

Einwohnergemeinde Muttenz
Kirchplatz 3
4132 Muttenz



S C + P

Deponie Margelacker
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	22
5.1.1. Jahreszeitliche Schwankungen	22
5.2. Stichtagsmessungen	22
5.3. Zusammenfassende Folgerungen	24
6. Hydraulische Versuche	25
6.1. Durchgeführte Bohrloch-Versuche	25
6.1.1. Leitfähigkeits- und Temperaturtiefenprofile	25
6.1.2. Flowmetermessungen	26
6.1.3. Folgerungen	27
6.2. Pumpversuche	27
6.2.1. Übersicht	27
6.2.2. Versuchsergebnisse	28
6.2.3. Folgerungen	29
7. Chemische Analysen Grundwasser	29
7.1. Probenahme	29
7.2. Untersuchungsergebnisse	31
7.2.1. Feldblindwerte	32



7.2.2.	Allgemeine Beschaffenheit des Grundwassers	33
7.2.3.	Gesamtmineralisation und Redoxverhältnisse	36
7.2.4.	Anorganische Schadstoffe	38
7.2.5.	Organische Schadstoffe	39
7.2.6.	Ergebnisse der Screenings	41
7.3.	Eluattest am Filterrohrmaterial	42
7.4.	Zusammenfassende Folgerungen	42
8.	Bodenanalysen und Luftmessungen	43
8.1.	Oberboden	43
8.1.1.	Sondierungen und Probenahme	43
8.1.2.	Aufbau des Untergrundes	44
8.1.3.	Ergebnisse der chemischen Untersuchungen	44
8.1.4.	Zusammenfassende Folgerungen	45
8.2.	Luftmessungen	46
8.2.1.	Probenahme	46
8.2.2.	Untersuchungsergebnisse	46
8.2.3.	Zusammenfassende Folgerungen	48
9.	Isotopenmessungen	48
9.1.	Einleitung	48
9.2.	Probenahme	49
9.3.	Resultate	50
9.3.1.	Stabile Wasserisotope	50
9.3.2.	Tritium	52
9.3.3.	Stickstoff- und Sauerstoffisotopen am Nitrat	52
9.3.4.	Kohlenstoff-Isotope	54
9.4.	Zusammenfassende Folgerungen	56
10.	Zusammenfassende Beurteilung	56
10.1.	Wertung der Untersuchungsergebnisse	56
10.1.1.	Schutzgut Luft	56
10.1.2.	Schutzgut Boden	57
10.1.3.	Grundwasser	57
10.2.	Emissionsverhalten	59



Tabellen

Tabelle 1-1: Eckdaten der historischen Untersuchung.....	8
Tabelle 2-1: Grundwassernutzung	13
Tabelle 3-1: Übersicht Untersuchungsprogramm (alle Deponien)	16
Tabelle 4-1 : Sondierbohrungen	17
Tabelle 6-1: Flowmeter-Versuche (alle 3 Deponien).....	25
Tabelle 6-2 : Pumpversuche.....	27
Tabelle 6-3: Durchlässigkeitsbeiwerte K (gerundet, in m/s)	27
Tabelle 7-1: Schadstoffbelastung des Grundwassers (vgl. Text)	31
Tabelle 7-2: Schwermetallgehalte und Borgehalt im Grundwasser	38
Tabelle 8-1 Ergebnisse der chemischen Analysen (Bodenproben)	45
Tabelle 8-2: Probenahmestellen Luftmessungen	46
Tabelle 8-3: Untersuchungsergebnisse Raumlufmessungen	47
Tabelle 8-4: Untersuchungsergebnisse Bodenluftmessungen	47
Tabelle 9-1: Isotopenmessungen (alle 3 Deponien).....	49
Tabelle 10-1: Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte..	59

Figuren, Abbildungen

Figur 2-1: Generelles geologisches Nord-Süd Profil	10
Figur 5-1: Grundwasserspiegellage F5, Infiltrationsmengen (Dez.03–Nov.04)	22
Figur 5-2: Ausgewählte Ganglinien (März – Juli 2004)	23
Figur 6-1: Verlauf des Grundwasserspiegels Pumpversuch M2..	28
Figur 9-1: Unterscheidung der Wassertypen ($\delta^{18}\text{O}$ vs el.Leitf.) ...	51
Figur 9-2: stabile Wasserisotope ($\delta^{18}\text{O}$ vs δD).....	51
Figur 9-3: Stickstoff-15 / Sauerstoff-18 im Nitrat	53
Figur 9-4: Kohlenstoff-13 vs Hydrogenkarbonat	55



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 erhöhtem Gefährdungspotential

Die drei Deponien werden deshalb im Rahmen einer Altlasten-Voruntersuchung eingehend untersucht, wobei sich die einzelnen Phasen streng nach dem Altlastenkonzept¹ 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 Margelacker 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

¹ 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 ³)	ca. 350 m x 150 m ca. 20-24 m ca. 950'000 m ³	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 ³)	ca. 250 m x 150 m ca. 14 - 15 m ca. 150'000 m ³	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 ³	Wald, Strasse

Es handelt sich bei den drei Deponien um relativ grosse, aufgefüllte Kiesgruben (sog. Ablagerungsstandorte), die heute unterschiedlich genutzt werden. Der in den Anhängen 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 A2).

*Grundwassergebiet
(Beilage A3)*

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 Anhängen 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

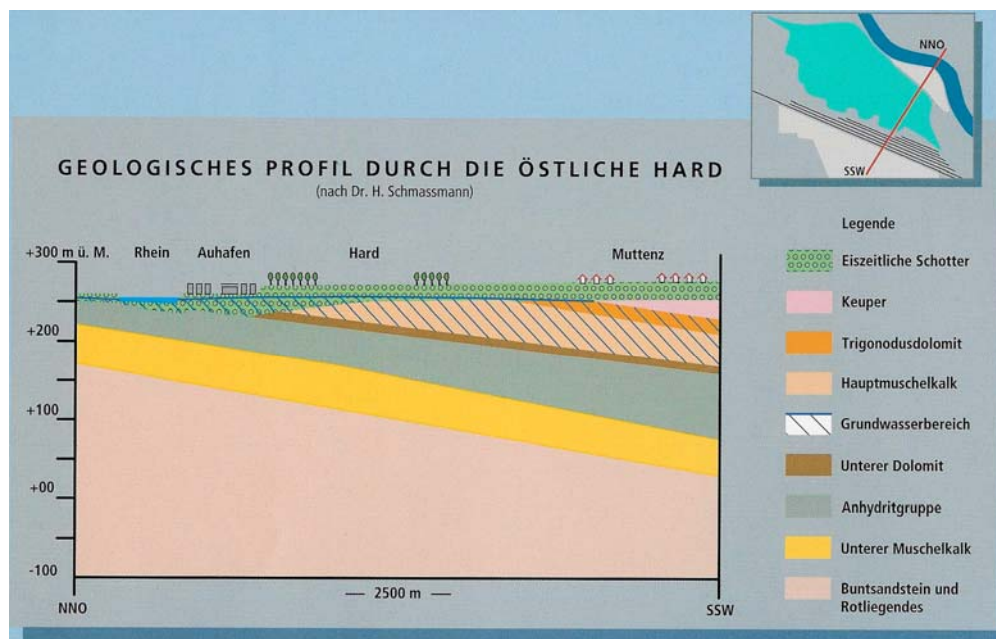
Die geologischen Verhältnisse im betrachteten Gebiet sind in der Figur 2-1 veranschaulicht (Ausschnitt aus der geologischen Karte 1:25'000) und können wie folgt zusammengefasst werden:

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

nördliches Dorfge-
biet von Muttenz

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-verlaufender 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. Zuoberst liegen in der Regel geringmächtige und feinkörnige Deckschichten.

Lockergesteine

2.3. Grundwasserverhältnisse

Die Grundwasserverhältnisse im Betrachtungsgebiet (= Grundwassergebiet von Muttentz) 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*

S C + P

Grundwasserleiter, -stauer

Der Grundwasserleiter (Aquifer) wird im *südlichen* Grundwassergebiet von Muttentz 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. Beilage A3). Im südlichen Dorfgebiet von Muttentz 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

Fassungen		Nutzung		mittlere Entnahme
Konz. Nr..	Bezeichnung.			
21.A.103	Schanz	WV Muttenz	Trinkwasser	ca. 10'000 m ³ /Tag
21.A.105	Obere Hard	WV Muttenz	Trinkwasser	ca. 12'000 m ³ /Tag
21.A.01 – 34	Fassungen Hardwald	Hardwasser AG	Trinkwasser	ca. 120'000 m ³ /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 ³ /Tag
21.E.3/4	Brunnen Florin	Florin AG	Brauchwasser	ca. 4'500 m ³ /Tag
21.E.6	Kieswerk	Meyer-Spinnler	Brauchwasser	ca. 50 m ³ /Tag

Tabelle 2-1: Grundwassernutzung

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 2). Die Grundwassermächtigkeit beträgt im Mittel rund 10-15 m, stellenweise aber auch mehr (bis zu rund 40 m innerhalb von schottergefüllten Felsrinnen).

Gebiet Hard

Die natürlichen Fließverhältnisse in Grundwassergebiet von Muttenz werden durch die intensive Grundwassernutzung bzw. Grundwasseranreicherung und -entnahmen (Hardwasser AG, Industrie Schweizerhalle, vgl. Gebiet Hard

Grundwasserfließ-
verhältnisse

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.

Auswirkungen der Grundwasseranreicherung

Durch die Infiltration von aufbereitetem Rheinwasser (heute im Durchschnitt rund 80'000 m³/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 (vgl. Beilage A3).

Grundwasserströmung

Generell wirkt sich die Grundwasseranreicherung der Hardwasser AG nach Süden bis weit über den Rangierbahnhof hinaus aus. Bei normalem Betriebszustand² 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 zu-

veränderte
Fließrichtung

² Ein normaler Betriebszustand bedeutet eine tägliche Anreicherung von rund 80'-90'000 m³ 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).



dem auch durch die Grundwasserentnahme der Florin AG massgeblich beeinflusst.

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.

Aufgrund der intensiven Nutzung und künstliche 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 m³/Tag). Gesamthaft betrachtet sind künstlich hervorgerufene Änderungen auf wenige Tage bis Wochen im Jahr beschränkt.

Grundwasserneubildung

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 Margelacker zu erarbeiten.

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 Deponie sowie die Ermittlung der Grundwasserqualität im Zu- und Abstrombereich der Deponien. Im Vordergrund stand dabei vor allem eine abschliessende Beurteilung der Emmissionssituation der Deponien sowohl bei den im Normalfall herrschenden als auch veränderten hydrogeologischen Bedingungen (worst case). Zusätzlich wurde das Schutzgut Boden

Hauptziel

*1. Etappe:
Ermittlung des
Emmissions-
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 Tabelle 3-1 zusammengestellten Feld- und Laborarbeiten durchgeführt:

Feld- und Laborarbeiten

Tabelle 3-1: Übersicht Untersuchungsprogramm (alle 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	Kap. 9	B3
	Raumluftmessungen		8 Gasproben Raumluft				
Oberboden	Chemische Analysen		23 Feststoffproben	Labor RWB	März 2004	Kap. 8	B2
Untergrund	Deponiematerial (Rothaus)	Chemische Analysen	7 Feststoffproben		Stump Foratec AG	Oktober 2003	--
		Eluattest	3 Säulentest AltIV	--			B2
	Sondierbohrungen (Ausbau zu Grundwasser-Entnahmestellen)		17 Rotationskernbohrungen (30.0 - 95.0 m u.T.)		Okt. 2003 - März 2004	Kap. 4.2	B1
Grundwasser	Hydraulische Versuche		12 Pumpversuche (Dauer 1h – 1.5 Tage)	Geotest AG, Emil Lutz AG	Feb. - März 2004	Kap. 6	-
			2 Flowmeter		Nov./Dez. 2003	Kap. 6	-
	Chemische Analyse		76 Grundwasserproben (2 Kampagnen)	Labor RWB	März-April resp. Juli 2004	Kap. 7	B2
	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. 10	B4
	Markierversuch 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 Abstichsmessungen bei ausgewählten 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.

Zeitlicher Ablauf



4. Ergebnisse Sondierbohrungen

4.1. Sondierarbeiten

Die genauen Sondierstandorte waren bereits im Rahmen des Pflichtenheftes festgelegt worden. Im Gegensatz zu den beiden anderen Deponien konnte das Bohrprogramm bei der Deponie Margelacker plangemäss ausgeführt werden.

Sondierstandorte

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.
M1	21.P.041	614'648 / 264'566	281.62	30.0	PE Ø 4½"	12 - 18	15.03.04	16.55	264.94
M2	21.P.042	614'708 / 264'437	282.93	65.0	PVC Ø 6"	24 - 58	15.03.04	25.10	257.60
M3	21.P.043	614'609 / 264'291	283.92	36.2	PE Ø 4½"	20 - 34	15.03.04	25.17	258.61
M4	21.P.044	614'459 / 264'442	280.83	15.3	PE Ø 4½"	5 - 9	15.03.04	9.78	270.86

Im Rahmen des Gesamtprojektes wurden total 17 Rotationskernbohrungen abgeteuft (Bohrunternehmen: 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.

*Filterausbau
Piezometer*

In der Tabelle 4-1 ist eine Übersicht der durchgeführten Sondierungen im Umfeld der Deponie Margelacker gegeben. Die detail-

lierten Bohrprofile inkl. einer Fotodokumentation sind in Beilage B1 enthalten.

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 (ca. 40 - 90 m u.T.) PVC-Rohre ($\varnothing 6$ ") verwendet, da ansonsten die langfristige Stabilität bzw. Funktionstüchtigkeit nicht gewährleistet war (Gefahr von Rohrverformungen oder Schlitzverengungen). 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).

Bohrablauf

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 dem 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. 0).

Pumpversuche

4.2. Angetroffene Untergrundsverhältnisse

Gestützt auf die Sondierergebnisse können die Untergrundsverhältnisse im Umfeld der Deponie Margelacker wie folgt beschrieben werden (vgl. auch das hydrogeologische Profil in Beilage A3).

4.2.1. Tektonik

Der Untergrund im Umfeld der Deponie Margelacker wird durch eine Horst–Graben–Struktur geprägt, welche vertikale Versatzbeträge von bis zu 100 m bewirkt. Im hydrogeologischen Profil sind

Horst-Graben-Struktur



von Südwest nach Nordost folgende Strukturen zu beobachten (vgl. Beilage A3):

Der *westliche* Teil der Deponie liegt vollständig über dem südwestlichen Ausläufer des Hardgrabens, wobei die östliche Grabengrenze etwa in Südwest–nordöstlicher Richtung durch die Deponiemitte verläuft³.

Hardgraben

Gemäss früheren Sondierungen wird die Felsoberfläche in der *östlichen* Deponiehälfte durch Keuper gebildet, d.h. das Schichtpaket liegt gegenüber der Horst-Zone tektonisch mindestens rund 20-30 m höher (C.118). Ob es sich dabei um "normal" anstehenden Keuper entsprechend dem regionalen Schichteinfallen handelt, oder allenfalls um eine Fehlinterpretation handelt, lässt sich kaum beantworten. Auf jeden Fall zeigen die beiden Bohrungen M2 und M3, dass der Felsuntergrund unmittelbar nordöstlich und rund 200 m südwestlich davon aus Hauptmuschelkalk besteht. Grundsätzlich muss daher vermutet werden, dass im östlichen Teilbereich unter dem Keuper ebenfalls Hauptmuschelkalk folgt.

Keuperaufschluss im östlichen Deponiebereich

Paradoxerweise zeigt die Bohrung M2 mit einer erstaunlich hohen Untergrenze des Hauptmuschelkalkes, dass die Felsschichten an diesem Standort rund 100 m tektonisch höher liegen müssen als westlich davon. Dies lässt sich eigentlich nur durch einen rund 50 m breiten Horst erklären, welcher als südliche Fortsetzung des Horstes angesehen werden kann, welcher im Bereich der Deponie Feldreben erbohrt wurde (vgl. Beilage A2).

Horst

4.2.2. Lockergesteine

In allen Bohrungen wurden zuoberst bis in eine Tiefe von maximal 1 m u.T geringmächtige künstliche Auffüllungen aus siltig-sandigem Kies bzw. siltigem Sand angetroffen. In den Bohrungen M1, M2 und M4 handelt es sich dabei um Strassen- bzw. Platzkoffer, wogegen in der Bohrung M3 um eine geringmächtige Geländeauffüllung aus tonigem Sand mit Kies sowie einzelnen Ziegelbruchstücken vorhanden ist.

künstliche Auffüllungen

In den Bohrungen M2, M3 und M4 folgen darunter bis in eine Tiefe von rund 1–2 m u.T geringmächtige feinkörnige Deckschichten, welche im Wesentlichen aus tonigem Silt mit Sand und Kies bestehen.

Deckschichten

Unter den Deckschichten, bzw. in der Bohrung M1 direkt unter den künstlichen Auffüllungen, steht sandig-kiesiger Niederter-

Niederterrassenschotter

³ Die östliche Randbegrenzung liegt damit rund 100-150 m weiter östlich als in der geologischen Karte [1] verzeichnet.



rassenschotter an. Die Mächtigkeit variiert zwischen rund 7.5 m (M4) bis maximal 16 m (M1), entsprechend liegt die Untergrenze rund 8.5 – 16 m u.T.

Darunter folgt in M2 und M3 eine rund 15 m mächtige sog. Übergangsschicht aus tonigem Silt mit Kies, Steinen und Blöcken. Die Grobkomponenten sind meist eckig bis kantengerundet und bestehen vor allem aus Kalk und Dolomit. Die grosse Mächtigkeit der Übergangsschicht in M2 und M3 dürfte mit den Verwerfungen in unmittelbarer Nähe im Zusammenhang stehen (vgl. hydrogeologisches Profil in Beilage A3). In M1 ist die Übergangsschicht hingegen nur sehr geringmächtig (ca. 0.5 m) und in M4 wurde sie gar nicht angetroffen.

Übergangsschicht



4.2.3. Felsobergrenze

In den neu abgeteuften Bohrungen liegt die Felsoberfläche auf einer Kote zwischen rund 255 m ü.M. (M2) bis maximal 272 m ü.M. (M4). Die Felsoberfläche in der Bohrungen M2 liegt damit um rund 10 m tiefer als in den beiden nahe gelegenen Sondierungen 21.C.118 und 21.J.58, d.h. im nordöstlichen Deponiebereich liegt eine lokale Vertiefung in der Felsoberfläche vor (vgl. auch hydrogeologisches Profil in Beilage A3). Generell steigt die Felsoberfläche jedoch nach Süden in Richtung Rütihard (M3) an.

Verlauf der Felsobergrenze

Gestützt auf die Sondiererergebnisse muss generell davon ausgegangen werden, dass die Felsoberfläche eine ausgeprägte, lateral rasch wechselnde Topographie aufweist, welche durch Verkartungserscheinungen einerseits und durch Bruch–Tektonik andererseits hervorgerufen wurde. (z.B. zwischen C.118 und M2).

Felstopographie

4.2.4. Felsgesteine

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

Der Obtusus–Ton wurde in den beiden im südwestlichen Ausläufer des Hardgrabens abgeteuften Bohrungen M1 und M4 ab einer Tiefe von rund 8 bzw. 16 m u.T angetroffen. Es handelt sich um einen plattigen, fein geschichteten grauen Mergel, welcher sehr homogen aufgebaut ist. Die Untergrenze wurde mit keiner Sondierung erbohrt, sie liegt jedoch tiefer als 15 bzw. 30 m u.T. Das Schichteinfallen beträgt rund 15°.

*Obtusus–Ton
(unterer Lias)*

Gipskeuper, Lettenkohle und Trigonodusdolomit wurden in den durchgeführten Sondierungen nicht angetroffen.

Keuper / Trigonodusdolomit

In den Sondierungen östlich des Hardgraben–Ausläufers besteht die Felsoberfläche aus Hauptmuschelkalk (M2 und M3). Er besteht aus hellem massigem Kalk mit einer teilweise rauhwackenartigen Struktur und ist nahe der Felsoberfläche teilweise verwittert. Das Gestein ist stark verkarstet und weist zum Teil mit lehmigem Material verfüllte Hohlräume auf. Aufgrund seiner Verkarstungen ist der Hauptmuschelkalk gut wasserdurchlässig und der Hauptgrundwasserleiter im Gebiet der Deponie Margelacker.

*Hauptmuschelkalk
(oberer Muschelkalk)*



Unter dem Hauptmuschelkalk folgt in der Sondierung M2 ab ca. 45 m u.T die rund 14 m mächtige Dolomitzone der Anhydritgruppe, welche aus mergeligem Dolomit mit cm–dicken Zwischenlagen von Anhydrit besteht. Die Dolomitzone ist aufgrund der eher feinkörnigen Zusammensetzung schlecht wasserdurchlässig und bildet daher den Grundwasserstauer unter dem grundwasserführenden Hauptmuschelkalk.

*Dolomitzone der
Anhydritgruppe
(mittlerer Muschel-
kalk)*

Darunter steht in M2 die Sulfatzone der Anhydritgruppe aus grauen, fein laminiertem Mergel mit cm–mächtigen helle Gipslagen an. Das Gestein ist teilweise stark verformt und weist ein breckziöses Aussehen auf.

*Sulfatzone der
Anhydritgruppe
(mittlerer Muschel-
kalk)*

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). Zudem konnte auf kontinuierlich aufzeichnende Pegelschreiber zurückgegriffen werden (Bohrung F5 ab Mitte Dezember 2003, 10 weitere Messstellen ab Oktober 2004).

*wöchentliche
Stichtagsmessun-
gen*

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

Messnetz

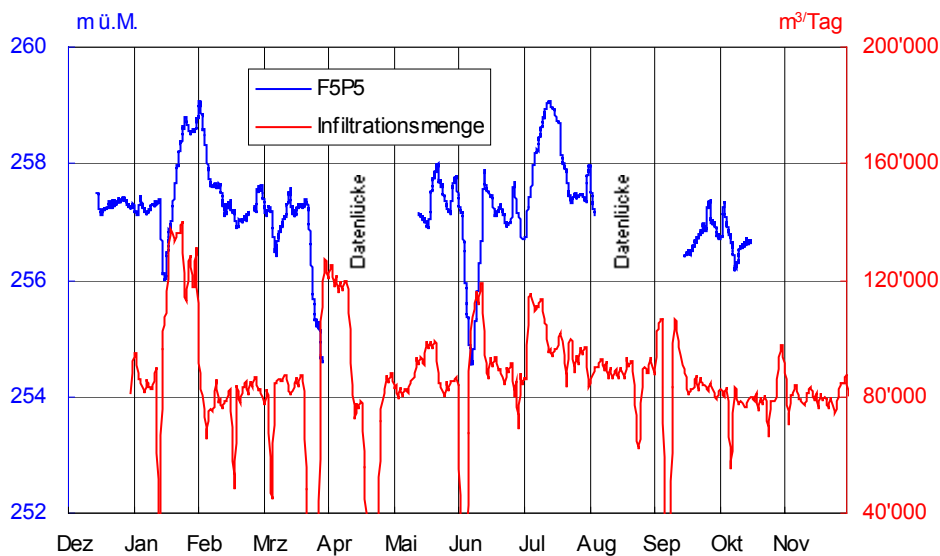


5.1. Kontinuierliche Pegelaufzeichnungen

5.1.1. Jahreszeitliche Schwankungen

Wie die kontinuierlichen Pegelaufzeichnungen in F5 (Deponie Feldreben) zeigen, sind im westlichen Grundwassergebiet von Muttenz die Höchst- und Tiefsstände wesentlich durch die Rheinwasserinfiltration der Hardwasser AG beeinflusst. 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 bis ins Gebiet der Deponie Margelacker aus, wenngleich leicht abgeschwächt und etwas verzögert (vgl. Kap. 5.2).

*relativ wenige
jahreszeitliche
Schwankungen*



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

5.2. Stichtagsmessungen

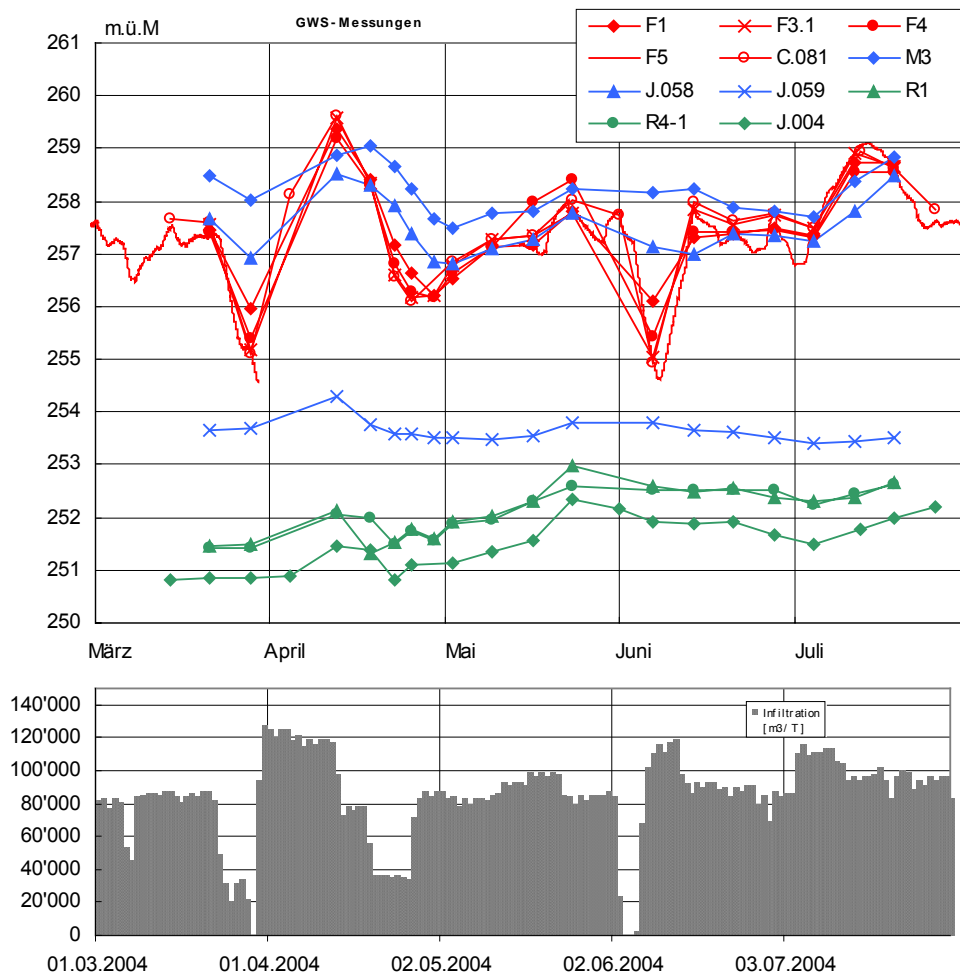
Ergänzend zur Figur 5-1 ist in der

Figur 5-2 der Verlauf des Grundwasserspiegels vom März bis Juli 2004 anhand von Ganglinien ausgewählten Piezometerrohren im Umfeld der drei Deponien dargestellt.

*Ganglinien ausge-
wählten Piezome-
terrohren*

Der Grundwasserspiegel lag anfangs März bei einer durchschnittlichen Infiltrationsrate von rund 80'000 m³/Tag im Gebiet Margelacker auf einem mittleren Niveau von rund 258 m ü.M. Ende März/anfangs April wurde die Grundwasseranreicherung während rund 2 Wochen für die Probenahme auf rund 35'000 m³/Tag gedrosselt, was im Gebiet Feldreben und Margelacker eine Absenkung des Grundwasserspiegels zur Folge hatte. Im April wurde die Infiltrationsrate auf rund 120'000 m³/Tag gesteigert, um Stichtagmessungen bei hohem Grundwasserstand durchführen zu können. Danach wurde die Anreicherung vorübergehend bis Ende April wieder leicht reduziert. Anfangs Juni sank der Grundwasserspiegel vorübergehend wieder auf ein tiefes Niveau, weil die Anreicherung infolge starker Trübung des Rheins unterbrochen werden musste. In der ersten Julihälfte wurde die Grundwasseranreicherung wiederum verstärkt, um bewusst einen hohen Grundwasserspiegel herbeizuführen (2. Analytik bei HW).

*Ganglinienverlauf
als Folge der
Grundwasseranreicherung*



Figur 5-2: Ausgewählte Ganglinien (März – Juli 2004)

Im Gebiet der Deponie und Margelacker verlaufen alle Ganglinien mehr oder weniger parallel zueinander, d.h. sowohl die Fließrichtungen als auch das Gefälle des Grundwasserspiegels ändern sich im zwischen Hoch- und Tiefständen nur unwesentlich.

*gleichbleibende
Fließrichtungen*

Im Gebiet der Deponie Margelacker liegt der Grundwasserspiegel ungefähr auf gleichem Niveau wie bei der Deponie Feldreben (M2, 21.J.58). Aus diesem Grund sind die Auswirkungen der Grundwasseranreicherung auch bis dorthin zu sehen. Es lässt sich in etwa ein gleicher Ganglinienverlauf wie bei der Deponie Feldreben erkennen. Allerdings sind diese nicht mehr so ausgeprägt, indem einerseits die Amplitude geringer ist (nur knapp 1-2 m zwischen Höchst- und Tiefstand), und andererseits die durch den Wechsel des Anreicherungsregimes verursachten Hoch- und Tiefstände sich leicht zeitlich verzögert bemerkbar machen. Dabei sind insbesondere die Tiefstände viel weniger ausgeprägt als die Hochwasserstände und die zeitliche Verzögerung beträgt rund 1 Woche.

*Auswirkungen der
Grundwasseranreicherung*

Im südlichen Grundwasser-Randgebiet (21.J.59) sind die Auswirkungen nur bei ausgeprägten Hochwasserständen (so z.B. im April 2004) zu erkennen. Ansonsten weist der Grundwasserspiegel dort nur geringe jahreszeitliche Schwankungen auf.

*südliches Grund-
wasser-Randgebiet
(21.J.59)*

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.

5.3. Zusammenfassende Folgerungen

Die Gefällsverhältnisse und jahreszeitlichen Schwankungen des Grundwasserspiegels konnten im Gebiet der Deponie Margelacker ausreichend erfasst werden.

Der Zuströmbereich der Deponie liegt im südwestlichen bis westlichen Randbereich. In der westlichen Deponiehälfte fehlt allerdings gut durchlässiger Felsuntergrund, so dass dort eigentlich allerhöchstens geringe Wassermengen innerhalb des Schottervorkommens zirkulieren. Jedenfalls konnte bis jetzt in der Bohrung M4 noch kein Wasserspiegel gemessen werden. Allfälliges Grundwasser würde entlang dem topografischen Verlauf der Felsoberfläche generell in östliche Richtung abfließen (vgl. hydrogeologisches Profil, Beilage A4)

Zuströmbereich



Wie die Sondierungen gezeigt haben, zeigt die Felsoberfläche zumindest im östlichen Teilbereich einen unregelmässigen Verlauf auf. Das Isohypsenbild des Grundwasserspiegels (vgl. Beilage 3) zeigt zwar grundsätzlich eine nach Osten gerichtete Fliessrichtung an (vgl. Beilage A3). Aufgrund der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers (vgl. Kap. 7) darf aber angenommen werden, dass der Abstrombereich der Deponie vor allem nordöstlich der Deponie liegt, und mit den beiden Bohrungen 21.J.58 und M2 recht gut erfasst ist.

Abstrombereich



6. Hydraulische Versuche

6.1. Durchgeführte Bohrloch-Versuche

Die Tabelle 6-1 gibt eine Übersicht über die durchgeführten Bohrlochversuche während den Bohrarbeiten⁴. 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

Tabelle 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 drei Deponie 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 durch die Geotest AG, Zollikofen, gemessen.

⁴ 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.

Mit Hilfe der durchgeführten Messungen konnte 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 Wasserzuflüssen 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 Mineralisation mit zunehmender Tiefe

wasserführende Zonen



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, Beilage B1). Die oberste dieser Zone liegt dabei rund 15 m unter dem Grundwasserspiegel.

Bohrung F5

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 gute Übereinstimmung zwischen zerklüfteten/verkarsteten Zonen. Desweiteren wurde jedesmal auch die unter dem Hauptmuschelkalk folgende, rund 12 m mächtige Dolomitzone der Anhydritgruppe getestet. Dabei konnten trotz vereinzelter Karstphänomene 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 verschiedenen 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)
- Die Beschaffenheit des Grundwassers in diesen beiden Zonen ist leicht unterschiedlich (Zunahme der el. Leitf. mit der Tiefe).

6.2. Pumpversuche

6.2.1. Übersicht

Im Anschluss an die Bohrkampagne wurden Ende Februar/anfangs März 2004 in den Bohrungen M2 und M3 im HMK-Grundwasser Pumpversuche ausgeführt. Diese dauerten aufgrund der unterschiedlichen Ergiebigkeit nur rund 1 Stunde bzw. ganze 23 Stunden. In den beiden Bohrungen M1 und M4 war der Niederterrassen-Schotter trocken, bzw. der Grundwasserspiegel lag unterhalb der Schotteruntergrenze, weshalb dort keine Versuche ausgeführt werden konnten.

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.

Tabelle 6-2 : Pumpversuche

Bohrung		Dauer	Ruhe-Grw.sp. [m u.T.]	Pump- menge [l/min]	Grw. Mächtigg. [m]	Absen- kung [m]	Beobachtungsstellen	
Bez.	Datum						Bez.	Abs. [m]
M2	24./25.2.04	23 Std	25.57	900	19	4.76 (instationär)	M3	1.04
							J.58	1.85
							M1, M4	keine
M3	26.2.04	1 Std	26.11	6	8	0.75 (stationär)	M1, M2, M4, J.58	keine

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

*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. Versuchsergebnisse

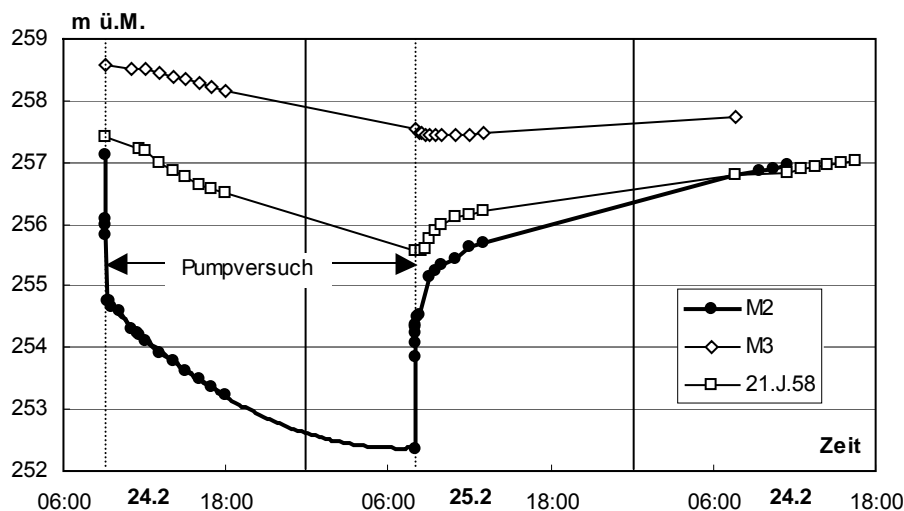
Beim Pumpversuch in der Bohrung M2 konnte bei einer Förderleistung von 900 l/min keine stationären Verhältnisse innerhalb der Versuchsdauer von rund 23 Stunden erreicht werden. Allerdings waren bei Versuchsende mit einer Absenkungsrate von weniger als 5 cm/Stunde quasistationäre Verhältnisse mit einer Absenkung von etwas weniger als 5 m erreicht worden (vgl. Figur 6-1). Gleichzeitig konnte in den beiden benachbarten, rund 100-150 m entfernten Messstellen eine Absenkung von rund 1-2 m festgestellt werden.

*Pumpversuch M2
Absenkung*

Mit dem Abstellen des Pumpbetriebes stieg der Grundwasserspiegel im Versuchsbrunnen in der ersten ¼ Stunde rasch um rund 2 m an. Danach verlangsamte sich der Anstieg und es dauerte mehr als 30 Stunden bis der ursprüngliche Grundwasserspiegel wieder erreicht wurde. In der Bohrung 21.J.58 reagierte der Grundwasserspiegel ebenfalls sofort auf das Abstellen der Pumpe, wobei die ursprünglichen Verhältnisse selbst nach mehr als 30 Stunden noch immer nicht ganz erreicht worden sind. Bei der Bohrung M3 dauerte es sogar mehrere Stunden nach Versuchsende bis überhaupt ein Wiederanstieg gemessen werden konnte, wobei auch hier die ursprünglichen Verhältnisse erst nach Tagen wieder erreicht wurden.

Wiederanstieg

Figur 6-1: Verlauf des Grundwasserspiegels Pumpversuch M2



Im Gegensatz zur Bohrung M2 konnten aus der Bohrung M3 nur geringe Wassermengen gepumpt werden, weshalb die anfänglich eingesetzte Pumpe durch eine kleinere ersetzt werden musste. Dabei stellte sich bei einer geringen Förderleistung von nur gerade 6 l/min eine konstante Absenkung von 0.75 m ein. Entsprechend der geringen Fördermenge konnte bei den benachbarten Messstellen auch keine Absenkung des Grundwasserspiegels gemessen werden.

Pumpversuch M3



6.2.3. Folgerungen

Aus den durchgeführten Pumpversuchen können folgende Schlüsse abgeleitet werden:

- Die aus den Pumpversuchen abgeleiteten Durchlässigkeitsbeiwerte K (vgl. Tabelle 6-3) von nur gerade 1×10^{-5} bis 2×10^{-4} m/s sind als klein einzustufen. Insbesondere auch im Vergleich zum östlichen Grundwassergebiet von MuttENZ (Bereich der Deponie Rothausstrasse), wo die Durchlässigkeit des Hauptmuschelkalkes überaus gross ist.
- Aus den Pumpversuchen kann ferner abgeleitet werden, dass im Gebiet Margelacker die Feldergiebigkeit, also die im Grundwassergebiet weiträumig nachfliessende Wassermenge, aufgrund der festgestellten weitreichenden und langanhaltenden Auswirkungen, äusserst bescheiden ist.
- Mit den bestehenden Bohrungen, insbesondere M2, kann bei entsprechender Pumpenleistung ein weiträumiger Absenkrichter generiert werden, welcher weit bis unter den Deponiekörper reicht und mehr oder weniger den ganzen Abstrombereich der Deponie erfasst. Demzufolge sind die vorhandenen Entnahmestellen als repräsentativ zu betrachten.

K-Werte

äusserst bescheidene Feldergiebigkeit

Repräsentativität der Entnahmestellen

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 Sauerstoff-

Entnahme nach Qualitätskonzept Oehme

gehalt der Proben wurde mittels WTW-Messgerät vor Ort abgelesen⁵.

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

Probenahmekampagnen

- eine erste Kampagne im vom 1.4 – 6.4.2004 bei niedrigem Grundwasserstand (Grw.sp. rund 258 m ü.M.) sowie
- eine zweite Kampagne vom 20./21.7 bei hohem Grundwasserstand (Grw.sp. rund 259 m ü.M.)

Zur Stabilisierung der Grundwasserspiegellage auf niedrigem bzw. hohem Niveau konnte mit der Hardwasser AG eine Abmachung getroffen werden, dass die Grundwasseranreicherung während den vorgesehenen beiden Probenahmekampagnen entsprechend gedrosselt bzw. gesteigert wurde (Differenz des Grundwasserspiegels zwischen beiden Kampagnen rund 1 m).

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 durchgeführt wurden (vgl. Kap. 6, 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.

Vorkampagne

Bei der Entnahmestellen M1 erfolgte die Probenahme aufgrund geringer Ergiebigkeit mittels eines Schöpfers, und bei der Messstelle M4 konnte mangels Grundwasser keine Probe entnommen werden. Insgesamt wurden so im Rahmen der beiden Hauptkampagnen im Umfeld der Deponie Margelacker 10 Grundwasserproben aus den fünf zur Verfügung stehenden 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.

⁵ Bei der ersten Probenahme vom März/April 2004 wurden irrtümlicherweise kein Sauerstoffgehalte gemessen.



7.2. Untersuchungsergebnisse

Die Unterschiede der Analysenergebnisse 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.



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

Parameter	Nahfeld		unbeeinflusstes Umfeld
	Lockergesteinsgrundwasser	HMK-Grundwasser	HMK-Grundwasser
Probenahmestellen	M1	M2, 21.J.58	M3 ⁶ , 21.J.59
Nitrat Nitrit Ammonium	Der Nitratgehalt beträgt im HMK-Grundwasser rund 35-45 mg/l. Auch im Lockergesteinsgrundwasser wurden stark erhöhte Gehalte (105 mg/l) gemessen, vereinzelt auch erhöhte Nitritgehalte (21.J.58) was gesamthaft durch eine Deponiebeeinflussung verursacht sein könnte.		i.d.R. Nitratgehalte um 25-30 mg/l, keine erhöhten Nitrit- oder Ammoniumgehalte
Schwermetalle	Praktisch in allen Wasserproben wurden Schwermetallgehalte wenig über der Nachweisgrenze nachgewiesen (i.d.R. < 1 µg/l). Vereinzelt wurden auch höhere Gehaltswerte festgestellt, insbesondere Zink bis max. 4.6 mg/l. Als Ursachen werden vor allem Kontaminationen durch (eisenverzinkte) Piezometerrohre, Probnahme- oder Laboreffekte vermutet.		
Bor	vereinzelt leicht erhöhte Werte bis max. rund 0.35 mg/l, was entweder auf eine natürliche Gipsauslaugung zurückzuführen ist, oder durch eine Deponiebeeinflussung hervorgerufen wurde.		keine erhöhten Gehaltswerte
DOC	Stellenweise in beiden Kamp. leicht erhöhte Werte bis rund 2-3 mg/l.		i.d.R. < 1 mg/l
AOX	Im HMK-Grundwasser leicht erhöhte Werte (15-85 µg/l), im Lockergestein i.d.R. < 10 µg/l).		Keine erhöhte Werte (<10 µg/l).
CKW	Geringe Per-Gehalte im HMK-Grundwasser bis max. 1 µg/l		
PAK	Keine PAK-Einzelsubstanzen nachweisbar		
Pestizide	Praktisch in allen Messstellen in Spuren nachweisbar (20-300 ng/l), auch abseits der Deponie		
Aniline	keine		keine
Phenole	Einzig Phenol bei 2. Kampagne in Spuren (0.16 µg/l) nachweisbar		keine

⁶ Aufgrund der chemischen Beschaffenheit eines "normalen" HMK-Grundwassers ohne positiven Schadstoffnachweis, sowie der generell nach Osten gerichteten Grundwasserflussrichtung (vgl. Beilage A3) liegt die Messstelle M3 eindeutig *nicht* im Einflussbereich der Deponie Margelacker.



Anlässlich der beiden Kampagnen wurden insgesamt 8 Proben aus dem Nahfeld und 2 Proben aus dem Fernfeld der Deponie Margelacker 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.

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,
Anline, 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
Schwermetall-
gehalte (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) anzunehmen⁷. 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.

Kontaminationseffekte

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.

HMK-Grundwasser

⁷ 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

- 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 Nitratgehalte 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.

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-Interaktionen erklärbar⁸. Diese Annahme wird sowohl aufgrund der nahen Lage zu den Deponien als auch durch Isotopenmessungen aussagekräftig untermauert (vgl. Kap. 9).

Beeinflussung
durch Deponiesick-
erwasser wahr-
scheinlich

⁸ Hydrogenkarbonatgehalte über 400-450 mg/l bedingen einen relativ hohen CO₂-Partialdruck, welcher deutlich über den normalerweise herrschenden Bedingungen der Bodenzone liegt. Als Ursache muss deshalb ein zusätzlicher CO₂-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).



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 Anh. 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. Anh. A5b).

Grundwasserzone mit relativ hohen el. Leitfähigkeiten

Entsprechend der Grundwasser-Isohypsendarstellung in Anh. 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

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 erkennen⁹, 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

⁹ Gemäss dem Isolinenbild der el. Leitfähigkeit in Beilage A5bii resultiert im HMK-Grundwasser eine markante Abnahme der Leitfähigkeit von West nach Ost, also quer zur Grundwasserfliessrichtung. 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.

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). 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*

7.2.3. Gesamtmineralisation und Redoxverhältnisse

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

Die Gesamtmineralisation des Grundwassers ist in der Bohrung M1 mit rund 1.2 g/l am grössten, allerdings handelt es sich hier um eine Schöpfprobe aus einem wenig ergiebigen bzw. äussersten geringmächtigen Lockergesteinsgrundwasser und kann daher nicht als repräsentativ betrachtet werden. Immerhin weisen jedoch die anorganischen gelösten Hauptbestandteile auf eine Deponiebeeinflussung hin (hoher Hydrogenkarbonat- und Sulfatgehalt).

Gesamtmineralisation

Auf der gegenüberliegenden Deponieseite ist die Gesamtmineralisation in der Bohrung M3 im HMK-Grundwasser deutlich geringer (rund 0.5 g/l) und es können hier auch keine erhöhten gelösten Hauptbestandteile erkannt werden, welche auf eine allfällige Deponiebeeinflussung hindeuten würden¹⁰. Im Vergleich dazu ist die Gesamtmineralisation bei den beiden Messstellen im Nahfeld der

¹⁰ Es handelt sich dabei um ein "normal" mineralisiertes HMK-Grundwasser (ohne positiven Schadstoffnachweis). Daher wird diese Bohrung dem unbeeinflussten Deponieumfeld zugerechnet.

Deponie (M2, 21.J.58) mit rund 0.6 – 1.0 g/l signifikant höher, wobei die Unterschiede im Wesentlichen auf einem variablen Hydrogenkarbonat- und Sulfatgehalt beruhen.

Auffallend sind die relativ hohen Hydrogenkarbonat-Gehalte in den Bohrungen M1 (Lockergesteinsgrundwasser) sowie M2 und 21.J.58 (HMK-Grundwasser) von rund 500 – 700 mg/l. Dies bedingt bei der Entstehung dieser Wässer einen vergleichsweise hohen CO₂-Partialdruck und lässt auf einen zusätzlichen CO₂-Input schliessen (z.B. durch unterirdische biologische Abbauprozesse).

*Auffallend hohe
Hydrogenkarbonat-
Gehalte*



Der Sauerstoffgehalt (2. Kampagne) lag bei drei der vier Messstellen zwischen 6.3 – 7.3 mg/l, was einer guten Sauerstoffsättigung entspricht (rund 65-80 %). Einzig bei der Bohrung M2 war der Sauerstoffgehalt mit 2.8 mg/l deutlich geringer.

Sauerstoffgehalt

Im Vergleich zum übrigen Betrachtungsperimeter ist im nahen Umfeld der Deponie Margelacker der Nitratgehalt im HMK-Grundwasser relativ hoch und beträgt rund 35 - 45 mg/l. In den südöstlich der Deponie gelegenen Messstellen M3 und 21.J.59, d.h. im (unbeeinflussten) Umfeld der Deponie, ist der Nitratgehalt allerdings nicht mehr so stark erhöht und beträgt dort nur noch rund 25-30 mg/l (vgl. Isolinendarstellung in Anh. A5b). Demgegenüber ist der Nitratgehalt im Lockergesteinsgrundwasser bei der Bohrung M1 ausgesprochen hoch (rund 75 – 105 mg/l, Schöpfprobe), was wie einleitend erläutert ebenso wie der erhöhte Nitratgehalt im HMK-Grundwasser auf eine Deponiebeeinflussung hindeutet, da so hohe Nitratgehalte im städtischen Gebiet untypisch sind.

Nitratgehalt

Im Umfeld der Deponie wurde einzig anlässlich der 1. Kampagne bei der Messstellen 21.J.58 Nitrit über der Nachweisgrenze nachgewiesen (rund 0.03 mg/l). Ammonium wurde hingegen in keiner entnommenen Wasserproben festgestellt.

*Ammonium und
Nitrit*

Abschliessend ist zu erwähnen, dass bei der Messstelle M3 bei der Vorkampagne u.a. massiv erhöhte BTEX-Gehalte nachgewiesen wurden (u.a. Benzol bis rund 2 mg/l). Dies konnte aber aus unserer Sicht eindeutig auf eine Kontamination bei der Probenahme zurückgeführt werden¹¹, so dass eine diesbezügliche Deponiebeeinflussung ausgeschlossen werden kann.

Messstelle M3

¹¹ Es handelte sich dabei um eine unsachgemässe Abfüllung der Wasserproben anlässlich der Pumpversuche. Dies wird durch die beiden nachfolgenden „ordentlichen“ Probenahmen bestätigt, indem dort keine erhöhten Gehalte nachgewiesen werden konnten.

7.2.4. Anorganische Schadstoffe

Bei beiden Kampagnen wurden in allen entnommenen Grundwasserproben verschiedene Schwermetallgehalte sowie Bor über der Bestimmungsgrenze gemessen. 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 ²⁾	
	Schwankungen	Ø	Schwankungen	Ø	1. Kampagne	2. Kampagne
Kobalt µg/l <0.02	0.41 - 1.4	0.8	0.36 - 0.86	0.6	1 [M1]	keine
Kupfer µg/l <0.02	0.67 - 4.5	2.9	0.41 - 1.3	0.8	4	2 [M1, M2]
Nickel µg/l <0.1	5.2 - 13	8.2	1.1 - 1.7	1.3	5 [alle] ²⁾	keine ²⁾
Arsen µg/l <0.1	0.73 - 2.3	1.3	<0.1 - 1.0	0.56	2 [M2, M3]	keine
Antimon µg/l <0.02	0.04 - 0.9	0.35	0.04 - 1.6	0.53	keine	1 [M2]
Cadmium µg/l <0.02	<0.02	-	<0.02	-	keine	keine
Chrom µg/l <1	0.6 - 3	1.8	<1 - 2.5	1.4	2 [M2, M3]	2 [M2, M3]
Quecksilber µg/l <0.05	<0.05 - 0.05	-	<0.05 - 0.13	0.07	keine	keine
Zinn µg/l <0.02	<0.02	-	<0.02	-	keine	keine
Eisen µg/l <2	<2 - 60.7	³⁾	4.2 - 19.6	9.1	1 [M3]	3 [M2,M3,J.58]
Zink µg/l <1	2.7 - 4'600	15.9 ¹⁾	8.1 - 2'100	78 ¹⁾	4	3 [M2,J.58/59]
Bor µg/l <0.1	14.9 - 385	169	27 - 350	150	5 [alle]	5 [alle]

1) ohne einzelne Extremwert

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

3) nur ein Einzelwert über der Nachweisgrenze

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:

Praktisch in allen entnommenen Grundwasserproben im Umfeld der Deponie wurden Kobalt, Kupfer, Nickel, Arsen und Antimon in Konzentration deutlich über der Nachweisgrenze (0.02 resp. 0.1 µg/l) nachgewiesen. Vor allem die Kupfer- und Nickelgehalte lagen bei der 1. Kampagne stellenweise sogar über 2 resp. 5 µg/l, was allerdings bei der 2. Kampagne nicht bestätigt wurde.

*Kobalt, Kupfer,
Nickel, Arsen und
Antimon*

Bei vereinzelt Messstellen wurde Chrom in Konzentrationen über der Nachweisgrenze von 1 µg/l gemessen. Insbesondere lag bei beiden Kampagnen der höchste Wert (2.5-3.0 µg/l) bei der Messstelle M3.

Chrom

Bei beiden Kampagnen konnten weder Cadmium noch Zinn in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze (<0.02 µg/l) gemessen werden. Vereinzelt war Quecksilber in Spuren wenig über der Nachweisgrenze (<0.05 µg/l) festzustellen.

Cadmium, Zinn und
Quecksilber

Zink wurde in beiden Kampagnen in jeder Messstelle nachgewiesen, teilweise in relativ hohen Konzentrationen (max. Konz. bis 4.6 mg/l). Vor allem die hohen Gehalte lassen sich plausibel durch eine Kontamination aus verzinkten (früheren) Piezometerrohren erklären (21.J.58/59). In den neuen Bohrungen (M1 bis M3) liegen die Gehalte unter 10 - 30 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 lediglich bei einer Messstelle (M3) Eisen in relevanten Konzentration nachgewiesen werden (60.7 µg/l). Demgegenüber wurden anlässlich der 2. Kampagne erstaunlicherweise fast überall Gehaltswerte über der Nachweisgrenze bestimmt. Diese lassen sich aber entweder auf eine Kontamination durch frühere (eisenverzinkte) Piezometer zurückführen, oder aber die Analysenresultate sind angesichts der z.T. hohen Feldblindwerte nicht aussagekräftig.

Eisen

Borgehalt

Der Borgehalt ist bei einigen Stellen vergleichsweise leicht erhöht (Maximalwerte bis rund 0.4 mg/l). Der Borgehalt ist dort am grössten, wo auch der Sulfatgehalt gleichzeitig erhöht ist (M1). Angesichts dieses eindeutigen, nahezu linearen Zusammenhangs steht als Ursache dafür in erster Linie eine Gipsauslaugung im Vordergrund, entweder hervorgerufen durch natürliche Ursachen (Wasser-Gestein-Interaktion) oder infolge einer Deponiebeeinflussung (z.B. Auswaschung von gipshaltigem Bauschutt).

Erhöhte Borgehalte

7.2.5. Organische Schadstoffe

Summenparameter

Der DOC-Gehalt ist in den Messstellen M1 (Lockergesteinsgrundwasser, Schöpfprobe) sowie M2 und 21.J.58 (HMK-Grundwasser; Nahbereich) mit rund 2 – 3 mg/l vergleichsweise etwas erhöht. In den beiden übrigen Messstellen (M3, 21.J.59) im unbeeinflussten Umfeld wurden jeweils Messwerte unter bzw. nur

DOC-Gehalt





wenig über 1 mg/l gemessen. Während die erhöhte Werte bei M1 durch "abgestandenes" Wasser im Kleinfiterrohr verursacht sein könnten, ist bei M2 und 21.J.58 eine allfällige Deponiebeeinflussung nicht auszuschliessen, da im HMK-Grundwasser sonst überall DOC-Gehalte unter 1 mg/l gemessen wurden.

Bei beiden Kampagnen wurden im Nahfeld aus dem HMK-Grundwasser (M2, 21.J.58) AOX-Gehalte zwischen rund 15-82 µg Cl/l festgestellt. Demgegenüber lagen die Messwerte sowohl im Lockergesteinsgrundwasser (M1) als auch im unbeeinflussten Umfeld (M3, 21.J.59) nicht oder nur wenig über der Nachweisgrenze von 10 µg Cl/l. Die erhöhten Gehalte im HMK-Grundwasser können ebenfalls als ein Indiz für eine allfällige Deponiebeeinflussung gewertet werden.

AOX-Gehalte

Chlorierte Lösungsmittel und BTEX

Bei beiden Kampagnen konnten bezüglich der untersuchten Lösungsmittelkomponenten einzig Perchlorethylen in Spuren, d.h. bis maximal 0.4 µg/l nachgewiesen werden, und zwar beides mal in den gleichen Bohrungen im HMK-Grundwasser (M2, 21.J.58). Alle übrigen untersuchten Parameter (z.B. BTEX) lagen sowohl in diesen zwei Bohrungen als auch bei den restlichen Messstellen stets unter der Bestimmungsgrenze.

Chlorierte Lösungsmittel (Perchlorethylen)

Übrige organische Schadstoffe

Beide Kampagnen zeigen praktisch eine mehr oder weniger identisches Bild mit vergleichbaren Gehaltswerten an der gleichen Stelle: Bei zwei Messstellen (M1, 21.J.58) wurden leicht erhöhte Herbizide nachgewiesen (Σ Atrazin und Simazin: 20-300 ng/l), während bei den restlichen drei Messstellen die Analysenwerte jeweils unter oder nahe der Nachweisgrenze von 10 ng/l lagen.

Herbizide

Phenole wurden in beiden Kampagnen einzig in der Bohrung M1 und nur bei der 2. Kampagne in geringen Spuren nachgewiesen (Phenol: 0.16 µg/l). Ansonsten liegen die Analysenwerte stets unter der Nachweisgrenze.

Phenole

In keiner der entnommenen Grundwasserproben wurden erhöhte Gehalte von Einzelsubstanzen der Stoffgruppe PAK festgestellt (alle Resultate der Einzelsubstanzen unter der jeweiligen Nachweisgrenze).

PAK

Ebenfalls wurden keine erhöhten Anilin-Gehalte festgestellt (alle Resultate der Einzelsubstanzen unter der jeweiligen Nachweisgrenze).

Aniline

7.2.6. Ergebnisse der Screenings ¹²

Die mit Hilfe der gaschromatografischen Screeninguntersuchungen¹³ festgestellten Belastungen mit organischen Chemikalien sind sehr niedrig und liegen im tiefen Nanogramm pro Liter-Bereich. Die bereits in der Einzelstoffanalytik festgestellten Triazinherbizide wurden mit der Screening-Methode, soweit untersucht, ebenfalls nachgewiesen.

organische Chemikalien im tiefen ng/l-Bereich

Andere Organika waren praktisch nur in der Messstelle M2 nachweisbar. Sowohl in der 1. als auch in der 2. Kampagne waren es mehrere unbekannte Verbindungen im Konzentrationsbereich von 1 bis 4 µg/l¹⁴. Weiter wurden 1.2 µg/l Dimethyl-2,4-dinitrobenzol mit sehr gutem Identifikations-Fit, sowie 8.1 µg/l 4-Amino-N-ethylbenzolsulfonamid (antibakterieller Wirkstoff) und 0.6 µg/l Aprobarbital (ein Sedativum), beide mit mässigem Identifikations-Fit nachgewiesen.

andere Organika nur in M2

Da bei einzelnen dieser aufgeführten Substanzen eine Herkunft aus Abfällen der chemischen Industrie wahrscheinlich ist, und auch keine der genannten Substanzen im Laboreluat des PVC-Materials nachweisbar ist (vgl. Kap. 7.3), vermuten wir, dass sie zum Deponiesickerwasser gehören.

Hinweis auf Deponiesickerwasser

Desweiteren 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

¹² Interpretation unter Beizug eines spezialisierten Chemikers (Dr. M. Schurter, Institut Bachema AG, Schlieren)

¹³ 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 Daten-system mit einem numerischen Identifikations-Fit (%ID Fit) versehen werden. Letzterer ist ein (halbquantitatives) Mass für die Richtigkeit der maschinellen Identifikation.

¹⁴ Weil es sich beim Screening um eine qualitative Methode handelt, sind die angegebenen Konzentrationen nur als Grössenordnungshinweis zu betrachten



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 (C₁₀–C₂₀) 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 (Kap. 7.2.6).

Analysenergebnisse

7.4. Zusammenfassende Folgerungen

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

- Aufgrund der anorganischen Beschaffenheit des HMK-Grundwassers im unmittelbaren Nahfeld der Deponie Margelacker (M2, 21.J.58) ist eine Deponiebeeinflussung zu vermuten, welche sich im Wesentlichen durch erhöhte Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalte im Grundwasser bemerkbar macht (vgl. dazu auch Isotopenmessungen, Kap. 9). Ganz vereinzelt sind auch erhöhte Nitritgehalte festzustellen.

*anorganische
Deponiebeeinflussung*



- Die hohen Nitratgehalte und die "normalen" Sauerstoffwerte im HMK-Grundwasser deuten darauf hin, dass überwiegend *aerobe* Verhältnisse im Deponiebereich vorliegen.
- In sämtlichen Messstellen waren Spurengehalte an Schwermetallen detektierbar. Die Konzentrationen liegen im ng/l- bis tiefen µg/l-Bereich (Nickel, Kupfer, Chrom z.T. wenig höher). Wegen erhöhter Feldblindwerte (z.B. bei Kupfer und Nickel) bleibt die Relevanz der gemessenen Konzentrationen mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Relevante Toleranz- oder Grenzwerte für Trinkwasser/Grundwasser werden nirgends auch nur annähernd erreicht.
- Bezüglich der Belastung mit organischen Schadstoffen lassen sich einzig im Nahbereich der Deponie ganz leicht erhöhte Gehalte durch chlorierte Lösungsmittel nachweisen (Perchloräthylen 0.4 µg/l), sowie eine Hintergrundbelastung mit Triazinherbiziden im Spurenbereich.
- Die gaschromatografischen Screenings ergaben praktisch nur für die Messstelle M2 Hinweise auf Beeinflussung durch zusätzliche Organika im tiefen Mikrogramm pro Liter-Bereich (Unbekannte und ein Sulfonamid). Diese Stoffgruppen weisen auf eine Deponiebeeinflussung durch Abfälle der chemischen Industrie hin, eine eindeutige Interpretation ist aber schwierig, da u.E. noch eine Validierung der Screeningbefunde durch die Spezialisten vorgenommen werden sollte.

aerobe Verhältnisse

Schwermetallgehalte

Belastung des Grundwassers mit chlorierten Lösungsmitteln (CLM)

Hinweise auf Sickerwässer aus chemischen Abfällen erfordert eine Validierung der Daten durch Spezialisten



8. Bodenanalysen und Luftmessungen

8.1. Oberboden

8.1.1. Sondierungen und Probenahme

Die Beprobung des Oberbodens erfolgte nach VBBo¹⁵. Dazu wurden am 16.03.2004 insgesamt 96 rund 0.6 m tiefe Rammkernsondierungen verteilt auf insgesamt sechs ca.10x10 m grosse Flächen abgeteuft (Lage der Probenahmestellen vgl. Beilage A6). Pro Fläche wurde aus verschiedenen Tiefenlagen je eine Bodenproben entnommen (Total 24 Bodenproben aus 0-0.05, 0.05–0.2, 0.2–0.4 bzw. 0.4–0.6 m u.T).

6 Bodenproben nach VBBo

¹⁵ Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1.7.1998 (Stand 28.3.200)

8.1.2. 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. Der Humusanteil ist meist gering.

Unterboden

Ab einer Tiefe von 0.4 m u.T wurden praktisch in allen Sondierungen bereits künstliche Auffüllungen aus tonigem Silt mit Sand angetroffen. Darin sind einzelne Ziegelbruch- und Schlackestücke enthalten. Eine eigentliche Deponieabdichtung ist also nicht vorhanden, wie auch die bis in eine Tiefe von rund 5 m u.T. abgeteuften Rammkernbohrungen belegen.

Künstliche Auffüllungen

8.1.3. Ergebnisse der chemischen Untersuchungen

Die entnommenen Materialproben von je zwei Probenahmestellen wurden zu einer Mischprobe zusammengefügt und analysiert (Mischproben von M1/M2, M3/M4, M5/M6, aus je 4 Tiefenstufen), d.h. insgesamt wurden 12 Mischproben auf Schadstoffe untersucht. Die wichtigsten Analyseergebnisse sind in Tabelle 8-1 zusammengefasst (Detaillierte Analysenergebnisse in Beilage C).

12 Mischproben

Im allen untersuchten Bodenproben wurden weder im Ober- noch im Unterboden (0-40 cm u.T) erhöhte Schwermetallgehalte festgestellt. Die Gehalte liegen alle im Bereich der geogenen Hintergrundsbelastung (vgl. Tab. 8-1).

Schadstoffbelastungen im Ober- / Unterboden

Bezüglich der organischen Schadstoffbelastungen wurden in einzelnen Proben teilweise erhöhte Gehalte an polychlorierten Biphenylen (bis 721 µg/kg PCB, vgl. Fussnote Tab. 8-1), Kohlenwasserstoffen >C₁₀ (bis 54 mg/kg), polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (bis 2.4 mg/kg PAK) und Dioxin (bis 3.1 TE) nachgewiesen. Es handelt sich dabei insgesamt um eine vergleichsweise geringe Schadstoffbelastung (Prüf- und Sanierungswerte gemäss VBo nicht überschritten).

organische Schadstoffbelastung

In den künstlichen Auffüllungen (0.4-0.6 m u.T.) wurden leicht erhöhte Gehalte einzelner Schwermetalle gemessen (Kupfer bis 340 mg/kg, Blei (bis 130 mg/kg, Zink bis 270 mg/kg und Quecksilber bis 0.55 mg/kg). Auch hier sind diese Gehaltswerte vergleichsweise als gering einzustufen (TVA-Grenzwerte für Inertstoffe werden nicht überschritten).

Schadstoffbelastungen in den Künstlichen Auffüllungen



Tabelle 8-1 Ergebnisse der chemischen Analysen (Bodenproben)

		Oberboden		Unterboden				Künstliche Auffüllung	
Tiefe	cm.u.T	0-5		5-20		20-40		40-60	
Anzahl Proben		3		3		3		3	
		Schwankungsbe- reich	Mittel- wert	Schwankungsbe- reich	Mittel- wert	Schwankungs- bereich	Mittel- wert	Schwankungs- bereich	Mittel- wert
Cd	mg/kg	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.4-0.5	0.4
Cu	mg/kg	16-24	21.0	23-23	23.0	33-36	34.7	47-340	151.3
Ni	mg/kg	22-33	28.7	31-35	33.0	33-44	39.7	30-39	33.7
Pb	mg/kg	6.8-9.9	8.6	7.7-9.6	8.9	25-36	29.3	52-130	85.0
Zn	mg/kg	32-49	40.3	41-43	42.0	70-74	72.3	110-270	183.3
Hg	mg/kg	0.06-0.12	0.1	0.08-0.21	0.1	0.06-0.2	0.2	0.23-0.55	0.4
TOC	%	1.8-2.2	2.0	1.1-1.5	1.3	1.1-1.2	1.2	1.5-3.7	2.5
KW ges	mg/kg	29-39	34.7	22-44	31.7	30-54	38.7		
Σ PAK	mg/kg	0.4-0.6	0.5	0.4-1.4	0.8	0.27-2.4	1.4		
Σ PCB	µg/kg	0-721	¹⁾	0-70	35.0				
Σ Dioxin	TE	0.13-3.1	1.4	0.2-2.2	1.2				

Bemerkungen: leeres Feld bedeutet nicht analysiert

¹⁾ Die zuerst analysierte Mischprobe M3/M4 ergab einen hohen Wert (723 µg/kg), welcher aber mit den beiden anschliessend analysierten Einzelproben M3 und M4 nicht mehr bestätigt werden konnte (beide rund 70 µg/kg)

8.1.4. Zusammenfassende Folgerungen

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

- Sowohl in den Proben des Ober- als auch des Unterbodens wurden teilweise leicht erhöhte Schadstoffgehalte festgestellt. Dabei ist generell mit zunehmender Tiefe auch eine tendenzielle Zunahme der Gehalte sowohl von Schwermetallen als auch von Kohlenwasserstoffen >C₁₀ und PAK zu beobachten. Dies ist gestützt auf die ebenfalls leicht erhöhten Gehaltswerte in den Materialproben aus den künstlichen Auffüllungen auf eine zunehmende Vermischung mit dem darunterliegenden Deponiematerial zurückzuführen.
- Im Gegensatz dazu erscheint für die festgestellten Belastungen von PCB und Dioxin in der obersten Humusschicht (Oberboden) ein atmosphärischer Eintrag am wahrscheinlichsten.

Boden-Proben

PCB und Dioxin in der obersten Humusschicht



8.2. Luftmessungen

8.2.1. Probenahme

Im Gebiet Margelacker wurden innerhalb des Deponieperimeters an 2 Stellen Proben der Raum- und Bodenluft entnommen (2 separate Kampagnen an derselben Messstelle). Die Raumluft-Proben wurden dabei ausschliesslich in Kellerräumen entnommen und die Bodenluft-Proben in der Nähe davon als Referenzproben.

2 Messstellen

In Tabelle 8-2 sind die Probenahmestellen aufgelistet, die genauen Probenahmestellen können aus Beilage A7 entnommen werden.

Tabelle 8-2: Probenahmestellen Luftmessungen

Probennahmestelle	Bez.	Probe	Sondiertiefe (m.u.T)
westlicher Gebäudebereich	BL 7	Bodenluft	5.0
	RL 7	Raumluft	-
östlicher Gebäudebereich	BL 8	Bodenluft	2.5
	RL 8	Raumluft	-

Die Messungen bzw. Probenahmen wurden am 13.05. und 17.06.2004 bei trockenem Wetter durchgeführt. Luftdruck und Temperatur betragen 986 mbar und 14°C (13.05.) bzw. 992 mbar und 24°C (17.06.).

Probenahme

Wie im Pflichtenheft vorgegeben wurden jeweils die Hauptparameter (CH₄, CO₂, O₂) vor Ort bestimmt. Zusätzlich wurde in einem ersten Schritt mit PID-Analysen¹⁶ überprüft, ob mit leichtflüchtigen organischen Substanzen zu rechnen ist. Aufgrund einzelner erhöhter PID-Werte wurden dann bei der 2. Kampagne zusätzliche Bodenluftproben entnommen.

Messprogramm

8.2.2. Untersuchungsergebnisse

Raumluft

Die wichtigsten Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 9-2 zusammengefasst. (Detaillierte Laborresultate in Beilage B2).

In keiner der durchgeführten Messungen wurden deponietypische Gase (CH₄ und CO₂) nachgewiesen und der Sauerstoffgehalt entspricht natürlichen und unbeeinflussten Verhältnissen. Weiter zeigte die PID-Analyse keine Hinweise auf das Vorhandensein von leichtflüchtigen organische Kohlenwasserstoffen (vgl. Tabelle 8-3).

CO₂, CH₄, O₂, PID

¹⁶ PID: Übersichtsanalyse leichtflüchtiger organischer Parameter mit Photo-Ionisationsdetektor.





Tabelle 8-3: Untersuchungsergebnisse Raumlufmessungen

		Gebäudebereich	West	Ost
		Probe	RL 7	RL 8
1. Messung: 13.05.04	CH ₄	Vol. %	<0.1	<0.1
	CO ₂	Vol. %	<0.1	<0.1
	O ₂	Vol. %	21	21.0
	PID	ppm	<0.1	<0.1
2. Messung: 17.06.04	CH ₄	Vol. %	<0.1	<0.1
	CO ₂	Vol. %	<0.1	<0.1
	O ₂	Vol. %	20.9	20.9
	PID	ppm	<0.1	<0.1

Bodenluft

Analog zur Raumluf wurden am 13.05. und 17.06.04 an jeweils 2 Probenahmestellen Bodenluftmessungen durchgeführt. Die wichtigsten Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 8-4 zusammengefasst. (Detaillierte Laborresultate in Beilage B2).

Tabelle 8-4: Untersuchungsergebnisse Bodenluftmessungen

		Gebäudebereich	West	Ost
		Probe	BL 7	BL 8
	Sondiertiefe	m.u.T	5	2.5
1. Messung: 13.05.04	CH ₄	Vol. %	<0.1	<0.1
	CO ₂	Vol. %	5.6	1.3
	O ₂	Vol. %	10.2	20
	PID	ppm	0.2	0 bis 0,1
2. Messung: 17.06.04	CH ₄	Vol. %	<0.1	<0.1
	CO ₂	Vol. %	6.2	2.9
	O ₂	Vol. %	8.3	17.6
	PID	ppm	0.2	0.1
	Dichlordifluormethan	mg/m ³	0.013	0.041
	Trichlorfluormethan	mg/m ³	0.11	0.212
	Summe FCKW	mg/m³	0.123	0.253
	Chloroform	mg/m ³	0.005	<0.002
	Tetrachormethan	mg/m ³	<0.001	<0.001
	1,1-Dichlorethen	mg/m ³	<0.02	<0.02
	1,2-cis-Dichlorethen	mg/m ³	<0.05	<0.05
	1,2-trans-Dichlorethen	mg/m ³	<0.05	<0.05
	Trichlorethen	mg/m ³	<0.002	<0.002
	Tetrachlorethen	mg/m ³	0.045	0.019
Summe CKW	mg/m³	0.05	0.019	

Hauptparameter

In der Bodenluft wurden leicht erhöhte Konzentrationen von CH₄ (0.1 Vol.%) oder CO₂ (6.2 Vol.%) festgestellt. In beiden Proben war der Sauerstoffgehalt teilweise verringert (9–18 Vol.%).

Der PID–Gehalt war in beiden Proben ganz leicht erhöht (bis zu 0.2 ppm), so dass diese Proben zusätzlich noch auf leichtflüchtige organische Kohlenwasserstoffe untersucht wurden.

PID

In beiden Proben wurden geringe Gehalte von einzelnen Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW) bis maximal rund 0.2 mg/l³ und Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) bis 0.05 mg/l³ festgestellt. Insgesamt liegen aber die ermittelten Konzentration weit unter den massgebenden Konzentrationswerten der AltIV.

FCKW / CKW

8.2.3. Zusammenfassende Folgerungen

Die Untersuchungsergebnisse der Raumlufmessungen zeigen, dass in den untersuchten Kellerräumen keine Beeinträchtigung der Raumluf durch Deponiegase zu erwarten ist.

Raumluf

Auch in der Bodenluft wurden einzelne organische Schadstoffe nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Immerhin zeigen, die durchgeführten Messungen, dass eine gewisse Entgasung stattfindet. Insbesondere weisen die CO₂-Gehalte auf mikrobielle Abbauprozesse von organischem Material in der Deponie hin.

Bodenluft

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 in-

Grundprinzip



stabilen, d.h. radioaktiven Isotope können Altersabschätzungen und/oder Mischungen erkannt werden.

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. 7.2) verschiedene Isotopenmessungen durchgeführt (vgl. Tab. Tabelle 9-1).

ausgewählte
Grundwasserproben

Isotopenbestimmung	Anzahl	Feldreben	Margelacker	Rothausstrasse	Rheinfiltrat
stabile Wasserisotope (δD , $\delta^{18}O$)	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: 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).

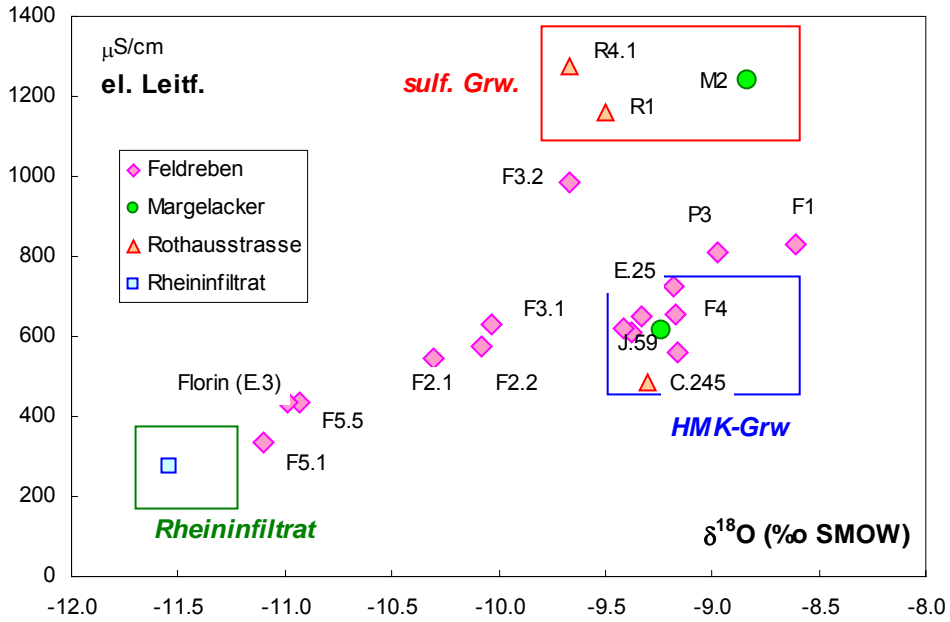
"junge" Wässer

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 Markerversuch bei der Deponie Feldreben dass im Gebiet südlich der Deponie Feldreben (F1, 21.P.3) praktisch keine Zumischung von Rheinfiltrat zu erkennen ist.

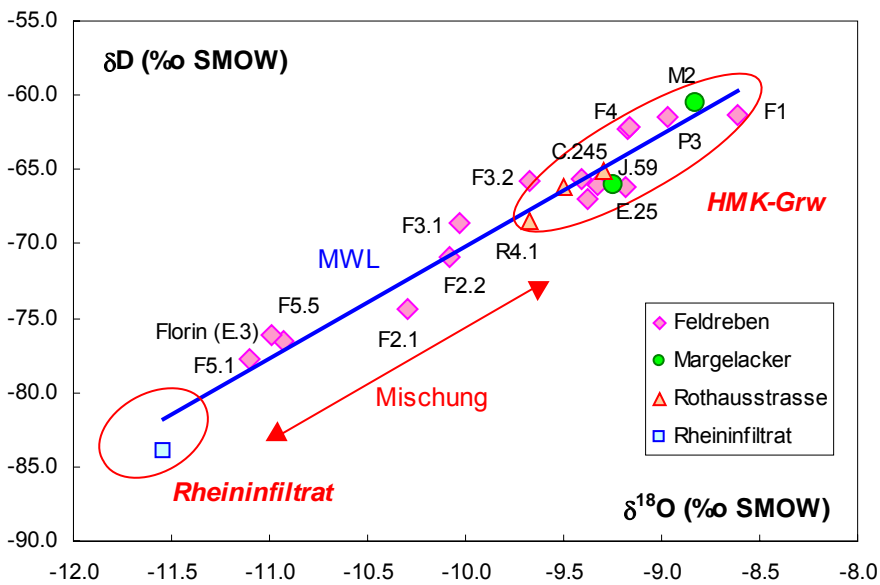
Mischungsendglieder

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 δD)

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.

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 Depo- niesickerwässer 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 Sickerwässern andererseits entstanden ist. Wie hoch der Anteil an De-

Nitrat aus Mischung von Kunst-, Hofdünger und stickstoffhaltigen Depo- niesickerwässern

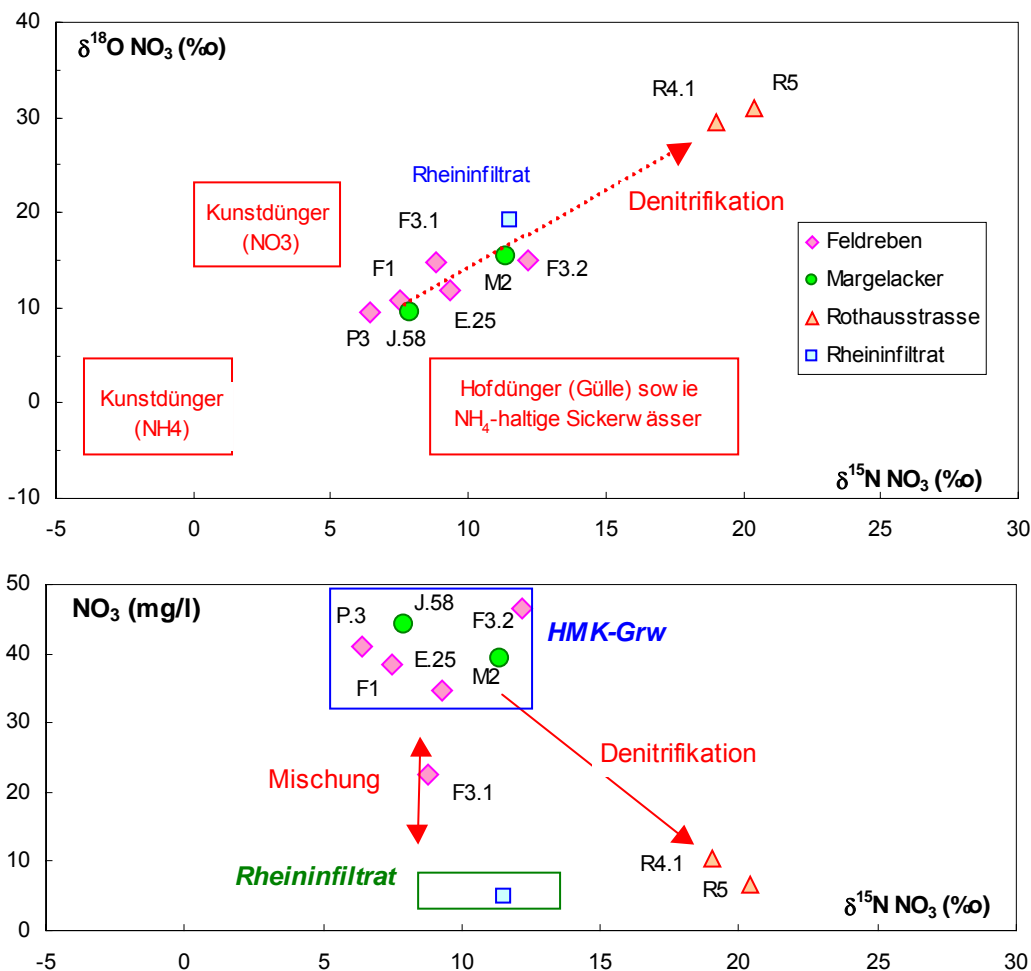




poniesickerwasser ist, kann allerdings daraus nicht direkt abgeleitet werden. Unter der Annahme einer „landwirtschaftlich verursachten“ Grundbelastung von max. rund 30-35 mg/l trägt ein all-fälliger Sickerwasseranteil bei den untersuchten Wasserproben aber nur untergeordnet dazu bei.

Desweiteren 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. 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 (DIC¹⁷) 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 (negativeren) $\delta^{13}\text{C}$ -Werten führt. Eine solche Isotopenfraktionierung lässt sich eigentlich nur plausibel durch eine Methanoxidation erklären, indem das aus dem Zerfall von organischem Deponiematerial produzierte CH_4 (mit $\delta^{13}\text{C}$ -Werten von ca. -60 bis -80 ‰) im ungesättigten (sauerstoffhaltigen) Bereich zu CO_2 oxidiert wird. Der Einfluss von solchen (mit isotopisch leichtem) 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

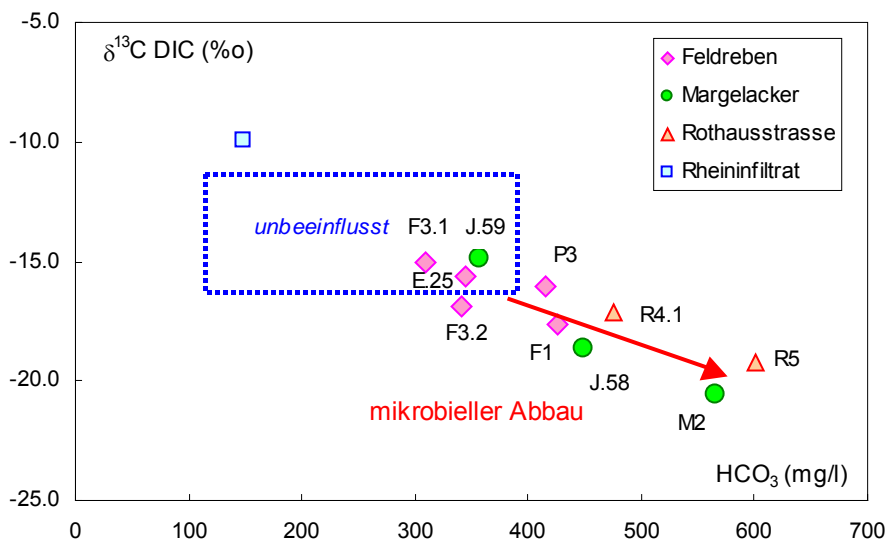
Hingegen ist das Ausmass solcher Prozesse bei der Deponie Feldreben deutlich geringer, wobei sich bei den beiden Grundwasserproben südlich der Deponie (21.P.3, F1) im Vergleich zu den übrigen Proben (F3, 21-E.25) tendenziell eine etwas grössere Beeinflussung durch Abbauprozesse erkennen lässt.

Deponie Feldreben

¹⁷ DIC: *d*issolved *i*norganic *c*arbon. Im neutralen pH-Bereich entspricht dies nahezu dem Hydrogenkarbonatgehalt.

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 stattfinden¹⁸.

Deponien befinden sich in fortgeschrittenem Stadium



Figur 9-4: Kohlenstoff-13 vs Hydrogenkarbonat

¹⁸ Grundsätzlich ist überall ein fortgeschrittenes Stadium einer typischen Depo- nieentwicklung von organischem Material anzunehmen, welche normalerweise über eine aerobe Anfangsphase (O_2 -Verbrauch), anaerobe Säuregärung (CO_2 -Produktion) und anschliessender anaerober Methangärung (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 die Gasmessungen bestätigt, vgl. Kap.). Demgegenüber dürfte sich die Deponie Rothausstrasse noch weitgehend in der anaeroben Methanphase befinden.

9.4. Zusammenfassende Folgerungen

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

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 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 Rahmen der 1. Etappe TU wurden keine Überschreitungen der geltenden Konzentrationswerten der Altlasten-Verordnung (AltIV) festgestellt, und auch die ermittelten Schadstoffkonzentration liegen in einem überaus geringen Wertebereich (im Wesentlichen $\text{CKW} < 1 \mu\text{g/l}$)

Vergleich mit Konzentrationswerten der Altlasten-Verordnung (AltIV)

Nachfolgend werden im Hinblick auf eine Wertung der Untersuchungsergebnisse und Beurteilung des Emissionsverhaltens der Deponie Margelacker die ermittelten Schadstoffbelastungen für jedes Schutzgut einzeln betrachtet.

10.1.1. Schutzgut Luft

Die durchgeführten Boden- und Raumluftmessungen (Kap. 8) zeigen, dass praktisch keine nennenswerten leichtflüchtigen Schadstoffe über eine Entgasung der Deponie festgestellt werden können. Allerdings deuten lokal leicht erhöhte CO_2 -Gehalte einerseits

keine nennenswerten leichtflüchtigen Schadstoffe festgestellt

auf eine gewisse Deponieentgasung hin, und andererseits, dass mikrobielle Abbauprozesse von organischem Material in der Deponie stattfinden.

10.1.2. 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 aber in keiner Probe überschritten.

*Keine erhöhten
Schadstoffgehalte
festgestellt*

Generell ist mit zunehmender Tiefe eine tendenzielle Zunahme der Schadstoffgehalte (Schwermetalle, KW, PAK) zu beobachten. Dies dürfte auf eine zunehmende Vermischung mit dem darunterliegenden Deponiematerial zurückzuführen sein. Im Gegensatz dazu erscheint für die festgestellten Belastungen von PCB und Dioxin in der obersten Humusschicht (Oberboden) ein atmosphärischer Eintrag am wahrscheinlichsten.

*Vermischt mit
Deponiematerial*

10.1.3. Grundwasser

Anorganische Schadstoffbelastung

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

- Im Abströmbereich der Deponie ist die Gesamtmineralisation im Vergleich zu unbeeinflussten Grundwasser lokal erhöht (M2, 21.J.58). Hervorgerufen wird dies durch erhöhte Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalte. Da es sich dabei auch um natürliche gelöste Bestandteile handelt, existieren in der AltIV keine entsprechenden Konzentrationswerte. Vereinzelt überschreiten die Nitratgehalte den Grenzwert für Trinkwasser gemäss GSchV von 40 mg/l.
- Im vorliegenden Fall wurden im Vergleich zur Deponie Feldreden, wo ähnliche Prozesse im Untergrund ablaufen, praktisch keine so stark erhöhten Nitrit- oder Ammonium-Gehalte festgestellt. Einzig in einem Fall wurde ein leicht erhöhter Nitrit-Gehalt festgestellt (1. Kamp. 21.J.58), welcher aber noch unter dem AltIV-Konzentrationswert liegt
- Bei 2 Messstellen (21.J.58, Abstrombereich, 21J.59 unbeeinflusstes Umfeld) konnten bei beiden Kampagnen deutlich erhöhte Zink-Gehalte festgestellt werden. Da es sich bei den betroffenen Messstellen um verzinkte Rohre handelt, ist die Kontamination darauf zurückzuführen. Die übrigen untersuchten Schwermetalle liegen höchstens im Spurenbereich über-

*Gesamtminerali-
sation (Hydrogen-
karbonat-, Sulfat-
und Nitratgehalt)*

*Nitrit- und
Ammonium-
Gehalte*

Schwermetalle



wiegend unter 1 µg/l vor (Ausnahme: Nickel infolge Laborar-
tefakten z.T. bis 2-5 µg/l), entsprechend wurden auch keine
Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte festgestellt.

Organische Schadstoffbelastung

In Anbetracht der Vielzahl der bestimmten Parameter konnten
vereinzelt organische Schadstoffe festgestellt werden. Diese sind
aber angesichts der generell sehr tiefen Bestimmungsgrenze in
der Regel nur in Spuren, d.h. meist deutlich kleiner als 1 µg/l vor-
handen. Zusammenfassend ergeben sich folgende Schlüsse:

- Im Abströmbereich (M1, M2, 21.J.58) sind sowohl die DOC-
(max. rund 2–3 mg/l) als auch die AOX-Gehalte (max. rund
80 µg Cl/l) leicht bzw. deutlich erhöht. Diese erhöhten Sum-
menparameter konnten mit der Einzelanalytik praktisch nicht
spezifiziert werden. Auch mit den Screenings konnte nur ein
geringer Bruchteil davon identifiziert werden. Die wenigen in-
denifizierten Stoffgruppen lassen zwar eine Deponiebeein-
flussung vermuten. Für die übrigen mehrheitlich nicht ga-
schromatografisch erfassbaren Substanzen dürften vermutlich
aber chemisch-technische Verbindungen weitgehend ausge-
schlossen sein. Als plausible Möglichkeit könnte es sich dabei
um höhermolekulare organische Verbindungen handeln, wel-
che aus Abbauprozessen von „unproblematischem“ organi-
schem Deponiematerial entstanden sind (so werden z.B. auch
in natürlichen Moorwässern ähnlich hohe AOX-Gehalte ge-
messen).
- Chlorierte Lösungsmittel (CLM) konnten nur an einer Stelle
(21.J.58) in sehr geringen Konzentrationen unter 0.5 µg/l und
nur einmalig nachgewiesen werden (PER).
- Demgegenüber wurden Herbizide praktisch überall gemessen,
allerdings meist unter 0.1 µg/l, abgesehen von einigen Aus-
nahmen mit max. Werten bis 0.3 µg/l.
- Bei den Messstellen im Abströmbereich konnten ausser ver-
nachlässigbaren CKW (und Herbiziden) keine signifikant er-
höhten organische Schadstoffe (FCKW, PAK, Phenolen, Anili-
ne) nachgewiesen werden. Sämtliche Gehalte liegen entweder
unter der Bestimmungsgrenze bzw. weit unterhalb der ent-
sprechenden AltIV-Konzentrationswerte.

*Organische Grund-
belastung (DOC /
AOX)*

*chlorierte
Lösungsmittel
(CLM)*

Herbizide

*keine organische
Schadstoffe*



Tabelle 10-1: Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte

Messstelle	Konz.wert AltIV		Messwerte	
	Parameter	1/2 Konz.wert	1. Kampagne	2. Kampagne
M1	keine Überschreitungen festgestellt			
M2	keine Überschreitungen festgestellt			
M3	keine Überschreitungen festgestellt			
21.J.58*	Zink	2500 µg/l	(4600 µg/l)	-
21.J.59*	Zink	2500 µg/l	(3200 µg/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)

*Kontamination infolge verzinkter Verrohrung

Zusammenfassend betrachtet, sind also keine Überschreitungen der geltenden AltIV-Konzentrationswerte festzustellen.

keine Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte

10.2. Emissionsverhalten

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

Massgebende Deponiebeeinflussung

Das Grundwasser im Abströmbereich der Deponie Margelacker zeichnet sich durch eine erhöhte Gesamtmineralisation aus, hervorgerufen durch vergleichsweise höhere *Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalte*. Diese Tatsache sowie auch leicht erhöhte Nitritgehalte und DOC-/AOX-Gehalte lassen auf eine anthropogene Beeinflussung des Grundwassers schliessen, welche durch Sickerwasser aus der Deponie Margelacker verursacht sein könnte. Es handelt sich dabei weitgehend um eine Beeinflussung als Folge von "natürlichen" Abbauprozessen von eingelagertem Bauschutt und organischem Material, und ist *nicht* auf eine Beeinflussung durch Abfälle der chemischen Industrie zurückzuführen.

mögliche Beeinflussung durch Deponiesickerwasser

Gestützt wird diese Vermutung einerseits durch die Verbreitung solcher Wässer ausschliesslich im direkten Abströmbereich der Deponie. Andererseits belegen sowohl Bodenluft- als auch Isotopenmessungen, dass im Untergrund der Deponie mikrobiologische Abbauprozesse unter aeroben Bedingungen stattfinden, die im Wesentlichen zu einer *Nitrifizierung* und *Karbonatisierung* der gelösten Bestandteile im Grundwasser führen. Ebenso sind die erhöhten Sulfatgehalte als Indiz für eine Auslaugung von bauschutthaltigem Auffüllmaterial zu werten.

unterstützende Indizien



Das Schadstoffspektrum (und -ausmass) und die Isotopenmessungen weisen darüber hinaus auch darauf hin, dass die wesentlichen Abbauprozesse, welche im Normalfall in einer Bauschutt/Kehricht-Deponie ablaufen, bereits weitgehend fortgeschritten sind. Dabei werden ammoniumhaltige Sickerwässer weitgehend zu Nitrat oxidiert, so dass dadurch der Nitratgehalt im Nahbereich der Deponie im Vergleich zur "landwirtschaftlich bedingten Grundlast" leicht erhöht ist.

*Abbauprozesse
weitgehend fortge-
schritten*



Mit dem Nitrat ist i.d.R. gleichzeitig auch der Sulfatgehalt erhöht, was zusätzlich den Nitrataustrag aus der Deponie untermauert. Dieser dürfe aber im Vergleich zur bereits vorhandenen Grundlast nur eine untergeordnete Rolle einnehmen.

Nitrataustrag

Als Folge einer Methanoxidation entstehen im Nahbereich der Deponie CO₂-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 praktisch keine jahreszeitlich bzw. grundwasserstandsbedingten Unterschiede feststellen.

*Aufmineralisierung
des Grundwassers*

Die genauen Zusammenhänge sowie eine Quantifizierung der massgebenden Prozesse (Stickstoffaustrag, Aufmineralisierung) sind im Grundsatz einigermaßen gut bekannt, im Detail bestehen aber durchaus noch Kenntnislücken, welche im Hinblick auf eine abschliessende Beurteilung der Altlastensituation und Abschätzung des Langzeitverhaltens von Bedeutung sein könnten.

Kenntnislücken

Untergeordnete bzw. unklare Deponiebeeinflussung

Aus den Screening-Daten ergeben sich aus den im Abstrombereich der Deponie (M2) festgestellten organischen Substanzen Indizien für Sickerwasseranteile, welche aus Abfällen der chemischen Industrie stammen könnten. Quantitativ betrachtet dürfte es sich dabei aber aufgrund der geringen Konzentrationen im Spurenbereich allerhöchstens um einen sehr bescheidenen Einfluss handeln. Qualitativ ist die Datengrundlage hingegen noch zu dürftig, um ein abschliessende Beurteilung abgeben zu könne, da grundsätzlich bezüglich der Validierung der Daten noch Kenntnislücken bestehen.

*Indizien auf Sickerwässer aus
Abfällen der chemischen Industrie*

Ein Herkunft der (geringen) CKW-Belastung aus der Deponie kann weder bestätigt noch restlos dementiert werden. Allerdings liegen die festgestellten Konzentration in der Grössenordnung der üblichen Hintergrundsbelastung im Hauptmuschelkalk-Grundwasser, was eher gegen eine Deponieherkunft spricht.

CKW-Belastung

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

Herbizide

Schlussbetrachtungen

Gesamthaft betrachtet, beschränken sich also allfällige Emissionen der Deponie Margelacker im Wesentlichen nur auf eine Aufmineralisierung des Grundwassers. Untergeordnet lässt sich auch eine gewisse organische Grundbelastung feststellen, welche aber mehrheitlich auf Abbauprozesse von „unproblematischem“ organischem Material in der Deponie zurückzuführen sein dürfte. Abgesehen von geringen Spuren an Perchlorethylen und Pestiziden konnten im Grundwasser ausser marginalen Spuren im Mikrogramm-Bereich pro Liter keine organische Schadstoffe nachgewiesen werden. Ein quantitativ relevanter Eintrag aus der Deponie Margelacker ins Grundwasser von anderen organischen Schadstoffen, welche aus Abfällen der chemischen Industrie stammen, ist weitgehend auszuschliessen.

Emissionen beschränken sich auf Aufmineralisierung

Darüber hinaus sind auch die grossräumigen hydrogeologischen Zusammenhänge im Grundwassergebiet von Muttenz ausreichend dokumentiert, ebenso wie die Verhältnisse im kleinräumigen Massstab im nahen Umfeld der Deponie. Der Abstrombereich lässt sich relativ genau bestimmen. Demgegenüber sind die hydrogeologischen Verhältnisse im weiteren Deponieumfeld nordwestlich der Deponie mit gewissen offenen Fragen behaftet (Verlauf Horst/Grabenzone).

offenen Fragen bez. hydrogeologischen Verhältnisse im weiteren Deponieumfeld

Aufgrund des vergleichsweise günstigen Befundes ist im vorliegenden Fall keine Dringlichkeit für weitere Abklärungen gegeben. Es wäre deshalb grundsätzlich auch denkbar, Zusatzinformation im Zuge von Überwachungsmaßnahmen zu erhalten, da einerseits die Deponie im heutigen Kenntnisstand gemäss Art. 9 der AltIV aufgrund der nachgewiesenen Grundwasserbeeinflussung als überwachungsbedürftig einzustufen wäre, und andererseits auch im Rahmen einer Überwachung durchaus noch zusätzliche Untersuchungen gemacht werden können (z.B. Verfeinern des Messstellennetzes).

keine Dringlichkeit für weitere Abklärungen

Olten, 31.1.2005

Sachbearbeiter:

Dr. P. Hartmann, Geologe

M. Damo, dipl. Geologe



SC+P Sieber Cassina + Partner AG

