

Ausbreitung von Bor im Grundwasser der Oberen Lobau/Wien

Spreading of Boron in the Groundwater
of the Upper Lobau Area/Vienna

S. GRUPE

mit 39 Abbildungen und 3 Tabellen

Schlüsselwörter:

Marchfeld

Bor

zweidimensionales, horizontal-ebenes

Finite-Element-Modell

Grundwasser

Kontamination

Keywords:

Marchfeld

Boron

two-dimensional horizontal-plane

finite element model

Groundwater

Contamination

Adresse der Autorin:

Address of the authoress:

Mag. Dr. Sabine Grupe

Postfach 92

A-1071 Wien

Inhalt

	Seite
Zusammenfassung, Abstract	133
1. Einführung	134
1.1. Ausgangssituation	134
1.2. Fragestellung	134
1.3. Konzeption	134
2. Der Zusammenhang zwischen den Borax-Werken und der Bor-Kontamination	134
2.1. Die Borax-Werke, Lage und Inhalt der Deponie	134
2.2. Bor- und Arsen-Gehalt im Grundwasser	136
2.3. Bor- und Arsen-Gehalt im Deponiegut und im Boden	138
2.4. Umweltrelevanz von Bor	138
3. Das Berechnungsgebiet „Marchfeld“	138
3.1. Wahl der Modellgebiets-Begrenzung	138
3.2. Datenerhebung	139
3.3. Geographie	139
3.4. Hydrogeologie	140
3.4.1. Grundwasserstauer	140
3.4.1.1. Granulometrischer Aufbau	140
3.4.1.2. Mineralogischer Aufbau	141
3.4.2. Grundwasserleiter	141
3.4.2.1. Granulometrischer Aufbau	143
3.4.2.2. Mineralogischer Aufbau	143
3.4.3. Verteilung der Durchlässigkeitsbeiwerte	144
3.5. Hydrologie	144
3.5.1. Oberflächengewässer	144
3.5.1.1. Donau und Neue Donau	144
3.5.1.2. Das Altarmsystem der Lobau	144
3.5.1.3. March, Marchfeldbäche, Weidenbach und Baggerseen	144
3.5.2. Grundwasser	144
3.5.2.1. Absenktendenz des Grundwasserspiegels	146
3.5.3. Grundwasserneubildung aus Niederschlag	146
3.6. Wasserwirtschaft	146
3.7. Schematisierung des Natursystems „Marchfeld“	147
3.7.1. Zweidimensionale, horizontal-ebene Betrachtungsweise	147
3.7.2. Stationäre Betrachtungsweise	147
3.7.3. Zusammenfassung von Gebieten gleicher Neubildungsrate	148
3.7.4. Bor als Tracer	148
4. Mathematische Beschreibung des Natursystems	149
4.1. Transportmechanismen	149
4.1.1. Advektion	149
4.1.2. Hydrodynamische Dispersion	149
4.2. Strömungsgleichung	151
4.3. Transportgleichung	151
4.4. Berechnungsverfahren	152
4.4.1. Methode der Finiten Elemente	152
4.4.2. Das Programmsystem SICK 100	152
4.4.3. Diskretisierung	153
5. Modell-Eingabedaten und -Parameter	153
5.1. Geometrische Daten	156
5.2. Kenngrößen des Grundwasserleiters	156
5.2.1. Durchlässigkeit	156
5.2.2. Hydrodynamische Dispersivität	156
5.2.3. Durchflußwirksamer Hohlraumanteil	157
5.3. Quellen und Senken	157
5.3.1. Grundwasserneubildung und Entnahmen für die Landwirtschaft	157

5.3.2. Entnahmen durch Industrie und Gewerbe	158
5.3.3. Trinkwasserentnahmen	159
5.4. Randbedingungen für das Strömungsmodell	159
5.5. Vorgabe für das Transportmodell	160
6. Modelleichung	162
6.1. Grundwasserströmung	163
6.1.1. Randzufluß	163
6.1.2. Entnahmemengen	163
6.1.3. Durchlässigkeit, Neubildungsrate und durchflußwirksamer Hohlraumanteil	164
6.2. Stofftransport	164
6.2.1. Initialkonzentration	164
6.2.2. Infiltrationszeitpunkt	165
6.2.3. Dispersivität	165
6.2.4. Infiltrationsart	167
6.2.5. Infiltrationsort	167
6.2.6. Infiltrationsdauer	167
6.3. Stabilität	167
7. Variantenrechnung	168
7.1. Einfluß der Sohlriegel des Mühlwassers	168
7.2. Einfluß von Grundwasserentnahmen	168
7.2.1. Entnahmen durch die Stadlauer Malzfabrik	168
7.2.2. Entnahmen durch die Borax-Werke	169
7.3. Prognose bei kontinuierlichem und zeitlich begrenztem Eintrag	169
7.4. Verhältnisse vor und nach dem Bau der Neuen Donau	170
Literaturverzeichnis	170

Contents

Zusammenfassung, Abstract	133
1. Introduction	134
1.1. Initial situation	134
1.2. Description of problem	134
1.3. Formulation of problem	134
2. Association of boron-contaminated groundwater with the borax mill	134
2.1. The Borax disposal site, location and residuals of the deposal dump site	134
2.2. Concentration of boron and arsenic in groundwater	136
2.3. Concentration of boron and arsenic in soil and residuals	138
2.4. Environmental relevance of boron	138
3. The modeled area 'Marchfeld'	138
3.1. Limitation of the modeled area	138
3.2. Data collection	139
3.3. Geographical outlines	139
3.4. Hydrogeology	140
3.4.1. Aquitard	140
3.4.1.1. Grain size parameters	140
3.4.1.2. Mineralogy	141
3.4.2. Groundwater	141
3.4.2.1. Grain size parameters	143
3.4.2.2. Mineralogy	143
3.4.3. Distribution of hydraulic conductivity	144
3.5. Hydrology	144
3.5.1. Surface waters	144
3.5.1.1. Danube and 'New Danube'	144
3.5.1.2. Ox-bow lakes of the Danube in the Lobau area	144
3.5.1.3. The river March, and the drainage pattern of the 'Marchfeld'	144
3.5.2. Graoundwater	144

3.5.2.1. Depression of groundwater level	146
3.5.3. Groundwater recharge from precipitation	146
3.6. Water resources management	146
3.7. Schematical description of the nature system 'Marchfeld'	147
3.7.1. Two-dimensional horizontal-plane approach	147
3.7.2. Steady-state conditions	147
3.7.3. Summary of areas with equal groundwater recharge from precipitation	148
3.7.4. Boron as a tracer	148
4. Mathematical description of the natural system	149
4.1. Mechanism of solute transport	149
4.1.1. Advection	149
4.1.2. Dispersion effects	149
4.2. Groundwater flow equation	151
4.3. Solute transport equation	151
4.4. Numerical modeling	152
4.4.1. Finite element method	152
4.4.2. The program SICK 100	152
4.4.3. Discretization	153
5. Available data and standard parameters	153
5.1. Geometrical data	156
5.2. Aquifer parameters	156
5.2.1. Hydraulic conductivity	156
5.2.2. Dispersivities	156
5.2.3. Effective porosity	157
5.3. Sources and sinks	157
5.3.1. Groundwater recharge and groundwater withdrawal for irrigation	157
5.3.2. Groundwater withdrawal for industrial use	158
5.3.3. Groundwater withdrawal for drinking-water	159
5.4. Boundary conditions for the groundwater model	159
5.5. Parameters for the transport model	160
6. Calibration	162
6.1. Groundwater flow	163
6.1.1. Recharge Boundary	163
6.1.2. Withdrawal of groundwater	163
6.1.3. Hydraulic conductivity, recharge from precipitation and effective porosity	164
6.2. Solute transport	164
6.2.1. Primary concentration of boron source	164
6.2.2. Date of input	165
6.2.3. Dispersivity	165
6.2.4. Type of input	167
6.2.5. Location of input	167
6.2.6. Duration of input	167
6.3. Stability analysis	167
7. Variation	168
7.1. The effect of local barriers within an ox-bow lake of the Danube	168
7.2. Effect of groundwater withdrawal	168
7.2.1. Withdrawal of groundwater by the borax mill	168
7.2.2. Withdrawal of groundwater by a neighbouring malt mill in Stadlau	169
7.3. Future developments under according continuous and instantaneous input conditions	169
7.4. Conditions before and after the construction of the Danube flood relief channel	170
Bibliography	170

Zusammenfassung

Anfang der achtziger Jahre wurden in der Oberen Lobau (Wien) Vegetationsschäden beobachtet, die auf die künstliche Beregnung mit Bor-kontaminiertem Grundwasser zurückgeführt werden konnten. Die Kontamination wurde mit der Deponie eines ehemaligen Borax-Werkes in Zusammenhang gebracht, die in der Folge umschlossen wurde.

Seit 1983 werden die räumliche und die zeitliche Ausbreitung der Fahne beobachtet. Das infiltrierte Bor kontaminierte das Grundwasser über eine Fläche von ca. 15km². Beruhend auf vorhandenen Daten, Ergebnissen aus Laboruntersuchungen, vorgegebenen Randbedingungen und angenommenen Parametern wurde im Rahmen dieser Arbeit das Grundwasserregime der Oberen Lobau mathematisch erfaßt und durch ein zweidimensionales, horizontal-ebenes Finite-Element-Modell simuliert. Daraus lassen sich die das System beeinflussenden Größen ermitteln, Ursache und Eintragszeitpunkt sowie zukünftige Entwicklungen abschätzen:

1. Form und Ausbreitung der Bor-Kontaminationsfahne werden entscheidend durch zwei lokale Einflüsse geprägt:
 - a. Die Kommunikation zwischen dem Grundwasserkörper und einem Altarm der Donau wird durch unterschiedliche Schwellen im Gerinne kontrolliert.
 - b. Eine nahe der Deponie befindliche Grundwasserentnahme für industrielle Nutzung erzeugt einen Absenkrichter, der das Strömungs- und Konzentrationsfeld nach Norden ablenkt.
2. Als Eintragszeitpunkt wurde „Mitte der siebziger Jahre“ bestimmt. Dieser Zeitpunkt liegt zwischen dem Produktionsende der Borax-Werke 1973 und dem Betriebsschluß 1976.
3. Es gibt keinen ursächlichen Zusammenhang zwischen dem Eintrag von Bor ins Grundwasser und einer grundwasserrelevanten Baumaßnahme im Aussagegebiet (Hochwasserentlastungsgerinne der Donau).
4. Eine kontinuierliche Sickerwassermarkierung durch Bor aus dem Deponiekörper wird nicht ausgeschlossen. Eine Auslaugung der Deponiesohle durch Grundwasser und eine Auswaschung des Anschüttungsbereiches durch Niederschlagswasser können jedoch nicht Ursachen der im Grundwasser der Oberen Lobau vorgefundenen Bor-Konzentration sein.
5. Rückrechnungen der eingetragenen Mengen lassen die Infiltration einer hochkonzentrierten Bor-Lösung bei Schließung der Borax-Werke vermuten.
6. Die Trinkwasserwerke der Lobau sind durch die Bor-Kontamination nicht gefährdet.

Abstract

In the early 1980s, vegetation damage became apparent in the Upper Lobau area (Vienna). This was traced to irrigation with boron-contaminated groundwater. The contamination was associated with the residuals at a disused borax mill. The site was subsequently enclosed.

The spatial and temporal spread of the plume has been under observation since 1983. The infiltration of boron has contaminated the groundwater over an area of approximately 15 km².

Based on available data, results from laboratory tests, actual boundary conditions and standard parameters, the groundwater regime of the Upper Lobau was mathematically analysed and simulated with a two-dimensional horizontal-plane finite element model.

This facilitated the establishment of the major parameters affecting the system, together with estimations of the cause and the place, time and duration of input as well as future developments:

1. The form and extent of the plume of the boron contamination are affected by two local factors:
 - a. The communication between the aquifer and an ox-bow lake of the Danube is controlled by barriers within the channel.
 - b. Groundwater extraction for industrial use near the disposal site produces a draw-down cone which diverts the flow of the boron plume to the north.
2. The time of contamination input was determined as 'the mid-seventies'. This interval lies between the termination of production at the borax mill in 1973 and the closure of the plant in 1976.
3. There is no causal relation between the input of boron into the groundwater and construction projects affecting the groundwater in the area under examination (the Danube flood relief channel).
4. Continuous contamination of infiltrating water through the borates of the disposal site was not definitely excluded. However, dissolution from the base of the residuals site by groundwater and washout of the residuals area by precipitation cannot be the cause of the boron concentration present in the groundwater of the Upper Lobau.
5. The level of the boron concentrations recorded indicate the infiltration of a highly-concentrated boron solution at about the time of closure of the borax mill.
6. The Lobau drinking water installations are not at risk from the boron contamination.

1. Einführung

1.1. Ausgangssituation

Anfang der achtziger Jahre wurden im Gebiet der Oberen Lobau (Wien) Vegetationsschäden beobachtet. 1983 stellte sich ihr ursächlicher Zusammenhang mit der Deponie einer ehemaligen Borax-Fabrik heraus. Aus dieser gelangte Bor in das Grundwasser und über dezentrale Versorgungsanlagen in das Trink- und Nutzwasser der Anrainer. In der Folge wurden die Brunnen des betroffenen Gebietes gesperrt. Die Anrainer erhielten eine zentrale Wasserversorgung, und die Deponie wurde von der Stadt Wien umschlossen. Die Menge eingetragenen Bors breitet sich mit dem Grundwasserstrom weiter aus (Abb. 1).

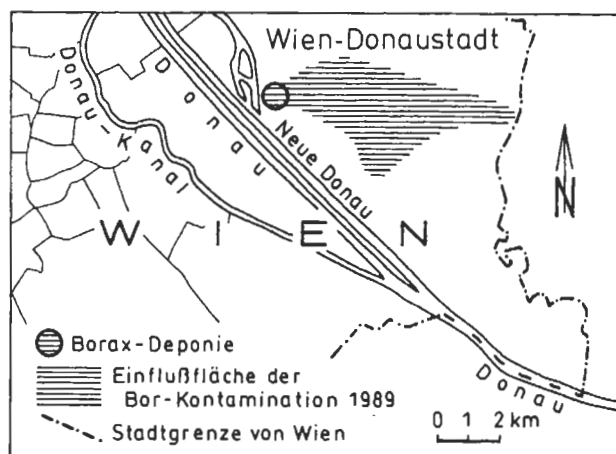


Abb. 1: Lage der Borax-Deponie im 22. Wiener Gemeindebezirk (Donaustadt, Bereich Obere Lobau) und die 1989 vorgefundene Bor-Kontamination des Grundwassers. Die randliche Begrenzung der Kontaminationswolke bildet die 0,5ppm-Konzentrationsisolinie. 0,5ppm Bor pro Liter ist der Grenzwert von Bor im Trinkwasser.

Fig. 1: Location of the Borax disposal site on a groundwater quality contour map, 1989, for boron. (The limit of plume is drawn with the 0,5ppm boron-isoline. 0,5ppm per litre is the limiting value in drinking water.)

1.2. Fragestellung

Im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung sollen folgende Fragen beantwortet werden: Welche Parameter beeinflussen Form und Ausbreitung der Bor-Kontaminationsfahne in der Oberen Lobau? Wann und wodurch wurde Bor in den Grundwasserleiter eingetragen? Wie sieht die zukünftige Entwicklung der Grundwasserunreinigung durch Bor aus? Könnte die Bor-Kontamination zu einer Gefährdung

der abstromig der Deponie gelegenen Trinkwasserwerke führen? Welche Bedeutung hat eine wasserbauliche Maßnahme im Untersuchungsgebiet (Hochwasserentlastungsgerinne der Donau) für den Eintrag von Bor ins Grundwasser?

1.3. Konzeption

Die Aufgabenstellung betrifft ein komplexes Wirkungsgefüge von Strömung und Stofftransport im Grundwasser, wobei eine große Anzahl von Einflußfaktoren gleichzeitig berücksichtigt werden muß. Derart komplizierte Systemkonfigurationen können nur durch EDV-gestützte, modelltechnische Untersuchungen analysiert und prognostiziert werden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden daher die auf das Strömungs- und Bor-Konzentrationsfeld einflußnehmenden Größen durch ein zweidimensionales, horizontal-ebenes, instationäres Finite-Element-Modell transparent gemacht. Die Auswertung des zeitlichen Bor-Verteilungsmusters sowie Laborversuche ergänzen die erhaltenen Aussagen über Ursache und Zeitpunkt des Eintrages von Bor in das Grundwasser und über das zukünftig zu erwartende Kontaminationsfeld.

In Kapitel 2. wird auf den Zusammenhang zwischen den Borax-Werken in Wien-Donaustadt und der Bor-Kontamination des Grundwassers in der Oberen Lobau eingegangen. In Kapitel 3. erfolgt die Beschreibung des Untersuchungsgebietes einschließlich seiner Schematisierung. Kapitel 4. gibt eine kurze Einführung in die mathematische Beschreibung des Natursystems und das in diesem Modell verwendete Berechnungsverfahren. In Kapitel 5. werden die dem Modell zugrunde liegenden Eingabedaten und Parameter beschrieben, mit denen die in Kapitel 6. erläuterte Modelleichung durchgeführt wurde. In Kapitel 7 werden die Ergebnisse der Variantenrechnung vorgestellt und diskutiert.

2. Der Zusammenhang zwischen den Borax-Werken und der Bor-Kontamination

2.1. Die Borax-Werke, Lage und Inhalt der Deponie

Der Betrieb wurde 1893 eröffnet und erzeugte Borax, Borpräparate und Borsäure. Die Bor-haltigen Produkte wurden in der Emailindustrie, bei der Glas- und Steinguterzeugung sowie als Badesalz und für Waschzwecke verwendet (DUSCHEK, 1989). Produktionsende war 1973, Betriebsschluß 1976.

Die Rohstoffe aus der Türkei und Kalifornien lagen in Form von an Alkalien und Erdalkalien (Kernit, Colemanit, Ulexit) und an Silikate (Datolith) gebundenem Bor vor.

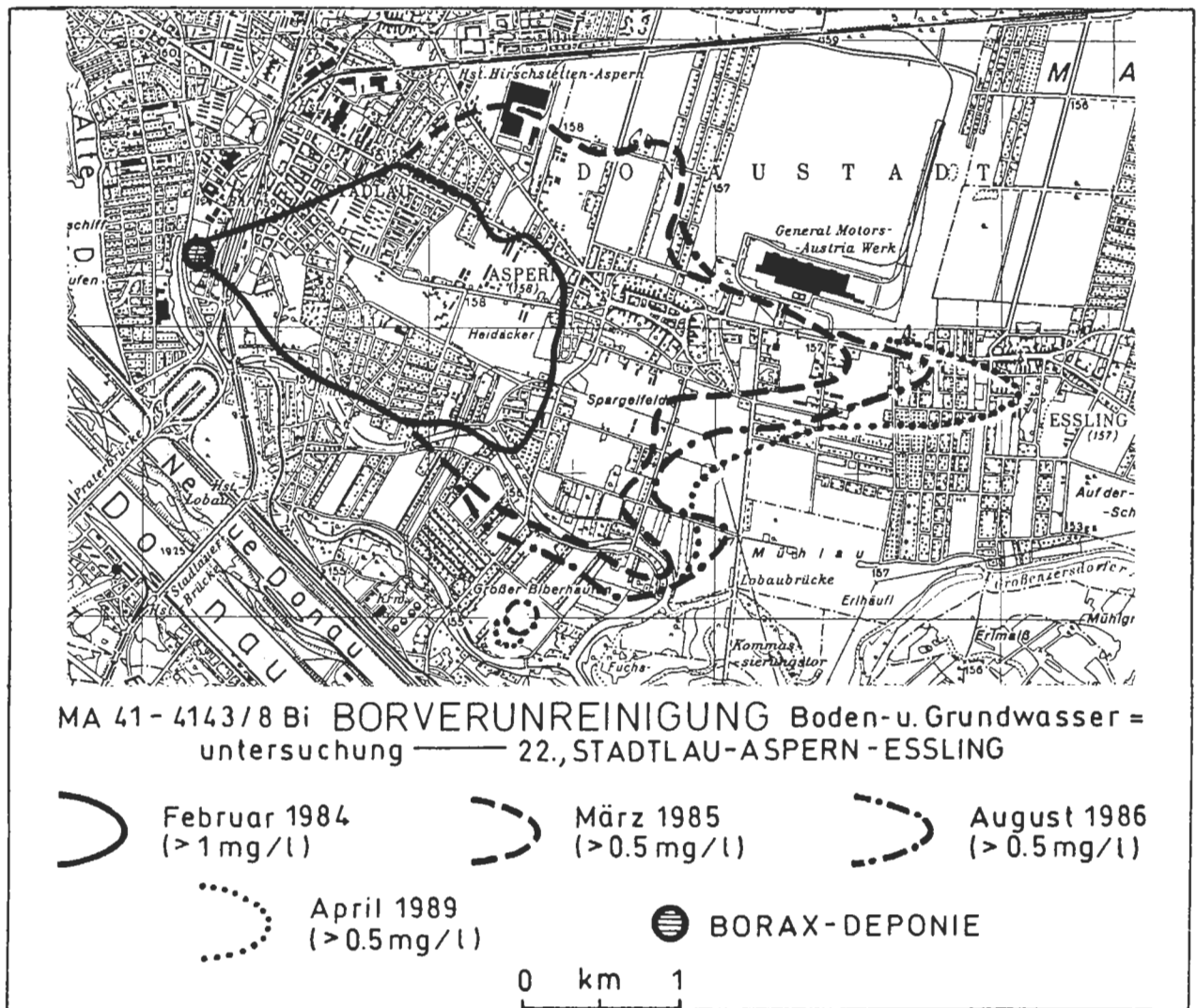


Abb. 2: Borverunreinigungskarte, manuelle Auswertung der Meßdaten durch die MA 45 (MA 41 - 4143/8 Bi).

Fig. 2: Map of the observed annual variation of the boron-contaminated groundwater.

Lagerstättenbedingt kommen mit Bor-haltigen Rohstoffen untergeordnet auch die Arsenminerale Realgar und Auripigment vor.

Während der Produktion werden die pulverisierten Roh-Borate mit Alkalien umgesetzt, wobei eine erhebliche Menge an zu deponierendem Schlamm entsteht.

Z.B. werden Ulexit und Colemanit unter Kochen in Sodalösung in das leichter lösliche Natrium-Borat ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, Natriumtetraborat-Dekahydrat, Borax) übergeführt. Dabei scheidet sich das schwerlösliche Kalziumkarbonat ab, und aus der filtrierten Lösung kristallisiert beim Erkalten Borax aus.

Durch Zusatz von Schwefelsäure oder Salz entsteht Borsäure und als Nebenprodukt Gips.

Das in der Deponie der ehemaligen Borax-Werke angetroffene Material ist ein weicher bis halbfe-

ster Rückstand aus schwerlöslichen Bestandteilen wie Gips, Kalk und Silikat mit einer relativ hohen Anreicherung von im Rohstoff enthaltenen und produktionsbedingten Elementen wie z.B. Vanadium, Chrom, Mangan, Eisen, Nickel, Zink, Arsen, Strontium, Antimon, Quecksilber, Thallium, Blei (nachgewiesen durch die MA 39, 1983).

Die Borax-Deponie in Wien-Donaustadt, Gotramgasse 11, liegt nahe dem Oberen Mühlwasser, einem Donau-Altarm. Die Borax-Werke deponierten ihren Abfall in eine Geländemulde auf einem Grundstück im Bereich eines ehemaligen Altarms des Mühlwassers. Die Kubatur beträgt ca. $54\,000\text{m}^3$; $30\,000\text{m}^3$ sind chemisch kontaminiertes Material. Die bis zu 4m mächtige Anschüttung besteht aus produktions-spezifischen Rückständen der Borax-Erzeugung (vor allem Gips und Kalk mit z.T. beträchtlichem Gehalt an Bor und Arsen), ferner aus Bauschutt und Ab-

raummaterial.

Die Sohle des ehemaligen Altarms bildet eine 10–20cm dünne Schlickschicht. Im Liegenden folgen 9–13m Donauschotter und darunter die Schichtfolge des schluffig-sandig ausgebildeten Jungtertiärs (vgl. Abb. 10).

Die Deponierung erfolgte direkt in den verlandeten Altarm. Bereits bei mittleren Wasserständen tauchen Bereiche der Anschüttung ins Grundwasser ein, so daß leicht lösliche Stoffe nicht nur mit dem versickernden Regenwasser, sondern auch durch Auslaugung der liegenden Deponiegutschüttung ins Grundwasser eingetragen werden können.

2.2. Bor- und Arsen-Gehalt im Grundwasser

Gemäß ÖNORM M6250 beträgt der Grenzwert von Bor im Trinkwasser 0,5mg/l, der von Arsen 0,05mg/l.

Die Mobilität von Bor in Wasser ist entsprechend der hohen Löslichkeit von Borax (51,4g/l bei 20°C nach BARTHOLOMÉ, 1974) sehr groß, während die des in sulfidischer Form gebundenen Arsens aufgrund des niedrigen Löslichkeitsproduktes der Arsensulfide extrem gering ist. Aus diesem Grund wurden außerhalb des Deponiebereiches Arsenwerte gemessen, die weit außerhalb einer möglichen Gefährdung für das Grundwasser liegen. Die höchste Arsenkonzentration im Grundwasser innerhalb des Deponiebereiches betrug hingegen 3,2mg/l (im Nov. 1983). Der größte Wiederfindungswert von Bor im Wasser außerhalb der Deponie wurde im Hausbrunnen Mühlgrundgasse 1 mit 68mg/l (im Okt. 1983) bestimmt, innerhalb des umschlossenen Areals mit 366mg/l (im Nov. 1983) (MA 39, 1983).

Nachdem die Borax-Altlast 1983 als Kontaminationsquelle für das Grundwasser erkannt worden war, erfolgte die Einrichtung eines Sondermeßstellennetzes durch die MA 45 mit ca. 110 Beprobungspunkten (Hausbrunnen und Sonden), die anfangs wöchentlich bis monatlich, später monatlich bis vierteljährlich auf Bor hin untersucht wurden. Die Bor-Analysen wurden von der MA 15 gemäß DEV DIN 38405-D-17 photometrisch mit der Azomethin-H-Methode durchgeführt.

Nach einer zeitlichen Auswertung der Kontaminationsbefunde zeigt sich die in Abb. 2 dargestellte jährliche Verschiebung der Bor-Konzentrationsfront. Die jeweils randliche Begrenzung der Kontaminationswolke bildet gemäß dem Grenzwert von Bor im Trinkwasser die 0,5mg/l – Konzentrationsisolinie. Die Karte 41–4143/8 Bi, Stand April 1989, ist das Ergebnis einer *manuellen* Auswertung durch die MA 45.

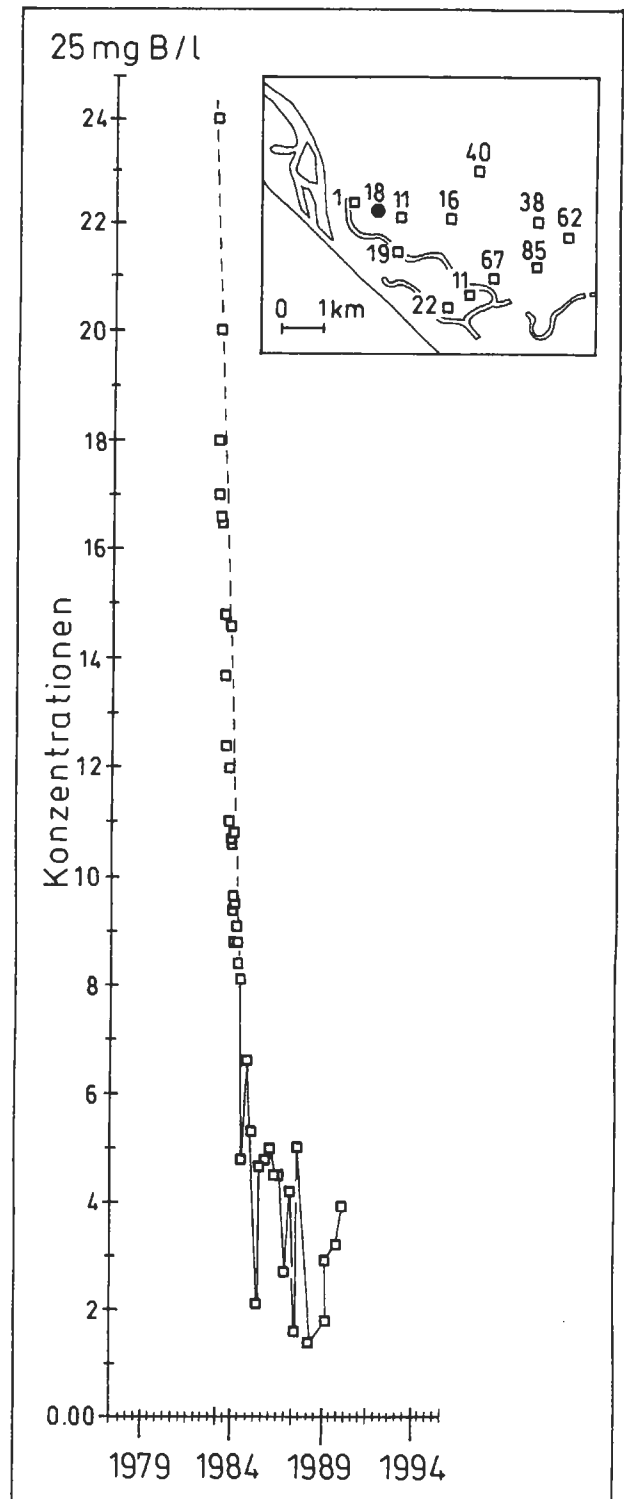


Abb. 3: Durchgangskurve/Meßstelle 18/600m Abstand von der Quelle.

Fig. 3: Observed time/concentration curve of boron at observation site 18 in a distance of 600m from the contaminant source area.

Die Abbildungen 3 bis 7 zeigen Borkonzentration/Zeit-Kurven ausgewählter Meßstellen. Die erhebliche Varianz im Verlauf der Durchgangskurven resultiert aus meist nicht vermeidbaren Fehlerquellen bei der Beprobung. Die Inkonsistenz der Daten kann z.B. auf Unregelmäßigkeiten in der Infiltrationsmenge infolge starker Niederschläge und Schneeschmelze zurückgeführt werden, auf unterschiedliche Durchmischung des Meßstellen-Inhaltes vor der Probenahme oder auch auf Störungen infolge von Entnahmen in Beprobungsnähe.

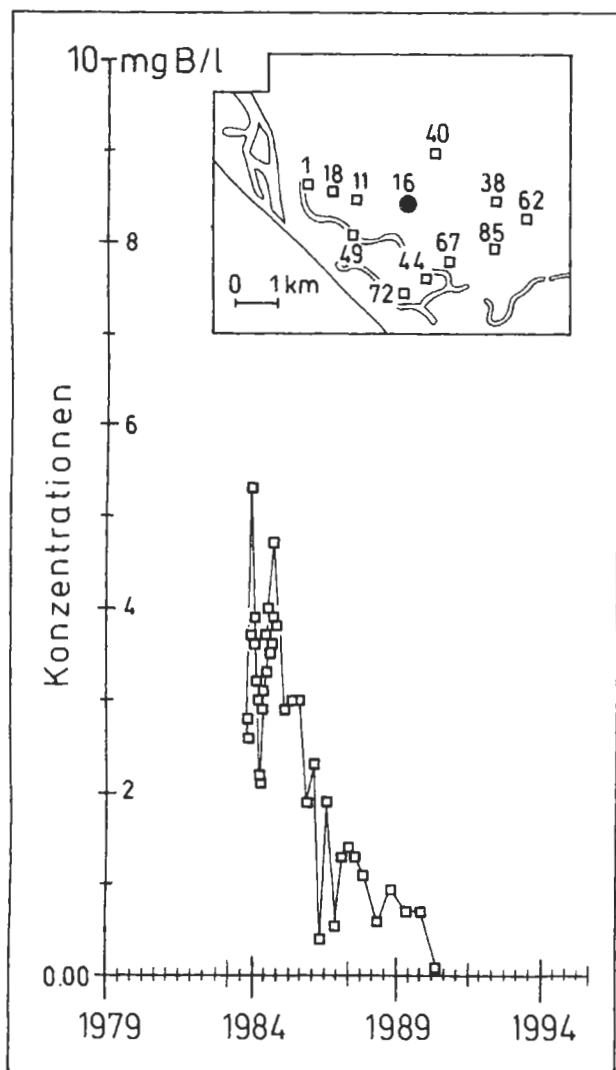


Abb. 4: Durchgangskurve / Meßstelle 16/2350m Abstand von der Quelle.

Fig. 4: Observed time/concentration curve of boron at observation site 16 in a distance of about 2350m from the contaminant source area.

Die Durchgangskurven lassen sich in 5 Typen einteilen:

1. Quellnahe Durchgangskurven zeigen hohe Konzentrationen und sind unvollständig. Die Durchgangskurve der Meßstelle 18 (Abb. 3) z.B. zeigt deut-

lich, daß eine Konzentrationsverminderung in den Bor-Beprobungspunkten nicht auf die Umschließung der Deponie zurückzuführen ist: In der sich in 600m Abstand von der Deponie befindlichen Meßstelle 18 würde sich eine Konzentrationsveränderung infolge der Sanierung erst gemäß den vorherrschenden Abstandsgeschwindigkeiten von ca. 200 bis 300m/a (vgl. Abb. 39) in zwei bis drei Jahren bemerkbar machen. Die Durchgangskurve der Meßstelle 18 zeigt aber bereits vor dem Zeitpunkt des Wirksamwerdens der Deponieumschließung Ende 1984 einen raschen Konzentrationsabfall.

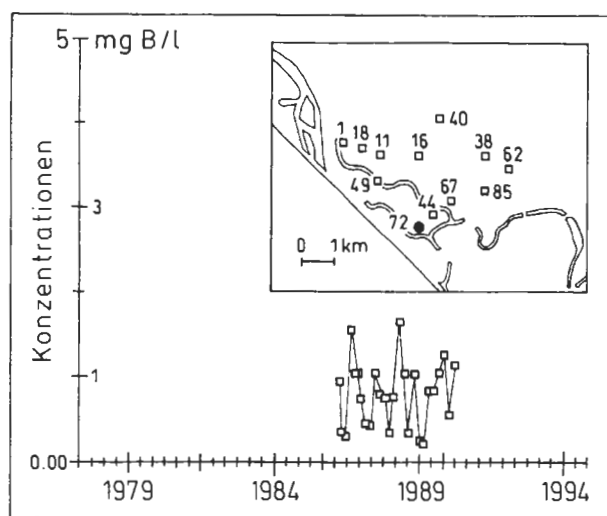


Abb. 5: Durchgangskurve/Meßstelle 72.

Fig. 5: Observed time/concentration curve of boron at observation site 72.

2. Durchgangskurven von Meßstellen in ca. 1-5km Entfernung von der Quelle zeigen z.T. zwei Maxima. Am ausgeprägtesten ist das Doppelmaximum in der Durchgangskurve des Punktes 16 (Abb. 4) 2350m Entfernung von der Quelle zu erkennen.

Nach SCHRÖTER (1983) und BOENING (1989) können Durchgangskurven mit mehreren Maxima nur aus der Überlagerung verschiedener Geschwindigkeiten im Grundwasser verstanden werden. An der betreffenden Meßstelle werden unterschiedlich durchlässige Schichten aufgeschlossen. Um demgemäß die beiden Maxima der zeitlichen Konzentrationsverteilung in den betreffenden Meßstellen zu interpretieren, müßte die Grundwasserbewegung im Bereich der Oberen Lobau in zwei oder mehreren bevorzugten Horizonten stattfinden. Flow-Meter-Messungen könnten hier zu einer Klärung der vertikalen Grundwasserströmungs-Verhältnisse beitragen.

3. In den Meßstellen im nördlichen Bereich der Bor-Kontaminationsfahne wurden Konzentrationen unterhalb des Grenzwertes von 0,5mg/l gemessen.

Der Kurvenverlauf ist langsam fallend.

4. Konzentration/Zeit-Kurven von Beprobungspunkten südlich des Mühlwassers sind infolge der in diesem Bereich größeren Schwankungen unterworfenen Grundwasserverhältnisse sehr inkonsistent (Abb. 5).

5. Durchgangskurven von Meßstellen im Oberflächenwasser zeigen infolge von hohen Verdünnungseffekten einen gleichmäßigen, niedrigen Konzentrationsverlauf.

2.3. Bor- und Arsen-Gehalt im Deponiegut und im Boden

Der Richtwert für die höchstzulässige Menge von Bor im Boden beträgt 25ppm, der von Arsen im Boden 20ppm (BRÜMMER, 1987).

Hohe Arsen-Werte in Bodenproben sind nur innerhalb des Borax-Areals anzutreffen. Im anschließenden, kontaminierten Bereich des 22. Bezirkes treten erhöhte Borwerte im Boden infolge von künstlicher Beregnung gewerblicher und privater Anbauflächen mit Bor-haltigem Wasser auf.

Durch die MA 39 (1983) erfolgte eine Analyse der Produktionsrückstände. Fein zerkleinerte Proben aus Bohrungen der MA 29 im Deponiebereich wurden in destilliertem Wasser ausgekocht. Im weißen, feinkörnigen Produktionsrückstand wurden maximal ca. 45000ppm Bor und bis 700ppm Arsen bestimmt.

Da bei dieser Untersuchung von 1983 die Eluierung der Proben mit *heißem* Wasser erfolgte, wurde zu Vergleichszwecken und zur Abschätzung der maximalen Konzentration im Sickerwasser eine Bestimmung der Eluierbarkeit mit *kaltem* Wasser gemäß der Ende 1984 erschienenen Norm DIN 38414 durchgeführt.

Das Ergebnis zeigt, daß sich durch Auslaugung von Deponiegut mit heißem Wasser um 1–2 Zehnerpotenzen höhere Wiederfindungswerte von Bor im Eluat ergeben als bei Auswaschung mit kaltem Wasser.

2.4. Umweltrelevanz von Bor

Phytotoxische Wirkung von Bor

Der in wässriger Lösung vorliegende, sehr mobile, negativ geladene Borat-Komplex hat die Eigenschaft die pflanzlichen Stoffwechselprozesse stark zu beeinflussen (PARR & LOUGHMAN, 1983). Die Pflanzenverträglichkeit von Bor ist sehr unterschiedlich. Coniferen reagieren z.B. höchst Bor-sensitiv, während Zuckerrüben 4–6ppm (tolerant) und Spargel sogar 6–15ppm Bor (sehr tolerant) im Gießwasser vertragen. Empfehlenswert ist aber ein Borgehalt von nicht mehr als 0,7ppm Bor im Gießwasser (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Somit ist das Brunnenwasser im Abstrombereich der

Deponie in weiten Teilen des 22. Bezirkes für den gärtnerischen bzw. landwirtschaftlichen Gebrauch ungeeignet. Sichtbare Symptome bei Bor-Mangel sind z.B. Wachstumsanomalien, bei Bor-Überschuß Vergilbungen, Nekrosen und Wachstumsdepressionen.

Arsen wird nur schlecht von Pflanzen aufgenommen (vgl. ERNST & JOOSE-VAN DAMME, 1983).

Humantoxikologische Relevanz von Bor

Akute Bor-Vergiftungssymptome bei Menschen infolge andauernder, täglicher Aufnahme von Bor im Gramm-Bereich sind Magen-Darm-Störungen. Chronische Aufnahme von Bor verursacht u.a. Durchfall, Nierenreizung, Hautausschlag, ferner Depressionen und Verwirrheitszustände als Wirkung am Zentralnervensystem (MÖSCHLIN, 1984).

3. Das Berechnungsgebiet „Marchfeld“

3.1. Wahl der Modellgebietsbegrenzung

In einem Modellgebiet sind Untersuchungs-, Berechnungs- und Aussagegebiet unterscheidbar.

Das **Aussagegebiet** ist der Bereich, auf den sich die Fragestellung bezieht, nämlich die Bor-kontaminierte Zone in der Oberen Lobau (Abb. 6). Für diese Gebietsbegrenzung lassen sich aber keine eindeutigen Randbedingungen angeben.

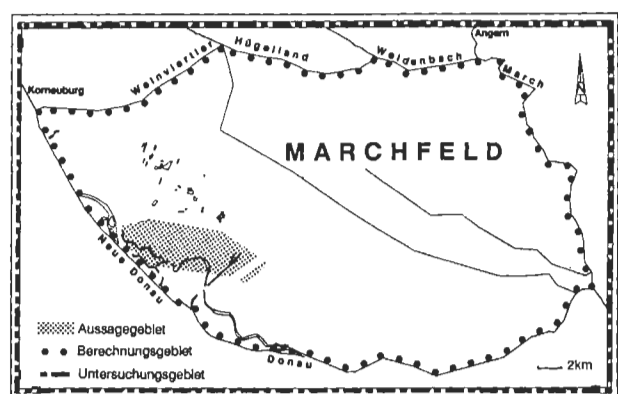


Abb. 6: Untersuchungs-, Berechnungs- und Aussagegebiet.

Fig. 6: Study area, modeled area and the area of detailed evaluation.

Das **Berechnungsgebiet**, der zu modellierende Bereich, wird nach Möglichkeit so gewählt, daß sein Rand durch einfach zu beschaffende Daten hoher Genauigkeit beschrieben werden kann. Im vorliegenden Fall können Pegelmessungen von Donau, Neuer

Donau, March und Weidenbach verwendet werden. Als nördliche Berandung wurde die Abdachung des Weinviertler Hügellandes gewählt, da aus anderen Untersuchungen Informationen über Randbedingungen auf dieser Grenze übernommen werden konnten. Das Berechnungsgebiet umfaßt das gesamte Marchfeld mit einer Fläche von ca. 1000 km², während das Aussagegebiet nur ca. 15km² groß ist (vgl. Abb. 6). Der ausreichend groß gewählte Abstand zwischen Aussagegebiet und Modellrand bietet bei der Berechnung den Vorteil, daß die Modellränder und die zu untersuchenden Vorgänge weitgehend voneinander unbeeinflusst bleiben.

Oft werden aber aus einem noch größeren Bereich als dem Berechnungsgebiet, dem **Untersuchungsgebiet**, Daten benötigt, um die Randbedingungen festzulegen. Im gegenständlichen Fall erfolgte die Einbeziehung von Pegelmessungen der außerhalb des Modellgebietes liegenden Meßstellen Angern und Korneuburg (vgl. Abb. 6) in die Datensammlung.

Für das Berechnungsgebiet „Marchfeld“ wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Strömungsmodell erstellt, das als Basis für das lokale Stofftransportmodell „Obere Lobau“ diente.

3.2. Datenerhebung

Eine erste, qualitative Vorstellung vom zu modellierenden Natursystem erfolgt durch Auswertung vorhandenen Datenmaterials. Die für eine Modellierung notwendigen Naturdaten konnten aus Plänen, Studien, Gutachten, Schriftstücken und nach Auswertung von Meßdaten folgender Stellen gewonnen werden: Magistratsabteilungen der Stadt Wien, Donaukraftwerke AG, Niederösterreichische Landesregierung, Träger größerer Bauvorhaben und Zivilingenieurbüros.

Die große wasserwirtschaftliche Bedeutung des Marchfeldes führte dazu, daß eine Vielzahl von Untersuchungen im Rahmen unterschiedlicher wasserwirtschaftlicher Projekte (Donauhochwasserschutz, Donauausbau, Marchfeldkanalsystem) durchgeführt wurde. In deren Folge kam es auch zur Erstellung von Grundwassermodellen. Der umfangreichste Datenstock für das Untersuchungsgebiet liegt dem von der Errichtungsgesellschaft Marchfeldkanal (= EM) in Auftrag gegebenen instationären Grundwassermodell „Marchfeld“ zugrunde (SIMULTEC, 1989). Dieses Datenmaterial wurde für den niederösterreichischen Bereich des Marchfeldes in Form von Karten in das im Rahmen dieser Arbeit zu erstellende Modell integriert. Eine erhebliche Erleichterung ergab sich ferner dadurch, daß das Grundwassermodell der SIMULTEC eine Orientierungshilfe bei der Wahl der Gebietsbegrenzung bot und die Randbedingung auf den Nordrand übernommen werden konnte.

Die aus den verschiedenen Quellen stammenden

Informationen wurden gesammelt, vorsortiert und in die EDV überführt. Aus Kostengründen war eine zusätzliche Datenerhebung ausgeschlossen. Messungen zur Erfassung der Austauschströmungen zwischen den Oberflächengewässern der Oberen Lobau und dem Grundwasser, Tracerversuche, Flow-Meter-Messungen und schichtspezifische Bor-Beprobungen würden die Kenntnis über das System ergänzen.

3.3. Geographie

Das Berechnungsgebiet „Marchfeld“ bildet den südlichen Teil des Nördlichen Wiener Beckens (Abb. 7). Diese Ebene mit einer Gesamtfläche von ca. 1000km² ist zum überwiegenden Teil niederösterreichisches Landesgebiet. 196km² entfallen auf die beiden Wiener Stadtbezirke Floridsdorf (Wien 21) und Donaustadt (Wien 22). Das Gebiet der Bor-kontaminierten Zone in der Oberen Lobau liegt im 22. Wiener Gemeindebezirk.

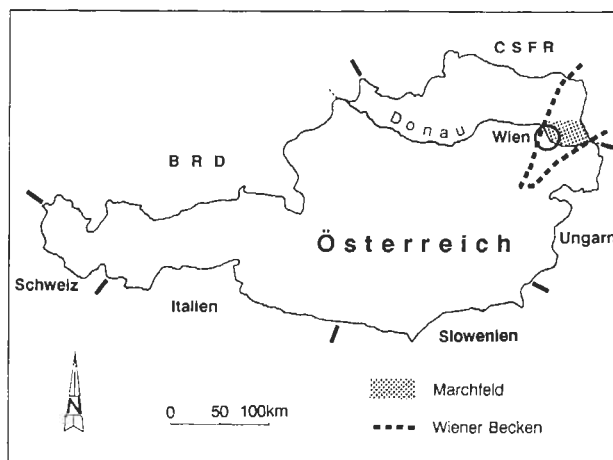


Abb. 7: Die Lage des Marchfeldes innerhalb Österreichs.

Fig. 7: Location of the "Marchfeld" in Austria.

Die Begrenzung des Marchfeldes (Abb. 8) folgt von Südwest nach Nordost dem Verlauf von Oberflächengewässern (Neue Donau, Donau, March, Weidenbach) und orientiert sich im Norden und Nordwesten am Abfall von Geländestufen (Weinviertler Hügelland und Bisamberg).

Die beiden größten Marchfeldbäche sind Rußbach und Stempfelbach.

Die Oberflächenausbildung des Marchfeldes ist durch mehrere Schotterterrassen morphologisch gegliedert: Hochterrasse, Niederterrasse und der Bereich der rezenten Mäander (Abb. 8).

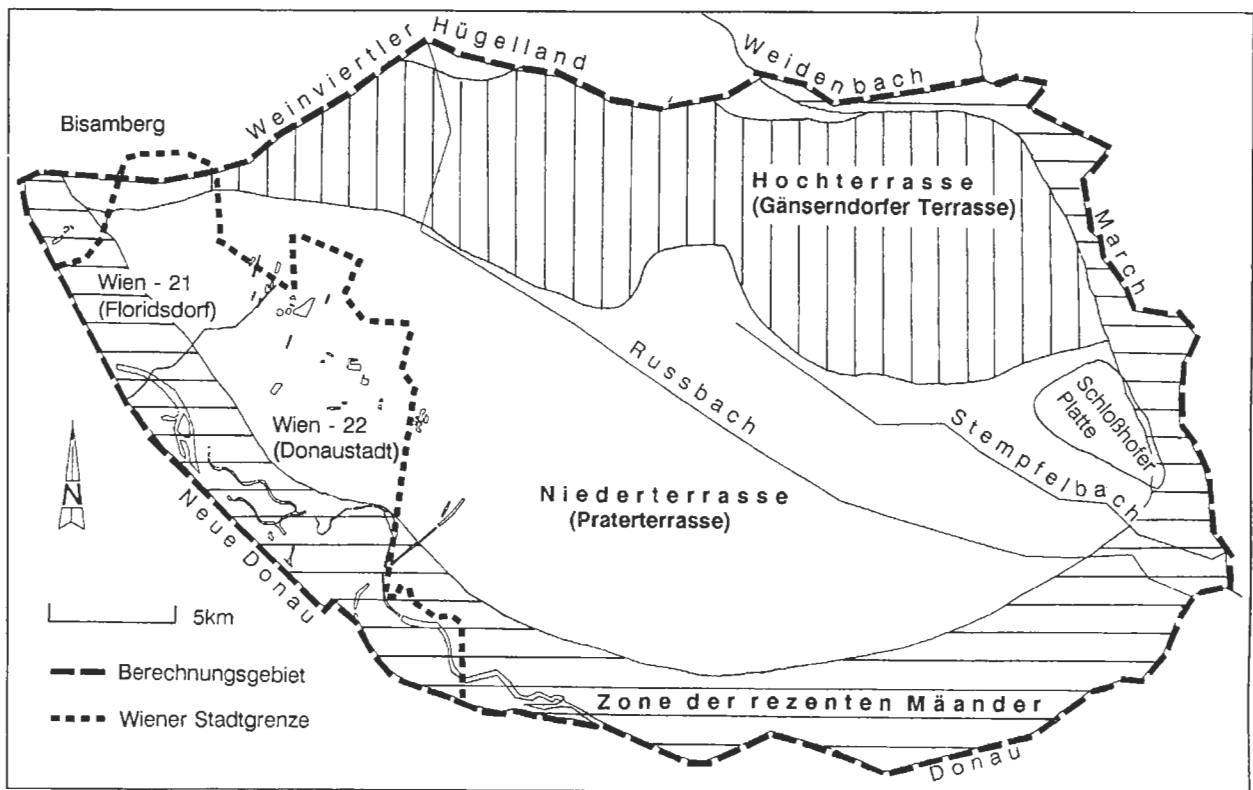


Abb. 8: Geographie und Geologie des Berechnungsgebietes (umgezeichnet nach: Geologische Bundesanstalt, 1984).
 Fig. 8: Geography and Geology at the modeled area.

3.4. Hydrogeologie

Das Untersuchungsgebiet gehört zu jenem Teil des Alpen-Karpatenbogens, der im Bereich des Wiener Beckens im Jungtertiär an mehreren tektonischen Linien eingebrochen ist. In das sich langsam absenkende Inneralpine Becken erfolgte eine syntektonische, mehrere Kilometer mächtige tertiäre Sedimentation. Diese Schichten stellen im Untersuchungsgebiet „Marchfeld“ den Grundwasserstauer dar. Im Quartär kam es zu einer geringmächtigen Akkumulation (durchschnittlich 10m, maximal 80m) grundwasserleitender Schichten.

In Kenntnis des granulometrischen und mineralogischen Aufbaus von Grundwasserleiter und Grundwasserstauer kann eine Einschätzung der Sorptionsfähigkeit des Untergrundes bzgl. Bor abgeleitet werden (vgl. 3.7.4.).

3.4.1. Grundwasserstauer

Die Staueroberrante – in Richtung Osten abfallend – wird im Untersuchungsgebiet von neogenen Feinkornsedimenten, vor allem von Tonmergeln, sandigen Schluffen und tonig-schluffigen Feinsanden gebildet.

Die neogene Abfolge wird infolge zunehmenden fluviatilen Einflusses immer grobklastischer. Die Schlußentwicklung im Pannon besteht aus Sanden

mit Kieseinschlaltung. Diese grundwasserführenden Schichten geringer Mächtigkeit sind aber quantitativ vernachlässigbar. Aus diesem Grund wurde von SCHUCH (1977) die Bezeichnung **relativer Stauer** eingeführt. Sedimente mit einer Durchlässigkeit (k_f -Wert) von $< 1 \cdot 10^{-4} \text{m/s}$ werden bereits zur Grundwassersole gezählt, so daß (fein)sandig ausgebildetes Tertiär als grundwasserleitender Sedimentkörper unberücksichtigt bleibt.

Die Staueroberranten-Morphologie im Untersuchungsgebiet ist durch Aderklaaer, Glinzendorfer und Lasseer Wanne geprägt (Abb. 23). Die Entstehung der Wannen ist an pleistozäne Tektonik gebunden. Ihre Längsachsen verlaufen parallel den SW-NE streichenden Brüchen im Untergrund (FRIEDL, 1930).

3.4.1.1. Granulometrischer Aufbau

Im Zuge des Ausbaus der U-Bahnlinie 6 in Wien 20 war die Möglichkeit gegeben, **ungestörte** Proben von Stauermaterial für sedimentpetrographische Untersuchungen aus Bohrungen zu gewinnen.

Der Stauer dieses rechtsufrigen Donaubereiches ist mit dem des (linksufrigen) Berechnungsgebietes vergleichbar.

Die Probenahme des bindigen Materials erfolgte durch den Bohrmeister mittels Seilschlagbohrung

und anschließender Paraffin-Ummantelung. Zur granulometrischen Analyse erfolgte die Ermittlung der Korngrößen-Verteilung durch Naßsiebung. Die nach den Empfehlungen der ÖNORM B3120 festgelegte Probenmenge wurde gemäß DIN 18123 in Kornklassen bis zur Korngröße > 0,032mm aufgeteilt. Die Bestimmung des Silt- und Tonanteils wurde unter Verwendung eines Sedigraphen bis zu einer Korngröße von 0,0001mm ermittelt. Für die Ausarbeitung der Sieb- und Sedigraphdaten wurde das Korngrößenanalyseprogramm „KONAN“ (KOLESAR, 1989) verwendet. Die nomenklatorische Einordnung der Proben erfolgte nach MÜLLER (1964), die Angabe der Sortierung nach FOLK u. WARD (1957) und eine Abschätzung der Durchlässigkeit aus der Kornsummenkurve nach BEYER (1964).

Die untersuchten Proben sind petrographisch als toniger bis stark toniger Silt einzuordnen. Ihre Sortierung ist schlecht bis sehr schlecht. Die graphische Darstellung der Korngemengenteile einer repräsentativen Probe ist in Abbildung 9 in Form von Kornsummenkurve und Histogramm wiedergegeben.

3.4.1.2. Mineralogischer Aufbau

Die mineralogische Zusammensetzung der bindigen Proben wurde durch Röntgendiffraktionsuntersuchungen qualitativ und anschließend semiquantitativ (Genauigkeit ± 5%) anhand eines modifizierten Verfahrens nach SCHULTZ (1964) bestimmt. Die semiquantitative röntgenographische Phasenanalyse erfordert für die Bestimmung von Tonmineralen und sie begleitende Nicht-Schichtsilikate eine Untersuchung an texturfreien und texturierten Präparaten.

Aus den Diffraktogrammen ist ersichtlich, daß die untersuchten Proben mineralogisch einheitlich aufgebaut sind. Aus der Gruppe der Schichtsilikate konnten Hellglimmer, Chlorit und Smektit identifiziert werden. Ihre Begleiter sind Quarz, Karbonat und Feldspat (vgl. Abb. 9).

Zusammenfassend läßt sich der anteilmäßige Aufbau wie folgt beschreiben: Das beprobte Stauermaterial besteht knapp zur Hälfte aus Schichtsilikaten, zu ca. einem Drittel aus Quarz; der restliche Anteil wird von Karbonat und Feldspat gebildet. Unter den Schichtsilikaten dominiert die Hellglimmer-Gruppe; untergeordnet sind Chlorit und Smektit vorhanden.

3.4.2. Grundwasserleiter

Die quartären Grobkornsedimente, sandige Kiese und Sandkiese mit k_f -Werten von $> 1 \cdot 10^{-4} \text{m/s}$ bilden mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 10m den Hauptgrundwasserleiter des Marchfeldes. Im Bereich der drei tertiären „Wannen“ erreicht die quartäre Schotterfüllung eine Mächtigkeit zwischen 30 und 80m (Abb. 23).

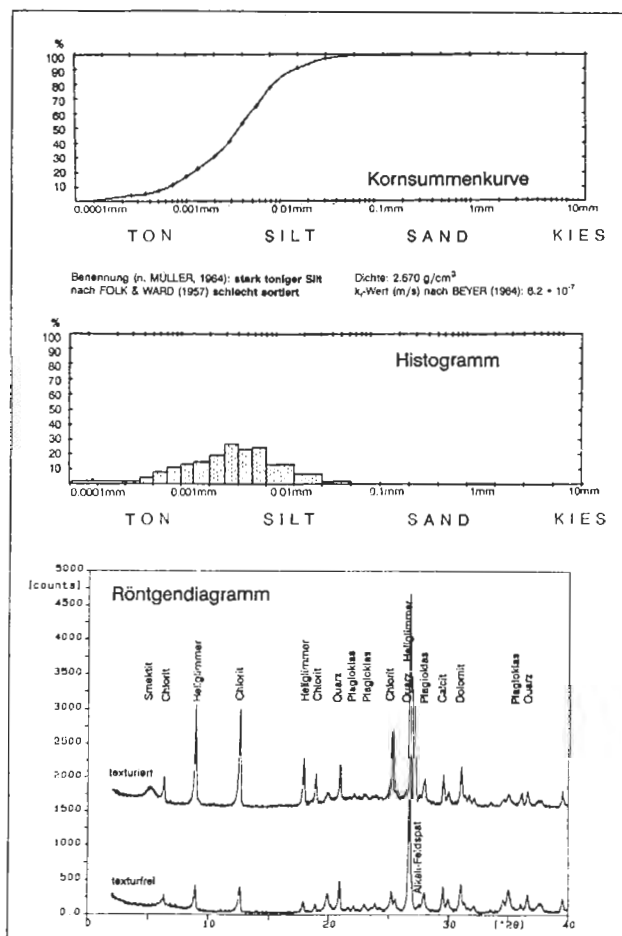


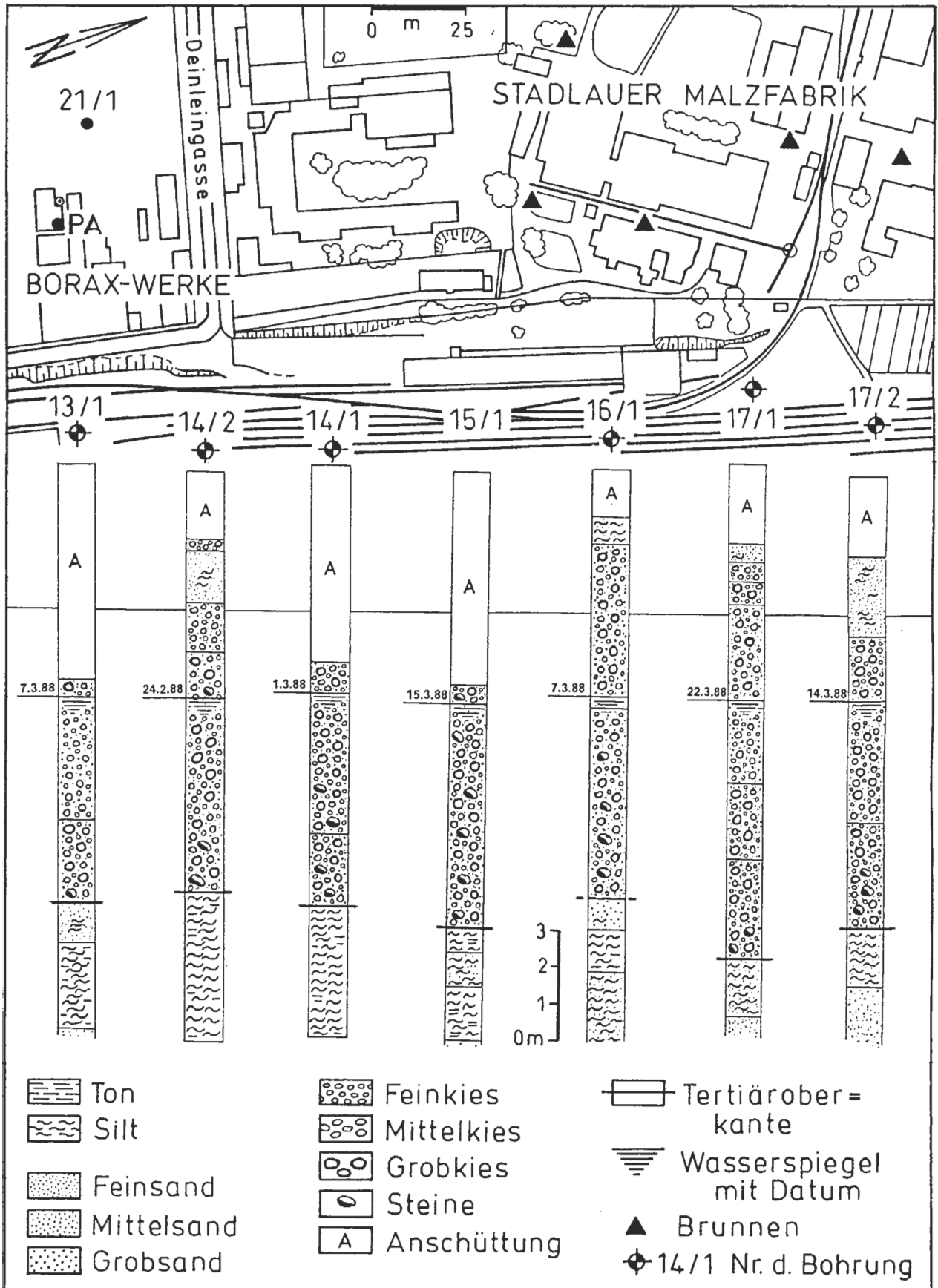
Abb. 9: Kornsummenkurve, Histogramm und Röntgendiagramm einer Probe, die im Rahmen von Bohrungen für die U6-Nord gewonnen wurde. Bohrloch-Nr. 6538, Durchlaufstraße - Handelskai, Entnahmetiefe 19,00-19,25m.

Fig. 9: Cumulative frequency curve, histogram and XRD-plot from a sample of the groundwater bottom.

Die quartären, fluvio-glazialen Sedimente lassen sich gemäß ihrem Bildungsmilieu in Nieder- und Hochterrassen-Ablagerungen einteilen (Abb. 8).

Die Sedimentation der Hochterrasse (Gänserrdorfer- und Seyringer Terrasse) erfolgte durch die Donau im Pleistozän (Riß). Der tertiäre Untergrund wurde durch die fluviatilen Vorgänge bis auf das heutige Niveau erodiert. Die Basis der quartären Ablagerungen zeichnet sich durch das Vorhandensein von „Driftblöcken“ aus. Eine braided-river-Akkumulation unter einer raschen Verlagerung der Flußarme führte durch eine hohe Sedimentationsrate zu einer Ablagerung von schlecht sortierten, sandreichen, groben Kiesen mit eingeschalteten Sandlinsen und sandarmen Kiesschichten.

Verwitterungserscheinungen in Interglazialzeiten führen häufig zu bräunlich bis rotverfärbten Schottern durch Eisen- und Manganumkrustungen.



Schließlich wurde die Donau zu einem stark mäandrierenden Fluß, der die Sedimente bereichsweise bis zur Schotterbasis aufarbeitete. Seine Ablagerungen aus Kiesen und Sanden mit Einschaltungen von Auesand und Auelehm bilden die Niederterrasse (Praterterrasse, Abb. 8).

Es folgen die würmeiszeitlich angelegten, aber vor allem alluvialen Ablagerungen der Donau in der Zone der rezenten Mäander (Abb. 8) (FINK, 1978). Erst durch die Donauregulierung von 1870 kam es zu einer Beendigung der Mäanderbildung und dadurch zu einer Begrenzung des Überschwemmungsgebietes.

3.4.2.1. Granulometrischer Aufbau

Ein geologischer Schnitt des Aquifers im Aussagegebiet (daraus Ausschnitt in Abb. 10) konnte aus Bohrprofilen angefertigt werden, die im Zuge der Projektierung der Autobahn A23 (Südosttangente Wien, Abschnitt Kaisermühlen-Hirschstetten) 1988 im Auftrag der Wiener Bundesstraßen AG erstellt wurden. Die Bohrung 13/1 schließt den Aquifer in nur ca. 30m östlicher Entfernung von den ehemaligen Borax-Werken auf.

In den zugehörigen bodenphysikalischen Untersuchungen wurde das Aquifermaterial aller Bohrungen als sandiger Kies bzw. Kies bestimmt.

Aus zwei Kiesgruben im Untersuchungsgebiet, die den quartären Kieskörper aufschließen, erfolgte eine Probenahme für granulometrische Untersuchungen. Aus der die Praterterrasse aufschließenden Kiesgrube der Firma READYMIX in Breitenlee wurden 9 Kiesproben als Schürflinge genommen. Eine Beprobung von rotem Schotter der Gänserndorfer Terrasse (Probe Nr. 10) erfolgte in der Grube der Firma GERENCER in Markgrafneusiedl. Pro Einzelprobe wurden zwischen 30 und 50kg Sediment (ÖNORM B3120) untersucht. Die granulometrische Analyse zur Erfassung der statistischen Parameter und zur nomenklatorischen Einordnung erfolgte für Tone und Silte unter Verwendung eines Sedigraphen, für Sande und Kiese durch Naßsiebung.

Der Verlauf der Kornsummenkurven der beprobten Sedimente (äußerst bzw. sehr schlecht sortierte Sandkiese und sandige Kiese) ist sehr ähnlich. Charakteristisch für diese Sedimente ist ein Korngrößenminimum im Grobsandbereich, das genetisch auf fluviale Umlagerungsvorgänge zurückgeht (Abb. 11).

Abb. 10: (Links:) Geologischer Schnitt des Aquifers südlich der ehemaligen Borax-Werke.

Fig. 10: (Left:) Geological profil of the aquifer south of the former borax mill.

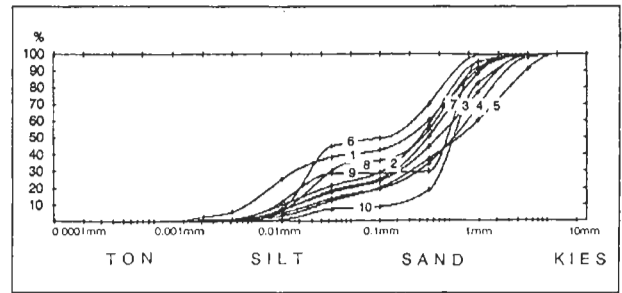


Abb. 11: Kornsummenkurven von 10 Schürfproben des quartären Kieskörpers.

Fig. 11: Cumulative frequency curves from samples of the alluvial aquifer.

3.4.2.2. Mineralogischer Aufbau

Der Anteil der **Tonfraktion** (Fraktion < 0.002mm Korndurchmesser) an der Gesamtfraktion liegt bei den 10 beprobten Kiesen unter 1 Gew.%. Die mineralogische Zusammensetzung der Tonfraktion wurde mittels Röntgendiffraktometrie qualitativ bestimmt und der Anteil der einzelnen Phasen anschließend größenordnungsmäßig nach der Methode von SCHULTZ (1964) berechnet.

Praterterrassen-Sedimente: Karbonate dominieren in der Tonfraktion der Nicht-Schichtsilikate. Daneben treten Quarz (ca. 10%) und Plagioklas (ca. 3%) auf. Alkali-Feldspat ist nur in Spuren anzutreffen. Die mineralogische Zusammensetzung der Schichtsilikate, die die Tonfraktion zur Hälfte bis zu einem Drittel aufbauen, umfaßt vor allem Phasen der Hellglimmergruppe (durchschnittlich 70%) und der Chloritgruppe (durchschnittlich 20%). Ca. 10% des Schichtsilikatanteils bestehen aus Kaolinit und Smektit.

Der durch die CBD-Methode (ELLIOTT, 1986) in Lösung gebrachte Eisengehalt der Tonfraktion wurde mittels Atomabsorptionsanalyse bestimmt und liegt bei den Proben im Bereich von nur wenigen Prozent.

Hochterrassen-Sediment: Die mineralogische Zusammensetzung der Tonfraktion dieser Probe ist monotoner als die der jüngeren Terrassen-Sedimente. Die leicht verwitterbaren Anteile fehlen. Der semiquantitativ im Zuge der Röntgendiffraktionsanalyse bestimmte Goethit-Gehalt ist sehr hoch (30 Vol%).

Der **Silt-, Sand- und Grobkorn-Anteil** des quartären Schotterkörpers besteht zum überwiegenden Teil aus Quarz. Je nach Alter der Donauterrasse und Lage innerhalb des Terrassenkörpers variiert der Gehalt der im Gegensatz zu Quarz leichter verwitterbaren Karbonat-, Kristallin- und Sandstein-Schotter (STERL, 1987).

3.4.3. Verteilung der Durchlässigkeit

Im Bereich der rezenten Donaumäander liegen die höchsten Werte der Durchlässigkeit (k_f -Werte) im geschlossenen, quartären Kieskörper des Marchfeldes vor, während in den nördlichen Grenzbereichen die niedrigsten Werte vorherrschen. Die geringen k_f -Werte in diesem Gebiet sind im wesentlichen auf die verstärkte Einschwemmung von Feinkornsedimenten als Folge der Abrasion des Nord-Hangbereiches zurückzuführen (SCHUCH, 1977) (vgl. Abb. 24).

3.5. Hydrologie

3.5.1. Oberflächengewässer

3.5.1.1. Donau und Neue Donau

Die Donau stellt das dominante Fließgewässer im Untersuchungsgebiet dar und bildet die West- und Südgrenze des Berechnungsgebietes, im linksufrigen Wiener Stadtbereich in Form ihres Hochwasser-Entlastungsgerinnes, der Neuen Donau (Abb. xx). Aufgrund der Donauhochwässer von 1965 und 1966 begannen 1972 die Bauarbeiten für den Hochwasserschutz. Im linksufrigen Überschwemmungsgebiet wurde parallel zur Donau ein ca. 150m breiter Streifen ausgehoben. Das anfallende Aushubmaterial wurde zwischen dem Donauebett und der Neuen Donau zu einer hochwasserfreien Insel, der Donauinsel, aufgeschüttet (Abb. 12).

3.5.1.2. Altarmsystem der Lobau

Die Wasserläufe der **Oberen Lobau** sind vom direkten Einfluß durch Donau bzw. Neue Donau abgeschnitten (Abb. 12). Außerdem erfahren schwankende Grundwasserstände im Augebiet eine Dämpfung durch die drainierende Wirkung der Augewässer (GRUPPE WASSER, 1991; SIMULTEC, 1991).

Die Altarme sind ferner durch künstliche Schwellen in unterschiedlich ausgespiegelte Becken geteilt. Wirksame Sohlriegel des im Aussagegebiet liegenden Mühlwassers zeigt Abbildung 13a. Ein hydrologischer Längenschnitt durch diesen Altarm ist in Abbildung 13b wiedergegeben.

Die Wasserläufe der **Unteren Lobau** stehen im Gegensatz zu denen der Oberen Lobau in direktem Einfluß der Donau. An mehreren Stellen sind Schwellen vorhanden, die das Eintreten des Wassers ins Altarmsystem kontrollieren.

3.5.1.3. March, Marchfeldbäche, Weidenbach und Baggerseen

Die March stellt den Ostrand des Untersuchungsgebietes dar, der Weidenbach die Nordostgrenze.

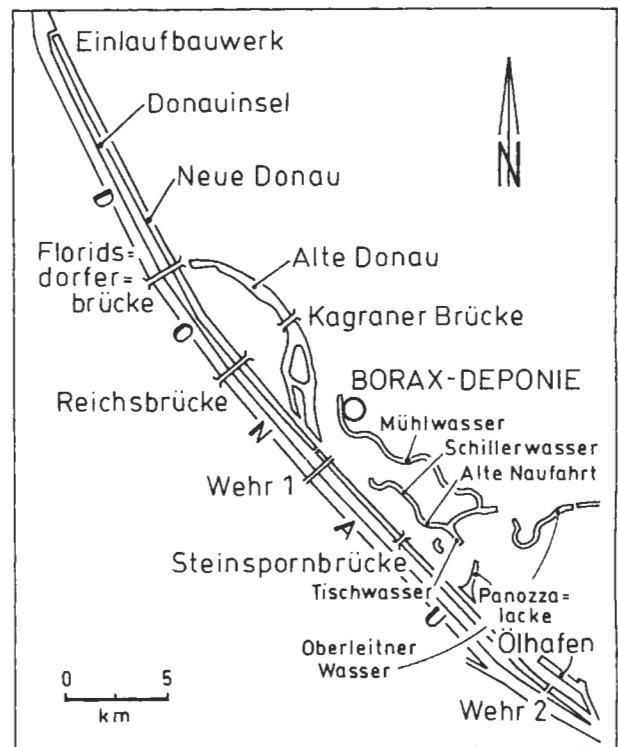


Abb. 12: Die Donau und das Hochwasser-Entlastungsgerinne Neue Donau.

Fig. 12: Danube and Danube flood relief channel "New Danube".

Die Marchfeldbäche (die größten Gerinne sind Rußbach und Stempfelbach) bleiben in diesem Modell unberücksichtigt, da sie keine Relevanz für das Aussagegebiet besitzen. Alle Baggerseen wurden als in vollem Kontakt mit dem Grundwasser angesehen.

3.5.2. Grundwasser

Das hydraulische Geschehen im ungespannten, quartären, geschlossenen Grundwasserleiter des Marchfeldes wird von der Donau dominiert. Im einzelnen ist es maßgeblich gekennzeichnet durch: In- und Exfiltrationen an den Rändern und im Inneren des Systems; eine West-Ost verlaufende Hauptströmungsrichtung; ein durchschnittliches Gefälle von 0,4‰; zwei Stauhaltungen im Wiener Stadtbereich; ein hohes Maß an Grundwasserentnahmen im Bereich Wiens; eine durchschnittliche Grundwassermächtigkeit von 10m, mittlere Abstandsgeschwindigkeiten von 1–2m pro Tag.

Die Daten der Grundwasserstandsmessungen in Wien 21 und 22 wurden von der MA 45 zur Verfügung gestellt. Für den an das Aussagegebiet anschließenden niederösterreichischen Bereich lagen Meßdatenprotokolle der NÖ-Landesregierung vor und für den Rest des Marchfeldes wurden die Auswertungen der EM in Kartenform verwendet.

Entlang den beiden Stauhaltungen der Neuen Do-

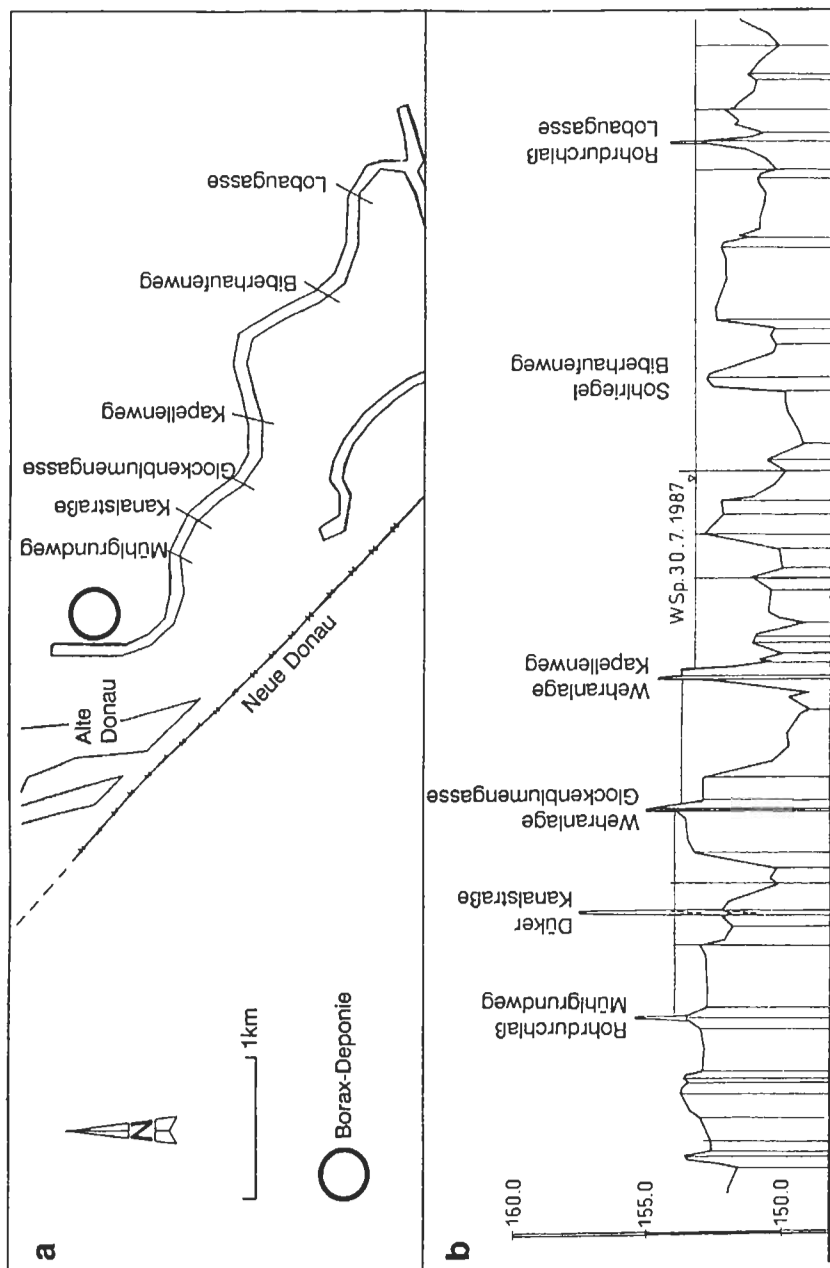


Abb. 13: Das Altarmsystem der Oberen Lobau.

Fig. 13: Ox-bow lakes of the Danube in the Upper Lobau area.

nau sind spezifische Grundwasser-Zu- und Abstrombereiche ausgebildet.

Die **Infiltrationen** in das am linken Donauufer liegende Wiener Stadtgebiet erfolgen zum überwiegenden Teil aber aus den beiden Stauhaltungen, einerseits aus dem Bereich Strom-km 1935 bis Wehr 1 und andererseits aus dem Bereich Panozzalacke bis Wehr 2.

Ein geringer Teil der Zuflußmenge erreicht das Untersuchungsgebiet über den Südhang des Bisamberges und über den Abfall des Weinviertler Hügellandes.

Die Infiltrationsmenge aus der Neuen Donau, die in den Grundwasserkörper im Bereich der Alten Donau eingespeist wird, fließt anschließend von der Alten Donau einerseits nach Osten, andererseits in den Bereich des Mühlwassers, wobei das linke, südliche Ufer der Alten Donau infolge starker Kolmation nur einen geringen Zustrom zuläßt. So kommt es zu einem starken Gefälle der Grundwasserpotentialfläche zwischen südlicher Alter Donau und dem Hinterland, in dem das Aussagegebiet „Bor-kontaminierter Bereich“ liegt.

Die **Exfiltrationsbereiche** der Neuen Donau be-

finden sich unterhalb der Bauwerke *Einlaufbauwerk, Wehr 1* und *Wehr 2*. In der unteren Stauhaltung entsteht durch den Aufstau am Wehr 2 im Bereich zwischen Neuer Donau und *Ölhafen Lobau*, dessen Wasserstände Donau-dominiert sind, ein starkes Gefälle zum Ölhafen hin. Dadurch, daß der Ölhafen stark entwässernd wirkt, erreicht dieser Aufstaubeereich nicht das Ausmaß des Aufstaus am Wehr 1.

Der Donauabschnitt von der Mündung des Ölhafens bis zur Einmündung der March ist bei mittleren Wasserständen durch Infiltration bis zur Höhe *Orth* gekennzeichnet. Anschließend erfolgt ein Ausströmen von Grundwasser in die Donau.

Die March besitzt Vorflutwirkung bis auf eine kurze Infiltrationsstrecke im Bereich *Baumgarten-Marchegg*.

Der Weidenbach, ein Gerinne niedriger Wasserführung und geringen Wasseraustausches mit dem Grundwasser-Körper, fließt parallel zum generellen Grundwasserabstrom (ZAK, 1988).

3.5.2.1. Absenktendenz des Grundwasserspiegels

Neben saisonalen Grundwasserschwankungen im Marchfeld durch landwirtschaftliche Entnahmen (vor allem im Juli und August) ist eine kontinuierliche Absenktendenz seit ca. 100 Jahren zu beobachten. In den letzten 40 Jahren sank der Grundwasserspiegel im Mittel um 5cm/a. Seit 1985 bildet sich eine leichte Gegentendenz heraus, indem hohe Neubildungsraten in niederschlagsreicheren Jahren und geringe landwirtschaftliche Entnahmen zu einer Aufspiegelung führten.

Die Absenktendenz des Grundwassers im Marchfeld ist durch folgende Einflußfaktoren bedingt: Die Grundwasserentnahmen liegen häufig über der Grundwasserneubildungsrate; Sohlintiefung der Donau seit ihrer Regulierung in der Größenordnung von 1m; Versiegelung durch Bebauung; Ausräumen der Landschaft.

3.5.3. Grundwasserneubildung aus Niederschlag

Das Marchfeld zählt zu den niederschlagsärmsten Gebieten Österreichs. Im Durchschnitt beträgt die mittlere Niederschlagshöhe 580mm/a (± 50 mm).

Die Grundwasserneubildungsrate ist der Anteil des Niederschlages, der über den Boden in das Grundwasser eintritt. Ihre Bestimmung setzt die Kenntnis klimatischer, bodenphysikalischer und vegetationsrelevanter Parameter voraus. Nach Untersuchungen der Errichtungsgesellschaft Marchfeldkanal für den Zeitraum 1974 bis 1987 versickern im Marchfeld je nach Klimageschehen zwischen 0 und 25% des Niederschlages. Als Mittelwert ergeben sich 9,5%

(GUGGISBERG, 1990), was 51 mm/a Neubildung entspricht.

3.6. Wasserwirtschaft

Grundwasserentnahmen dienen für den Haus- und Wirtschaftsbedarf, für Beregnungszwecke in der Landwirtschaft sowie in Erwerbsgärtnereien und als Brauchwasser für Industrie und Gewerbe.

Gemäß den Nutzungsansprüchen werden die Grundwasserentnahmen im niederösterreichischen Bereich des Marchfeldes vor allem zur künstlichen Beregnung verwendet, während in Wien 21 und 22 die Entnahmen für Industrie und Gewerbe den größten Teil am Wasserbedarf ausmachen.

Hausbrunnen sind bewilligungsfreie Anlagen. Den Landwirtschaftsbetrieben ist die Erfassung ihrer Entnahmemengen nicht vorgeschrieben. Der Verbrauch von Grundwasser für industrielle Zwecke wird zwar oft über Wasserzähler gemessen, aber diese Daten sind kaum zugänglich.

Da keine Aufzeichnungen über *tatsächliche*, sondern bestenfalls nur über *konsentierete* Grundwasser-Entnahmemengen zur Verfügung stehen und zudem verschiedene Nutzungsarten unterschiedliche Nutzungsgrade der Konsenswassermengen aufweisen, müssen Abschätzungen getroffen werden.

Nach GUGGISBERG (1990) werden im Mittel ca. 53% der Grundwasserneubildung aus Niederschlag zur künstlichen Beregnung verwendet.

Grundwasserentnahmen für Industrie und Gewerbe haben nur im Wiener Stadtbereich des Marchfeldes Bedeutung. Im NÖ-Bereich des Marchfeldes gibt es lediglich zwei Großunternehmen, die Fa. UNIFROST in Großenzersdorf und die Fa. SUGANA (Leopoldsdorfer Zuckerfabrik), die zusammen ca. 90% der Industrieentnahmen ausmachen.

Die Trinkwasserversorgung des Marchfeldes erfolgt einerseits durch zentrale Versorgung über das öffentliche Leitungsnetz, andererseits durch dezentrale Einzelversorgungsanlagen.

Das 1979 fertiggestellte Grundwasserwerk *Markethäufel* ist die zentrale Versorgungsanlage im Aussagegebiet. Sie dient allerdings nur zur Spitzenabdeckung der Wiener Wasserversorgung, die in der Regel durch Zuleitung von Hochquellwasser erfolgt.

Speziell in Wien-Donaustadt dominieren wasserrechtlich nicht bewilligungspflichtige Einzelversorgungsanlagen. Von der Bor-Kontamination des Grundwassers waren ca. 1000 dieser Hausbrunnen betroffen.

Das bedeutendste Grundwasserwerk im 22. Bezirk liegt in der Unteren Lobau (außerhalb des Aussagegebietes; vgl. Abb. 35) und fördert aus fünf Brunnen Uferfiltrat der Donau.

3.7. Schematisierung des Natursystems „Marchfeld“

Der Aufbau eines Natursystems, der durch ein Modellsystem nachgebildet werden soll, muß zuerst vereinfacht werden, bevor er mathematisch beschrieben werden kann. Die Schematisierung des zu modellierenden Grundwassersystems orientiert sich an der formulierten Aufgabenstellung und soll der Verfügbarkeit der benötigten Parameter gerecht werden. Die Eingabedaten selbst liegen aber oft nur näherungsweise in Form von Zusammenfassungen, Mittel- und Integralwertbildungen vor.

Aufgrund der für zulässig erklärten Vereinfachungen erfolgt dann die Auswahl des geeigneten Gleichungssystems.

Im Hinblick auf die unter 1.2. formulierten Fragen läßt sich das zu modellierende Grundwassersystem wie folgt beschreiben: freier Grundwasserspiegel; zweidimensionale, horizontal-ebene (2Dh) Grundwasserströmung; stationäre Verhältnisse; inhomogener, isotroper Aquifer.

Die Stofftransportrechnung vereinfacht sich dadurch, daß beim zu untersuchenden Schadensfall nur ein relevanter Stoff mit bekanntem Reaktionsverhalten ins Grundwasser gelangte.

3.7.1. Zweidimensionale, horizontal-ebene Betrachtungsweise

Bei der Nachbildung der gemessenen Grundwasser-Kontamination mit Bor durch ein Modell stehen Aussagen über das **Fernfeld** der Quelle, basierend auf den **regionalen** Strömungsverhältnissen, im Vordergrund. Für die Berechnung eines solch großräumigen Strömungs- und Transportmodelles ergibt sich bei einem Aquifer mit größerer lateraler als vertikaler Ausdehnung und einem geringen Gefälle (Annahmen von DUPUIT) eine wichtige Vereinfachung durch die Bildung von **gemittelten** Strömungsverhältnissen. Die allgemeine, dreidimensionale Differentialgleichung wird integriert und die lokalen Aquiferparameter *Durchlässigkeit* und (bei instationärer Berechnung) *spezifischer Speicherkoeffizient* durch integrale Kenngrößen wie *Transmissivität* und *Speicherkoeffizient* ersetzt. Nur die horizontale Grundwasserbewegung wird nachgebildet. In diesem Fall ist eine explizierte Kenntnis der vertikalen Ausdehnung des Systems zur Berechnung nicht notwendig (DVWK, 1985).

Auch bei der Beschreibung von regionalen Ausbreitungsvorgängen von gelösten Stoffen im Grundwasser ist eine zweidimensionale, tiefenintegrierte Betrachtungsweise zulässig. Bei geringmächtigen Aquiferen und hinreichend großem Abstand von der Quelle (das 10-15fache der Grundwasser-Mächtigkeit) ist ein Wasserinhaltsstoff nahezu über die ge-

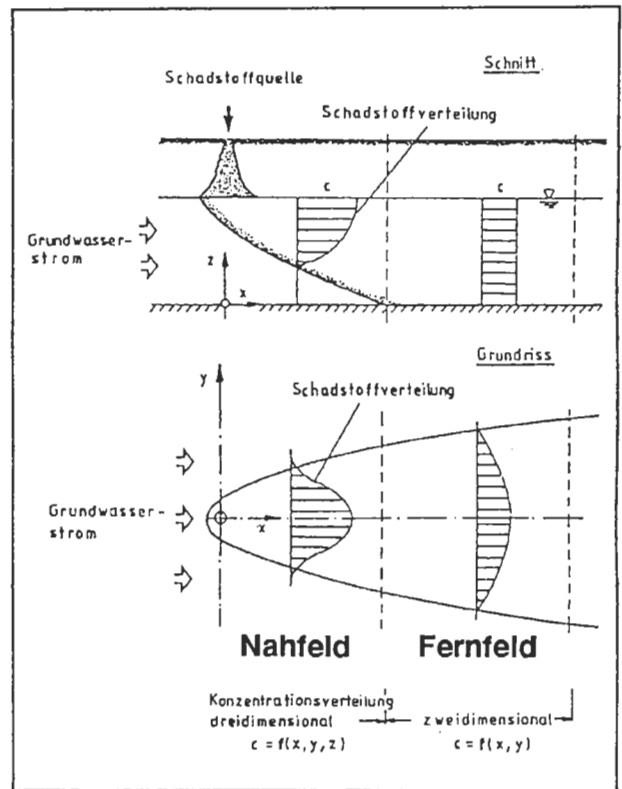


Abb. 14: Schadstoffausbreitung im „Nah“- und „Fernfeld“ einer Schadstoffquelle (BOOCHS u. MULL, 1990).

Fig. 14: Spreading of groundwater pollution far off and near zone of the contaminat source.

samte Tiefe des Grundwasserleiters verteilt (Abb. 14).

Eine vertikale Verteilung der Konzentration im Fernfeld einer Quelle wird im Aussagegebiet „Bor-kontaminierter Bereich“ auch durch eine relativ hohe Beeinflussungsdichte konkurrierender Entnahmen verursacht.

3.7.2. Stationäre Betrachtungsweise

Bei der Berechnung einer stationären Grundwasserströmung wird von einem mittleren, quasistationären Geschwindigkeitsfeld ausgegangen. Kleinräumige und kurzfristige Schwankungen von Grundwasserständen und Strömungsrichtungen werden als nur wenig relevant angesehen. Nur unmerkliche, zeitliche Veränderungen im Strömungsfeld des Aussagegebietes „Bor-kontaminierter Bereich“ lassen die Verwendung eines **stationären** Grundwassermodells als gerechtfertigt erscheinen:

1. Im Aussagegebiet gibt es nur geringfügigen Unterschiede der Strömungsrichtung zwischen mittleren bis hohen und niedrigen Grundwasserständen.

2. Zum einen wirken die Infiltrationsbereiche der Altarme der Lobau dämpfend auf die Ausbreitung des Grundwassers im Hinterland, zum anderen ergeben sich durch den gleichbleibenden Einfluß der Alten Donau relativ stabile Verhältnisse im Aussagegebiet. Die Grundwasser-Ganglinien charakteristischer Meßstellen des Aussagegebietes weisen relativ geringe Amplituden auf.
3. Das Aussagegebiet „Bor-kontaminierter Bereich“ lag vor und nach dem Bau der Neuen Donau im Abflußbereich der Alten Donau, deren Wirkung auf das Hinterland durch eine starke Kolmatierung gemindert ist. Die Grundwasser-verhältnisse im Aussagegebiet vor und nach dem Bau der Neuen Donau unterscheiden sich nur wenig.

3.7.3. Zusammenfassung von Gebieten gleicher Neubildungsrate

Um den Inhomogenitäten des Marchfeldes bzgl. Neubildungsrate, Grundwasserbewirtschaftung und Hydrogeologie Rechnung zu tragen, wurde von der EM eine Unterteilung des Gesamtgebietes in neun hydrogeologisch einheitliche Bereiche (Abb. 15) vorgenommen (SIMULTEC, 1989; vgl. auch DREHER et al., 1985).

Diese sektorale Einteilung des Marchfeldes wurde in die vorliegende Arbeit für die Angaben der Grundwasserneubildung aus Niederschlag übernommen.

Folgende Bereiche werden unterschieden: donau-naher Bereich, marchnaher Bereich, Wien-21, Wien-22, Seyringer Terrasse (und Übergangsbereich zur Gänserndorfer Terrasse), Gänserndorfer Terrasse, zentrales Marchfeld, südöstliches und nordöstliches Marchfeld (Abb. 15).

3.7.4. Bor als Tracer

Eine wesentliche Vereinfachung der Stofftransportrechnung ergibt sich, wenn der zu betrachtende Wasserinhaltsstoff als *Tracer* vorliegt. Ein *Tracer* ist ein konservativer, hydrodynamisch inaktiver Stoff.

A. Im Fernfeld der Deponie kann Bor als hydrodynamisch neutral betrachtet werden. Hydrodynamisch inaktive Stoffe bewirken keine merkliche Änderung von Dichte und Viskosität des Grundwassers. Für die Modellbildung bedeutet dies eine Vereinfachung, denn Strömung und Stofftransport können unabhängig voneinander behandelt werden. Im „*Fernfeld*“ der Deponie – hierauf beschränkt sich in diesem Fall die Modellbildung kann Bor als in geringer und damit auch inaktiver Konzentration vorliegend betrachtet werden.

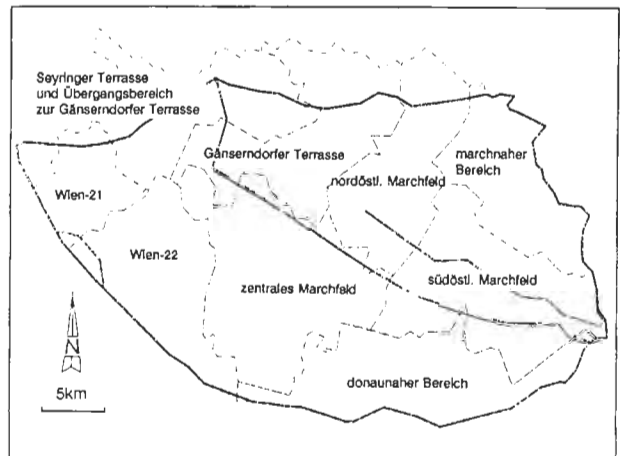


Abb. 15: Einteilung des Marchfeldes in hydrogeologisch einheitliche Bereiche (SIMULTEC, 1989).

Fig. 15: Classification of the "Marchfeld" in areas of similar hydrogeological properties.

B. Bor ist ein konservativer Wasserinhaltsstoff. Konservative Stoffe erfahren während ihres Transportes keine Veränderung durch physikalische, chemische oder biologische Prozesse.

Der einzige, die Mobilität von Bor im Grundwasser limitierende Faktor könnte die *Sorption* darstellen. Sorption ist eine oberflächenabhängige, phasenübergreifende Wechselwirkung zwischen Ionen in der Porenlösung und Phasen hoher spezifischer Oberfläche wie Tonminerale, Hydroxide und org. Material im porösen Medium. Ihre Umkehrung wird als *Desorption* bezeichnet. Historisch bedingt erfolgt gemäß dem wirksamen Bindungsmechanismus eine Unterscheidung in *Physi-* und *Chemisorption*. (In der Theoretischen Chemie ist diese Unterscheidung aufgegeben worden.) Unter *Physisorption* versteht man Sorptionsvorgänge mit reinem Oberflächeneffekt. Sie werden als reversible Prozesse angenommen. Erfolgt hingegen eine Fixierung durch „chemische Bindung“ der gelösten Spezies an die feste Phase, *Chemisorption* genannt, ist der Prozeß irreversibel (WEDLER, 1979). Dadurch bewirken Sorptionsvorgänge eine temporäre Fixierung eines Wasserinhaltsstoffes an den porösen Untergrund oder eine vollständige Eliminierung aus dem Grundwasser.

Verlaufen Sorptionsvorgänge im Vergleich zur Strömung schnell, so stellt sich ein Gleichgewicht zwischen der im Wasser verteilten und der sorbierten Stoffmenge ein.

Die bestehenden Gleichgewichtsbedingungen lassen sich in definierten Systemen durch Sorptionsisothermen formulieren und gehen so in die mathematische Modellbeschreibung ein.

Die Sorptionsfähigkeit von für das Aussagegebiet repräsentativem Aquifermaterial bzgl. Bor wurde durch Säulenexperimente ermittelt. Diese Untersu-

chung erfolgte im Rahmen einer vorausgegangenen, die Bor-Kontamination in Wien betreffenden Arbeit (GRUPE, 1987).

Um die Wechselwirkung zwischen schadstoffhaltigem Wasser und Sediment im Labor zu simulieren, wurden Sorptions- und Desorptionsversuche durchgeführt. Nicht kontaminiertes, granulometrisch und mineralogisch bekanntes Probenmaterial wurde in speziell konzipierte Untersuchungsbehälter gefüllt, kompaktiert und mit Bor-haltigem Wasser beschickt. Anschließend erfolgte ein Desorptionsversuch mit Grundwasser bekannter Zusammensetzung. Zur Interpretation der Ergebnisse wurde die Konzentrationsänderung von Bor im Perkolat gemessen und in bezug zur Versuchsdauer gesetzt. Aus dem Vergleich der Laufzeitkurven von Sorption und Desorption wurde auf die Sorptionskapazität der Sedimente geschlossen.

Die Versuche ergaben, daß die den Aquifer von Wien-Donaustadt aufbauenden Kiese und Sandkiese keine Sorptionsfähigkeit bzgl. Borat besitzen. Die quantitativ untergeordnet im Grundwasserleiter enthaltenen sandigen Anteile zeigen geringfügige Wechselwirkung mit Borat. Der adsorptiv gebundene Borat-Komplex ist jedoch vollständig remobilisierbar. Diesem Effekt muß nicht zwangsläufig ein Sorptionsprozeß zugrunde liegen. Die molekulare Diffusion von Bor in den immobilen Porenwasseranteilen (dead-end-Poren) kann denselben Effekt hervorrufen (BAROVIC, 1979).

Eine zusammenfassende Beurteilung des Retardationsvermögens des Aquifers von Wien-Donaustadt bzgl. Bor aufgrund der Laborversuche ergibt folgendes:

Sorptionsaktive Phasen wie Hydroxide und Tonminerale im Aquifer werden mengenmäßig als ohne Bedeutung angesehen. Prinzipiell herrschen im vorliegenden System ungünstige pH-Bedingungen für die Boranreicherung in Tonmineralen, günstigere für eine Bor-Retardation durch Hydroxide. Eine Bor-Retardation im Untergrund durch Sorption von Bor an Tonminerale ist durch den geringen Gehalt der Tonfraktion (<0,002mm Korndurchmesser) in den untersuchten Kiesen und Sandkiesen eingeschränkt. Der Gehalt der Tonfraktion liegt zwischen 0,02 und 0,7% der Gesamtprobe. Dieser Anteil besteht ca. zur Hälfte aus Schichtsilikaten.

Die hohe Mobilität von Bor wurde durch das ungehinderte Passieren dieses Elementes durch die Langsamfiltration von Trinkwasseraufbereitungsanlagen bestätigt (PURBA, 1986; MÜLLER et al., 1990). Somit ist Bor ein für die modellhafte Betrachtung als Tracer gut geeigneter Wasserinhaltsstoff. Seine hydrodynamische Inaktivität im Fernfeld der Deponie erlaubt eine unabhängige Modellierung von Strömung und Konzentrationsfeld. Infolge seines konservativen Charakters können Reaktions-

terme unberücksichtigt bleiben.

Obwohl die Ergebnisse von Bor-Sorptionsversuchen an granulometrisch und mineralogisch bekanntem Aquifermaterial der Oberen Lobau Bor als Tracer ausweisen, läßt die Mineralogie von untersuchtem Stauermaterial infolge des hohen Hellglimmeranteils der Pelite eine Sorption von Bor an der Staueroberkante erwarten.

Die Höhe dieses Einflusses auf die Konzentrationsverteilung von Bor im Grundwasser ist aber nicht verifizierbar.

4. Mathematische Beschreibung des Natursystems

4.1. Transportmechanismen

Die Ausbreitung von Wasserinhaltsstoffen im gesättigten porösen Untergrund wird durch folgende Prozesse gesteuert: Advektion, Dispersion; Sorptions-/Desorptions-Prozesse; Lösungs- und Fällungsvorgänge, Mitfällung; chemische Reaktionen, Umwandlungen; mikrobieller Abbau; radioaktiver Zerfall.

Die Vorgänge führen zu einer Verdünnung, zu einer Verzögerung der Ausbreitung oder zu einer teilweisen oder vollständigen Eliminierung des Stoffes im Grundwasser. Welche Mechanismen im Einzelfall wirksam werden, hängt von der Art der Wasserinhaltsstoffe, vom Strömungsverhalten des Systems und vom geochemischen Aufbau des porösen Untergrundes ab.

Der Transport eines konservativen Wasserinhaltsstoffes (wie dem Borat-Komplex) wird lediglich durch die Phänomene **Advektion** und **Dispersion** bestimmt.

4.1.1. Advektion

Unter advektivem Transport versteht man die Ausbreitung in Abhängigkeit von der Größe und der Richtung der Abstandsgeschwindigkeit v_a

$$v_a = \frac{v_f}{n_f}$$

v_a = Abstandsgeschwindigkeit [m/s]

v_f = Filtergeschwindigkeit [m/s]

n_f = durchflußwirksamer Hohlraumanteil [/]

ohne Veränderung der Kontur der Konzentrationsfront (Abb. 16).

4.1.2. Hydrodynamische Dispersion

Ein Wasserinhaltsstoff breitet sich infolge Dispersion schneller aus als aufgrund der vorherrschenden Abstandsgeschwindigkeiten. Die Dispersion führt zu Vermischungs- und damit zu Verdünnungseffekten von Wasserinhaltsstoffen im Untergrund und umfaßt

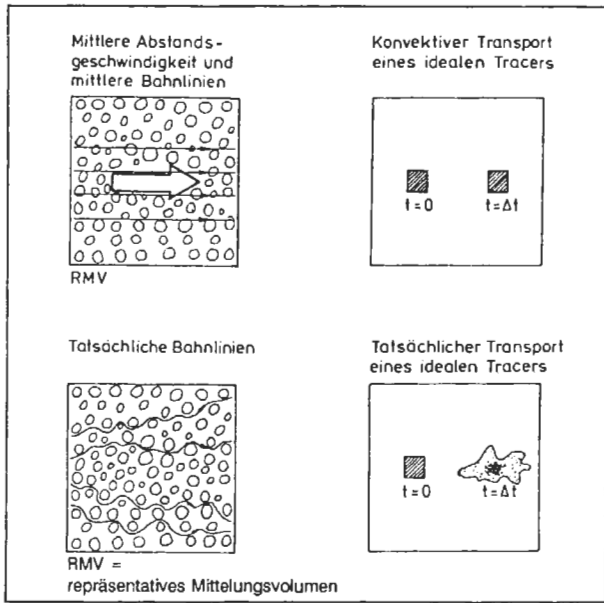


Abb. 16: Advektiver und dispersiver Transport eines idealen Tracers (KINZELBACH, 1987).

Fig. 16: Advective and dispersive transport of a tracer.

zwei konzentrationskontrollierende Parameter: **molekulare Diffusion** und **hydromechanische Dispersion**.

Die **molekulare Diffusion** stellt einen von der Strömung unabhängigen, physikalischen Ausgleichsprozess dar, in dessen Verlauf Wasserinhaltsstoffe infolge der Brown'schen Molekularbewegung von Orten höherer Konzentration zu solchen niedriger Konzentration gelangen, so daß ein Ausgleich des Konzentrationsgefälles in Richtung des negativen Gradienten erfolgt.

Dieser Effekt gewinnt nur dann als Transportmechanismus an Bedeutung, wenn die Fließgeschwindigkeiten gering sind oder sehr hohe Konzentrationsgradienten vorliegen, wie es im „Nahfeld“ einer Infiltration möglich ist. Die mathematische Beschreibung der Diffusion erfolgt durch das **1. Fick'sche Gesetz**:

$$j_{Dif} = D_{Dif} \nabla C$$

mit: $\nabla \left[\frac{\delta}{\delta x}, \frac{\delta}{\delta y} \right]$

j_{Dif} = diffusiver Massenfluß

D_{Dif} = Tensor der Diffusion [m²/s]

C = Konzentration [mg/l].

Mit der **hydromechanischen Dispersion** werden die Abweichungen von tatsächlichen gegenüber mittleren Bahnlinien (Abb. 17) erfaßt.

Ursachen der Variabilität der Transportgeschwindigkeit von Wasserinhaltsstoffen im Grundwasser sind

1. im kleinmaßstäblichen Bereich (= Mikrodispersion

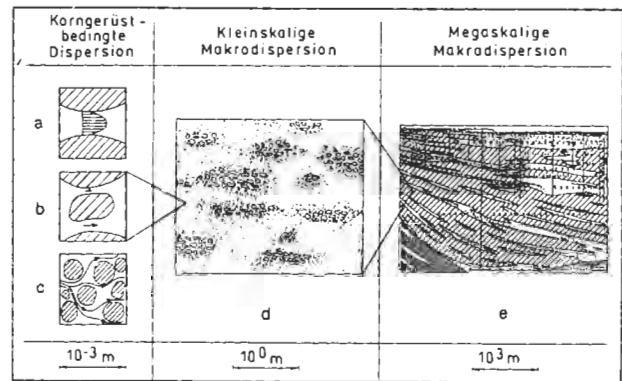


Abb. 17: Ursachen der Variabilität der Transportgeschwindigkeit auf unterschiedlichen räumlichen Skalenebenen (KINZELBACH, 1987).

Fig. 17: Causes for variation of solute transport on different spatial scales.

= korngerüstbedingte Dispersion; von **textuellen** Eigenschaften des Sediments bestimmt):

- unterschiedliche Geschwindigkeiten innerhalb einer Pore (Abb. 17a),
- unterschiedliche Geschwindigkeiten infolge von ungleichförmiger Porengrößenverteilung (Abb. 17b),
- unterschiedliche Weglängen (Abb. 17c)

und 2. im großmaßstäblichen Bereich (= Makrodispersion, von **strukturellen** Eigenschaften des Sediments bestimmt):

- Durchlässigkeitheterogenitäten des geologischen Milieus (Abb. 17 d und 17 e).

Die Dispersionseffekte werden durch einen Koeffizienten beschrieben, der sich aus einem aquiferabhängigen Anteil, der Dispersivität α , und der mittleren Fließgeschwindigkeit des Grundwasserstromes zusammensetzt.

Nach BEAR (1972) steigt der Dispersionskoeffizient D annähernd linear mit der Abstandsgeschwindigkeit v_a an:

$$D_L \approx \alpha_L |v_a|; \quad D_T \approx \alpha_T |v_a| \quad [m^2/s]$$

D_L bezeichnet dabei den longitudinalen (in Strömungsrichtung) und D_T den transversalen Dispersionskoeffizienten (quer zur Strömungsrichtung). Die Dispersivitäten α_L und α_T haben die Dimension einer Länge. In der Regel ist α_L um eine Größenordnung höher als α_T . Nach KLOTZ

(1973) steigt die Dispersivität α mit wachsender Korngröße, mit abnehmendem Rundungsgrad der Kornform, mit abnehmender Porosität und mit wachsendem Ungleichförmigkeitsgrad. Großmaßstäblich wirken sich die Textureigenschaften der Sedimente wie z.B. wechselnde Durchlässigkeiten entlang des Fließweges, Schichtauskeilen und die Lage geologischer Schichtflächen in bezug auf die Fließrichtung dispersionsfördernd aus (BEHRENS, 1982, SCHRÖTER, 1984).

Die übliche Annäherung zur mathematischen Beschreibung der hydromechanischen Dispersion beinhaltet die mittlere Fließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) und den Zusatz eines Dispersionsterms, dem analog der Diffusion, das 1. Fick'sche Gesetz zugrunde liegt:

$$\mathbf{j}_{Dis} = \mathbf{D}_{Dis} \nabla C$$

mit: $\nabla \left[\frac{\delta}{\delta x}, \frac{\delta}{\delta y} \right]$

\mathbf{j}_{Dis} = dispersiver Massenfluß

\mathbf{D}_{Dis} = Tensor der hydromechanischen Dispersion [m^2/s]

c = Konzentration [mg/l]

Die Makrodispersion ist maßstabsabhängig. Daher wird α_L häufig als Funktion des Fließweges angegeben (Abb. 18).

SCHRÖTER (1983) gibt als Erwartungswert für α_L 1/10 des zurückgelegten Fließweges an. Nach DVWK (1985) beträgt α_L 1/20 bis 1/100 der durchflossenen Wegstrecke. α_L steigt mit der Entfernung von der Quelle so lange, bis die Struktureigenschaften des Sediments als statistisch homogen verteilt betrachtet werden können, α_L konstant wird und sich einem Grenzwert der Dispersion (dem Taylor Limit) nähert. GELHAR & AXNESS (1981) geben an, daß das Taylor Limit erst nach 100ten von Metern Abstand von der Quelle erreicht ist. Dies bedeutet, daß die Beschreibung der Dispersion durch das Fick'sche Gesetz bei langen Betrachtungszeiträumen und bei großen Abständen von der Quelle zulässig ist und die Advektion Dispersions-Gleichung (vgl. 4.3.) angewendet werden kann.

4.2. Strömungsgleichung

Zur quantitativen Erfassung der Grundwasserströmung müssen die unter 4.1. qualitativ beschriebenen Zusammenhänge mathematisch formuliert werden.

Durch Kopplung des empirisch gefundenen Gesetzes von DARCY:

$$\mathbf{v}_f = \mathbf{K} \nabla h$$

und der Kontinuitätsbedingung:

$$\nabla \mathbf{v}_f = -S \frac{\delta h}{\delta t} + q$$

ergibt sich die Differentialgleichung der gesättigten Grundwasserströmung:

$$S \frac{\delta h}{\delta t} - q = \nabla [\mathbf{K} \nabla h]$$

Aus der unter 3.1. für die zu behandelnde Aufgabenstellung formulierten Zulässigkeit der Dupuit'schen Näherung für die Betrachtung großflächiger Grundwasserströmungen ergibt sich die horizontal ebene, zweidimensionale Strömungsgleichung nach Integration über die Mächtigkeit:

$$S \frac{\delta h}{\delta t} - q(x, y, t) = \frac{\delta}{\delta x} (T_{xx} \frac{\delta h}{\delta x}) + \frac{\delta}{\delta y} (T_{yy} \frac{\delta h}{\delta y})$$

Betrachtet man wie in diesem Modell ein stationäres Problem der Grundwasserströmung, so entfällt die Änderung des in der Zeit gespeicherten Volumens.

Nach Einsetzen von:

$$S \frac{\delta h}{\delta t} = 0$$

in obige Gleichung folgt:

$$0 = \frac{\delta}{\delta x} (T_{xx} \frac{\delta h}{\delta x}) + \frac{\delta}{\delta y} (T_{yy} \frac{\delta h}{\delta y}) + (x, y, t)$$

Die Lösung dieser Gleichung erfordert die Vorgabe der unter 5.5. formulierten Randbedingungen.

$$\nabla \left[\frac{\delta}{\delta x}, \frac{\delta}{\delta y} \right]$$

\mathbf{v}_f = Vektor der Filtergeschwindigkeit [m/s]

\mathbf{K} = Tensor der Durchlässigkeit [m/s]

h = Standrohrspiegelhöhe [m]

S = Speicherkoeffizient []

q = Quellen und Senken [m^3/s]

t = Zeit [s]

x, y = Ortskoordinaten

T_{xx}, T_{yy} Hauptkomponenten des Transmissivitätstensors

4.3. Transportgleichung

Die aufgrund der Strömungsgleichung berechneten Geschwindigkeiten werden bei der Lösung der Transportgleichung als bekannt vorausgesetzt. Das Geschwindigkeitsfeld stellt somit den sensitivsten und damit wichtigsten Eingabeparameter für das Stofftransportmodell dar.

Die Transportgleichung ist eine Massenbilanzgleichung: Der Eintrag eines Stoffes setzt sich aus advektivem und dispersivem Zufluß und dem Eintrag aus Quellen zusammen.

Ein Stoffverlust erfolgt an Senken (Brunnen) und infolge von physikalischen, chemischen oder biologischen Reaktionen. Für Tracer entfällt der Term der

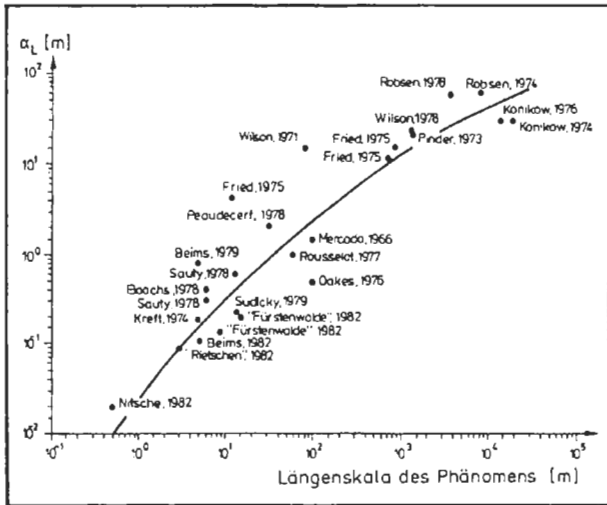


Abb. 18: Longitudinale Dispersivität in Abhängigkeit von der Fließstrecke. Zusammenstellung von veröffentlichten Feldtracerversuchen (BEIMS, 1983).

Fig. 18: Scale dependence of longitudinal dispersivity.

Reaktionen. Der Transport beschränkt sich auf Advektion und Dispersion.

Die Advektion beschreibt den Transport des Stoffes durch die Bewegung der Strömung:

$$j_{Kon} = v_a C$$

Die Dispersion beschreibt den von der Advektion abweichenden Transport:

$$j_{Dis} = -D \nabla C$$

Durch Einsetzen in die Kontinuitätsgleichung für den Massenfluß:

$$\frac{\delta c}{\delta t} = \nabla (j_{Ad} + j_{Dis}) + qc$$

ergibt sich die **Advektion-Dispersions-Gleichung**:

$$\frac{\delta c}{\delta t} = \nabla [D \nabla C] - \nabla (v_a C) + qc$$

mit: $\nabla \left[\frac{\delta}{\delta x}, \frac{\delta}{\delta y} \right]$

D = Tensor der Dispersion [m²/s]

c = Konzentration [mg/l]

ċ = Konzentrationsquelle [mg/l]

t = Zeit [s]

q = Flüssigkeitsquelle [m³/s]

v_a = Vektor der Abstandsgeschwindigkeit [m/s]

j = Massenfluß

j_{Ad} = advektiver Massenfluß

j_{Dis} = dispersiver Massenfluß.

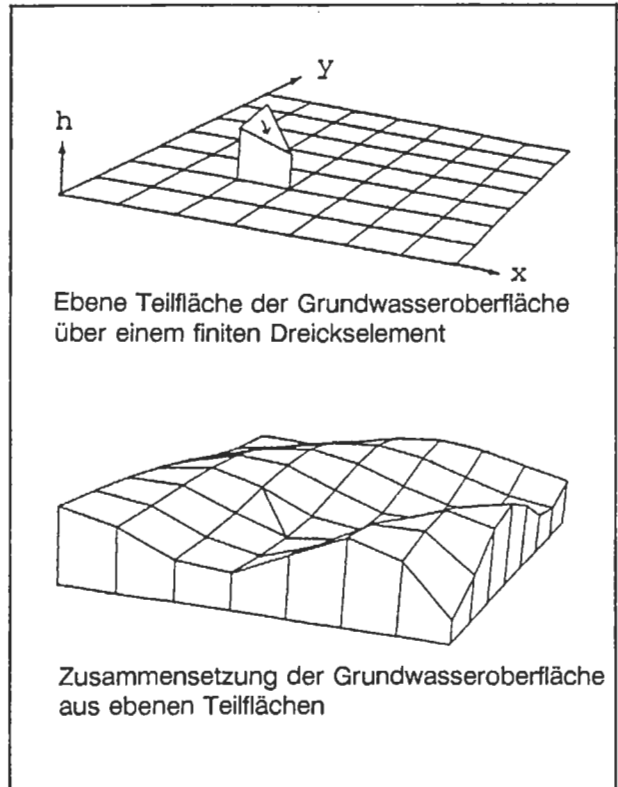


Abb. 19: Nachbildung einer stetigen Fläche durch Finite Elemente (SCHMID, 1991).

Fig. 19: Simulation of a potential surface using Finite Elements.

Die Lösung dieser Gleichung erfolgt im vorliegenden Modell unter Vorgabe des Quellterms der Stofftransportrechnung $q \dot{c}$ (vgl. 5.4.).

4.4. Berechnungsverfahren

4.4.1. Methode der Finiten Elemente

Die mathematisch numerischen Verfahren lösen die unter 4.2. und 4.3. beschriebenen Gleichungen näherungsweise. Der exakte, kontinuierliche Verlauf der gesuchten Größe wird auf diskrete Werte an den Knoten reduziert und elementweise durch meist lineare Ansatzfunktionen approximiert.

Bei der Berechnung mit Hilfe der Finiten Elemente (FE) wird das Modellgebiet in viereckige und dreieckige Teilbereiche, die finiten Elemente (Abb. 19), zerlegt (diskretisiert).

4.4.2. Das Programmsystem SICK 100

SICK 100 ist ein an der Ruhr-Universität Bochum von der interdisziplinären Arbeitsgruppe *Grundwassermodelle* (beteiligte Bereiche: Bauingenieurwesen, Geowissenschaften und Mathematik) entwickeltes Programmsystem (SCHMID et al., 1991).

An der Fakultät für Bauingenieurwesen, Lehrstuhl „Theorie der Tragwerke und Simulationstechnik“ (Prof. SCHMID) war für einen Zeitraum von acht Monaten die Möglichkeit gegeben, dieses Programmsystem zu verwenden. Es standen Workstations (APOLLO workstation DN 10000 und DN4500 mit 24MB Kernspeicher) und Software mit schnellen Gleichungslösern zur Verfügung, so daß ein Primärdatenumfang von mehr als 100MB und die Modellierung eines derart großen Gebietes wie dem Marchfeld mit vertretbarem Zeitaufwand bewältigt werden konnte.

SICK 100 ist ein dreistufiges System (Modellerstellung; Eichung und Berechnung; Darstellung der Ergebnisse), das in den Sprachen FORTRAN 77 und C geschrieben ist. Als Graphiksoftware werden *Calcomp* und *GKS* verwendet.

4.4.3. Diskretisierung in diesem Modell

Die Gestaltung des Netzes erfolgt unter Berücksichtigung der gewünschten Auflösung bzw. Genauigkeitsanforderung und der Rechnerkapazität. Das Finite-Elemente-Netz kann flexibel den äußeren und inneren Rändern des Berechnungsgebietes angepaßt werden.

Punktförmige Informationen, wie z.B. Entnahmen werden durch Knoten, linienförmige, meist geographische Informationen, werden durch Elementkanten abgebildet.

Die Unterteilung des Berechnungsgebietes „Marchfeld“ in Finite Elemente (Abb. 20) orientiert sich an folgenden Strukturen des Modellgebietes: **Randstrukturen** (z.B. Donau); **innere Ränder** (z.B. Alte Donau); **geomorphologische Strukturen** (z.B. Rand des Weinviertler Hügellandes); **ausgewählte Meßstellen** für Standrohrspiegelhöhen und Borkonzentrationen; **Entnahmen und Versickerungen**; **Teilbereiche mit unterschiedlichen Eingangsparametern** (z.B. Flächen gleicher Grundwasserneubildung oder Zonen gleichen k_f -Wertes).

Nach Übernahme ausgewählter Strukturdatensätze erfolgte eine automatische Netzgenerierung vom Modellrand ausgehend ins Gebietsinnere.

Die Maschenweite des Netzes muß dort am geringsten sein, wo der Gradient der zu berechnenden Größe die maximale Änderung aufweist. Dies ist in der Nähe von Brunnen (starke Variation der Standrohrspiegelhöhen) und im Deponie-Nahbereich (hohes Konzentrationsgefälle) zu erwarten.

Um zu einer erhöhten Auflösung im Nahfeld der Deponie zu gelangen, erfolgte in diesem Gebiet eine fünffache automatische Netzverfeinerung bis zu einer Reduktion der Elementlänge auf ca. 2m (Abb. 21).

Da der Gradient der Grundwasseroberfläche in Brunnennähe am größten ist, wurde eine adaptive

Netzverfeinerung um Brunnen mit Entnahmen von mehr als 100 000m³/a in einem Radius von 200m durchgeführt (Abb. 22).

Das FE-Netz sollte gleichmäßig gestuft sein und keine langen, schmalen Elemente enthalten, die z.B. aus der Lage engbenachbarter Quellen oder Senken entstehen. Aus diesem Grund wurden Brunnenfelder durch einen in ihrem Schwerpunkt platzierten Knoten berücksichtigt, an dem die Gesamtmenge des Brunnenfeldes angesetzt wurde.

Der Aquifer des Berechnungsgebietes „Marchfeld“ wird durch ca. 8500 Elemente repräsentiert. Das Netz ist gleichmäßig und weit gestuft von ca. 2m im Deponie-Nahbereich bis zu 1000m in nicht aussage-relevanten Gebieten (Abb. 20).

Die unter 5. angeführten Eingabedaten und Parameter wurden dem Netz als Attribut - element- oder knotenspezifisch - zugewiesen.

5. Modell-Eingabedaten und -Parameter

Zur numerischen Lösung der Differentialgleichung für Grundwasserströmung und Stofftransport müssen Modell-Eingabedaten (beobachtbare Variablen) und Modell-Parameter (nicht beobachtbare Variablen) aus folgenden vier Datengruppen vorliegen:

1. Geometrische Daten: Die obere Abgrenzung des Modellgebietes entspricht der Grundwasser-Potentialfläche. Der untere Rand stellt die Stauer-oberkante dar. Aus der Differenz beider ergibt sich die Grundwassermächtigkeit. Die seitliche Berandung orientiert sich oft an geographischen Grenzen wie z.B. Vorflutern.

2. Kenngrößen des Grundwasserleiters: Im gegenständlichen Modell werden die Durchlässigkeit (k_f -Wert), der durchflußwirksame Hohlraumanteil (n_f) und die Werte der Dispersivität (α_L und α_T) als Kenngrößen benötigt.

3. Quellen und Senken: Hierzu zählen alle natürlichen oder künstlichen Entnahmen und Infiltrationen innerhalb des Berechnungsgebietes.

4. Anfangs- und Randbedingungen: Anfangsbedingungen müssen bei instationärer Berechnung der Grundwasserströmung angegeben werden. In diesem Modell erfolgte aber eine stationäre Strömungsmodellierung. Bei den Randbedingungen werden gemäß Tabelle 1 drei Arten der Vorgabe unterschieden.

Eine wesentliche Voraussetzung dafür, ob ein numerisches Modell erfolgreich für die Simulation eines natürlichen Systemverhaltens verwendet werden kann, ist die Vorgabe von Naturdaten in ausreichender Dichte.

Da es schwierig ist, alle für das Modell erforderlichen Daten mit hoher Genauigkeit und in ausreichender Anzahl bereitzustellen, müssen Schätzungen

Tabelle 1: Arten der Randbedingungen für die Berechnung der Grundwasserströmung.

Table 1: Types of boundary conditions for groundwater modelling.

Art der Randbedingung	Randbedingung 1. Art = DIRICHLET'sche RB = Potentialrand	Randbedingung 2. Art = NEUMANN'sche RB = Zu- oder Abstromrand	Randbedingung 3. Art = CAUCHY'sche RB = halbdurchlässige Zone
Vorgabe	Standrohrspiegelhöhen (h) Standrohrspiegelhöhe $h = \text{const}$	Mengen (Q) $Q = \text{const}$	Funktion aus Menge und $Q = f(h)$
Beispiel	<ul style="list-style-type: none"> - Vorfluter Wasserspiegel bleibt unbeeinflusst durch die Grundwasserströmung - Rand in großer Entfernung vom Aussagegebiet (Rand, an dem das Grundwasserpotential keine wesentl. Beeinflussung durch die Grundwasserströmung im Innern erfährt) 	<ul style="list-style-type: none"> - Wasserscheide ($Q = 0$) - Rand entlang einer Stromlinie ($Q = 0$) 	<ul style="list-style-type: none"> - Leakage - kolmatisierte Schicht bei Oberflächengewässern

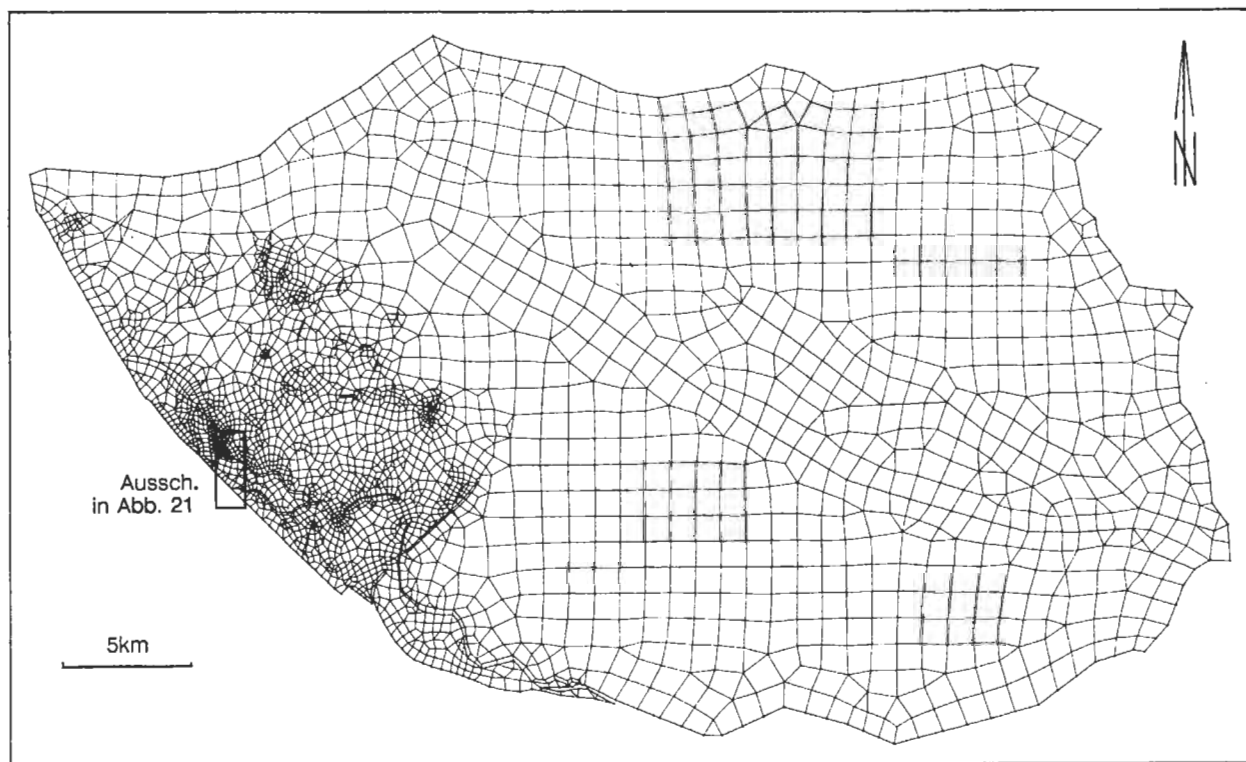


Abb. 20: Finite-Elemente-Netz des Berechnungsgebietes „Marchfeld“.

Fig. 20: Finite Element grid of the modeled area "Marchfeld".

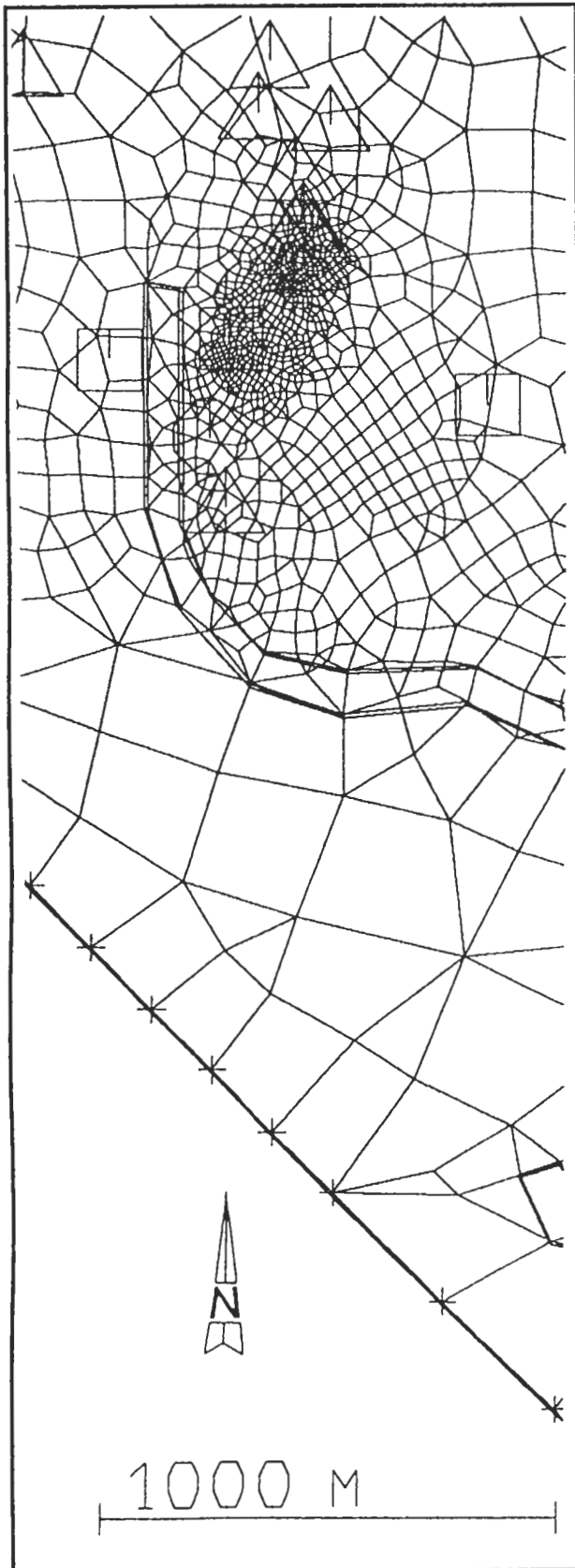


Abb. 21: Fünffache Netzverfeinerung im Bereich der Borax-Deponie und der Stadlauer Malzfabrik.

Fig. 21: Grid refinement around borax disposal site and near the malt mill in "Stadlau".

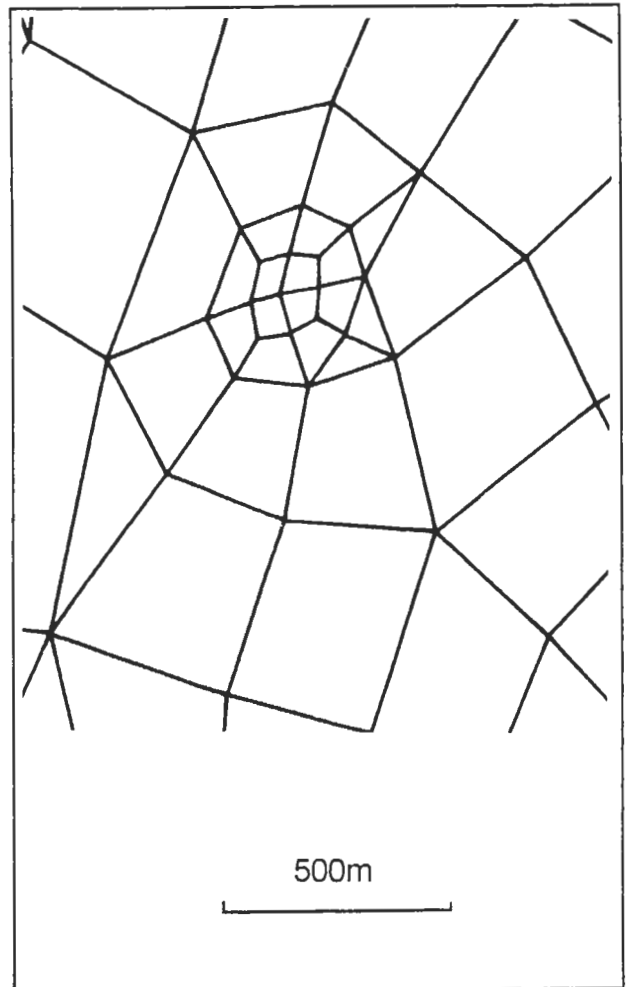


Abb. 22: Adaptive Netzverfeinerung um einen Brunnen.

Fig. 22: Adaptive grid refinement round a well.

über die für die Berechnung nicht oder nur ungenau vorliegenden Größen durchgeführt werden.

Die Parameter werden im Rahmen der Eichung innerhalb ihrer Plausibilitätsintervalle variiert und der günstigste Wert bei den vorgegebenen Bedingungen für die weiteren Berechnungen ausgewählt. Da allen Berechnungsverfahren die Schematisierung des Systemverhaltens zugrunde liegt, kann die Nachbildung eines natürlichen Systems nur näherungsweise erfolgen. Ferner ist die Parameterkombination, mit der die Naturdaten am besten approximiert werden, nicht eindeutig.

Die ungenaue bzw. nicht vorhandene Kenntnis besonders folgender Modell-Eingabedaten und -Parameter führt zu möglichen Ungenauigkeiten in diesem Modell:

Dispersion: Prinzipiell ist es schwer, den dispersiven Charakter einer Grundwasserströmung zu beschreiben, wenn keine vollständigen Tracerversuche vorliegen. Die Dispersivitäten wurden in diesem Modell der Literatur entnommen.

Effektive Entnahmemengen: In der gegenständlichen Untersuchung wirkt sich besonders nachteilig die Unkenntnis der tatsächlichen Grundwasserfördermengen durch die Industrie aus.

Initialkonzentration: Die Quellstärke ist unbekannt und daher ihre Quantifizierung mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

Aufgrund der Aufgabenstellung, die die Simulation des Fernfeldes der Deponie erfordert, ist ferner für das Nahfeld der Deponie keine ausreichend sichere Beurteilung der Bor-Ausbreitung möglich.

Im Bereich der Infiltration ist die Transportmodellierung ein ungelöstes Problem, da die Dispersion noch nicht asymptotisch ist. Weiters ist im Nahbereich der Bor-Quelle eine signifikante Dichteänderung der Grundwasserströmung durch hohe Konzentrationen zu erwarten. In diesem Fall besteht zwischen Transport und Strömung eine Kopplung und die beschreibende Gleichung ist nicht mehr linear.

5.1. Geometrische Daten

Die **untere Berandung** eines Grundwasserleiters stellt die Staueroberkante dar.

Die Kenntnis der absoluten Höhenlage des relativen Grundwasserstauers (vgl. 3.4.1.) stammt aus Bohrprofilen von Grundwasser-Bohrsonden, Brunnen, Aufschlußbohrungen und geoelektrischen Kartierungen. Die Daten lagen in Form von zwei Karten vor. Aus der Karte der SIMULTEC (1989), die auf Daten von SCHUCH (1977) und der GRUPPE WASSER (1987) basiert, wurden die Isolinien der Grundwassersohle des niederösterreichischen Marchfeldbereiches übernommen. Die zweite Karte von der GRUPPE WASSER (1987) enthielt Informationen über das linksufrige Wiener Stadtgebiet.

Beide Karten wurden digitalisiert und auf das FE-Netz interpoliert (Abb. 23).

Die **obere Berandung** des Grundwasserleiters stellt die Grundwasserpotentialfläche dar. Im Rahmen dieses Modells sollen zwei Zustände nachgebildet werden: „Dezember 1987“ und „Juni 1971“ (vgl. 6.).

Die **seitliche Berandung** des Berechnungsgebietes wurde bereits in Kapitel 3.1. beschrieben (vgl. auch Abb. 8).

5.2. Kenngrößen des Grundwasserleiters

5.2.1. Durchlässigkeit

Die Verteilung der k_f -Werte im niederösterreichischen Teil des Marchfeldes wurde einem Plan der SIMULTEC (1989) entnommen.

Das Ergebnis einer von der GRUPPE WASSER (1987) im Auftrag der MA 45 durchgeführten stationären Eichung eines Grundwasserströmungsmodelles, das durch weitere Untersuchungen der GRUPPE WASSER von 1989, 1990 und 1991 ergänzt wurde, bildete im gegenständlichen Modell in digitalisierter Form die Basis der k_f -Verteilung im Stadtgebiet.

Um **Kolmatierungen** im Abstrombereich von Alter (südliches linkes Ufer) und Neuer Donau zu berücksichtigen, erfolgte eine Modifikation der k_f -Werte. Kolmatierte Bereiche wurden mit k_f -Werten berücksichtigt, die eine Zehnerpotenz unter denen des anschließenden Hinterlandes liegen (vgl. Abb. 24).

5.2.2. Hydrodynamische Dispersivität

Um den dispersiven Charakter einer natürlichen Grundwasserströmung zu beschreiben, bedarf es der Auswertung von Tracerversuchen, bei denen Infiltrationsmenge und -zeitpunkt bekannt sind. Die Durchgangskurven von Bor sind aber unvollständig (Abb. 3) und können deshalb nicht zu einer Abschätzung der Dispersivität verwendet werden.

Anhaltspunkte für den Vertrauensbereich der zu erwartenden Werte für α_L und α_T können daher nur aus der Literatur gewonnen werden.

Die transversale Dispersivität α_T wird als Bruchteil der longitudinalen Dispersivität α_L angegeben. Im Rahmen der Eichung sollte gemäß Geländeversuchen der Autoren BEAR (1972), BREDEHOFT & PINDER (1973), KLOTZ (1979) und KLOTZ & SEILER (1980) drei Schätzwerte von α_T ($0,1 \cdot \alpha_L$, $0,2 \cdot \alpha_L$ und $0,3 \cdot \alpha_L$) versuchsweise für die Modellberechnung eingesetzt werden.

Die Werte der longitudinalen Dispersivität werden senkrecht zur Strömungsrichtung, in Abstimmung auf unterschiedliche Maschenweiten des FE-Netzes, angegeben, um einerseits der linearen Zunahme von α_L mit zunehmender Fließstrecke, der sog. Maßstabsabhängigkeit von α_L , Rechnung zu tragen und um andererseits das Peclet-Kriterium zu erfüllen (vgl. 6.3.).

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse sollen folgende drei Sätze von Schätzwerten für die bereichsweisen α_L -Werte überprüft werden: 1.: $\alpha_L = 20\text{m}$, 70m , 200m , 400m ; 2.: $\alpha_L = 50\text{m}$, 100m , 300m , 500m ; 3.: $\alpha_L = 80\text{m}$, 100m , 120m , 140m .

Dispersion: Prinzipiell ist es schwer, den dispersiven Charakter einer Grundwasserströmung zu beschreiben, wenn keine vollständigen Tracerversuche vorliegen. Die Dispersivitäten wurden in diesem Modell der Literatur entnommen.

Effektive Entnahmemengen: In der gegenständlichen Untersuchung wirkt sich besonders nachteilig die Unkenntnis der tatsächlichen Grundwasserfördermengen durch die Industrie aus.

Initialkonzentration: Die Quellstärke ist unbekannt und daher ihre Quantifizierung mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

Aufgrund der Aufgabenstellung, die die Simulation des Fernfeldes der Deponie erfordert, ist ferner für das Nahfeld der Deponie keine ausreichend sichere Beurteilung der Bor-Ausbreitung möglich.

Im Bereich der Infiltration ist die Transportmodellierung ein ungelöstes Problem, da die Dispersion noch nicht asymptotisch ist. Weiters ist im Nahbereich der Bor-Quelle eine signifikante Dichteänderung der Grundwasserströmung durch hohe Konzentrationen zu erwarten. In diesem Fall besteht zwischen Transport und Strömung eine Kopplung und die beschreibende Gleichung ist nicht mehr linear.

5.1. Geometrische Daten

Die **untere Berandung** eines Grundwasserleiters stellt die Staueroberkante dar.

Die Kenntnis der absoluten Höhenlage des relativen Grundwasserstauers (vgl. 3.4.1.) stammt aus Bohrprofilen von Grundwasser-Bohrsonden, Brunnen, Aufschlußbohrungen und geoelektrischen Kartierungen. Die Daten lagen in Form von zwei Karten vor. Aus der Karte der SIMULTEC (1989), die auf Daten von SCHUCH (1977) und der GRUPPE WASSER (1987) basiert, wurden die Isolinien der Grundwassersohle des niederösterreichischen Marchfeldbereiches übernommen. Die zweite Karte von der GRUPPE WASSER (1987) enthielt Informationen über das linksufrige Wiener Stadtgebiet.

Beide Karten wurden digitalisiert und auf das FE-Netz interpoliert (Abb. 23).

Die **obere Berandung** des Grundwasserleiters stellt die Grundwasserpotentialfläche dar. Im Rahmen dieses Modells sollen zwei Zustände nachgebildet werden: „Dezember 1987“ und „Juni 1971“ (vgl. 6.).

Die **seitliche Berandung** des Berechnungsgebietes wurde bereits in Kapitel 3.1. beschrieben (vgl. auch Abb. 8).

5.2. Kenngrößen des Grundwasserleiters

5.2.1. Durchlässigkeit

Die Verteilung der k_f -Werte im niederösterreichischen Teil des Marchfeldes wurde einem Plan der SIMULTEC (1989) entnommen.

Das Ergebnis einer von der GRUPPE WASSER (1987) im Auftrag der MA 45 durchgeführten stationären Eichung eines Grundwasserströmungsmodelles, das durch weitere Untersuchungen der GRUPPE WASSER von 1989, 1990 und 1991 ergänzt wurde, bildete im gegenständlichen Modell in digitalisierter Form die Basis der k_f -Wertverteilung im Stadtgebiet.

Um **Kolmatierungen** im Abstrombereich von Alter (südliches linkes Ufer) und Neuer Donau zu berücksichtigen, erfolgte eine Modifikation der k_f -Werte. Kolmatierte Bereiche wurden mit k_f -Werten berücksichtigt, die eine Zehnerpotenz unter denen des anschließenden Hinterlandes liegen (vgl. Abb. 24).

5.2.2. Hydrodynamische Dispersivität

Um den dispersiven Charakter einer natürlichen Grundwasserströmung zu beschreiben, bedarf es der Auswertung von Tracerversuchen, bei denen Infiltrationsmenge und -zeitpunkt bekannt sind. Die Durchgangskurven von Bor sind aber unvollständig (Abb. 3) und können deshalb nicht zu einer Abschätzung der Dispersivität verwendet werden.

Anhaltspunkte für den Vertrauensbereich der zu erwartenden Werte für α_L und α_T können daher nur aus der Literatur gewonnen werden.

Die transversale Dispersivität α_T wird als Bruchteil der longitudinalen Dispersivität α_L angegeben. Im Rahmen der Eichung sollte gemäß Geländeversuchen der Autoren BEAR (1972), BREDEHOFT & PINDER (1973), KLOTZ (1979) und KLOTZ & SEILER (1980) drei Schätzwerte von α_T ($0,1 \cdot \alpha_L$, $0,2 \cdot \alpha_L$ und $0,3 \cdot \alpha_L$) versuchsweise für die Modellberechnung eingesetzt werden.

Die Werte der longitudinalen Dispersivität werden senkrecht zur Strömungsrichtung, in Abstimmung auf unterschiedliche Maschenweiten des FE-Netzes, angegeben, um einerseits der linearen Zunahme von α_L mit zunehmender Fließstrecke, der sog. Maßstabsabhängigkeit von α_L , Rechnung zu tragen und um andererseits das Peclet-Kriterium zu erfüllen (vgl. 6.3.).

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse sollen folgende drei Sätze von Schätzwerten für die bereichsweisen α_L -Werte überprüft werden: 1.: $\alpha_L = 20\text{m}$, 70m , 200m , 400m ; 2.: $\alpha_L = 50\text{m}$, 100m , 300m , 500m ; 3.: $\alpha_L = 80\text{m}$, 100m , 120m , 140m .

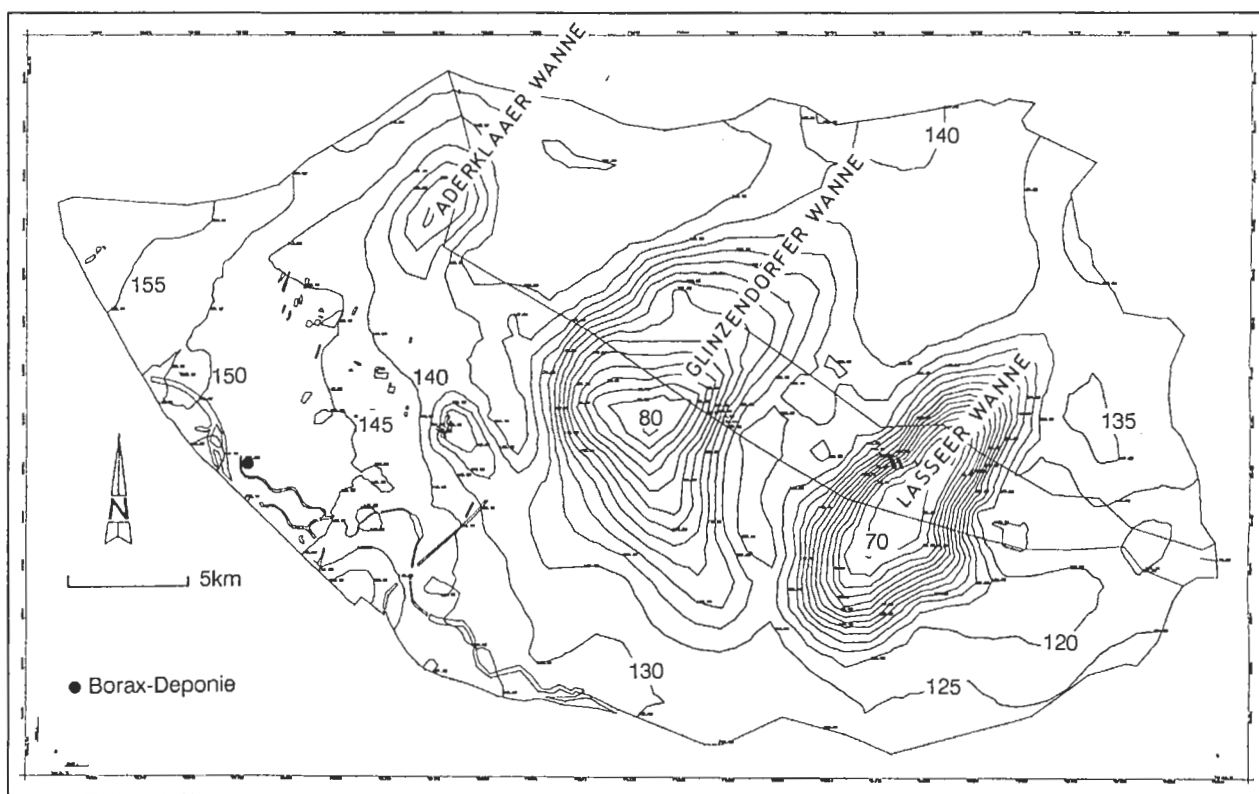


Abb. 23: Staueroberkantenmorphologie des Berechnungsgebietes in 5 m-Isolinien.

Fig. 23: 5m isolines of the upper age of the aquiclude in the modeled area.

5.2.3. Durchflußwirksamer Hohlraumanteil

Zur Simulation von Stoffausbreitungsvorgängen im Grundwasser und bei Fließzeitberechnungen gehen Abstandsgeschwindigkeiten ein, die die Kenntnis des durchflußwirksamen Hohlraumanteiles voraussetzen.

Gemäß der Literatur beträgt er für sandige Kiese 20–25%, für kiesige Sande 15–20% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Für die durchgeführten Berechnungen in diesem Modell wurde ein durchflußwirksamer Hohlraumanteil von 20% angenommen.

5.3. Quellen und Senken

5.3.1. Grundwasserneubildung und Entnahmen für die Landwirtschaft

Diese Bilanzgrößen sind Eingabeparameter mit großen Plausibilitätsintervallen. Für das Berechnungsgebiet liegen allerdings umfangreiche Untersuchungen über Neubildungsrate und Entnahmen aufgrund von zwei unabhängigen Bilanzierungstechniken vor: klimatische Wasserbilanz (durchgeführt von der SIMULTEC, 1989) und Auswertung des Grundwasserganglinien-Verlaufes (durchgeführt von der EM, 1989).

Bei einer mittleren Betrachtung für den Bilanzie-

rungszeitraum 1974–1987 führen beide Methoden zu ähnlichen Werten (GUGGISBERG, 1990).

Die EM (1989) führte eine Zusammenfassung der Werte für die effektive Grundwasserneubildung (Grundwasserneubildung minus Entnahmen) im Berechnungsgebiet zu neun Gruppen unterschiedlicher Raten ein.

Für die Gebiete des niederösterreichischen Marchfeldes ermittelte die SIMULTEC (1991) im Rahmen einer instationären Modelleleichung die in Tab. 2 angeführten Werte der effektiven Neubildungsrate für das Jahr 1987 (1987 entspricht dem Eichzeitpunkt im gegenständlichen Modell, vgl. 6.):

Die Angaben in Tabelle 2 entsprechen der Neubildungsrate minus landwirtschaftlicher Entnahmen. Die landwirtschaftlichen Entnahmen machen den wesentlichsten Teil des Wasserverbrauches im niederösterreichischen Teil des Marchfeldes aus.

Im vorliegenden Modell wurden für den niederösterreichischen Bereich des Marchfeldes die Bilanzgrößen gemäß Tabelle 2 pro Grundwassergebiet angesetzt.

Für einen zu simulierenden Grundwasserstand vor dem Bau der Neuen Donau (Juni 1971) lagen keine Angaben über die effektiven Neubildungsraten im außerstädtischen Bereich vor. Der Grundwasserstand dieses Tages repräsentiert ein Mittel über

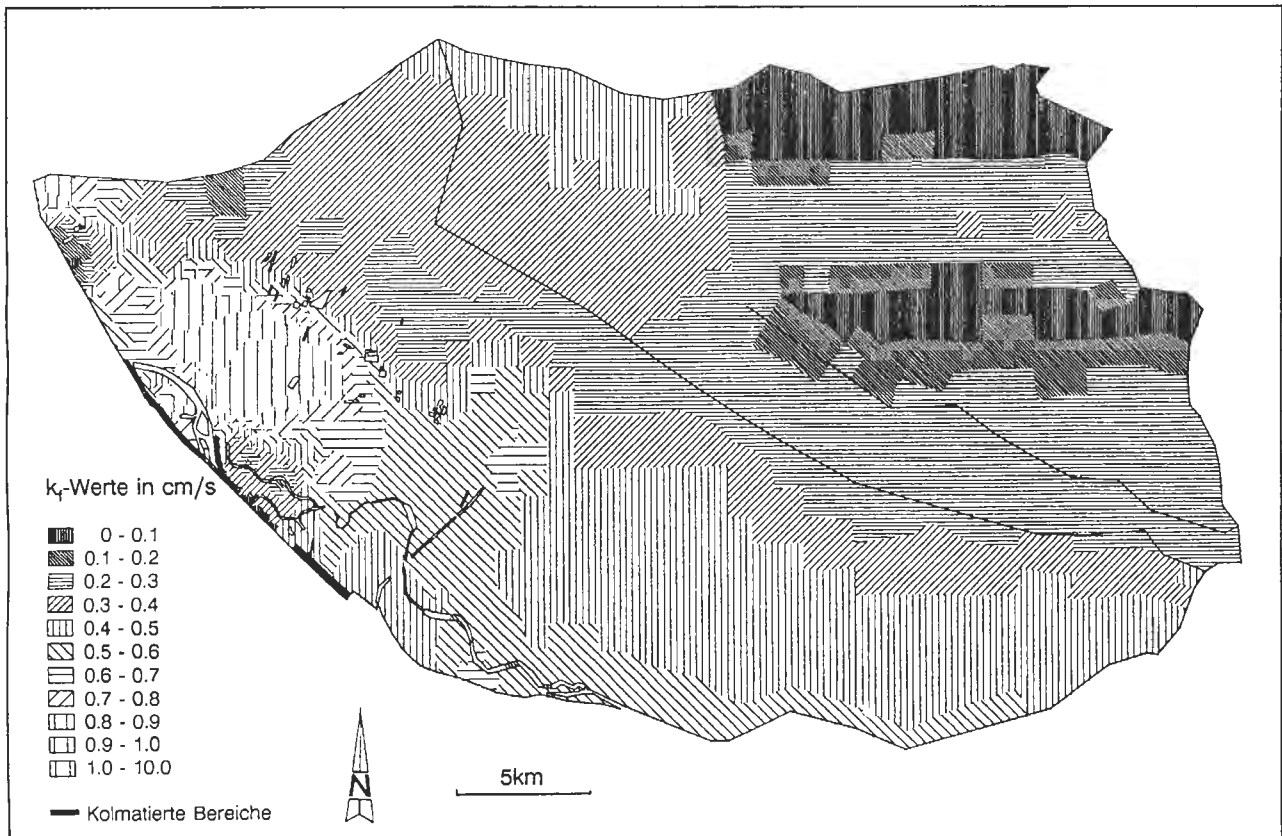
Abb. 24: Verteilung der k_f -Werte im Berechnungsgebiet.

Fig. 24: Spatial distribution of hydraulic conductivity in the modeled area.

Tabelle 2: Effektive Neubildungsraten 1987 in den einzelnen Gebieten des Marchfeldes (nach Mitteilung der EM, 1991).

Table 2: Groundwater recharge from precipitation in the subareas of the Marchfeld for 1987.

Grundwassergebiet	effektive Neubildungsrate 1987
1 donaanaher Bereich	17mm
2 marchnaher Bereich	12mm
3 Wien-21	-5mm
4 Wien-22	7mm
5 Seyringer Terrasse und Übergangsbereich zur Gänserndorfer Terrasse	12mm
6 Gänserndorfer Terrasse	22mm
7 nördliches zentrales Marchfeld	9mm
8 südliches zentrales Marchfeld	13mm
8 südöstliches Marchfeld	14mm
9 nordöstliches Marchfeld	1mm

die Jahresreihe 1951–1980 (KRESSER et al., 1984). Demgemäß wurde auch die effektive Neubildungsrate für 1971 aus den Mittelwerten verfügbarer Daten einer Jahresreihe berechnet.

Der Mittelwert der Grundwasserneubildung im Marchfeld für die Periode 1974–1987 beträgt gemäß

EM (1989) 51 mm/a. Nach GUGGISBERG (1990) wurden in diesem Zeitraum durchschnittlich 53% der Neubildung zur landwirtschaftlichen Bewässerung verwendet. Somit wurden für 1971 24mm effektive Neubildungsrate im niederösterreichischen Bereich des Marchfeldes (in allen 7 Teilgebieten) angenommen.

5.3.2. Entnahmen durch Industrie und Gewerbe

Während Neubildungsrate und Grundwasserentnahmen für den niederösterreichischen Bereich des Marchfeldes über die jeweilige Teilgebietsfläche zur effektiven Neubildungsrate verrechnet wurden, erfolgte für den Stadtbereich Wien 21 und Wien 22 eine andere Art der Dateneingabe: Gemäß EM (1989) wurde die Neubildung für beide Wiener Bezirke mit jeweils 75mm im Jahr 1987 flächenbezogen angegeben.

Da in jenem Bereich des Aussagegebietes, der im Wiener Stadtbereich liegt, eine Beeinflussung der Bor-Ausbreitung durch hohe industrielle Entnahmen angenommen werden kann, wurden diese Fördermengen **punktuell** angesetzt.

In Wien 21 und 22 dominieren die Entnahmen

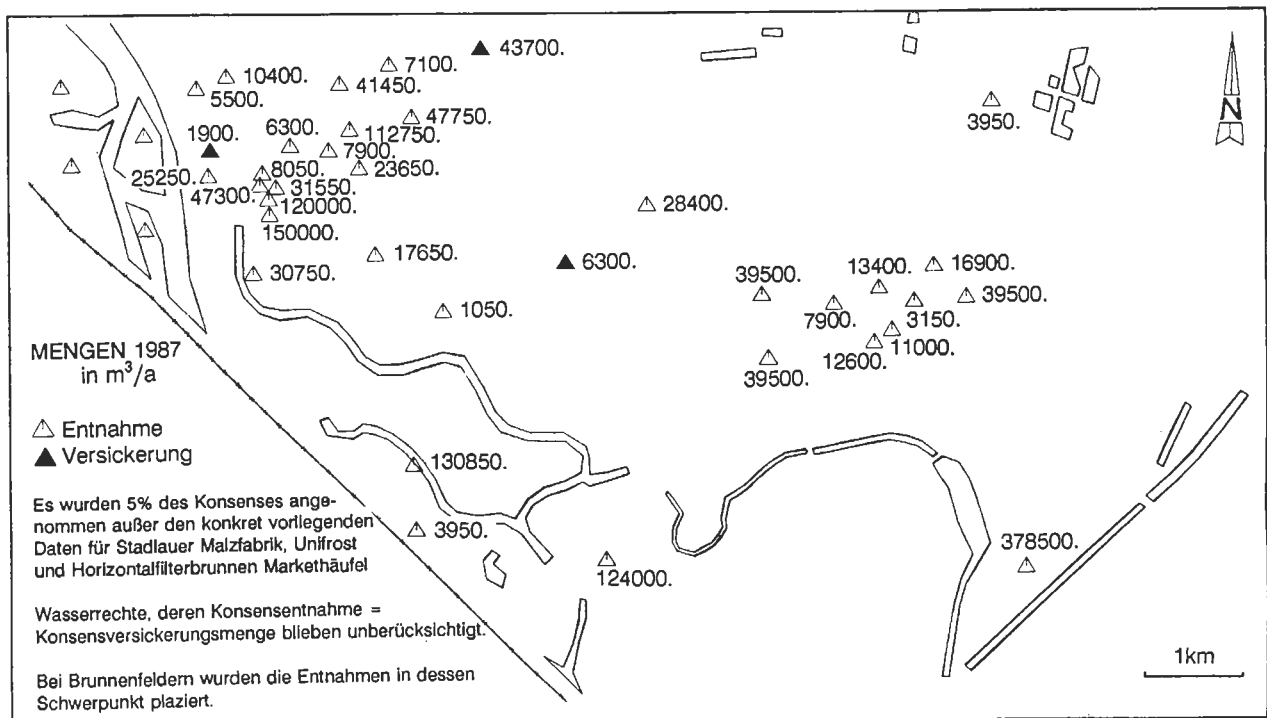


Abb. 25: Geschätzte Grundwasserentnahmen durch Industrie und Gewerbe im Aussagegebiet 1987.

Fig. 25: Estimated groundwater withdrawal for industrial use.

durch Industrie und Gewerbe gegenüber den Mengen für die Landwirtschaft (EM, 1989).

Den Daten über konsentierete Förder- und Versickerungsmengen im Stadtgebiet von Wien, einschließlich ihrer geographischen Lage, liegt die von der MA 58, Wasserbuch, erstellte Wasserrechtskartei zugrunde. Sie wurden in modifizierter Form in das gegenständliche Modell miteinbezogen (Abb. 25).

Die für die Modellierung der Bor-Konzentrationsfahne benötigte Höhe der Entnahme durch die in der Nachbarschaft der ehemaligen Borax-Werke befindliche Stadlauer Malzfabrik konnte direkt von der Werksleitung (Dipl.-Ing. REISINGER) erfragt werden (vgl. 7.2.1.). Die Entnahmen zweier Großbetriebe im niederösterreichischen Teil des Marchfeldes wurden aufgrund ihrer Höhe nach dem Bericht des BMFLF (1984) ebenfalls punktuell angesetzt: SUGANA-Zuckerfabrik: 190 000 m³/a und UNIFROST: 378 500 m³/a.

Davon abgesehen sind effektive Entnahmen und Infiltrationen der Industrie schwer abschätzbar, da lediglich die konsentierten Mengen als Datenmaterial zur Verfügung stehen, und diese die tatsächlichen Förder- und Rückführungsmengen bei weitem übersteigen.

Im Zuge der Eichung sollte u.a. die Relation von tatsächlichem Wasserverbrauch der Industrie zu ihren rechtlich bewilligten Entnahmemengen abgeschätzt werden.

Nach Angaben der MA 45 werden durchschnittlich 5% des Konsenses entnommen, für spezielle Zwecke (z.B. als Kühlwasser) bis zu 10%. So wurde das zu untersuchende Plausibilitätsintervall dieses Eingabeparameters mit 5–10% des Konsenses angenommen.

5.3.3. Trinkwasserentnahmen

Für das Grundwasserwerk „Markethäufel“ lagen von der MA 31 – Wasserwerke – detaillierte Aufzeichnungen über Fördermengen vor, die in Anbetracht ihrer Größe und Lage im Aussagegebiet ebenfalls punktuell ins Modell übernommen wurden.

Für den stationären Eichzeitpunkt 1987 ergaben sich 1 242 000 m³. 1971 existierte das Grundwasserwerk „Markethäufel“ noch nicht. Eine Galerie von 5 Trinkwasserbrunnen in der Unteren Lobau wurde gemäß den Aussagen der MA 31 überschlagsmäßig mit 120 000 m³/a/Brunnen angesetzt.

Einzelversorgungsanlagen (Hausbrunnen) blieben im Modell unberücksichtigt.

5.4. Randbedingungen für das Strömungsmodell

Die West-, Süd-, Ost- und Nordost-Grenze des Berechnungsgebietes bilden offene Gewässer, deren Wasserspiegelmessungen dem Modell als **Randbedingung 1. Art** vorgegeben wurden (Abb. 26).

Die Randbedingungen wurden aus Daten der Pegelstellen von Donau, Neuer Donau, March, Weidenbach und Ölhafen interpoliert. Eine Randbedingung 1. Art stellt für das Jahr 1971 die Donau dar, für das Jahr 1987 die Neue Donau. Die beiden Stauhaltungen der Neuen Donau wurden ausgespiegelt angesetzt.

Für den N und NW Rand des Berechnungsgebietes (Abfall des Weinviertler Hügellandes und Bisamberg) ermittelte die SIMULTEC (1989) einen Randzufluß von 150–250l/s (Randbedingung 2. Art).

Um die Verhältnisse um das Wehr 2 der Neuen Donau von der Berechnung auszuklammern, erfolgte bei Strom-km 1919 ein Schnitt parallel einer Stromlinie bis zum Ölhafen. Die Gebietsbegrenzung wird entlang des Ölhafens weitergeführt und folgt dann wieder der Donau (Abb. 26).

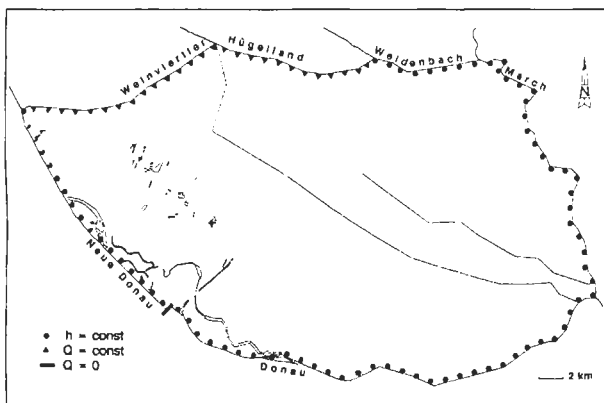


Abb. 26: Randbedingungen.
Fig. 26: Boundary conditions.

Auf den Schnitt entlang der Stromlinie von Neue-Donau-Strom-km 1919 zum Ölhafen gilt eine Randbedingung 2. Art ($Q = 0$).

Als Nebenbedingungen im Gebietsinneren wurden das Altarmsystem der Donau, Baggerseen und 2 Marchfeldbäche in das Modell eingearbeitet.

Die ausgespiegelten Becken der Altarme wurden entsprechend ihren Pegelstellen mit gleichen Potentialen berücksichtigt.

Die Baggerseen des Gebietes wurden mit vollem hydraulischen Kontakt zum Grundwasserkörper angesetzt.

Das In- und Exfiltrationsgeschehen der Marchfeldbäche blieb wegen der Irrelevanz für das Aussagegebiet unberücksichtigt.

Alle für die Randbedingungen im Modellgebiet benötigten Daten konnten von der MA 45 übernommen werden.

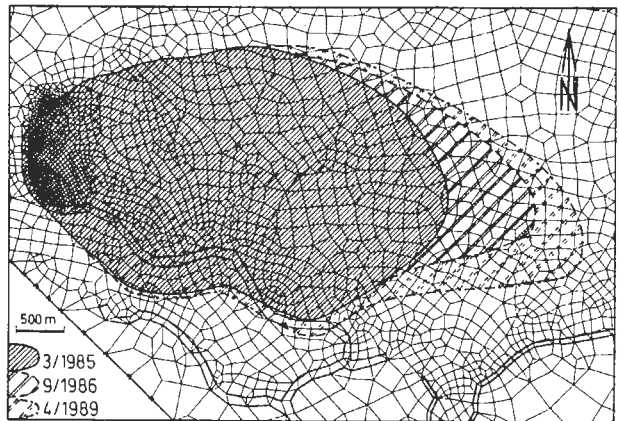


Abb. 27: Berechnete Stadien (3/1985, 9/1986, 4/1989) der Bor-Ausbreitung.
Fig. 27: Simulated boron plume concentration (3/1985, 9/1986, 4/1989).

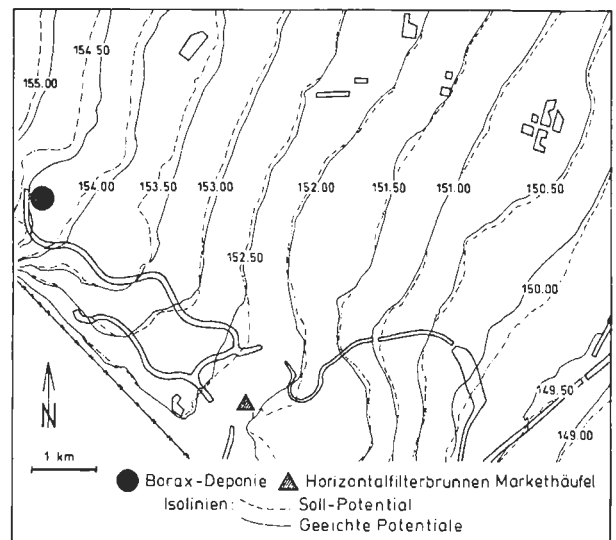


Abb. 28: Soll- und Eichpotentiale im Aussagegebiet, 1. Hälfte Dezember 1987.
Fig. 28: Observed and simulated potentiometric surface, Dezember 1987.

5.5. Vorgabe für das Transportmodell

In der Advektion-Dispersions-Gleichung (vgl. 4.3.) bildet der Quellterm $q \cdot c$ den Eingabeparameter für die Stofftransportberechnung in diesem Modell. Im zweidimensionalen Modell stellt er eine Projektion der punktförmigen Markierung der gesättigten Zone auf die Modellebene dar und wird in diesem Fall an einem Knoten angesetzt, der in der Mitte des umschlossenen Deponiebereiches (Punkt 21/1 in Abb. 10) liegt. Als Flüssigkeitsmenge q wurde eine sehr niedrige, sich nicht auf das Strömungsfeld auswirkende Menge von $40\text{m}^3/\text{a}$ angenommen.

Tabelle 3: Löslichkeit von Borax (BARTHOLOME et al., 1974) bzw. Bor in Wasser in mg/l bei verschiedenen Temperaturen.

Table 3: Water solutable borax and boron with different temperature.

	20°C	40°C	60°C	80°C	100°C
Borax (Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O)	51400	128400	461000	796000	1911000
Bor	5911	14766	53015	119400	219650

Über die Höhe der Konzentrationsquelle ξ liegen keine Informationen vor.

A. Eine Abschätzung der Höhe der eingetragenen Borax-Menge ist überschlagsmäßig aus dem Volumen des kontaminierten Grundwassers möglich: Die Einflußfläche der Bor-Kontamination umfaßt ca. 15km². Der Grundwasserleiter ist durchschnittlich 6m mächtig. Das durch Bor markierte Volumen beträgt demnach unter Berücksichtigung einer Gesamtporosität für sandige Kiese von 25% 21 500 Millionen Liter. Bei einer angenommenen, mittleren Belastung des Grundwassers durch 3mgB/l (minimaler Wert: 0,5mgB/l; maximaler Wert: 68mgB/l) wurden 65t Bor in den Grundwasserleiter eingetragen.

B. Die Entstehung der Bor-Kontaminationsfahne infolge einer vom Deponiekörper ausgehenden Sickerwassermarkierung oder/und einer Auslaugung der Deponiesohle scheint wenig wahrscheinlich.

Die unterhalb des Deponiekörpers festgestellte maximale Belastung des Grundwassers durch Bor beträgt ca. 400mgB/l. Eine derart „niedrige“ Konzentration kann nicht für $x \cdot 10$ mgB/l in ca. 600m Entfernung im Abstrombereich verantwortlich sein.

Von sehr viel höheren Konzentrationen im Grundwasser unterhalb der Anschüttung in der Vergangenheit kann nicht ausgegangen werden, da der deponierte Produktionsrückstand mit $x \cdot 10$ mgB/l bis $x \cdot 100$ mgB/l belastet ist.

Diese Vergleichswerte stammen aus Elutionsversuchen (vgl. 2.4.). Solche Versuche geben bereits einen Höchstwert der Auslaugbarkeit an.

C. Noch in 600m Entfernung vom Eintragsort sind bis maximal 68mgB/l gemessen worden (Meßstelle Nr. 18, Mühlgrundgasse 1, maximale Konzentration im Herbst 1983: 68mgB/l). Höhere Konzentrationen werden vermutet, da erstens die Vegetation bereits vor Beginn der Beprobung des Grundwassers auf Bor geschädigt war und da zweitens eine Konzentrationsverminderung durch hohen Pumpbetrieb im trockenen Sommer 1983 anzunehmen ist.

Nach BEHRENS et al. (1980) und MATTHESS

et al. (1985) liegt die Ausgangskonzentration immer mehrere Zehnerpotenzen über dem Maximum einer innerhalb der Ausbreitungsfahne gemessenen Konzentration.

Die maximal mögliche Bor-Konzentration im Wasser ist durch die Löslichkeit von Borax eingeschränkt. Tabelle 3 gibt die Löslichkeit von Natriumtetraborat-Dekahydrat bei verschiedenen Temperaturen an. Demnach nimmt die Löslichkeit mit steigender Temperatur zu.

Gemäß Tabelle 3 läßt eine Wirkstoffmenge von >6 000mg B/l auf eine Infiltration temperierter Lösungen schließen.

Gemäß Kapitel 2. entsteht Borax unter Kochen von Rohboraten mit Sodalösung. Solche Laugen enthalten nach Tabelle 3 maximal ca. 200 000mgB/l.

Für den Nahbereich der Deponie resultiert somit bei einer hohen Initialkonzentration infolge der hohen Dichte von Borax (1,73 g/cm³; WEAST, 1990) eine Dichtekonvektionsströmung.

Nach den Abschätzungen aus A. und C. kann von der Infiltration einer **hochkonzentrierten** Lösung in den Grundwasserleiter ausgegangen werden.

Die Grenzen des Vertrauensintervalls für den Eingabeparameter ξ wurden mit 1 000mgB/l, 10 000mgB/l, 100 000mgB/l und 200 000mgB/l festgelegt.

Eine Initialkonzentration von mehr als 6000mgB/l besitzt keine physikalische Entsprechung, da solche Konzentrationen nur in temperiertem Wasser vorliegen können. Es kann vermutet werden, daß eine in die gesättigte Zone eingebrachte, temperierte Bor-Lösung durch Abkühlung zur Auskristallisation von Borax führt. Das Salz wird in der Folge durch nachströmendes Grundwasser wieder gelöst.

In diesem Modell wird q mit 40m³/a angesetzt, da es für die Modellierung von Vorteil ist, mit einer niedrigen, sich nicht auf das Strömungsfeld auswirkenden Flüssigkeitsmenge q zu rechnen.

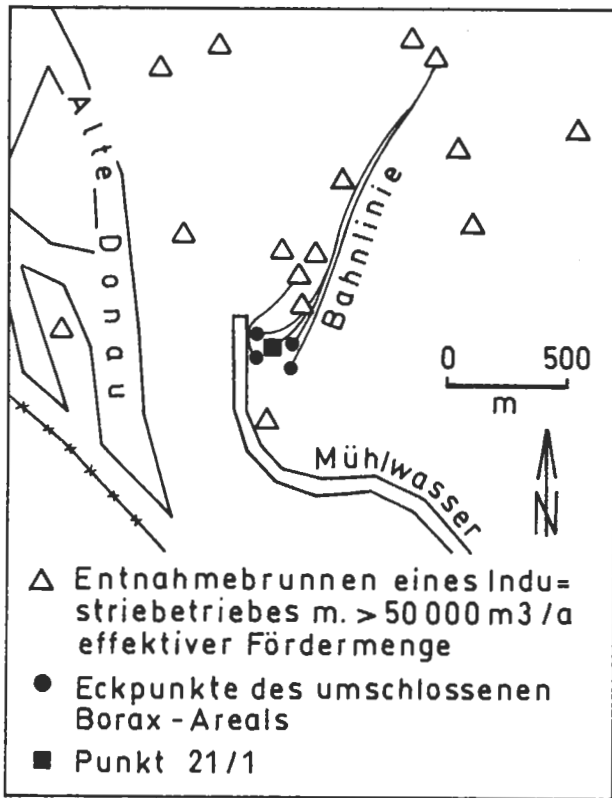


Abb. 29: Bahnlinienberechnung für Bor-„Teilchen“, ausgehend von den Eckpunkten des umschlossenen Areals der ehemaligen Borax-Werke. Annahme: Industriebetriebe (Stand 1987) entnehmen Grundwasser in der Höhe von 10% ihres Konsenses.

Fig. 29: Boron point tracking (the "boron particles are start from the edges of the borax disposal site. Estimation: groundwater withdrawal for industrial comes up to 10% of maximal permitted quantity of water).

6. Modelleichung

Der im Rahmen der Eichung nachzubildende Grundwasserstand, der Sollzustand, sollte sich theoretisch auf einen Zeitpunkt beziehen, der Grundwasserhältnisse, Neubildungsrate und Entnahmen/Versickerungen über den zu simulierenden Zeitraum repräsentativ erfasst. In diesem Fall muß auch der integrale Einfluß der Grundwasserströmung durch die kontinuierliche Absenktendenz im Marchfeld und den Bau der Neuen Donau berücksichtigt werden.

Die Anfertigung eines repräsentativen Grundwasser-Schichtenplanes dieser Art übersteigt den vertretbaren Aufwand im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung. Stattdessen wurden Sollzustände gewählt, die die Verhältnisse vor und nach dem Bau der Neuen Donau wiedergeben.

Der Grundwasserschichtenplan „1. Hälfte De-

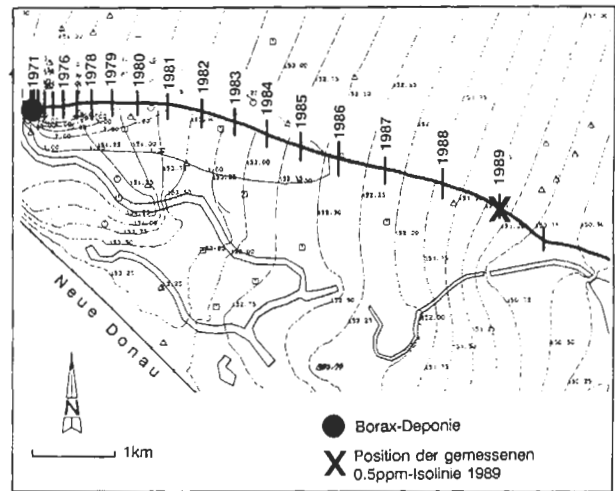


Abb. 30: Fließweg-Fließzeit-Berechnung.

Fig. 30: Pathlines and isochrones.

zember 1987“ repräsentiert die Verhältnisse nach dem Bau der Neuen Donau.

Die erste Hälfte Dezember 1987 wurde deshalb als **Eichzeitpunkt** gewählt, da vor diesem Stichtag für eine Periode von ca. 8 Wochen keine signifikanten Wasserstandsänderungen bzgl. der für das Strömungsfeld des Aussagegebietes entscheidenden Randbedingung (Alte Donau und untere Stauhaltung der Neuen Donau) stattfanden. Zudem lag für diesen Stichtag ein Grundwasserschichtenplan der SIMULTEC (1989) vor, der hinsichtlich des Aussagegebietes – basierend auf Wasserstandsmessungen der MA 45 und unter Zuhilfenahme von zahlreichen Grundwasserschichtenplänen der GRUPPE WASSER – vor allem im Bereich des Altarmsystems detailliert überarbeitet wurde.

Der Grundwasserschichtenplan vom 1. Juni 1971 repräsentiert die Verhältnisse vor dem Bau der Neuen Donau. Dieser Schichtenplan gibt den mittleren Grundwasserstand der Jahresreihe 1951–1980 für das Aussagegebiet wieder.

Dieser Zustand sollte durch das geeichte Modell nachgebildet werden.

Aus unter 3.7.2. belegten Gründen erfolgte die **Eichung der Strömung stationär**.

Die Eichung des Bor-Konzentrationsfeldes wurde durch den Vergleich von gemessenen mit berechneten Ausbreitungsstadien und Durchgangskurven vorgenommen.

Während der Kalibrierung werden die als am spekulativsten angesehenen Parameter in vorher festgelegten Plausibilitätsintervallen sukzessive variiert, bis eine Datenkombination gefunden wird, mit der die Modellreaktion das Natursystem bestmöglich nachbildet.

Als Kontrollfunktion dieses Vorganges dienen in

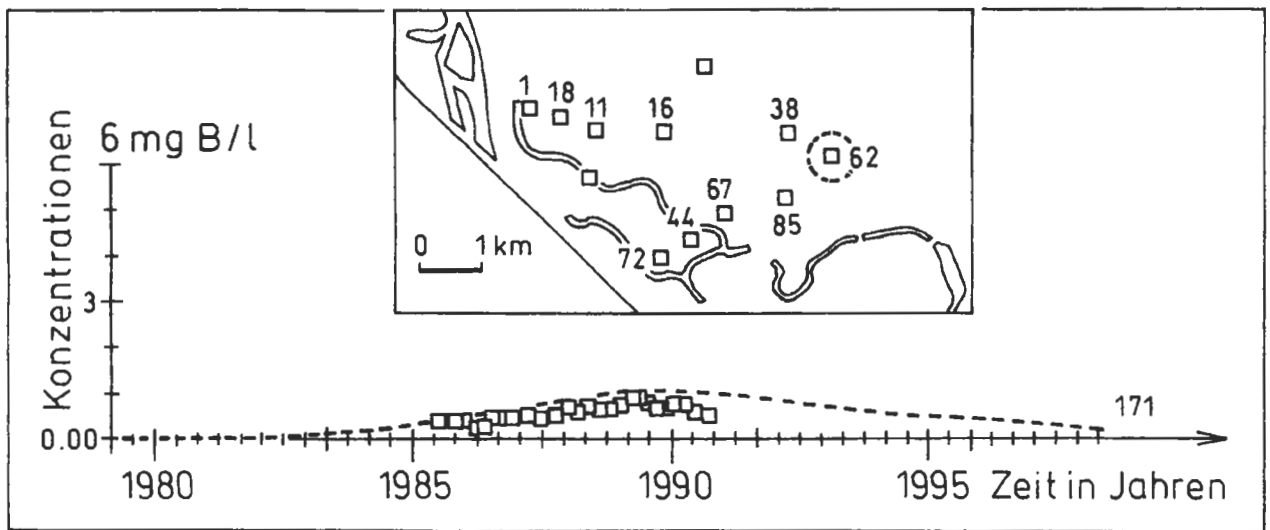


Abb. 31: Anpassung der gerechneten an die gemessenen Bor-Durchgangskurven in Deponie-entferntesten Meßstellen.

Fig. 31: Measured (symbols) and simulated (lines) breakthrough curves for the farrest observation site from the boron source area.

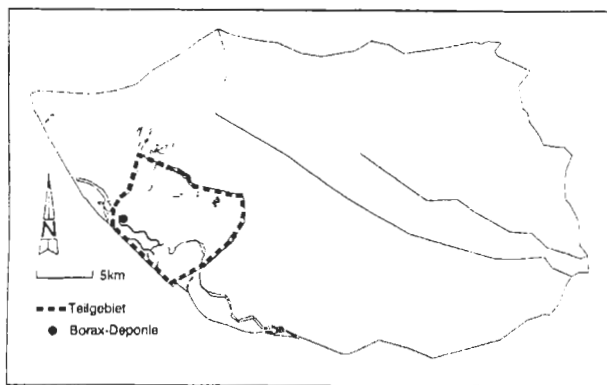


Abb. 32: Lage des Teilgebietes (für die Variantenrechnungen „Sohlriegel“) im Berechnungsgebiet.

Fig. 32: Location of the subarea within the modeled area.

der Regel die zu anderen Parametern vergleichsweise einfach zu messenden Standrohrspiegelhöhen.

In der vorliegenden Arbeit stellt das Ergebnis der Eichung die erfolgreiche modellhafte Nachbildung der gemessenen Bor-Kontaminationsfahne im Fernfeld der Quelle dar (Abb. 27, vgl. auch Abb. 37 -4, -5, -6).

Für die angenommenen Parameter und die vorgegebenen Randbedingungen zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit der zeitlichen Ausbreitung von Bor. Die berechneten 0,5ppm-Isolinien von 1985, 1986 und 1989 sind nahezu identisch mit den aus Messungen erhaltenen Isolinien.

Die Parameterkombination, mit der sich die Felddaten am besten approximieren lassen, wird im folgenden diskutiert.

6.1. Grundwasserströmung

6.1.1. Randzufluß

Der Sollplan „1. Hälfte Dezember 1987“ konnte vor allem im Nordwest-Bereich des Berechnungsgebietes nicht zufriedenstellend nachgebildet werden. Er lag deutlich (bis zu 1m) unter dem Eichzustand.

Nach einer Verringerung der Mengen des nord-westlichen Zustromrandes auf 120l/s ergaben sich tolerierbare Eichdifferenzen.

Im Bereich des Aussagegebietes konnten die beobachteten Potentiallinien mit einer Genauigkeit von $\pm 10\text{cm}$ für den Sollzustand 1. Hälfte Dezember 1987 reproduziert werden (vgl. Abb. 28).

Auf dieser Grundlage der verminderten Randzuflüsse konnte auch der Grundwasserschichtenplan vom 1.6.1971 im Aussagegebiet erfolgreich nachgebildet werden (Abb. 38).

Für beide Sollzustände beträgt die Strömungsgeschwindigkeit im Hauptteil des Aussagegebietes ca. 500m/a (vgl. Abb. 39).

6.1.2. Entnahmemengen

Das Plausibilitätsintervall für die Höhe der industriellen Entnahmen im Aussagegebiet von 5–10% der konsentrierten Menge konnte erst nach einer Stofftransportrechnung bei angenommenen Parametern und vorgegebenen Randbedingungen (Strömung: 1.6.1971; $\epsilon = 120\,000\text{mgB/l}$; $q = 40\text{m}^3/\text{a}$; Entnahmen der Malzfabrik: Brunnenfeld 1: $385\,000\text{m}^3/\text{a}$, Brunnenfeld 2: $315\,000\text{m}^3/\text{a}$; $\alpha_L = 80\text{m}$; 100m, 120m, 140m; $\alpha_T = 0,3 \alpha_L$; $n_f = 0,2$) auf den Wert „5% des Konsenses“ eingengt werden. Die in NNE der Borax-Werke gelegenen Groß-Industrien würden eine

Abb. 33 a, b, c: Künstliche Schwellen des Mühlwassers als einflußnehmende Parameter der Bor-Ausbreitung im Grundwasser von Wien-Donaustadt.

Abb. a: Keine Berücksichtigung der Schwellen im Mühlwasser. Abb. b: Sohlriegel Wehranlage Kapellenweg fehlend.

Abb. c: Alle wesentlichen Sohlriegel des Mühlwassers berücksichtigt.

Fig. 33 a, b, c: Barriers within a ox-bow lake of the Danube, the so called Mühlwasser, as major significant parameters for the spreading of the boron plume in the groundwater of Vienna/Donaustadt.

Fig. a: Without any barrier in the Mühlwasser.

Fig. b: With all except one barrier in the Mühlwasser.

Fig. c: With all barriers in the Mühlwasser.

starke Verlagerung der Bor-Einflußfläche nach Norden (Abb. 29) bewirken, wenn man effektive Entnahmen schon von 10% des Konsenses annimmt. Dies entspricht aber nicht der gemessenen räumlichen Bor-Verteilung.

6.1.3. Durchlässigkeit, Neubildungsrate und durchflußwirksamer Hohlraumanteil

Die Daten für k_f -Wert und Neubildungsrate blieben unverändert.

Die Start- k_f -Werte im Aussagegebiet entstammen einem bereits geeichten Modell (GRUPPE WASSER, 1987). Die Neubildungsrate im Marchfeld ist durch zwei Studien (EM, 1989; SIMULTEC, 1989) gut belegt.

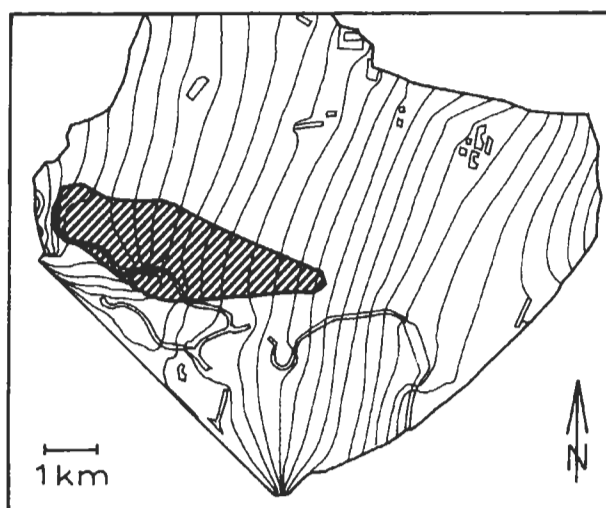
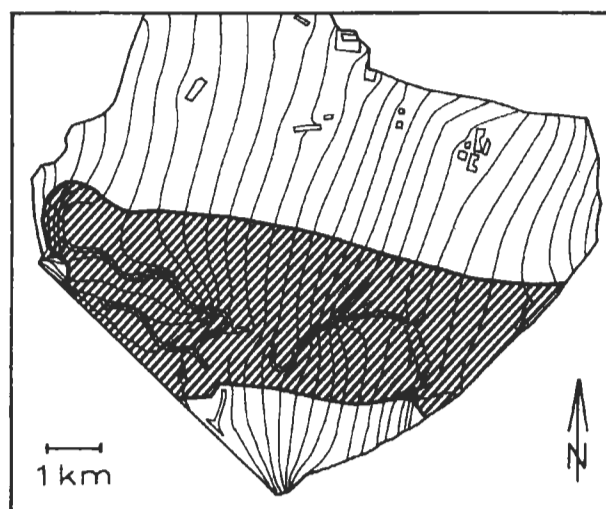
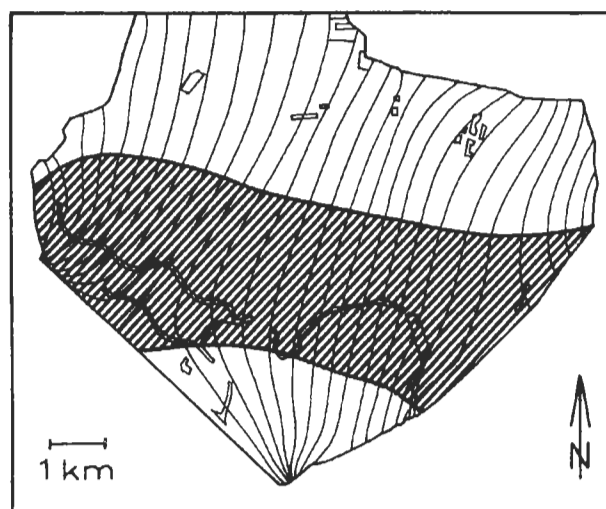
Der durchflußwirksame Hohlraumanteil wird mit 20% vorausgesetzt.

6.2. Stofftransport

6.2.1. Initialkonzentration

Bei einer Flüssigkeitsmenge von $q = 40\text{m}^3/\text{a}$ sind bei Berechnungen mit niedrigen Initialkonzentrationen (1 000 und 10 000mgB/l) die Mengen zu gering, um die beobachtete Bor-Ausbreitungsfahne zu verursachen.

Eine Vergleichsrechnung mit zuerst 10 000mgB/l und dann 100 000mgB/l unter gleichen Bedingungen (Strömung: 1.6.1971; Entnahmen der Malzfabrik: Brunnenfeld 1: 385 000m³/a, Brunnenfeld 2: 315 000m³/a; Entnahmen durch die Industrie: 5% des Konsenses; $\alpha_L = 80\text{m}, 100\text{m}, 120\text{m}, 140\text{m}$; $\alpha_T = 0,3 \cdot \alpha_L$; $n_f = 0,2$) zeigt, daß die Ergebnisse der ersten Berechnung nicht dem Ausmaß der gemessenen Bor-Einflußfläche entsprechen. Die Ergebnisse der zweiten Berechnung stimmen tendenziell mit der beobachteten Bor-Konzentrationsfahne überein.



Die Berechnungen wurden schließlich mit einem jährlichen Eintrag von 40m³ Wasser, in dem 120 000mgB/l gelöst sind, durchgeführt.

6.2.2. Infiltrationszeitpunkt

Zur Abschätzung des Eintragszeitpunktes bzw. des Simulationsbeginns wurde mit dem geeichten Strömungsmodell eine Fließweg-Fließzeit-Be-

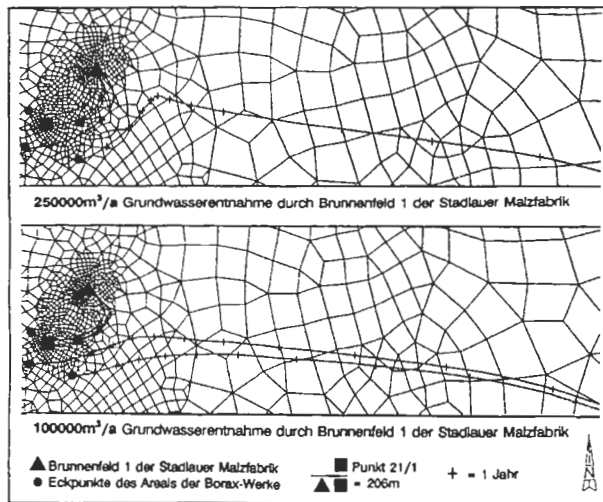


Abb. 34: Fließweg-Fließzeit-Berechnung.
Fig. 34: Pathlines and isochrones.

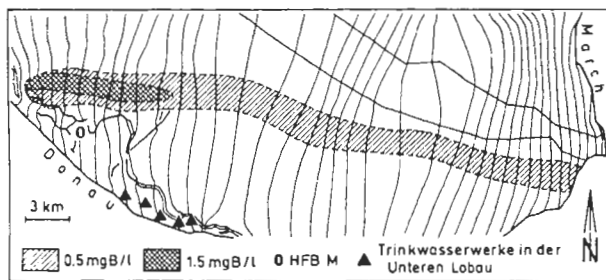


Abb. 35: Kontinuierlicher Eintrag von Bor.
Fig. 35: Continuous input of boron.

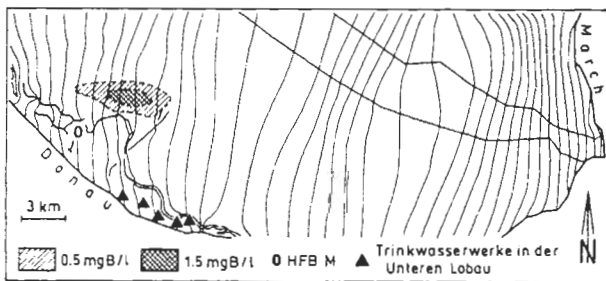


Abb. 36: Zeitlich begrenzter Eintrag von Bor.
Fig. 36: Instantaneous input of boron.

rechnung durchgeführt (Strömung: 1.6.1971; $\epsilon = 120\ 000\text{ mgB/l}$; $q = 40\text{ m}^3/\text{a}$; Entnahmen der Malzfabrik: Brunnenfeld 1: $385\ 000\text{ m}^3/\text{a}$, Brunnenfeld 2: $315\ 000\text{ m}^3/\text{a}$; Entnahmen durch die Industrie:

5% des Konsenses; $n_f = 0,2$) In diesem Fall gehen in die Modellbetrachtung nur Abstandsgeschwindigkeiten bzw. mittlere Ankunftszeiten eines Wasserinhaltsstoffes ein. Der *advective* Transport wird simuliert, während *dispersive* Effekte vernachlässigt werden.

Ausgehend von der Lage der gemessenen Konzentrationsisolinie von 1989 wurden die Fließzeitabstände von jeweils einem Jahr entlang einer Bahnlinie in die Vergangenheit bis zum Deponiestandort verfolgt (Abb. 30). Da sich aber eine Kontamination im Grundwasser infolge Dispersion schneller ausbreitet als aufgrund der berechneten Abstandsgeschwindigkeit, erhält man mit 1971 den **frühestmöglichen Eintragszeitpunkt**.

Wegen der additiven Wirkung des dispersiven Transportes auf die ermittelte Fließstrecke wurde der Simulationsbeginn sukzessive in die Zukunft verschoben, bis gerechnete und gemessene Durchgangskurven in Deponie-entferntesten Bor-Meßstellen übereinstimmten. Dies war bei Berechnungen der Fall, die als **Eintragszeitpunkt Ende 1974** voraussetzen (Abb. 31). **Dieser Zeitpunkt liegt zwischen Produktionsende 1973 und Betriebs-schluß 1976 der Borax-Werke.**

Somit kann im gegenständlichen Fall von einer unstatthafter Beseitigung hochkonzentrierter Abfälle bei Schließung des Betriebes ausgegangen werden. Die hochkonzentrierten Bor-Mengen wirkten voraussichtlich über mehrere Jahre als diffuse Quelle im Untergrund, bevor sie gemäß ihrer Löslichkeit im Grundwasser durch Verdünnung vollständig eliminiert wurden.

6.2.3. Dispersivität

Die longitudinale Dispersivität wurde im Rahmen der Eichung anhand der Tracer-Durchgangskurven in Deponie-entferntesten Bor-Meßstellen quantifiziert.

Mit den bereichsweisen α_L -Werten von 80m, 100m, 120m, 140m und einem α_T -Wert von $0,3 \cdot \alpha_L$ konnte die Bor-Ausbreitung am besten nachgebildet werden. Somit wurden die höchsten der drei Schätzwerte für α_T und für α_L (im Deponie-Nahbereich) in die Modellberechnung übernommen. Diese Werte könnten zwei dispersionssteigernden Effekten im Aussagegebiet Rechnung tragen:

1. Infolge einer großen Anzahl von Einzelversorgungsanlagen (Hausbrunnen), Gärtnereien und Industriebetrieben kommt es zu häufigen Brunnen-durchgängen, die eine Dispersionserhöhung zur Folge haben. Sie wird auch durch den nachfolgenden Eintritt in das Grundwasser nicht wieder reduziert (SCHRÖTER, 1984). Die Senken im Aussagegebiet stellen somit eine Akkumulation dispersionssteigernder Effekte dar.

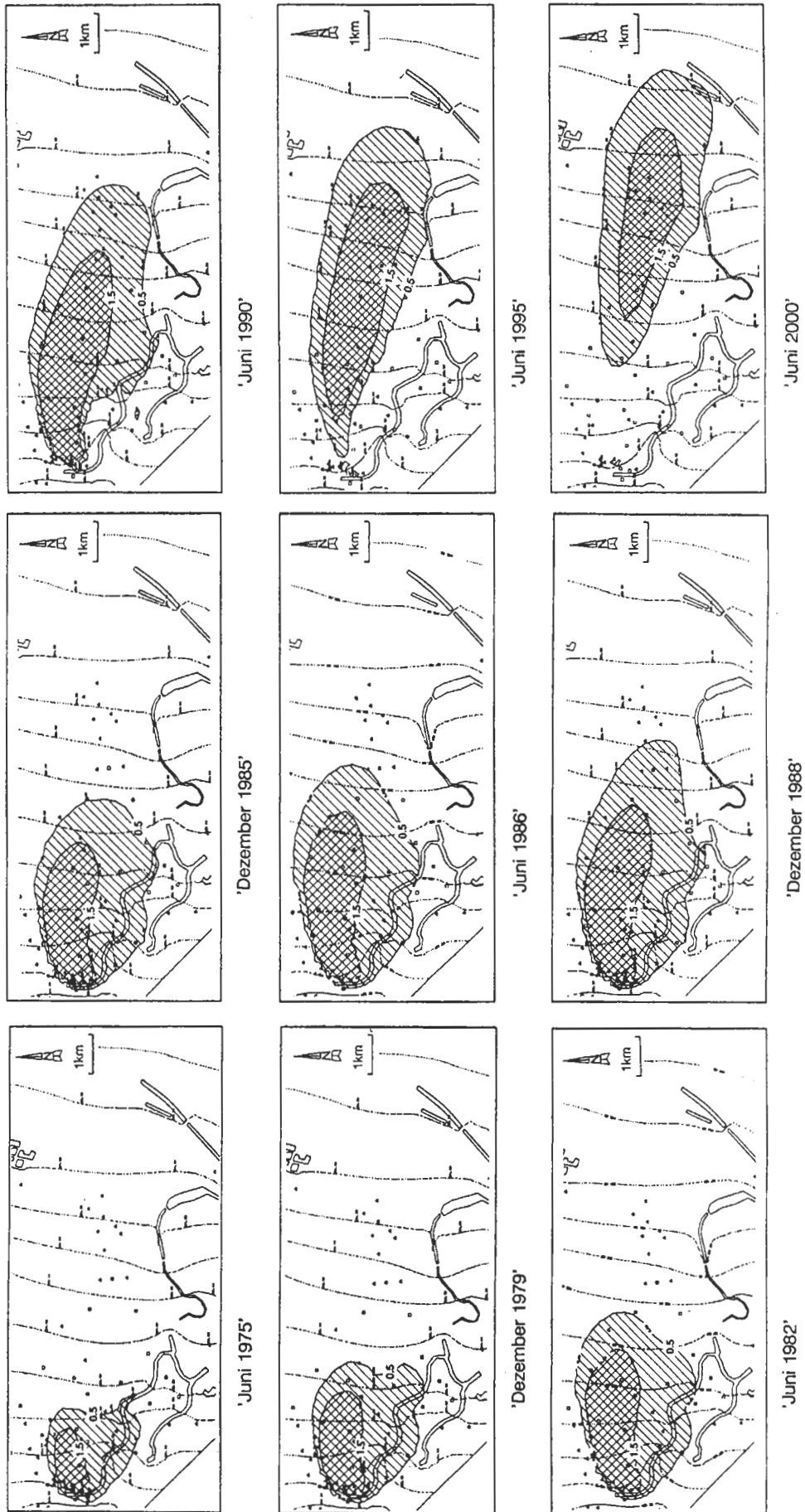


Abb. 37

2. Nach BEAR (1972) führt eine nicht schichtparallele Tracerausbreitung zu einer stärkeren Auffächerung des Wasserinhaltsstoffes durch das Korngerüst und damit zu hohen Dispersivitäten. In den hier angenommenen Dispersivitätswerten könnten sich die Inhomogenitäten des fluviatilen Sedimentkörpers im Aussagegebiet widerspiegeln.

6.2.4. Infiltrationsart

Anhand des Verlaufes von Durchgangskurven wird zwischen kontinuierlicher und einmaliger Tracerinfiltration unterschieden.

Tracerdurchgänge im Grundwasser, die aus einer Sickerwassermarkierung resultieren, sind zeitlich lang andauernd und durch flache Maximalkonzentrationen charakterisiert. Bei direkter Tracereingabe ins Grundwasser bilden sich hohe Konzentrationsmaxima aus und die Durchgänge sind von begrenzter Dauer (BEHRENS et al., 1980).

Das Aussehen der vorhandenen Bor-Durchgangskurven weist deutlich auf eine **zeitlich begrenzte Infiltration** hin.

Eine kontinuierliche Auswaschung der Borhaltigen Produktionsrückstände ist seit der Existenz der Borax-Werke 1893 gegeben. Unter der Voraussetzung einer sehr langsamen Sickerwasserbewegung durch die ungesättigte Zone (Größenordnung: 1m/-Jahr, vgl. MOSER & RAUERT, 1980; MATTHESS, 1983) und einer Mächtigkeit der Anschüttung von 4m (wie sie bei Produktionsende vorlag) würde bereits nach 4 Jahren (1897) eine permanente Sickerwassermarkierung erfolgen. 1983 wurde die Bor-Kontamination erkannt, und es ist nicht verständlich, warum Ursache und Wirkung um fast ein Jahrhundert differieren sollten.

Die Durchgangskurven für kontinuierlich infiltriertes Bor ins Grundwasser würden mit einem Konzentrationsanstieg beginnen und nach Erreichen eines Sättigungswertes zu einem konstanten Konzentrationsverlauf führen. Eine wirksame Sanierung würde sich in abstromig gelegenen Meßstellen gemäß deren Abstand von der Quelle durch einen Kurvenabfall bemerkbar machen. Die Durchgangskurven der Deponie-nahen Meßstellen sind aber bereits vor dem Wirksamwerden der Sanierung (Herbst 1984) durch einen Konzentrationsabfall gekennzeichnet.

Gemäß dieses Sachverhaltes ist die Borax-Deponie nicht als Quelle der Bor-Kontamination des Grundwassers in Wien-Donaustadt anzusehen.

Abb. 37: (Links:) Berechnete Einflußflächen der Bor-Kontamination 1975–2000.

Fig. 37: (Left:) Simulated boron contamination plume 1975–2000.

6.2.5. Infiltrationsort

In diesem Modell wurden zwei Einleitungsorte von Bor simuliert: 1. Einleitungspunkt 21/1 (Abb. 10), ungefähr in der Mitte des umschlossenen Anschüttungsbereiches der Borax-Werke liegend, und 2. Einleitungspunkt PA, ein sich außerhalb des sanierten Bereiches und seit Anfang der achtziger Jahre außerhalb des Einzugsgebietes des Brunnenfeldes 1 der Stadlauer Malzfabrik befindlicher Ort (vgl. Abb. 10).

Es zeigt sich, daß, obwohl im 1. Fall der Einleitungsort im Einzugsgebiet der Entnahme liegt, es infolge Dispersion zu einer Ausbreitung der Bor-Kontaminationsfahne kommt. Liegt der Einleitungspunkt außerhalb einer Beeinflussung durch den Entnahmetrichter, so besitzen lediglich die Einflußflächen höherer Bor-Konzentration eine größere Ausdehnung. Für weitere Berechnungen wurde der **Einleitungsort PA** gewählt.

6.2.6. Infiltrationsdauer

Die Simulation erfolgte mit einer **einmaligen Bor-Infiltration von 1974 bis 1981**. Das Infiltrationsende ist durch Unvollständigkeit der Durchgangskurven und der Unkenntnis der Verhältnisse im Nahfeld der Deponie (durch die hohen Entnahmen der Stadlauer Malzfabrik werden Strömungs- und Konzentrationsfeld verzerrt) nicht genau feststellbar.

Falls die in Meßstelle 18 gemessene Maximalkonzentration im Herbst 1983 wirklich dem höchsten Wert an dieser Meßstelle entspricht, so rührt er von einer Infiltration, gemäß den vorherrschenden Geschwindigkeiten vor ca. 2 Jahren (1981) her.

Es wird vermutet, daß die Infiltration einer hochkonzentrierten Borax-Lösung über mehrere Jahre als diffuse Quelle im Untergrund wirkte bzw. wirkt.

6.3. Stabilität

Bei Stofftransport-Berechnungen mit der Methode der Finiten Elemente hat die gewählte Orts- und Zeitdiskretisierung einen erheblichen Einfluß auf Stabilität und Approximationsgüte des Rechenverfahrens. Eine zu niedrige, räumliche Auflösung führt zu *numerischer Dispersion*, ein ungünstiges Verhältnis zwischen zeitlicher und räumlicher Diskretisierung führt bei instationären Rechnungen zu Oszillationseffekten. Eine Überprüfung der Stabilität erfolgt mit Hilfe von PECLET- und COURANT-Kriterium.

Für das Aussagegebiet besteht eine räumlich und zeitlich stabile Lösung. Für die instationäre Stofftransportrechnung wurde die Zeitreihe 1974 bis 2000 in Schritten von sechs Monaten diskretisiert. Diese zeitliche Auflösung erwies sich als ausreichend.

7. Variantenrechnung

7.1. Einfluß der Sohlriegel des Mühlwassers

Die Modellierung der Bor-Kontaminationsfahne hat sich als äußerst sensitiv bezüglich der kleinräumigen Einflüsse auf das Strömungsfeld durch die Schwellen des Mühlwassers erwiesen.

Um die Rechenzeit gering zu halten, wurden diese Sensitivitätsanalysen mit einem kleineren Netz durchgeführt (Abb. 32). Die Randbedingungen auf dem Teilgebietsrand konnten dem Gesamtmodell entnommen werden.

Die Variantenrechnungen erfolgten unter folgenden Bedingungen: $\epsilon = 100\%$, $\alpha_L = 80\text{m}, 100\text{m}, 120\text{m}, 140\text{m}$; $\alpha_T = 0,3 \cdot \alpha_T$; Potentialfeld vom 1.6.1971. Die Konzentrationsisolinien gleicher Werte wurden miteinander verglichen.

Die markierten Einflußflächen in den Abbildungen 33 a-c geben eine Grundwasserkontamination mit $>5\%$ der Infiltrationsmenge an.

Abbildung 33 a zeigt das Ergebnis einer Simulation, bei der keine Berücksichtigung der Sohlriegel im Mühlwasser erfolgte. Der der Abbildung 33 b zugrunde liegenden Berechnung fehlt die Nachbildung der Schwelle mit dem größten Einfluß auf die Form der Bor-Kontaminationsfahne: Wehranlage Kapellenweg. In der dritten Variantenrechnung, visualisiert durch Abbildung 33 c, wurde dieser Riegel berücksichtigt. Diese Variante entspricht der gemessenen Form der Kontaminationsfahne.

7.2. Einfluß von Entnahmen

7.2.1. Entnahmen durch die Stadlauer Malzfabrik

In ca. 300m Entfernung NNE der ehemaligen Borax-Werke befindet sich der Schwerpunkt eines Brunnenfeldes. Es besteht aus zehn Einzelversorgungsanlagen, die von der Stadlauer Malzfabrik in wechselnder Kombination betrieben werden.

Im Modell werden die zehn Einzelversorgungsanlagen durch zwei Brunnenfelder nachgebildet.

Durch die Entnahmen der Stadlauer Malzfabrik ergibt sich eine lokale Ablenkung des Strömungsfeldes nach Norden (vgl. Abb. 27 und 39) und somit die Ausbildung eines **scheinbar** großen Öffnungswinkels der Infiltration (große Öffnungswinkel der Infiltration sind typisch für permanente Grundwasser-Markierungen).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden zur Abschätzung des Absenkbereiches durch das Brunnenfeld 1 Fließweg-Fließzeit-Berechnungen mit variierenden Grundwasser-Entnahmen der Stadlauer Malzfabrik durchgeführt. Die Fördermengen dieses Brunnenfeldes wurden 1983/1984 von $385\ 000\text{m}^3/\text{a}$

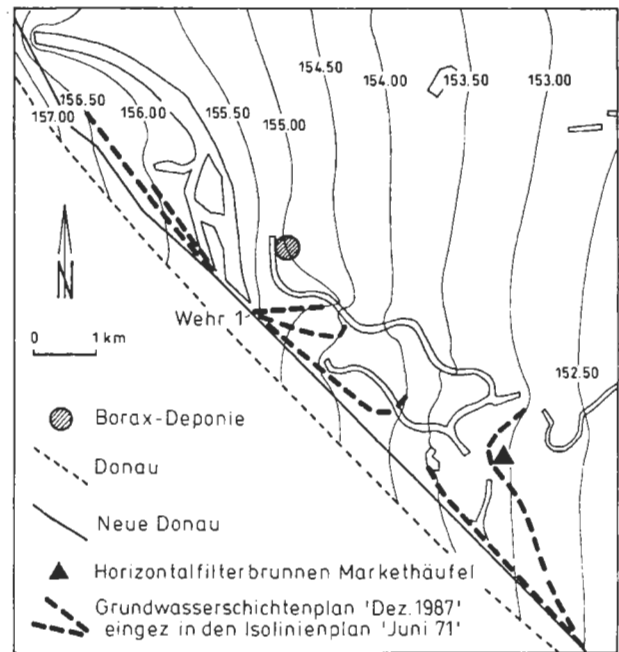


Abb. 38: Grundwasserströmung vor und nach dem Bau der Neuen Donau.

Fig. 38: Potentiometric surface before and after construction of the "New Danube".

auf $150\ 000\text{m}^3/\text{a}$ vermindert. Der Weg von „Teilchen“, die von den Eckpunkten des Borax-Areals und dem Punkt 21/1 in der Mitte des sanierten Bereiches ausgehen, wurde bei unterschiedlichen Fördermengen des Brunnenfeldes 1 verfolgt: $500\ 000\text{m}^3/\text{a}$, $250\ 000\text{m}^3/\text{a}$, $200\ 000\text{m}^3/\text{a}$, $100\ 000\text{m}^3/\text{a}$, $50\ 000\text{m}^3/\text{a}$. Die Berechnung erfolgte unter den vorgegebenen Randbedingungen und angenommenen Parametern (Strömung: 1.6.1971; $\epsilon = 120\ 000\text{mgB}/\text{l}$; $q = 40\text{m}^3/\text{a}$; $\alpha_L = 80\text{m}, 100\text{m}, 120\text{m}, 140\text{m}$; $\alpha_T = 0,3 \cdot \alpha_T$; $n_f = 0,2$). Es zeigte sich, daß bei hohen Entnahmemengen das gesamte Grundwasser unterhalb des Areals der Borax-Fabrik in das Einzugsgebiet des Brunnenfeldes 1 der Stadlauer Malzfabrik fällt. Bei Fördermengen, wie sie seit Beginn der achtziger Jahre vorherrschen, befinden sich die südlichen Bereiche des Borax-Geländes außerhalb des Absenktrichters. Das Strömungsfeld wird anteilmäßig nach Norden abgelenkt. Bei niedrigen Entnahmemengen erfolgt keine Beeinflussung der Ausbreitung eines Wasserinhaltsstoffes im Grundwasser durch den von der Stadlauer Malzfabrik erzeugten Entnahmetrichter (Abb. 34).

Es wird vermutet, daß der Eintrag von Bor ins Grundwasser im südlichen Bereich des Borax-Areals und an einem Punkt (z.B. Punkt PA in Abb. 10) mit keiner bzw. niedriger Beeinflussung durch den Absenktrichter der Stadlauer Malzfabrik erfolgte.

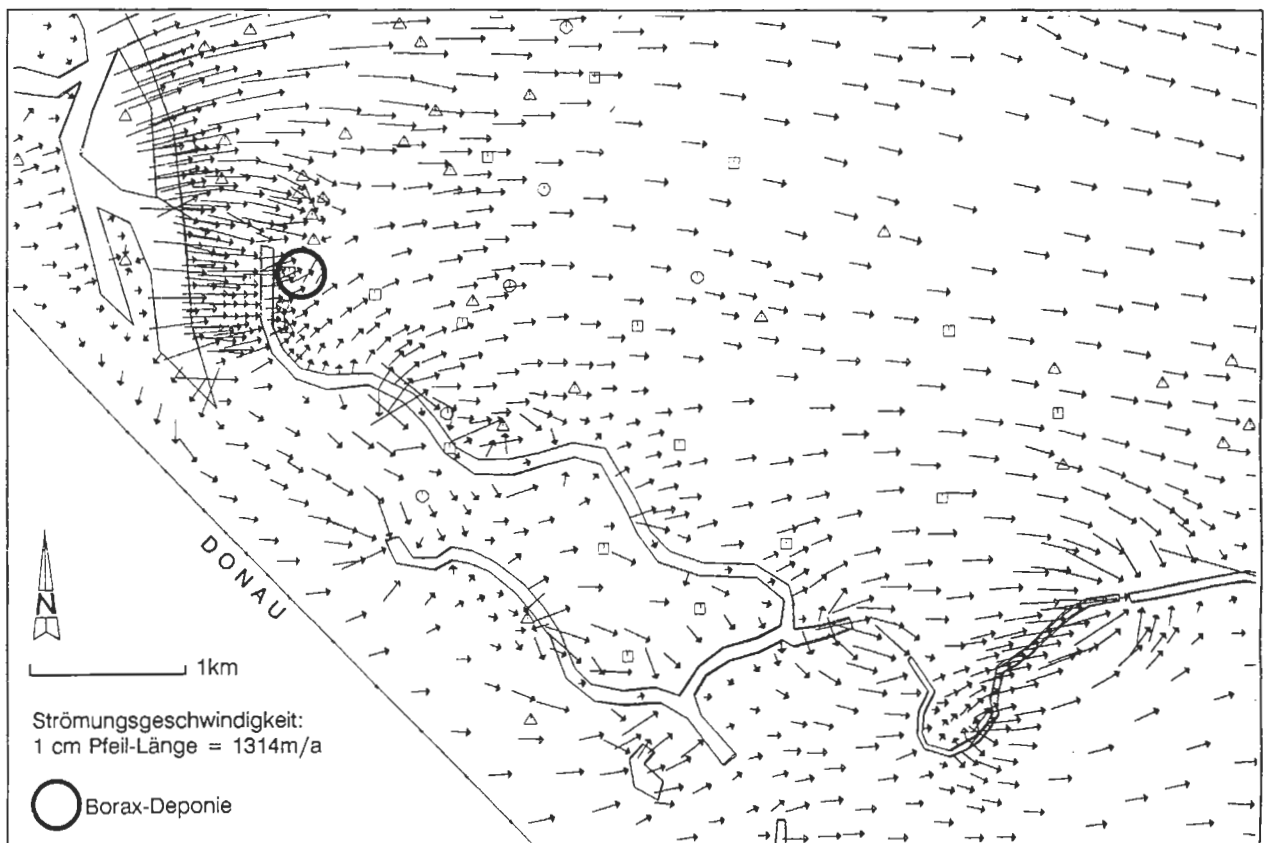


Abb. 39: Geschwindigkeitsfeld „Juni 1971“.

Fig. 39: Velocity field of groundwater flow in "June 1971".

7.2.2. Entnahmen durch die Borax-Werke

Die Borax-Werke besaßen nie ein Wasserrecht. Trotzdem existierte bei den Produktionsstätten im Punkt PA (vgl. Abb. 10) ein Brunnen. Bei Berechnungen mit einer angenommenen Entnahme von $50\,000\text{m}^3/\text{a}$ durch diesen Brunnen unter vorgegebenen Randbedingungen und angenommenen Parametern (Strömung: 1.6.1971; $\epsilon = 120\,000\text{mgB/l}$; $q = 40\text{m}^3/\text{a}$; Entnahme durch das Brunnenfeld 1 der Stadlauer Malzfabrik: $385\,000\text{m}^3/\text{a}$; Entnahmen durch die Industrie: 5% des Konsenses; $\alpha_L = 80\text{m}, 100\text{m}, 120\text{m}, 140\text{m}$; $\alpha_T = 0,3 \cdot \alpha_T$; $n_f = 0,2$) liegt der erzeugte Absenkrichter innerhalb von dem der Stadlauer Malzfabrik. Erst bei einer Entnahmemenge von $200\,000\text{m}^3/\text{a}$ hätte der Absenkrichter der Borax-Werke das Areal der Deponie umfaßt. Auf diese Weise hätten die Borax-Werke eine Sickerwassermarkierung durch Bor unterhalb des Deponiebereiches durch Rückführung Bor-haltigen Grundwassers in ihren Produktionsprozeß selbst entsorgt.

7.3. Prognose bei kontinuierlichem und zeitlich begrenztem Eintrag

Unter der Annahme, daß ein ungehinderter, kontinuierlicher Eintrag von Bor ins Grundwasser vorliegt, würde die Bor-Fahne im nächsten Jahrtausend in die Donau einmünden (vgl. Abb. 35).

Die Simulation eines zeitlich begrenzten Bor-Eintrages von 1974–1981 (Abb. 36 u. 37) zeigt, daß die Konzentrationsfahne im Jahr 2000 schon weitgehend verdünnt ist und sich in Auflösung befindet (vorgegebene Randbedingungen und angenommene Parameter: Strömung: 1.6.1971; $\epsilon = 120\,000\text{mgB/l}$; $q = 40\text{m}^3/\text{a}$; Entnahme durch das Brunnenfeld 1 der Stadlauer Malzfabrik: $385\,000\text{m}^3/\text{a}$; Entnahmen durch die Industrie: 5% des Konsenses; $\alpha_L = 80\text{m}, 100\text{m}, 120\text{m}, 140\text{m}$; $\alpha_T = 0,3 \cdot \alpha_i$; $n_f = 0,2$)

Weder eine kontinuierliche Sickerwassermarkierung noch ein zeitlich begrenzter Eintrag von Bor ins Grundwasser führen in Gegenwart oder Zukunft zu einer Gefährdung der Trinkwasserwerke in der Unteren Lobau (Abb. 35 und 36).

Der Nachweis geringer Bor-Konzentrationen im Horizontalfilterbrunnen „Markethäufel“ (= HFB M) wird nicht ausgeschlossen. Die gemessenen Bor-Werte werden aber unter dem Grenzwert von $0,5\text{ ppm}$ liegen.

7.4. Verhältnisse vor und nach dem Bau der Neuen Donau

Der Bau des Hochwasserentlastungsgerinnes der Donau, der Neuen Donau, begann Anfang der siebziger Jahre und ist somit ungefähr zeitgleich mit dem Eintrag von Bor ins Grundwasser.

Aus diesem Grund gilt es zu überprüfen, ob zwischen beiden Ereignissen ein kausaler Zusammenhang besteht. Folgender Ablauf wäre denkbar: Die Bor-Kontamination existiert schon über Jahrzehnte. Sie wurde aber verdünnt in die Donau abgezogen und blieb so unbemerkt. Erst durch veränderte Strömungsverhältnisse infolge der Baumaßnahme breitete sich die Kontamination in einem Gebiet aus, das aufmerksamer beobachtet wird.

Die Simulation der einzelnen, zeitlich und örtlich sehr heterogen verlaufenden Bauphasen der Neuen Donau hätte den Modellierungsaufwand potenziert. Daher erfolgte zur Bewertung der oben formulierten Vermutung eine vergleichende Gegenüberstellung von Grundwasserschichtenplänen, die die Strömungsverhältnisse vor und nach der Errichtung des Entlastungsgerinnes darstellen.

Den Abbildungen 38 und 39 liegen das Grundwasserpotentialfeld vom 1.6.1971 (vor dem Bau der Neuen Donau) zugrunde. Darin wurden die Veränderungen der Grundwasserschichten bzgl. eines Strömungszustandes vom Dezember 1987 (nach dem Bau der Neuen Donau) markiert.

Folgendes ist augenfällig:

1. Die Strömungsverhältnisse im Aussagegebiet haben infolge der Pufferung durch das Altarmsystem der Oberen Lobau keine Veränderung durch den Bau der Neuen Donau erfahren.
2. Der südliche Bereich der Alten Donau entwässerte vor der Baumaßnahme in die Donau. Diese Entwässerung ist seit dem Wirksamwerden des Hochwasserentlastungsgerinnes Anfang der achtziger Jahre nicht mehr gegeben. Der Bau der Neuen Donau führte zu einer mittleren Hebung des Wasserstandes in der Alten Donau von ca. 60cm (SCHIEL, 1991).
3. Im Bereich von Wehr 1 kommt es zu einer Umströmung.
4. 1987 gibt es gegenüber 1971 eine große Senke im Bereich zwischen Tischwasser und Oberleitner Wasser. Sie wird durch den seit 1979 betriebenen Horizontalfilterbrunnen „Markethäufel“ verursacht.

5. Zwischen Neuer und Alter Donau ist ein Bereich erhöhter Grundwasserstände entstanden.

Aus dem Vergleich von Grundwasserverhältnissen vor und nach dem Bau der Neuen Donau geht hervor, daß es im Hauptbereich des Aussagegebietes „Bor-kontaminierte Zone“ zu keinen veränderten Strömungsverhältnissen durch den Bau des Hochwasserentlastungsgerinnes kam.

Es besteht kein Zusammenhang zwischen dem Bau des Entlastungsgerinnes und dem Auftreten der Bor-Kontamination in Wien-Donaustadt.

Diese Arbeit entstand als Dissertation am Institut für Petrologie der Universität Wien (Betreuung: Prof. Dr. H. KURZWEIL) in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe „Grundwassermodelle“ der Fakultät für Bauingenieurwesen der Ruhr-Universität Bochum (Prof. Dr. G. SCHMID) und wurde durch finanzielle Beiträge zu gleichen Teilen vom Bund (Österreichische Akademie der Wissenschaften) und der Stadt Wien unterstützt.

Allen involvierten Personen sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literaturverzeichnis

- BAROVIC, G., BOOCHS, P. W., MULL, R. (1979): Einfluß des nicht abflußwirksamen Porenraumes auf die Ausbreitung von Inhaltsstoffen im Grundwasser. — Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, **23**(6).
- BARTHOLOMÉ, E., BIEKERT, E., HELLMANN, H. (Hrsg.): (1974): Ullmanns Encyclopädie der technischen Chemie, **4.**, neubearbeitete und erweiterte Auflage (Verlag Chemie), Weinheim.
- BEAR, J. (1972): Dynamics of Fluids in Porous Media (American Elsevier), New York.
- , J., VERRUIJT, A. (1987): Theory and application of Transport in Porous Media, Modeling Groundwater Flow and Pollution. — (Reidel Publishing Company).
- BEAR, J., BACHMAT, Y. (1990): Introduction to Modeling of Transport Phenomena [In:] Porous Media (Reidel Publ. Company).
- BEHRENS, H., SEILER, K.-P., NEUMAIER, F. (1980): Geländeversuche mit Fluoreszenz-Tracern zur Wasserbewegung im wasserungesättigten Lockergestein in den Tälern der Bayerischen Alpen. — Z. dt. geol.Ges., **131**, 129–138, Hannover.
- BEHRENS, H., SEILER, K. P. (1982): Beziehung zwischen der Dispersivität und der Länge des

- Fließweges des Grundwassers nach Geländeversuchen in den fluvioglazialen Kiesen des Oberen Loisachtales und von Dornach. — [In:] Traceruntersuchungen in der Hydrogeologie und Hydrologie, GSF-Bericht R 290, München.
- BETTZIECHE, V. (1991): Systematische Erstellung von Modellen bei der Simulation von Grundwasserströmungen nach der Methode der Finiten Elemente. — Technisch-wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Konstruktiven Ingenieurbau, Ruhr-Universität Bochum, **91.11**, Bochum.
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve. — *Z. Angew. Geologie* **10**, 295–300, Berlin.
- BOENIG, D. (1989): Untersuchungen zur Modellierung des Stofftransportes in einem durch Deponiesickerwasser verunreinigten Grundwassergerinne. — *Berichte Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel*, Nr. 30, 113 S., Kiel.
- BRAND, T. (1989). Ein Vergleich von Berechnungsmethoden zur Ausbreitung von Schadstoffen im porösen Medium. — Diplomarbeit, Ruhr-Universität Bochum, Fakultät für Bauingenieurwesen, Theorie der Tragwerke und Simulationstechnik, Bochum.
- BREDEHOFT, J. D., PINDER G. F. (1973): Mass Transport in Flowing Groundwater. — *Water Resour. Res.*, **9**(1), 194–210, Washington.
- BRÜMMER, G. (1987): Bodenbelastungen durch Luftverunreinigungen und ihre ökologischen Konsequenzen. — [In:] 'Wirkungen und Luftverunreinigungen auf den Boden', **5**, 13–38, VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf.
- DEV DIN 38405-D-17 (1981): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Anionen (Gruppe D), Bestimmung von Borat-Ionen (D17), Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 18124 (1987): Bestimmung der Korndichte, Kapillarypknometer – Weithalspknometer (Beuth Verlag GmbH), Berlin.
- DIN 38414 (1984): Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (Beuth Verlag GmbH), Berlin.
- DREHER, J. E., PRAMBERGER, F., REZABEK, H. (1985): Faktorenanalyse – eine Möglichkeit zur Ermittlung hydrographisch ähnlicher Bereiche in einem Grundwassergebiet, *Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich*, **54**, 1–12, Wien.
- DUSCHEK, I. (1989): Das Wiener Erbe, [In:] *Perspektiven*, **7**, 27 (Compress Verlag), Wien.
- DVWK-Schriften (1983): Stofftransport im Grundwasser. — (Verlag Paul Parey), Hamburg.
- DVWK-Schriften (1985): Voraussetzungen und Einschränkungen bei der Modellierung der Grundwasserströmung. — (Verlag Paul Parey), Hamburg.
- ELLIOTT, H. A., LIBERATHI, M. R., HUANG, C. P (1986): Effect of iron oxide removal on heavy metal sorption by acid subsoils. *Water, Air and Soil Pollution*, **27**, 379–389.
- ERNST, W. H. O., JOOSE-van DAMME, N. G. (1983): Umweltbelastung durch Mineralstoffe. — (Fischer Verlag), Stuttgart.
- EM = Errichtungsgesellschaft Marchfeldkanal (1989): Bilanzierung des Grundwasser-Haushaltes 1974–1987, Wien.
- FINK, J., FINK, M. M. (1978): Morphologisch-tektonische Karte des Wiener Beckens 1:100000, Wien.
- FOLK, R. L., WARD, W. (1957): Barzos River bar: a study in the significance of grain size parameters. — *J. Sediment. Petrol.*, **27**, 3–26.
- FRIEDL, K. (1930): Zur Frage der im Wiener Becken vorhandenen großen Verwerfungen. — *Mitt. Geol. Ges.* **22**, Wien.
- GELHAR, L. W., AXNESS, C. L. (1981): Stochastic Analysis of Macrodispersion in Three-Dimensionally Heterogeneous Aquifers, Geophysical Research Center. — Hydrology Research Program, Rep. **H8**, 140 pp. (New Mexico Inst. of Mining and Technology, Socorro), New Mexico.
- Geologische Bundesanstalt (Hrsg.) (1984). Geologische Karte von Wien und Umgebung 1:200000, Wien.
- GRUPE, S. (1987): Reinigungsprozesse im Grundwasser — am Beispiel einer Bor-Kontamination im Untergrund von Wien-Donaustadt. — Diplomarb. Formal- und Naturwiss. Fakultät Univ. Wien.
- GRUPPE WASSER (1987): Dotation Lobau, Abschnitt Obere Lobau, Hydrogeologisches Einreichoperat für einen wasserwirtschaftlichen Versuch, im Auftrag der MA 45, Wien.

- (1987): Beweissicherung 1986 – Quantität, im Auftrag der Errichtungsgesellschaft Marchfeldkanal, Wien.
- (1987): Bilanzierung Neue Donau, Juni 1987, im Auftrag der MA 45, Wien.
- (1987): Marchfeldkanal; Grundausstattung, Beweissicherung 1986 – Quantität, im Auftrag der Errichtungsgesellschaft Marchfeldkanal, Wien.
- (1989): Grundwasserwerk Lobau, Sofortmaßnahmen zum Schutz der Grundwasserqualität, Wasserrechtliches Verfahren, im Auftrag der MA 45, Wien.
- (1990): Donauhochwasserschutz Wien. Stützende Maßnahmen zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes der Unteren Stauhaltung der Neuen Donau, im Auftrag der MA 45, Wien.
- (1991): Donauhochwasserschutz Wien. Simulationsstudie linkes Ufer, Donauhochwasser 1965, im Auftrag der MA 45, Wien.
- GUGGISBERG, B. (1990): Grundwasserströmung Marchfeld – Eine Fallstudie, [In:] Modellierung von Vorgängen im Grundwasser – Simulation quantitativer und qualitativer Prozesse, S. 90–117, (ÖKO-Print), Wien.
- KINZELBACH, W. (1987): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser, Schriftenreihe gwf Wasser, Abwasser (Oldenbourg Verlag), Wien.
- KLOTZ, D. (1973): Untersuchungen zur Dispersion in porösen Medien. — Z. dt. geol. Ges., **124**/(2), 523–534, Hannover.
- (1979): Longitudinale Dispersionskoeffizienten für Einkornmaterialien und natürliche Kies-Sande, DGM, **2**, 35–39.
- , SEILER, K. P. (1980): Labor- und Geländeversuche zur Ausbreitung konservativer Tracer in fluvioglazialen Kiesen von Oberbayern. [In:] Traceruntersuchungen in der Hydrogeologie und Hydrologie, GSF-Bericht, R 250, München.
- KÖNIG, C. (1991): Numerische Berechnung des dreidimensionalen Stofftransportes im Grundwasser, Techn.-wiss. Mitt. des Inst. für Konstruktiven Ingenieurbau, Ruhr-Universität Bochum, **91.13**, Bochum.
- , SCHMID, G. (1991): Abschlußbericht zu dem BMFT-Forschungsvorhaben „Sicherheit der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat bei Stoßbelastungen“ im Rahmen des Teilprojektes 3, Teil II: Schadstofftransport, Ruhr-Universität Bochum, Arbeitsgruppe Grundwassermodelle, Bochum.
- KOLESAR, C. (1989): KONAN-Korngrößenanalyseprogramm, Institut für Petrologie der Universität Wien, Wien.
- LANGGUTH, H.-R., VOIGT, R. (1980): Hydrogeologische Methoden, 486 S. (Springer Verlag), Berlin.
- LEBETH, F., PLACHY, H., JANAC, P., HIRHAGER, R., SCHEMBOR, F. (1988): Erarbeitung von Grundlagen für einen langfristigen Plan zur Nutzung und zum Schutz des Grundwassers in Ballungszentren am Beispiel Wiens, Forschungsprojekt WA1c; Magistrat der Stadt Wien, MA 29, MA 39 und MA 45, BMWF; Wien.
- MA 29 – GB 22 - 6/84 (1984): Borverunreinigung des Grundwassers in einem Teil des 22. Bezirkes, Deponieerkundung auf dem Gelände des ehemaligen Borax-Werkes in 1220 Wien, Gotramgasse 11, Wien.
- MA 39 – K522/83 (1983): Analysenbefunde zur Grundwasserverunreinigung 1220 Wien, Gotramgasse 11, Versuchs- und Forschungsanstalt der Stadt Wien, Wien.
- MA 41 – Stadtvermessung (1986): Borverunreinigung; Boden- und Grundwasseruntersuchungen; 22., Stadlau – Aspern – Essling, 1 : 5000, 4143/8Bi, Stand Okt. 1986, mit handschriftlichen Eintragungen der Borkonzentrationen bis April 1989 durch die MA 45, Wien.
- MA 45 – Wasserbau – (1989): Die Grundwassersituation in Wien, Wien.
- MA 45 - Wasserbau - (1991): Die Sanierung von Altlasten in Wien, Wien.
- MATTHESS, G., ISENBECK, M., PEKDEGER, A., SCHENK, D., SCHRÖTER, J. (1985): Der Stofftransport im Grundwasser und die Wässerschutzgebietsrichtlinie W 101 – Statusbericht und Problemanalyse, UBA Bericht 7/85, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- MÖSCHLIN, S. (1984): Klinik und Therapie der Vergiftungen, (Thieme Verlag).
- MOSER, H., RAUERT, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. — 400 S., Borntraeger, Stuttgart.
- MÜLLER, G. (1964): Sediment-Petrologie, Teil 1: Methoden der Sediment-Untersuchung (Schweizerbart), Stuttgart.

- MÜLLER, G., EHWALD, F., HAMAN, A. (1990): Langzeituntersuchungen über das Verhalten von Phosphor, Stickstoff und Bor bei der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung am Beispiel der kommunalen Kläranlagen Bammental und Wiesloch (Rhein-Neckar-Kreis), Heidelberger Geowiss. Abh., **34**, Heidelberg.
- ÖNORM B3120 (1981): Natürliche Gesteine; Probenahme, Körnungen, Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- PARR, A. J., LOUGHIMAN, B. C. (1983): Boron and membrane function in plants. In "Metals and micronutrients" – Uptake and utilization by plants, p. 87–107 (Academic Press), London.
- PLANUNGSGESELLSCHAFT MARCHFELD-KANAL (1986): Das Marchfeldkanalsystem. — Tätigkeitsbericht 1983–1985, Wien.
- PURBA, J. (1986): Zum Verhalten von Bor und seine Beziehungen zu Phosphor und Schwermetallen während der Passage durch eine kommunale Kläranlage. — Diss. Inst. f. Sedimentforschung, Univ. Heidelberg.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde (Ferdinand Enke Verlag), Stuttgart.
- SCHIEL, W. (1991): Die Donau als Lebensraum. Perspektiven, **1A/1991** (Compress Verlag), Wien.
- SCHMID, G. (1991): Simulation von Grundwasserströmungen und Stofftransport, Mathematische Modellierung der Grundwasserströmung, Skript der Ruhr-Universität Bochum, Inst. f. Konstruktiven Ingenieurbau.
- , OBERMANN, P. M., BRAESS, D., et al. (1991): SICK 100, Berechnung von stationären und instationären Grundwasserströmungen und Stofftransport, Programmbeschreibung 17.1, Arbeitsgruppe Grundwassermodelle, Ruhr-Universität Bochum.
- SCHRÖTER, J. (1983): Der Einfluß von Textur und Struktureigenschaften poröser Medien auf die Dispersivität, Diss. Christian - Albrechts - Universität, Kiel.
- (1984): Mikro- und Makrodispersivität poröser Grundwasserleiter. — *Meyniana*, **36**, 1–34, Kiel.
- SCHUCH, M. F. (1977): Beiträge zur Hydrogeologie des Marchfeldes, 31 S. (Amt der N.Ö.Landesregierung), Wien.
- SCHULTZ, L. G. (1964): Quantitative interpretation of mineralogical composition from x-ray and chemical data for Pierre shale. — *Geol. Surv. Prof. Paper 391-G*, United States Government Printing Office, 1–31, Washington.
- SIMULTEC(1989): DAGMAR, Datenbank und Grundwassermodell Marchfeld, Klimatische Wasserbilanz und optimale Grundwasserspiegel. — Instationäres Grundwasser-Modell; Aufbau, Eichung und Sensitivität (Meilen), Wien.
- STERL, U. (1987): Grobsedimentanalyse verschieden alter Donauterrassen im Wiener Becken, Diplomarb., Gruwi-Fak. Univ. Wien, Wien.
- WEDLER, G. (1979): Adsorption: Eine Einführung in die Physisorption und Chemisorption. — (Verlag Chemie GmbH), Weinheim.
- ZAK, T. (1988): Hydrographische Beobachtungen am Rußbach und Stempfelbach, Bericht der Errichtungsgesellschaft Marchfeldkanal an die Wasserrechtsbehörde. — unveröffentlicht, Wien.
- ZOTTL, H., ERBER, H. (1988): Dotation Lobau, Abschnitt Obere Lobau, Einreichprojekt für einen wasserwirtschaftlichen Versuch, im Auftrag der MA 45, Wien.