mbn geologie

ingenieurgeologie · hydrogeologie · umweltgeologie

Kanton Basel-Landschaft

Bau- und Umweltschutzdirektion

Amt für Umweltschutz und Energie (AUE)

Grundwasserbelastungen Hardwald (Muttenz) und Umgebung

Auswertung neuer Daten (2009 und 2010)

Bericht W1860B-2

vom 06. Januar 2011

Matousek, Baumann & Niggli AG · Geologiebüro usic · geologie@mbn.ch · www.mbn.ch

Mäderstrasse 8 · CH-5401 Baden · T +41 (0)56 222 09 45 · F +41 (0)56 221 50 45
Rebbergstrasse 136 · CH-8706 Meilen · T +41 (0)44 923 63 43 · F +41 (0)44 923 38 59
Dorfstrasse 40 · CH-8214 Gächlingen · T +41 (0)52 681 43 27 · F +41 (0)52 681 43 25

Inhaltsverzeichnis

1	Auftrag	1
2	Ausgangssituation	2
3	Datengrundlagen	5
4	Datenauswertung	6
4.1	Räumliche Verbreitung der neuen Analysenresultate	6
4.2	Vertikale Verteilung (Daten neue Sondierbohrungen)	10
4.3	Vergleich mit Resultaten früherer Kampagnen	11
4.4	Sorption / Desorption von VOC	14
4.4.1	Grundlagen	14
4.4.2	Daten aus den neuen Sondierbohrungen SB 1 bis SB 9	15
4.4.3	Zeitlicher Verlauf der VOC-Konzentrationen im Hardwald	19
4.5	DNAPL	22
5	Schlussfolgerungen	24

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Stoffe mit 2 bis 4 positiven Nachweisen (purge & trap) [48], nicht dargestellt in den Beilagen. 6

Tabelle 2: Konzentration der Schadstoffe 2010 im Vergleich mit den Schadstoffkonzentrationen 2004-Anfang 2009. 13

Tabelle 3: Literaturwerte von K_{OC} für einige VOC mit Angabe der Referenz. 16

Tabelle 4: Zusammenstellung der Ergebnisse des Vergleichs von gemessenen Tetrachlorethen-Konzentration im Grundwasser mit der Gleichgewichtskonzentration 17

Tabelle 5: Zusammenstellung des Vergleichs von gemessenen HCBD-Konzentration im Grundwasser mit der Gleichgewichts-konzentration 17

Tabelle 6: Abschätzung des Verhältnis von höchstem Messwert seit 2004 im Grundwasser und berechneter effektiver Löslichkeit. Der molare Anteil Xi bezieht sich auf die Summe der VOC in der jeweiligen in der 3. Spalte genannten Probe.....23

Figurenverzeichnis

Abbildung 1: Grundwasserisohypsen am 30.03.1953 mit daraus abgeleiteten Grundwasserfliessrichtungen. 3
Abbildung 2: Grundwasserisohypsen am 04.11.1957 mit daraus abgeleiteten Grundwasserfliessrichtungen. 4
Abbildung 3: Grundwasserfliessrichtungen bei mittleren Infiltrationsraten der Hardwasser AG und mittleren Pumpraten der Brunnen. Darstellung aus Grundwassermodell der Universität Basel..... 5
Abbildung 4: Vergleich der Schadstoffkonzentrationen 2009/2010 mit den Mittelwerten 2004-Anfang 2009. 12
Abbildung 5: Tetrachlorethen-Konzentrationen im Mischwasser der Hardwasser AG Zentrale West von 1980 bis 2009. 21

Anhang

1. Referenzen
2. Nachweise von VOC in den Sondierbohrungen SB 1 bis 9 (Grundwasser und Feststoff)
3. Vergleich der gemessenen Tetrachlorethen-Konzentration im Grundwasser mit der jeweiligen theoretischen Gleichgewichtskonzentration im Grundwasser, berechnet anhand gemessenen Feststoffkonzentrationen
4. Beantwortung der Fragen

Beilagen

Karten 1:15'000, VOC (Februar bis Juni 2010)

1. Lage im Text genannter Grundwassermessstellen und potenzieller Schadstoffquellen
2. Hexachlorbutadien
3. Pentachlorbutadien
4. Tetrachlorbutadien
5. Tetrachlorethen
6. Trichlorethen
7. Dichlorethen, Summe Isomere
8. Hexachlorethan
9. Tetrachlorethan, Summe Isomere
10. 1,1,1-Trichlorethan

11. 1,1,2-Trichlorethan
12. Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
13. Trichlormethan (Chloroform)
14. Toluol
15. MTBE (tert-Butylmethylether)
16. Summe der Isomere von n-Chloranilin
17. Summe der Isomere von n,n-Dichloranilin

Analysen aus neuen Sondierbohrungen

18. Vertikale Verteilung der Schadstoffe in den Sondierbohrungen 2009/2010, SB 6 bis SB 9 (J.96 bis J.99).
19. Vertikale Verteilung der Schadstoffe in den Sondierbohrungen 2009/2010, SB 1 bis SB 5 (J.100 bis 104).
20. Kartendarstellung der vertikalen Verteilung der Schadstoffe in den Sondierbohrungen 2009/2010 1:15'000.
21. Vergleich der im Grundwasser vorhandenen Schadstoffe mit den Gleichgewichtskonzentrationen auf der Grundlage von Feststoffanalysen, SB 6 bis SB 9 (J.96 bis J.99).
22. Vergleich der im Grundwasser vorhandenen Schadstoffe mit den Gleichgewichtskonzentrationen auf der Grundlage von Feststoffanalysen, SB 6 SB 1 bis SB 5 (J.100 bis 104).

Zusammenfassung

In den Jahren 2009 und 2010 wurden im Auftrag des Amts für Umwelt und Energie des Kantons Basel-Landschaft 9 Bohrungen im Bereich Hardwald/Muttenz ausgeführt. Den Kernen dieser teils bis an die Basis des Hauptmuschelkalks reichenden Bohrungen wurden Feststoffproben entnommen und auf flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC) analysiert. Des Weiteren wurden diesen Bohrungen in jeweils drei verschiedenen Tiefen Grundwasserproben entnommen und zusammen mit weiteren Grundwasserproben aus Messstellen im Bereich Feldreben auf VOC analysiert.

Die Analysenresultate bestätigen unsere früheren Befunde zur Herkunft der im Grundwasser des Hardwaldes vorhandenen chlorierten Kohlenwasserstoffe. Diese sind konsistent mit Resultaten des numerischen Hydrogeologischen Modells der Universität Basel. Demnach sind diese Grundwasserbelastungen vorwiegend auf eine Kontamination durch den Grundwasserabstrom aus den Deponien Feldreben, Rothausstrasse und Margelacker vor Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG ab Ende der 1950er Jahre zurückzuführen. Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser führten dabei innerhalb weniger Jahre zu einer Schadstoffanreicherung im Locker- und Festgestein des Hardwaldes. Die heute im Grundwasser nachzuweisenden langlebigen, schwer abbaubaren Schadstoffe sind zum wesentlichen Teil auf die relativ langsam ablaufende Remobilisierung der im Locker- und Festgestein vorhandenen Schadstoffreste zurückzuführen. Diese so gelösten Stoffe gelangen mit dem vorwiegend aus gering belastetem Rheinwasserinfiltrat bestehendem Grundwasser unter anderem in die Trinkwasserbrunnen des Hardwaldes.

Das vor allem bis in die 1980er Jahre höher belastete Rheinwasserinfiltrat trug zur heute zu beobachtenden Belastung im Grundwasser wahrscheinlich insgesamt in einem kleineren Umfang bei. Im Falle von Tetrachlorbutadien muss davon ausgegangen werden, dass es vorwiegend aus dem Rheinwasserinfiltrat stammt und heute ebenfalls remobilisiert wird.

Die im Südwesten des Hardwaldes (J.101) teils leicht höhern Schadstoffkonzentrationen sowie die im Vergleich zu benachbarten Bereichen geringere Differenz zwischen Gleichgewichtskonzentration und Messwert im Grundwasser sind wahrscheinlich auf die dort geringere Durchströmung mit Rheinwasserinfiltrat zurückzuführen. Daher kommt es zu einer stärkeren Anreicherung von Schadstoffen im Grundwasser durch Desorptionsprozesse, und folglich zu einer geringeren Desorptionsrate. Nicht auszuschliessen ist ein temporärer Beitrag aus dem Abstrom

von Feldreben, falls der Florinbrunnen in der Vergangenheit über längere Zeiträume (Wochen) abgestellt wurde. Dies ergibt sich aus dem Grundwassermodell [63]

Es ist anzunehmen, dass die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser des Hardwaldes in Zukunft weiter abnehmen. Die Desorption von absorbierten Schadstoffen in feinen Poren und Klüften verläuft langsam. Daher werden unter heutigen hydraulischen Bedingungen und Bestimmungsgrenzen aus den Deponien stammende chlorierte Kohlenwasserstoffe im Hardwald wahrscheinlich noch wenige Jahrzehnte in Feststoff und Grundwasser nachzuweisen sein.

Die Grundwasseranalysen im Bereich Feldreben geben Hinweise auf die im Untergrund vorhandene CKW in Phase (DNAPL). Aufgrund der Komplexität des Untergrundes im Bereich der Deponie Feldreben und des Alters der Belastungen ist es gut möglich, dass sich Pools mit CKW in Phase nur sehr lokal und/oder in geringem Umfang oder auch in grösserer Tiefe im geklüfteten Muschelkalk befinden. Mit Hilfe von auf dieses Problem ausgerichteten Detailuntersuchungen könnte diese für den Verlauf des Schadstoffaustrages wichtige Frage geklärt werden.

1 Auftrag

Der Kanton Basel-Landschaft untersucht seit einigen Jahren im Zusammenhang mit der Deponie-Problematik das Grundwasser im Hardwald (Muttenz BL) und dessen Umgebung.

In den Jahren 2009 und 2010 wurden die Untersuchungen im Raume Muttenz weiter geführt. Mit 9 Bohrungen bis an die Basis des Muschelkalk-Grundwasserleiters, die drei unterschiedliche Grundwasser-Niveaus erfassen, wurde das Messnetz erweitert. Die entsprechenden Feststoffproben und hydrogeologische Messungen wurden bereits ausgewertet. Während der Pumpversuche wurden 27 Wasserproben entnommen und umfassend analysiert. Im Mai 2010 wurde der Abstrom der Deponie Feldreben beprobt und umfassend analysiert (VOC, GC/MS-Screenings, Geochemie, Schwermetalle, Barbiturate, Pflanzenschutzmittel, etc). Mit VOC (volatile organic compound) werden leicht flüchtige organische Kohlenwasserstoffe mit einem Siedepunkt zwischen ca. 50 und 250°C bezeichnet.

Diese Feststoffdaten und die Grundwasserqualitätsdaten sollen ausgewertet werden.

1. Dabei ist zu prüfen, ob die neuen Resultate in das bisherige Konzept des Schadstofftransportes und der Modellierung im Hardwald passen, und das bisherige Bild bestätigt wird oder ob neue Erkenntnisse und damit Anpassungen des konzeptionellen Modells notwendig sind.
2. Neben diesen neuen Daten sollen ebenfalls ältere Untersuchungen zu Atrazin und anderen Pflanzenschutzmitteln (PSM) ausgewertet und beurteilt werden. Anhand dieser bisher nicht umfassend ausgewerteten Datengrundlagen soll ebenfalls die Gesamtsituation bezüglich der Schadstoffbelastungen und –Transporte im Grundwasser des Hardwaldes eingeschätzt werden.

Am 25. Juni 2010 wurden wir vom AUE Basel-Landschaft mit der Ausführung obiger Arbeiten beauftragt. Der vorliegende Bericht enthält die Auswertung und Interpretation der neuen Daten aus dem Bereich Feldreben (1.). Die Auswertung der Pflanzenschutzmittel erfolgte in einem separaten Bericht.

Folgende Fragen stehen bei der Auswertung der neuen Daten 2009/2010 im Vordergrund:

1. In welcher geologischen Formation wurden die meisten Schadstoffe gefunden (bezogen auf die neuen Bohrungen)?

2. Gibt es Unterschiede in der stofflichen Belastung von Grundwasser aus dem Lockergestein und dem Hauptmuschelkalk?
3. Die ausgewerteten Daten sollen im Kontext unserer beiden früheren Berichte von 2008 [69] und 2009 [70] interpretiert werden. Ergeben sich aufgrund der neuen Daten neue Erkenntnisse?
4. Woher stammen die im Festgestein gefundenen Schadstoffe? Sind sie eine Folge der DNAPL Problematik?
5. Können Veränderungen in der Konzentration einzelner Stoffe gegenüber früheren Untersuchungen festgestellt werden?
6. Gibt es neue Leitparameter, resp. Leitstoffgruppen? Müssen andere Parameter und Stoffgruppen als bisher überwacht werden?
7. Aus dem Bericht 2009 ist klar, dass die Remobilisierung von früher, also vor 1958 abgelagerten Schadstoffen zentral für die gefundenen Schadstoffe ist. Wie gross sind die Remobilisierungskoeffizienten, die sich aus den Resultaten (Feststoff und Grundwasser) ergeben? Sind diese Koeffizienten vergleichbar mit Literaturdaten? Mit welchen Auswaschungszeiträumen ist zu rechnen, wenn heute kein Eintrag mehr stattfindet?

2 Ausgangssituation

Die hydrogeologischen Verhältnisse im Hardwald sind in unseren Berichten [69], [71] und [72] dargestellt sowie im Bericht zum Grundwassermodell der Universität Basel [63]. Die wesentlichen Elemente werden folgend kurz erläutern:

Die natürlichen Grundwasserverhältnisse im Hardwald wurden in den 50er Jahren durch die Grundwassernutzung der Hardwasser AG und die Rheinwasserinfiltration ab 1958 wesentlich beeinflusst und verändert.

Um 1950 floss das Grundwasser mit flachem Gefälle generell von Süden nach Norden, nur nahe des Rheins gegen Nordwesten und zum angrenzenden Birstal hin gegen Nordosten (Abbildung 1).

Durch den Pumpbetrieb der Hardwasser AG ab etwa 1958 (Probebetrieb ab 1951) änderte sich die Fliessrichtung (Abbildung 2). Südlich der heutigen Kantonsstras-

se war sie gegen Nordwesten gerichtet, nördlich davon gegen Südwesten bis Süden. Das Gefälle war immer noch gering

Durch die Infiltration von Rheinwasser durch die Hardwasser AG hat sich im zentralen Hardwald ein „Grundwasserberg“ gebildet. Der Grundwasserspiegel liegt hier einige Meter höher als vor Beginn der künstlichen Infiltration, etwa auf 260 m ü.M. In den Randbereichen im Nordwesten bis Nordosten liegt dieser bei etwa 251 - 254 m ü.M. und im Süden – im Dorfbereich von Muttenz - bei etwa 257 m ü.M. Das Grundwasser fliesst in alle Richtungen ab (Abbildung 3).

Diese historischen hydrogeologischen Veränderungen stellen einen wesentlichen Faktor bei der Interpretation der räumlichen Verteilung der im Hardwald vorhandenen Schadstoffe dar.

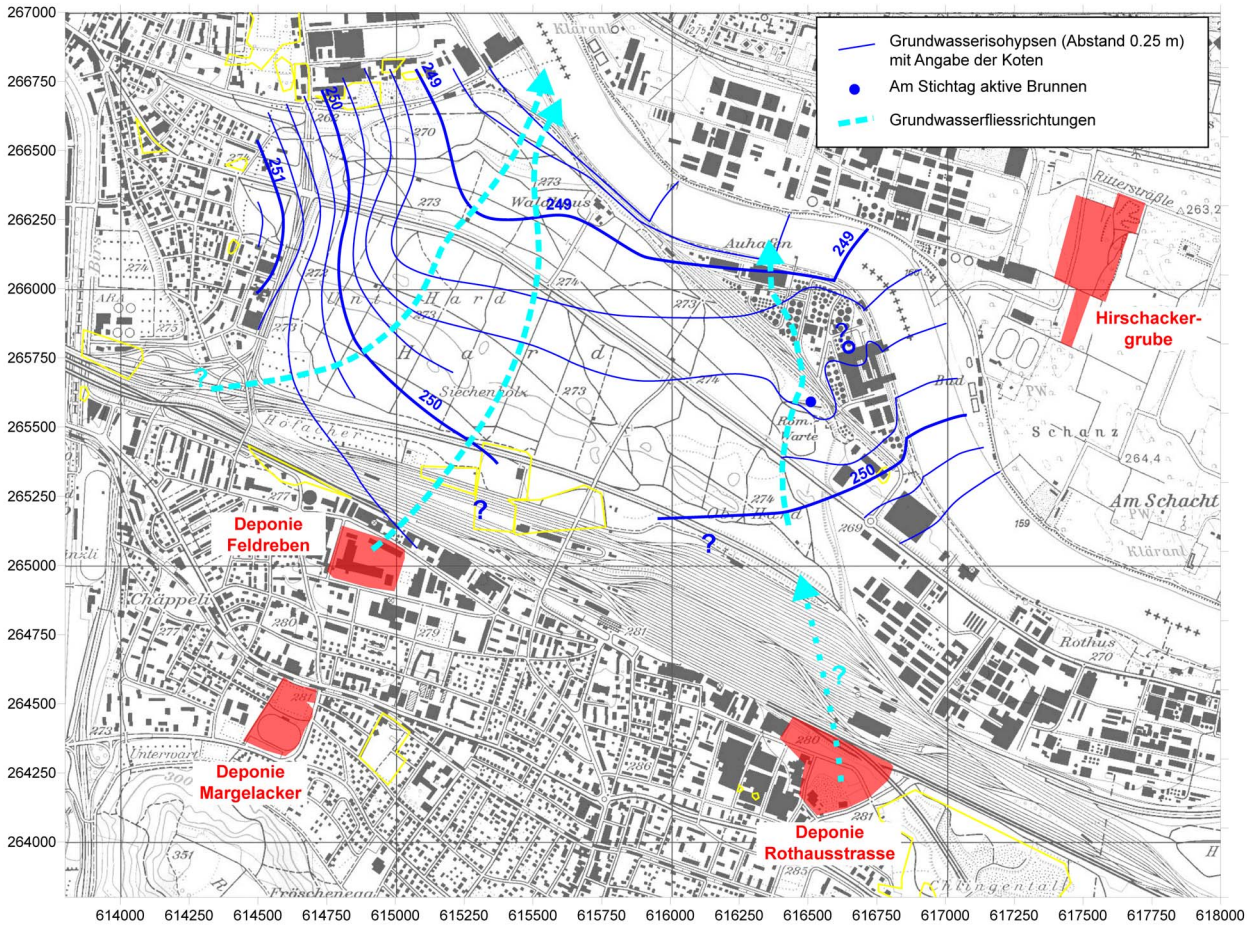

Abbildung 1: Grundwasserisohypsen am 30.03.1953 mit daraus abgeleiteten Grundwasserfliessrichtungen. Die Darstellung basiert auf einer Kartendarstellung des „Generellen Projektes der Arbeitsgemeinschaft für die Projektierung der Trinkwassergewinnung Hard“, März 1954. Abbildung aus [70].

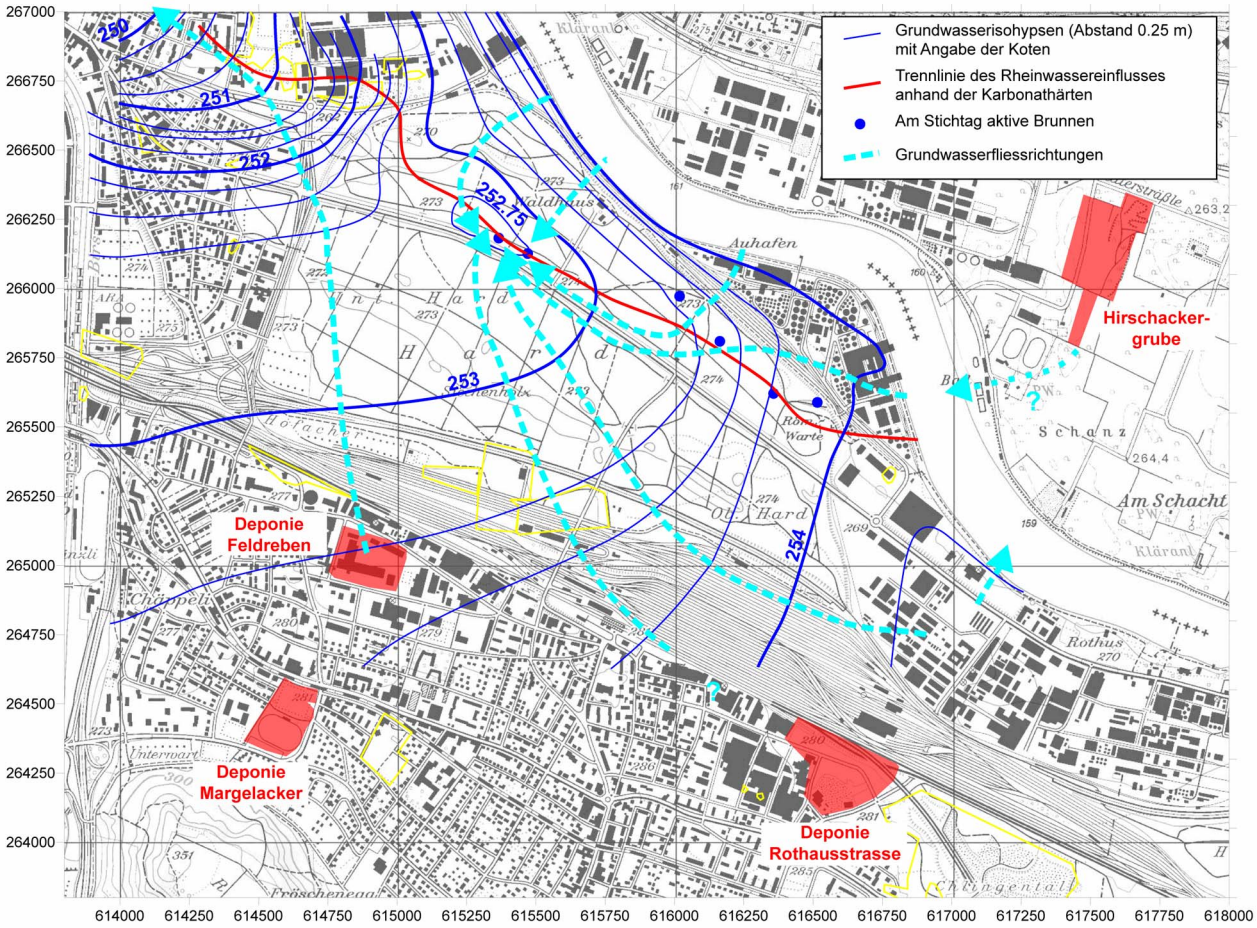

Abbildung 2: Grundwasserisohypsen am 04.11.1957 mit daraus abgeleiteten Grundwasserfliessrichtungen. Die Darstellung basiert auf einer Kartendarstellung der Hardwasser AG vom 15.01.1958. Es waren zu diesem Zeitpunkt folgende Brunnen in Betrieb: A.12, A.14, A.25, A.26, A.29, PW Auweg (6401, 6404, 6113). Abbildung aus [70].

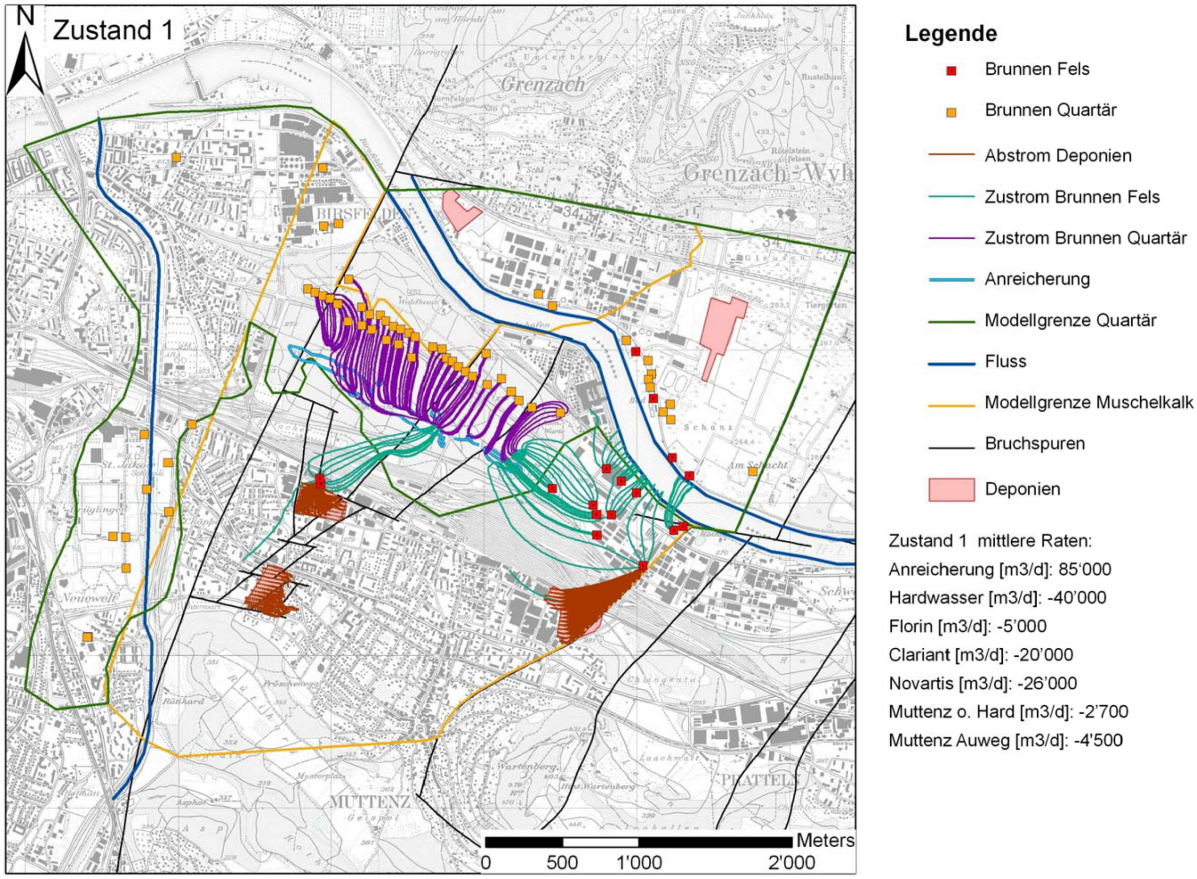

Abbildung 3: Grundwasserfliessrichtungen bei mittleren Infiltrationsraten der Hardwasser AG und mittleren Pumpraten der Brunnen der Hardwasser AG, PW Auweg, PW Obere Hard, Florin-Brunnen und Brunnen in Schweizerhalle. Darstellung aus Grundwassermodell der Universität Basel [63].

3 Datengrundlagen

Zur Auswertung der Daten und Beantwortung der oben genannten Fragen standen uns folgende neue Unterlagen zur Verfügung:

1. Grundwasseranalysen 2009-2010 im Raum Muttenz, Einzelstoffbestimmungen (GWDatenMutten_Einzelstoff.xls, 06.06.2010) [48].
2. Grundwasseranalysen 2009-2010 im Raum Muttenz, Screenings (GWDatenMutten_Screening.xls, 06.07.2010) [49].

3. Analysenresultate der Feststoffproben aus den Sondierbohrungen SB1 bis 9 (Feststoffproben.xls, 30.07.2010) [50].
4. Koordinaten der beprobten Grundwassermessstellen inkl. der neuen Sondierbohrungen (Probenahmestellen_DeponienMuttenz.xls, 06.07.2010) [51].
5. Geotechnisches Institut (2010): Errichtung von Grundwassermessstellen 2009-2010. Geologisch-hydrogeologischer Bericht. –, Bericht-Nr. 51.1476, 23.08.2010. Darin enthalten sind u.a. Berichte zur Bohrlochgeophysik (Solexperts AG), Pumptests (HydroTest Karch) [52].

4 Datenauswertung

4.1 Räumliche Verbreitung der neuen Analysenresultate

Zwischen dem 17.02.2010 und 20.05.2010 wurden in bestehenden Grundwassermessstellen, Pumpwerken und in den neuen Sondierbohrungen SB1 bis SB9 Grundwasserproben entnommen. Diese wurden unter anderem mittels GC-MS (*purge & trap*) [48] und Screening [49] auf VOC untersucht. Die räumliche Verteilung der entsprechenden Stoffe ist in den Beilagen 1 bis 17 auf Karten dargestellt. Es wurden nur diejenigen Schadstoffe für die Darstellung ausgewählt, die in den Einzelstoffbestimmungen mehr als 4 positive Nachweise zeigen.

Zusätzlich zu den in den Beilagen 1 bis 17 dargestellten Schadstoffen lagen in den in Tabelle 1 aufgelisteten Grundwassermessstellen 2 bis 4 Nachweise in den Einzelstoffanalysen vor. Isomere der Dichloraniline wurden insgesamt 7-mal in 2 verschiedenen Messstellen nachgewiesen, diese Daten sind der Beilage 17 (Summe Isomere) dargestellt.

Tabelle 1: Stoffe mit 2 bis 4 positiven Nachweisen (purge & trap) [48], nicht dargestellt in den Beilagen.

Stoff	Anzahl Nachweise	Höchster Wert	Zweithöchster Wert
Bromoform	2	J.96-o: 0.122 µg/l;	J.96-m: 0.070 µg/l
Dibromchlormethan	2	J.96-o: 0.153 µg/l;	J.96-m: 0.081 µg/l
Dichlorbenzamid, 2,6-	2	P.37: 0.080 µg/l;	E.25: 0.040 µg/l
Dichlorpropan, 1,3-	2	J.96-o:0.051 µg/l;	J.97-o: 0.050 µg/l

F8 (21.P.65) weist in den Einzelstoffbestimmungen eine besonders hohe Anzahl von 22 positiven Nachweise bei den *purge & trap*-Analysen auf, darunter ein erhöhter Wert von n,n-Dichloranilin (4.42 µg/l).

Die Konzentrationsangaben der Screenings sind generell weniger belastbar als die der Einzelstoffanalysen. Dort, wo nur Screening-Analysen vorhanden sind, wurden diese in den Beilagen 2 bis 17 zusammen mit den Einzelstoffbestimmungen dargestellt.

Hexachlorbutadien (HCBD) wurde in den meisten Messstellen und Brunnen der Hardwasser AG im Hardwald und Umgebung nachgewiesen (Beilage 2). Die höchsten Konzentrationen fanden sich bei den Einzelstoffbestimmungen eindeutig in der Deponie Feldreben (F-06/03: 1.122 µg/l). Ausserhalb der Deponie überschreiten die HCBD-Werte nur in J.96-tief sowie in J-97 Mitte und tief den Wert von 0.02 µg/l. Südlich und westlich der Deponie Feldreben wurde mit Ausnahme von C.236 kein HCBD nachgewiesen, wie auch in J.102 (SB 2) im Hardwald nördlich von Feldreben. In den Sondierbohrungen J.101 (SB 1), J.103 (SB 3) und J.104 (SB 4) des AUE wurde in den oberen Intervallen ebenfalls jeweils kein HCBD nachgewiesen.

Die Ergebnisse der Screenings wurden aus Einzelstoffnachweisen übernommen und zeigen eine recht gleichmässige Verteilung von HCBD im Hardwald mit Werten zwischen 0.02 und 0.05 µg/l im Westen und nördlich der Kantonsstrasse. Da diese Konzentrationen tendenziell höher sind als bei den generell zuverlässigeren Einzelstoffbestimmungen in benachbarten Messstellen, wird vermutet, dass die Screenings bei HCBD eher zu hohe Werte angeben.

Pentachlorbutadien (PCBD) wurde nur in F-06/03 (0.054 µg/l) sowie mit <0.020 µg/l in den unteren Intervallen von J.96 (tief), J.97 (Mitte und tief) und J.101 nachgewiesen (Beilage 3). Die Screenings zeigen im Norden des Hardwaldes vier Nachweise mit <0.020 µg/l, in C.18 beträgt die PCBD-Konzentration 0.029 µg/l.

Tetrachlorbutadien (TeCBD) findet sich am Nordrand der Deponie Feldreben sowie nördlich davon im Westen des Hardwaldes mit weniger als 0.05 µg/l (Beilage 4). In SB J.101, 102, 103 und 104 ist eine leichte Zunahme von TeCBD mit der Tiefe festzustellen. Westlich und südlich von Feldreben sowie in J.100 wurde kein TeCBD nachgewiesen (Einzelstoff & Screenings), wiederum mit Ausnahme von C.236. Die höchsten TeCBD-Konzentrationen in den Einzelstoffbestimmungen fanden sich in den unteren Intervallen von J.96 (0.165 µg/l) und J.97 (0.161 µg/l), auch hier ist eine Konzentrationszunahme mit der Tiefe zu beobachten. Die Messstellen J.98 und J.99 am Westrand von Schweizerhalle weisen zwischen 0.027 und 0.063 µg/l TeCBD auf Eine Zunahme mit der Tiefe ist hier nicht festzustellen.

Die Screenings zeigen einerseits kein TeCBD in den Brunnen der Hardwasser AG, andererseits TeCBD-Konzentrationen über 0.05 µg/l entlang des Nordrandes des Hardwaldes. C.18 und P.55 (Auhafen) zeigen dort die höchsten TeCBD-Werte von 0.1 µg/l.

Die höchsten **Tetrachlorethen**-Konzentrationen finden sich im Bereich Feldreben mit bis zu 51.2 µg/l (F3.2.h). F-06/01, F-06/03, F1, F2h und F2t, F3.1.t, und F6 weisen Werte von >10 µg/l auf (Beilage 5). Westlich von Feldreben finden sich in F7, F11 und J.89 >2 µg/l im Grundwasser. In allen Intervallen der neuen Sondierbohrungen wurde Tetrachlorethen nachgewiesen. In J.100, 102, 103 und 104 waren diese kleiner als 0.5 µg/l. In J.101 betrugen sie zwischen 0.82 µg/l (oben) und 1.51 µg/l (tief). J.96 und 97 wiesen Tetrachlorethen-Gehalte zwischen 0.40 und 1.03 µg/l auf, ohne Relation mit der Tiefe. In J.98 wurden die höchsten Konzentrationen im oberen Intervall nachgewiesen (1.90 µg/l, tief: 0.74 µg/l), in J.99 ist wiederum eine klare Zunahme mit der Tiefe bis auf 2.06 µg/l zu verzeichnen.

In den Screenings wurde in den nicht durch Einzelstoffbestimmungen schon abgedeckten Messstellen kein Tetrachlorethen nachgewiesen. Der Vergleich mit Messwerten der Einzelstoffbestimmungen aus benachbarten Messstellen zeigt, dass die Resultate der Einzelstoffbestimmungen meist deutlich (eine Grössenordnung und mehr) höher waren als die Messergebnisse der Screenings. Gemäss Auskunft des Kantonalen Labors sind die Messwerte der Screenings tendenziell tiefer als die der Einzelstoffbestimmungen. Bei der Interpretation der räumlichen Verteilung von Tetrachlorethen ist dies zu berücksichtigen.

Die Verteilung von **Trichlorethen** ist der von Tetrachlorethen ähnlich, jedoch mit geringeren Konzentrationen (Beilage 6). Der Maximalwert wurde mit 25.1 µg/l. in F8 gemessen. Der zweithöchste Wert betrug 5.7 µg/l in F-06/03. In J.100 und J.102 wurde Trichlorethen nicht nachgewiesen, ebenso nicht in den oberen Intervallen von J.103, J.104 und J.97. Für die Screenings gilt das Gleiche wie für Tetrachlorethen.

Dichlorethen wurde nur im Bereich Feldreben nachgewiesen (Beilage 7). Der mit 3.7 µg/l höchste Wert (jeweils Summe der Isomere 1,1- / cis-1,2 / trans-1,2-Dichlorethen) wurde in F.3.2.h nachwiesen, in F-06/01, F-06/03 und F8 fanden sich Konzentrationen ≥2 µg/l. Die Screenings enthalten keine Daten zu Dichlorethen.

Hexachlorethan wurde ebenfalls nur in Feldreben im zentralen Bereich sowie am Nord- und Nordwestrand nachgewiesen (Beilage 8). Die höchste Konzentration fand sich in F-06/03 mit 55 µg/l. In F-06/01 und E.3 (Florinbrunnen 1) war diese mit 5.5 resp. 8.1 µg/l deutlich niedriger. In den Screenings wurde kein Hexachlorethan gefunden.

Tetrachlorethan (Beilage 9) wurde in Feldreben in 6 Messstellen nachgewiesen (Maximum in F3.2.h: 1.4 µg/l). In J.96 Mitte betrug dessen Konzentration 0.057 µg/l, in J.98 oben 0.056 µg/l. Bei J.99 wurde in allen 3 Intervallen Tetrachlorethan nachgewiesen; im oberen lag der Wert mit 0.100 µg/l am höchsten. Ansonsten fand es sich in keiner anderen Messstelle (einschliesslich Ergebnisse des Screenings).

1,1,1-Trichlorethan fand sich am Westrand der Deponie Feldreben (F1, F6), westlich (F11, J.100 tief, J.89) und nordwestlich davon (J.101 tief) sowie in F3.1.t in Konzentrationen <0.3 µg/l (Beilage 10). Deutlich höhere Werte wurden in J.98 oben (1.15 µg/l, Abnahme mit Tiefe) und J.99 oben (0.42 µg/l, Abnahme mit Tiefe) gemessen. Ansonsten fand es sich in keiner anderen Messstelle (einschliesslich Ergebnisse des Screenings).

1,1,2-Trichlorethan ist im Vergleich mit 1,1,1-Trichlorethan deutlich weniger weit und in meist geringeren Konzentrationen verbreitet (Beilage 11). Es fand sich in 4 Messstellen bei Feldreben; die höchste Konzentration trat bei F3.2.h mit 0.31 µg/l auf. Nur in F3.1.t wurden beide Isomere mit jeweils <0.1 µg/l nachgewiesen.

Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff) fand sich im Bereich Feldreben nur in F-06/01 mit relativ geringer Konzentration von 0.117 µg/l (Beilage 12). In J.98 oben wurden 0.530 µg/l gemessen, mit der Tiefe nimmt diese deutlich ab. In J.99 war die Tetrachlormethan-Konzentration im mittleren Intervall mit 0.293 µg/l am grössten.

Trichlormethan (Chloroform) ist im Hardwald und Umgebung weiter verbreitet (Beilage 13): Die höchsten Konzentration wurden im Bereich Feldreben (Maximum: F3.1.t: gemessen: 3.7 µg/l). Werte zwischen 0.3 und <2 µg/l fanden sich im Zentrum und im südwestlichen Bereich sowie im F3.2.t. In Konzentrationen zwischen 0.05 und 0.2 µg/l wurde es nördlich von Feldreben in J.101 oben und tief, J.103 und J.4 (jeweils tief) nachgewiesen, weiterhin östlich von Feldreben in C.244, J.96 und J.97 (ausser J.96 tief) sowie in J.98 und J.99. Die Screenings enthalten keine Daten zu Trichlormethan.

Toluol wurde nur in den neuen Sondierbohrungen mit Ausnahme von J.104 nachgewiesen (Beilage 14). Die höchste Konzentration fand sich in J.100 oben mit 1.54 µg/l. J.101 zeigt mit der Tiefe eine Zunahme von Toluol bis 0.048 µg/l, während in der benachbarten Sondierbohrung J.102 die Toluol-Konzentration von 0.018 µg/l oben mit der Tiefe abnimmt. J.103 wies Toluol-Werte zwischen 0.2 und 0.5 µg/l auf, bei J.96 liegen diese zwischen 0.3 und 1 µg/l, bei J.97 zwischen 0.05 und 0.3 µg/l. In den Sondierbohrungen J.98 und J.99 liegen diese zwischen 0.05 und 1 µg/l. Im Bereich Feldreben war kein Toluol zu verzeichnen.

MTBE (tert-Butylmethylether) wurde am Westrand von Feldreben in 3 Messstellen mit Konzentrationen von maximal 0.55 µg/l (F2.2.h) nachgewiesen (Beilage 15). Ein Nachweis von 0.0255 µg/l in F8 wurde nicht dargestellt, weil er unter der angegebenen Bestimmungsgrenze von 0.05 µg/l lag. In J.100 tief und J.102 Mitte wurde ebenfalls MTBE mit <0.1 µg/l nachgewiesen.

n-Chloraniline wurden nur in F8 mit insgesamt 0.37 µg/l nachgewiesen (Beilage 16). **n,n-Dichloraniline** wurden in F-06/03 (0.14 µg/l) sowie in F8 (4.42 µg/l) nachgewiesen. 2,5-Dichloranilin war jeweils das vorwiegend vorhandene Isomer. (Beilage 17)

4.2 Vertikale Verteilung (Daten neue Sondierbohrungen)

Die vertikale Verteilung der VOC ist in den Beilagen 18, 19 sowie 20 jeweils für die Grundwasser- und Feststoffanalysen dargestellt. Zu beachten sind dabei die Bestimmungsgrenzen (BG), welche in den einzelnen Diagrammen der Beilagen 18 bis 20 dargestellt sind: Diese liegen bei den Feststoffproben bei 0.5 µg/kg, im Grundwasser betragen diese bei den meisten VOC 0.05 µg/l. Für die einzelnen Isomere der chlorierten Butadiene liegt die BG bei 0.005 µg/l.

In den Tabelle 7 bis Tabelle 15 im Anhang 2 sind die Trends der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser mit der Tiefe dargestellt. Das entsprechende Bild ist nicht eindeutig: Bei HCBD, TeCBD und Tetrachlorethen tritt häufiger eine Konzentrationszunahme mit der Tiefe auf. Bei Toluol kann eher eine Abnahme der Konzentrationen mit der Tiefe beobachtet werden. In J.104 ist die Tendenz zur Zunahme der VOC-Konzentrationen mit der Tiefe am deutlichsten zu erkennen (HCBD, TeCBD, Tetrachlorethen, Trichlorethen).

Die VOC-Konzentrationen in den Feststoffanalysen schwanken stark und lassen keinen klaren Zusammenhang mit der Entnahmetiefe resp. der Geologie erkennen Beilagen 18 und 19). In SB J.101 bis J.104 treten aber vereinzelt relativ hohe VOC-Feststoffkonzentrationen in grösseren Tiefen auf, insbesondere von Trichlorethen. HCBD trat in J.98, J.101, J.102 auf, PCBD in J.97; TeCBD in J.97, J.101, J.102, J.103 und J.104. Relativ hohe Tetrachlorethen- und Trichlorethen-Konzentrationen (>1 µg/kg) im Feststoff finden sich vorwiegend in J.101, J.102 (Tetrachlorethen >4 µg/kg), J.103 (Trichlorethen 4 µg/kg) und J.104.

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen VOC-Konzentrationen im Feststoff und Geologie/Lithologie/hydraulische Durchlässigkeit ist weder für die Grundwasseranalysen noch für die Feststoffanalysen erkennbar.

4.3 Vergleich mit Resultaten früherer Kampagnen

Die neuen Grundwasserdaten 2010 wurden mit den Mittelwerten von 2004-Anfang 2009 [70] verglichen. Es wurden die Konzentrationen im Grundwasser derjenigen Stoffe verglichen, für die ausreichende Daten vorlagen. Das bedeutet unter anderem, dass nur solche Stoffe ausgewählt wurden, bei denen an mehreren Probenahmestellen positive Befunde vorlagen. Da die Probenahmekampagne 2010 vor allem im Bereich Feldreben und in den neuen Sondierbohrungen des AUE durchgeführt wurde, liegen für den Vergleich fast nur Daten aus dem Bereich Feldreben vor. Die Analysenergebnisse der Screenings sind bezüglich der Konzentrationen wenig belastbar, sie wurden daher nicht zum Vergleich herangezogen.

In Tabelle 2 sind die Konzentrationsänderungen vom Mittelwert 2004-Anfang 2009 [70] zu den Messungen 2009/2010 aufgelistet. Insgesamt ist bei diesem Vergleich eine eindeutige Tendenz zur Abnahme der Schadstoffkonzentrationen festzustellen: Von allen Messergebnissen in Tabelle 2 mit auswertbaren Daten (d.h. ohne "keine Daten" und "kein Nachweis 2004-Anfang 2009 resp. 2009/2010") zeigen

- 69% der Messwerte eine Konzentrationsabnahme (=im Frühjahr 2010 unter 80% des Mittelwertes 2004-Anfang 2009 sowie alle 2010 im Gegensatz zu 2004-Anfang 2009 nicht mehr nachgewiesenen Stoffe),
- 13% der Messwerte liegen 2010 im Bereich des Mittelwertes (=zwischen 80 und 120%) 2004-Anfang 2009.
- 19% der Messwerte zeigen einen Anstieg der Schadstoffkonzentrationen (=2010 über 120% des Mittelwertes 2004-Anfang 2009 sowie alle 2010 im Gegensatz zu 2004-Anfang 2009 nachgewiesenen Stoffe).

Eindeutig abgenommen haben vor allem die Konzentrationen der chlorierten Ethene sowie von Chloroform. Bei den übrigen in Tabelle 2 aufgelisteten Stoffen ist ein solcher Trend entweder

1. weniger deutlich (Hexchlorethan),
2. es liegen zu wenige Messergebnisse für eine verlässliche Aussage vor (PCBD), oder

3. an einigen Messstellen sind vereinzelt teils deutliche Zunahmen der Schadstoffe zu verzeichnen (HCBD, Tetrachlorethan, Trichlorethan, MTBE, n-Chloranilin und n,n-Dichloranilin: Zunahme um Faktor 2 bis 4 in F8).

In den Messstellen F3.1.t ist eine leichte Zunahme von Tetrachlorethen (120%) sowie eine deutliche Zunahme von Tetrachlorethan (auf 205% des Mittelwertes 2004-Anfang 2009) und Trichlorethan (583% für die Summe der Isomere) festzustellen; während in F8 die deutliche Zunahme von Chloranilin (251%) und von Dichchloranilin (366%) auffällig ist. F10 zeigt eine deutliche Zunahme von Tetrachlorethen (261%), in F6 liegt eine Zunahme von MTBE (461%) vor.

In folgenden Messstellen haben die Schadstoffkonzentrationen ausschliesslich abgenommen: E.25, P.3.h, F-06/01, F1, F11, F4.h und F4.t, F5P5, F7, C.244. Diese Befunde sind in Abbildung 4 schematisch dargestellt

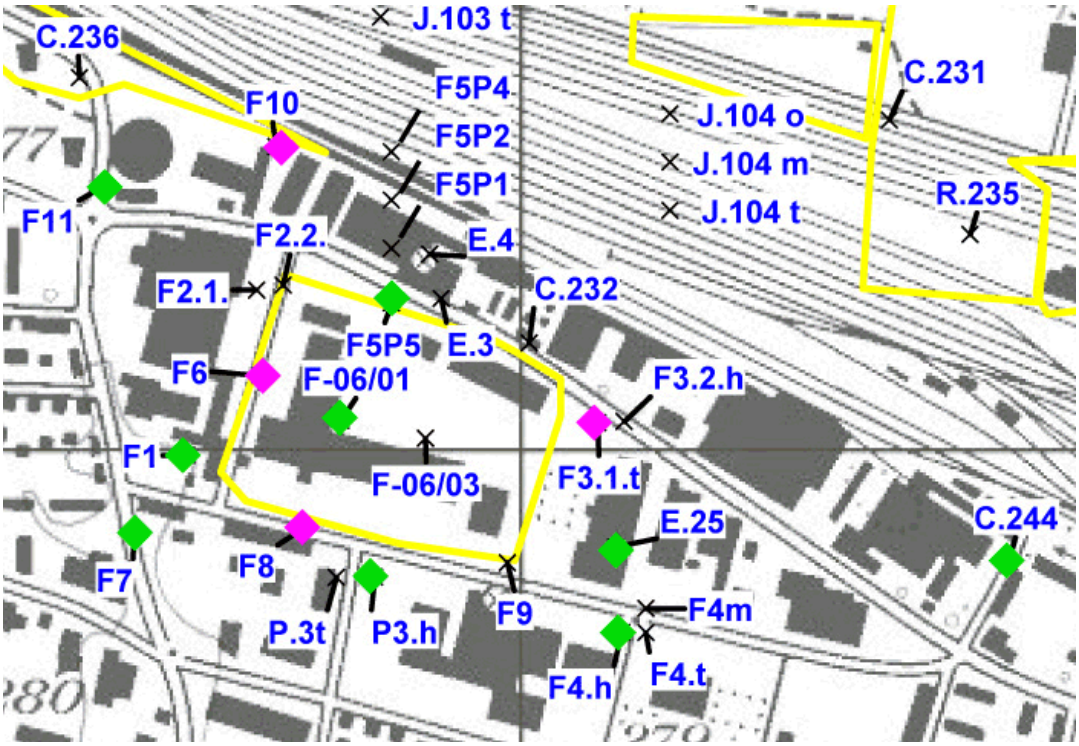

Abbildung 4: Vergleich der Schadstoffkonzentrationen 2009/2010 mit den Mittelwerten 2004-Anfang 2009. ◆: tendenzielle bis (vereinzelt) deutliche Zunahme der Schadstoffkonzentrationen; ◆: ausschliesslich Abnahme der Schadstoffkonzentrationen.

Bei den Konzentrationsänderungen sind keine eindeutigen Unterschiede zu verzeichnen. Das heisst, dass es keine zusammenhängenden Bereiche gibt, in denen sich Schadstoffkonzentrationen deutlicher ändern als im allgemeinen Trend.

Gebiet	Bezeichnung	Y	X	HCBD	Summe Isomere PCBD	Summe Isomere TeCBD	Tetrachlor-ethen	Trichlor-ethen	Summe Dichlor-ethen	Hexachlor-ethan	Summe Isomere Tetrachlor-ethan	Trichlor-ethan, 1,1,2-	Trichlor-ethan, 1,1,1-	Summe Isomere Trichlor-ethan	Chloro-form	Toluol	MTBE	Summe n-Chloranilin	Summe n,n-Dichlor-aninilin
Feldreben	21.C.232	615008	265087				79	29	n.n.	122	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	p2010	n.n.			
Feldreben	21.C.236	614635	265307	p2010	n.n.	132	55	p2004-2009	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	p2004-2009	p2004-2009	0	n.n.	n.n.		
Feldreben	21.E.3	614935	265124	100	n.n.	38	37	21	52	37	51	n.n.	n.n.	n.n.	39	n.n.	n.n.	p2004-2009	p2004-2009
Feldreben	21.E.25	615080	264918	n.n.	n.n.	n.n.	62	45	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	70	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Feldreben	21.P3.h	614880	264893	n.n.	n.n.	n.n.	70	p2004-2009	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	p2004-2009	n.n.	n.n.	p2004-2009	n.n.
Feldreben	F-06/01	614852	265023	21	p2004-2009	p2004-2009	34	20	14	29	23	p2004-2009	n.n.	p2004-2009	37		n.n.		
Feldreben	F1	614724	264994	n.n.	n.n.	n.n.	76	43	p2004-2009	n.n.	p2004-2009	n.n.	41	41	61	n.n.	n.n.		
Feldreben	F10	614798	265250	n.n.	n.n.	n.n.	261	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0	n.n.	n.n.		
Feldreben	F11	614655	265217	n.n.	n.n.	p2004-2009	71	p2004-2009	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	65	65	0	n.n.	n.n.		
Feldreben	F2.2.	614804	265135	131	n.n.	n.n.	59	47	53	62	p2004-2009	n.n.	n.n.	n.n.	47	n.n.	24	p2004-2009	n.n.
Feldreben	F2.1.	614782	265131	160	n.n.	n.n.	62	52	62	146	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	43	n.n.	41	n.n.	n.n.
Feldreben	F3.2.h	615087	265022	100	n.n.	n.n.	95	52	113	n.n.	178	69	n.n.	69	113	n.n.	n.n.	p2004-2009	p2004-2009
Feldreben	F3.1.t	615065	265021	n.n.	n.n.	42	120	60	88	n.n.	205	596	567	583	112	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Feldreben	F4.h	615085	264847	n.n.	n.n.	n.n.	47	p2004-2009	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	p2004-2009	n.n.	n.n.		
Feldreben	F4.t	615105	264847	n.n.	n.n.	n.n.	27	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0	n.n.	n.n.		
Feldreben	F5P5	614894	265120	78	n.n.	40	4	6	6	3	p2004-2009	n.n.	n.n.	n.n.	16	p2004-2009	n.n.		
Feldreben	F6	614785	265060	92	n.n.	39	93	71	135	107	n.n.	n.n.	p2010	p2010	113	n.n.	461	n.n.	p2004-2009
Feldreben	F7	614680	264930	n.n.	n.n.	n.n.	84	63	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0	n.n.	n.n.		
Feldreben	F8	614820	264933				81	40	72	n.n.	p2010	27	n.n.	27	44	n.n.		251	366
Muttenz Bhf	21.C.244	615406	264906				91	64	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.				n.n.
Muttenz West	21.A.101	613935	265265	n.n.	n.n.	n.n.	104	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.
Muttenz West	21.J.089	614365	264925	n.n.	n.n.	n.n.	82	n.n.	n.n.	p2004-2009	n.n.		153	153	n.n.		n.n.		

Legende	
p2004-2009	Mittelwert 2004-2009 >0, 2010 nicht nachgewesen
p2010	2004-2009 nicht nachgewiesen, 2010 nachgewiesen
	keine Daten
n.n.	kein Nachweis 2004-2009 und 2010
251	Zunahme: Konzentration 2010 >120% der Konzentration Mittelwert 2004-2009
92	Kaum Veränderung: Konzentration 2010 zwischen 80 und 120% der Konzentration Mittelwert 2004-2009
78	Abnahme: Konzentration 2010 <80% der Konzentration Mittelwert 2004-2009

Tabelle 2: Konzentration der Schadstoffe 2010 im Vergleich mit den Schadstoffkonzentrationen 2004-Anfang 2009 (Angaben in Prozent; Mittelwerte aller jeweils vorhandenen Daten; chlorierte Butadiene erst ab DEZ 2007). Siehe Text für weitere Erläuterungen.

4.4 Sorption / Desorption von VOC

Die Konzentrationen einiger VOC im Grundwasser werden folgend mit jenen im Feststoff verglichen. Dies ermöglicht Aussage darüber, ob die heute zu beobachtende Belastung im Grundwasser aus dem Feststoff stammt oder umgekehrt heute noch ein Eintrag aus dem Grundwasser in den Feststoff stattfindet.

4.4.1 Grundlagen

Die in der Wasserphase gelösten Stoffe stehen über Sorptionsprozesse in Wechselwirkung mit der Feststoffphase (=Grundwasserleiter). Adsorption (Anlagerung an Grenzfläche des Feststoffes) resp. Absorption (Einlagerung in das Volumen eines Feststoffes, z.B. in organisches Material im Gestein) und Desorption (umgekehrter Vorgang) sind von verschiedenen Bedingungen abhängig. Im einfachen, linearen Fall wird das Verhältnis zwischen dem an Feststoff adsorbierten Stoff-Anteil der flüssigen Phase (C_S) und dem unter Gleichgewichtsbedingungen im Wasser gelösten Stoff (C_{eq}) mit

Gl. 1 $$C_S = K_d C_{eq}$$

beschrieben. Der Faktor K_d gibt die lineare Sorptionsisotherme an. Falls diese nichtlinear ist, wird diese häufig mit der Freundlich Sorptionsisotherme beschrieben [114].

Da die Spannbreite der Konzentrationsunterschiede bei den Grundwasser- und Feststoffproben in den Sondierbohrungen im Hardwald relativ klein ist, wird vereinfachend davon ausgegangen, dass das Sorptions-Gleichgewicht in diesem Bereich linear ist.

Anhand der Grundwasseranalysen und der Feststoffanalysen kann abgeschätzt werden, ob sich die VOC im Gleichgewicht befinden. Die Feststoff/Wasser-Verteilung wird durch den Verteilungskoeffizienten K_{OC} beschrieben. Dieser gibt die Gleichgewichtsverteilung einer Substanz zwischen organischem Kohlenstoff in der Feststoffphase und Wasserphase an.

Gl. 2 $$K_{OC} = \frac{\textit{Gleichgewichtskonzentration in organischem Kohlenstoff}}{\textit{Gleichgewichtskonzentration in Wasserphase}} \quad [kg/l]$$

Unpolare oder nur gering polare (lipophile) CKW absorbieren vorwiegend an organischem Material. Der Anteil wird mit dem f_{OC} (bezogen auf Gesamtmasse, auch in

%) angegeben. Für f_{OC} ≥0.001 gilt, dass die VOC vor allem am organischen Material adsorbiert werden [110]. Bei geringerem Anteil organischen Materials nimmt die Bedeutung des anorganischen Materials (spezifische Oberfläche der Mineralien) als Sorbent zu, sodass die gesamte ab- resp. adsorbierte Masse unterschätzt werden kann.

Die f_{OC}-Werte liegen typischerweise zwischen 0.0001 und 0.005 [111]. In [110] wird für einen sandigen Aquifer für f_{OC} ein Wert von 0.0003 angegeben. Gemäss [113] ist der f_{OC} in Kalksteinen "wesentlich kleiner" als 0.005. f_{OC} ist ein sensitiver Wert, weil er über eine Grössenordnung schwanken kann und linear in die Gleichgewichtberechnung eingeht.

Adsorption und Desporption werden durch das oben dargestellte Gleichgewicht (Gl. 2) beschrieben und sind im Prinzip reversibel. Tatsächlich verlaufen diese Prozesse in Form einer Hystereseschleife: Die Absorption von gelösten hydrophoben resp. lipophilen Substanzen wie VOC in harten organischen Substanzen (=organisches Material im Gestein) sowie die Adsorption in mikroporösen Mineralen (nicht Kluft- oder Porenraum im Gestein) verlaufen schneller als die Desorptionsprozesse [117]. Es verbleibt oft ein praktisch nicht resorbierbarer Anteil der CKW im Feststoff, wie es in [120] unter anderem für Hexachlorbutadien nachgewiesen wurde. .

4.4.2 Daten aus den neuen Sondierbohrungen SB 1 bis SB 9

Gemäss Auftrag sollen die Remobilisierungskoeffizienten, die sich aus den Feststoffproben und den Grundwasserproben ergeben, mit Literaturdaten verglichen werden. Für eine bessere Anschaulichkeit wurde eine andere Darstellung dieses Vergleiches gewählt.

Die VOC-Konzentrationen der Feststoffproben aus den Sondierbohrungen SB 1 bis SB 9 (Bestimmungsgrenze: 0.5 µg/kg) werden mit den gemessenen VOC-Konzentrationen im Grundwasser (Bestimmungsgrenze für chlorierte Butadiene: 0.005 µg/l, übrige VOC: 0.05 µg/l) verglichen. Als maximaler vertikaler Abstand zwischen Tiefe der Feststoffprobe im Bohrprofil und Grundwasserprobe wurde 5 m festgelegt: Eine Feststoffprobe aus 35 m Tiefe wurde somit mit einer Grundwasserprobe verglichen, wenn ein Ende der Filterstrecke nicht weiter als 5 m entfernt lag (z.B. Filterstrecke 25-30 m u. OKT).

Da Messungen des Anteils organischen Materials an der gesamten Feststoffphase f_{OC} aus den Sondierbohrungen nicht vorliegen, wurde für alle Proben ein mittlerer Wert von f_{OC}=0.0002 angenommen. Es wird somit vorausgesetzt, dass der An-

teil organischen Materials in allen Feststoffproben gleich ist. Dieser Wert dürfte innerhalb einer Bohrung allerdings stark schwanken.

In Tabelle 3 sind die stoffspezifischen Verteilungskoeffizienten (K_{OC}-Werte) dargestellt. Je nach Literaturangabe unterscheiden sich diese deutlich, insbesondere für HCBD scheinen keine verlässlichen Angaben vorzuliegen.

In den Beilagen 21 und 22 werden die gemessenen VOC-Konzentrationen im Grundwasser mit dem aufgrund der gemessenen Feststoffkonzentrationen erwarteten Gleichgewichtskonzentrationen im Grundwasser verglichen. Ein Wert von 50% bedeutet, dass z.B. bei einem Feststoffgehalt von 0.7 µg/kg Tetrachlorethen (Beispiel J.101, Feststoffprobe bei 51.0 m) und einem f_{OC} von 0.0002 eine Gleichgewichtskonzentration von 2.16 µg/l erwartet würde. Die gemessene Tetrachlorethen-Konzentration beträgt mit 1.08 µg/l 50% dieses Wertes.

Tabelle 3: Literaturwerte von K_{OC} für einige VOC mit Angabe der Referenz.

Substanz	$K_{OC\ [l/kg]}$	Referenz
HCBD	25120 bis 158500	[119]
	200-260	[116]
	4677	[112]
	4365	[90]
TeCBD	keine Werte verfügbar	
Tetrachlorethen	374 / 269 / 302	[111] / [115] / [90]
Trichlorethen	185 / 98 / 151	[111] / [115] / [90]
1,2-Dichlorethen	38 (cis-) - 48 (trans-) / k.A. – 38 / 39	[111] / [115] / [90]
Trichlormethan	71 / 56 / 34	[111] / [115] / [90]

Diese Untersuchungen können wegen nicht vorhandener f_{OC}-Messwerte (s.o.) nur einen relativen Vergleich bezüglich der Verhältnisse in den einzelnen Sondierbohrungen liefern. In Tabelle 4 sind die Bandbreiten der Ergebnisse in den einzelnen Sondierbohrungen für Tetrachlorethen dargestellt. Die niedrigsten Werte finden sich klar in J.102 und J.104, d.h. im Bereich der Infiltrationsgräben im Hardwald resp. im Nordosten von Feldreben. Relativ geringe Werte von <25% liegen in J.100 WNW von Feldreben sowie in J.103 nördlich von Feldreben vor.

J.101 NW Feldreben am Westrand des Hardwaldes sowie J.96 und J.97 zeigen höhere Werte um 40 bis 50%, während sich das Grundwasser am SW-Rand von Schweizerhalle in J.98 und J.99 bezüglich Tetrachlorethen nahe dem Gleichgewicht mit dem Feststoff befindet.

Tabelle 4: Zusammenstellung der Ergebnisse des Vergleichs von gemessenen Tetrachlorethen-Konzentration im Grundwasser mit der Gleichgewichtskonzentration (K_{OC}=374; f_{OC}=0.0002). Rote Zahlen: "übersättigt". Detaillierte Darstellung in Tabelle 16 in Anhang 3.

Sondierbohrung	Minimum – arithmetisches **Mittel** – Maximum pro Bohrung [gemessene Tetrachlorethen-Konzentration im GW im Vergleich zur theoretischen, anhand der gemessenen Feststoffkonzentrationen berechneten Gleichgewichtskonzentration, in %]
J.100 (SB 5)	12 **14** 16
J.101(SB 1)	24 **48** 78
J.102 (SB 2)	1 **3** 5
J.103 (SB 3)	**23**
J.104 (SB 4)	**7**
J.96 (SB 6)	32 **48** 64
J.97 (SB 7)	27 **38** 48
J.98 (SB 8)	39 **79** 119
J.99 (SB 9)	61 **93** 124

Bei einem deutlich höher angesetzten f_{OC} von 0.001 wäre in 18 von 24 Fällen (75%) die im Grundwasser gemessene Tetrachlorethen-Konzentration immer noch kleiner als die Gleichgewichtskonzentration.

Diese Berechnungen wurden auch für HCBD durchgeführt. Allerdings lassen sich nur in 2 Abschnitten der Sondierbohrungen Feststoff- und Grundwasserdaten miteinander vergleichen (Tabelle 5).

Tabelle 5: Zusammenstellung des Vergleichs von gemessenen HCBD-Konzentration im Grundwasser mit der Gleichgewichtskonzentration bei verschiedenen K_{OC}-Werten (f_{OC}=0.0002).

Sondierbohrung	Mittel (K_{OC}=260 / 4677 / 25120, siehe Tabelle 3) [gemessene Tetrachlorethen-Konzentration im GW im Vergleich zur Gleichgewichtskonzentration, in %]
J.101 tief (SB1)	5 / 19 / 86
J.98 oben (SB8)	1 / 4 / 17

Die Hexachlorbutadien-Konzentration im Grundwasser ist damit im Bereich J.101 tief eindeutig geringer als die Gleichgewichtskonzentration, im Fall von J.98 oben ist dies noch wesentlich deutlicher.

Bei einem hohen f_{OC} von 0.001 (siehe oben) und einem hohen Wert für K_{OC}=25120 (siehe Tabelle 3) ist in J.98 oben die gemessene Tetrachlorethen-

Konzentration mit 86% immer noch kleiner als die Gleichgewichtskonzentration, bei J.101 tief beträgt dieser Wert 411%.
Um Feststoffgehalte von 4 µg/kg Tetrachlorethen (z.B. J.102 und J.103) hervorzurufen, ist im Gleichgewicht eine Tetrachlorethen-Konzentration von ca. 13 µg/l notwendig (bei gleichen f_{OC} und K_{OC} wie oben). Die Tetrachlorethen-Konzentration im Rheinwasser betrug 1975 0.32 µg/l [77] (1980: 0.2 µg/l, 2008: 0.012 µg/l, siehe [70]). 0.32 µg/l Tetrachlorethen im Grundwasser würden unter den gleichen Bedingungen ca. 0.1 µg/kg Tetrachlorethen im Feststoff im Gleichgewicht verursachen. Das Rheinwasser kommt somit als wesentliche Quelle für die erhöhten Feststoffgehalte im Hardwald nicht infrage.

Erhöhte Feststoffwerte sind für die deponietypischen VOC wie Tetrachlorethen und Trichlorethen in J.101, J.102, J.103 und J.104 relativ häufig. HCBD wurde im Feststoff je einmal in J.101 und J.102 nachgewiesen. TeCBD fand sich allen vier Sondierbohrungen J.101, J.102, J.103 und J.104. J.97 weist neben Tetrachlorethen auch PCBD, Trichlormethan und 1,1,2-Trichlorethan auf. In J.96, J.99 und J.100 wurde im Feststoff nur Tetrachlorethen nachgewiesen, in J. 98 zusätzlich je einmal HCBD und Trichlormethan (Chloroform).

Eine Interpretation dieser Befunde ist aus oben genannten Gründen mit grösseren Unsicherheiten verbunden. Das Gesamtbild erscheint aber konsistent mit den bisherigen Vorstellungen zum Schadstofftransport und zur Schadstoffverteilung im Hardwald und Umgebung (siehe auch [70], [72] und das instationär kalibrierte Grundwassermodell [63]):

- Vor 1954: Abstrom aus Feldreben Richtung N bis NNE (Abbildung 1). Starke Kontamination des Fels- und Lockergesteins NNE bis N Feldreben.
- Nach Aufstau des Birsfelder Wehrs im Jahr 1954 Abstrom aus Feldreben Richtung NW (Abbildung 2). Starke Kontamination des Fels- und Lockergesteins NNW bis N Feldreben.
- Nach Beginn des Pumpbetriebs des Florinbrunnens und Infiltration von Rheinwasser durch die Hardwasser AG (Abbildung 3). Anströmung der Deponie Feldreben von NE, Abstrom nach SE (vergleiche Abb. 59 in [63]). Ab diesem Zeitpunkt verringert sich die Belastung des Untergrundes nördliche von Feldreben sukzessive.
- Wenn der Florinbrunnen abgestellt wird, kann es gemäss [63] zu einem Abstrom von Feldreben nach NW Richtung Westrand des Hardwaldes bis in den Bereich von J.101 kommen (entspricht Szenario 3, ohne Grundwasser-Entnahmen in Schweizerhalle resp. Szenario 4 in [63], mit Grundwasser-Entnahmen in Schweizerhalle).

Von den nördlich von Feldreben gelegenen Sondierbohrungen weist J.101 am Westrand des Hardwaldes den geringsten Unterschied zwischen Gleichgewichtskonzentration und im Grundwasser gemessenem Tetrachlorethen auf. (Beilage

22). Mit der Tiefe nimmt dieser Unterschied sogar noch ab. Diese Befunde können mit folgenden Prozessen erklärt werden:

1. Am Westrand des Hardwald wird der Untergrund langsamer mit Rheinwasserinfiltrat durchströmt als zwischen dem zentralen Bereich des Grundwasserberges' und den mittleren Brunnen der Hardwasser AG ([7], [63]), das Grundwasser hat mehr Zeit für Desorptionsprozesse.
2. Ab den Infiltrationsgräben nimmt das Rheinwasserinfiltrat resp. das Grundwasser Tetrachlorethen und andere adsorbierte Schadstoffe aus dem Untergrund auf, da es den Bereich nördlich von Feldreben in westliche Richtungen durchströmt. Die nördlich resp. südlich des Fliessweges von den Infiltrationsgräben zu J.101 gelegenen Sondierbohrungen J.102 und J.103 zeigen relativ hohe Tetrachlorethen-Konzentrationen im Feststoff auf, sodass ähnliches auch für den dazwischen liegenden Bereich angenommen werden kann.
3. Die relative Zunahme der Tetrachlorethen-Konzentration mit der Tiefe in J.101 zeigt die stärkere Durchströmung oberflächennaher Aquiferbereiche mit Rheinwasserinfiltrat. Die Feststoffkonzentrationen schwanken mit der Tiefe dagegen relativ wenig.
4. Zumindest ein episodischer, temporärer Zufluss aus Feldreben auch nach Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG könnte am Westrand des Hardwaldes (J.101) eine weitere Erklärung der im Vergleich zu den benachbarten Sondierbohrungen J.100, J. 102, J.103 erhöhten VOC-Konzentrationen im Grundwasser sein. Dies könnte mit eine Ursache für die beobachteten, im Vergleich zu den benachbarten Sondierbohrungen geringeren Differenz zwischen den anhand der Feststoffproben berechneten Gleichgewichtskonzentration und im Grundwasser gemessenen Tetrachlorethen-Konzentration sein.

4.4.3 Zeitlicher Verlauf der VOC-Konzentrationen im Hardwald

Die Zeitspanne, die bis zur vollständigen Eliminierung der VOC im Untergrund des Hardwaldes resp. für eine Abnahme bis auf einen bestimmten Wert notwendig wäre, lässt sich nicht belastbar prognostizieren. Sicher ist, dass die absolute Desorptionsrate der im Feststoff vorhandenen VOC mit der Zeit abnimmt.

Ca. 60 Jahre nach Kontamination des Untergrundes sind die Schadstoffe vor allem noch in Mikroporen im weitgehend immobilen Wasser vorhanden. Die Desorption wird dadurch wesentlich von der Diffusion gesteuert und ist ein relativ langsamer Prozess [117].

Die Gleichgewichtskonzentration der Schadstoffe im Grundwasser bezüglich der heute noch vorhandenen Konzentration im Feststoff wird mit Ausnahme vom Westrand von Schweizerhalle sicher nicht erreicht. Das heisst, dass das heute vorhandene Grundwasser im Bereich der neuen Messstellen (Ausnahmen: J.98 & J.99) nicht als Ursache für die heute nachweisbaren VOC-Konzentrationen im Feststoff infrage kommt. Um die 2010 nachgewiesenen Feststoffkonzentrationen zu verursachen, müssten die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser um einen Faktor 100 bis 150 höher sein als gemessen (Beispiel siehe oben, J.102 und J.103).

Die vor 50 - 60 Jahren vorhandenen Schadstoffkonzentrationen in Feststoff und Grundwasser sind unbekannt. Die Abbildung 5 zeigt, dass vor 30 Jahren die Tetrachlorethen-Konzentration im Trinkwasser der Hardwasser AG um ca. eine Grössenordnung höher war als heute. Es ist wahrscheinlich, dass diese 1960 nochmals deutlich höher war. Wie oben festgestellt, beträgt die Gleichgewichtskonzentration, die notwendig ist, um die 2010 gemessene maximale Feststoffkonzentration von 4 µg/kg zu verursachen, ca. 13 µg/l im Grundwasser. Wird zugrunde gelegt, dass die Feststoffkonzentration 1960 ebenfalls mindestens eine Grössenordnung grösser war als heute, kann grob abgeschätzt werden, dass VOC-Konzentrationen im Grundwasser mindestens 50 bis 100 µg/l betrugen, wahrscheinlich aber noch deutlich mehr. Die plausibelste Erklärung dafür ist ein stark belasteter Abstrom von Feldreben nach Norden in der Zeit vor Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG.

Als Grundlage für eine grobe Abschätzung, wie lange Tetrachlorethen noch im Untergrund des Hardwaldes vorhanden (resp. messbar) sein wird, kann die Entwicklung von dessen Konzentration im Mischwasser der Hardwasser AG seit 1980 dienen (Abbildung 5).

Der weitere Verlauf der Tetrachlorethen-Konzentration ist neben den Desorptionsprozessen, Abbau zu niedriger chlorierten KW, einem nicht völlig auszuschliessenden, temporären Zustrom von belastetem Grundwasser z.B. aus dem Bereich Feldreben auch von der Tetrachlorethen-Belastung des Rheinwasserinfiltrats abhängig. Der Mittelwert der vorhandenen Daten für das Rheinwasserinfiltrat 2004-Anfang 2009 beträgt 0.012 µg/l [70]. Dieser Mittelwert setzt sich aus Nachweisen >BG und <BG (=0) zusammen. Die Bestimmungsgrenze ist dabei nicht einheitlich (0.100 resp. 0.050 µg/l). Der Maximalwert der fünf Analysenwerte beträgt 0.059 µg/l. Die Tetrachlorethen-Konzentration des Trinkwassers in der Zentrale West betrug im gleichen Zeitraum im Mittel 0.037 µg/l [70]. Das Maximum betrug 0.080 µg/l (siehe Abbildung 5). Die Differenz zwischen 0.012 µg/l Tetrachlorethen im Rheinwassernfiltrat und 0.037 µg/l in der Zentrale West muss auf die Aufnahme von Tetrachlorethen in das Grundwasser durch Desorptionsvorgänge und Vermischung mit Grundwasser bei der Durchströmung des Untergrundes des Hardwaldes zurück geführt werden. Dies bedeutet für diese grobe Schätzung, dass heute

grössenordnungsmässig 2/3 des im Trinkwasser vorhandenen Tetrachlorethens aus der Desorption im Untergrund und Rest aus dem Rheinwasserinfiltrat stammen.

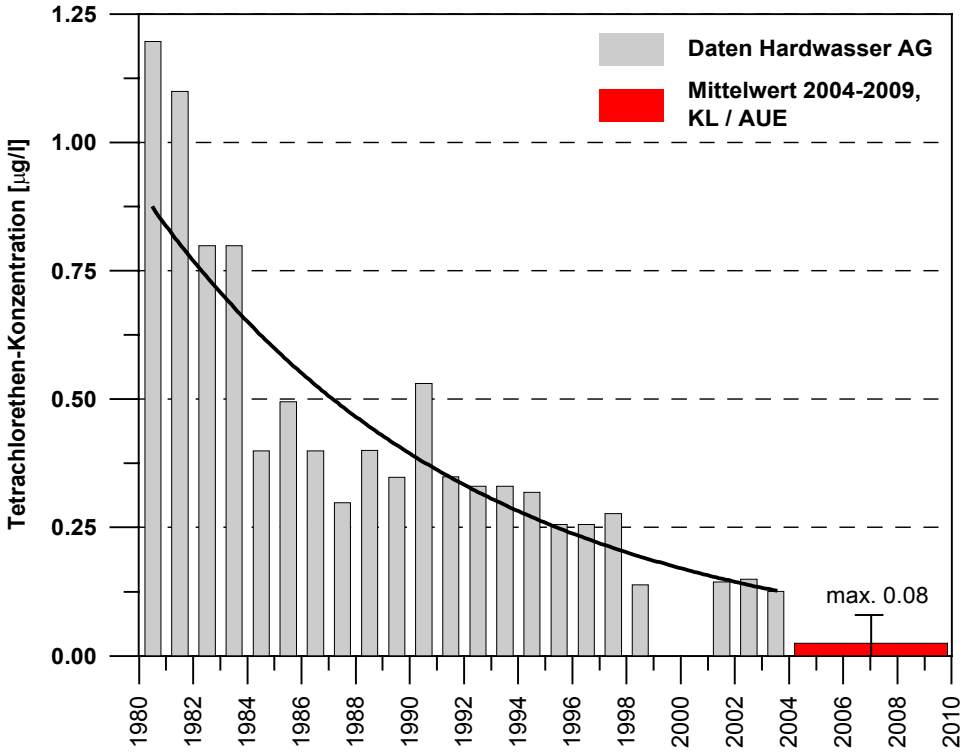

Abbildung 5: Tetrachlorethen-Konzentrationen im Mischwasser der Hardwasser AG Zentrale West von 1980 bis 2009 (aus [70]).

Gemäss Hardwasser AG [32] betrug die mittlere Tagesförderung im Jahr 2006 38'117 m^3. Bei einer mittleren Konzentration von 0.037 µg/l (s.o.) für Tetrachlorethen für den Zeitraum 2004-Anfang 2009 [70] für das Trinkwasser Zentrale West wurden ca. 0.515 kg Tetrachlorethen pro Jahr durch die Trinkwasserförderung aus dem Hardwald entnommen. Da die gemittelte Tetrachlorethen-Konzentration im Rheinwasserinfiltrat mit 0.012 µg/l nur ca. 1/3 betrug, stammen überschlägig ca. 2/3 resp. 0.343 kg pro Jahr aus der Desorption im Untergrund. Die Menge Tetrachlorethen, die zwar desorbiert wird, nicht aber in die Brunnen der Hardwasser AG gelangt, ist nicht bekannt.

Im Jahr 1980 wurde unter Annahme einer 2006 entsprechenden Förderrate über das Trinkwasser ca. 16.7 kg Tetrachlorethen über die Trinkwasserproduktion der Hardwasser AG aus dem Hardwald entfernt. Die Konzentration in der Zentrale West betrug ca. 1.2 µg/l [31]. Der aus dem Rheinwasserinfiltrat stammende Anteil ist unbekannt.

1975 wurden bei gleicher zugrunde gelegter Förderrate noch ca. 19.9 kg Tetrachlorethen (1.43 µg/l, [77]) pro Jahr aus dem Hardwald über das Trinkwasser ent-

fernt, davon stammten ca. 4.46 kg (ca. 1/4) aus dem Rheininfiltrat (0.32 µg/l). Diese Angaben sind nur Abschätzungen von Grössenordnungen, die eine Reihe von Faktoren wie Abbau auf dem Weg vom Rhein bis zu den Infiltrationsgräben und den Zustrom von Muschelkalkgrundwasser zu den Brunnen der Hardwasser AG nicht berücksichtigen.

Im Prinzip sind diese Prozesse für HCBD, TeCBD und andere chlorierte KW ähnlich, bei denen die Abbauraten ausserhalb von reduzierenden Bedingungen gering sind. Anhand des K_{OC} (Tabelle 3) kann abgeschätzt werden, wie schnell die Desorptionsprozesse der verschiedenen CKW relativ verlaufen: Demnach ist zu erwarten, dass diese bei HCBD am langsamsten sind. Für die höher chlorierten Ethene sind diese langsamer als für die niedriger chlorierten.

Den weiteren Verlauf der Desorption kann mit den vorhandenen Daten und im Rahmen dieses Berichts nicht genau prognostiziert werden. Es ist wahrscheinlich, dass sich aus dem Abstrom stammende chlorierte Kohlenwasserstoffe im Untergrund (Feststoff) nördlich von Feldreben bei heutigen hydraulischen Bedingungen und den analytischen Bestimmungsgrenzen noch wenige Jahrzehnte und vereinzelt nachweisen lassen.

4.5 DNAPL

In [70] wurde die Möglichkeit der Existenz eines DNAPL-Pools (***D**ense **N**on-**A**quous **P**hase **L**iquids*) im Bereich der Deponie Feldreben diskutiert. Gemäss einer Faustregel ([92], siehe auch www.chloronet.ch) erscheint das Vorhandensein von DNAPLs im Untergrund bei einem Wert von 0.1% der effektiven Löslichkeit als möglich, ab 1% sind DNAPLs wahrscheinlich). Bei einem Gemisch von LCKW sind die effektiven Löslichkeiten der einzelnen Komponenten in Wasser gemäss folgender Regel geringer als die Löslichkeiten der reinen Stoffe [92]:

Gl. 3
$$S_i^e = X_i S_i$$

S_i^e = theoretische effektive Wasserlöslichkeit des Stoffes im LCKW-Gemisch
X_i = molarer Anteil des Stoffes im LCKW-Gemisch
S_i = Wasserlöslichkeit des reinen Stoffes

In Tabelle 6 ist das Verhältnis von höchstem Messwert seit 2004 im Grundwasser und berechneter effektiver Löslichkeit für die wichtigsten VOC dargestellt. Die

Konzentrationen von HCBD und Hexachlorethan sind demnach Hinweise auf die Existenz von DNAPLs im Untergrund von Feldreben.

Tabelle 6: Abschätzung des Verhältnis von höchstem Messwert seit 2004 im Grundwasser und berechneter effektiver Löslichkeit. Der molare Anteil Xi bezieht sich auf die Summe der VOC in der jeweiligen in der 3. Spalte genannten Probe.

Substanz	Höchste gemessene Konzentration im GW [µg/l]	Messstelle (Probenahmekampagne)	Molarer Anteil X_i im LCKW-Gemisch [1]	Löslichkeit in Wasser [mg/l]	Theoretische effektive Löslichkeit [mg/l] 2)	Gemessene Konzentration in % der theoretischen effektiven Löslichkeit 1)
HCBD	1.12	F-06/03 (Mai 2010)	0.0074	2 bis 2.55 [118] 3.2 [90]	0.0148	76
Tetrachlorethen	90	F2.2 (März/April 2004)	0.964	150 [92] 200 [90] 141 [111]	136	0.07
Trichlorethen	120	F8 (Juni/Juli 2006)	0.808	1100 [90] 1090 [111]	881	<0.001
Hexachlorethan 3)	61	F5P5 (Juni/Juli 2006)	0.330	8 [90] 50 [92]	2.64	2.3

1) es wurde die jeweils kleinste Löslichkeit aus den Literaturwerten zugrunde gelegt
2) gemäss Gl. 3
3) in reiner Form bei im Untergrund herrschenden Temperaturen fest, ist selbst kein DNAPL. Löst sich in organischen Flüssigkeiten.

Weitere Hinweise auf einen DNAPL-Pool sind (siehe auch [70]):

1. Die Tetrachlorethen-Konzentrationen im Grundwasser bei E.3 und E.4 haben seit 1980 nicht abgenommen, die von Hexachlorethan nur auf 2/3 resp. 1/3 des Wertes von 1980 [70]. Die HCBD-Konzentration in E.3 beträgt noch ca. 20% des Wertes von 1980. Solche über längere Zeiträume nicht oder kaum abnehmenden Belastungen mit LCKW können ein Hinweis auf einen DNAPL-Pool im Untergrund sein. Dies umso mehr, weil sich der Schadstoffaustrag aus dem Deponiekörper mit Sickerwasser seit Bestehen der heutigen Überbauung deutlich verringert haben muss und der Grundwasser-Spiegel unterhalb des Deponiekörpers liegt.
2. Die Kernbohrungen F-06/01 und F-06/03 sind möglicherweise nicht ausreichend lang, um den meist an der Basis eines Aquifers liegenden DNAPL-Pools zu erfassen [70].
3. Bei der zurzeit laufenden Detailuntersuchung der Deponie Feldreben wird die Frage von DNAPLs ebenfalls abgeklärt.

In geklüfteten Gesteinen sind DNAPLs im Untergrund unter veränderlichen hydraulischen Bedingungen naturgemäss schwierig zu erfassen. Die zeigt auch die

Tatsache, dass die VOC-Konzentrationen an den einzelnen Messstellen seit 2004 um teilweise deutlich mehr als eine Grössenordnung schwanken.

5 Schlussfolgerungen

Insgesamt bestätigt sich durch die neuen Daten 2009 und 2010 das schon in früheren Berichten ([70], [72]) dargestellte Bild der Schadstoffbelastungen (vor allem chlorierte Kohlenwasserstoffe) im Untergrund des Hardwaldes und Umgebung. Demnach wären diese Belastungen vorwiegend auf eine Kontamination durch den Grundwasserabstrom aus den Deponien Feldreben, Rothausstrasse und Margelacker vor Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG ab Ende der 1950er Jahre zurückzuführen. Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser führten dabei innerhalb weniger Jahre zu einer Anreicherung im Locker- und Festgestein des Hardwaldes. Die heute nachzuweisenden Schadstoffe sind zum wesentlichen Teil auf die relativ langsam ablaufende Remobilisierung der im Untergrund vorhandenen Schadstoffreste zurückzuführen, die mit dem vorwiegend aus gering belastetem Rheinwasserinfiltrat bestehendem Grundwasser unter anderem in die Trinkwasserbrunnen des Hardwaldes gelangen.

Das vor allem bis in die 1980er Jahre höher belastete Rheinwasserinfiltrat trug zu der heutigen Belastung im Grundwasser wahrscheinlich insgesamt in einem kleineren Umfang bei. Im Falle von Tetrachlorbutadien muss davon ausgegangen werden, dass es vorwiegend aus dem Rheinwasserinfiltrat stammt.

Die im Südwesten des Hardwaldes (J.101) teils leicht höhern Schadstoffkonzentrationen sowie die im Vergleich zu benachbarten Bereichen geringere Differenz zwischen Gleichgewichtskonzentration und Messwert im Grundwasser sind wahrscheinlich auf die geringere Durchströmung mit Rheinwasserinfiltrat zurückzuführen. Daher kommt es zu einer stärkeren Anreicherung von Schadstoffen im Grundwasser durch Desorptionsprozesse und folglich zu einer geringeren Desorptionsrate. Nicht auszuschliessen ist ein temporärer Beitrag aus dem Abstrom von Feldreben, falls der Florinbrunnen in der Vergangenheit über längere Zeiträume (Wochen) abgestellt wurde. Dies ergibt sich aus dem Grundwassermodell [63].

Die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser des Hardwaldes dürften in Zukunft weiter abnehmen. Die Desorption von absorbierten Schadstoffen in feinen Poren und Klüften verläuft langsam. Daher werden unter heutigen hydraulischen

Bedingungen und den künftig geltenden Bestimmungsgrenzen für die analysierten Stoffe aus den Deponien stammende chlorierte Kohlenwasserstoffe im Hardwald wahrscheinlich noch wenige Jahrzehnte in Feststoff und Grundwasser nachzuweisen sein.

Die Grundwasseranalysen im Bereich Feldreben geben Hinweise auf die im Untergrund vorhandene CKW in Phase (DNAPL). Aufgrund der Komplexität des Untergrundes im Bereich der Deponie Feldreben und des Alters der Belastungen ist es gut möglich, dass sich Pools mit CKW in Phase nur sehr lokal und/oder in geringem Umfang oder auch in grösserer Tiefe im geklüfteten Muschelkalk befinden. Mit Hilfe von auf dieses Problem ausgerichteten Detailuntersuchungen könnte diese für den Verlauf des Schadstoffaustrages wichtige Frage geklärt werden.

Baden, 06. Januar 2011

Matousek, Baumann & Niggli AG

ppa. Dr. Volker Lützenkirchen Dr. Andrea Baumann

Referenzen

Deponien Muttenz

[1] Deponie Feldreben, Muttenz / BL, Schlussbericht Technische Untersuchung 1. Etappe. – SC + P, 31.01.2005, SO 966A.

[2] Deponie Margelacker, Muttenz / BL, Schlussbericht Technische Untersuchung 1. Etappe. – SC + P, 31.01.2005, SO 966A.

[3] Deponie Rothausstrasse, Muttenz / BL, Schlussbericht Technische Untersuchung 1. Etappe. - SC + P, 31.01.2005, SO 966A.

[4] Deponie Feldreben, Margelacker, Rothausstrasse, Muttenz / BL, Schlussbericht Technische Untersuchung 1. Etappe, Beilagenband A, (Auswertungen Untersuchungsergebnisse). - SC + P, 31.01.2005.

[5] Deponie Feldreben, Margelacker, Rothausstrasse, Muttenz / BL, Schlussbericht Technische Untersuchung 1. Etappe, Beilagenband B, (Feld- und Laborresultate). - SC + P, 31.01.2005.

[6] Deponie Feldreben Margelacker, Rothausstrasse, Muttenz / BL, Schlussbericht Technische Untersuchung 1. Etappe, Beilagenband C, (Prüfberichte, Laborresultate Originale). - SC + P, 31.01.2005.

[7] Deponie Feldreben Muttenz / BL, Altlastenvoruntersuchung, Technische Untersuchung, 2. Etappe 2006; inkl. Beilagenbände B1 und B2. – Sieber Cassina + Partner AG, SO 966G, 24.09.2007.

[8] Deponie Rothausstrasse Muttenz / BL, Altlastenvoruntersuchung, Technische Untersuchung, 2. Etappe 2006; inkl. Beilagenband B2. – Sieber Cassina + Partner AG, SO 966G, 24.09.2007.

[9] Grundwasseruntersuchungen Deponien Muttenz, Untersuchungsetappe II: Trinkwasser Einzelstoffanalytik, Messkampagnen März, Juni und Juli 2006. – Prüfbericht RWB laboratoire SA, April 2007, Dossier 03E52.

[10] Grundwasseruntersuchungen Deponien Muttenz, Untersuchungsetappe II: Trinkwasser Screenings, Messkampagnen März, Juni und Juli 2006. – Prüfbericht RWB laboratoire SA, April 2007, Dossier 03E52.

[11] Ablauf der Erkundung und geplante Sanierung der "Hirschackergrube". - Präsentation E. de Haas, LRA Lörrach, Fachbereich Umwelt, 17.04.2007.

[12] Sanierung der Altablagerung Hirschacker-Grube in Grenzach-Wyhlen. – Vortrag in Grenzach-Wyhlen am 26.03.09 für Delegation Mainz/Budenheim mit redaktioneller Bearbeitung und mit Ergänzungen d. Verf. vom 28.03.09. – http:// img.badische-zeitung.de/multimedia/pdf/ sanierung-hirschacker.pdf

[13] Deponie Margelacker Muttenz / BL, Grundwasserüberwachung; Stand 2006, Beurteilung der Untersuchungsergebnisse nach AltlV, 30.03.2007, SO 966J.

[14] Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse in Muttenz. Historische Untersuchung und Ist-Zustandsaufnahme des Grundwassers. – Zusammenfassender Bericht des Projektteams auf der Basis des Berichts des Geotechnischen Instituts, 25. Januar 2002.

[15] Zusammenfassender Bericht zur Detailuntersuchung (DU) der Altablagerung "Hornboden/Salzlände" auf der Gemarkung der Gemeinde Grenzach-Wyhlen (Kurzbericht). – Geotechnisches Institut, Eck/CR/3309BE02, 09.11.2005.

[16] Schlussbericht Deponien Feldreben und Rothausstrasse: Gefährdungsabschätzung. – Sieber Cassina + Partner AG, FoBIG GmbH, Tecova AG, SO966H2, 04.10.2007.

[17] Stoffliste Muttenz: http://www.greenpeace.ch/fileadmin/user_upload/Downloads/de/Chemie/stoffliste_dep_mutt enz.pdf

[18] Technische Untersuchung (2. Etappe) der Deponie Feldreben 4132 Muttenz (CH); Bericht Nr. 05147-M vom 08.05.2007, Geolog GmbH Braunschweig.

Rheinwasser

[19] Jahres- und Monatsberichte der Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein (http://www.aue.bs.ch/fachbereiche/gewaesser/rheinberichte.htm).

Hardwasser AG / IWB

[20] Hardwasser AG (2006): Hardwasser ist Trinkwasser – Wasseruntersuchungen 2006, Dokument-Nr. 80_56_Spurenst2_006.doc.

[21] Peripheriemessungen Hardwald, durchgeführt von der Hardwasser AG. – Resultate der Jahre 1997, 1998, 2000, 2001, 2003, 2005.

[22] Untersuchungsergebnisse Trinkwasserqualität im Jahre 2006, Einzelparameter. – Wasserlabor IWB, 22.03.2007.

[23] Bericht über die Schadstoff-Untersuchungen im Rhein und im Trinkwasser im Jahre 1979. – IWB, 06. August 1980.

[24] Datensatz mit wöchentlichen Pegelmessungen der Hardwasser AG zwischen dem 03.12.2008 und 26.01.2009 (Pegelmessungen_gwshard_0712-0901.xls).

[25] Grundwassergleichen der Hardwasser AG für die Stichtage 23.03.2004, 13.04.2004, 13.07.2007, 18.04.2006, 26.06.2006.

[26] Medienmitteilung der IWB, 23.01.2007: "Erfolgreiche Trinkwasserüberwachung". - http://www.iwb.ch/de/medien/mitteilung.php?ID_news=246.

[27] Industrielle Werke Basel: Analysedaten vom 11.01.2007 sowie 22.01.2007: Grundwasser Hard, Grundwasser Lange Erlen, Prüfberichte.

[28] http://www.iwb.ch/media/Wasser/Dokumente/Qualitaetsdaten/analysedaten_tzw_070111.pdf.

[29] http://www.iwb.ch/media/Wasser/Dokumente/Qualitaetsdaten/analysedaten_tzw_070122.pdf.

[30] Industrielle Werke Basel , Trinkwasserqualitätsdaten 2009, http://www.iwb.ch/de/trinkwasser/wasserlabor/qualitaetsdaten.php (001_trinkwasserdaten_2009_v01_11032010.pdf)

[31] Beurteilung möglicher Einflüsse im Trinkwassergebiet Muttenzer Hard. Bericht für die Hardwasser AG. DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe, Mai 2008. http://www.hardwasser.ch/pdf-20-06-08/TZW%20fuer%20Hardwasser.pdf

[32] Jahresbericht und Jahresrechnung 2006 über das einundfünfzigste Geschäftsjahr. – Hardwasser AG. www.hardwasser.ch/JB06.pdf

AUE Basel-Landschaft / H. Schmassmann

[33] Kataster der belasteten Standorte Basel-Landschaft, Auszug aus eva3-Datenbank: Betriebsstandorte und Altlastenverdachtsflächen, Phase Ersterfassung, Stand 23.05.2006.

[34] Hansjörg Schmassmann: Grundwasseruntersuchungen Muttenz; Arbeitspapier zu einer Besprechung der bisherigen Ergebnisse, Wasserwirtschaftsamt Kanton Basel-Landschaft, Liestal 7.4.1981.

[35] Grundwasserqualität im Raum Birsfelden-Muttenz-Schweizerhalle, Erkenntnisse und Ungereimtheiten aus einem Markierungsexperiment sowie aus spurenanalytischen Grundwasseruntersuchungen. - Wasserwirtschaftsamt Kanton Basel-Landschaft, Gewässerschutzlaboratorium Dr. B. Hurni, 15.02.1980.

[36] Interne Aktennotiz über eine Besprechung mit Dr. Hj. Schmassmann i.S. Baugesuch der Transport-Union an der Kriegackerstrasse in Muttenz. Wasserwirtschaftsamt, 26.03.1979, Autor unklar.

[37] Der Regierungsrat des Kantons Basel-Landschaft an den Landrat betreffend schriftliche Beantwortung der Interpellation von Landrätin Florianne Koechlin bezüglich Giftfässer in Muttenz (79/125). – 05.November 1979.

[38] Grundwasseranalysen AUE, Bereiche Hardwald und Schweizerhalle, Analysenresultate für Beprobungen zwischen Mai 2007 und Mai 2008. Datensatz (Excel-Tabelle) erhalten vom AUE BL am 29.05.2008.
[39] Grundwasseranalysen Kantonales Labor BL, Bereich Hardwald, Analysenresultate für organische Schadstoffe für Beprobungen zwischen Mai 2007 und Mai 2008. Weitere Grundwasserdaten seit 1999. Datensatz (Excel-Tabelle) erhalten vom AUE BL am 03.06.2008.
[40] Hansjörg Schmassmann (1973): Bericht über die Untersuchungen des Grundwassers der Brunnen Florin AG und anderer Grundwasservorkommen von Muttenz vom Juli 1972 bis Juni 1973. – 30.08.1973.
[41] Brief von J. Staehelin (IWB) an B. Hurni (Gewässerschutzlabor BL, 22.04.1983) mit Analysenresultaten GC-MS von Atrazin und NDA der Messstellen A.2, A.103, E.3, E.25 und J.2.
[42] Hansjörg Schmassmann: Brief an AUR Basel-Landschaft, 16.12.1986, über Zusatzuntersuchungen durch Institut Fresenius.
[43] Hansjörg Schmassmann (1987): Brand Sandoz Muttenz, Grundwasserüberwachung, Zusammenstellung der chemischen Analysen, Teil 1: Wasseranalysen, Ausgabe 5, Stand 31.12.1987.
[44] Hansjörg Schmassmann (1991): Atrazin-Verunreinigung Hard. – Geologisches Institut Dr. Schmassmann AG, 22.01.1991.
[45] Grundwasserschutzmassnahmen nach dem Brand der Lagerhalle 956 auf dem Sandoz-Areal Muttenz und Begleitung der Bodensanierung 1986-1994. – Holinger AG 21.12.1994, E.1041, H. Schmassmann und M. Schärer.
[46] Grundwasseranalysen des AUE und KL BL zwischen Dezember 2007 und März 2009, verschiedene Probenahmekampagnen und Analysenprogramme (VOC, PSM, Schwermetalle etc.).
[47] Pflanzenschutzmittelbelastung von Baselbieter Oberflächengewässern. – Amt für Umweltschutz und Energie BL, Dezember 2009.
http://www.baselland.ch/fileadmin/baselland/files/docs/bud/aue/gewaesser/publ/pdf/psm-bericht.pdf
[48] Grundwasseranalysen 2009-2010 im Raum Muttenz, Einzelstoffbestimmungen (GWDatenMutten_Einzelstoff.xls, 06.07.2010)
[49] Grundwasseranalysen 2009-2010 im Raum Muttenz, Screenings (GWDatenMutten_Screening.xls, 06.07.2010)
[50] Analysenresultate der Feststoffproben aus den Sondierbohrungen SB1 bis 9 (Feststoffproben.xls, 30.07.2010)
[51] Koordinaten der beprobten Grundwassermessstellen inkl. der neuen Sondierbohrungen (Probenahmestellen_DeponienMuttenz.xls, 06.07.2010)
[52] Geotechnisches Institut (2010): Errichtung von Grundwassermessstellen 2009-2010. Geologisch-hydrogeologischer Bericht. –, Bericht-Nr. 51.1476, 23.08.2010. Darin enthalten sind u.a. Berichte zur Bohrlochgeophysik (Solexperts AG), Pumptests (HydroTest Karch).

Greenpeace / Forum besorgter TrinkwasserkonsumentInnen (FbTK) / Martin Forter

[53] Farbenspiel - Ein Jahrhundert Umweltnutzung durch die Basler chemische Industrie. - M. Forter, Chronos Verlag Zürich, 2000.
[54] Rapport sur analyse des echantillons Brunnen, prélevés le 01 Mars 2006. - Analysen Suez Environment im Auftrag von Greenpeace Schweiz.
[55] Rapport sur analyse des echantillons Brunnen, Rheinwasser et eau minerale prélevés le 07 Mai 2006. – Analysen Suez Environment im Auftrag von Greenpeace Schweiz.
[56] Forter, M.: Plädoyer für einen regionalen Grund- und Trinkwasserschutz in der Muttenzer Hard - Stellungsnahme zu den Abschlussberichten der Chemiemülldeponien Feldreben, Rothausstrasse und Margelacker in Muttenz. Im Auftrag von Greenpeace Schweiz zu

Handen des Amts für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft., 27.02.2008.

[57] Forter, M. (2007): Chemiemüll und Trinkwasser in Muttenz 1957-2007. - Studie im Auftrag des Forums besorgter TrinkwasserkonsumentInnen (FbTK) und Greenpeace Schweiz, 12.02.2007

[58] Forter, M. (2010): Falsches Spiel. - Die Umweltsünden der Basler Chemie vor und nach «Schweizerhalle». 216. S., Chronos Verlag Zürich.

Grundwassermodelle

[59] Schlussbericht zu den Grundwassermodellen erstellt im Rahmen der Technischen Untersuchung Deponie Feldreben, Muttenz. – Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Basel, Abteilung Angewandte und Umweltgeologie, Projektleiter Dr. E. Zehnder, Mai 2006.

[60] Huggenberger, P, Affolter, A. (2009): Entwicklung Grundwasserverhältnisse, Muttenz-Birsfelden. Erste Ergebnisse der Grundwassermodellierung Hardwald der Universität Basel (http://www.baselland.ch/fileadmin/baselland/files/docs/bud/mitbud/2009/mit-bud_2009-06-24_praesentation_2.pdf) sowie persönliche Mitteilungen.

[61] Grundwassermodell Hardwald, Modellaufbau und Kalibrierung. - TK-Consult und Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Basel, August 1997.

[62] Spottke, I, Zechner, E., und Huggenberger, P. (2005): The southeastern border of the Upper Rhine Graben: a 3D geological model and its importance for tectonics and groundwater flow. – Int. J. Earth Sci. (Geol. Rundschau) 94, S. 580-593.

[63] Grundwassermodell Unteres Birstal-Rhein-Muttenz. Evaluation der Zuströmbereiche der Trinkwasserfassungen Muttenz und Hardwasser AG. - Technischer Bericht vom 02. September 2010. Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Basel, Abteilung Angewandte und Umweltgeologie, A. Affolter, E. Zehnder, P. Huggenberger.

SBB

[64] Untersuchung von belasteten Standorten, Technische Untersuchung. – SBB Proj. Nr. 0045: Pool Muttenz, Gruppe 2, Deponiestandorte und Gruppe 3, Betriebsstandorte, 28.03.2007.

[65] Rangierbahnhof Muttenz, Öl-Schadenfall 1971 (Unfallstandort SBB-EVA-Nr. U.0610), Ergebnisse von Untersuchungen i.R.d. qualitativen Grundwasserüberwachung 2005. – Memorandum der Holiger AG, Dr. D. Biehler an Herrn Dr. M. Stockmeyer, 23.05.2006, E1540.1000.

[66] SBB Serviceanlage Muttenz/BL - Ölverunreinigung des Grundwassers im Frühjahr 2006, Massnahmen zum Schutz des Grundwassers, Schlussberecht. – Holinger AG, 06.11.2006, E-1540.1819/BID/HUG.

Schweizerhalle / Brand Sandoz AG Nov 1986

[67] Grundwasserschutzmassnahmen nach dem Brand der Lagerhalle 956 auf dem Sandoz-Areal Muttenz und Begleitung der Bodensanierung 1986-1994. – Bericht Holinger AG, 21.12.1994, E.1041.

[68] Brand Sandoz Muttenz, Grundwasserüberwachung, Zusammenstellung der chemischen Analysen, Ausgabe 16. Wasseranalysen Juni 2000 bis Juni 2001 - Holinger AG, 13.08.2001, E-1041.1000/1.

Matousek, Baumann & Niggli AG

[69] Hydrogeologische Verhältnisse im Gebiet der Trinkwassergewinnung Hardwald (Muttenz, Kt. BL). Synoptische Darstellung des aktuellen Wissenstands sowie Empfehlungen für die langfristige Nutzung. – Matousek, Baumann & Niggli AG, Bericht W1482B vom 4. September 2008.

[70] Auswertung und Interpretation von neuen Grundwasserdaten im Raum Muttenz / Hardwald. Grundwasseranalysen März 2004-März 2009. - Matousek, Baumann & Niggli AG, Bericht W1703B vom 9. September 2009.

[71] Schadstoffbelastungen in Grund- und Trinkwasser im Hardwald und Umgebung. Präsentation am Medieninfo 24. Juni 2009. http://www.baselland.ch/fileadmin/baselland/files/docs/bud/mitbud/2009/mit-bud_2009-06-24_praesentation_3.pdf

[72] Herkunft und Verteilung von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser von Hardwald (Muttenz) und Umgebung. Auswertung neuer Daten (2009 und 2010). - Matousek, Baumann & Niggli AG, Berichtentwurf W1860B-1 vom 20. September 2010.

Landratsamt Lörrach (D)

[73] Ablauf der Erkundung und geplante Sanierung der "Hirschackergrube". - Präsentation E. de Haas, LRA Lörrach, Fachbereich Umwelt, 17.04.2007.

Geologische / hydrogeologische Literatur

[74] Wittmann O., Hauber L., Fischer H., Rieser A. & Staehelin P (1970): Geologischer Atlas der Schweiz Blatt Basel, Nummer 59.

[75] Bitterli - Brunner P., Fischer H. & Herzog P.(1984): Geologischer Atlas der Schweiz Blatt Arlesheim, Nummer 80.

[76] Interreg II (2001): Erkundung der Grundwasserleiter und Boden im Hochrheintal. Ergebnisse und Karten. - Landratsamt Waldshut, Waldshut-Tiengen. Online-Karten unter http://www.grundwasserleiter-hochrhein.de/ir_init.html (Grundwasser-Gleichen, Geologie, Aquiferbasis, Grundwasser-Mächtigkeit).

[77] Stieglitz, Roth. Kühn, Leger (1976): Das Verhalten von Organohalogenverbindungen. - Vom Wasser 47, S. 347-377.

[78] Fields, J.A. und Sierra-Alvarez, R. (2004): Biodegradability of chlorinated solvents and related chlorinated aliphatic compounds. – Science dossier, Euro Chlor, University of Arizona.

[79] Bosma, T. N. P., F. H. M. Cottaar, et al. (1994): Comparison of reductive dechlorination of hexachloro-1, 3-butadiene in Rhine sediment and model systems with hydroxocobalamin, American Chemical Society. **28:** 1124-1128.

[80] Lide, D. R. and G. W. A. Milne (1994): Handbook_of data on organic compounds, CRC Press.

[81] Roberts, P. V., Goltz, M. N., et al. (1986): A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer. 3. Retardation estimates and mass balances for organic solutes. 22: 2047-2058.

[82] Fetzner, S. (1998): Bacterial dehalogenation, Springer. 50: 633-657.

[83] Janssen, D. B., Dinkla, I. J. T. et al. (2005): Bacterial degradation of xenobiotic compounds: evolution and distribution of novel enzyme activities. 7: 1868.

[84] Smidt, H., de Vos, W. M. (2004): Anaerobic microbial dehalogenation, Annual Reviews.

[85] Dolfing, J. (2003): Thermodynamic considerations for dehalogenation, Springer: 89–114.

[86] Ryoo, D. and H. Shim Canada K, Barbieri P, Wood TK (2000) Aerobic degradation of tetrachloroethylene by toluene-o-xylene monooxygenase of Pseudomonas stutzeri OX1. 18: 775–778.

[87] Fetter, C. W. (2008): Contaminant hydrogeology, Waveland Press, Inc.
[88] Howard, P. H. (1991): Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals, CRC press.
[89] Schwarzbauer, J. (2006): Organic contaminants in riverine and groundwater systems: aspects of the anthropogenic contribution. Berlin, Springer: 464.
[90] Fetter, C.W. (2001): Applied Hydrogeology. – Vierte Auflage 2001, Internationale Ausgabe, Pearson Education International.
[91] Killops, S. D. and V. J. Killops (2005): Introduction to organic geochemistry, Blackwell Publishing.
[92] Domenico, P. A. and F. W. Schwartz (1998): Physical and Chemical Hydrogeology. New York, John Wiley and Sons.
[93] Cohen, R. M., J. W. Mercer, et al. (1993): DNAPL site evaluation, CK Smoley Boca Raton, FL.
[94] Plassche, E., Schwegler, A.: (2002) Hexachlorobutadiene. – United Nations Economic Commission for Europe, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Task Force on Persistent Organic Pollutants.
[95] http://www.unece.org/env/popsxg/2000-2003/hcbd.pdf.
[96] van der Grift, V., Gerritse, J. (2006): Occurrence and behaviour of organic substances in European groundwater. State-of-the-art knowledge on behaviour and effects of natural and anthropogenic groundwater pollutants relevant for the determination of groundwater threshold values. Final reference report, Kapitel 6.
[97] http://nfp-at.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/bridge/library?l=/deliverables/bridge_deliverable/deliverable _ch678910pdf/_EN_1.0_&a=d
[98] Naqua-Grundwasserqualität in der Schweiz 2002/2003. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft und Bundesamt für Wasser und Geologie BWG (heute BAFU), Bern 2004.
[99] Nationale Grundwasserbeobachtung NAQUA. Ergebnisse für PSM im Grundwasser 2002-2009. http://www.bafu.admin.ch/grundwasser/07500/07563/07579/index.html?lang=de
[100] Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA), Zustand und Entwicklung 2004 – 2006. BAFU, UZ-0903-D, 144 S., 09.06.2010. http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01021/index.html?lang=de
[101] Montgomery, J.H. (1996): Groundwater chemicals desk reference. – 2nd Edition, Lewis Publishers.
[102] Martin, H. und Worthing, C. R. (1974): Pesticide Manual. – Ed. 4, 565 S.
[103] Worthing, C. R. und Walker, S.B. (1987) The Pesticide Manual. – Ed. 8, 1081 S.
[104] Vanderheyden, V., Debongnie, P. & Pussemier, L. (1997): Accelerated degradation and mineralization of atrazine in surface and subsurface soil materials. Pesticide Science 49/3, 237-242.
[105] EAWAG (2008): Gewässerschutz an Bahnanlagen - Emittierte Stoffe im Eisenbahnbetrieb der SBB und Grundlagen zu deren Umweltverhalten. – http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sww/schwerpunkte/urbane_einzugsgebiete/r egenwasserentsorgung/sbb/index
[106] Giger, W. (2007): Brandkatastrophe in Schweizerhalle 1986—Rückblick und Bilanz. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 19, 11-23.
[107] Gamma R. (2007): Pflanzenschutzmittelstatistik Schweiz 1988–2006. Schweizerische Gesellschaft für chemische Industrie (SGCI).
[108] Stupp, H.-D. und Paus, L. (1999): Migrationsverhalten organischer Grundwasserinhaltsstoffe und daraus resultierende Ansätze zur Beurteilung von Monitored Natural Attenuation (MNA) - TerraTech 5 (1999)
[109] Helling, C. S. (1971): Pesticide mobility in soils II. Applications of soil thin-layer chromatography. Soil Science Society of America Journal 35, 737-743.

[110] Allen King, R. M., McKay, L. D. & Trudell, M. R. 1997: Organic Carbon Dominated Trichloroethene Sorption in a Clay Rich Glacial Deposit. Ground Water 35/1, 124-130.
[111] Leitfaden chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), Stoffeigenschaften. – Chloronet, 07.10.2009, http://www.bafu.admin.ch/chloronet/06273/index.html?lang=de
[112] Montgomery, J. H. & Welcom, L. M. 1990: Groundwater chemicals desk reference Lewis Publ. Chelsea, MI.
[113] Grathwohl, P. 1998: Slow contaminant release: The necessity for enhanced/natural attenuation. IAHS PUBLICATION, 265-272.
[114] Freundlich, H. 1909: Kapillarchemie, vol. 1. Akademische Verlagsgellschaft mbH, Leipzig.
[115] Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Appendix K: Soil Organic Carbon (Koc) / Water (Kow) Partition. – United States Environmental Protection Agency, Mai 1996. http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/appd_k.pdf
[116] International Programme on Chemical Safety INCHEM, ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 156: Hexachlorobutadiene; http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc156.htm
[117] Förstner, U. & Grathwohl, P. 2007: Ingenieurgeochemie, Technische Geochemie— Konzepte und Praxis. Heidelberg, Springer.
[118] Toxological profile for hexachlorobutadiene. – U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Mai 1994; www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp42.pdf.
[119] Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie – Stoffdatenblätter. - Thomas Hillenbrand; Frank Marscheider-Weidemann; Manuel Strauch; Kerstin Heitmann; Dora Schaffrin; Nr. 29/2007
http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3312.pdf
[120] Kan, A. T., Chen, W. & Tomson, M. B. 2000: Desorption kinetics of neutral hydrophobic organic compounds from field-contaminated sediment. Environmental Pollution 108/1, 81-89.

Rechtliche Grundlagen

[121] Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Juli 2008)
[122] Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV), vom 18. Mai 2005 (Stand am 1. Juni 2010).
[123] Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 1. März 2010).

Nachweise von VOC in den Sondierbohrungen SB 1 bis 9 (Grundwasser und Festsoff)

Grau hinterlegt: nicht nachgewiesen

Tabelle 7: J.96

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD	◆					
PCBD				◆		
TeCBD	◆					
Tetrachlorethen				◆	√	
Trichlorethen				◆		
1,1,2-Trichlorethan						
Tetrachlor-methan						
Trichlormethan			◆			nicht im unteren Intervall
Toluol		◆				
MTBE						

Tabelle 8: J.97

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnah-me mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeu-tig/ Daten nicht ausrei-chend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD	◆					
PCBD	◆				√	
TeCBD	◆				√	
Tetrachlorethen			◆		√	
Trichlorethen	◆					
1,1,2-Trichlorethan					√	
Tetrachlor-methan						
Trichlormethan				◆	√	
Toluol				◆		
MTBE						

Tabelle 9: J.98

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD			◆		√	
PCBD						
TeCBD			◆			
Tetrachlorethen		◆			√	
Trichlorethen			◆			
1,1,2-Trichlorethan		◆				
Tetrachlormethan		◆				
Trichlormethan		◆			√	
Toluol		◆				
MTBE						

Tabelle 10: J.99

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD	◆					
PCBD						
TeCBD				◆		
Tetrachlorethen	◆				√	
Trichlorethen	◆					
1,1,2-Trichlorethan		◆				
Tetrachlormethan			◆			
Trichlormethan			◆			
Toluol		◆		◆		
MTBE						

Tabelle 11: J.100

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD						
PCBD						
TeCBD						
Tetrachlorethen			◆		√	
Trichlorethen						
1,1,2-Trichlorethan	◆					
Tetrachlormethan						
Trichlormethan						
Toluol				◆		
MTBE				◆		

Tabelle 12: J.101

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD				◆	√	
PCBD				◆		
TeCBD	◆				√	
Tetrachlorethen	◆				√	
Trichlorethen		◆			√	
1,1,2-Trichlorethan				◆		
Tetrachlormethan						
Trichlormethan				◆		
Toluol	◆					
MTBE						

Tabelle 13: J.102

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD					√	
PCBD						
TeCBD		◆			√	
Tetrachlorethen			◆		√	
Trichlorethen					√	
1,1,2-Trichlorethan						
Tetrachlormethan						
Trichlormethan						
Toluol				◆		
MTBE				◆		

Tabelle 14: J.103

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD				◆		
PCBD						
TeCBD	◆				√	
Tetrachlorethen				◆	√	
Trichlorethen	◆				√	
1,1,2-Trichlorethan						
Tetrachlormethan						
Trichlormethan				◆		
Toluol			◆			
MTBE						

Tabelle 15: J.104

Stoff	Zunahme mit Tiefe	Abnahme mit Tiefe	±gleichbleibend mit Tiefe	nicht eindeutig/ Daten nicht ausreichend	Im Feststoff nachgewiesen	Bemerkungen
HCBD	◆					
PCBD						
TeCBD			◆		√	
Tetrachlorethen	◆				√	
Trichlorethen				◆	√	
1,1,2-Trichlorethan						
Tetrachlormethan						
Trichlormethan			◆			
Toluol				◆		
MTBE						

Entnahmestelle	Tiefe ab OKT [m]	Messwert Tetrachlorethen im Feststoff [mg/kg]	Aus Feststoffkonzentration resultierende Gleichgewichtskonzentration von Tetrachlorethen im GW [mg/l] f_{OC}=0.0002 / K_{OC} = 374	Messwert Tetrachlorethen im GW [µg/l]	Tiefenintervall GW-Probe von … bis … m]; <5 m Abstand		Sättigung Tetrachlorethen im GW relativ zur theoretischen Gleichgewichtskonzentration [%]
BL_21.J.100	36.0	0.64	1.97	0.231	40.2	50.2	12
	77.5	0.52	1.60	0.259	70.2	82.2	16
BL_21.J.101	19.0	1.1	3.39	0.818	18.5	21.5	24
	24.5	0.83	2.56	0.818	18.5	21.5	32
	47.3	0.6	1.85	1.088	40.2	50.2	59
	51.0	0.7	2.16	1.088	40.2	50.2	50
	67.0	1.1	3.39	1.508	65.2	87.2	45
	70.5	0.99	3.05	1.508	65.2	87.2	49
	75.0	0.63	1.94	1.508	65.2	87.2	78
BL_21.J.102	36.0	0.52	1.60	0.079	35.0	39.0	5
	37.8	4.2	12.93	0.079	35.0	39.0	1
BL_21.J.103	49.6	0.62	1.91	0.432	52.0	57.0	23
BL_21.J.104	48.3	0.52	1.60	0.111	46.0	55.0	7
BL_21.J.96	48.1	0.57	1.75	0.564	34.0	45.0	32
	58.0	0.52	1.60	1.028	57.0	71.0	64
BL_21.J.97	35.8	0.76	2.34	0.637	34.0	52.0	27
	44.8	0.5	1.54	0.637	34.0	52.0	41
	71.8	0.55	1.69	0.809	67.0	74.0	48
	75.8	0.93	2.86	0.809	67.0	74.0	28
	87.7	0.61	1.88	0.635	86.0	98.0	34
BL_21.J.98	27.3	0.52	1.60	1.904	20.0	38.0	119
	30.7	1.6	4.93	1.904	20.0	38.0	39
BL_21.J.99	33.9	0.51	1.57	0.962	20.0	31.0	61
	81.8	0.54	1.66	2.060	75.0	91.0	124

Tabelle 16: Vergleich der gemessenen Tetrachlorethen-Konzentration im Grundwasser mit der jeweiligen theoretischen Gleichgewichtskonzentration im Grundwasser, die anhand gemessenen Feststoffkonzentrationen berechnet wurde (KOC=374; fOC=0.0002). Rote Zahlen: Grundwasser mit Tetrachlorethen "übersättigt" bezüglich der gemessenen Feststoffkonzentration.

Beantwortung der Fragen

1. **In welcher geologischen Formation wurden die meisten Schadstoffe gefunden (bezogen auf die neuen Bohrungen)?**

Diese Frage lässt sich nicht klar beantworten. Die VOC-Konzentrationen in den Feststoffen streuen stark, in den meisten Feststoffproben wurden keine VOC nachgewiesen. Es gibt zwar in einigen Fällen Tiefenbereiche, in denen VOC gehäuft auftreten (z.B. in J.101: 67.0 bis 75.0 m; J.103: 37.2 bis 39.4 m), jedoch ohne, dass sich die Lithologie dort von den anschliessenden Bohrlochabschnitten unterscheidet. Zudem sind die Befunde bei den verschiedenen Sondierbohrungen unterschiedlich Ein Zusammengang mit der Lithologie ist nicht ersichtlich, und offensichtlich spielen anderen Faktoren eine Rolle.

2. **Gibt es Unterschiede in der stofflichen Belastung von Grundwasser aus dem Lockergestein und dem Hauptmuschelkalk?**

Diese Frage lässt sich anhand der neuen Sondierbohrungen ebenfalls nicht klar beantworten, weil nur 2 von den 27 Probenahmeintervallen sich im Bereich vom Lockergesteinsgrundwasser befinden. Die teilweise zu beobachtende Zu- oder Abnahme von Schadstoffkonzentrationen mit der Tiefe ist eher auf die mögliche Existenz eines DNAPL-Pools im Bereich Feldreben und/oder auf den Einfluss des gering belasteten Rheinwasserinfiltrats zurückzuführen (siehe unten).

3. **Die ausgewerteten Daten sollen im Kontext der beiden früheren Berichte von 2008 [69] und 2009 [70] interpretiert werden. Ergeben sich aufgrund der neuen Daten neue Erkenntnisse?**

Die neuen Daten 2009/2010 zeigen im Gebiet Hardwald und Umgebung eine ähnliche räumliche Verteilung der CKW wie in den oben genannten Berichten. Sie bestätigen grundsätzlich die früheren Feststellungen. Die Feststoffdaten zeigen, dass in den Sondierbohrungen nördlich von Feldreben (J.101-J.104) CKW-Belastungen vorhanden sind, die mit Ausnahme von TeCBD nicht oder nur zum geringen Teil aus dem Rheinwasserinfiltrat oder aus dem nach 1958 gebildeten Grundwasser stammen können. Die plausibelste Erklärung für diese Belastungen ist ein sehr hoch belasteter Abstrom aus Feldreben vor 1958. Ein Teil der gelösten CKW findet sich heute noch adsorbiert am Feststoff und wird nur langsam wieder desorbiert.

Es zeigt sich, dass die in den Sondierbohrungen J.96 und J.97 festgestellten CKW-Belastungen im Grundwasser und im Feststoff sehr wahrscheinlich zum grösseren Teil auf den Abstrom aus Feldreben nach 1958 zurückzuführen sind. Die in einigen Sondierbohrungen zu beobachtende Zunahme der CKW-Belastungen mit der Tiefe ist auf eine Akkumulation von CKW an der Basis des

Muschelkalkaquifers im Bereich Feldreben (DNAPL-Pool, s.u.) und/oder auf oberflächennah stärkere Verdünnung resp. schon erfolgte Desorption durch das gering belastete Rheinwasserinfiltrat zurückzuführen.

4. Woher stammen die im Festgestein gefundenen Schadstoffe? Sind sie eine Folge der DNAPL Problematik?

Die bisherigen Grundwasser- und Feststoffanalysen, das Grundwassermodell und die Grundwasserspiegelmessungen 1953 und 1957 ergeben ein übereinstimmendes Bild: Die im Hardwald vorhandenen Schadstoffe stammen mit Ausnahme von TeCBD zu wesentlichen Teilen aus dem Abstrom von Feldreben und Rothausstrasse vor 1958; geringere Anteile stammen evtl. auch aus Margelacker und Schweizerhalle vor 1958. Falls ein DNAPL-Pool im Bereich Feldreben vorlag oder vorliegt, haben sich die darin enthaltenen Schadstoffe vor 1958 eher entlang der Basis des Muschelkalkaquifers subhorizontal ausgebreitet, sodass auch im südwestlichen Hardwald eine deutliche Zunahme der Schadstoffkonzentrationen (Feststoff & Grundwasser) vorgelegen haben müsste. Ein DNAPL-Pool bei Feldreben würde bei den Grundwasserfliessrichtungen heute eine Zunahme der Schadstoffkonzentrationen mit der Tiefe südlich von Feldreben bis Schweizerhalle verursachen.

Die Daten der Sondierbohrungen enthalten Indizien für eine solche Zunahme von deponietypischen Schadstoffen mit der Tiefe. Diese Zunahme, resp. die geringeren Konzentrationen nahe der Oberfläche kann jedoch auch durch die dort stärkere Durchströmung mit gering belastetem Rheinwasserinfiltrat zustande kommen.

Die ausserhalb der Deponie Feldreben nachgewiesenen CKW im Feststoff sind also, wenn überhaupt, nur in Bezug auf die Konzentrationszunahme mit der Tiefe eine Folge der DNAPL-Problematik. Es ist sehr unwahrscheinlich, dass sich Schadstoffe in Phase bis zu den Sondierbohrungen ausgebreitet haben. Die CKW im Feststoff können auch durch Sorptionsprozesse aus relativ hohen CKW-Konzentrationen im Grundwasser erklärt werden.

5. Können Veränderungen in der Konzentration einzelner Stoffe gegenüber früheren Untersuchungen festgestellt werden?

Insgesamt lässt sich bei den CKW eindeutig eine weiter abnehmende Tendenz feststellen. Allerdings sind bei der neuen Probenahmekampagne die Florinbrunnen E.3 und E.4, bei den in [70] zwischen 1980 und dem Mittel 2004-Anfang 2009 praktisch keine Abnahme der Tetrachlorethen-Konzentration festgestellt wurde, nicht beprobt und analysiert worden.

Die Chloraniline als kritische Schadstoffe zeigten in F8 eine Zunahme der Konzentration. Es ist aber auch festzuhalten, dass einzelne Messwerte bei den verschiedenen Probenahmekampagnen seit 2004 teilweise um eine Grössenordnung

schwanken. Dies ist mit unterschiedlichen Bedingungen bei der Probenahme zu erklären: Unterschiedliche Vorpumpmenge und/oder -dauer, die jeweiligen temporären lokalen Grundwasserfliessrichtungen sowie Zutritte von Niederschlagswasser können die Fliesswege aus den teils nur sehr lokal vorhandene Schadstoffansammlungen im Deponiematerial oder im Grundwasser so beeinflussen, dass sich die entsprechenden Konzentrationen im Grundwasser dann in den Messstellen stark unterscheiden.

6. Gibt es neue Leitparameter, resp. Leitstoffgruppen? Müssen andere Parameter und Stoffgruppen als bisher überwacht werden?

Anhand der neuen Analysen 2009/2010 ergeben sich keine neuen Leitparameter. Es wurden allerdings auch nur die VOC systematisch ausgewertet. Chloraniline sollten angesichts der vereinzelt aufgetretenen erhöhten Konzentration bei zukünftigen Analysen berücksichtigt werden.

Es sollte geprüft werden, ob die "unbekannten Substanzen" mit relativ hohen Konzentrationen in den Screenings identifiziert werden können. 3 von insgesamt 10 "unknown" mit geschätzten Konzentrationen ≥1 µg/l im Screening finden sich im Bereich Feldreben:

UNKNOWN 1569-188-188: 1.53 µg/l, F8
UNKNOWN 1647-204-204 1.99 µg/l, F8
UNKNOWN 1927-202-202: 3.80 µg/l, F8

UNKNOWN 1541-172-X wurde an 23 Messstellen im Hardwald mit maximal 0.043 µg/l festgestellt. Diese Substanz fand sich auch im Auhafen, am Nordrand von Feldreben und in den SondierbohrungenJ.102-J.104 und J.96-J.99. in ähnlichen, relativ geringen Konzentrationen. Dieser Stoff wurde auch schon in früheren Screenings nachgewiesen. Die räumliche Verteilung weist darauf hin, dass es sich um ein aus dem Rheinwasserinfiltrat stammenden Stoff handeln dürfte.

Im Bereich Margelacker wurden drei verschiedene unbekannte Stoffe sechsmal mit Konzentrationen zwischen 1 und 2 µg/l nachgewiesen.

7. **Aus dem Bericht 2009 ist klar, dass die Remobilisierung von früher abgelagerten Schadstoffen zentral für die gefundenen Schadstoffe im Grundwasser ist. Wie gross sind die Remobilisierungskoeffizienten, die sich aus den Resultaten (Feststoff und Grundwasser) ergeben? Sind diese Koeffizienten vergleichbar mit Literaturdaten? Mit welchen Auswaschungszeiträumen ist zu rechnen, wenn heute kein Eintrag mehr stattfindet?**

Die Ergebnisse der entsprechenden Berechnungen sind in Abschnitt 4.4 dargestellt. Die CKW sind mit einzelnen Ausnahmen in J.98 und J.99 (Rand von Schweizerhalle) im Grundwasser gegenüber den Feststoffen klar untersättigt.

Da die Remobilisierungsrate resp. die Desorptionsrate mit der Zeit abnimmt, kann anhand der vorhandenen Daten vor allem zur Tetrachlorethen-Konzentration im Trinkwasser der Hardwasser AG seit den 1980er Jahren festgestellt werden, dass eine nahezu vollständige Eliminierung der CKW im Untergrund des Hardwaldes noch einige Jahrzehnte dauern wird. Die entsprechenden CKW-Konzentrationen im Grund- und Trinkwasser dürften weiter abnehmen und sich den im Rheinwasserinfiltrat teilweise vorhandenen CKW-Konzentrationen annähern.