

**Einwohnergemeinde Muttenz**  
**Kirchplatz 3**  
**4132 Muttenz**

**S C + P**

**Deponie Rothausstrasse**  
**Muttenz / BL**

**Schlussbericht**  
**Technische Untersuchung, 1. Etappe**

Bern

Winterthur

Zürich

**Olten:** Jurastrasse 6, CH-4600 Olten  
Telefon: 062 205 54 00  
Telefax: 062 205 54 09  
e-mail: scpolten@scpag.ch

# Inhalt

---

1. Einleitung .....	7
1.1. Problemstellung und Auftrag .....	7
1.2. Projektorganisation .....	8
1.3. Historische Untersuchungen .....	8
2. Hydrogeologischer Überblick .....	9
2.1. Untersuchungsgebiet .....	9
2.2. Geologie .....	10
2.3. Grundwasserverhältnisse .....	12
3. Technische Untersuchung .....	15
3.1. Zielsetzung .....	15
3.2. Untersuchungsprogramm .....	16
4. Ergebnisse Sondierbohrungen .....	17
4.1. Sondierarbeiten .....	17
4.2. Angetroffene Untergrundsverhältnisse .....	18
4.2.1. Tektonik .....	18
4.2.2. Lockergesteine .....	19
4.2.3. Felsobergrenze .....	20
4.2.4. Felsgesteine .....	20
5. Grundwasserspiegelmessungen .....	21
5.1. Kontinuierliche Pegelaufzeichnungen .....	21
5.1.1. Jahreszeitliche Schwankungen .....	21
5.1.2. Aufzeichnungen in R1 .....	22
5.2. Stichtagsmessungen .....	23
5.3. Zusammenfassende Folgerungen .....	24
6. Hydraulische Versuche .....	26
6.1. Durchgeführte Bohrloch-Versuche .....	26
6.1.1. Leitfähigkeits- und Temperaturtiefenprofile .....	26
6.1.2. Flowmetermessungen .....	27
6.1.3. Folgerungen .....	27
6.2. Pumpversuche .....	28
6.2.1. Übersicht .....	28
6.2.2. Pumpversuche im Lockergesteinsgrundwasser .....	29
6.2.3. Pumpversuche im HMK-Grundwasser .....	29
6.2.4. Folgerungen .....	31
7. Chemische Analysen Grundwasser .....	32
7.1. Probenahme .....	32



7.2.	Untersuchungsergebnisse .....	33
7.2.1.	Feldblindwerte .....	34
7.2.2.	Allgemeine Beschaffenheit des Grundwassers .....	36
7.2.3.	Gesamtmineralisation und Redoxverhältnisse .....	39
7.2.4.	Anorganische Schadstoffe .....	40
7.2.5.	Organische Schadstoffe .....	42
7.2.6.	Ergebnisse der Screenings .....	44
7.3.	Eluattest am Filterrohrmaterial .....	45
7.4.	Zusammenfassende Folgerungen .....	45
8.	Chemische Analysen Feststoffproben .....	47
8.1.	Deponiematerial .....	47
8.1.1.	Feststoffproben .....	47
8.1.2.	Eluattest .....	48
8.2.	Oberboden .....	49
8.2.1.	Sondierungen und Probenahme .....	49
8.2.2.	Aufbau des Untergrundes .....	49
8.2.3.	Ergebnisse der chemischen Untersuchungen .....	49
8.3.	Zusammenfassende Folgerungen .....	50
9.	Isotopenmessungen .....	51
9.1.	Einleitung .....	51
9.2.	Probenahme .....	52
9.3.	Resultate .....	52
9.3.1.	Stabile Wasserisotope .....	53
9.3.2.	Tritium .....	55
9.3.3.	Stickstoff- und Sauerstoffisotopen am Nitrat .....	55
9.3.4.	Kohlenstoff-Isotope .....	57
9.4.	Zusammenfassende Folgerungen .....	58
10.	Zusammenfassende Beurteilung .....	59
10.1.	Wertung der Untersuchungsergebnisse .....	59
10.1.1.	Schutzgut Boden .....	59
10.1.2.	Grundwasser .....	60
10.2.	Emissionsverhalten .....	62



## Tabellen

---

Tabelle 1-1: Eckdaten der historischen Untersuchung.....	8
Tabelle 2-1: Grundwassernutzung .....	13
Tabelle 3-1: Übersicht Untersuchungsprogramm (alle 3 Deponien)	16
Tabelle 4-1: Sondierbohrungen .....	17
Tabelle 6-1: Flowmeter-Versuche (alle 3 Deponien).....	26
Tabelle 6-2: Pumpversuche.....	28
Tabelle 6-3: Durchlässigkeitsbeiwerte K (gerundet, in m/s) .....	28
Tabelle 7-1: Schadstoffbelastung des Grundwassers (vgl. Text)	34
Tabelle 7-2: Schwermetallgehalte und Borgehalt im Grundwasser	40
Tabelle 8-1 Analysenresultate Deponiematerial .....	47
Tabelle 8-2 Untersuchungsergebnisse Eluattest Deponiematerial	48
Tabelle 8-3: Untersuchungsergebnisse Boden .....	50
Tabelle 9-1: Durchgeführte Isotopenmessungen (alle 3 Deponien)	52
Tabelle 10-1: Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte..	61

## Figuren, Abbildungen

---

Figur 2-1: Generelles geologisches Nord-Süd Profil .....	10
Figur 5-1: Gwsp.-Lage F5, Infiltrationsmengen (Dez.03–Nov.04)	22
Figur 5-2 Grundwasserspiegellage R1, R4.1 (28.10.-24.12.04)..	23
Figur 5-3: Ausgewählte Ganglinien (März – Juli 2004) .....	24
Figur 6-1: Verlauf des Grundwasserspiegels Pumpversuch R1 ..	30
Figur 6-2: Verlauf des Grundwasserspiegels Pumpversuch R4.1	30
Figur 9-1: Unterscheidung der Wassertypen ( $\delta^{18}\text{O}$ vs el.Leitf.) ...	54
Figur 9-2: stabile Wasserisotope ( $\delta^{18}\text{O}$ vs $\delta\text{D}$ ).....	54
Figur 9-3: Stickstoff-15 / Sauerstoff-18 im Nitrat .....	56
Figur 9-4: Kohlenstoff-13 vs Hydrogenkarbonat.....	58



## Separate Beilagenbände

---

### **A: Auswertung Untersuchungsergebnisse**

- A1 Situation 1:10'00, Überblick, Deponien und Sondierstellen
- A2 Geologische Karte 1:25'000
- A3 Situation 1:10'000, Darstellung der Grundwasserverhältnisse
  - a) bei Niedrigwasser NW am 29.3.2004
  - b) bei Mittelwasser MW am 15.3.2004
  - c) bei Hochwasser HW am 13.4.2004
  - d) oberes Grundwasserstockwerk Deponie Rothausstrasse
- A4 Hydrogeologische Profile 1:2'500 / 500 (5-fach überhöht)
  - a) Deponie Feldreben
  - b) Deponie Margelacker
  - c) Deponie Rothausstrasse
- A5 Auswertung der Grundwasseranalysen
  - a) Entnahmestellen, Feldmessungen (Tabelle)
  - b) Situation 1:7'500, Darstellung der Schadstoffbelastung
    - i) Gesamtmineralisation
    - ii) el. Leitfähigkeit, DOC/AOX
    - iii) Redoxverhältnisse
    - iv) chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)
  - c) Situation 1:7'500, Darstellung der Isotopenmessungen
- A6 Situation 1:7'500, Lage der Feststoffproben
- A7 Situation 1:5'000, Lage der Luftmessungen
- A8 Situation 1:7'500, Ergebnisse des Markierversuchs

### **B: Feld- und Laborresultate**

- B1 Sondierbohrungen
  - a) Geologische Profile 1:100
  - b) Fotodokumentation
- B2 Luftmessungen GI
- B3 Isotopenmessungen Hydroisotop

### **C: Chemische Analysen Labor RWB**

## Grundlagen

---

- [1] Geologischer Atlas der Schweiz 1:25'000, Blatt 1067 Arlesheim, 1984.
- [2] Hydrogeologische Synthese des Rheintals zwischen Ergolz und Birs, Bericht des Geologischen Instituts Dr. Schmassmann AG vom 19.10.1990.
- [3] Bahn 2000, Abschnitt Muttenz – Sissach, Los 1.2, Adlertunnel (Bauprojekt), Geologischer Bericht über die Baugrundverhältnisse im Gebiet Hard–Chlingental (Gemeinde Muttenz), Bericht des Geologisch–paläontologischen Instituts der Universität Basel vom 10.10.1991.
- [4] Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse in Muttenz. Historische Untersuchung und Ist-Zustandsaufnahme des Grundwassers. Zusammenfassender Bericht des Projektteams auf der Basis des Berichtes des Geotechnischen Institutes vom 25.1.2002, datiert vom 29.1.2002.
- [5] Lenkungsgremium Untersuchung Deponien Muttenz, Deponie Margelacker, Technische Untersuchung, Gesamtkonzept und Pflichtenheft 1. Etappe, Bericht des Geotechnischen Institutes vom 6. Mai 2003.
- [6] Qualitätssicherungskonzept: Analyse von organischen Verbindungen in Oberflächen- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Böden. Prof. Dr. Michael Oehme. Mai 2003.

# 1. Einleitung

---

## 1.1. Problemstellung und Auftrag

Die drei Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse in Muttenz sind aufgefüllte Kiesgruben und beinhalten aufgrund der Tatsache, dass dort in der Mitte des 20. Jahrhunderts u.a. auch Abfälle aus der Chemischen Industrie abgelagert wurden, ein erhöhtes Gefährdungspotential. Im nahen Umfeld der Deponien wurden im Grundwasser in der Vergangenheit auch schon signifikant erhöhte Schadstoffgehalte nachgewiesen.

*Deponien mit erheblichem Gefährdungspotential*

Die drei Deponien werden deshalb im Rahmen einer Altlasten-Voruntersuchung eingehend untersucht, wobei sich die einzelnen Phasen streng nach dem Altlastenkonzept<sup>1</sup> des BUWAL's richten. Der erste Schritt der Altlastenbearbeitung, d.h. die historischen Untersuchungen wurden im 2001 aufgeführt und dokumentieren den heutigen Wissenstand aus der umfangreichen Aktenlage [4]. Basierend auf dieser Grundlage wurde für nachfolgende technische Untersuchung ein Pflichtenheft ausgearbeitet, welches die massgebende Grundlage für die durchgeführten Arbeiten bildete.

*Altlasten-Voruntersuchung nach Altlastenkonzept BUWAL*

Im Rahmen der 1. Untersuchungsetappe der technischen Untersuchung wurden alle drei Deponien gleichzeitig untersucht. Im vorliegenden Bericht sind deshalb neben den Untersuchungsergebnissen, welche speziell für die Deponie Rothausstrasse von Bedeutung sind, auch "deponieübergreifende" Vorgehensweisen (Untersuchungsprogramm, Quervergleiche) und Dateninterpretationen für alle *drei* Deponien enthalten. Gestützt auf diese Ergebnisse wird im Hinblick auf das weitere Vorgehen das Emissionsverhalten der Deponie beurteilt und bestehende Kenntnislücken aufgezeigt.

*1. Untersuchungsetappe*

Gestützt auf unsere Offerte vom 12.6.2003 wurden wir von der Bauverwaltung Muttenz mit Vertrag vom 17.9.2003 mit der Durchführung der offerierten Leistungen im Rahmen des Projektes "Konzipierung und Begleitung der Datenerfassung, Datenauswertung" beauftragt.

*Auftragserteilung*

Im Wesentlichen waren dabei die geologischen und hydrogeologischen Felduntersuchungen und -beprobungen (Sondierbohrungen, hydraulische Versuche, Probenahme von Boden-, Grundwasser- und Luftproben) fachlich zu begleiten, auszuwerten und

*Arbeitsumfang*

<sup>1</sup> Altlastenkonzept für die Schweiz, BUWAL-Schrittenreihe Umwelt Nr. 220, 1994



zu interpretieren. Die Feldarbeiten wurden innerhalb eines knappen Jahres durchgeführt (Sept. 2003 - Aug. 2004).

Im vorliegenden Bericht werden alle Untersuchungsergebnisse dargestellt und näher erläutert. Der Bericht konzentriert sich vor allem auf die Analyse und Auswertung der Untersuchungsergebnisse, wobei aus Gründen der Lesbarkeit auf eine ausführliche Beschreibung der Untersuchungsmethoden bewusst verzichtet wurde, bzw. diese nur dort speziell erwähnt werden, wo es für das Verständnis und die Dateninterpretation notwendig erscheint. Empfehlungen für das weitere Vorgehen werden in einem separaten Bericht abgegeben.

Berichtsumfang



## 1.2. Projektorganisation

Auftraggeber: Einwohnergemeinde Muttenz, Bauverwaltung  
 Projektleitung: Laube & Klein AG, Sissach  
 Aufsichtsbehörde: Amt für Umweltschutz und Energie (AUE)  
 Kanton Basel-Landschaft  
 Projektteam: Vertreter/innen der IG DRB, Projektleitung,  
 Geotechnisches Institut, Basel, und der  
 Gemeinde Muttenz

## 1.3. Historische Untersuchungen

Die wichtigsten Eckdaten aus der historischen Untersuchungen sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst:

**Tabelle 1-1: Eckdaten der historischen Untersuchung**

Deponie	ungefährer Ablagerungszeitraum	Deponieinhalt	Ausdehnung max. Mächtigkeit Volumen [ca.]	heutiger Zustand / Nutzung
Feldreben	ca. 1930 - 1967 (Kiesabbau begann ca. 1918)	grösstenteils Aushub und Bauschutt, untergeordnet Abfälle der chemischen Industrie (bis 1959, total ca. 10'000 m <sup>3</sup> )	ca. 350 m x 150 m ca. 20-24 m ca. 950'000 m <sup>3</sup>	weitgehend überbaut, asphaltiert, Gewerbe und Industriegebiet
Margelacker	1945 - ca. 1955 (Kiesabbau begann ca. 1920)	schlecht bekannt, vermutlich nur untergeordnet Abfälle der chemischen Industrie (ca. <1'000 m <sup>3</sup> )	ca. 250 m x 150 m ca. 14 - 15 m ca. 150'000 m <sup>3</sup>	Sportanlage mit Sportplätzen und Gebäuden
Rothausstrasse	ca. 1936 - 1965 (kl. Restfläche erst 1990)	Aushubmaterial, z.T. schwach belastet, mit unterschiedlichen Bauschutt-Anteilen, vermutlich nur sehr wenig Abfälle der chemischen Industrie	ca. 300 m x 200 m ca. 21 - 26 m ca. 1'200'000 m <sup>3</sup>	Wald, Strasse



Es handelt sich bei den drei Deponien um relativ grosse, aufgefüllte Kiesgruben (sog. Ablagerungsstandorte), die heute unterschiedlich genutzt werden. Der in den Beilagen dargestellte Deponieperimeter wurde gemäss der historischen Untersuchung übernommen, und stellt den heutigen Kenntnisstand mit gewissen Unsicherheiten dar.

*Ablagerungsstandorte*



## 2. Hydrogeologischer Überblick

---

### 2.1. Untersuchungsgebiet

Die drei Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse liegen an verschiedenen Stellen der Peripherie des Dorfgebietes von Muttenz (vgl. Beilage A1).

*Generelle Lage*

Sie liegen alle innerhalb des gleichen, vergleichsweise kleinen Grundwassergebietes von Muttenz, welches im Osten ungefähr bis ins Gebiet Schweizerhalle und im Westen bis ins Gebiet Schänzli - Hofacker reicht. Im Norden wird es durch den Rhein und im Süden durch die Talflanke der Rütihard und des Wartenberges begrenzt (vgl. Beilage A3).

*Grundwassergebiet (Beilage 3)*

Da die hydrogeologischen Verhältnisse in diesem Grundwassergebiet für alle drei Deponien von ausschlaggebender Bedeutung sind und ausserdem auch Grundwasserproben in grösserer Entfernung zur Deponie entnommen wurden, beschränkt sich der Betrachtungsperimeter nicht nur auf das unmittelbare Umfeld der Deponien, sondern schliesst praktisch das ganze Grundwassergebiet von Muttenz ein. Das Betrachtungsgebiet umfasst also einerseits das Dorfgebiet von Muttenz einschliesslich des ganzen Rangierbahnhofes und andererseits auch das nördlich daran anschliessende bewaldete Gebiet Hard bis zum Rhein. Allerdings werden die Verhältnisse nördlich der Autobahn nur insofern betrachtet bzw. in den Beilagen dargestellt, als dass sie für das Verständnis notwendig sind.

*Betrachtungsgebiet*

Für jede Deponie wurde zusätzlich noch ein enger gefasstes Untersuchungsgebiet mit dem eigentlichen Deponieumfeld und den zugehörigen Entnahmestellen definiert (vgl. Ausschnitte in Beilage A1). In diesen Gebieten ist aufgrund der neuen Bohrungen ein höherer Detaillierungsgrad (Informationsdichte) bezüglich der lokalen Verhältnisse ausgewiesen.

*Untersuchungsgebiete Deponien*



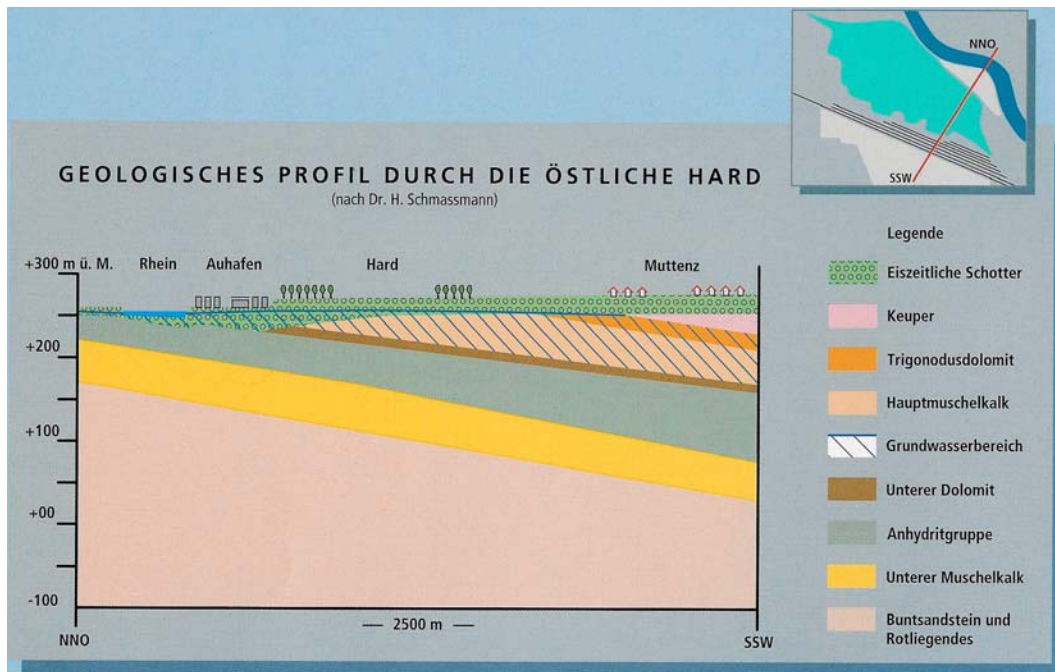
## 2.2. Geologie

Die geologischen Verhältnisse im betrachteten Gebiet sind in Beilage A2 veranschaulicht (Ausschnitt aus der geologischen Karte 1:25'000) und können wie folgt zusammengefasst werden:

Der Schichtaufbau des Felsuntergrundes ist stark durch eine Horst-Graben-Tektonik geprägt. Das Betrachtungsgebiet liegt östlich des ungefähr Nord-Süd verlaufenden, über 1000 m tief eingesunkenen Rheintalgrabens (Rheintalflexur), in welchem der Felsuntergrund westlich des Betrachtungsgebietes mit der ganzen stratigrafischen Schichtabfolge nahezu senkrecht gestellt wurde. Östlich des Betrachtungsgebietes verläuft der rund 500 m breite Nordost-Südwest-gerichtete Wartenberg-Graben, in welchem der Felsuntergrund um mehr als 100 m abgesenkt wurde. Die Deponie Rothausstrasse befindet sich im westlichen Randbereich dieser Grabenstruktur, weshalb dort der Felsverband durch mehrere parallel verlaufende, tektonische Störungszonen stark zerrüttet ist.

Horst-Graben-Tektonik

**Figur 2-1:** Generelles geologisches Nord-Süd Profil  
(aus: Rheinwasser, Hardwasser, Trinkwasser, Publikation Hardwasser AG, 1996)



Im dazwischenliegenden Gebiet von Muttenz fallen die Gesteinsschichten generell mit leichter Neigung nach Süden ein (vgl. Figur 2-1). Entsprechend besteht der Felsuntergrund im Norden aus älteren Gesteinen als im Süden. Der Hauptmuschelkalk erstreckt

nördliches Dorfgebiet von Muttenz

sich vom Rhein ungefähr bis in Gebiet des Rangierbahnhofs. Von dort bis ungefähr zum Dorfzentrum wird er von Trigonodus-Dolomit überlagert.

Im westlichen Dorfgebiet von Muttenz, d.h. im Bereich der beiden Deponien Feldreben und Margelacker, sind weitere tektonische Strukturen von Bedeutung. Es sind dies einerseits der nordost-südwest-verlaufende Ausläufer des Hardgrabens, welcher im Felsuntergrund zu senkrechten Verschiebungsbeträgen von bis zu 50 m und mehr geführt hat, und welcher den östlichsten Teilbereich der Deponie Feldreben tangiert (vgl. Beilage A2). Andererseits verläuft unmittelbar westlich der Deponie Feldreben ein ungefähr nord-süd-gerichteter "Horst", in welchem die Gesteinschichten gegenüber den beidseits anschliessenden Gesteinspartien relativ angehoben sind. Aufgrund der neusten Bohrbefunde dürfte dieser Horst vermutlich etwas breiter sein als bisher angenommen, und zudem sind die Felsschichten auch seitlich nach Osten verkippt (vgl. Profil in Beilage A4a). Auch ist zu vermuten, dass er sich noch weiter südlich erstrecken dürfte, d.h. bis ungefähr zur Deponie Margelacker, da die dort angetroffene Gesteinsabfolge in der neuen Bohrung (M2) sich nur durch das Vorhandensein eines solchen "Horstes" erklären lässt (vgl. Profil in Beilage A4b).

*westliches Dorfgebiet von Muttenz*



Die Felsoberfläche liegt im südlichen Betrachtungsgebiet bis zum Bereich der Gleisanlagen im Mittel rund 15-20 m u.T., entsprechend einer Kote von rund 260-265 m ü.M. Sie fällt generell in nördliche Richtung ab und befindet sich nördlich der Gleisanlagen bereits rund 30-40 m unter der Terrainoberfläche (ca. 240-250 m ü.M.). Lokal liegt die Felsoberfläche aber tiefer und bildet eigentliche "Rinnen" oder "Löcher" in der Felsoberfläche (z.B. im östlichen Bereich der Deponie Feldreben oder im Gebiet Hard, hervorgerufen durch Einsturztrichter von Karsthöhlen oder ehemaligen Erosionsrinnen des Rheins).

*Felsoberfläche*

Über dem Fels wurde in den neuen Bohrungen oft eine meist geringmächtige, lehmig-kiesige Übergangsschicht erbohrt, welche sich zwischen der eigentlichen Felsoberfläche und dem darüberliegenden sandig-kiesigen Niederterrassen-Schotter befindet. Stellenweise ist diese Übergangsschicht auch mächtiger ausgebildet, speziell im Bereich von tektonischen Störzonen oder besagten "Löchern" in der Felsoberfläche. Zuerst liegen in der Regel geringmächtige und feinkörnige Deckschichten.

*Lockergesteine*

## 2.3. Grundwasserverhältnisse

Die Grundwasserverhältnisse im Betrachtungsgebiet (= Grundwassergebiet von Muttenz) sind in Beilage A3 in den drei Grundwasserkarten mit Darstellung der Fliessverhältnisse anlässlich von 3 Stichtagsmessungen bei niedrigem, mittlerem und hohem Grundwasserstand veranschaulicht.

*Grundwasserkarten  
in Beilage A3*



### Grundwasserleiter, -stauer

Der Grundwasserleiter (Aquifer) wird im *südlichen* Grundwassergebiet von Muttenz durch den geklüfteten, rund 50-60 m mächtigen Hauptmuschelkalk (untergeordnet Trigonodusdolomit) gebildet. Das HMK-Grundwasser zirkuliert dabei in verschiedenen Tiefenlagen hauptsächlich innerhalb von meist geringmächtigen stark wasserführenden Horizonten und offenen Klüften (Kluft- und Karstaquifer). Innerhalb des Hauptmuschelkalk-Aquifers besteht sowohl lateral als auch vertikal praktisch überall eine durchgehende hydraulische Verbindung.

*HMK-Grundwasser*

Im *nördlichen* Grundwassergebiet, d.h. im Gebiet Hard, liegt der Schotter direkt dem Hauptmuschelkalk auf, so dass infolge der abtauchenden Felsoberfläche das Grundwasser ab hier zunehmend im Schotter und nicht im Fels zirkuliert. Es besteht ein enger hydraulischer Zusammenhang zwischen dem nördlichen (Lockergesteins-) Aquifer und dem Felsgrundwasser.

*Lockergesteins-  
grundwasser*

Die unter dem Hauptmuschelkalk liegende Dolomitzone der Anhydritgruppe ist weitgehend undurchlässig und kann als Grundwasserstauer (Aquitard) angesehen werden. Wie bereits oben erwähnt, fehlt örtlich der Hauptmuschelkalk, so dass es hier zu "Grundwasser-Inseln" kommt.

*Grundwasserstauer  
(Aquitard)*

### Begrenzung Grundwassergebiet, Grundwasserstockwerke

Sowohl Rheintalgraben als auch der Wartenberg-Graben bewirken durch den Versatz von schlecht durchlässigen Gesteinsschichten des Doggers (Opalinuston) bzw. Keupers (Mergel), dass das im Hauptmuschelkalk/Trigonodus-Dolomit zirkulierende Grundwasser nicht, bzw. nur in geringem Ausmass nach Westen bzw. Osten abströmen kann (vgl. Beil. A3). Im südlichen Dorfgebiet von Muttenz tauchen schliesslich die grundwasserführenden Felschichten infolge der Südneigung unter schlecht durchlässige Keupermergel ab. Im Norden bildet der Rhein die Vorflut für das abfliessende Grundwasser (Staukote 254.25 m ü.M).

*regional begrenztes  
Grundwassergebiet*

Gebietsweise sind die beiden Aquifere im HMK bzw. Lockergestein durch eine schlecht durchlässige Schicht aus Keupermergel hydraulisch voneinander getrennt, so z.B. im südlichsten Grundwassergebiet, wo der Hauptmuschelkalk unter die Keupermergel

*oberes Grundwas-  
serstockwerk*



abtaucht, im westlichen Grundwassergebiet bei der Deponie Rothausstrasse oder auch im Bereich des Hardgrabens bei der Deponie Feldreben. In diesen Gebieten sind dementsprechend lokal zwei Grundwasserstockwerke vorhanden, ein oberes, meist wenig ergiebiges im Niederterrassen-Schotter und ein unteres i.d.R. gut durchlässiges im Hauptmuschelkalk (z.T. subartesisch gespannt).

Im Grundwassergebiet sind ausserdem einzelne "Grundwasser-Inseln" vorhanden, nämlich dort, wo die Felsoberfläche hoch liegt und gut durchlässiger Felsuntergrund aus Hauptmuschelkalk oder Trigonodus-Dolomit gänzlich fehlen. Diese werden vom HMK-Grundwasser weitgehend umströmt, so dass dort praktisch kein oder höchstens wenig Grundwasser zirkuliert. Solche Bereiche befinden sich einerseits unmittelbar westlich und nordöstlich der Deponie Feldreben und andererseits im westlichen Teilbereich der Deponie Margelacker (vgl. Beilage A3).

"Grundwasser-Inseln"

**Grundwasserfliessverhältnisse, -nutzung**

Der Grundwasserspiegel liegt im südlichen Grundwassergebiet (südlich Rangierbahnhof) rund 20-30 m unter der Terrainoberfläche, wobei der Flurabstand generell von Süden nach Norden abnimmt. Die Grundwassermächtigkeit beträgt rund 50-60 m, kann aber in tektonisch gestörten Zonen je nach dem auch mehr oder weniger betragen.

Grundwasserspiegel, -mächtigkeit

Im Gebiet Hard nördlich des Bahnhofs liegt der Grundwasserspiegel noch rund 10-15 m u.T. (ca. 255-260 m ü.M.), wobei er sich hier bereits grösstenteils im Schotter befindet (vgl. Beilage A3). Die Grundwassermächtigkeit beträgt im Mittel rund 10-15 m, stellenweise aber auch mehr (bis zu rund 40 m innerhalb von schottergefüllten Felsrinnen).

Gebiet Hard

Fassungen		Nutzung		mittlere Entnahme
Konz. Nr..	Bezeichnung.			
21.A.105	Obere Hard	WV Muttenz	Trinkwasser	
21.A.01 – 34	Fassungen Hardwald	Hardwasser AG	Trinkwasser	ca. 120'000 m <sup>3</sup> /Tag
21.E.5, E.8, E.9, E.12, E.13, E.2, E.21, E.22, E.23, E.24, E.26, J.2, J.21	Schweizerhalle	Chemische Industrie	Brauchwasser	ca. 50'000 m <sup>3</sup> /Tag
21.E.3/4	Brunnen Florin	Florin AG	Brauchwasser	ca. 4'500 m <sup>3</sup> /Tag
21.E.6	Kieswerk	Meyer-Spinnler	Brauchwasser	ca. 50 m <sup>3</sup> /Tag

**Tabelle 2-1:** Grundwassernutzung

Die natürlichen Fließverhältnisse in Grundwassergebiet von Muttenz werden durch die intensive Grundwassernutzung bzw. Grundwasseranreicherung und -entnahmen (Hardwasser AG, Industrie Schweizerhalle, vgl. Tabelle 2-1) grossräumig derart verändert, dass es zu einer dauerhaften Ausbildung eines „Grundwasserberges“ im Gebiet Hard und zu „Grundwassersenkungen“ sowohl im Gebiet Hard als auch Schweizerhalle kommt.

Grundwasserfließverhältnisse



### Auswirkungen der Grundwasseranreicherung

Durch die Infiltration von aufbereitetem Rheinwasser (heute im Durchschnitt rund 80'000 m<sup>3</sup>/Tag), welches oberhalb von Schweizerhalle in Pratteln entnommen wird, kommt ein rund 5-6 m über dem natürlichen Niveau liegender „Grundwasserberg“ zustande.

„Grundwasserberg“

Ausgehend vom Grundwasserberg strömt das Grundwasser allseitig mehr oder weniger in alle Richtungen ab. Ein grosser Teil fliesst einerseits in nördliche bis nordöstliche Richtung zu den rund 25 Trinkwasserfassungen der Hardwasser AG ab, welche der Wasserversorgung der Stadt Basel dienen. Andererseits strömt das in der Hard infiltrierte Rheinwasser bzw. Grundwasser auch massgeblich nach Osten bis Südosten zu den intensiv genutzten Brauchwasserfassungen von Schweizerhalle ab, und bildet auf der östlichen Flanke des Grundwasserberges entsprechend eine relativ steiles Grundwasserspiegelgefälle (Beilage A3).

Grundwasserströmung

Generell wirkt sich die Grundwasseranreicherung der Hardwasser AG nach Süden bis weit über den Rangierbahnhof hinaus aus. Bei normalem Betriebszustand<sup>2</sup> liegt der Grundwasserspiegel hier etwa rund 3-4 m höher als er ohne die Grundwasseranreicherung liegen würde. Bei *reduzierter* Anreicherung liegt der Grundwasserspiegel zwar rund 2.0-2.5 m tiefer, der „Grundwasserberg“ ist aber immer noch vorhanden, und bewirkt immer noch einen höheren Wasserstand von rund 1-2 m gegenüber einem Zustand ohne Anreicherung. Bei *hoher* Grundwasseranreicherung liegt der Grundwasserspiegel gegenüber mittlerem Wasserstand rund 1-2 m höher. Im Dorfgebiet von Muttenz fliesst daher das Grundwasser ungefähr in östliche Richtung ab. Im unmittelbaren Nahfeld der Deponie Feldreben werden die Grundwasserfließverhältnisse zudem auch durch die Grundwasserentnahme der Florin AG massgeblich beeinflusst.

veränderte Fließrichtung

<sup>2</sup> Ein normaler Betriebszustand bedeutet eine tägliche Anreicherung von rund 80'-90'000 m<sup>3</sup> aufbereitetem Rheinfiltrat-Wasser. Dieser Zustand wird praktisch das ganze Jahr mehr oder weniger konstant aufrecht erhalten, und nur vorübergehend kurz reduziert (z.B. infolge zu starker Trübung des Rheins) oder verstärkt (z.B. nach kurzfristigem Unterbruch).



### Grundwasserneubildung, jahreszeitliche Schwankungen

Das Grundwassergebiet von Muttenz wird also einerseits durch die künstliche Infiltration von aufbereitetem Rheinwasser gespeist, andererseits findet aber auch eine natürliche Speisung durch unterirdische Hangwasserzuflüsse aus Süden im Hauptmuschelkalk statt. Dementsprechend findet eine Mischung dieser beiden Wässer im Übergangsbereich statt, welcher ungefähr im Bereich der Deponie Feldreben liegt.

*Grundwasserneubildung*



Aufgrund der intensiven Nutzung und künstlichen Grundwasseranreicherung sind im Grundwassergebiet praktisch keine natürlichen jahreszeitlichen Hoch- oder Tiefstände des Grundwasserspiegels zu beobachten. Solche Stände werden einzig durch das Regime der Grundwasseranreicherung Hardwasser hervorgerufen. Paradoxerweise sind gerade in niederschlagsreichen Perioden oftmals geringe Wasserstände zu verzeichnen, da nämlich die Grundwasseranreicherung infolge zu hoher Trübung des Rheins für kurze Zeit unterbrochen werden muss, und durch die fehlende Infiltration der Grundwasserspiegel dann rasch absinkt (vgl. Kap. 5). Hochwasserstände hingegen werden ausschliesslich durch eine gesteigerte Infiltration erreicht (i.d.R. bis max. rund 135'000 m<sup>3</sup>/Tag). Gesamthaft betrachtet sind künstlich hervorgerufene Änderungen auf wenige Tage bis Wochen im Jahr beschränkt.

*jahreszeitliche Schwankungen*

## 3. Technische Untersuchung

---

### 3.1. Zielsetzung

Das Hauptziel der technischen Untersuchung ist es, die Grundlagen zur Beurteilung des Sanierungs- oder Überwachungsbedarfs gem. Art. 9-12 der Altlastenverordnung für die Deponie Rothausstrasse zu erarbeiten.

*Hauptziel*

Die technische Untersuchung wird dabei in Etappen durchgeführt. Die erste, hier vorliegende Untersuchungsetappe beinhaltet im Wesentlichen die Erkundung der Grundwasser-Fließverhältnisse im unmittelbaren Umfeld der Deponien sowie die Ermittlung der Grundwasserqualität im Zu- und Abstrombereich der Deponien. Im Vordergrund stand dabei vor allem eine abschliessende Beurteilung der Emissionssituation der Deponien sowohl bei den im Normalfall herrschenden als auch veränderten hydrogeologischen Bedingungen (worst case). Zusätzlich wurde das Schutzgut Boden

*1. Etappe:  
Ermittlung des  
Emissions-  
verhaltens*

und Luft (Raumluft in Kellerräume, Immission kontaminierter Bodenluft bei den Deponien Feldreben, Margelacker) überprüft.

Alle hier beschriebenen Arbeitsschritte wurden unter Beizug von externen Experten (PD. Dr. P. Huggenberger, Prof. Dr. M. Oehme) einer umfassenden Qualitätssicherung unterzogen.

Qualitätssicherung



## 3.2. Untersuchungsprogramm

Im Rahmen der Altlastenuntersuchung für die drei Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse wurden folgende in Tab. 1 zusammengestellten Feld- und Laborarbeiten durchgeführt:

Feld- und Laborarbeiten

**Tabelle 3-1:** Übersicht Untersuchungsprogramm (alle 3 Deponien)

Schutzgut	Untersuchungsmethode	Anzahl	Firma / Labor	Datum / Probenahme / Messzeit	Beschreibung in	Resultate in
Luft	Bodengasmessungen	8 Gasproben aus Rammsondierungen (ca. 5 m u.T.)	Geotechnisches Institut, Weil a.R./D	13.5. resp. 17.6.2004	--	B2
	Raumluftmessungen	8 Gasproben Raumluft				
Oberboden	Chemische Analysen	23 Feststoffproben	Labor RWB	März 2004	Kap. 8	C
Untergrund	Deponiematerial (Rothaus) Chemische Analysen Eluattest	7 Feststoffproben		Stump Foratec AG	Oktober 2003	Kap. 8
		3 Säulentest AltIV	Kap. 8			C
Grundwasser	Sondierbohrungen (Ausbau zu Grundwasser-Entnahmestellen)	17 Rotationskernbohrungen (30.0 - 95.0 m u.T.)	Stump Foratec AG	Okt. 2003 - März 2004	Kap. 4.2	C
		12 Pumpversuche (Dauer 1h – 1.5 Tage)		Feb. - März 2004	Kap. 6	-
	Hydraulische Versuche	2 Flowmeter	Geotest AG, Emil Lutz AG	Nov./Dez. 2003	Kap. 6	-
	Chemische Analyse	76 Grundwasserproben (2 Kampagnen)	Labor RWB	März-April resp. Juli 2004	Kap. 7	C
	Grundwasserspiegelmessungen	regelmässige Abstichmessungen und kontinuierliche Aufzeichnungen	Bauamt Muttenz und Hardwasser AG, Pratteln	Feb. - Aug. 2004	Kap. 5	-
	Isotopenuntersuchungen	22 Wasserproben	Hydroisotop GmbH	Juli 2004	Kap. 9	B3
	Markerversuch Deponie Feldreben	6 Tracer, 22 Entnahmestellen	SC+P AG / Otzhydro	April - Sept. 2004	--	separat. Bericht

Zuerst wurden die Sondierbohrungen abgeteuft und als Grundwasserentnahmestellen ausgebaut (Okt. 03 – März 04). Im Anschluss an die Bohrarbeiten wurden Pumpversuche durchgeführt. Die Beprobung des Grundwassers zur chemischen Analyse erfolgte kurz darauf erstmals im März/April bzw. ein zweites mal im Juli 2004. Parallel dazu wurden zur Dokumentation der Grundwasserspiegellage regelmässige Abstichmessungen bei ausge-

Zeitlicher Ablauf



wählten Piezometern sowie bei der Deponie Feldreben zusätzlich noch ein Markierversuch ausgeführt. Zur Klärung offener Fragen wurde das Untersuchungsprogramm (2. Probenahme) ausserdem noch mit Isotopenmessungen ergänzt.



## 4. Ergebnisse Sondierbohrungen

### 4.1. Sondierarbeiten

Die genauen Sondierstandorte waren bereits im Rahmen des Pflichtenheftes festgelegt worden. Davon abweichend konnte bei der Deponie Rothausstrasse dank eines bereits vorhandenen Entnahmebrunnens (21.E.6, Kieswerk) auf die vorgesehene un-tiefe Bohrung verzichtet werden.

*Sondierstandorte,  
Abweichungen vom  
Pflichtenheft*

Im Rahmen des Gesamtprojektes wurden total 17 Rotationskernbohrungen abgeteuft (Bohrunternehmer: Stump Foratec AG, Nänikon Uster). Zeitweise standen bis zu drei Bohrmaschinen gleichzeitig im Einsatz, damit die Bohrarbeiten bis zur vorgesehenen Probenahme der ersten Grundwasserproben im März 2004 fertig erstellt werden konnten. Die Bohrarbeiten dauerten vom 26.09.2003 bis 09.03.2004 (rund 4 Monate). Insgesamt betrug die totale Bohrlänge rund 800 m. Die tieferen Bohrungen wurden dabei jeweils zuerst mit kleinerem Durchmesser ausgeführt, und nachträglich zum Filterausbau (Ø 6") mit dem Rollenmeissel aufgeweitet.

*Bohrablauf*

In der Tabelle 4-1 ist eine Übersicht der durchgeführten Sondierungen im Umfeld der Deponie Rothausstrasse gegeben. Die detaillierten Bohrprofile inkl. einer Fotodokumentation sind in Beilage B1 enthalten.

**Tabelle 4-1:** Sondierbohrungen

Bohrung		Koordinaten	OKT	Tiefe	Ausbau		Grundwasserspiegel		
Feld bez.	Kant.-Nr.		[m ü.M.]	[m]	Verrohrung	Filterstrecke (m u.T.)	Datum	m u.T.	m ü.M.
R1	21.P.045	616'529 / 264'142	281.50	50.0	PVC Ø 6"	35 - 48	15.03.04	37.00	251.48
R2	21.P.046	616'467 / 264'337	281.50	25.5	PE Ø 4½"	19 - 23	15.03.04	21.90	259.34
R3	21.P.047	616'625 / 264'447	281.39	28.8	PE Ø 4½"	20 - 26	15.03.04	24.92	256.94
R4.1	21.P.048	616'704 / 264'385	277.78	42.5	PVC Ø 6"	26 - 37	15.03.04	26.30	251.43
R4.2	21.P.052	616'702 / 264'386	277.77	22.0	PE Ø 4½"	16 - 20	15.03.04	19.15	257.58
R5	21.P.049	616'762 / 264'362	278.98	30.2	PE Ø 4½"	16 - 22	15.03.04	19.45	259.42

Bezüglich des Filterausbaus der Piezometer ist zu erwähnen, dass die kurzen Bohrungen bis rund 30 m u.T., welche in der Regel zur Grundwasserentnahme im Lockergestein (Schotter) dienen, mit PE-Rohren ( $\varnothing 4\frac{1}{2}$ " ) ausgebaut wurden. Hingegen wurden bei den tieferen Bohrungen (40 - 50 m u.T.) PVC-Rohre ( $\varnothing 6$ " ) verwendet, da ansonsten die langfristige Stabilität bzw. Funktionstüchtigkeit nicht gewährleistet war (Gefahr von Rohrverformungen oder Filterschlitzverengungen). Sämtliche Piezometer wurden mit Tonabdichtungen (Compaktonit) abgedichtet, um das Eindringen von Oberflächenwasser zu verhindern. Dort, wo mehrere Filterstrecken eingebaut wurden (F4, F5) wurden die dazwischenliegenden Streckenabschnitte ebenfalls abgedichtet (vgl. Bohrprofile in Beilage B1).

*Filterausbau  
Piezometer*



Gemäss Pflichtenheft [5] waren im Hinblick auf die Festlegung der Filterstrecken ursprünglich bei jeder tieferen Bohrung im Fels Flowmetermessungen zur Bestimmung der Durchlässigkeitsverhältnisse im Grundwasserleiter (Hauptmuschelkalk) vorgesehen. Aufgrund der z.T. grossen Zerklüftung und der damit verbundenen Gefahr eines Bohrlocheinsturzes konnten diese Versuche jedoch nicht oder nur teilweise durchgeführt werden. Die Festlegung der definitiven Filterstrecken erfolgte deshalb in der Regel aufgrund des geologischen Befundes und konnte nur in einigen Fällen vorgängig mittels Flowmeter-Versuchen (F4, M2) oder Pumpversuchen (F5) erhärtet werden. Die wenigen Versuche zeigten insgesamt eine gute Übereinstimmung mit den im Bohrgut erkennbaren Klüftungszonen.

*Festlegung Filterstrecken*

Im Anschluss an die Bohrarbeiten wurden mit Ausnahme der schlecht ergiebigen Entnahmestellen überall Pumpversuche durchgeführt, welche je nach Ergiebigkeitsverhältnissen von rund 2 Stunden bis zu knapp 2 Tagen dauerten (vgl. Kap. 6.2).

*Pumpversuche*

## 4.2. Angetroffene Untergrundsverhältnisse

Gestützt auf die Sondierergebnisse können die Untergrundsverhältnisse im Umfeld der Deponie Rothausstrasse wie folgt beschrieben werden (vgl. auch das hydrogeologische Profil in Beilage A4).

### 4.2.1. Tektonik

Die Deponie Rothausstrasse liegt nordwestlich des Wartenberg-grabens, welcher einen vertikalen Versatz von rund 120 m aufweist (vgl. Beilagen A2, Figur 2-1 sowie Beilage A4).

*Horst-Graben-Struktur*

Ungefähr parallel zum Wartenberg-Graben verlaufen zwei weitere tektonische Teil-Störungen, bei welchen die jeweils nördliche Scholle tektonisch höher liegt. Diese verlaufen ungefähr in nord-östlich-südwestlicher Richtung (d.h. ganz leicht schief zur Profilsur des hydrogeologischen Profils), und der Versatz beträgt hier jeweils rund 10 m. Diese beiden Verwerfungen stehen in direktem Zusammenhang mit dem Absinken des Wartenberggrabens.

*nordöstlich-südwestlich verlaufende tektonische Teil-Störungen*



Durch diese Grabenstrukturen steht im westlichen Deponieteil Keupermergel an der Felsoberfläche an, während im östlich Deponieteil stratigrafisch tiefere Schichte infolge des nächsten Grabenpaketes aus Lettenkohle anstehen.

*wechselnde Felsbeschaffenheit*

#### 4.2.2. Lockergesteine

In allen Bohrungen wurden zuoberst künstliche Auffüllungen angetroffen. Während R2 innerhalb des randlichen Deponieperimeters angeteufelt wurde, und dementsprechend dort die Mächtigkeit mit rund 18 m entsprechend gross ist, reichen die künstlichen Auffüllungen in allen übrigen Bohrungen bis maximal rund 1 m u.T. Es handelt sich dabei überall um Strassenkoffer aus sandigem Kies.

*künstliche Auffüllungen*

Das Deponiematerial in R2 besteht im Wesentlichen aus tonig-siltigem Kies bis tonigem Silt mit Sand. Darin eingelagert sind Fremdkomponenten wie Ziegel-, Backstein und Betonbruchstücke, Schlacke- und Asphaltbruchstücke sowie vereinzelt auch Glas- und Eisenstücke. Die Auffüllungen sind meist heterogen aufgebaut, d.h. die verschiedenen Schichten wechseln im m-Bereich. Das Material ist stellenweise dunkel verfärbt (13.5-14.0 m u.T.), aber es konnten keine geruchlichen Auffälligkeiten festgestellt werden.

*Deponiematerial*

Unter den künstlichen Auffüllungen steht bis in eine Tiefe von rund 20–25 m u.T. sandig-kiesiger Niederterrassenschotter an, die Mächtigkeit beträgt ausserhalb der Deponie rund 20–25 m. In R3 ist der Schotter zuoberst tonig-siltig ausgebildet, ansonsten handelt es sich um einen schwach siltigen bis sauberen Kies mit reichlich Sand. In R5 wurde zudem in einer Tiefe von rund 5.5 m u.T eine 1 m mächtige kiesarme Sandschicht angetroffen.

*Niederterrassenschotter*

Unter dem Niederterrassen-Schotter folgt in allen Sondierungen eine rund 0.5 bis maximal 2 m mächtige sog. Übergangsschicht aus tonig-siltigem Kies bzw. tonigem Silt. Die Untergrenze liegt in einer Tiefe von rund 20–27 m u.T.

*Übergangsschicht*

### 4.2.3. Felsobergrenze

In den neu abgeteufte Bohrungen liegt die Felsoberfläche auf einer Kote zwischen rund 254 m ü.M. (R2) bis maximal 260 m ü.M. (R1). Insgesamt weist die Felsoberfläche eine unruhige Topografie mit „Mulden“ und „Rippen“ auf, welche durch die Grabentektonik geprägt zu sein scheint. Tendenziell steigt aber die Felsoberfläche nach Süden in Richtung Wartberg leicht an.

*Verlauf Felsobergrenze*



### 4.2.4. Felsgesteine

Die in den durchgeführten Sondierungen angetroffenen Felsgesteine können wie folgt beschrieben werden (Details in Sondierprofilen in Beilage B1).

Gipskeuper wurde in den Sondierungen R1 und R5 bis in eine Tiefe von rund 30 m u.T. angetroffen. Es handelt sich um tonigen Silt mit Sand mit cm-mächtigen Gipslagen, welcher in verschiedenen Farben auftritt (grau, beige, rötlich). Aufgrund der mehrheitlich tonig-siltigen Zusammensetzung ist der Gipskeuper nur schlecht wasserdurchlässig und dementsprechend als Grundwasserstauer zu bezeichnen.

*Gipskeuper (unterer Keuper)*

Unter dem Gipskeuper bzw. direkt unter den Lockergesteinen liegt bis in eine Tiefe von ca. 25 bis maximal 42 m.u.T rund 6 m mächtige Lettenkohle. Diese besteht im Wesentlichen aus beigem Dolomit bzw. dolomitischem Kalk sowie aus plattigen Mergeln und Tonsteinen.

*Lettenkohle (unterer Keuper)*

Der Trigonodusdolomit wurde in den Sondierungen R1, R2, und R4.1 ab einer Tiefe von rund 25–42 m u.T. angetroffen. Es handelt sich um dolomitischen Kalk und Dolomit, welcher Silex-Knollen enthält und zahlreiche z.T. mit lehmigem Material verfüllte Hohlräume aufweist. Da in keiner Sondierung das gesamte Schicht erbohrt wurden, kann die Mächtigkeit nur ungefähr abgeschätzt werden; gestützt auf ältere Sondierungen beträgt sie rund 15–25 m. Aufgrund der z.T. ausgeprägten Verkarstungserscheinungen ist der Trigonodusdolomit gut wasserdurchlässig (Kluft- und Karstaquifer).

*Trigonodusdolomit (oberer Muschelkalk)*

## 5. Grundwasserspiegelmessungen

---

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurden durch Vertreter der Wasserversorgung Muttenz regelmässige (wöchentliche) Stichtagsmessungen im Zeitraum vom März bis Juli 2004 durchgeführt. Ergänzend dazu wurden uns ausgewählte Aufzeichnungen einzelner Piezometer der Hardwasser AG zur Verfügung gestellt (wöchentliche Handmessungen). Ergänzend dazu konnte ausserdem auf kontinuierlich aufzeichnende Pegelschreiber zurückgegriffen werden (Bohrung F5 ab Mitte Dezember 2003, 10 weitere Messstellen ab Oktober 2004).

*wöchentliche  
Stichtagsmessungen*



Insgesamt stand so ein ausreichendes Messnetz mit rund 25 Messstellen im Nah- und Fernfeld der drei Deponien zur Verfügung (vgl. Beilage A1).

*Messnetz*

### 5.1. Kontinuierliche Pegelaufzeichnungen

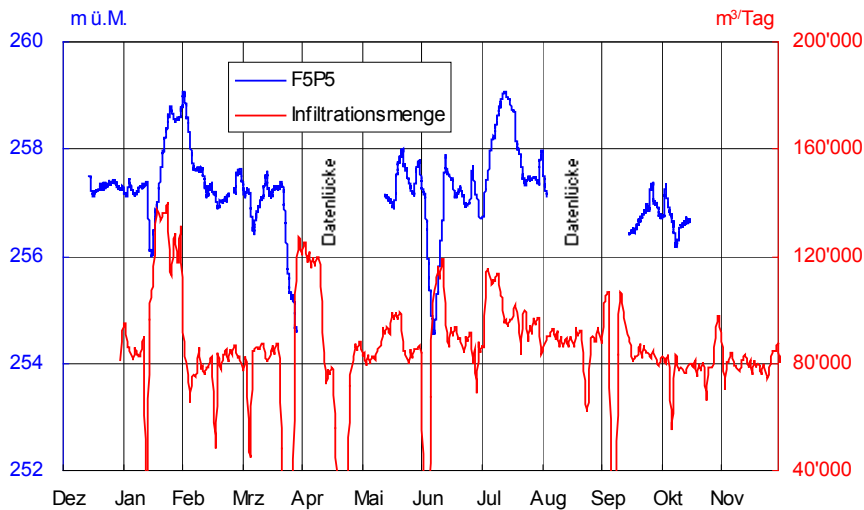
#### 5.1.1. Jahreszeitliche Schwankungen

Wie einleitend in Kap. 2.3 erläutert sind im westlichen Grundwassergebiet von Muttenz die Höchst- und Tiefststände wesentlich durch die Rheinwasserinfiltration der Hardwasser AG beeinflusst. Dies haben auch kontinuierliche Pegelaufzeichnungen in F5 (Deponie Feldreben) bestätigt.

*relativ wenige  
jahreszeitliche  
Schwankungen*

In der Figur 5-1 ist der direkte Zusammenhang des Grundwasserspiegels (bei F5, Nahfeld Deponie Feldreben) grafisch veranschaulicht. Daraus ist zu entnehmen, dass der Grundwasserspiegel im Gebiet Feldreben im jahreszeitlichen Verlauf relativ wenigen Schwankungen unterworfen ist, bzw. es nur zu einer Absenkung oder Anstieg kommt, wenn die Grundwasseranreicherung merklich verändert wird.

Die Auswirkungen der Grundwasseranreicherung wirken sich aber praktisch nicht bis ins Gebiet der Deponie Rothausstrasse aus.. Hier ist vielmehr bereits der Einfluss der nähergelegenen Grundwasserentnahmen spürbar (Brunnen Kieswerk, vgl. Kap. 5.1.2 sowie der zahlreichen Brauchwasserfassungen im Industriegebiet von Schweizerhalle, vgl. Beilage A3).



**Figur 5-1:** Gwsp.-Lage F5, Infiltrationsmengen (Dez.03–Nov.04)



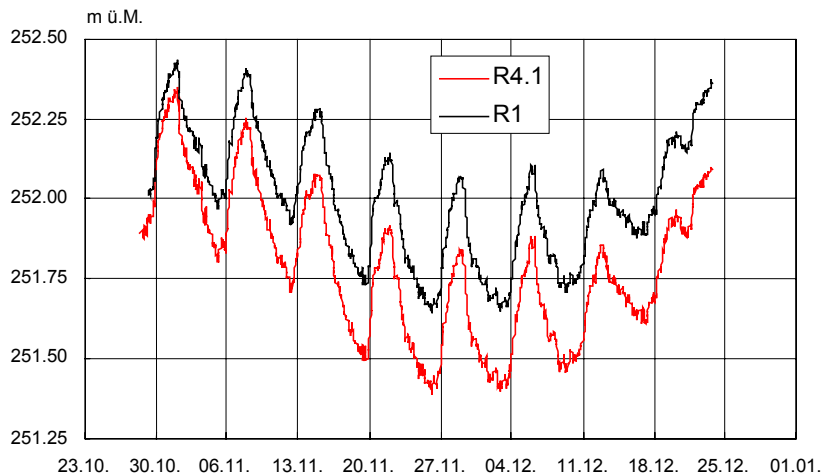
### 5.1.2. Aufzeichnungen in R1

Aus den Aufzeichnungen der Orpheussonden in den beiden Bohrungen R1 und R4.1 im HMK-Grundwasser lässt sich eine deutliche Beeinflussung des Grundwasserspiegels durch den Pumpbetrieb des nahegelegenen Kieswerkes (21.E.6) feststellen (vgl. Fig. 5-3). Wie aus dem Ganglinienverlauf ersichtlich ist, bewirkt bereits ein verhältnismässig bescheidener Pumpbetrieb von nur rund  $50 \text{ m}^3/\text{Tag}$  unter der Woche (jeweils Montag morgen bis Freitag mittags) eine kontinuierliche Absenkung des Grundwasserspiegels im Wochenverlauf.

Der Grundwasserspiegel reagiert dabei sowohl in der unmittelbar daneben gelegenen Bohrung R1 als auch in der rund 300 m entfernten Bohrung R4.1. Die Absenkung beträgt rund 30 - 40 cm und erfolgt dabei in beiden Bohrungen praktisch gleichzeitig und in gleichem Ausmass, was durch den parallelen Verlauf der beiden Ganglinien verdeutlicht wird. Durch den Pumpenunterbruch übers Wochenende steigt der Grundwasserspiegel jeweils wieder rasch an, wobei sich bis zur erneuten Inbetriebnahme am Montag i.d.R. noch keine ungestörten Verhältnisse einstellen.

*Beeinflussung des Grundwasserspiegels durch den Pumpbetrieb des Kieswerkes*

*periodische Grundwasserspiegelschwankungen*

**Figur 5-2** Grundwasserspiegellage R1, R4.1 (28.10.-24.12.04)

## 5.2. Stichtagsmessungen

Ergänzend zur Figur 5-1 ist in der Figur 5-3 ist der Verlauf des Grundwasserspiegels vom März bis Juli 2004 anhand von Ganglinien ausgewählten Piezometerrohren im Umfeld der drei Deponien dargestellt.

Wiederum lässt sich für die Messstellen im Gebiet der Deponien Feldreben und Margelacker der direkte Zusammenhang zwischen der Infiltrationsmenge und der Grundwasserspiegellage deutlich erkennen. Dort verlaufen alle Ganglinien mehr oder weniger parallel zueinander. Dies bedeutet schliesslich, dass die Lage des Grundwasserspiegels praktisch ausschliesslich durch das Regime der Grundwasseranreicherung dominiert wird. Tief- oder höherliegende Grundwasserstände werden einzig durch eine Reduktion (oder Unterbruch) bzw. durch eine Steigerung der Infiltrationsmenge verursacht.

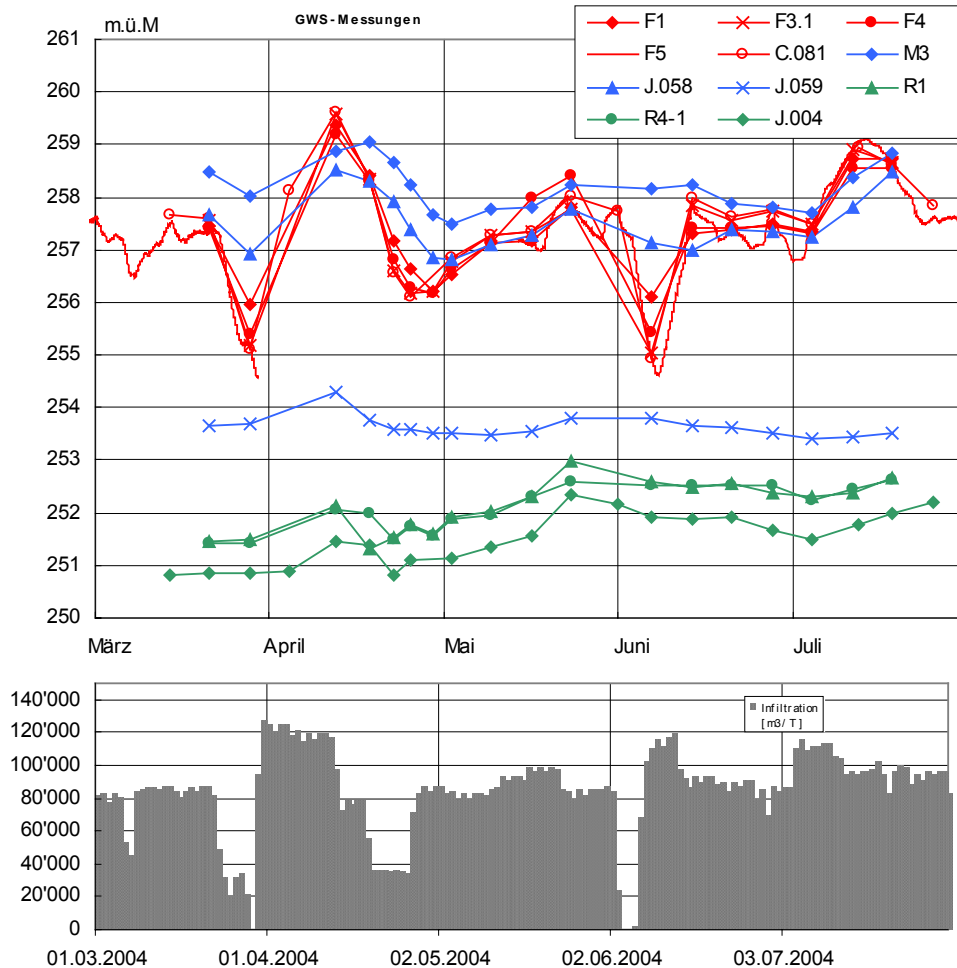
Im Gebiet der Deponie Rothausstrasse sind die oben beschriebenen Auswirkungen der Grundwasseranreicherung praktisch nicht mehr zu spüren. Die Ganglinien zeigen dort einen völlig unabhängigen Verlauf. Generell lag der Grundwasserspiegel im Frühling (März/April 2004) rund 1 m tiefer als im Sommer (Juni/Juli 2004).

*Ganglinien ausgewählten Piezometerrohren*

*Ganglinienverlauf als Folge der Grundwasseranreicherung*

*Grundwasserspiegel wird durch das Regime der Grundwasseranreicherung dominiert*





Figur 5-3: Ausgewählte Ganglinien (März – Juli 2004)

Desweiteren ist zu erkennen, dass zumindest zeitweise der Grundwasserspiegel in der Bohrung R1 tiefer liegt als in der Bohrung R4.1, was vermutlich durch den Pumpbetrieb des Kieswerkes zu erklären ist.

### 5.3. Zusammenfassende Folgerungen

Gestützt auf die durchgeführten Stichtagsmessungen können die Grundwasserverhältnisse im Umfeld der Deponie Rothausstrasse wie folgt zusammengefasst werden:

Im Deponiebereich sind zwei verschiedene Grundwasserstockwerke vorhanden, ein tieferes im HMK-Grundwasser und ein höheres, welche durch eine rund 10 m mächtige schlecht durchlässige Schichten (meist Keuper, z.T. Lettenkohle) getrennt sind.



Im oberen Grundwasserstockwerk im Niederterrassen-Schotter sind im Jahresverlauf praktisch keine Schwankungen zu verzeichnen. Dies und die Tatsache, dass bei einzelnen Piezometer der Grundwasserspiegel nur gerade im Bereich der Felsoberfläche liegt, belegt, dass es sich dabei um ein relativ isoliertes Grundwasservorkommen handeln muss. Die randliche Abgrenzung ist abhängig vom Verlauf der Felsoberfläche (Vertiefungen) und bestimmt damit weitgehend auch die Fliessrichtung im oberen Stockwerk. Unter Berücksichtigung früherer Sondierergebnisse ([2], [3]) und den durchgeführten Grundwasserspiegelmessungen kann der Felsverlauf und damit die mutmassliche Ausdehnung des oberen Stockwerkes ungefähr abgeschätzt werden (vgl. Beilage A3d). Dabei zeigt sich, dass hervorgerufen durch die NE-SW-verlaufenden Störungszonen des Wartenberg-Graben-Systems im Bereich der Deponie Rothausstrasse ein "isoliertes" Grundwasserbecken zustande kommt, welches den östlichen und mittleren Deponiebereich vollständig umfasst und sich nach Norden bis zur Entnahmestelle R5 erstreckt.

*oberes Grundwasserstockwerk*



Der Zufluss und damit auch der Zustrombereich zur Deponie Rothausstrasse liegt vorwiegend im südlichen bis östlichen Deponiebereich. Das lokale Vorkommen entwässert vermutlich vor allem in der nordöstlichen Ecke der Deponie in ein tieferliegendes, vermutlich wieder lokal eng begrenztes Grundwasservorkommen (Messstelle R3).

*Zustrombereich*

Der Abstrombereich der Deponie ist entsprechend im nordwestlichen Eckbereich zu suchen (nordöstlich von R2). Ein solches isoliertes Grundwasservorkommen erklärt auch plausibel sowohl die unterschiedliche Grundwasserspiegellagen als auch die ungleiche Beschaffenheit des Grundwasser (vgl. Kap. 7) in benachbarten Messstellen im oberen Grundwasserstockwerk (z.B. R3 und R4.2).

*Abstrombereich*

Im tieferen Stockwerk betragen die jahreszeitlichen Schwankungen rund 1-2 m (Figur 5-3). Dadurch, dass der Grundwasserspiegel im südlichen Deponiebereich subartesisch gespannt ist (vgl. hydrogeologisches Profil, Beilage A4), wirken sich deshalb Druckänderungen sehr rasch und weiträumig aus. Der Zuströmereich liegt entsprechend dem Isohypsenbild in Beilage A3 im Südwesten bis Süden der Deponie. Unter normalen Bedingungen ist der Druckunterschied zum nordöstlichen Abstrombereich sehr klein und beträgt weniger als ca. 0.3 m. Daraus resultiert ein ausgesprochen flaches Gefälle des Grundwasser(druck)spiegels von nur gerade 1-2 ‰. Dies dürfte auch dafür verantwortlich sein, dass zeitweise der Wasserspiegel in R1 tiefer liegt als in R4.1 (vgl. Figur 5-3).

*tiefere Grundwasserstockwerk*

## 6. Hydraulische Versuche

### 6.1. Durchgeführte Bohrloch-Versuche

Die Tabelle 6-1 gibt eine Übersicht über die durchgeführten Bohrlochversuche während den Bohrarbeiten<sup>3</sup>. Die Messaufzeichnungen sind in den nachfolgenden Figuren grafisch aufbereitet.

Bohrung		Versuch	Datum	Teststrecke (m u.T.)
Feldbez.	Kant.-Nr.			
F4	21.P.045	Tiefenprofile (T, el. LF) Kaliberlog	28./29.10.2004	ca. 40 – 86
M2	21.P.042	Flowmeter	21.11.04	26 – 58.5
F5	21.P.039	Flowmeter	26.11.04	21 – 77.5

Tabella 6-1:  
Flowmeter-  
Versuche (alle 3  
Deponien)

Da die Ergebnisse der durchgeführten Versuche allgemein gültige Aussagen über die Beschaffenheit des HMK-Aquifers erlauben, welche im *ganzen* Betrachtungsgebiet der 3 Deponien Gültigkeit haben, wird nachfolgend auf alle durchgeführten Versuche eingegangen.

#### 6.1.1. Leitfähigkeits- und Temperaturtiefenprofile

Im Hinblick auf die Festlegung des Filtereinbaus wurden in der Bohrung F4 nach Erreichen der Endtiefe (94 m u.T.) im offenen Bohrloch mehrere Leitfähigkeits-/Temperatur-Tiefenprofile und ein Kaliberlog gemessen.

Mit Hilfe der durchgeführten Messungen konnten im Hauptmuschelkalk mit zunehmender Tiefe tendenziell eine stärkere Mineralisation des HMK-Grundwassers (Zunahme der el. Leitf. um rund 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und eine Abnahme der Temperatur um rund 1°C beobachtet werden. Andererseits konnten damit auch zwei verschiedenen Tiefenbereiche mit grösseren Wasserzuflüsse bzw. stark wasserführenden Zonen lokalisiert werden:

- Oberer Grundwasserbereich rund 41 – 47 m u.T., d.h. rund 10 m unter dem Grundwasserspiegel
- Unterer Grundwasserbereich rund 70-85 m u.T. (Basis HMK)

*stärkere Minerali-  
sation mit zuneh-  
mender Tiefe*

*wasserführende  
Zonen*

<sup>3</sup> Gemäss Pflichtenheft waren ursprünglich bei allen neuen Bohrungen Bohrlochversuche (Flowmeter) vorgesehen. Aufgrund der instabilen Bohrlochwände konnten aber mit vertretbarem Aufwand insgesamt nur 2 Flowmeterversuche und einige LF/T-Messungen durchgeführt werden.

### 6.1.2. Flowmetermessungen

In den beiden Bohrungen M2 und F5 wurden jeweils nach Erreichen der Endtiefe durch die Emil Lutz AG, Müllheim, Flowmeterversuche, ausgeführt.

Bei der Bohrung F5 konnten mit Hilfe der Flowmetermessungen innerhalb des Hauptmuschelkalkes verschiedene Tiefenbereiche mit z.T. stark grundwasserführenden Zonen erkannt werden. Namentlich waren bei einer Pumprate von rund 300 l/min in vier Bereichen (37-41 m, 49-52 m, 59-62 m sowie 68-71 m) Wasserzutritte in der Grössenordnung von rund 0.5 bis 1.5 l/s zu verzeichnen, in welchen dann auch die Probenahmeports des MPSS platziert wurden (vgl. Sondierprofil in Beilage B1). Die oberste dieser Zone liegt dabei rund 15 m unter dem Grundwasserspiegel.

*Bohrung F5*

**S C + P**

Bei der Bohrung M2 konnten mit dem Flowmeterversuch zwei wasserführende Schichten innerhalb des Hauptmuschelkalkes in einer Tiefe von rund 35 bzw. 45 m u.T. eruiert werden. Die Wasserzutritte betragen wiederum rund 1 l/s bei einer Pumprate von rund 200 l/min Die obere Zone liegt wiederum rund 10 m unter dem Grundwasserspiegel, und die tiefere befindet sich an der Basis des Hauptmuschelkalkes.

*Bohrung M2*

Insgesamt zeigte sich bei beiden Versuchen eine relativ gute Übereinstimmung zwischen zerklüfteten/verkarsteten Zonen. Desweiteren wurde jedesmal auch die unter dem Hauptmuschelkalk folgende, rund 12 m mächtigen Dolomitzone der Anhydritgruppe getestet. Dabei konnten trotz vereinzelter Karstphänome im Bohrgut keine wasserführenden Schichten lokalisiert werden. Dementsprechend darf die Dolomitzone als eigentlicher Grundwasserstauer betrachtet werden. Gestützt auf die klaren Ergebnisse dieser beiden Flowmeterversuche konnte bei den anschliessend ausgeführten Bohrungen auf deren Durchführung verzichtet werden.

*Dolomitzone der Anhydritgruppe bildet Grundwasserstauer*

### 6.1.3. Folgerungen

Im Hauptmuschelkalk können hauptsächlich zwei verschiedene Tiefenbereiche mit stark wasserführenden Zonen erkannt werden.

*zwei wasserführende Tiefenbereiche*

- Eine obere Zone liegt rund 10 - 15 m unterhalb des Grundwasserspiegels (rund 35-40 m u.T.)
- die untere, i.d.R. sehr ergiebige Zone umfasst den untersten Tiefenbereich an der Basis des Hauptmuschelkalkes (im Gebiet Feldreben rund 70-80 m u.T bzw. im Gebiet Margelacker rund 45 m u.T.)

- Die Beschaffenheit des Grundwassers in diesen beiden Zonen ist leicht unterschiedlich (Zunahme der el. Leitfähigkeit mit der Tiefe).

## 6.2. Pumpversuche

### 6.2.1. Übersicht

Im Anschluss an die Bohrkampagne wurden anfangs März 2004 in allen neuen Bohrungen Pumpversuche ausgeführt, mit Ausnahme der beiden Bohrungen R2 und R4.2, wo der Niederterrassen-Schotter trocken, bzw. der Grundwasserspiegel unterhalb der Schotteruntergrenze lag. Diese dauerten je nach Ergiebigkeit rund 1 Stunde bis maximal rund 25 Stunden.

Die relevanten Messergebnisse sind nachfolgend grafisch als Ganglinien des Grundwasserspiegels im Pumpbrunnen sowie in den benachbarten Messstellen veranschaulicht. In der Tabelle 6-2 sind die wichtigsten Eckdaten der durchgeführten Pumpversuche zusammengefasst.

Bohrung		Dauer	Ruhe-Grw.sp. [m u.T.]	Pump-menge [l/min]	Grw. Mächtigg. [m]	Absenkung [m]	Beobachtungsstellen	
Bez.	Datum						Bez.	Abs. [m]
R1	4./5.03.04	24.5 Std	30.34 (gespannt)	720	13	0.11 (stationär)	R4.1	0.39
							21.J.3	0.31
							21.E.6	0.05
							R4.2, R.8, R.3, R.5	keine
R3	3.03.04	1 Std	24.23	25	1.5	1.60 (leer gepumpt)	R2, R.8, R4.2, R5	keine
R4.1	2.03.04	8.5 Std	25.98	850	11	0.25 (stationär)	R1, R2, R3, R4.2, R5, R.8, E.6, J.3	keine
R5	4./5.03.04	3 Std	19.37	13	2.6	0.51 (stationär)	R3, R.8, R4.1, R4.2, J.3	keine

**Tabelle 6-2:** Pumpversuche

Deponie	Lockergestein		Fels (Hauptmuschelkalk)
Feldreben	$9 \times 10^{-6}$ bis $5 \times 10^{-4}$	älterer Schotter	$2 - 7 \times 10^{-5}$
Margelacker	-	-	$1 \times 10^{-5}$ bis $3 \times 10^{-4}$
Rothausstrasse	$1 - 6 \times 10^{-4}$	Niederterrassen-Schotter	$1 - 6 \times 10^{-3}$

**Tabelle 6-3:**  
Durchlässigkeits-beiwerte  $K$   
(gerundet, in m/s)

Bemerkung: für die Berechnung der  $K$ -Werte des HMK wurde vereinfacht von homogenen isotropen Verhältnissen ausgegangen.

### 6.2.2. Pumpversuche im Lockergesteinsgrundwasser

Insgesamt wurden 2 Pumpversuche im Lockergesteinsgrundwasser (Niederterrassen-Schotter) zwischen 1 - 3 Stunden Dauer durchgeführt (R3, R5, vgl. Tabelle 6-2). Bei beiden Versuchen wurden relativ bescheidene Wassermengen von rund 15-25 l/min aus den Piezometern gepumpt. Dabei betrug die Absenkung jeweils zwischen rund 1.5 bis 2.5 m, wobei bei Versuchsende entweder das Piezometer leergepumpt war (R3) oder stationäre Verhältnisse (R5) erreicht wurden. Bei beiden Versuchen konnten in den benachbarten Messstellen keine Reaktionen festgestellt werden.

Versuchsergebnisse



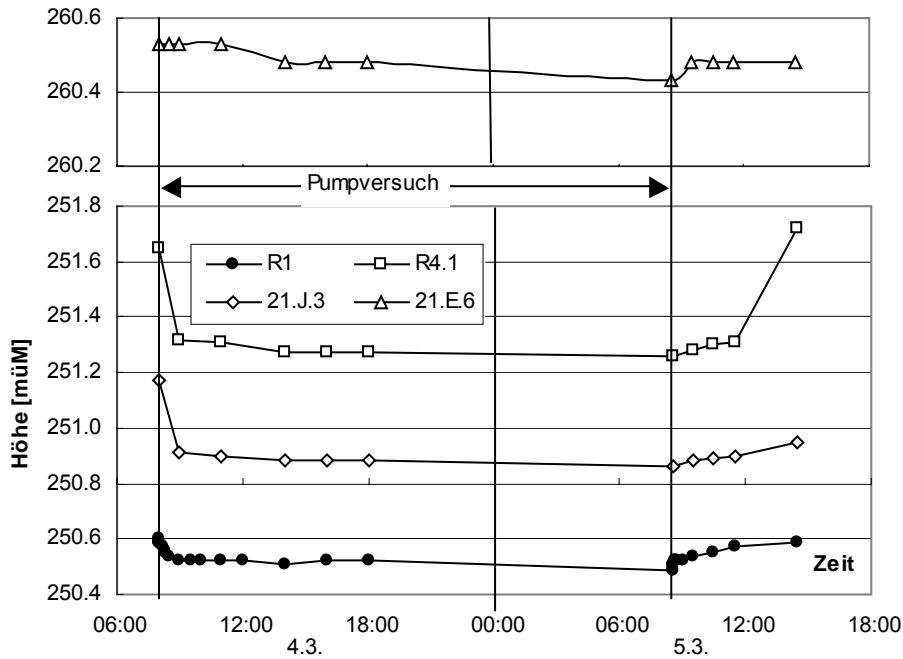
### 6.2.3. Pumpversuche im HMK-Grundwasser

Im Hauptmuschelkalk wurden zwei Pumpversuche durchgeführt (R1, R4.1 vgl. Tabelle 6-2). Die Versuche wurden bewusst länger angesetzt, um mögliche Reaktionen benachbarter Messstellen beobachten zu können (rund 9 - 25 Stunden). Aus beiden Bohrungen wurden relativ grosse Wassermengen von rund 700 - 850 l/min gepumpt, was in beiden Fällen nur zu vergleichsweise geringen Absenkungen im jeweiligen Versuchsbrunnen von weniger als 0.3 m führte. Desweiteren ist zu beachten, dass der Grundwasserspiegel bei R1 infolge des Pumpbetriebes des Kieswerkes (21.E.6) generell etwa  $\frac{1}{2}$  bis 1 m tiefer lag als bei ungestörten Verhältnissen (vgl. dazu auch Bem. in Kap. 5.3).

Versuchsergebnisse

Beim Pumpversuch in der Bohrung R1 konnte bei den im Hauptmuschelkalk gelegenen Messstellen R4.1 und 21.J.3 in rund 200 resp. 400 m Entfernung eine nahezu gleichzeitige und überaus deutliche Reaktion bzw. Absenkung des Grundwasserspiegels von rund 0.3 - 0.4 m festgestellt werden, d.h. insgesamt sogar grösser als im Versuchsbrunnen selber. Die vergleichsweise hohen Absenkungen lassen sich durch die gespannten Grundwasserhältnisse im unteren Stockwerk erklären, da sich dabei Absenkungen bzw. hydraulische Druckentlastungen naturgemäss viel weiträumiger und i.d.R. auch ausgeprägter auswirken. Desweiteren konnte auch bei der unmittelbar benachbarten Messstelle 21.E.4 (Brunnen Kieswerk) im darüber liegenden Lockergesteinsgrundwasser eine geringe Absenkung von 5 cm beobachtet werden, währenddem die übrigen, weiter entfernten Messstellen im oberen Stockwerk während der ganzen Versuchsdauer keine Reaktionen zeigten. Somit stehen die beiden Grundwasserstockwerke mindestens im Bereich der Bohrung R1 (Kieswerk) hydraulisch in Verbindung (z.B. entlang tektonischer Störzonen).

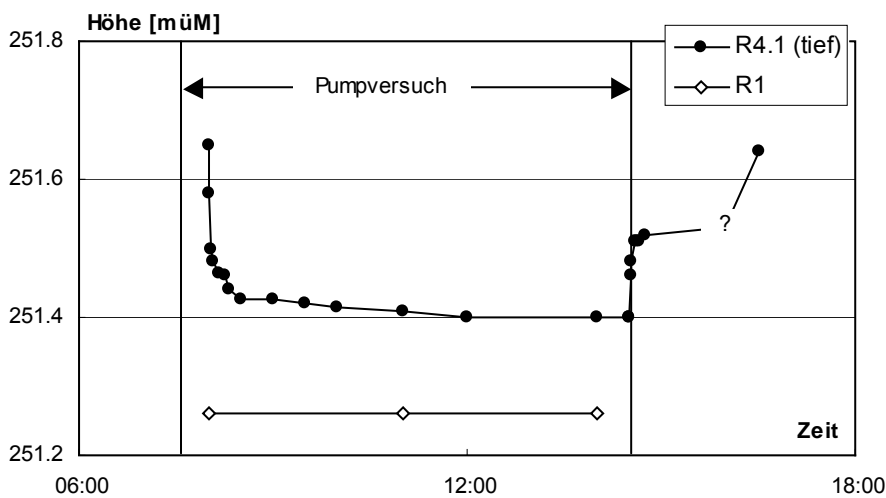
Pumpversuch R1



Figur 6-1: Verlauf des Grundwasserspiegels Pumpversuch R1

Im Gegensatz zur Bohrung R1 konnte während der ganzen Versuchsdauer beim Pumpversuch in der Bohrung R4.1 in keiner der benachbarten Messstellen eine signifikante Absenkung des Grundwasserspiegels festgestellt werden, insbesondere auch bei der unmittelbar benachbarten Messstelle R4.2 nicht. Dieser grundlegende Unterschied zwischen den beiden Versuchen kann dadurch begründet werden, dass hier einerseits ungespannte Druckverhältnisse vorliegen, und andererseits die zwei Grundwasserstockwerke an dieser Stelle - im Gegensatz zum Gebiet südlich der Deponie (R1), hydraulisch von einander getrennt sind.

Pumpversuch R4.1



Figur 6-2: Verlauf des Grundwasserspiegels Pumpversuch R4.1

#### 6.2.4. Folgerungen

Aus den durchgeführten Pumpversuchen können folgende Schlüsse abgeleitet werden:

##### Oberes Grundwasservorkommen im Lockergestein

- Die aus den Pumpversuchen errechneten Durchlässigkeitsbeiwerte  $K$  (vgl. Tabelle 6-3) ergeben Werte in der gleichen Grössenordnung und sind insgesamt klein bis mittelgross zu beurteilen.
- Desweitern haben die Pumpversuche auch bestätigt, dass mit den bestehenden Entnahmestellen das obere Grundwasserstockwerk nicht vollständig erfasst werden kann (vgl. dazu auch Kap. 5.3), da entweder die Reichweite des Absenktrichters oder die Brunnenergiebigkeit stark eingeschränkt ist. Zur vollständigen Erfassung des oberen Stockwerkes wäre demzufolge ein relativ engmaschiges Beprobungsnetz notwendig. Insbesondere fehlen noch Entnahmestellen im eigentlichen Zu- und Abströmbereich.

*K-Werte*

*Repräsentativität der Entnahmestellen*



##### Unteres Grundwasservorkommen im HMK-Grundwasser

- Aus den durchgeführten Pumpversuchen lassen sich ungefähr gleich grosse Durchlässigkeitsbeiwerte  $K$  (vgl. Tabelle 6-3) von rund  $1 - 6 \times 10^{-3}$  m/s errechnen. Es handelt sich dabei um eine grosse Durchlässigkeit, insbesondere auch im Vergleich zum westlichen Grundwassergebiet im Bereich der Deponien Margelacker und Feldreben, wo die Durchlässigkeit des Hauptmuschelkalkes deutlich kleiner ist. Dies steht im Einklang mit dem Isohypsenbild des Grundwasserspiegels, indem die flachen Gefällsverhältnisse ebenfalls für eine gute Gebietsdurchlässigkeit sprechen.
- Aufgrund der subartesisch und sehr flachen Gefällsverhältnisse kann im südlichen Deponiebereich (R1) mit einer einzigen Bohrung ein relativ weiträumiges Grundwassergebiet erfasst werden. Aufgrund des hydraulischen Zusammenhangs zwischen oberem und unterem Stockwerk ist allerdings unklar, inwieweit die im „Zuströmbereich“ platzierte Bohrung R1 tatsächlich unbeeinflusst ist. Denn es deuten sowohl die chemische Grundwasserbeschaffenheit ( $\text{NO}_3^-$ - und  $\text{HCO}_3^-$ -Gehalt, vgl. Kap. 7.2.3) als auch die Isotopenzusammensetzung des Nitrats (Kap. 9.3.3) auf eine eventuelle Beeinflussung durch Deponiesickerwasser hin.

*K-Werte*

*Repräsentativität im der Entnahmestellen im Zuströmbereich*

- Mit der im Abströmbereich platzierten Bohrung R4.1 kann aufgrund der guten Ergiebigkeit und angesichts der grossen Deponiebreite theoretisch nur ein kleiner Teil des Abströmbereiches im HMK-Grundwasser erfasst werden. Allerdings liegen im nördlichen Deponiebereich hydraulisch getrennte Stockwerke vor, so dass vorerst die vorhandenen Entnahmestellen als repräsentativ betrachtet werden können.

*Repräsentativität im der Entnahmestellen im Abströmbereich*



## 7. Chemische Analysen Grundwasser

### 7.1. Probenahme

Die Probenahme wurde gemäss Qualitätskonzept Oehme [6] durchgeführt. Dieses beinhaltet im Wesentlichen, dass bei jeder Probenahme ein neuer Probenahmeschlauch aus Teflon verwendet wurde, und dass dieser vorgängig mit ultrareinem Wasser vorgespült wurde (Blindprobe). In der Regel wurden bei der Probenahme jeweils mindestens 300 Liter vorgepumpt. Der Sauerstoffgehalt der Proben wurde mittels WTW-Messgerät vor Ort abgelesen<sup>4</sup>.

*Entnahme nach Qualitätskonzept Oehme*

Wie im Pflichtenheft [5] vorgesehen, wurden zwei Probenahmekampagnen durchgeführt, und zwar wie folgt:

*Probenahmekampagnen*

- eine erste Kampagne im vom 2.4 – 7.4.2004 bei niedrigem Grundwasserstand (Grw.sp. rund 251.5 ü.M., unteres Stockwerk) sowie
- eine zweite Kampagne vom 5. – 7.7 bei hohem Grundwasserstand (Grw.sp. rund 252.5 m ü.M., unteres Stockwerk)

Insgesamt betrug die Differenz des Grundwasserspiegels im unteren Stockwerk zwischen beiden Kampagnen rund 1 m. Demgegenüber lagen die Grundwasserstände im oberen Stockwerk bei der 2. Kampagne nur gerade rund 0.1-0.2 m höher.

Zur Vorbereitung der beiden Messkampagnen (im wesentlichen Festlegung der Probenahmereinfolge) wurde vorgängig, d.h. anfangs März 2004, eine Vorkampagne durchgeführt. Dabei wurden überall dort Wasserproben entnommen, wo Pumpversuche

*Vorkampagne*

<sup>4</sup> Bei der ersten Probenahme vom März/April 2004 wurden irrtümlicherweise kein Sauerstoffgehalte gemessen.



durchgeführt wurden (vgl. Kap. 6.2, total 13 Proben). Die entnommenen Wasserproben wurden bezüglich ausgewählter Einzel- oder Summenparameter analysiert (DOC sowie halogenierte leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe). Da die Probenahme nicht nach dem Qualitätskonzept Oehme erfolgen konnte, und die Vorkampagne nur orientierenden Charakter hatte, werden die Analysenwerte im vorliegende Bericht nicht verwendet.

Bei einzelnen Entnahmestellen erfolgte die Probenahme aufgrund geringer Ergiebigkeit mittels eines Schöpfers (R2, R4.2). Insgesamt wurden so im Rahmen der beiden Hauptkampagnen im Umfeld der Deponie Rothausstrasse 20 Grundwasserproben aus 10 ausgewählten Grundwasser-Entnahmestellen (Bohrungen) entnommen.

*Entnommene  
Wasserproben*

Eine Zusammenstellung der beprobten Entnahmestellen sowie detaillierte Angaben dazu (Entnahmedatum, -tiefe, Pumpmenge Feldmessungen) ist in Beilage A5a gegeben. In der Tabelle 7-1 sind die Entnahmestellen bezüglich Nah- und Fernfeld unterteilt.

## 7.2. Untersuchungsergebnisse

Die Unterschiede der Analysenresultate der beiden Kampagnen sind in der Regel nicht allzu gross und zeigen häufig eine sehr gute Übereinstimmung bezüglich des untersuchten Schadstoffspektrums. Deshalb werden nachfolgend die Ergebnisse beider Kampagnen gemeinsam diskutiert, und nur dort, wo sich essentielle Unterschiede zwischen der 1. und 2. Kampagne feststellen lassen, wird speziell darauf eingegangen.

Anlässlich der beiden Kampagnen wurden insgesamt 8 Proben aus dem Nahfeld und 2 Proben aus dem Fernfeld der Deponie Rothausstrasse entnommen (vgl. Beilage A5a). Die detaillierten Untersuchungsergebnisse sind aus Beilage C zu entnehmen. Als Übersicht bzw. zum besseren Verständnis der nachfolgenden Ausführungen sind die wichtigsten Analyseergebnisse in Tabelle 7-1 halbquantitativ bzw. "beschreibend" zusammengestellt. Desweiteren veranschaulichen auch die grafischen Darstellungen in Beilage A5b die geografische Verteilung und das lokale Auftreten ausgewählter Analysenparameter.



**Tabelle 7-1:** Schadstoffbelastung des Grundwassers (vgl. Text)

Parameter	oberes Grundwasserstockwerk (Lockergesteinsgrundwasser)		unteres Grw.stockwerk (HMK-Grundwasser)	
	Schwach mineralisiert	Stark mineralisiert	Nahfeld	Fernfeld
Probenahme- stellen	21.E.6, R3	R2, R4.2, R5, 21.R.8	R1, R4.1	21.C.245, 21.J.3
Nitrat Nitrit Ammonium	Nitratarm (rund 7-10 mg/l), Nitrit und Ammonium höchstens in Spuren	Nitratgehalt meist unter 10 mg/, und häufig auch erhöhte Nitrit- und Ammoni- umgehalte (21.J.58)	I.d.R. geringer Nitratgehalt unter 15- 20 mg/l, z.T. leicht erhöhte Nitrit- oder Ammoniumgehalte	
Schwermetalle	Praktisch in allen Wasserproben wurden Schwermetallgehalte über der Bestimmungsgrenze nach- gewiesen (i.d.R. < 1 µg/l). Vereinzelt wurden auch höhere Gehalteswerte festgestellt, insbesondere Zink bis max. 1.3 mg/l. Als Ursachen werden vor allem Kontaminationen durch (eisenverzinkte) Piezometerrohre, Probenahme- oder Laboreffekte vermutet.			
	Gehalt an Kupfer z.T. leicht erhöht (21.E.6: 2-7 µg/l).	Gehalte an Kobalt, Kupfer, Nickel und Arsen leicht erhöht (i.d.R. bis max. 5-10 µg/l).		
Bor	keine erhöhten Gehalts- werte	z.T. deutlich erhöhte Werte bis max 6 mg/l	vereinzelt vergleichsweise leicht erhöhte Werte bis max. rund 0.2 mg/l	
DOC	i.d.R. < 1 mg/l	Meist erhöhte Gehalte zwi- schen rund 3 – 10 mg/l	i.d.R. < 1 mg/l	
AOX	Keine erhöhte Werte (<10 µg/l).	leicht erhöhte Werte (40- 100 µg Cl/)	Keine erhöhte Werte (<10 µg/l).	
CKW	Meist geringe PER-Gehalte bis max. 0.5-1 µg/l. Vereinzelt Chlorbenzole oder Bromoform nachgewiesen	Meist leicht erhöhte PER u. TRI- Gehalte bis rund 3-5 µg/l (ausser C.245)		
Pestizide	Praktisch in allen Messstellen in Spuren vorhanden (20-500 ng/l)			
Phenole	keine	Phenol in Spuren bis rund 0.6 µg/l	keine	
PAK	keine	Einzelne PAK-Substanzen bei 1. Kampagne in Spuren unter 0.5 µg/l gemessen	keine	
Aniline	Praktisch keine (1. Kamp. R3 nahe Bestim.grenze)	Erhöhte Gehalte an Anilinen bis rund 15-30 µg/l	Äusserst geringe Spuren in R4.1	

### 7.2.1. Feldblindwerte

Mit der Entnahme einer Feldblindprobe vor jeder Probe wurde das Ziel verfolgt, Artefakte bei der Probenahme und der Analytik feststellen zu können. Die Laborergebnisse dieser sog. Feldblindwerte können wie folgt zusammengefasst werden:

In beiden Kampagnen lagen abgesehen von einigen wenigen Ausnahmen in sämtlichen Proben die Messwerte für PAK, Pestizide, Aniline und halogenierte Kohlenwasserstoffe sowie der AOX-Gehalt unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

*PAK, Pestizide,  
Aniline, halogenierte  
Kohlenwasserstoffe,  
AOX-Gehalt*



In den Blindproben wurde Phenol bei der 1. Kampagne noch bei etwa der Hälfte der Proben deutlich über der Bestimmungsgrenze gemessen (bis rund 350 ng/l). Die Ursache dafür konnte auf eine Kontamination durch Probenahmehandschuhe zurückgeführt werden, so dass bei der 2. Kampagne keine erhöhten Feldblindwerte mehr festgestellt wurden.

*Phenol*

Demgegenüber war in beiden Kampagnen der DOC-Gehalt ausnahmslos bei allen Proben vergleichsweise erhöht und betrug rund 0.2 – 0.7 mg/l (im Mittel rund 0.3-0.4 mg/l). Er ist in den Blindproben damit z.T. halb so hoch wie bei den meisten Grundwasserproben (abgesehen von knapp 10 Grundwasserproben, wo der DOC-Gehalt deutlich über 1 mg/l liegt). Die Ursache für die erhöhten DOC-Gehalte sind noch mit dem Labor zu klären.

*DOC-Gehalt*

Die Schwermetallgehalte wurden in einem extrem niedrigen Spurenbereich gemessen. Die bei der 2. Kampagne durchgeführten Bestimmung der Feldblindwerte zeigt, dass in den Blindproben für Arsen, Cadmium, Kobalt, Chrom und Antimon höchstens vereinzelte und nur wenig über der Bestimmungsgrenze liegende Konzentration bestimmt wurden (i.d.R. weniger als 10 % der Proben). Demgegenüber zeigen Bor, Zinn, Quecksilber und Eisen höhere "Nachweisraten" (ca. 20-30 %), und bei Kupfer, Nickel und Zink wurden in der Mehrzahl der Blindproben sogar z.T. deutlich erhöhte Gehaltswerte nachgewiesen (mehrfach über der Bestimmungsgrenze).

*z.T. erhöhte Schwermetallgehalte (inkl. Bor)*

Als Ursache für diese erhöhten Schwermetallgehalte in den Feldblindproben ist am ehesten eine Kontamination bei der Probenahme oder Laboreffekte (insbesondere für Kupfer, Nickel, Zink und Eisen) anzunehmen<sup>5</sup>. Für Antimon, Quecksilber und Bor sind auch andere Ursachen zu vermuten (z.B. Grundbelastung des ultrareinen Wasser).

*Ursache für erhöhte Schwermetallgehalte*

Grundsätzlich bedeutet dies, dass die gemessenen Gehaltswerte der Grundwasserproben nur dann als signifikant erhöht betrachtet werden dürfen, wenn diese deutlich über den ermittelten Wertebereichen der Blindproben liegen. Insbesondere sind daher in den Grundwasserproben leicht erhöhte Kupfer-, Nickel- und Zink-Gehalte wenig über der Bestimmungsgrenze vorsichtig zu interpretieren bzw. solche Kontaminationseffekte müssen zwingend mitberücksichtigt werden.

<sup>5</sup> Die modernen atomspektrometrischen Apparaturen erlauben „ohne weiteres“ sensitive Schwermetall-Messungen im ng/l-Bereich. Die Problematik und der grosse Aufwand liegen deshalb weniger bei der Messtechnik, als bei der Spurenkontaminationsgefahr in der Präanalytik und bei den Hilfsmaterialien



### 7.2.2. Allgemeine Beschaffenheit des Grundwassers

Bevor nachfolgend auf die einzelnen (Schadstoff-)Parameter näher eingegangen wird, erfolgt zuerst einleitend eine allgemeine Charakterisierung der Grundwasserbeschaffenheit im ganzen Betrachtungsgebiet anhand der wichtigsten physikalischen Kenngrößen (pH, el. Leitfähigkeit) und der gelösten Hauptbestandteile (Hydrogenkarbonat, Sulfat).

Generell lassen sich aufgrund der anorganischen Hauptbestandteile (Anionen) verschiedene Wassertypen unterscheiden, welche in gegenseitiger Wechselbeziehung zueinander stehen bzw. in unterschiedlichem Masse gemischt werden:

*verschiedene  
Wassertypen:*

- Der überwiegende Anteil im Grundwassergebiet von Muttenz (südlich des Rangierbahnhofes) wird durch im Hauptmuschelkalk zirkulierendes Grundwasser gebildet (kurz: HMK-Grundwasser). Es handelt sich dabei überwiegend um ein hartes, calcitgesättigtes Hydrogenkarbonat-Wasser mit einer normalen Gesamtmineralisation von rund 0.4 - 0.5 g/l bzw. einem mit mittleren Hydrogenkarbonatgehalten von rund 350 – 400 mg/l, einem Sulfatgehalt von rund 30 - 50 mg/l und Nitratgehalten von maximal rund 30-35 mg/l.
- Durch die Infiltration von aufbereitetem Rheinflusswasser durch die Hardwasser AG entsteht im Gebiet Hard ein mittelhartes Rheinwasser-Infiltrat (calcitgesättigtes Hydrogenkarbonat-Wasser) mit einer deutlich geringeren Gesamtmineralisation von rund 0.2 - 0.3 g/l. Kennzeichnend sind vor allem der geringere Hydrogenkarbonatgehalt von rund 150 - 250 mg/l sowie ein niedriger Chlorid- und Nitratgehalt (< 10-15 mg/l), und ein mittlerer Sulfatgehalt von meist weniger als 20 - 30 mg/l.
- Im Nahbereich der drei untersuchten Deponien lässt sich ausserdem häufig ein stärker mineralisiertes Grundwasser nachweisen (Gesamtmineralisation bis rund 0.9 g/l), welches sich vor allem durch Sulfatgehalte von mindestens ca. 100 - 300 mg/l und Hydrogenkarbonatgehalten bis rund 500 - 600 mg/l auszeichnet (vgl. Verbreitung der Wassertypen in Beilage A5b). Im Bereich der Deponien Margelacker und Feldreben ist dabei in der Regel gleichzeitig auch der Nitratgehalt vergleichsweise bis rund 40 - 45 mg/l erhöht (gemessener Maximalwert: 130 mg/l). Demgegenüber sind im Nahfeld der Deponie Rothausstrasse meist nur kleinere Nitratgehalte von weniger als 15 mg/l festzustellen (Ausnahme R2), dafür ist dort der Chloridgehalt mit rund 100 - 150 mg/l vergleichsweise höher. Solche Wässer sind sowohl sehr lokal im Lockergestein (Schotter, Übergangsschicht) als auch etwas grossräumiger im HMK (z.B. östliche Randzone des Grundwassergebietes bei der Deponie Rothausstrasse) zu finden.

*HMK-Grundwasser*

*Rheinwasser-  
Infiltrat*

*sulfathaltiges  
Grundwasser*



Für die Entstehung dieser stärker mineralisierten Grundwässer steht neben einer natürlichen Auslaugung von Gips und z.T. Salzen des Keupers bzw. der Anhydritgruppe hauptsächlich eine Beeinflussung durch Deponiesickerwasser im Vordergrund. Vor allem die hohen Hydrogenkarbonat- und Nitratgehalte sind kaum durch eine natürliche Wasser-Gesteins-Interaktion erklärbar<sup>6</sup>. Diese Annahme wird sowohl aufgrund der nahen Lage zu den Deponien als auch durch Isotopenmessungen aussagekräftig untermauert (vgl. Kap. 9).

*Beeinflussung durch Deponiesickerwasser wahrscheinlich*



Wegen der verschiedenen Herkunft bzw. Entstehung können diese oben beschriebenen Wassertypen aufgrund ihres unterschiedlichen Mineralisationsgrades relativ einfach voneinander unterschieden werden. Die lokale Verbreitung dieser Wassertypen kann daher in vereinfachter Weise mit einer Isoliniendarstellung der elektrischen Leitfähigkeit (als Indikator für die Gesamtmineralisation) grafisch veranschaulicht werden, und zwar wie folgt (vgl. dazu Beilage A5b):

*Unterscheidung der Wassertypen*

Im westlichen Grundwassergebiet zwischen den Deponien Margelacker und Feldreben lässt sich eine "Grundwasserzone mit relativ hohen el. Leitfähigkeiten" von rund 600-800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  erkennen, welche sich vom Gebiet Margelacker in nordöstliche Richtung verfolgen lässt. Diese Zone streift gerade noch den östlichen bzw. südwestlichen Teil der Deponie Feldreben und endet schliesslich nördlich des Rangierbahnhofes (vgl. Beilage A5b).

*Grundwasserzone mit relativ hohen el. Leitfähigkeiten*

Entsprechend der Grundwasser-Isohypsendarstellung in Beilage A3 (vgl. Kap. 2) fliesst das Grundwasser von dieser besagten "Grundwasserzone" zwischen den Deponien Feldreben und Margelacker generell in südöstliche bis östliche Richtung. Durch den hangseitigen unterirdischen Zufluss aus Süden von "normal" mineralisiertem HMK-Grundwasser kommt es in Fliessrichtung des Grundwassers zu einer Mischung dieser beiden Wassertypen und die el. Leitfähigkeit nimmt bis ins Dorfgebiet von Muttenz wieder ab.

*Mischungen der Wassertypen*

<sup>6</sup> Hydrogenkarbonatgehalte über 400-450 mg/l bedingen einen relativ hohen  $\text{CO}_2$ -Partialdruck, welcher deutlich über den normalerweise herrschenden Bedingungen der Bodenzone liegt. Als Ursache muss deshalb ein zusätzlicher  $\text{CO}_2$ -Input stattfinden (z.B. aus Deponieentgasung, vgl. dazu auch Kap. 9.3.4). Desweiteren sind Nitratgehalte von über 30-35 mg/l in einem städtischen Gebiet ausgesprochen untypisch, so dass auf jeden Fall noch ein Stickstoffeintrag besteht (z.B. durch ammoniumhaltige Sickerwässer, Ammonium wird dann in Gegenwart von Sauerstoff nitrifiziert).

Auf der nördlichen Flanke dieser "Grundwasserzone" kommt es durch den Zufluss von Rheinwasser-Infiltrat zu einer Mischung dieser beiden Wassertypen, was dazu führt, dass die el. Leitfähigkeit nördlich des Rangierbahnhofes rasch auf weniger als 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  abnimmt. Durch den Einfluss des Brunnen Florins, welcher Rheinwasser-Infiltrat "anzieht", verringert sich die el. Leitfähigkeit dort "keilartig" bis an den nördlichen Rand der Deponie Feldreben. Im Gebiet Rothausstrasse ist schliesslich im östlichen Grundwasserrandgebiet nochmals eine starke Zunahme der el. Leitfähigkeiten zu erkennen<sup>7</sup>, und zwar sowohl im HMK-Grundwasser bis auf rund 1'200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  als auch im Lockergesteinsgrundwasser bis auf über 3'000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

*Einfluss des Brunnen Florin*



Infolge dieser komplexen Entstehungs- und Mischungsverhältnissen ist der Mineralisierungsgrad (gemessen am Anionenanteil an Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid) nicht immer konstant sondern im jahreszeitlichen Verlauf stellenweise unterschiedlich. So können insbesondere bei den stärker mineralisierten sulfathaltigen Grundwässern diesbezüglich zwischen 1. und 2. Kampagne z.T. deutliche Unterschiede festgestellt werden (z.B. 21.J.58, F3.2, R4.1). Demgegenüber zeigen Messstellen, wo Mischungseffekte nur von untergeordneter Bedeutung sind, nur geringe jahreszeitliche Schwankungen (z.B. im HMK-Grundwasser bei 21.J.59, 21.C.245 oder von Rheinwasserinfiltrat dominierten Grundwasser bei F5 oder Brunnen Florin).

*jahreszeitlichen Schwankungen*

Desweiteren liegt bei allen untersuchten Wasserproben der pH-Wert aufgrund der guten Pufferung mit Karbonaten im allgemeinen in einem engen Wertebereich von schwach sauer bis leicht basisch (6.7 - 7.7). Der Sauerstoffgehalt ist meistens recht hoch (> 5-6 mg/l). Einzig in subartesischen gespannten Teilbereichen (z.B. ganzes östliches Grundwassergebiet bei der Deponie Rothausstrasse), wo kein freier Austausch mit der ungesättigten Zone möglich ist, nimmt der Sauerstoffgehalt im HMK-Grundwasser auf rund 1.5 - 4.0 mg/l ab.

*pH-Wert Sauerstoffgehalt*

<sup>7</sup> Gemäss dem Isolinienbild der el. Leitfähigkeit in Beilage A5bii resultiert im HMK-Grundwasser eine markante Abnahme der Leitfähigkeit von West nach Ost, also quer zur Grundwasserflussrichtung. Dies könnte ev. durch einen randlichen Zufluss von stärker mineralisiertem Grundwasser aus Westen hervorgerufen werden. Theoretisch wäre auch eine Deponiebeeinflussung denkbar, allerdings ist die Datengrundlage für eine eindeutige Interpretation zu gering.



### 7.2.3. Gesamtmineralisation und Redoxverhältnisse

Ergänzend zu den obigen Ausführungen und zur Charakterisierung der Redoxverhältnisse im Bereich der Deponie Rothausstrasse sind folgende Analysenergebnisse von Bedeutung:

Die Gesamtmineralisation des Grundwassers ist im HMK-Grundwasser (=unteres Grundwasserstockwerk) im ganzen Umfeld der Deponie Rothausstrasse generell etwas erhöht (rund 0.6-0.9 g/l). Der Sulfat- und Chloridgehalt beträgt dabei je rund 100 - 200 mg/l, und auch der Hydrogenkarbonatgehalt ist mit rund 400 - 500 mg/l bereits leicht über einem „normalen“ (unbeeinflussten) Rahmen. Demgegenüber liegen diesbezüglich im Lockergesteinsgrundwasser (=oberes Grundwasserstockwerk) sehr uneinheitliche Verhältnisse vor: In den beiden Messstellen 21.E.6 (Zuströmbereich) und R3 (Abströmbereich) ist die Gesamtmineralisation vergleichsweise gering (rund 0.2 - 0.3 g/l), während sie in den übrigen Messstellen R2 (im Deponierand), 21.R.8 (Deponiemitte) sowie R4.2 und R5 (Abströmbereich) generell hoch ist (rund 0.9 - 1.1 g/l, z.T. bis 3 g/l).

Auffallend sind dabei die relativ hohen Hydrogenkarbonat-Gehalte im stärker mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser von rund 550 – 850 mg/l. Dies bedingt bei der Entstehung dieser Wässer einen vergleichsweise hohen CO<sub>2</sub>-Partialdruck und setzt einen zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Input voraus (z.B. durch unterirdische biologische Abbauprozesse).

Der Sauerstoffgehalt (2. Kampagne) ist - wie bereits oben erwähnt - bei den drei Messstellen R1, R4.1 und 21.J.3 im subartesisch gespannten HMK-Grundwasser etwas erniedrigt und beträgt rund 1.5 - 4 mg/l (rund 15-35 % Sauerstoffsättigung). Noch niedrigere Sauerstoffgehalte sind im stärker mineralisiertem Lockergesteinsgrundwasser zu finden (rund 0.5 - 3.5 mg/l). Demgegenüber liegt der Sauerstoffgehalt beim schwächer mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser in einen "normalen" sauerstoffreichen Wertebereich über 7 mg/l.

Im HMK-Grundwasser ist der Nitratgehalt im Vergleich zu den Werten im westliches Grundwassergebiet generell gering und liegt i.d.R. stets unter 15-20 mg/l (vgl. Beilage A5b). Angesichts des geringen Sauerstoffgehaltes wurden hier auch vereinzelt Nitrit und Ammonium in Spuren wenig über der Bestimmungsgrenze gemessen (vgl. Beilage A5b). Im oberen Stockwerk ist das schwächer mineralisierte Grundwasser noch nitratärmer (rund 7 - 15 mg/l), aber infolge der guten Sauerstoffsättigung sind sowohl Nitrit als auch Ammonium höchstens in Spuren wenig über der Bestimmungsgrenze vorhanden. Im stärker mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser ist der Nitratgehalt aufgrund der oben erwähnten geringen Sauerstoffgehalte ebenfalls sehr gering, d.h.

Gesamtmineralisation

S C + P

Auffallend hohe Hydrogenkarbonat-Gehalte

Sauerstoffgehalt

Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumgehalt

unter 10 mg/l (Ausnahme R2: 60-90 mg/l). Häufig sind daneben deshalb auch noch Nitrit und/oder Ammonium in deutlich erhöhten Konzentrationen vorhanden.

#### 7.2.4. Anorganische Schadstoffe

Bei beiden Kampagnen wurden in allen entnommenen Grundwasserproben verschiedene Schwermetallgehalte sowie Bor über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. In der Tabelle 7-2 sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

**Tabelle 7-2:** Schwermetallgehalte und Borgehalt im Grundwasser

Parameter / Bestimmungsgrenze		1. Kampagne (März/April 2004)		2. Kampagne (Juli 2004)		Anzahl Messstellen mit Gehaltswerten >1 µg/l		
		Schwankungen	Ø	Schwankungen	Ø	1. Kampagne	2. Kampagne	
Kobalt	µg/l	<0.02	0.21 - 4.9	1.3	0.20 - 6.4	1.7	4 [R2,R4.2,R5,R8]	3 [R2, R5, R.8]
Kupfer	µg/l	<0.02	0.49 - 7.2	3.0	0.15 - 3.1	1.2	9	4 [R2,R4.2,R5,R8]
Nickel	µg/l	<0.1	2.2 - 27	9.9	0.48 - 15	3.6	7 <sup>2)</sup>	2 [R2, R.8] <sup>2)</sup>
Arsen	µg/l	<0.1	0.31 - 2.8	1.1	<0.1 - 3.9	0.95	4 [R1,R2,R8,E6]	3 [R2, R.8,E.6]
Antimon	µg/l	<0.02	0.03 - 0.40	0.16	0.05 - 0.88	0.27	keine	keine
Cadmium	µg/l	<0.02	<0.02 - 0.04	-	<0.02 - 0.03	-	keine	keine
Chrom	µg/l	<1	0.8 - 4.8	<sup>3)</sup>	<1 - 4.8	<sup>3)</sup>	2 [R3, R4.2]	2 [R3, R4.1]
Quecksilber	µg/l	<0.05	<0.05 - 0.13	<sup>3)</sup>	<0.05 - 0.40	0.14	keine	keine
Zinn	µg/l	<0.02	<0.02 - 0.03	<sup>3)</sup>	<0.02	-	keine	keine
Eisen	µg/l	<2	<2 - 176	<sup>3)</sup>	3.7 - 104	30.5	3 [R2,R.4.2,R.8]	9
Zink	µg/l	<1	2.6 - 1'300	18.9 <sup>1)</sup>	4.1 - 790	11 <sup>1)</sup>	6	2 [R2, C.245]
Bor	µg/l	<0.1	25.6 - 609	238	24 - 6'100	1'512	10 [alle]	10 [alle]

1) ohne einzelne Extremwert

2) Anzahl Messstellen mit Gehaltswerten > 5 (Ni, Fe) bzw. 10 µg/l (Zn)

3) nur wenige Einzelwerte über der Bestimmungsgrenze

#### Schwermetalle

Bei beiden Kampagnen wurden meist ähnlich hohe Gehaltswerte gemessen, wobei aber bei der 2. Kampagne die Gehalte an Kupfer, Nickel und Arsen im Vergleich zur 1. Kampagne generell niedriger waren (vgl. Tabelle 7-2). Zu den einzelnen Schwermetallgehalten können folgende Ergänzungen/Bemerkungen angebracht werden:





Bei beiden Kampagnen wurden ausnahmslos in allen entnommenen Grundwasserproben im Nah- und Fernfeld der Deponie Kobalt, Kupfer, Nickel, Arsen und Antimon in Konzentration deutlich über der Bestimmungsgrenze (0.02 resp. 0.1 µg/l) gemessen (außer Arsen i.d.R. <0.5 µg/l). Die höchsten Gehaltswerte wurden dabei jeweils im stärker mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser festgestellt (R2, R4.2, R5, 21.R.8). Im schwächer mineralisierten Grundwasser war einzig der Kupfergehalt im Entnahmehauptbrunnen des Kieswerkes (21.E.6) signifikant höher (rund 2.5 bzw. 7 µg/l). Im HMK-Grundwasser lagen schliesslich die Gehalte meist unter 1 µg/l, mit Ausnahme des Kupfergehaltes anlässlich der 1. Kampagne.

*Kobalt, Kupfer,  
Nickel, Arsen und  
Antimon*



Bei vereinzelt Messstellen wurde Chrom in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l gemessen. Mit Ausnahme der Wasserprobe aus der Bohrung R3 (beidesmal rund 5 µg/l) handelt es sich um Einzelwerte, welche nur bei einer der beiden Kampagnen gemessen wurden.

*Chrom*

Bei vereinzelt Messstellen konnten Cadmium, Quecksilber und Zinn in Spuren wenig über der Bestimmungsgrenze bzw. meist deutlich unter 1 µg/l gemessen werden.

*Cadmium, Quecksilber  
und Zinn*

Zink wurde in beiden Kampagnen in jeder Messstelle nachgewiesen, teilweise in relativ hohen Konzentrationen (max. Konz. bis 1.3 mg/l). Vor allem die hohen Gehalte lassen sich plausibel durch eine Kontamination aus verzinkten (früheren) Piezometerrohren erklären (z.B. 21.C.245). In den neuen Bohrungen (R1 bis R5) liegen die Gehalte unter meist unter 10 - 50 µg/l, was angesichts der hohen Blindwerte (vgl. Kap. 7.2.1) höchstwahrscheinlich auf eine Kontamination bei der Probenahme oder Laboreffekte zurückzuführen sein dürfte.

*Zink*

Bei der 1. Kampagne konnte Eisen lediglich bei drei Messstellen (R2, R4.2, 21.R.8) in relevanten Konzentration nachgewiesen werden (rund 40-180 µg/l). Demgegenüber wurden anlässlich der 2. Kampagne erstaunlicherweise fast überall Gehaltswerte über der Bestimmungsgrenze gemessen. Diese lassen sich aber entweder auf eine Kontamination durch frühere (eisenverzinkte) Piezometer zurückführen, oder aber die Analysenergebnisse sind angesichts der z.T. hohen Feldblindwerte nicht aussagekräftig.

*Eisen*

## **Borgehalt**

Der Borgehalt ist im stärker mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser (R2, R4.2, 21.R.8) deutlich erhöht und erreicht dort Maximalwerte bis rund 6 mg/l, wobei die Gehalte bei der 2. Kampagne rund 10x höher lagen. Die hohen Borgehalte stimmen mit den

*Erhöhte Borgehalte*

ebenfalls erhöhten Sulfatgehalt überein. Angesichts dieses eindeutigen, nahezu linearen Zusammenhanges steht als Ursache dafür in erster Linie eine Gipsauslaugung im Vordergrund, entweder hervorgerufen durch natürliche Ursachen (Wasser-Gesteinsinteraktion) oder infolge einer Deponiebeeinflussung (z.B. Auswaschung von gipshaltigem Bauschutt).



## 7.2.5. Organische Schadstoffe

### Summenparameter

Bei beiden Kampagnen wurden im stärker mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser erhöhte DOC-Gehalte von rund 3 – 10 mg/l gemessen (R2, R4.2, R5, 21.R.8). Demgegenüber wurden in den übrigen Messstellen sowohl im schwächer mineralisiertes Lockergesteinsgrundwasser als auch im HMK-Grundwasser jeweils Messwerte unter bzw. nur wenig über 1 mg/l gemessen. Während die erhöhte Werte bei R4.2 durch "abgestandenes" Wasser im Kleinfiterrohr verursacht sein könnten, ist bei den übrigen Messstellen eine allfällige Deponiebeeinflussung nicht auszuschliessen, da sonst überall DOC-Gehalte unter 1 mg/l gemessen wurden.

*DOC-Gehalt*

Die AOX-Gehalte zeigen ein identisches Bild wie die DOC-Gehalte, indem wiederum bei beiden Kampagnen an den gleichen Stellen im stärker mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser erhöhte Gehaltwerte in der Grössenordnung von rund 40-100 µg Cl/l festgestellt wurden. Das schwächer mineralisierte Lockergesteinsgrundwasser sowie das HMK-Grundwasser weisen demgegenüber keine erhöhten Werte auf und sind praktisch überall unter der Bestimmungsgrenze von 10 µg Cl/l. Die erhöhten Gehalte können ebenfalls als ein Indiz für eine allfällige Deponiebeeinflussung gewertet werden.

*AOX-Gehalte*

### Chlorierte Lösungsmittel (CLM)

Bei beiden Kampagnen konnten in praktisch allen entnommenen Grundwasserproben chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) nachgewiesen werden (im wesentlichen Per- und Trichlorethylen, untergeordnet in Spuren auch deren Abbauprodukte). Die höchsten Konzentrationen ( $\Sigma$  PER + TRI) sind im HMK-Grundwasser zu finden und betragen rund 3 – 5 µg/l. Im Lockergesteinsgrundwasser sind die Gehalte deutlich geringer und betragen maximal rund 0.5 – 1.0 µg/l. Desweiteren wurden in den beiden Bohrungen R5 und 21.R.8 Chlorbenzole in geringen Spuren von rund 0.1 µg/l (nur 2. Kampagne) und im Kieswerk-Brunnen (21.E.6) Bromoform mit rund 0.4 µg/l (1. Kampagne) festgestellt. Alle übrigen untersuchten Parameter lagen stets unter der Bestimmungsgrenze.

*Chlorierte Lösungsmittel (Perchlorethylen)*

## Übrige organische Schadstoffe

In praktisch allen Proben sowohl im Lockergesteins- als auch im HMK-Grundwasser wurden leicht erhöhte Herbizidgehalte nachgewiesen ( $\Sigma$  Atrazin und Simazin: 20-500 ng/l). Beide Kampagnen zeigen praktisch eine mehr oder weniger identisches Bild mit vergleichbaren Gehaltswerten an der gleichen Stelle. Tendenziell sind in der 2. Kampagne aber im Durchschnitt die Simazingehalte eher etwas geringer (rund 30 ng/l). Bei beiden Kampagnen wurden die höchsten Gehalte bei R3 und R5 ( $\Sigma$ : rund 250-500 ng/l) und die niedrigsten bei 21.E.6 ( $\Sigma$ : rund 10-20 ng/l) gemessen.

*Herbizide*

Phenole wurden in beiden Kampagnen ausschliesslich im oberen Grundwasserstockwerk im stärker mineralisierten Lockergesteinsgrundwasser meist in geringen Spuren bis maximal 250 ng/l pro Einzelsubstanz nachgewiesen. Vergleichsweise am stärksten belastet ist das Grundwasser in der Bohrung 21.R.8 ( $\Sigma$  Phenole 250-600 ng/l), wo verschiedene Einzelsubstanzen in beiden Kampagnen gemessen werden konnten (z.B. 2,4-Dinitrotoluol). Im Vergleich dazu lagen im HMK-Grundwasser bei beiden Kampagnen alle Analysenwerte stets unter der Bestimmungsgrenze.

*Phenole*

Leicht erhöhte PAK-Gehalte über der Bestimmungsgrenze wurden einzig bei der 1. Kampagne in den beiden Bohrungen R5, 21.R.8, d.h. im stärker mineralisiertem Lockergesteinsgrundwasser, nachgewiesen. Die Gehaltswerte sind allerdings gering und liegen unter 0.5  $\mu\text{g/l}$ . In den restlichen Proben, d.h. insbesondere auch im HMK-Grundwasser wurden keine erhöhten Konzentrationen gemessen.

*PAK*

In beiden Kampagnen wurden in einigen Messstellen leicht erhöhte Gehalte an Anilinen nachgewiesen. Es handelt sich dabei einerseits um äusserst geringe Spuren von rund 0.2- 0.5  $\mu\text{g/l}$  im HMK-Grundwasser (R4.1, Abströmbereich) sowie um signifikant höhere Konzentrationen bis max. rund 15-30  $\mu\text{g/l}$  im oberen Grundwasserstockwerk in den Bohrungen R4.2, R5 und 21.R.8. Vor allem in letzteren beiden Bohrungen wurden bei beiden Kampagnen eine Vielzahl von Einzelsubstanzen, mit z.T. relativ hohen Konzentrationen nachgewiesen.

*Aniline*



### 7.2.6. Ergebnisse der Screenings <sup>8</sup>

Die Screening-Chromatogramme<sup>9</sup> bestätigen die bereits in der Einzelanalytik vorgefundenen Schadstoffgruppen: Chlorierte Lösungsmittel, Triazinherbizide, diverse Aniline und Chloraromaten. Im HMK-Grundwasser wurde allerdings neben den bekannten CLM nur Dichloranilin und ein Amid in Spuren von rund 0.5 mg/l festgestellt, wobei letzteres allenfalls auf eine Kontamination durch das PVC-Entnahmerohr zurückzuführen sein könnte (vgl. Kap. 7.3).

*HMK-Grundwasser*



Demgegenüber wurden im stärker mineralisierten Grundwasser im oberen Stockwerk (Messstellen R5 und R8) zusätzlich zu den oben genannten Organika noch Benzylamine, Diphenylamin, Biphenylamin, ein Naphthalinamin, ein Binaphthalinamindiol, Phenazon, Phenytion, Toudin, Pyrazole und diverse Unbekannte im tiefen Mikrogramm pro Liter-Bereich detektiert<sup>10</sup>, welche zusammen rund 40 - 120 µg/l ausmachen.. Ansonsten sind nur noch in R2 ein BHT-Metabolit (BHT, ein Plastik-Antioxidans) und in 21.E.6 ein organischer Thiocyan säure-Ester (rund 2 µg/l) zu erwähnen.

*stärker mineralisiertes Grundwasser im oberen Stockwerk*

Die lange Liste der in den Messstellen R2 sowie insbesondere R5 und R8 detektierten Xenobiotika (synthetische organische Stoffe) wurden, inhärent methodisch bedingt, mit unterschiedlichen Identifikations-Fits versehen. Beispielsweise waren von total 56 detektierten Verbindungen mit einer Konzentration von mindestens 0.5 µg/l je Einzelsubstanz waren 17 unbekannt, 8 mit gutem (>80%ID), 21 mit mässig gutem (<80%ID) und 10 mit schlechtem (<50%ID) Identifikations-Fit maschinell selektiert worden. Die Weiterbearbeitung erfordert deshalb u.E. eine gesonderte Validierung durch die Spezialisten.

*unterschiedliche Identifikations-Fits*

Da bei den genannten Substanzgruppen eine Herkunft aus Abfällen der chemischen Industrie sehr wahrscheinlich ist (Validierung vorbehalten), und auch praktisch keine der genannten Substanzen im Laboreluat des PVC-Materials nachweisbar ist (vgl. Kap. 7.3), ist eine Herkunft aus der Deponie Rothausstrasse naheliegend.

*Hinweis auf Deponiesickerwasser*

<sup>8</sup> Interpretation unter Beizug eines spezialisierten Chemikers (Dr. M. Schurter, Institut Bachema AG, Schlieren)

<sup>9</sup> Die organischen Screeninguntersuchungen wurden im Analysenlabor nach dem Stand der Technik durchgeführt. Es ist die Eigenschaft der zur Verfügung stehenden Methodik, dass die chromatografischen Ergebnisse durch das Datensystem mit einem numerischen Identifikations-Fit (%ID Fit) versehen werden. Letzterer ist ein (halbquantitatives) Mass für die Richtigkeit der maschinellen Identifikation.

<sup>10</sup> Weil es sich beim Screening um eine qualitative Methode handelt, sind die angegebenen Konzentrationen nur als Grössenordnungshinweis zu betrachten

Abschliessend ist zu erwähnen, dass die relative Unsicherheit der Identifikation der mit den Screenings erfassten Substanzen an der methodisch bedingten Bestimmungsunsicherheit der zur Verfügung stehenden Untersuchungstechnik liegt, und nicht etwa an einem Mangel im Laboratorium.

*methodisch bedingte Bestimmungsunsicherheit*



### 7.3. Eluattest am Filterrohrmaterial

Bei den un tiefen Bohrungen bis rund 30 m Tiefe wurde als Filterrohre überall PE-Rohre verwendet. Da aber PE-Rohre mit dem gewünschten Durchmesser bei den tieferen Bohrungen ab 30 m aus Stabilitätsgründen ungeeignet sind, wurde dort das als Filterrohrmaterial PVC-Rohre verwendet.

*Zielsetzung*

Zur Überprüfung einer allfälligen Kontamination durch PVC-Rohre bei der Entnahme der Grundwasserproben (z.B. durch Weichmacher), wurde die Eluierbarkeit und ein allfälliger Austrag von Schadstoffen des Rohrmaterials getestet.

Dazu wurde ein Eluattests an den gleichen wie in die Bohrungen eingebauten PVC-Filterrohrstücken durchgeführt. Insgesamt wurden 4 Rohrtypen mit unterschiedlichen Durchmessern untersucht (35 mm, 50 mm, 120 mm, 145 mm).

*Proben*

Nach Durchführung des Eluattests gemäss TVA wurde das Eluat mittels Screening auf lösliche organische Stoffe untersucht.

*Screening*

Die Laborergebnisse zeigen übereinstimmend, dass im Eluat hauptsächlich langkettige organische Säuren (C<sub>10</sub>–C<sub>20</sub>) in Konzentrationen von rund 0.5 - 6.2 µg/l festgestellt wurden (organische Fettsäuren). Weiter wurden noch einzelne Phenole (ca. bis rund 1.5 µg/l), Phtalate (ca. 1.5 µg/l) und Squalene (ca. 1.4-2.1 µg/l) nachgewiesen. Einzelne dieser organischen Stoffgruppen wurden z.T. auch in ähnlich hoher Konzentration in den entnommenen Grundwasserproben festgestellt (z.B. 9-Octadecenic-Säure in F3.1). Entsprechend sind diese Substanzen höchstwahrscheinlich auf eine Kontamination zurückzuführen (vgl. Kap. 7.2.6).

*Analysenergebnisse*

### 7.4. Zusammenfassende Folgerungen

Aufgrund der oben beschriebenen Verhältnisse können die wesentlichen Analyseergebnisse insgesamt wie folgt zusammengefasst werden:

- Aufgrund der anorganischen Beschaffenheit des Grundwassers im Umfeld der Deponie Rothausstrasse ist eine Deponiebeeinflussung zu vermuten, welche sich im Wesentlichen durch erhöhte Hydrogenkarbonat- und Sulfatgehalte sowohl im HMK-Grundwasser als auch stellenweise im Lockergesteinsgrundwasser bemerkbar macht (vgl. dazu auch Isotopenmessungen, Kap. 9). Stellenweise sind auch erhöhte Ammonium- und Nitritgehalte festzustellen. *anorganische Deponiebeeinflussung*
- Die im Vergleich zum normalen HMK-Grundwasser niedrigeren Nitratgehalte und die gemessenen, meist geringen Sauerstoffwerte im Grundwasser deuten darauf hin, dass überwiegend *anaerobe* Verhältnisse im Deponiebereich vorliegen. *anaerobe Verhältnisse*
- Schwermetalle finden sich vor allem im Lockergesteinsgrundwasser, z.T. mit Konzentrationen deutlich über 1 µ/l (Kobalt, Kupfer, Nickel). Relevante Toleranz- oder Grenzwerte für Trinkwasser/Grundwasser werden nirgends auch nur annähernd erreicht. Die Gehalte für Antimon, Cadmium und Quecksilber liegen im ng/l-Bereich. *Schwermetallgehalte*
- Bezüglich der Beeinflussung durch chlorierte Lösungsmittel lässt sich im HMK-Grundwasser eine gewisse Belastung im Umfeld der Deponie (Per- Trichlorethylen bis rund 4 µg/l) nachweisen. Demgegenüber sind die Gehaltswerte im darüberliegenden Lockergesteinsgrundwasser deutlich kleiner, was eher gegen eine direkte Deponiebeeinflussung spricht. *Belastung des HMK-Grundwassers mit chlorierten Lösungsmitteln (CLM)*
- Sowohl die organische Einzelstoffanalytik als auch die gaschromatographischen Screenings förderten vor allem im oberen Grundwasserstockwerk im Lockergestein (Messstellen R5 und R8) eine Vielzahl von (synthetischen) Organika im Mikrogramm pro Liter-Bereich zu Tage. Diese Stoffgruppen weisen relativ klar auf eine Deponiebeeinflussung durch Abfälle der chemischen Industrie hin, eine eindeutige abschliessende Interpretation ist aber schwierig, da u.E. noch eine Validierung der Screeningbefunde durch die Spezialisten vorgenommen werden sollte. *Hinweise auf Sickerwässer aus chemischen Abfällen erfordert eine Validierung der Daten durch Spezialisten*

Zusammenfassend steht zumindest für das obere Grundwasserstockwerk (Lockergesteinsgrundwasser) mehr oder weniger eindeutig fest, dass lokal ein Zufluss von schadstoffbelastetem Deponiesickerwasser stattfindet. Dieser bewirkt sowohl eine anorganische Aufmineralisierung als auch eine organische Schadstoffbelastung des Grundwassers. Dabei ist vor allen das in Kap. 5.3 beschriebene lokale Grundwasservorkommen betroffen.



## 8. Chemische Analysen Feststoffproben

### 8.1. Deponiematerial

#### 8.1.1. Feststoffproben

In der Bohrung R2 kam bis in eine Tiefe von 18.4 m u.T. Deponiematerial zum Vorschein. Zur Beurteilung der Schadstoffbelastungen des angetroffenen Deponiematerials wurden am 15.10.04 insgesamt sieben Materialproben aus verschiedenen Tiefenbereichen entnommen (3 Mischproben: 2-6 / 6-12 / 12-18 m u.T, und 4 Proben der organoleptisch am stärksten belasteten Bereiche: 4.6-4.9 / 8.4-8.9 / 13.5-13.7 / 18.0-18.4 m u.T.) und bezüglich ihrer Schadstoffbelastung untersucht. Die wichtigsten Ergebnisse der chemischen Analysen sind in Tabelle 8-1 zusammengefasst (Detaillierte Analysenresultate in Beilage C).

*Materialproben*

Parameter	Einheit	Schwankungsbereich	Mittelwert (total 7 Proben)
Cadmium	mg/kg	<0.3-0.5	0.4
Kupfer	mg/kg	9.5-31	20.6
Nickel	mg/kg	17-34	25.4
Blei	mg/kg	11.8-490	114.6
Zink	mg/kg	49-210	103.6
Quecksilber	mg/kg	< 0.06	< 0.06
TOC	%	0.6-3	1.4
KW ges	mg/kg	<20-52	32.3
Σ PAK	mg/kg	0.4-47	13.9
Σ PCB (Kongenere 18, 52, 101, 138, 153, 180)	mg/kg	0.7-2	0.9

**Tabelle 8-1** Analysenresultate Deponiematerial

In allen untersuchten Materialproben wurden keine stark erhöhten Schwermetallgehalte festgestellt. Die Werte für Cadmium, Quecksilber liegen sogar unterhalb bzw. nur knapp über der jeweiligen Bestimmungsgrenze und die übrigen analysierten Elemente liegen in einem unkritischen Bereich zwischen rund 10 bis 120 mg/kg. Einzig die Gehalte von Blei (490 mg/kg) und Zink (210 mg/kg) sind in einer Materialprobe etwas erhöht (TVA-Grenzwerte für Inertstoffe nicht überschritten).

*Schwermetalle*

Bezüglich der organischen Schadstoffe ist der Gehalt an Kohlenwasserstoffen >C<sub>10</sub> mit rund 20–52 mg/kg auch nur leicht erhöht. Hingegen wurde erhöhte Werte von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (bis 47 mg/kg PAK und polychlorierten Biphenylen (bis 2 mg/kg PCB) nachgewiesen.

*Organische  
Schadstoffbelas-  
tung*



Mit dem Screening wurden in einer Materialprobe zudem 3 weitere, nicht identifizierbare Substanzen in sehr geringen Konzentrationen zwischen rund 150–200 ng/l festgestellt (vgl. Beilage C).

### 8.1.2. Eluattest

Zur Abschätzung der Eluierbarkeit und des Schadstoffaustrages des Deponiematerials wurden für die Durchführung eines AltIV-Eluattest aus der Sondierung R2 drei, über einen grösseren Bereich entnommene Mischproben zusammengefügt. D.h. der Eluattest wurde an einer Materialprobe ausgeführt, welche den gesamten Tiefenbereich von 2 bis 20 m u.T umfasst. Insgesamt wurden 3 Eluate (Fraktionen) bei verschiedenem Wasser/Material-Verhältnis entnommen.

Probenahme

Die wichtigsten Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 8-2 zusammengefasst.

		R2 (2-20m.u.T)			
		1. Fraktion	2. Fraktion	3. Fraktion	Maximalwert
Arsen (As)	µg/l	6.9	5.2	5	6.9
Cadmium (Cd)	µg/l	0.04	<0.02	<0.02	0.04
Kobalt (Co)	µg/l	1.6	0.4	0.17	1.6
Chrom (Cr)	µg/l	4.1	1.4	0.73	4.1
Kupfer (Cu)	µg/l	8.3	3.6	4.1	8.3
Quecksilber (Hg)	µg/l	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Nickel (Ni)	µg/l	22	4.8	1.4	22
Antimon (Sb)	µg/l	3.1	3.1	2.2	3.1
Zinn (Sn)	µg/l	0.07	0.04	0.08	0.08
Zink (Zn)	µg/l	18	1.3	4	18
Bor (B)	µg/l	1400	530	27	1400
Ammonium	mg/l	0.007	0.007	0.007	0.007
Chlorid	mg/l	36			36
Sulfat	mg/l	1400			1400

**Tabelle 8-2** Untersuchungsergebnisse Eluattest Deponiematerial

Praktisch in allen drei Fraktionen wurden in geringen Konzentrationen Schwermetalle nachgewiesen, einzig die Werte von Quecksilber liegen überall unter der Bestimmungsgrenze von 0.05 µg/l. Die maximalen Konzentrationen sind jedoch stets gering und liegen zwischen 0.04 µg/l (Cadmium) bis 22 µg/l (Nickel).

Schwermetalle

Weiter wurden leicht erhöhte Ammonium- und Chlorid-Gehalte von 0.007 bzw. 36 mg/l sowie deutlich erhöhte Bor- und Sulfat-Gehalte festgestellt (1400 µg/l B und 1400 mg/l SO<sub>4</sub>).

NH<sub>4</sub>, Cl, B

Mit dem Screening wurden zudem rund 10 meist unbekannt Substanzen in sehr geringen Konzentrationen zwischen rund 0.3–1.6 µg/l festgestellt.

Screening





## 8.2. Oberboden

### 8.2.1. Sondierungen und Probenahme

Die Beprobung des Oberbodens erfolgte nach VBBo<sup>11</sup>. Dazu wurden am 17.03.2004 insgesamt 96 0.6 m tiefe Rammkernsondierungen verteilt auf sechs 10x10 m grosse Flächen abgeteuft (Lage der Probenahmestellen vgl. Beilage A6).

*6 Bodenproben  
nach VBBo*

Pro Fläche wurde aus verschiedenen Tiefenlagen je eine Bodenprobe nach VBBo entnommen (Total 18 Bodenproben aus 0–0.2, 0.2–0.4 und 0.4–0.6 m.u.T).

### 8.2.2. Aufbau des Untergrundes

Gestützt auf diese durchgeführten Rammkernsondierungen kann der Aufbau des Untergrundes wie folgt zusammengefasst werden:

Unter der Grasnarbe liegt bis in eine Tiefe von 0.20 m.u.T eine tonig-siltige bis sandige Humusschicht vor, welche meist stark durchwurzelt ist. Es handelt sich um den eigentlichen Oberboden. Die Mächtigkeit ist überall ungefähr gleich gross und beträgt rund 20 cm.

*Oberboden*

Darunter folgt bis in eine Tiefe von 0.4 m.u.T der Unterboden aus tonigem Silt mit Sand und wenig Kies. Darin sind vereinzelt Ziegelbruchstücke enthalten. Eine eigentliche Deponieabdichtung ist also nicht vorhanden, wie auch die bis in eine Tiefe von rund 5 m u.T. abgeteuften Rammkernsondierungen bestätigen.

*Unterboden*

### 8.2.3. Ergebnisse der chemischen Untersuchungen

Die Materialproben von je zwei Probenahmestellen wurden zu einer Mischprobe zusammengefügt und analysiert, d.h. insgesamt wurden 9 Mischproben auf Schadstoffe untersucht.

*Mischproben*

Die entnommenen Materialproben von je zwei Probenahmestellen wurden zu einer Mischprobe zusammengefügt und analysiert (Mischproben aus R1/R2, R3/R4, R5/R6), d.h. insgesamt wurden 9 Mischproben auf Schadstoffe untersucht. Die Analysenergebnisse sind in Tabelle 8-3 zusammengefasst.

<sup>11</sup> Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1.7.1998 (Stand 28.3.200)



Im Oberboden (0–0.2 m u.T.) wurden keine stark erhöhten Schwermetallgehalte festgestellt, die Werte betragen zwischen 0.13 mg/kg (Quecksilber) bis 110 mg/kg (Zink). Bezüglich den organischen Schadstoffen liegen leicht erhöhte Gehalte von Kohlenwasserstoffen >C<sub>10</sub> (bis 39 mg/kg KW) und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (bis 2.9 mg/kg PAK) vor. Der gesamte organische Kohlenstoff TOC beträgt maximal 2.9 mg/kg.

*Schadstoffbelastungen im Oberboden*



Im Unterboden (0.2–0.6 m u.T.) liegen ab einer Tiefe von 0.4 m u.T. z.T. leicht erhöhte Schwermetallgehalte vor (Kupfer bis 140 mg/kg, Blei bis 55 mg/kg, Quecksilber bis 0.6 mg/kg, Zink bis 140 mg/kg). Darüber (zwischen 0.2–0.4 m u.T.) wurden hingegen keine erhöhten Schwermetallgehalte festgestellt.

*Schwermetallgehalte im Unterboden*

Bezüglich der organischen Schadstoffe wurden leicht erhöhte Gehalte von Kohlenwasserstoffen >C<sub>10</sub> (bis 66 mg/kg) und PAK (bis 18.9 mg/kg) nachgewiesen.

*Organische Schadstoffe im Unterboden*

**Tabelle 8-3:** Untersuchungsergebnisse Boden

Tiefe	cm.u.T	0-20		20-40		40-60	
		Schwankungsbereich	Mittelwert	Schwankungsbereich	Mittelwert	Schwankungsbereich	Mittelwert
Cd	mg/kg	0.3-0.5	0.4	0.3-0.3	0.3	<0.3-0.5	0.5
Cu	mg/kg	18-24	20.0	18-24	21.0	17-140	58.3
Ni	mg/kg	22-27	24.3	21-27	24.3	20-28	24.3
Pb	mg/kg	35-42	37.7	25-45	32.7	26-55	41.0
Zn	mg/kg	88-110	96.3	73-81	76.7	66-140	92.3
Hg	mg/kg	0.13-0.21	0.2	0.2-0.4	0.2	0.1-0.6	0.3
TOC	%	2.7-2.9	2.8	1.8-2.3	2.1	1.3-1.8	1.6
KW ges	mg/kg	<20-39	20	<20-66	56.0	<20-29	26.5
Σ PAK	mg/kg	0.4-2.9	1.7	0.4-3.3	1.7	0.3-18.9	10.1

### 8.3. Zusammenfassende Folgerungen

Die Untersuchungsergebnisse bezüglich der chemischen Analysen von Feststoffproben können wie folgt zusammengefasst werden:

- In den Feststoffproben des Deponiematerials wurden einerseits leicht erhöhte Schwermetallgehalte festgestellt, und andererseits konnten auch Belastungen durch organische Substanzen (v.a. PAK) nachgewiesen werden.

*Feststoffproben Deponiematerial*

- Im Eluat des Deponiematerials wurden ebenfalls nur geringe Konzentrationen von Schwermetallen sowie Ammonium und Chlorid festgestellt. Hingegen liegen Bor und Sulfat in stark erhöhten Konzentrationen vor.
- In allen untersuchten Bodenschichten (Oberboden und Unterboden) wurden einzelne Schadstoffbelastungen festgestellt. Dabei ist festzustellen, dass die Gehaltswerte sowohl der Schwermetalle als auch der organischen Schadstoffe mit grösserer Tiefe zunehmen (stärker erhöhte Werte im Unterboden zwischen 0.4–0.6 m u.T.). D.h. bei den beiden obersten Tiefenstufen (0–0.4 m u.T.) handelt es sich um schwach belasteten Boden, während die unterste analysierte Schicht (0.4–0.6 m u.T.) im Sinne der Bodenaushubrichtlinie als stark belasteter Boden zu bezeichnen ist.

*Eluat des Deponiematerials*

*Boden*



## 9. Isotopenmessungen

---

### 9.1. Einleitung

Isotopenuntersuchungen stellen in Ergänzung zu den chemischen Analysen ein hervorragendes hydrogeologisches Werkzeug dar. Ausschlaggebend dafür ist vor allem die geringe Reaktivität der meisten Isotope, was eine Verwendung als natürlicher Tracer erlaubt. Generell werden stabile und instabile Isotope unterschieden.

*Ergänzung zu den chemischen Analysen*

Das Grundprinzip der stabilen Isotopengeochemie beruht darauf, dass in der Natur eine Fraktionierung zwischen schweren und leichten Isotopen aufgrund physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse stattfindet. Eine solche Isotopenfraktionierung beruht im wesentlichen auf Massen- und Energieunterschiede der verschiedenen Isotope. Mit Hilfe der Isotopenmessungen können daher Rückschlüsse über die beteiligten Entstehungsprozesse bzw. der gelösten Inhaltsstoffe gewonnen werden. Mit Hilfe der instabilen, d.h. radioaktiven Isotope können Altersabschätzungen und/oder Mischungen erkannt werden.

*Grundprinzip*

Bei den stabilen Isotopen wird als Messgrösse das Verhältnis des nachzuweisenden Isotops zum häufigsten Isotop mit einem international festgelegten Standardverhältnis verglichen, die Resultate werden daher üblicherweise dimensionslos in ‰ angegeben (je negativer der Wert, desto kleiner ist der Anteil des schwereren Isotops). Bei den instabilen Isotopen wird als Messwert die Aktivität des radioaktiven Zerfalls angegeben.

*Messgrössen der Resultate*

## 9.2. Probenahme

Im Hinblick auf eine umfassende Beurteilung der chemischen Analysenresultate (Herkunft von Schadstoffen) sowie als Ergänzung zur Interpretation der komplexen Grundwasserverhältnisse wurden an ausgewählten Grundwasserproben der 2. Probenahmekampagne (vgl. Kap. 7.1) verschiedene Isotopenmessungen durchgeführt (vgl. Tab. Tabelle 9-1).

*ausgewählte  
Grundwasserproben*



Isotopenbestimmung	Anzahl	Feldreben	Margelacker	Rothausstrasse	Rheinfiltrat
stabile Wasserisotope ( $\delta D$ , $\delta^{18}O$ )	22	16	2	3	1
Tritium	9	6	1	1	1
$\delta^{15}N$ , $\delta^{18}O$ Nitrat	10	5	2	2	1
$\delta^{13}C$ DIC	11	5	3	2	1
$\delta^{13}C$ CKW	3	3	-	-	-

**Tabelle 9-1:** Durchgeführte Isotopenmessungen (alle 3 Deponien)

Die Probenahme erfolgte anlässlich der Entnahme der Grundwasserproben für die chemischen Analysen durch die SJ Geotech AG, Wolfwil. Die Isotopenbestimmungen wurden von der Hydroisotop GmbH in Schweitenkirchen/D ausgeführt.

*Probenehmer und  
Labor*

Die Untersuchungsergebnisse der Isotopenbestimmungen werden im Folgenden nicht für jede Deponie einzeln beschrieben, sondern zusammenfassend erläutert, da aus den Ergebnissen oft "deponieübergreifende" Aussagen zu den vorherrschenden hydrogeologischen Verhältnisse abgeleitet werden können, welche den ganzen Betrachtungsperimeter betreffen. Zum besseren Verständnis der Dateninterpretation ist es ausserdem z.T. notwendig, dass alle Resultate herangezogen werden.

*zusammenfassende  
Beschreibung  
für alle 3 Deponien*

## 9.3. Resultate

Die vollständigen Untersuchungsergebnisse sind im Beilage A5c enthalten. Die Ergebnisse werden nachfolgend anhand verschiedener Diagramme veranschaulicht und näher erläutert. Die Datenpunkte sind dabei für jede der drei Deponien speziell gekennzeichnet.

*Grafische Darstellung  
der Untersuchungsergebnisse*

### 9.3.1. Stabile Wasserisotope

Mit Hilfe der stabilen Wasserisotope lassen sich im vorliegenden Fall folgende hydrogeologische Gegebenheiten erkennen:

Alle Datenpunkte liegen in der Figur 9-2 auf der sog. "Meteoric Water line" (MWL) und bestätigen damit, dass das Grundwasser dem aktuellen natürlichen Wasserkreislauf angeschlossen ist (keine Paläo-Wässer oder Wasser-Gesteins-Interaktionen).

*"junge" Wässer*

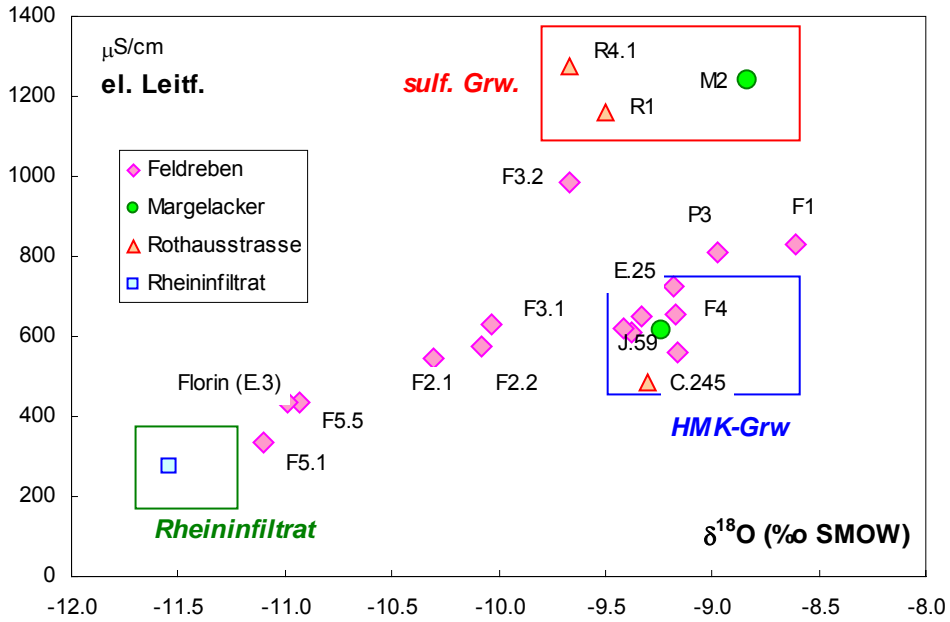
Es lassen sich die drei verschiedenen Wassertypen, die in Kap. 7 bereits bezüglich ihrer chemischen Beschaffenheit charakterisiert wurden, als Endglieder von Mischungsreihen verifizieren (Figur 9-1). Hervorgerufen durch ein höherliegendes Einzugsgebiet ist das Rheinwasserinfiltrat ( $\delta^{18}\text{O}$ -Werte: ca. -11.5 ‰ SMOW) naturgemäss isotopisch leichter als das HMK-Grundwasser ( $\delta^{18}\text{O}$ -Werte: -9.5 bis -8.5 ‰ SMOW). Sulfathaltiges Grundwasser wiederum hat ungefähr die gleiche isotopische Zusammensetzung wie das HMK-Grundwasser (dafür mit el. Leitf. > 1'000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Die Daten zeigen in Übereinstimmung mit dem Markierversuch dass im Gebiet südlich der Deponie Feldreben (F1, 21.P.3) praktisch keine Zumischung von Rheinfiltrat zu erkennen ist.

*Mischungsendglieder*

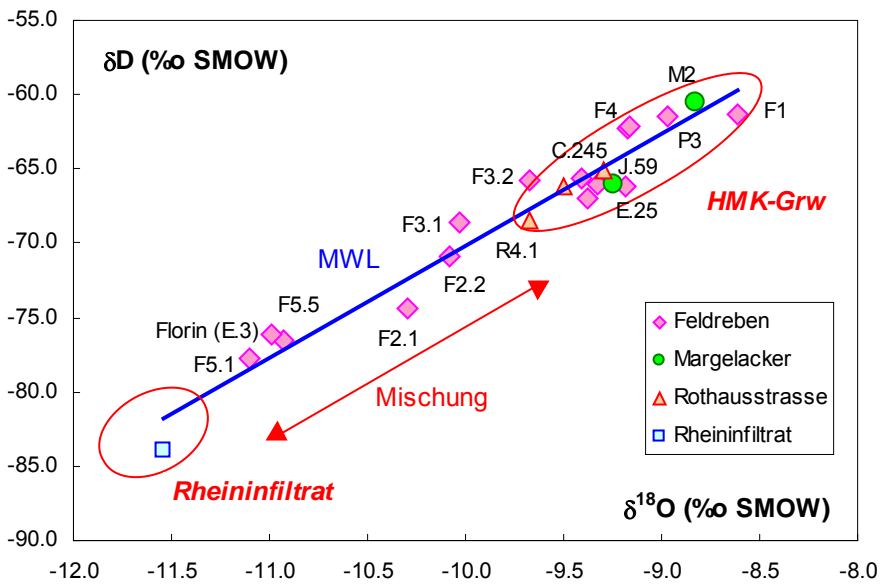
Aus beiden Grafiken kann der Einfluss der Grundwasseranreicherung mit Rheinwasserinfiltrat sowohl örtlich eingegrenzt als auch halbquantitativ abgeschätzt werden. Im Brunnen Florin sowie bei der nahe gelegenen Bohrung F5 ist der Anteil an Rheinwasserinfiltrat sehr hoch (ca. 70-80%), Selbst an den beiden seitlichen Nordenden der Deponie (F2 und F3) sind noch relativ hohe Anteile (rund 25-50%) im Grundwasser enthalten. Bei den Bohrungen mit Wasserproben aus verschiedenen Tiefen ist zudem ersichtlich, dass mit zunehmender Tiefe die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte tendenziell abnehmen (insb. F5.1/F5.5, F2.1/F2.2), was einerseits bestätigt, dass die Durchmischung von Rheinwasserinfiltrat den ganzen Grundwasserleiter bis auf den Stauer erfasst, und andererseits eine verzögerte Tiefendurchmischung vermuten lässt.

*Grundwasseranreicherung mit Rheinwasserinfiltrat*





Figur 9-1: Unterscheidung der Wassertypen ( $\delta^{18}\text{O}$  vs el.Leitf.)



Figur 9-2: stabile Wasserisotope ( $\delta^{18}\text{O}$  vs  $\delta\text{D}$ )

### 9.3.2. Tritium

Mit Hilfe der Tritiummessungen kann die mittlere Verweilzeit (Alter) des Grundwassers abgeschätzt werden. Tritium wird in der Atmosphäre auf natürliche Weise laufend neu gebildet. Durch Atombombentests in den 50er und 60er Jahren stieg die Tritiumkonzentration stark an («Bombenpeak»). Seither sind die Konzentrationen als Folge des radioaktiven Zerfalls wieder in den Bereich der natürlichen Produktion gesunken. Die aktuellen Tritiumgehalte liegen in der Grössenordnung von rund 10–15 TU.

*Grundprinzip*

Wasser mit einem höheren Tritiumgehalt weist dementsprechend eine höhere mittlere Verweilzeit (Alter) im Untergrund auf. Allerdings können aus einer einzigen Messkampagne aufgrund der schwankenden Tritium-Inputbedingungen und mangels Vergleichsmessungen keine genauen Altersangaben gewonnen werden. Immerhin erlauben die durchgeführten Messungen relative Vergleiche und eine grössenordnungsmässige Altersangabe.

*Bestimmung der mittleren Verweilzeit (Alter)*

Sieben der neun untersuchten Wasserproben weisen einen "normalen" Tritiumgehalt von rund 14–18 TU auf. Die Werte liegen also im gleichen Wertebereich wie die aktuellen Niederschlagswerte, so dass für diese Proben ein relativ «junges» Alter, bzw. eine kleine mittlere Verweilzeit angenommen werden kann (einige Wochen bis höchstens wenige Jahre). Die Messresultate stehen im Einklang mit den stabilen Wasserisotopen, welche grundsätzlich auch eine Grundwasserneubildung mit «jungem» Wasser aus Niederschlag und unterirdischen Hangwasserzuflüssen anzeigen.

*«junges» Alter*

Weitere Schlussfolgerungen aus den Tritiummessungen, wie z.B. Mischungsverhältnisse, betreffen praktisch ausschliesslich die Deponie Feldreben, und werden hier nicht aufgeführt.

*Tritium-Input ins Grundwasser*

### 9.3.3. Stickstoff- und Sauerstoffisotopen am Nitrat

Zur Bestimmung der Nitratherkunft wurden an ausgewählten Wasserproben Stickstoff-15 und Sauerstoff-18 Messungen durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse sind im  $\delta^{18}\text{O}/\delta^{15}\text{N}$ -Diagramm in Figur 9-3 grafisch dargestellt. Ebenfalls in das Diagramm eingetragen sind die typischen Wertebereiche der in Frage kommenden Nitratquellen. Mineralische Nitratdünger (Kunstdünger) zeichnen sich generell durch niedrige  $\delta^{15}\text{N}$ -Werte aus, während sowohl organische Hofdünger als auch stickstoffhaltige Deponiesickerwässer normalerweise hohe  $\delta^{15}\text{N}$ -Werte aufweisen.

*in Frage kommende Nitratquellen*

Aus dem Diagramm kann nun abgeleitet werden, dass das Nitrat im Grundwassergebiet von Muttenz (insbesondere im Gebiet Feldreben und Margelacker) durch eine Mischung von Kunstdüngern einerseits und Hofdünger und/oder stickstoffhaltigen Sicker-

*Nitrat aus Mischung von Kunst-, Hofdünger und stickstoffhaltigen Deponiesickerwässern*

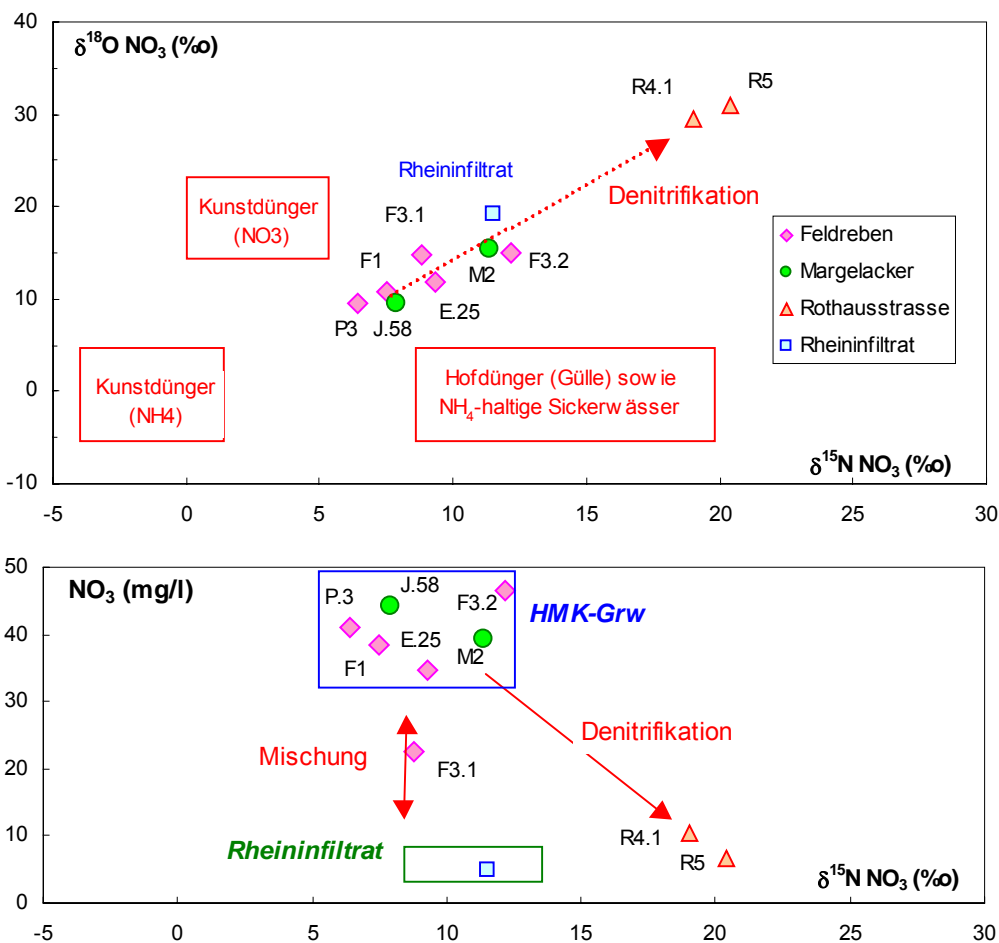




wässern andererseits entstanden ist. Wie hoch der Anteil an Deponiesickerwasser ist, kann allerdings daraus nicht direkt abgeleitet werden. Unter der Annahme einer „landwirtschaftlich verursachten“ Grundbelastung von max. rund 30-35 mg/l trägt ein all-fälliger Sickerwasseranteil bei den untersuchten Wasserproben aber nur untergeordnet dazu bei.

Desweiterm zeigen die Daten einen typischen Trend zur Denitrifikation (vgl. Figur 9-3), was belegt, dass im Untergrund mikrobielle Prozesse ablaufen, die zu einem Nitratabbau führen. Insbesondere ist das östliche Grundwassergebiet nahe der Deponie Rothausstrasse davon betroffen, und zwar sowohl das Lockergesteins- als auch das HMK-Grundwasser (R5 resp. R4.1). Dementsprechend lassen sich dort die niedrigen Nitratgehalte plausibel durch einen Nitratabbau erklären. Demgegenüber sind die niedrigen Nitratgehalte in der Bohrung F3.1 (HMK-Grundwasser) durch Verdünnung mit nitratarmem Rheinfiltrat zu erklären (vgl. untere Grafik in Figur 9-3).

*mikrobielle Prozesse (Denitrifikation)*



**Figur 9-3:** Stickstoff-15 / Sauerstoff-18 im Nitrat



### 9.3.4. Kohlenstoff-Isotope

#### Gelöster anorganischer Kohlenstoff ( $\delta^{13}\text{C}$ DIC)

Die  $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmungen am gelösten anorganischen Kohlenstoff (DIC<sup>12</sup>) erlauben ebenfalls eine Abschätzung über das Ausmass von biologischen Abbauprozessen im Grundwasser. Die ermittelten Messwerte sind in Figur 9-4 grafisch dargestellt und können wie folgt interpretiert werden:

*Abschätzung von biologischen Abbauprozessen*

In der Figur 9-4 ist der Wertebereich von calcitgesättigtem Grundwasser eingezeichnet, welches von Abbauprozessen *unbeeinflusst* ist (blau gestrichelter Bereich). Der überwiegende Anteil der Messdaten liegt ausserhalb dieses Bereiches, und zwar einer Trendlinie folgend, welche mit zunehmendem Hydrogenkarbonatgehalt zu isotopisch leichteren (negativere)  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten führt. Eine solche Isotopenfraktionierung lässt sich eigentlich nur plausibel durch eine Methanoxidation erklären, indem das aus dem Zerfall von organischem Deponiematerial produzierte  $\text{CH}_4$  (mit  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten von ca.  $-60$  bis  $-80$  ‰) im ungesättigten (sauerstoffhaltigen) Bereich zu  $\text{CO}_2$  oxidiert wird. Der Einfluss von solchen (mit isotopisch leichtem)  $\text{CO}_2$ -angereicherten Sickerwässern bewirkt schliesslich im Abströmbereich eine zusätzliche Karbonatlösung im Grundwasser und führt damit dort zu höheren Hydrogenkarbonatgehalten (mit  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten zwischen  $-15$  bis  $-20$  ‰, vgl. auch Kap. 7.2.2). Die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte sind also als Indiz dafür zu werten, dass mikrobiologische Abbauprozesse bereits im unmittelbaren Abströmbereich im Grundwasser unter *aeroben* Verhältnissen ablaufen (unter rein *anaeroben* Verhältnissen würde normalerweise eine Isotopenfraktionierung zu schwereren [weniger negativen] Werten stattfinden).

*mikrobiologische Abbauprozesse unter aeroben Verhältnissen*

Diese Abbauprozesse sind vor allem bei den beiden Deponien Margelacker (M2, 21.J.58) und Rothausstrasse wirksam. Bei der Deponie Rothausstrasse ist sowohl das obere als auch das tiefere Grundwasserstockwerk davon betroffen (R5 resp. R4.1). Bei diesen Proben ist zudem auch der DOC-Gehalt mit rund 1.5 - 4.0 mg/l leicht erhöht (vgl. Kap. 7), was ebenfalls auf biologische Abbauprozesse hindeutet.

*Deponien Rothausstrasse und Margelacker*

Hingegen ist das Ausmass solcher Prozesse bei der Deponie Feldreben deutlich geringer, wobei sich bei den beiden Grundwasserproben südlich der Deponie (21.P.3, F1) im Vergleich zu

*Deponie Feldreben*

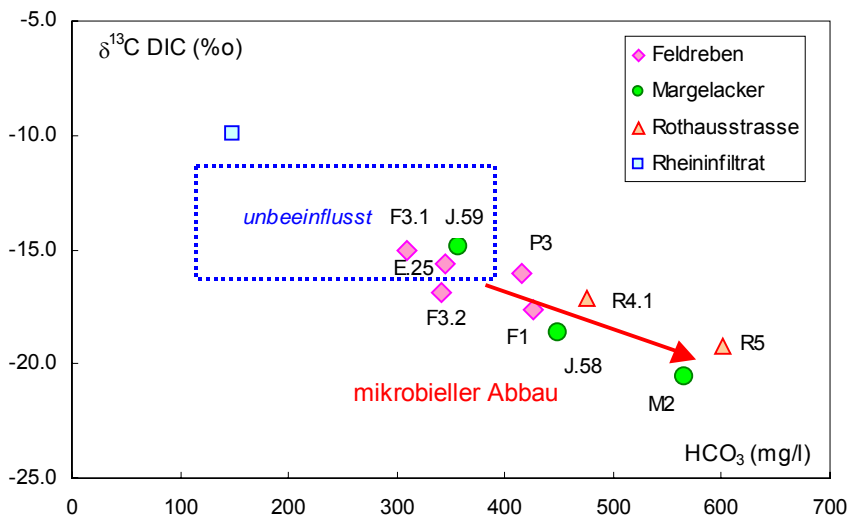
<sup>12</sup> DIC: *d*issolved *i*norganic *c*arbon. Im neutralen pH-Bereich entspricht dies nahezu dem Hydrogenkarbonatgehalt.



den übrigen Proben (F3, 21-E.25) tendenziell eine etwas grössere Beeinflussung durch Abbauprozesse erkennen lässt.

Insgesamt lassen die durchgeführten  $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen vermuten, dass *anaerobe* Abbauprozesse nur von untergeordneter Bedeutung sind (vor allem bei den beiden Deponien Margelacker und Feldreben), und sich die Deponien bezüglich Zerfall von organischen Stoffen grundsätzlich wieder in einem weitgehend *aeroben* Stadium befinden. Bei der Deponie Rothausstrasse hingegen weisen die Isotopenmessungen am Nitrat zusätzlich darauf hin, dass gleichzeitig auch noch anaerobe Prozesse in nennenswertem Ausmass stattfinden<sup>13</sup>.

Deponien befinden sich in fortgeschrittenem Stadium



Figur 9-4: Kohlenstoff-13 vs Hydrogenkarbonat

## 9.4. Zusammenfassende Folgerungen

Zusammenfassend können aus den Isotopenmessungen im Hinblick auf die Beurteilung der Altlastensituation folgende Schlüsse gezogen werden:

<sup>13</sup> Grundsätzlich ist überall ein fortgeschrittenes Stadium der Deponieentwicklung anzunehmen, welche normalerweise über eine aerobe Anfangsphase ( $\text{O}_2$ -Verbrauch), anaerobe Säuregärung ( $\text{CO}_2$ -Produktion) und anschliessender anaerober Methangärung ( $\text{CH}_4$ -Produktion) verläuft. Dies bedeutet insbesondere für die Deponien Feldreben und Margelacker, dass dort die anaerobe Methangärung fast vollständig abgeschlossen sein dürfte (Dies wird auch durch Gasmessungen bei den Deponien Feldreben und Margelacker bestätigt). Demgegenüber dürfte sich die Deponie Rothausstrasse noch weitgehend in der anaeroben Methanphase befinden.

Sowohl die Isotopenbestimmungen am Nitrat ( $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{18}\text{O}$ ) als auch am DIC ( $\delta^{13}\text{C}$ ) zeigen, dass im Grundwasser bei allen drei Deponien biologische Abbauprozesse in unterschiedlichem Ausmass ablaufen. Bei der Deponie Margelacker und Feldreben vermutlich weitgehend im *aeroben* Milieu, während bei der Deponie Rothausstrasse parallel auch *anaerobe* Nitrifikationsprozesse erkannt werden konnten. Dadurch kommt es stellenweise sowohl zu einem Nitratabbau (Rothausstrasse) als auch zu einer Nitrifikation (Margelacker, Feldreben) und damit verbunden zu einer generellen  $\text{CO}_2$ -Produktion, was wiederum eine Karbonatlösung im Grundwasser hervorruft. Bei der Deponie Rothausstrasse sind diese Prozesse besonders augenfällig, während dies bei den beiden Deponien Margelacker und Feldreben nur von untergeordneter Bedeutung ist.

*Biologische Abbauprozesse*



## 10. Zusammenfassende Beurteilung

---

### 10.1. Wertung der Untersuchungsergebnisse

Im Hinblick auf eine Wertung der Untersuchungsergebnisse und Beurteilung des Emissionsverhaltens der Deponie Rothausstrasse werden nachfolgend die Analysenergebnisse den geltenden Konzentrationswerten der Altlasten-Verordnung (AltIV) gegenüber gestellt. Diese Zusammenstellung dient in erster Linie dazu den Fokus auf die relevanten Schadstoffbelastungen zu lenken. Da noch weitergehende Untersuchungen vorgesehen sind (2. Etappe TU) haben diese Vergleiche nur orientierenden Charakter und sollen nicht für eine Beurteilung der Altlastensituation nach Altlasten-Verordnung verwendet werden.

*Vergleich mit Konzentrationswerten der Altlasten-Verordnung (AltIV)*

Nachfolgend werden die ermittelten Schadstoffbelastungen für jedes Schutzgut einzeln aufgeführt.

#### 10.1.1. Schutzgut Boden

Sowohl in den Proben des Ober- als auch des Unterbodens wurden teilweise leicht erhöhte Schadstoffgehalte festgestellt. Dabei wurden aber die geltenden Prüf- und Sanierungswerte der VBBo nicht überschritten.

*geltende Prüf- und Sanierungswerte der VBBo nicht überschritten*

## 10.1.2. Grundwasser

### Anorganische Schadstoffbelastung

Die durch anorganische (Schad-)Stoffe hervorgerufene Belastung des Grundwasser im Umfeld der Deponie Rothausstrasse lässt sich wie folgt zusammen fassen:

- Sowohl im Lockergesteinsgrundwasser als auch im HMK-Grundwasser ist die Gesamtmineralisation im Vergleich zu unbeeinflussten Grundwasser lokal erhöht. Hervorgerufen wird dies durch erhöhte *Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Chloridgehalte*. Da es sich dabei auch um natürliche gelöste Bestandteile handelt, existieren in der AltIV keine entsprechenden Konzentrationswerte. Im Vergleich zu den beiden anderen untersuchten Deponien Feldreben und Margelacker, wo eine ähnliche Situation beobachtet werden kann, sind hier aber die Nitratgehalte deutlich kleiner.
- Bei einzelnen Messstellen im oberen Grundwasserstockwerk wurden zudem auch erhöhte Nitrit- und Ammonium-Gehalte festgestellt, welche über den halben AltIV-Konzentrationswerten liegen (R2, R4.2, 21.R.8; vgl. Tab. 10-1). Im Vergleich dazu wurden im unteren Stockwerk (HMK-Grundwasser) nur geringe Konzentrationen wenig über der Bestimmungsgrenze gemessen.
- Ebenfalls vorwiegend im oberen Grundwasserstockwerk können erhöhte Schwermetallgehalte bis rund 15 µg/l festgestellt werden (vor allem Nickel, Kobalt, Kupfer, Arsen, Eisen, Zink). Die Gehalte an Cadmium, Chrom und Quecksilber sind dagegen gering, d.h. i.d.R. deutlich <1 µg/l.

*Gesamtmineralisation (Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Chloridgehalt)*

*erhöhte Nitrit- und Ammonium-Gehalte*

*Schwermetalle*

### Organische Schadstoffbelastung

Bezüglich der organischen Schadstoffbelastung lassen sich deutliche Unterschiede zwischen oberem und unterem Stockwerk erkennen:

- Im oberen Stockwerk können in einigen Messstellen (R4.2, R5, 21.R.8) eine Vielzahl von organischen Schadstoffen nachgewiesen werden. Es handelt sich dabei um verschiedene (synthetische) Organika im Mikrogramm pro Liter-Bereich.
- Dafür wurden im oberen Stockwerk praktisch keine CKW nachgewiesen, dies im Gegensatz zum unteren Stockwerk, wo generell eine erhöhte Grundbelastung bis rund 4 µg/l vorliegt. Die Konzentrationswerte gemäss AltIV werden deutlich unterschritten.

*Deutliche Schadstoffbelastung im oberen Stockwerk*

*chlorierte Lösungsmittel (CLM)*



- Herbizide wurden sowohl im oberen als auch unteren Stockwerk gemessen, allerdings meist unter 0.1 µg/l, abgesehen von einigen Ausnahmen mit max. Werten bis 0.3 µg/l.
- Demgegenüber konnten bei den Messstellen im HMK-Grundwasser ausser CKW (und Herbiziden) keine signifikant erhöhten organische Schadstoffe (FCKW, PAK, Phenolen, Aniline) nachgewiesen werden, da sämtliche Messwerte entweder unter der Bestimmungsgrenze bzw. weit unterhalb der entsprechenden AltIV-Konzentrationswerte liegen.

Herbizide

keine organische  
Schadstoffe im  
HMK-Grundwasser)



**Tabelle 10-1:** Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte

Messstelle	Konz.wert AltIV		Messwerte	
	Parameter	½ Konz.wert	1. Kampagne	2. Kampagne
<b>Unteres Grundwasserstockwerk (HMK-Grundwasser)</b>				
R1	keine Überschreitungen festgestellt			
21.J.3	keine Überschreitungen festgestellt			
R4t (R4.1)	keine Überschreitungen festgestellt			
<b>Oberes Grundwasserstockwerk (schwach mineralisiertes Lockergesteinsgrundwasser)</b>				
R3	keine Überschreitungen festgestellt			
21.E.6	keine Überschreitungen festgestellt			
<b>Oberes Grundwasserstockwerk (stark mineralisiertes Lockergesteinsgrundwasser)</b>				
R2	Nitrit	0.05 mg/l		0.092 mg/l
R5	keine Überschreitungen festgestellt			
R4h (R4.2)	Nitrit	0.05 mg/l	-	0.08 mg/l
21.R.8*	Ammonium	0.25 mg/l	(3.82 mg/l)	(4.48 mg/l)

**Fett** = Überschreitung des Konzentrationswertes

*kursiv* = Überschreitung des halben Konzentrationswertes

- = keine Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte

(Gemäss Art. 9, Abs. 2b der AltIV sind zur Beurteilung der Sanierungsbedürftigkeit die halben Konzentrationswerte massgebend)

\* liegt in der Deponiemitte und ist deshalb nicht massgebend, Filterstrecke z.T. innerhalb des Deponiekörpers

Insgesamt beschränken sich also die festgestellten Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte im Wesentlichen auf eine Nitrit-Belastung im oberen Grundwasserstockwerk. Bei den Screenings wurden darüber hinaus doch zusätzlich noch eine Vielzahl von organischen Schadstoffen festgestellt, welche sehr wahrscheinlich auf Abfälle der chemischen Industrie zurückzuführen sind. Entsprechende Vergleichswerte existieren in der AltIV allerdings nicht.

Überschreitungen  
der AltIV-  
Konzentrations-  
werte

## 10.2. Emissionsverhalten

Gestützt auf die durchgeführten Untersuchungen kann das Emissionsverhalten der Deponie Rothausstrasse wie folgt zusammengefasst werden:

### Massgebende Deponiebeeinflussung

Das Grundwasser im Umfeld der Deponie Rothausstrasse zeichnet sich sowohl im tieferen HMK-Grundwasserstockwerk als auch im oberen Stockwerk im Lockergestein durch eine allgemein erhöhte Gesamtmineralisation aus. Hervorgerufen wird dies durch vergleichsweise höhere *Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Chloridgehalte*, wobei gerade erstere erkennbar auf eine Deponiebeeinflussung hindeuten. Diese Tatsache sowie stellenweise auch erhöhte Ammonium- und Nitritgehalte und organische Schadstoffe lassen klar auf eine *anthropogene* Beeinflussung des Grundwassers schliessen, welche durch belastetes Sickerwasser aus der Deponie Rothausstrasse verursacht sein dürfte. Es handelt sich dabei aber grösstenteils um eine Beeinflussung als Folge von "natürlichen" Abbauprozessen von eingelagertem Bauschutt und organischem Material.

*mögliche Beeinflussung durch Deponiesickerwasser*

Gestützt wird diese vermutete Deponiebeeinflussung einerseits durch die gleichzeitig leicht erhöhten organischen Schadstoffgehalte und Schwermetallkonzentrationen im oberen Grundwasserstockwerk. Insbesondere ist angesichts der Lage der Bohrung 21.R.8 in der Deponiemitte, wo die grössten Schadstoffgehalte gemessen wurden, ein direkter Zusammenhang offensichtlich. Andererseits sind auch die erhöhten Sulfatgehalte als Indiz für eine Auslaugung von bauschutthaltigem Auffüllmaterial zu werten, da mit einem Eluattest an Deponiematerial (R2) bestätigt wurde, dass Sulfat (und auch Bor) in relevanten Mengen eluierbar sind.

*unterstützende Indizien*

Desweitem belegen die Isotopenmessungen, dass im Untergrund der Deponie mikrobiologische Abbauprozesse unter teils anaeroben Bedingungen stattfinden, die zu einer Denitrifizierung und Karbonatisierung der gelösten Bestandteile im Grundwasser führen. Ein solcher Nitratabbau würde auch die im ganzen Deponieumfeld vergleichsweise niedrigen Nitratgehalte erklären. Entsprechend ist davon auszugehen, dass die "Deponieentwicklung" - im Gegensatz zu den beiden Deponien Feldreben und Margelacker - noch nicht abgeschlossen ist (anhaltende Methangärung).

*mikrobiologische Abbauprozesse (Denitrifizierung und Karbonatisierung)*

Als Folge einer Methanoxidation entstehen im Nahbereich der Deponie CO<sub>2</sub>-haltige Sickerwässer, welche ihrerseits zu einer Karbonatlösung und damit - neben dem Sulfat - zu einer deutlichen Aufmineralisierung des Grundwassers beitragen. Mit Hilfe der beiden durchgeführten Kampagnen lassen sich insgesamt

*Aufmineralisierung des Grundwassers*



keine allzu grossen jahreszeitlich bzw. grundwasserstandsbedingten Unterschiede feststellen.

Dass auch das tieferes Stockwerk im HMK-Grundwasser durch eine anthropogen verursachte Aufmineralisierung betroffen sein kann, ist mit den durchgeführten Pumpversuchen und Wasserspiegelmessungen plausibel zu erklären. Vermutlich dürfte Grundwasser aus dem oberen Stockwerk entlang von NE-SW-verlaufenden Störzonen des Wartenber-Grabensystems ins tiefere Stockwerk einsickern. Erstaunlicherweise weist aber auch die im "Zuströmbereich" platzierte Messstelle R1 auf eine mögliche Beeinflussung hin, was durch die sehr flachen Gefällsverhältnisse und den Pumpbetrieb im nahegelegenen Kieswerk hervorgerufen werden könnte. Grundsätzlich müssen aber im HMK-Grundwasser aufgrund der erhöhten Chloridgehalte auch natürliche Ursachen für die erhöhte Gesamtmineralisation in Betracht gezogen werden (Wasser-Gesteinsinteraktionen, Subrosionserscheinungen).

*Einsickern in tieferes Grundwasserstockwerk*



### **Untergeordnete bzw. unklare Deponiebeeinflussung**

Aus den Screening-Daten ergeben sich insbesondere für das stärker mineralisierte Grundwasser im oberen Stockwerk (R2, R5, 21.R.8) aufgrund der festgestellten organischen Substanzen klare Indizien für Sickerwasseranteile, welche aus Abfällen der chemischen Industrie stammen. Quantitativ betrachtet dürfte es sich dabei aber aufgrund der geringen Konzentrationen im Spurenbereich um einen bescheidenen Einfluss handeln. Qualitativ ist die Datengrundlage hingegen noch zu dürftig, um ein abschliessende Beurteilung abgeben zu können, da grundsätzlich bezüglich der Validierung der Daten noch Kenntnislücken bestehen.

*Indizien auf Sickerwasser aus Abfällen der chemischen Industrie*

Da die Fliessverhältnisse im oberen Stockwerk bis jetzt nur annähernd bekannt sind, kann eine eindeutige Herkunft der gemessenen Schadstoffe im heutigen Kenntnisstand noch nicht eindeutig festgelegt werden kann. Angesichts der nahen Lage des Rangierbahnhofes können theoretisch auch andere Ursachen (z.B. SBB-Unfälle oder Betriebsstandorte) nicht zum vornherein ausgeschlossen werden.

*Ursache für Schadstoffbelastung im oberen Stockwerk*

### **Keine Deponiebeeinflussung**

Die Ursache bzw. Herkunft der CKW-Belastung im HMK-Grundwasser dürfte aufgrund der Tatsache, dass im oberen Stockwerk deutlich geringe Konzentrationen gemessen werden, höchstwahrscheinlich nicht in der Deponie Rothausstrasse begründet sein.

*Ursachen der geringen CKW-Belastung im HMK-Grundwasser*

Ferner scheint aufgrund der generellen Belastung des Grundwassers mit Herbiziden eine diesbezügliche Herkunft aus der Deponie nicht gegeben.

*Herbizid-Belastung*



### Schlussbetrachtungen

Zusammenfassend betrachtet, beschränken sich also die massgebenden Emissionen der Deponie Rothausstrasse im Wesentlichen auf eine generelle Aufmineralisierung des Grundwassers. Für die erhöhte Mineralisation im Grundwasser können aber auch natürliche und nicht nur deponiebedingte Ursachen verantwortlich sein. Daneben findet untergeordnet ein Austrag von organischen Schadstoffen statt, welcher sich hauptsächlich auf das obere Grundwasserstockwerk beschränkt. Ein quantitativ relevanter Eintrag von organischen Schadstoffen aus Abfällen der chemischen Industrie in der Deponie Rothausstrasse ins tiefere HMK-Grundwasser ist, gestützt auf die Untersuchungsergebnisse, im heutigen Kenntnisstand weitgehend auszuschliessen oder allenfalls als marginal einzustufen.

Mit den Untersuchungen sind die grossräumigen Zusammenhänge im Grundwassergebiet von Muttenz ausreichend dokumentiert. Hingegen sind die hydrogeologischen Verhältnisse im kleinräumigen Massstab im nahen Umfeld der Deponie ungenügend bekannt. Unklarheiten bestehen einerseits bezüglich des Fliessverhaltens des Grundwassers im oberen Grundwasserstockwerk sowie bezüglich der genauen Ausdehnung (z.B. Zu- und Abstrombereich der Deponie; gegenseitige Wechselwirkung der beiden Grundwasserstockwerke, etc.). Andererseits bestehen auch Kenntnislücken vor allem bezüglich der genauen Zusammenhänge sowie Quantifizierung der massgebenden Prozesse (Stickstoffaustrag, Aufmineralisierung), welche im Hinblick auf eine abschliessende Beurteilung der Altlastensituation und Abschätzung des Langzeitverhaltens von Bedeutung sind.

*mögliche Ursachen  
für die Aufmineralisierung*



*Kenntnislücken  
Unklarheiten*

Olten, 31.1.2005

Sachbearbeiter:

Dr. P. Hartmann, Geologe

M. Damo, dipl. Geologe

Two handwritten signatures in blue ink. The first signature is 'P. Hartmann' and the second is 'M. Damo'.

SC+P Sieber Cassina + Partner AG