiel für ein definiertes Niedrigwasser vorgestellt.

Als feste Randbedingungen sind bei diesem Beispiel eingeführt:

- Die Grundwasserneubildungsrate aus unterirdischen Zuflüssen und Gebietsniederschlägen wird voll genutzt.



Versickerungsmenge

in l/s

Fig. 34: Mengenbewirtschaftung im Andritzer Feld bei Niedrigwasser.

- Die Infiltrationsmenge aus der Mur von 19,5% wird aufgrund der vorhandenen Gewässergüte als obere zulässige Grenze betrachtet. Diesem Randparameter kommt in seinen Auswirkungen enorme Bedeutung zu, da er kein konstanter, sondern ein variabler Faktor ist. Die in Kap. 3 erläuterten Gesetzmäßigkeiten erlauben es jedoch, die Variabilität der Gewässergüte aufgrund der Abbauvorgänge im Ufersaum hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Qualität des Grundwassers zunächst zu vernachlässigen. Erst langjährige Messungen bei erhöhtem Förderbetrieb werden es erlauben, die Grenzen der Reinigungskraft des Grundwasserleiters bei variabler Ausgangsqualität des Murwassers zu erfassen.

Gesamthaft kann festgestellt werden, daß eine intensive wasserwirtschaftliche Nutzung des Andritzer Feldes bei begrenzten Ressourcen auf Dauer nur dann möglich ist, wenn über Versickerung von Oberflächenwasser der jahreszeitlich schwankende Fehlbedarf in der Menge korrigiert, das Murinfiltrat begrenzt bzw. zurückgedrängt und Unterschreitungen der zulässigen Güte des geförderten Grundwassers durch entsprechende „Verdünnung“ verhindert werden.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit faßt neue Ergebnisse zur Hydrogeologie und Hydrochemie von Graz-Nord zusammen, die im Rahmen von Grundlagenuntersuchungen für das geplante Murkraftwerk Weinzödl innerhalb des Schutzgebietes des Wasserwerkes Andritz erarbeitet wurden. Aufgrund von Bohrergebnissen können die posttertiären Schichten des Murtales in drei Einheiten untergliedert werden; für den präquartären Untergrund wird ein Tiefenlinienplan vorgelegt. Untersuchungen über die Wasserwegsamkeit des devonischen Festgesteins über Wasserdrucktests und eine gezielte Auswertung von Injektionsversuchen zeigen, daß die Durchlässigkeit mit der Tiefe abnimmt. Höhere Wasserwegsamkeit ist örtlich auf Störungen, Großklüfte und durch schwache Verkarstung erweiterte Trennflächen begrenzt. Die überlagernden Murschotter zeigen eine mittlere Durchlässigkeit von $k = (1,00-1,25) \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$, wobei die Durchlässigkeit der Schotter im Bereich der Andritzer Bucht abnimmt. Die geringere Durchlässigkeit ist auf die geologische Entstehungsgeschichte der Murschotter – nachlassende Schleppkraft des Wassers mit Eintreten der Mur in die Andritzer Bucht – zurückzuführen. Aufgrund von hydrogeologischen, hydrologischen und hydraulischen Daten kann das gesamte Untersuchungsgebiet in einzelne Teilfelder untergliedert werden. Diesen Teilfeldern liegen eigene Gesetzmäßigkeiten zugrunde, die es erlauben, hydraulische Provinzen auszuscheiden. Auf die Gesetzmäßigkeiten dieser einzelnen Provinzen wird ausführlich eingegangen.

Das sehr umfangreiche Datenmaterial zur Hydrochemie wird sowohl nach Orts- als auch nach Zeitabhängigkeiten aufbereitet und untersucht. Die zutage tretenden Gesetzmäßigkeiten führen zur Ausscheidung von hydrochemischen Provinzen, deren Abgrenzung mit denjenigen der hydraulischen Provinzen identisch ist. Aufgrund der Pegeldichte lassen sich die einzelnen Mischzonen sehr exakt ausscheiden. Besonderes Augenmerk wird auf die Austausch- und Sorptionsvorgänge im Infiltrationssaum zwischen Mur und Grundwasserleiter gelegt, da die stark belasteten Infiltrationswässer der Mur – im in Frage kommenden Flußabschnitt gehört die Mur zum Zeitpunkt der vorliegenden Untersuchungen der Gewässergüte III, zeitweise der Klasse IV an – zu Zehrungsvorgängen im Aquifer führen. Dabei wird der im Nitrat- und Sulfation chemisch gebundene Sauerstoff mitbeansprucht. Für das Nitration läßt sich bereits ab

ca. 6–6,5 mg O₂/l, für das Sulfation ab einem Sauerstoffgehalt von ca. 1 mg O₂/l eine Reduktion nachweisen. Zu den Infiltrationszonen werden Abbaukurven vorgelegt und daraus die notwendige Verweildauer zur Erreichung von Trinkwasserqualität abgeleitet. Die Untergrenze liegt ortsabhängig zwischen 12 und 20 Tagen Untergrundpassage. Es bestätigt sich die bisherige Erfahrung, daß die Kalziumlignosulfonsäuren nur schwer auf natürlichem Wege abgebaut werden. Randlich vom Aquifer lassen sich mit Hilfe der Kationenverteilung zu verschiedenen Zeitpunkten die unterschiedlich starken unterirdischen Karstwasserzuflüsse lokalisieren.

Im Hinblick auf eine exakte Bilanzierung der Grundwasservorkommen werden mit Hilfe eines Simulationsmodelles computergestützte Berechnungen vorgenommen, die die nach hydrogeologischen Kriterien vorgenommene Bilanzierung verfeinern. Ausgehend von diesen Ergebnissen werden die wasserwirtschaftlichen Konsequenzen und die Notwendigkeit einer Anreicherung mit Oberflächenwasser dargelegt.

Literatur

- Bundesminist. f. Land- und Forstwirtschaft., Wasserwirtsch. Kataster (Hrsg.): Gütebild der Fließgewässer der Steiermark, Stand 1980/81. – Aufg. v. Amt d. Steiermärk. Ldsreg./Gewässergüteaufsicht.
- HÖNIG, H. (1972): Refraktionsseismische Erkundung der verdeckten Felsoberfläche im Bereich des Murtales zwischen Judendorf und Gösting nördlich Graz. – Diss. TU Graz.
- JANSCHKE, H. (1977): Bericht über die Temperatur- und elektrischen Widerstandsmessungen in Bohrlöchern im Bereich der Mur bei Weinzödl. – Unveröff. Bericht, Ferlach.
- REHSE, W. (1977): Abbaubare organische Verunreinigungen, pathogene Keime und Viren. – Eidg. Amt für Umweltschutz, Bern.
- TRÖSCH, J. (1975): Numerische Simulation Dupuit'scher Grundwasserströmungen. – Mitt. Vers. Anst. Wasserbau, Hydrol. u. Glaziol. ETH Zürich, H. 14+15, Zürich.
- WEBER, F. (1977): Bericht über die refraktionsseismischen Messungen bei Weinzödl/Steiermark. – Unveröff. Bericht, Leoben.

Summary

The article presents new findings in the hydrogeology and hydrochemistry of the aquifer of Graz-Nord. The results are elaborated from the basic data collection for the planned hydro-electric power station of the Murrer at Weinzödl, which is situated in the boundaries of the protected area of the waterworks of Andritz.

Based on drilling logs the post-tertiary formations of the Murvalley can be separated in three units. The limits of the pre-quaternary bedrock are given in a contour map. Investigations on the permeability of the Devonian strata by pressure tests and the analyses of injection tests show a decrease of the permeability by depth. Locally increased values of permeability are due to fractures, crevices and enlarged karstic interfaces. The overlying gravel of the Murrer shows a mean permeability of $k_f = (1.00 \text{ to } 1.25) \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$, whereas the permeability of the gravel is decreasing in the area of the "Andritzer Bucht". The low values are due to the genesis of the gravel of the Murrer, which entering the "Andritzer Bucht" had lost its tractive force.

Based on the hydrogeologic, hydrologic and hydraulic data, the investigated area can be subdivided in individual fields. Each of the fields show its own pattern allowing to define hydraulic provinces. The regularities of the provinces are described in detail.

The extensive hydrochemical data are analysed and interpreted in respect to location and time. The resulting regulations lead to the definition of hydrochemical provinces with identical boundaries to the hydraulic zones. The high density of piezometers allows to delineate exactly the zones of mixture

of the groundwater. Special attention is given to the exchange and sorption processes in the infiltration zone of the Murr river and the aquifer. During the research period the section of the river under study was classified as having a water quality of class III and partly IV. In fact the polluted infiltrates from the Murr river leads to an oxygen reduction in the aquifer. The process uses also oxygen chemically linked to the ions of nitrate and sulphate. The chemical reduction can be identified for oxygen contents of about 6–6.5 mg O₂/l for the ion of nitrate and about 1 mg O₂/l for the ion of sulphate. For the infiltration zones rates of decomposition are presented which allow the definition of required periods of percolation of the infiltrate to attain the quality of drinking water. The lower time limit is locally variable and is in a range of 12 to 20 days. The already well known experience that the calciumlignosulphonic acid is decomposed only very hardly by natural processes is reconfirmed. At the boundaries of the aquifer the distribution of the cations allows to localize at different periods the quantitatively variable water inflow from the karstic underground.

In view to establish an accurate quantitative balance of the groundwater resources, a computer assisted mathematical simulation model is used to improve the values derived by hydrogeological criteria only. Based on these results the consequences for the water management and the need to infiltrate surface water are elaborated.

Résumé

Le présent travail comprend les derniers résultats hydrogéologiques et hydrochimiques de Graz-Nord. Ces résultats ont été obtenus dans le cadre de la recherche de données de base pour la station hydroélectrique projetée dans la zone de protection de l'usine des eaux d'Andritz sur la Mur à Weinzödl. Les couches post-tertiaires de la vallée de la Mur ont été groupées en trois unités sur la base des données de forage. Une carte d'isohypses représente le fond préquaternaire.

Les recherches à l'aide d'eau sous pression sur la perméabilité des roches devoniennes et une analyse des résultats d'injection ont montré que la perméabilité diminuait avec la profondeur. Une perméabilité plus élevée est limitée aux endroits où apparaissent des failles, des crevasses et des interfaces élargies par une faible karstification. Les couches supérieures de gravier de la Mur ont une perméabilité moyenne de $(1,00-1,25) \cdot 10^{-3}$ m/s, et celle-ci diminue aux environs de l'«Andritzer Bucht». La perméabilité inférieure est due à la genèse géologique du gravier de la Mur (la force d'entraînement de l'eau de la Mur diminuant à son entrée dans l'«Andritzer Bucht»).

Le terrain d'étude peut être subdivisé en plusieurs zones sur la base de données hydrogéologiques, hydrologiques et hydrauliques. Ces zones ont leurs propres caractéristiques permettant la délimitation de provinces hydrauliques. Les caractéristiques de ces provinces sont décrites en détail.

Les nombreuses données hydrochimiques sont étudiées et analysées en fonction du lieu et du temps. Les résultats obtenus permettent l'identification de rayons hydrochimiques, lesquels recouvrent exactement les rayons hydrauliques. Les zones sont très exactement délimitées grâce aux nombreux piézomètres. Une attention particulière a été portée aux processus de substitution et d'absorption dans la zone d'infiltration entre la Mur et la zone aquifère, les eaux d'infiltration de la Mur fortement polluées détériorant les eaux souterraines (le tronçon fluvial dont il s'agit est classé, quant à la qualité de l'eau, à l'époque de cette étude dans les catégories III et IV). L'oxygène, lié chimiquement aux ions nitrates et sulfates, est partiellement utilisé lors de la détérioration de l'eau souterraine. Une réduction de l'ion nitrate peut être démontrée dès une concentration en oxygène de 6–6,5 mg O₂/l et de l'ion sulfate dès une concentration en oxygène de 1 mg O₂/l. Des courbes de désagrégation ont été établies pour les zones d'infiltration, et la durée d'attente nécessaire à l'obtention d'une eau potable de qualité a été ainsi déterminée. La limite inférieure dépend du lieu et varie entre 10 et 20 jours de filtration. L'acide lignosulfonique calcique ne se décompose que très difficilement de manière naturelle conformément aux observations existantes. Les eaux souterraines des karstes, de débits différents, peuvent être localisées en bordure de la zone aquifère à des moments définis selon la répartition des cations.

Un modèle de simulation, sur ordinateur, a été élaboré en vue d'établir un bilan exact des nappes aquifères, permettant ainsi d'affiner le bilan établi selon les critères hydrogéologiques. Les conséquences de l'exploitation des eaux et la nécessité d'enrichissement par des eaux de surface sont développées à partir de ces résultats.

Dank

Der Steiermärkischen Elektrizitäts-AG (STEG) und der Grazer Stadtwerke AG möchte ich meinen Dank aussprechen für die Bereitschaft, eine über das „übliche“ Maß hinausgehende Grundlagenuntersuchung mitzutragen. Insbesondere danke ich dem Projektleiter des Kraftwerkes Weinzödl, Herrn Dipl.Ing. M. Schmeja, STEG, sowie Herrn Senatsrat Direktor Dipl.-Ing. K. Pirkner, Grazer Stadtwerke AG, für die außerordentlich fruchtbare und freundschaftliche Zusammenarbeit. Stellvertretend für alle meine Mitarbeiter möchte ich Herrn J. Horal danken, der für die sorgfältige Gestaltung der Zeichenarbeiten verantwortlich war.

Anschrift des Verfassers: Dr. Günter SCHICKOR, Geotechnisches Institut AG,
Gartenstraße 13, CH-3007 Bern.