

Kanton Basel-Landschaft

Bau- und Umweltschutzdirektion

Amt für Umweltschutz und Energie (AUE)

Auswertung und Interpretation von neuen Grundwasserdaten im Raum Muttenz / Hardwald

Grundwasseranalysen März 2004-März 2009

Bericht W1703B

vom 09. September 2009

Inhaltsverzeichnis

1	Auftrag	1
2	Hydrogeologische Verhältnisse im Hardwald und Umgebung	3
2.1	Grundwasserleiter und Grundwasserflussrichtungen	4
2.2	Hydrochemie	9
3	Für das Grundwasser im Hardwald relevante Schadstoffquellen im Hardwald und Umgebung	13
3.1	Rheinwasser	14
3.2	Deponie Feldreben	18
3.3	Deponie Rothausstrasse	29
3.4	Margelacker	31
3.5	Hirschackergrube (D)	33
3.6	Auhafen	35
3.7	Schweizerhalle	37
4	Datenauswertung	39
4.1	Datenbasis	39
4.2	Vorgehen	40
4.3	Räumliche Verteilung der Schadstoffe	40
4.4	Screenings	54
4.5	Grundwasserstockwerke	56
4.6	Auffällige Messstellen	58
4.7	Korrelationen GW-Typ - Schadstoffe	61
4.8	Korrelationen zwischen Schadstoffen	65
4.9	Räumliche Verteilung der Schadstoffkorrelationen	70
4.10	Zeitliche Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen	72
4.11	Zeitliche Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Korrelation mit der Hydrochemie am Beispiel Calcium	77
5	Schadstofftransport im Grundwasser und Eigenschaften von im Hardwald und Umgebung häufigen KW	78
5.1	Stofftransport	79
5.2	Stoffeigenschaften	81
5.3	Schadstoffkonzentration	84
5.4	Verteilung der Schadstoffe im Hardwald und Umgebung und Beziehung zu den Stoffeigenschaften	84
6	Interpretation und Diskussion der Daten	85
6.1	Hypothesen zu Quellen und Fließ-/Transportwegen von Schadstoffen in Hardwald und Umgebung	85
6.2	Diskussion der Hypothesen	92
6.3	Modell der Schadstoffausbreitung im Hardwald: Zusammenfassung	102

7	Empfehlungen	107
7.1	Optimierung Grundwasserüberwachung	107
7.2	Detailuntersuchungen Grundwasser bei Feldreben und Rothausstrasse	109
7.3	Erfassung des Abstroms von Feldreben Richtung Hardwald unter heutigen Bedingungen	109
7.4	Verringerung der Schadstoffgehalte im Trinkwasser	110
7.5	Überprüfung der Modellvorstellungen	110

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Im Bericht verwendete Abkürzungen.	2
Tabelle 2:	Wichtigste Schadstoffe im am stärksten belasteten Deponiematerialtyp A in der Deponie Feldreben (Feststoffproben).....	21
Tabelle 3:	Feststoffanalysen aus Bohrkernmaterial der Deponie Feldreben.....	22
Tabelle 4:	Konzentrationen chlorierter aliphatischer KW von Feststoffproben aus MIP-Sondierungen.	23
Tabelle 5:	Wichtigste Schadstoffe im am stärksten belasteten Deponiematerialtyp A in der Deponie Rothausstrasse (Feststoffproben).....	30
Tabelle 6:	Liste der zur Verfügung stehenden Daten.	40
Tabelle 7:	Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Schadstoffe im Rheinwasserinfiltrat 1975 mit dem Mittelwert 2004-2009.....	76
Tabelle 8:	Abschätzung der zeitlichen Korrelation von TeCBD resp. PER mit Ca.	78
Tabelle 9:	Eigenschaften einiger im Hardwald und Umgebung häufigen resp. relevanten KW.	83
Tabelle 10:	Räumliche Gruppierung von im Hardwald und Umgebung nachgewiesenen Stoffen.	84
Tabelle 11:	Zur regelmässigen Beprobung und Analyse empfohlene Messstellen und Brunnen.	108

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Geografischer Überblick mit der im Bericht verwendeten Einteilung des Gebietes Hardwald und Umgebung.	3
Abbildung 2:	Grundwasserkarte mit Lage der wichtigsten Grundwasserentnahmestellen im Hardwald und Umgebung.	4
Abbildung 3:	Grundwasserisohypsen mit vermuteten Grundwasserfließrichtungen am 30.03.1953.	6
Abbildung 4:	Grundwasserisohypsen mit vermuteten Grundwasserfließrichtungen am 04.11.1957.	7
Abbildung 5:	Heutige Grundwasserisohypsen mit vermuteten Grundwasserfließrichtungen.	8
Abbildung 6:	Piper-Diagramm für die Grundwässer im Hardwald und Umgebung.	11
Abbildung 7:	Schoeller-Diagramme für typische Grundwässer in den einzelnen Regionen.	12
Abbildung 8:	Schoeller-Diagramme für die Gebiete Hardwald und Auhafen.	12
Abbildung 9:	Schoeller-Diagramme für die Gebiete Feldreben und Schweizerhalle.	13
Abbildung 10:	Vergleich Grundwasseranalysen des KL vom 10.12.2007 (Hardwald) mit Analyseergebnissen des Rheinwassers bei Weil am Rhein aus den Jahren 2007/2008.	15
Abbildung 11:	Heutige Überbauung der Deponie Feldreben.	20
Abbildung 12:	Konzentrationen von Tetrachlorethen in den beiden Grundwasserstockwerken und unterschiedlichen Übergangsbereichen.	58
Abbildung 13:	Verlauf ausgewählter GW-Pegel der Hardwasser AG im westlichen Hardwald im Vergleich zu C.230.	60
Abbildung 14:	Verlauf des GW-Pegels in C.230 und Wochenniederschläge bis zur Stichtagsmessung der GW-Pegel.	61
Abbildung 15:	Verhältnis Ca-Na.	62
Abbildung 16:	Verhältnis Ca-TeCBD.	63
Abbildung 17:	Verhältnis Na-TeCBD.	63
Abbildung 18:	Verhältnis Ca-PER.	64
Abbildung 19:	Verhältnis Na-PER.	65
Abbildung 20:	Verhältnis HCBD-TeCBD.	66
Abbildung 21:	Verhältnis HCBD-PCBD.	67
Abbildung 22:	Verhältnis Tetrachlorethen-TeCBD.	68
Abbildung 23:	Verhältnis Tetrachlorethen-HCBD.	68
Abbildung 24:	Verhältnis Trichlorethen – Tetrachlorethen.	69
Abbildung 25:	Verhältnis Chloroform-TeCBD.	70

Abbildung 26: Verhältnis TeCBD-HCBD in Brunnen und Messstellen in Hardwald und Umgebung projiziert auf ein West-Ost-Profil.	71
Abbildung 27: Logarithmisches Verhältnis PER-TeCBD in Brunnen und Messstellen in Hardwald und Umgebung projiziert auf ein West-Ost-Profil.....	71
Abbildung 28: Zeitliche Entwicklung der HCBP-Konzentrationen im Hardwald und Umgebung seit 1980.....	73
Abbildung 29: Zeitliche Entwicklung der Tetrachlorethan-Konzentrationen im Trinkwasser der Hardwasser AG.....	74
Abbildung 30: Zeitliche Entwicklung der Tetrachlorethen-Konzentrationen im Hardwald und Umgebung seit 1975.	74
Abbildung 31: Zeitliche Entwicklung der Hexachlorethan-Konzentrationen im Hardwald und Umgebung seit 1980.	75
Abbildung 32: Zeitliche Entwicklung der TeCBD-Konzentrationen im Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG und im Trinkwasser Zentrale West seit 1975.....	76
Abbildung 33: Schematische Darstellung der biologischen Abbaurate in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial.....	81
Abbildung 34: Durchgangskurven der relativen Konzentrationen verschiedener chlorierter KW und Chlorid in einem in-situ-Experiment.....	82
Abbildung 35: Analysenergebnisse für Mischwasser Zentrale West (Hardwasser AG), Langen Erlen (IWB) und Rheinwasser 1975.....	94
Abbildung 36: Schematische Kartendarstellung der vom Abstrom aus den Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse vor 1958 und heute davon betroffenen Gebiete.....	105

Anhang

Anhang 1:	Verwendete Unterlagen
Anhang 2:	Beantwortung der gestellten Fragen
Anhang 3:	Modelle zur Ausbreitung von DNAPLs im Untergrund
Anhang 4:	Zeitliche Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen
Anhang 5:	Zeitliche Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Korrelation mit der Hydrochemie am Beispiel Calcium

Beilagen: Karten 1:15'000 und 1:25'000

1. In den Jahren 2004 bis 2009 beprobte Brunnen und Messstellen, Belastete Standorte, Altlasten und Altlastenverdachtsflächen
2. Grundwasserchemie
3. Chlorierte Alkene
4. Halogenierte Alkane
5. Aromaten
6. Chlorierte Aromaten
7. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
8. Pflanzenschutzmittel
9. Barbiturate
10. Aniline
11. Sonstige Kohlenwasserstoffe
12. Schwermetalle
13. Screenings
14. Schadstoffverhältnisse

Zusammenfassung

Im Gebiet des Hardwaldes (MuttENZ BL) besteht seit den 1950er Jahren ein Nutzungskonflikt: Einerseits wird hier ein Teil des MuttENZer und ein grosser Teil des Basler Trinkwassers gefördert, andererseits ist der Hardwald umgeben von verschiedenen Deponien und Industriestandorten, von denen teilweise eine Belastung des Grundwassers ausgeht.

Die Diskussion um die Qualität der im Hardwald geförderten Grund- resp. Trinkwassers wurde seit 2006 auch öffentlich intensiv geführt. Das Amt für Umwelt und Energie des Kantons Basel-Landschaft in Liestal beauftragte uns im Frühjahr 2007 mit einer synoptischen Darstellung des Wissensstandes bezüglich potenzieller Schadstoffquellen, der Grundwasserverhältnisse und der Schadstoffverteilung im Gebiet Hardwald und Umgebung. Der entsprechende Bericht lag im September 2008 vor.

Im Februar 2009 wurden wir mit der Überprüfung dieser ersten Befunde unter Einbezug von neuen Grundwasseranalysen und anderer Daten beauftragt, deren Ergebnisse im vorliegenden Bericht dargestellt werden. Aufgrund neuer Daten und Erkenntnisse weichen heute einige für die Trinkwassersicherheit entscheidende Aussagen von denen im Bericht von 2008 ab.

Die Interpretation des umfangreichen Datensatzes ist aus mehreren Gründen schwierig: Die Untergrundverhältnisse sind zwar insgesamt recht gut untersucht. Aufgrund komplexer hydrogeologischer Verhältnisse, die sich seit den 1950er Jahren zudem mehrfach wesentlich änderten, reicht die Datenlage in einigen Details aber (noch) nicht aus, um belastbare Aussagen treffen zu können.

Im Grundwasser des Hardwalds finden sich nur sehr wenige Schadstoffe (fast ausschliesslich Hexa-, Penta- und Tetrachlorbutadien: meist $<0.2 \mu\text{g/l}$; Tetra- und Trichlorethen: meist $<0.5 \mu\text{g/l}$; lokal in Randbereichen einige weitere Schadstoffe in niedrigen Konzentrationen). Diese Schadstoffe sind allerdings weit verbreitet und in fast allen Brunnen und Messstellen im Hardwald nachweisbar. Deren Konzentration ist am Nord- und teilweise auch am Westrand des Hardwaldes tendenziell höher als in der Südhälfte. In den MuttENZer Deponien und in deren Nahbereichen findet sich eine Vielzahl weiterer Schadstoffe in teils hohen Konzentrationen. Auf deutscher Seite des Rheins befinden sich mit der Hirschackergrube und der Grube Fuchsbäumleacker sowie der Kesslergrube drei weitere Deponien mit den MuttENZer Deponien grob vergleichbarem Inhalt. Detailinformationen liegen uns dazu nur teilweise vor.

Anhand der Auswertung und Interpretation der bisher vorliegenden Daten wurde ein Modell entwickelt, mit dem die beobachtete Schadstoffverteilung im Hard-

wald und Umgebung plausibel erklärt werden kann. Es werden dabei drei Zeitabschnitte unterschieden:

- Bis zum Aufstau des Rheins durch das Birsfelder Wehr 1954 erfolgte der mit Schadstoffen belastete Grundwasserabstrom der Deponien Feldreben und Margelacker nach NE in den Hardwald, der von der Deponie Rothausstrasse nach NW in den Hardwald, jeweils bis zum Rhein.
- Der Aufstau und der Testbetrieb der ersten im Hardwald gebauten Brunnen verursachte ab 1954 eine deutliche Änderung der Grundwasserströmungen: Der belastete Abstrom von Feldreben und Margelacker erfolgte nach NW, der von Rothausstrasse vermutlich nach WNW, wo er teilweise in die damals bestehenden Brunnen der Hardwasser AG gelangte. Rheinwasser infiltrierte über das Flussbett entlang des gesamten Hardwaldes und des Auhafens. Möglicherweise gelangten in dieser Zeit (1954-1958) auch Schadstoffe aus der Hirschackergrube (evtl. auch Fuchsbäumelecker) jenseits des Rheins bis in den nördlichen Hardwald. Für die Kesslergrube erscheint dies sehr unwahrscheinlich. Bis 1958 befand sich praktisch der gesamte Hardwald wenigstens zeitweise im Abstrombereich einer der Deponien.
- Aufgrund der 1958 durch die Hardwasser AG begonnenen Rheinwasserinfiltration im Hardwald wurde der Zustrom von belastetem Grundwasser in den Hardwald zunächst deutlich verringert. Mit dem heutigen Zustand der Infiltrationsanlagen wurde und wird ein Zustrom von belastetem Deponiegrundwasser zum Hardwald verhindert.

Die heute im Hardwald nachgewiesenen Schadstoffe zeichnen sich durch eine mittlere Mobilität im Grundwasser und durch eine sehr grosse Stabilität gegen Abbau aus. Diese Schadstoffe sind seit ihrem Eintrag (bis 1958) vor allem an Festmaterial gebunden und werden seitdem langsam mit dem Grundwasser, welches im Hardwald vor allem aus Rheinwasserinfiltrat besteht, remobilisiert und mit dem Grundwasser ausgetragen. Die heutigen Konzentrationen von Hexachlorbutadien und Tetrachlorethen im Hardgrundwasser beispielsweise betragen nur noch einige Prozent der 1975/1980 gemessenen Konzentrationen. Andere in den Deponien vorhandene Schadstoffe gelangten vor 1958 aufgrund ihrer geringen Mobilität im Grundwasser entweder nicht bis in den Hardwald, wurden aufgrund grosser Mobilität schon ausgewaschen oder sind inzwischen abgebaut worden. Daten aus der Deponie Feldreben zeigen hingegen, dass die Konzentrationen von Tetrachlorethen in den letzten 30 Jahren etwa gleich hoch blieben, die von Hexachlorethan nur wenig abgenommen haben. Dies ist einer der Gründe, warum im Untergrund der Deponie Feldreben ein DNAPL-Pool vermutet werden kann.

Wasseranalysen von 1975 zeigen, dass ein wesentlicher Teil des vom BAG bezüglich seines genotoxischen Potenzials Toxizität als kritisch beurteilten Tetrachlorbutadiens sowie des Pentachlorbutadiens wahrscheinlich aus dem Eintrag über die Rheinwasserinfiltration der Hardwasser AG stammt. Der Zeitraum des

Eintrags und die Gesamtmenge des aus dem Rheinwasser stammenden Tetrachlorbutadiens lassen sich nicht genau abschätzen. Ein wesentlicher Abbau von hoch chlorierten Butadienen (insbesondere von Hexachlorbutadien zu Tetrachlorbutadien) und Ethenen ist wegen der geringen Abbauraten ausserhalb von Deponien mit anaeroben Verhältnissen nicht zu erwarten.

In unserem Bericht von 2008 wurde ein heutiger Abstrom aus dem Auhafen nach SW sowie aus der Deponie Feldreben nach NNW in Richtung Hardwald für möglich erachtet. Aufgrund der neuen Grundwasseranalysen 2008 und 2009 kann der Auhafen als Ursache für die im nördlichen Hardwald zu beobachtenden Grundwasserbelastungen mit chlorierten Kohlenwasserstoffen ausgeschlossen werden. Für einen heutigen Abstrom von Feldreben Richtung Hardwald liegen nur unsichere Indizien vor. Ein solcher Abstrom müsste anhand von mobilen und stabilen Schadstoffen aus der Deponie Feldreben (Dichlorethen, Chloroform) nachzuweisen sein. Dies ist jedoch nicht der Fall, sodass ein Schadstofftransport von Feldreben Richtung Hardwald unter heutigen Bedingungen unwahrscheinlich ist.

Mit dem dargestellten Modell der Belastung des Grundwassers des Hardwalds durch Muttenzer Deponien bis 1958 und folgender Verdünnungen und bis heute anhaltender langsamer Remobilisierung der Schadstoffe können die Schadstoffverteilungen im Hardwald und Umgebung gut erklärt werden. Die sich aus der Auswertung und Interpretation der Grundwasserdaten ergebenden Modellvorstellungen des Schadstofftransportes entsprechen weitestgehend den Resultaten einer an der Universität Basel durchgeführten Grundwassermodellierung. Somit ergibt sich heute ein wesentlich klareres Bild über die Herkunft der Schadstoffe im Hardwald als noch vor einem Jahr. Lediglich bei einigen Annahmen zum spezifischen Transportverhalten der Schadstoffe bestehen noch gewisse Unsicherheiten.

Wir empfehlen, mit einem begrenztem Messprogramm in ausgewählten Brunnen und Messstellen weiterhin ein bis zweimal pro Jahr die wichtigsten Schadstoffe zu analysieren, um die weitere Entwicklung der Schadstoffe im Grundwasser des Hardwalds überwachen zu können. Weiterhin sollte mit Feldversuchen geklärt werden, ob ein Abstrom von Feldreben Richtung Hardwald unter heutigen Bedingungen ausgeschlossen werden kann.

Mit geeigneten Massnahmen sollte geprüft werden, ob sich im Grundwasser im Bereich der Deponien Feldreben und Rothausstrasse ein DNAPL-Pool befindet. Dieser hätte wesentliche Auswirkungen auf die Frage, ob und über welche Zeiträume eine Gefährdung des Grundwassers im Hardwald im Falle einer Nutzungsänderung im Hardwald und Umgebung zu erwarten ist. Weiterhin ist dieser ein wesentliches Kriterium bei der Beurteilung allfälliger Sanierungsmassnahmen, insbesondere für die Abschätzung, ob ein Materialaushub („Totalsanierung“) bei den Deponien die beabsichtigte Wirkung zeigen würde.

1 Auftrag

Am 3. Februar 2009 erhielten wir vom Amt für Umweltschutz und Energie des Kanton Basel-Landschaft (AUE BL), vertreten durch Herrn Dr. A. Auckenthaler, den Auftrag zur Auswertung und Interpretation von neuen Grundwasserdaten im Raum Muttenz / Hardwald.

In der Zeit von März 2007 bis September 2008 hatten wir bereits in zwei Phasen einen Bericht zur Situation der Grundwasserbelastungen in Hardwald und Umgebung erarbeitet [80]. Der vorliegende Bericht bezieht neue Daten ein und aktualisiert die Einschätzung der Situation bezüglich der Grundwasserbelastungen. Folgende Arbeiten sollten durchgeführt und die seitens des AUE BL gestellten Fragen nach Möglichkeit beantwortet werden:

Datenauswertung

- Es sollen alle Daten auf einer Karte dargestellt werden. Für einen Teil der Daten sollen zusätzlich auch Minimal- und Maximalwerte dargestellt werden.
- Pro Messstelle ist die Anzahl gefundener Stoffe anzugeben; nach Möglichkeit aufgeschlüsselt nach Analysemethode.
- Wo (räumlich) sind welche Stoffgruppen dominant?
- Welche Stoffe wurden wie oft nachgewiesen? Mittelwerte, Minima und Maxima sollen angegeben werden.
- Gibt es Korrelationen verschiedener Stoffe?
- In welcher geologischen Formation sind die Messstellen verfiltert, resp. wird das Karstgrundwasser oder das Muschelkalkgrundwasser beprobt?
- Gibt es Unterschiede in der stofflichen Belastung von Grundwasser aus dem Lockergestein und dem Hauptmuschelkalk?
- Weitere für die Interpretation der Daten relevante Auswertungen.

Interpretation der Daten

- Die Daten sollen im Kontext unseres Berichtes [80] vom 04.09.2008 interpretiert werden. Ergeben sich neue Erkenntnisse?
- Wichtig ist insbesondere die Herkunft von Tetrachlorbutadien (TeCBD) und der Grund für die gleichmässige Verteilung unter anderem von TeCBD und Tetrachlorethen (PER) in den Trinkwasserbrunnen der Hardwasser AG.
- Für welche Schadstoffe ist eine Herkunft aus den Deponien Feldreben, Margelacker oder Rothausstrasse denkbar, für welche eine Herkunft aus der direkten Rheininfiltration, aus der regionalen Zirkulation im Hauptmu-

schelkalk, der künstlichen Infiltration von Rheinwasser oder aus anderen Quellen?

- Können Konzentrationsveränderungen gegenüber früheren Untersuchungen festgestellt werden?
- Gibt es Leitparameter oder Gruppen von Leitparametern? Welche Parameter und Stoffe sollen wo überwacht werden?
- Es sollen Vorschläge zur Optimierung zukünftiger Messkampagnen im Raum Muttenz gemacht werden. Dabei ist von einer Kapazitätsgrenze von 30-35 Proben pro Kampagne auszugehen.

Uns lagen neben den Ergebnissen der Technischen Untersuchungen der drei genannten Deponien eine Vielzahl neuer Analysenergebnisse des AUE BL aus dem Gebiet Muttenz zur Verfügung. Die Daten der Deponieuntersuchungen wurden durch M. Forter in eine Datenbank überführt. Zudem lagen neu Angaben zum Ausbau einiger Piezometer im Hardwald vor. Weiterhin haben wir einen Datensatz von Dezember 2007 bis Januar 2009 mit wöchentlichen Pegelmessungen der Hardwasser AG aus dem Hardwald und angrenzender Gebiete erhalten.

Die Darstellungen der hydrogeologischen Verhältnisse und die Beschreibungen der (potenziellen) Schadstoffquellen sind teils aus dem älteren Bericht [80] übernommen worden, teils wurden sie ergänzt. Es ergeben sich im Vergleich zu diesem Bericht vom August 2008 [80] teils Änderungen bezüglich der Interpretation der Herkunft der im Hardwald zu beobachtenden Schadstoffe. Diese Änderungen sind vor allem auf neue Grundwasserdaten, die nun flächendeckend für den Hardwald *und* den Auhafen zur Verfügung stehen, und auf eine bessere Kenntnis der Grundwasserströmungen in der Zeit bis 1958 zurückzuführen.

Folgende Abkürzungen werden im Bericht verwendet:

Tabelle 1: Im Bericht verwendete Abkürzungen.

HCBD	Hexachlorbutadien	LCKW	Leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoff
PCBD	Pentachlorbutadien	BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol
TeCBD	Tetrachlorbutadien	KW	Kohlenwasserstoff
PER	Tetrachlorethen („Perchlorethylen“), PCE	PAK	Polyzyklischer Aromat
TRI	Trichlorethen („Trichlorethylen“)	GW	Grundwasser
DCE	Dichlorethen („Dichlorethylen“)	HMK	Hauptmuschelkalk

2 Hydrogeologische Verhältnisse im Hardwald und Umgebung

Das Gebiet Hardwald und Umgebung wurde für die Auswertungen entsprechend Abbildung 1 in 8 Gebiete unterteilt, um räumliche Zusammenhänge besser sichtbar zu machen. Dabei wurden Gebiete mit ähnlichen Bedingungen bezüglich möglicher Schadstoffeinträge abgegrenzt: Dies waren zunächst die drei Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse, das Industriegebiet Schweizerhalle (Chemiestandorte) und der Auhafen (Umschlagplatz vor allem von Kohlenwasserstoffen). Das Gebiet Hardwald umfasst die Grundwasserschutzzone Hardwald; zusätzlich das gesamte Gebiet zwischen Autobahn und Bahnhof Muttentz, einen Teil des Bahnhofareals und einen schmalen zusätzlichen Streifen am Westrand des Hardwaldes. Die Gebiete Muttentz Bahnhof und Muttentz West umfassen jeweils die übrigen Messstellen und Brunnen ausserhalb der genannten Gebiete. Zusätzlich werden die Daten für das Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG und das Trinkwasser in der Zentrale West separat dargestellt.

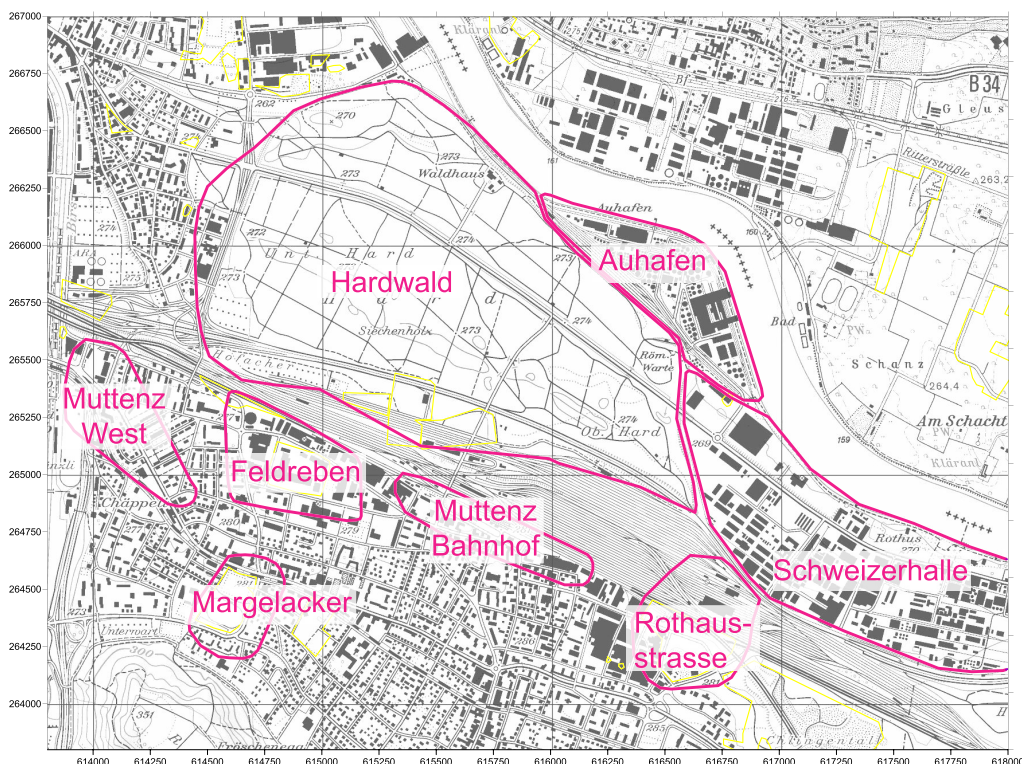


Abbildung 1: Geografischer Überblick mit der im Bericht verwendeten Einteilung des Gebietes Hardwald und Umgebung.

2.1 Grundwasserleiter und Grundwasserfliessrichtungen

Abbildung 2 zeigt die Grundwasserkarte des Hardwaldes und seiner Umgebung (aus [14]). Die hydrogeologischen Verhältnisse werden wesentlich bestimmt durch den Niederterrassenschotter als Lockergesteinsaquifer und den Hauptmuschelkalk als Festgesteins- und Karstaquifer, welcher durch SW-NE- bis SSW-NNE-gerichtete Horste und Gräben unterbrochen ist.

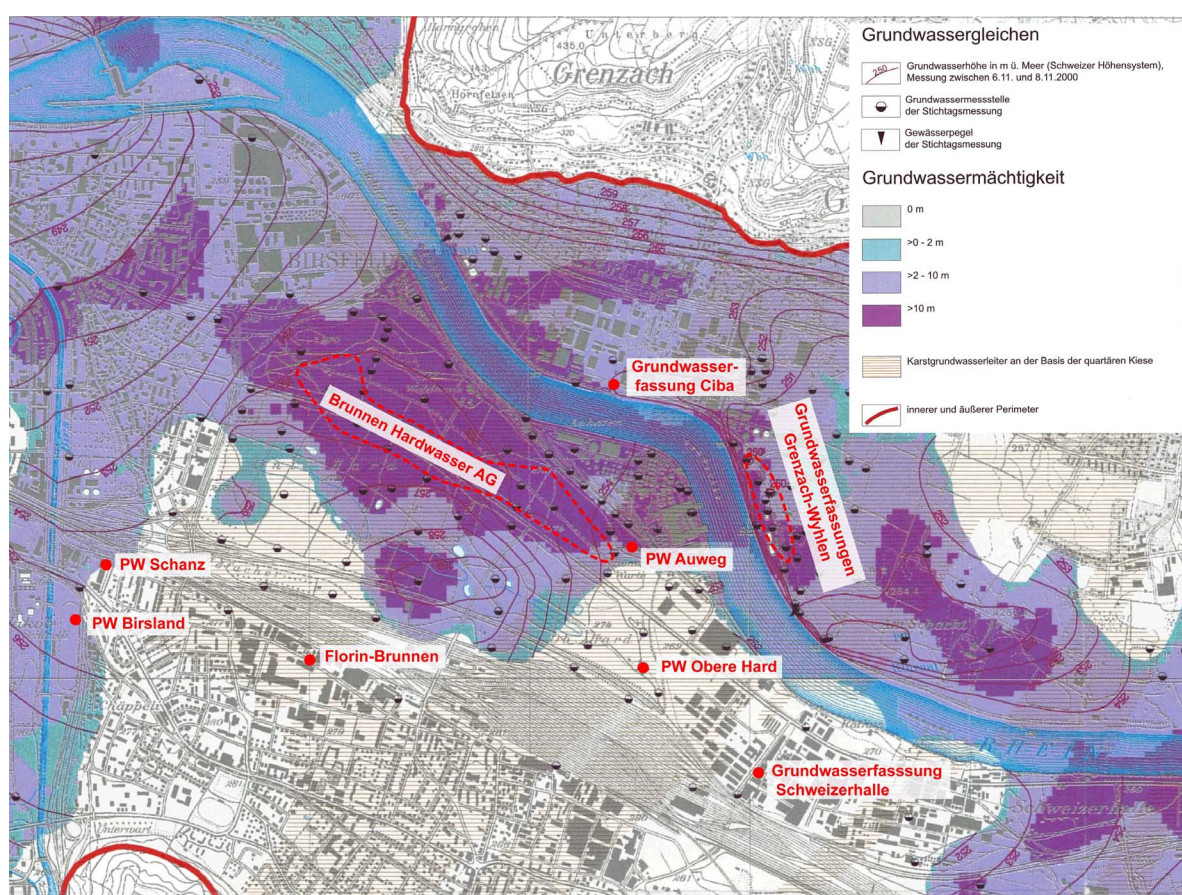


Abbildung 2: Grundwasserkarte [14] mit Lage der wichtigsten Grundwasserentnahmestellen im Hardwald und Umgebung. PW= Pumpwerk.

Festgesteine

Der etwa 50 - 60 m mächtige Hauptmuschelkalk, und untergeordnet der Trigonus-Dolomit sowie die Dolomitzone bilden einen ergiebigen Kluft- und Karstaquifer (nachfolgend Muschelkalkaquifer genannt). Das Grundwasser zirkuliert hier hauptsächlich entlang von bevorzugten Fließwegen wie offenen Klüften, Störzonen und Karststrukturen. Die Durchlässigkeit des Gesteins muss als gut bis sehr

gut eingestuft werden. Grundwasserstauer für diesen Aquifer bilden die geringdurchlässigen Gesteine der Anhydritgruppe. Die NNW-SSE verlaufenden Horste und Gräben mit geringdurchlässigen Gesteinen (Rheintal-Graben mit Dogger, Wartenberg-Graben bzw. Hard-Graben mit Opalinuston, [4]) stellen Barrieren für den Grundwasserfluss dar. Da der Karstaquifer mit dem Lockergesteinsaquifer (siehe unten) hydraulisch verbunden ist, ist insbesondere im Bereich von geringdurchlässigen Barrieren mit einem Aufstieg von Karstgrundwasser aus tieferen Lagen in die Lockergesteine zu rechnen.

Lockergesteine

Die Niederterrassenschotter bilden einen gut durchlässigen Porengrundwasserleiter. Die Grundwassermächtigkeit beträgt im Bereich der Brunnen der Hardwasser AG über 20 m, sie kann stellenweise jedoch auch 40 m und mehr erreichen. Auffällig sind dabei trichterförmige Vertiefungen der Felsoberfläche (Südwesten des Hardwaldes bei C.211, Westrand des Hardgrabens nördlich der Autobahn, nahe Kantonsstrasse bei A.1 und A.30), welche als schottergefüllte Karststrukturen (Dolinen) gedeutet werden. Der Grundwasserspiegel liegt etwa bei 251 - 254 m ü.M., stellenweise erreicht er bis zu 260 m ü.M. ("Grundwasserberg", siehe unten).

Grundwasserfliessrichtungen

Die Grundwasserfliessrichtungen im Raum Muttenz haben sich im Laufe der Zeit durch anthropogene Eingriffe wesentlich verändert. Unter ursprünglichen Bedingungen vor 1953 floss das Grundwasser Richtung Rhein, der den regionalen Vorfluter bildet (Abbildung 3). Am Westrand zeichnete sich ein Zufluss aus dem Birstal ab. Der Abstrom aus der Deponie Feldreben, welche zu der Zeit noch betrieben wurde, erfolgte nach Nordosten und bog dann im zentralen Hardwald nach Norden um. Der Grundwasserfluss aus dem Bereich Rothausstrasse war nach NNW gerichtet. Im Bereich des westlichen Auhafens trat es in den Rhein als Vorfluter über.

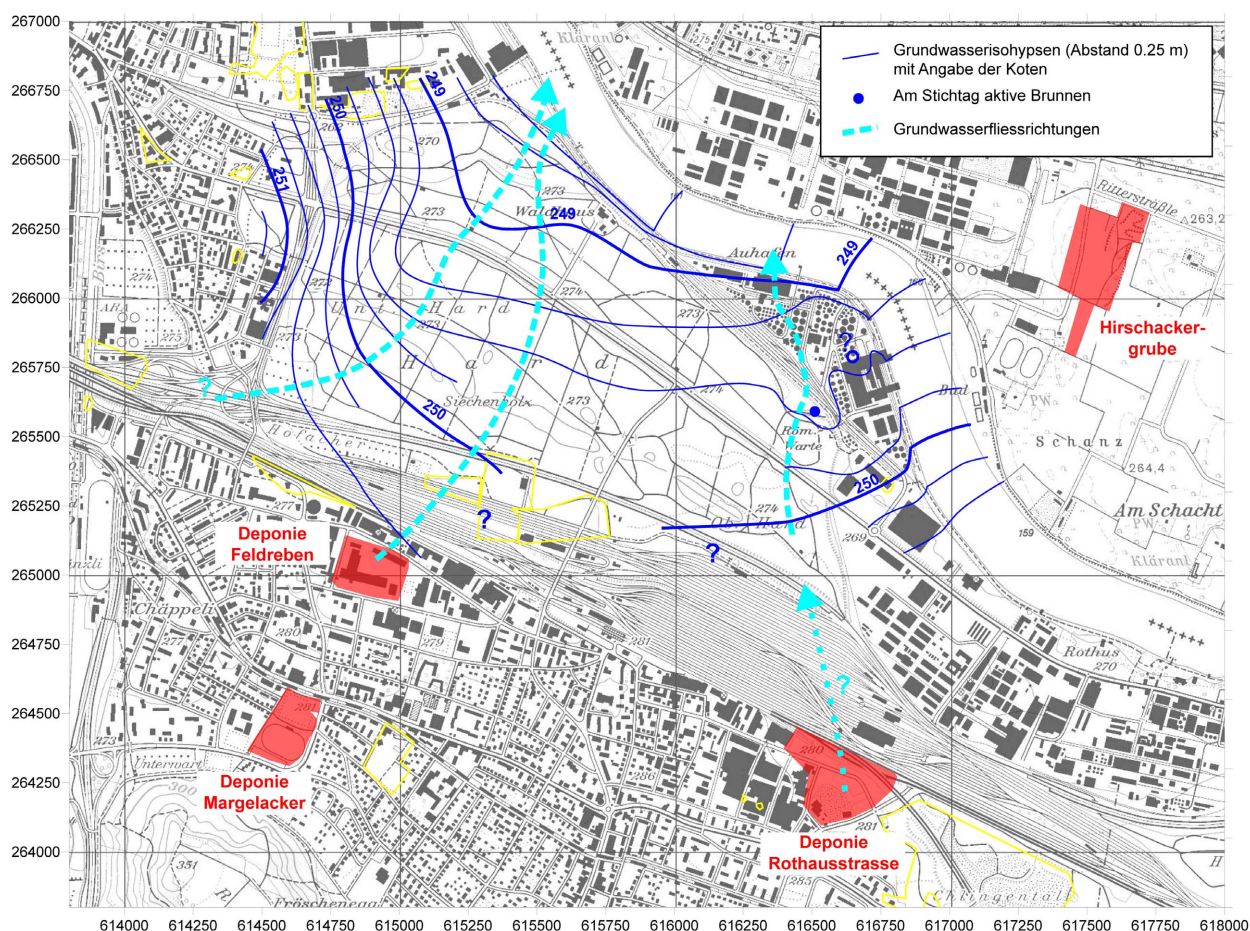


Abbildung 3: Grundwasserisohypsen mit vermuteten Grundwasserfließrichtungen am 30.03.1953. Die Darstellung basiert auf einer Kartendarstellung des „Generellen Projektes der Arbeitsgemeinschaft für die Projektierung der Trinkwassergewinnung Hard“, März 1954.

Mit dem Bau des Birsfelder Wehrs und Betriebsaufnahme des Kraftwerkes 1954 (nordwestlich ausserhalb der Kartendarstellung in Abbildung 4) wurde durch den Aufstau des Rheins der Grundwasserspiegel im Hardwald erhöht. Im Bereich des Wehrs verstärkte sich das Grundwassergefälle. Oberhalb des Wehrs infiltrierte Rheinwasser im Uferbereich. Dadurch wurde das Rheinbett vermutlich verstärkt kolmatiert. Die Pegelschwankungen des Rheins sind seither oberhalb des Wehrs wesentlich geringer als vor dem Bau des Wehrs und liegen im Bereich von Dezimetern.

Die Hardwasser AG begann ab 1951 versuchsweise Grundwasser zur Trinkwassernutzung zu fördern. Die regelmässige Grundwasserförderung begann 1956, allerdings konnte die Qualität nicht befriedigen. Abbildung 4 zeigt die Grundwasserisohypsen am 04.11.1957. Die Grundwasserfließrichtungen waren im südlichen Hardwald nach WNW bis NW gerichtet, vom Rhein erfolgt eine Infiltration Richtung W bis SW zu den Brunnen. Das Grundwasser aus dem SW-Teil von Schweizer-

halle strömte nach WNW und dann Richtung NW zu den Brunnen A.12 und A.14, dies galt vermutlich auch für das aus dem Bereich Rothausstrasse abströmende Grundwasser.

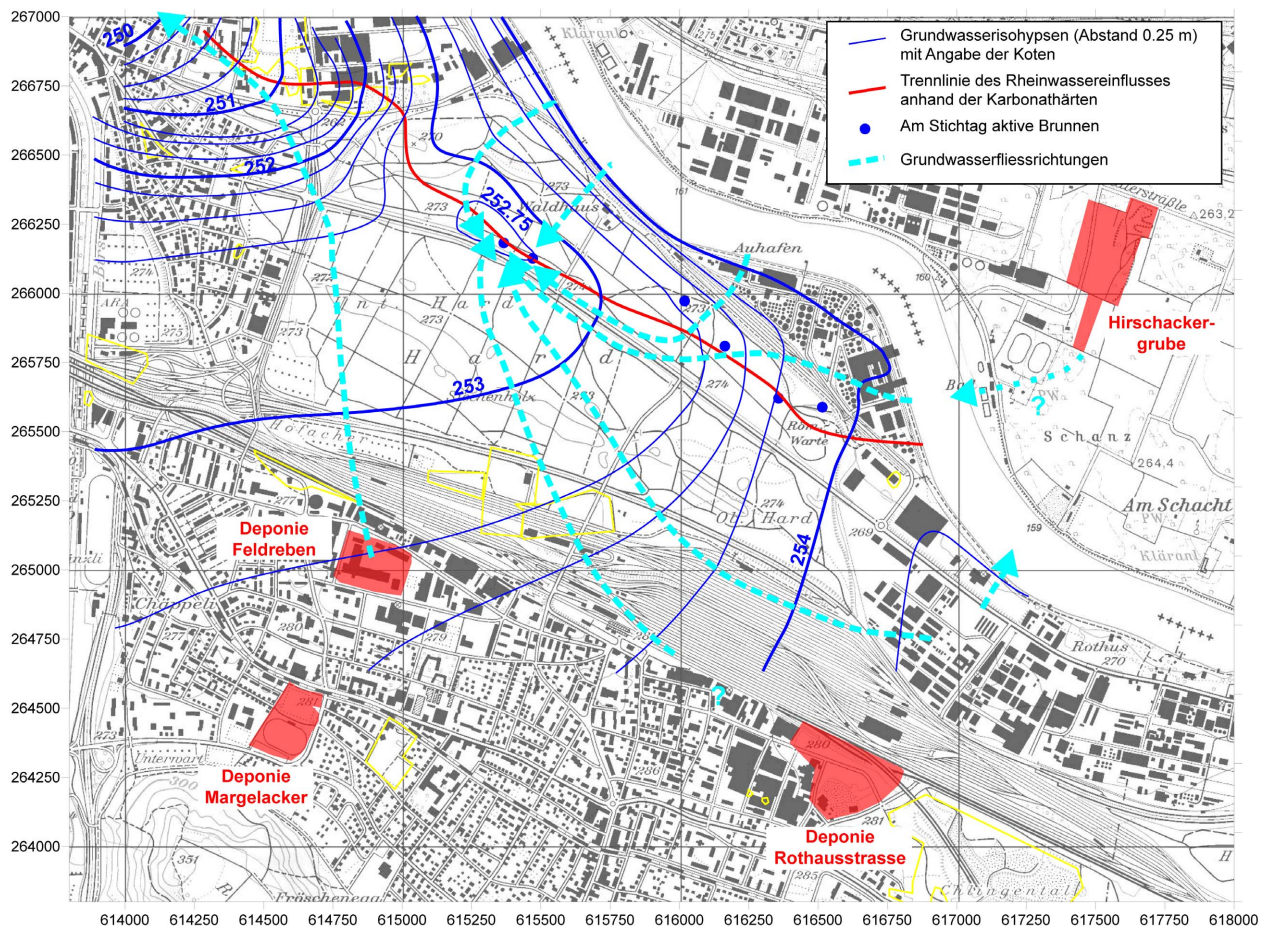


Abbildung 4: Grundwasserisohypsen mit vermuteten Grundwasserfließrichtungen am 04.11.1957. Die Darstellung basiert auf einer Kartendarstellung der Hardwasser AG vom 15.01.1958. Es waren zu diesem Zeitpunkt folgende Brunnen in Betrieb: A.12, A.14, A.25, A.26, A.29, PW Auweg (6401, 6404, 6113).

Ab 1958 begann die Hardwasser AG mit der Infiltration von Rheinwasser. Die Anlagen (Infiltrationsgräben und -Teiche) wurde bis 1977 etappenweise ausgebaut. Diese künstliche Grundwasseranreicherung bewirkt im zentralen Bereich des Hardwalds eine Erhöhung des Grundwasserspiegels in Lockergesteinen über geringdurchlässigen Festgesteinen des Hardgrabens um etwa 5 - 6 m. Dieser "Grundwasserberg" setzt sich auch in den angrenzenden Festgesteinen fort (Abbildung 5).

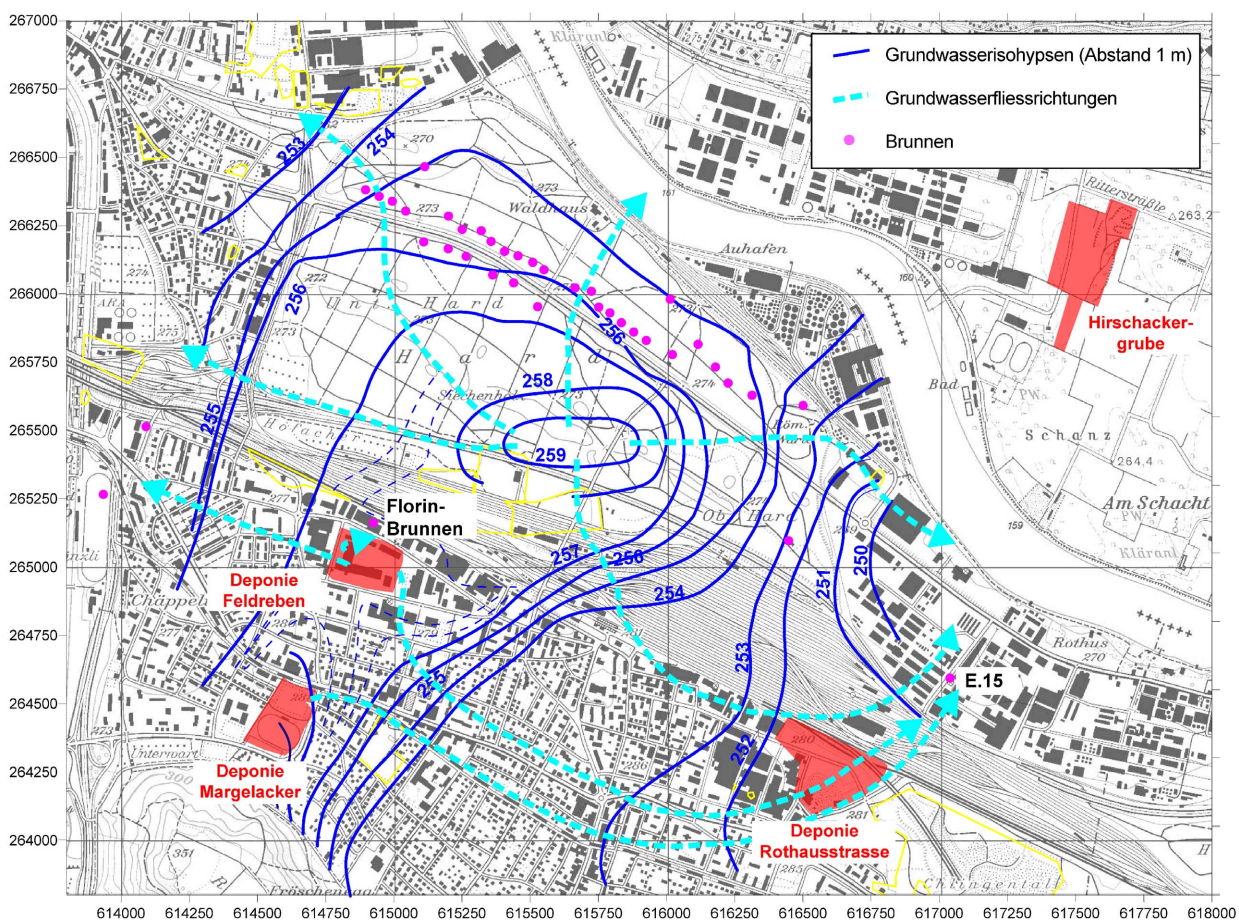


Abbildung 5: Heutige Grundwasserisohypsen mit vermuteten Grundwasserflussrichtungen. Die Darstellung basiert auf einer Isohypsendarstellung aus [73] für die südliche Hälfte und von aufgrund von GW-Spiegelmessungen der Hardwasser AG 01.09.2008 interpolierten GW-Isohypsen für die nördliche Hälfte. Die Brunnen auf Schweizer Gebiet sowie die wichtigen Brauchwasserfassungen E.3/E.4 ("Florinbrunnen") und E.15 in Schweizerhalle sind ebenfalls eingezeichnet.

Parallel dazu werden heute verschiedene grössere Brauch- und Trinkwasserfassungen (Abbildung 5) betrieben, die eine Grundwasserabsenkung bewirken. Solche Fassungen befinden sich auf deutscher Seite im Industriegebiet von Grenzach (Brauchwasserbrunnen der Ciba) und entlang des Rheins bei Schanz (Trinkwasserbrunnen von Wyhlen, D). Auf Schweizer Seite befinden sich Brauchwasserbrunnen mit bedeutenden Förderraten in Schweizerhalle. Nach dem Sandoz-Brand 1986 sind die Förderraten einiger nahe am Brandplatz gelegenen Brunnen deutlich erhöht worden. Auf der N-Seite der ehemaligen Deponie Feldreben werden zwei Brauchwasserbrunnen betrieben (Florin-Brunnen, E.3 und E.4) in welchem Deponiewasser gefördert wird. Zudem sind vier Pumpwerke zur Trinkwassergewinnung in Betrieb: Die PW Schanz und Birsland im Westen von Muttentz sowie die PW Auweg und Obere Hard im Osten des Hardwaldes.

Die künstliche Rheinwasseranreicherung der Hardwasser AG im Hardwald verursachte eine völlige Änderung der ehemaligen Fließrichtungen. Es besteht ein "Grundwasserberg" mit allseitigem Abstrom, der jedoch keine radialsymmetrische Form aufweist (Abbildung 5). Auf Schweizer Seite des Rheins fließt das Grundwasser W des Grundwasserberges gegen NW dem Rhein (als Vorfluter oberhalb dem Birsfelder Wehr) zu. Auf der E-Seite fließt das Grundwasser nach SE gegen Schweizerhalle dem dortigen Brauchwasserbrunnen zu. Auf deutscher Seite ist im E des Betrachtungsperimeters (Abbildung 2), weitere detaillierte Darstellungen in den Berichten zu den Technischen Deponieuntersuchungen [44], [73], [74]) die generelle Fließrichtung nach S gerichtet. Die Ursache liegt in der künstlichen Senke, die durch den Pumpbetrieb in Schweizerhalle auf Schweizer Seite verursacht wird. Wird dieser Pumpbetrieb eingestellt, fließt das Grundwasser gegen SW [20] und gelangt in die Brunnen der Trinkwasserversorgung von Grenzach-Wyhlen.

2.2 Hydrochemie

Durch die Infiltration von weichem Flusswasser kommt es zu einer deutlichen Verdünnung der Grundwassermineralisation. Mit zunehmender Entfernung zu den Infiltrationsgräben und -weihern nimmt der Anteil des natürlichen Grundwassers tendenziell zu. Letzteres dürfte vor allem aus der regionalen Grundwasserzirkulation von Süden aus dem Oberen Muschelkalk stammen und weist einen erhöhten Ca- und SO_4 -Gehalt auf (Abbildung 6 bis Abbildung 9, Abbildung 15, Beilage 2). Es tritt gegen Norden vermutlich im Bereich von Karststrukturen in den Lockergesteinsaquifer über.

Die Messstellen und Brunnen A.3, A.7, C.21, C.36, C71, C.206 und C.211 weisen gegenüber benachbarten Messstellen und Brunnen erhöhte Mineralisationen, insbesondere von Na auf. Insbesondere C.21 weist besondere Merkmale auf, die eindeutig für einen Zustrom aus dem Festgestein unter den Niederterrassenschottern sprechen: Das Wasser ist sulfatfrei und fast sauerstofffrei und zeigt einen hohen Na-Gehalt, während der Ca-Gehalt niedrig ist. Dies weist auf einen Grundwasserzustrom aus einem Bereich mit reduzierenden Bedingungen hin sowie auf Ionenaustauschprozesse, wie sie vor allem für Grundwässer mit langen Aufenthaltszeiten typisch sind. Im Bereich von C.21 ist der Grundwasserstand tendenziell höher als in den umgebenen Messstellen [81], was ebenfalls am besten mit einem Grundwasserzustrom aus dem Festgestein erklärt werden kann. Weitere

Indizien für einen Zustrom aus dem Festgestein werden in den Abschnitten 4.4.2 und 4.6 genannt.

Der Anteil des Festgesteinsgrundwassers in den Brunnen und Messstellen, die zumindest im nördlichen Hardwald nicht bis auf den Fels reichen, kann nur grob abgeschätzt werden. Zum Vergleich müsste ein Referenz-Felsgrundwasser (z.B. aus dem Oberen Muschelkalk) bekannt sein. Das Felsgrundwasser im Bereich Feldreben ist durch Anströmung vom "Grundwasser-Berg" schon durch Rheinwasser teilweise oder in einem nicht genau bekannten Ausmass verdünnt [73]. Gemäss [1] wird das Grundwasser im Süden und Südwesten von Feldreben bis Margelacker kaum vom Zustrom vom Grundwasserberg beeinflusst. Der Mittelwert für Chlorid beträgt in den Messstellen F1, P.3t und J.58 ca. 40 mg/l, der von Sulfat ca. 110 mg/l. Wenn dieses Grundwasser als typisch für das Grundwasser im Oberen Muschelkalk gelten kann, so beträgt der Anteil von Felsgrundwasser in den oben genannten Messstellen und Brunnen im NW Hardwald nach einer groben Abschätzung zwischen 20 und 50%. Demgegenüber ist die Mineralisation der meisten anderen Brunnen und Messstellen im Vergleich zum Rheinwasserinfiltrat kaum erhöht (Abbildung 15). Diese geringe Erhöhung kann neben sehr geringen Anteilen mit Zustrom von Felsgrundwasser vor allem mit Lösung der durchströmten Lockergesteine zwischen Infiltration und Brunnen erklärt werden.

Vor allem im Gebiet Schweizerhalle weisen einige Brunnen und Messstellen erhöhte Na- und Cl-Gehalte auf (Abbildung 7 und Abbildung 9), was auf Grundwasseranteile aus dem Mittleren Muschelkalk hinweist. Weitere Auffälligkeiten einzelner Brunnen und Messstellen werden im Kontext der Datenauswertungen ab Kapitel 4 beschrieben.

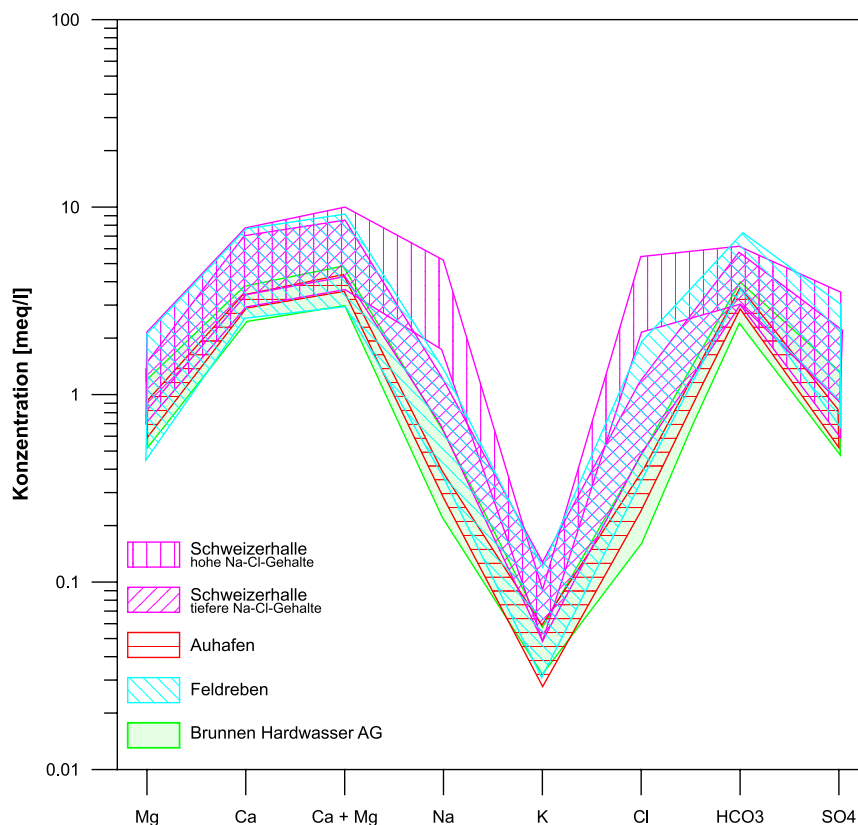


Abbildung 7: Schoeller-Diagramme für typische Grundwässer (umhüllende schraffierte Bereiche; entsprechen den typischen Grundwässern in den Abbildungen 8 und 9) in den einzelnen Regionen.

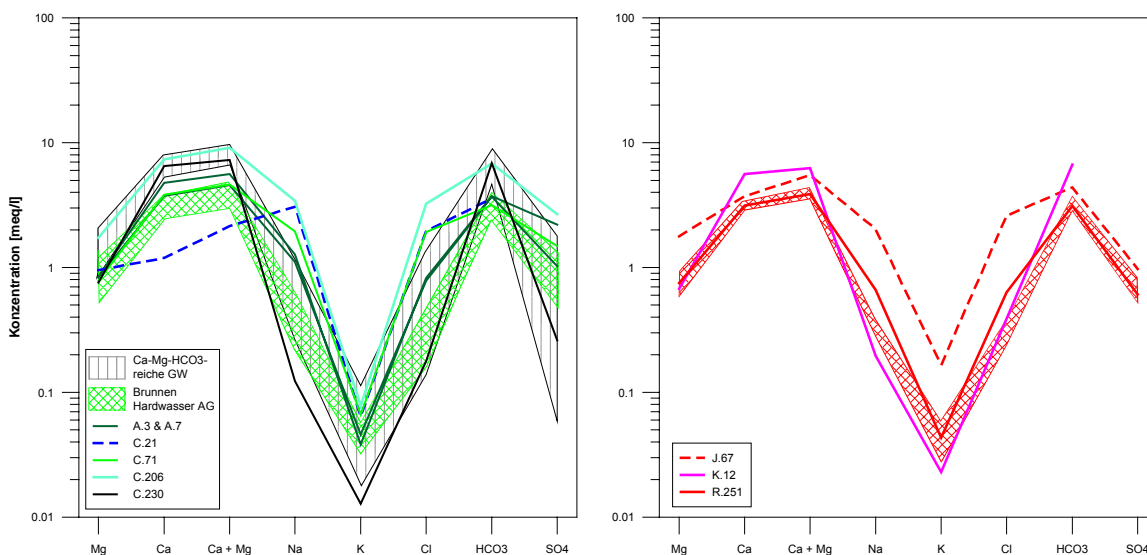


Abbildung 8: Schoeller-Diagramme für die Gebiete Hardwald (links) und Auhafen (rechts). Die schraffierte Bereiche repräsentieren die Umhüllende (=typische Grundwässer) der jeweils übrigen Messstellen und Brunnen.

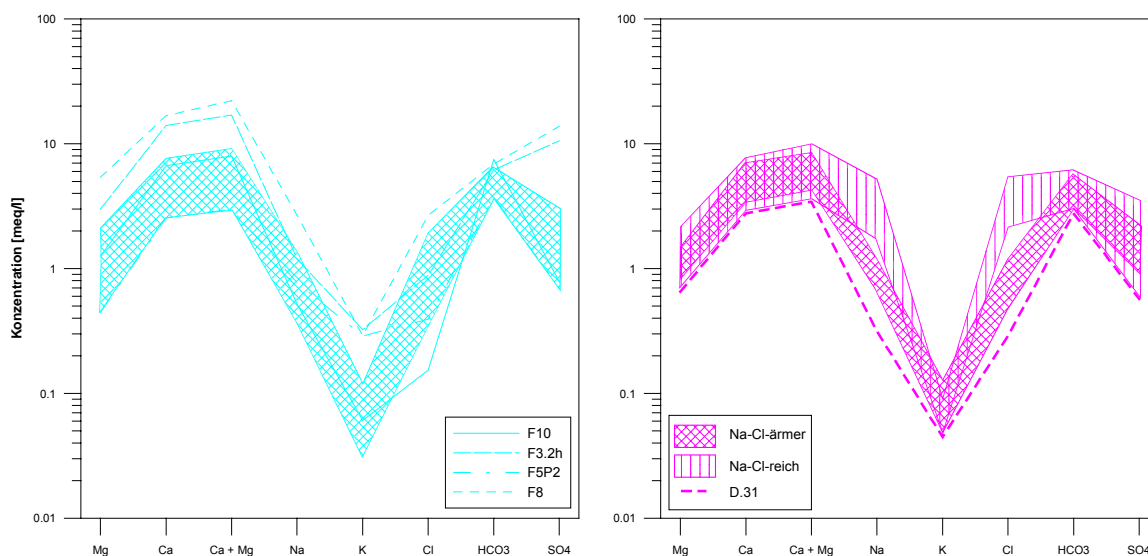


Abbildung 9: Schoeller-Diagramme für die Gebiete Feldreben (links) und Schweizerhalle (rechts). Die schraffierten Bereiche repräsentieren die Umhüllende (=typische Grundwässer) der jeweils übrigen Messstellen und Brunnen.

3 Für das Grundwasser im Hardwald relevante Schadstoffquellen im Hardwald und Umgebung

In [80] wurde eine umfangreiche Studie zu potenziellen Schadstoffquellen im Hardwald und Umgebung durchgeführt. Von den Schadstoffquellen, die gemäss [80] eine im Sinne der Zielsetzung der in diesem Bericht durchgeführten Untersuchungen relevante Beeinflussung des Grundwassers in Hardwald und Umgebung möglich erscheint, werden in den folgenden Abschnitten beschrieben. Bei der Auswahl wurden neuere Daten teilweise schon berücksichtigt: So liegt gemäss der Grundwasseruntersuchungen im Hardwald kein Hinweis vor, dass aus dem Areal der ehemaligen BP-Anlagen Schadstoffe in die nahe gelegenen Messstellen C.18 oder C.36 gelang (s.u.), diese potenzielle Quelle wird daher nicht mehr berücksichtigt. Dies gilt auch für die Kesslergrube, für die aufgrund der Grundwassermodellierungen eine Beeinflussung des Grundwassers des Hardwalds unwahrscheinlich ist.

Folgende Schadstoffquellen werden im Hinblick auf Grundwasserbelastungen im Hardwald und Umgebung in die Auswertungen einbezogen:

- | | |
|---------------------------|-------------------------|
| 1. Rheinwasser | 5. Hirschackergrube (D) |
| 2. Deponie Feldreben | 6. Auhafen |
| 3. Deponie Rothausstrasse | 7. Schweizerhalle |
| 4. Deponie Margelacker | |

3.1 Rheinwasser

Mit dem Rheinwasser können über die künstliche Infiltration der Hardwasser AG sowie durch Infiltration über das Flussbett Schadstoffe in den Untergrund gelangen. Die Schadstoffbelastung des Rheinwassers hat sich seit den 1950er Jahren deutlich verringert. Die Wasserqualität wird bei der Rheinwasserüberwachungsstation Weil am Rhein sowie durch andere Stellen (z.B. AWBR, Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein) kontinuierlich überwacht [13]. Die Hardwasser AG führt ebenfalls regelmässige Kontrollanalysen des Rheinwasserinfiltrats durch.

Das Rheinwasser resp. das durch die Hardwasser AG infiltrierte, durch einen Sandfilter aufbereitete Rheinwasser, welches in Gräben und Teichen im Hardwald versickert, wurde immer wieder als mögliche Quelle für die im Grundwasser des Hardwaldes nachgewiesenen Schadstoffe genannt. Im folgenden Abschnitt werden Schadstoffe im Rheinwasser mit denen im Grundwasser des Hardwaldes verglichen. Dieser Vergleich wird durch verschiedene Faktoren erschwert:

1. Schadstoffkonzentrationen sind im Rhein starken Schwankungen unterworfen. Belastungsspitzen im Rheinwasserinfiltrat treten im Mischwasser wegen unterschiedlich langer Fließwege zu den verschiedenen Brunnen sowie durch Mischung des in den Brunnen geförderten Grundwassers gedämpft auf. Zudem ist die räumliche Verteilung von Schadstoffen in den verschiedenen Brunnen zu einem Stichtag unter Umständen wegen der unterschiedlichen Verweildauer im Anströmbereich nicht repräsentativ.
2. Es liegen nur wenige Resultate gleichzeitiger Beprobungen von Rheinwasserinfiltrat und Brunnen resp. Messstellen im Hardwald vor ([10], [11], [76], siehe auch 4.1).
3. Die Vergleichbarkeit von Analysenresultaten verschiedener Messkampagnen ist nur bedingt gegeben (Analytik, Beprobungszeitpunkt, Infiltrationsrate der Hardwasser AG und Grundwasserentnahmen im Hardwald, Übereinstimmung analysierter Stoffe).

4. Die Messstelle Weil am Rhein (Rheinüberwachungsstation, RÜS) misst viele Parameter mehr oder weniger kontinuierlich. Sie liegt aber einige Kilometer weiter rheinabwärts, sodass allfällige Einflüsse u.a. aus der Industrie Schweizerhalle, vom Auhafen und Birsfelder Hafen, aus den Flüssen Birs, Birsig und Wiese mit teils nachgewiesener Schadstofffracht, der chemischen Industrie Basel, den Abwässern von Basel Stadt, aus vorhandenen Altlasten (insbesondere Deponien) sowie aus der Industrie St. Louis vorhanden sein können.
5. Die Nachweis-/Bestimmungsgrenzen unterscheiden sich bei den verschiedenen Wasseranalysen teils deutlich.

Die Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein misst kontinuierlich anhand von 24h-Mischproben die Konzentrationen unter anderem von LCKW, Pestiziden, Arzneimittelstoffen und anderen organischen Schadstoffen (<http://www.aue.bs.ch/fachbereiche/gewaesser/rheinberichte.htm>).

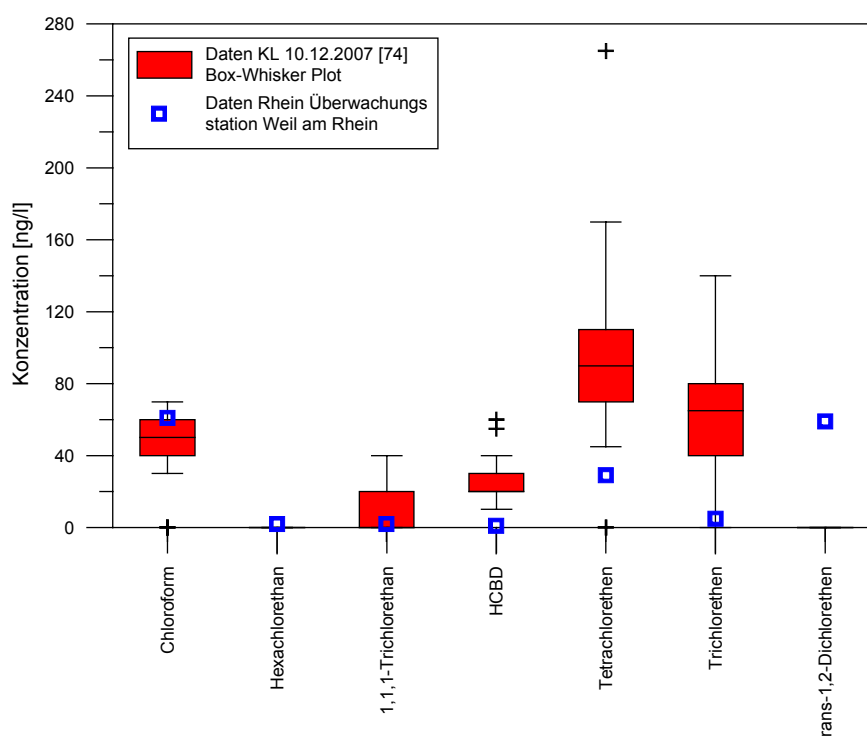


Abbildung 10: Vergleich Grundwasseranalysen des KL vom 10.12.2007 (Hardwald) mit Analyseergebnissen des Rheinwassers bei Weil am Rhein aus den Jahren 2007/2008 (siehe Text für Details).

Einige der in Abschnitt 4.3 aufgeführten, im Hardwald nachgewiesenen organischen Schadstoffe werden bei der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS) kontinuierlich gemessen [13]. In Abbildung 10 werden die Grundwasseranalysen des Kantonalen Labors vom 10.12.2007 [77] mit Analyseergebnissen der RÜS verglichen. Die Mittelwerte für Chloroform, Tetrachlorethen, Trichlorethen

und trans-1,2-Dichlorethen beziehen sich auf das Gesamtjahr 2007, die von Hexachlorethan, 1,1,1-Trichlorethan und HCBd auf das Jahr 2008, weil Messresultate dieser Stoffe erst seit Anfang 2008 resp. die von HCBd erst seit April 2008 in den Monatsberichten erscheinen.

Für Stoffe, deren Konzentration im Grundwasser des Hardwaldes deutlich höher liegen als die gemittelten Werte des Rheinwassers in Weil, muss angenommen werden, dass ein Eintrag im Hardwald selbst und/oder durch unterirdischen Grundwasserzuström erfolgt und ein höchstens geringer Eintrag über die Rheinwasserinfiltration der Hardwasser AG vorhanden ist.

HCBd, Tetrachlorethen und Trichlorethen stammt gemäss Abbildung 10 somit hauptsächlich aus anderen Quellen als dem Rheinwasserinfiltrat. Bei 1,1,1-Trichlorethan ist eine Herkunft aus dem Rheinwasserinfiltrat nicht sicher auszuschliessen, da 1,1,1-Trichlorethan erst seit Januar 2008 bei der RÜS gemessen wird und die Konzentrationen im Grundwasser oft nur wenig über der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l [77] liegen. Seit Januar 2008 liegt die mittlere Konzentration bei der RÜS jedoch bei 2 bis 3 ng/l, sodass eine Herkunft des im Grundwasser beobachteten 1,1,1-Trichlorethan aus dem Rheinwasser bei einem Median der positiven Nachweise im Grundwasser von 20 ng/l unwahrscheinlich ist.

Für Trichlormethan (Chloroform) erscheint das Rheinwasserinfiltrat als Quelle möglich, da die mittleren Konzentrationen im Grundwasser etwas niedriger sind als bei der RÜS.

Falls die Schadstoff-Konzentrationen im Rheinwasserinfiltrat deutlich niedriger sind als im Grundwasser des Hardwaldes, wie im Fall von HCBd, Tetrachlorethen und Trichlorethen, entfallen die oben unter Punkt 4 genannten Feststellungen und die damit verbundenen Unsicherheiten. Weitere, ältere Grundwasseranalysen (1975) werden im Abschnitt 6.2.2 dargestellt.

Die Verweilzeit des Rheinwasser-Infiltrats der Hardwasser AG unterscheidet sich für die verschiedenen Brunnen im Hardwald und beträgt gemäss [49] zwischen 1 und 10 Tage. Kurzzeitig auftretende Konzentrationsspitzen im Rheinwasser-Infiltrat sollten daher im Mischwasser aus den Brunnen gedämpft, und über einen deutlich längeren Zeitraum als im Rheinwasser selbst auftreten. Die Modellierung [9] zeigt für den Normalfall mit Rheinwasser-Infiltration durch die Hardwasser AG etwas längere Verweilzeiten zwischen 10 und 20 Tagen.

Im November 2006 haben die IWB fluorierte Alkylsulfonsäuren mit maximal 770 ng/l (Perfluorbutylsulfonsäure, angegeben als Perfluorbutylsulfonat; PFBS) im Grundwasser aus dem Hardwald nachgewiesen [61]. Der Rhein bei Birsfelden enthielt 1800 ng/l PFBS, bei Karlsruhe wurden sogar 2500 ng/l gemessen [60]. Bis zum Dezember 2006 ging die PFBS-Konzentration im Grundwasser wieder deut-

lich zurück (noch 59 ng/l am 16.01.2007, [61]). Die Substanz stammte aus einem Betrieb im Einzugsgebiet der Aare.

Am 07.12.2007 wurden in Brunnen im Hardwald ebenfalls fluorierte Alkansulfonsäuren mit Konzentrationen um 10 ng/l nachgewiesen ([77], Perfluorbutansulfonsäure, Perfluoroctansulfonsäure). Vergleichsdaten zum Rheinwasser liegen von diesem Zeitpunkt nicht vor.

Es zeigt sich an diesem Fall, dass persistente und mobile Stoffe wie das PFBS in Konzentrationen ins Grund- resp. Trinkwasser gelangen können, welche dann noch einige Zehnerprozent der Ausgangskonzentration des Rheinwasser und auch des Rheinwasser-Infiltrats betragen.

Fazit

Die Daten zeigen, dass mindestens bis in die 1970er Jahre ein wesentlicher Anteil der damals im Grundwasser des Hardwaldes vorhandenen Schadstoffe aus dem Rheinwasser-Infiltrat der Hardwasser AG stammte [33]. Dies galt aber nicht für einige chlorierte KW wie Tetrachlorethen und Trichlorethen, welche höchstwahrscheinlich aus anderen Quellen stammten, da ihre Konzentration im Rheinwasser schon damals deutlich niedriger war.

Anhand der kontinuierlichen Messungen der RÜS in Weil am Rhein kann gefolgert werden, dass auch heute bei insgesamt deutlich besserer Rheinwasserqualität zumindest im Fall von HCB, Tetrachlorethen und Trichlorethen, wahrscheinlich auch bei 1,1,1-Trichlorethan der Eintrag in das Grundwasser des Hardwaldes nicht oder nur in sehr geringem Masse über das Rheinwasser erfolgt.

Mobile persistente Schadstoffe können innerhalb von einigen Tagen (um 5-20 Tage, vgl. oben) ins Trinkwasser der Hardwasser AG gelangen. Die Schadstoffkonzentrationen können dabei nach grober Abschätzung 1/3 der im Rheinwasser-Infiltrat vorhandenen Konzentration betragen (vgl. obiges Beispiel).

3.2 Deponie Feldreben

3.2.1 Geologische Verhältnisse

Im Deponiebereich besteht die Lockergesteinsabfolge aus bis max. 3-4 m künstlicher Auffüllung und geringmächtigen Deckschichten, 6.5 - 14.5 m gut durchlässigen sauberen bis schwach siltigen Niederterrassenschottern und im nördlichen Randbereich aus 2 - 6 m einer Übergangsschicht und älteren Schottern. In der westlichen Hälfte fehlen im Bereich eines ehemaligen kleinen Felsabbaus von ca. 30 x 30 m Ausdehnung die Niederterrassenschotter unter der Deponie, das Deponiematerial liegt auf Hauptmuschelkalk/Trigonodus-Dolomit. Die Untergrenze der Niederterrassenschotter fällt von einem Hochbereich am zentralen Südrand der Deponie nach W resp. NE steil und nach NW mit geringerem Gefälle ab. Darunter steht meist eine Schicht aus gering durchlässigem Lockermaterial an [73].

Die Felsunterlage wird hauptsächlich aus einige Zehnermeter mächtigem, gut durchlässigem, verkarstetem Hauptmuschelkalk gebildet, der leicht nach S einfällt. Im SE der Deponie bildet ein Ausläufer des Hardgrabens mit bis ca. 18 m mächtigem, geringdurchlässigem Keuper (Gipskeuper, Lettenkohle) die Felsoberfläche. Darunter folgt Trigonodus-Dolomit und Hauptmuschelkalk mit einer Mächtigkeit über 60 m. Im nördlichen Bereich der Deponie steht Trigonodus-Dolomit und Hauptmuschelkalk an der Felsoberfläche an. Westlich der Deponie befindet sich der Horst Feldreben mit über 80 m mächtigen Gesteinen der Anhydritgruppe. Entlang diesem Horst verläuft eine N-S verlaufende, komplex aufgebaute Störungzone.

Die Felsoberfläche ist unregelmässig und weist "Löcher" und Senken auf, welche vermutlich mit der Bruchtektonik und/oder Karst- und Verwitterungserscheinungen zusammenhängen.

3.2.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Der Grundwasserspiegel im Deponiebereich liegt grösstenteils im durchlässigen Hauptmuschelkalk, im Mittel rund 20 m u.T. Die tiefsten Grundwasserstände liegen etwa 2 m tiefer, die höchsten 1 -2 m höher, das Niveau der ehemaligen Grubensole liegt im ungesättigten Bereich. Das Grundwasserniveau sowie die Grundwasserfliessrichtungen werden im Wesentlichen durch die Rheinwasser-Infiltration im Hardwald sowie durch den Betrieb der Florin-Brunnen mit einer Fördermenge von ca. 1 Mio. m³ pro Jahr gesteuert. Die Anströmung des Deponieareals erfolgt generell von NE. Das Grundwassergefälle im Bereiche der Deponie ist sehr gering, die Lage von Wasserscheiden ist variabel und nur schwer erfassbar.

Ab 1951 begann die Hardwasser AG Grundwasser aus Brunnen im Hardwald zu fördern. Das ursprüngliche S - N gerichtete, natürliche Grundwassergefälle und damit die Fliessgeschwindigkeiten wurden im Gebiet Feldreben durch diese Grundwasserentnahme höchstwahrscheinlich erhöht. 1954 erfolgte der Bau und Aufstau des Birsfelder Wehrs, was auch im Abstrombereich der Deponie Feldreben zu einer Verflachung des Gefälles und einer Änderung der Fliessrichtung führte. 1958 wurde mit der Rheinwasser-Infiltration begonnen, welche die regionalen Grundwasserflüsse stark beeinflusste und lokal sogar zu deren Umkehrung führte.

Das Grundwasser im Deponiebereich fliesst im Hauptmuschelkalk gemäss [73] grösstenteils gegen S bis SE ab, bedingt durch die Senke, welche der Brauchwasserbrunnen bei Schweizerhalle verursacht ([4], [9], [14], [73]). Ein Teil-Abfluss gegen W wird ebenfalls für möglich erachtet. Insgesamt ist es wegen der sehr niedrigen Grundwassergradienten im Bereich Feldreben schwierig, sichere Aussagen über Grundwasserströmungsrichtungen zu treffen. Komplex werden die lokalen Grundwasserverhältnisse weiterhin durch die Grundwasserentnahme im Florinbrunnen und den Stockwerkbau im Lockergesteins- und Festgesteinsaquifer sowie durch die Zerlegung des Untergrundes in durchlässige und gering durchlässige Festgesteinsschollen (Horste, Gräben). Im SE-Bereich der Deponie liegen im Fels unter der Bedeckung von Gipskeuper/Lettenkohle leicht gespannte Grundwasserverhältnisse vor.

Durch die Überbauung des Grubenareals (Abbildung 11) wird die Infiltration von Niederschlagswasser stark verringert. Ein anhand der Unterlagen nicht quantifizierbarer Austrag von Deponieinhaltsstoffen bis zur Grundwasseroberfläche in ca. 20 m Tiefe muss jedoch in Betracht gezogen werden.

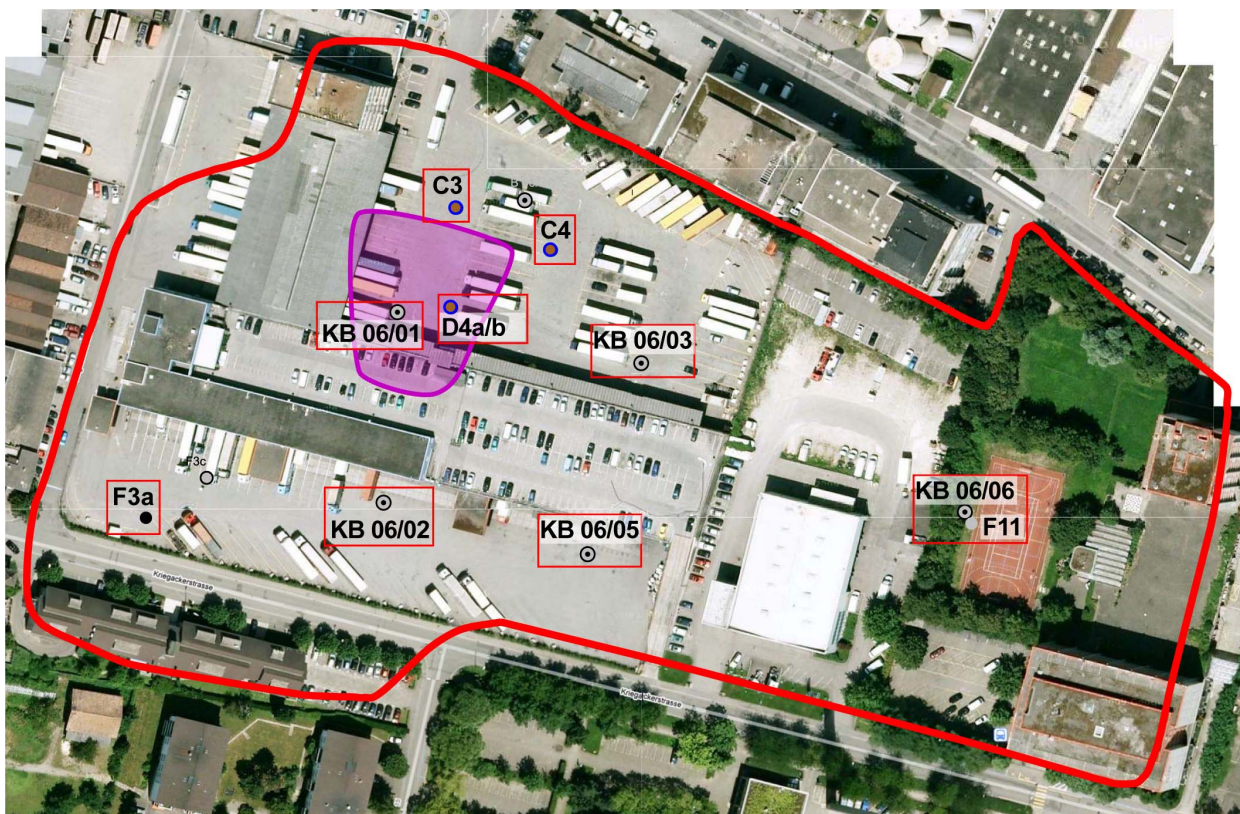


Abbildung 11: Heutige Überbauung der Deponie Feldreben (© Google Maps). Bereinigter Deponieperimeter von August 2009 rot umrandet, Ausdehnung des Muschelkalkaufschlusses an der Deponiesohle (violett) aus [73]. In Abschnitt 3.2.4 angegebene Bohrungen und Sondierungen sind markiert.

3.2.3 Angaben zur Grube / Deponie Feldreben

In der Grube Feldreben wurde spätestens seit 1918 Kies abgebaut [45]. Schon in den ersten Betriebsjahren finden sich neben Hinweisen auf die Kiesausbeutung auch solche auf Teilauffüllungen oder Umlagerungen. Ciba und Geigy besaßen nach 1945 Parzellen der Grube. Die Grube wurde nach Osten weiter ausgedehnt; im Westteil wurde unter der den Niederterrassenschottern anstehender Muschelkalk auf eine Fläche von ca. 30 m x 30 m abgebaut. Bis zum Verbot von 1957, welches der deutlichen im Florinbrunnen aufgetretenen Grundwasserverschmutzung folgte, wurden Abfälle der chemischen Industrie in der Grube abgelagert. Den Auflagen zur Entfernung von wassergefährdenden Stoffen aus der Deponie sowie zur Ablagerung ausschliesslich von Aushub und Bauschutt wurde nicht im vollen Umfang nachgekommen. Spätestens 1967 war die Grube Feldreben aufgefüllt und wurde später überbaut. Der Anteil an effektiven Chemieabfällen wird auf 1-3% geschätzt [73].

Über Art und Umfang der abgelagerten industriellen Abfälle liegen nur Schätzungen vor [73]. Danach kann die Deponie Feldreben in 3 Teilbereiche unterschieden werden. Teilbereich 1 mit ca. 210'000 m³ umfasst den am stärksten belasteten "zentralen Schadstoffherd" [73], in dem sich ca. 60% der Schadstoffe befinden. Ca. 2 t der insgesamt 465 t KW entfallen auf leichtflüchtige (chlorierte) Kohlenwasserstoffe. Die wichtigsten Schadstoffe im stark belasteten Deponiematerialtyp A sind in Tabelle 2 aufgeführt. Im folgenden Abschnitt 3.2.4 werden die Untersuchungsergebnisse für die chlorierten aliphatischen Kohlenwasserstoffe, denen im Zusammenhang mit den im Hardwald beobachteten Schadstoffen eine besondere Bedeutung zukommt, detaillierter dargestellt.

Tabelle 2: Wichtigste Schadstoffe im am stärksten belasteten Deponiematerialtyp A in der Deponie Feldreben (Feststoffproben).

Stoff	Durchschnittswert	Extremwert
KW gesamt	2'500 mg/kg	46 g/kg
PAK	130 mg/kg	über 1'000 mg/kg
Halogenierte KW davon ca. 50% Tetrachlorethen 15% Trichlorethen 10% Chlorbenzol 10% cis-1,2-Dichlorbenzol Hexachlorethan Hexachlorbutadien	5'000 µg/kg 87 µg/kg	88'000 µg/kg 900 µg/kg
BTEX	9.5 mg/kg	130 mg/kg
Schwermetalle Cr, Cu, Pb, Zn	500 bis 1'000 mg/kg	Cr: 29 g/kg

3.2.4 Chlorierte aliphatische KW in der Deponie Feldreben (Feststoff)

Der Deponieinhalt wurde mittels (A.) Kernbohrungen und (B.) MIP-Sondierungen untersucht [73].

A. Kernbohrungen

Die Analysenergebnisse der in Bezug auf das Grundwasser im Hardwald wichtigsten chlorierten aliphatischen KW finden sich in Tabelle 3. HCBd findet sich in F-06/01 (über Muschelkalkaufschluss) und F-06/02 (Maximalwert, 900 µg/kg) und in einer geringen Konzentration von 20 µg/kg auch in F-06/06. Tetra- und Trichlorethen findet sich in meist relativ hohen Konzentrationen >1'000 µg/kg in F-06/01, F-06/02, F-06/05 und F-06/06. Hexachlorethan findet sich in hohen Konzentrationen

nen in F06/01 (2'600 µg/kg) und in F-06/02 (4'200 µg/kg). TeCBD wurde nicht gemessen.

Tabelle 3: Feststoffanalysen aus Bohrkernmaterial der Deponie Feldreben ([73], Bezeichnung Bohrungen KB-F-) in µg/kg. n.n.=Konzentration unterhalb Bestimmungsgrenze, (n.n)=Konzentration im Bereich der Bestimmungsgrenze. Aufgeführt ist jeweils der Maximalwert pro Bohrung.

LCKW	06/01	06/02	06/03	06/04	06/05	06/06
HCBD	220	900	n.n.	n.n.	n.n.	20
Tetrachlorethen	2'450	20'000	335	18	1650	88'000
Trichlorethen	1'300	10'000	85	n.n.	900	3'150
cis-1,2-Dichlorethen	60	160	n.n.	10	n.n.	1'800
trans-1,2-Dichlorethen	30	20	n.n.	n.n.	n.n.	(n.n.)
Chloroform	n.n.	30	n.n.	n.n.	n.n.	25
Hexachlorethan	2'600	4'200	30	20	n.n.	n.n.

B. MIP-Sondierungen (*Membrane Interface Probe*)

Mittels MIP-Sondierungen können in-situ unter anderem die LCKW-Konzentrationen bestimmt werden. In [73] finden sich Isoliniendarstellungen mit Summenwerten für die 92 durchgeführten Sondierungen. Der DELCD-Wert des trockenelektrolytischen Leitfähigkeitsdetektors gibt überwiegend die relative Konzentration von chlorierten flüchtigen Kohlenwasserstoffen an (Anhang A5-c in [73]). Die mit Abstand höchsten Werte wurden bei der Sondierung D4a/b gemessen, welche im Bereich des Muschelkalkaufschlusses liegt. Hohe DELCD-Werte wurden auch in F3a im SW der Deponie und F11 am E-Rand gemessen.

Die Analyseergebnisse der bei den MIP-Sondierungen entnommenen Feststoffproben sind in Tabelle 4 für die wichtigsten chlorierten aliphatischen KW zusammengestellt. HCBD wurde nur in geringer Konzentration in C3 (6 µg/kg, wenige Meter nördlich des Muschelkalkaufschlusses, Abbildung 11) und in wesentlich höherer Konzentration in D4b (200 µg/kg, über Muschelkalkaufschluss) gemessen. Die meist den Messbereich von max. 2'000 µg/kg überschreitenden höchsten Konzentrationen von Tetra- und Trichlorethen sowie Dichlorethenen wurden in D4a/b, F11 und F5P1 gemessen. Hexachlorethan wurde in C3 in hoher Konzentration von >200 µg/kg gemessen, in C4b in geringerer (89 µg/kg) und in F5P1 und F5P2 mit Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze. TeCBD wurde nicht gemessen.

Tabelle 4: Konzentrationen chlorierter aliphatischer KW von Feststoffproben aus MIP-Sondierungen aus [73] in µg/kg. Bezeichnungen nicht identisch mit Bohrungen im Deponierandbereich (z.B. F11).

LCKW	C3	D4a/b	E3	F11	F3	F3c	F5P1	F5P2	C4b-P1
HCBD	6	200	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tetrachlor-ethen	1'120	>2'000	730	>2'000	160	720	>2'000	360	880
Trichlorethen	330	>2.000	84	470	110	940	>2'000	150	260
cis-1,2-Dichlorethen	22	>2'000	80	40	370	26	20	21	21
trans-1,2-Dichlorethen	9	650	8	7	43	5	11	2	8
Chloroform	18	21	n.n.	9	n.n.	8	6	n.n.	n.n.
Hexachlor-ethan	>200	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2	4	80

3.2.5 Chlorierte aliphatische KW im Grundwasser der Deponie Feldreben

Im unmittelbaren Deponieumfeld befindet sich eine Vielzahl von Grundwassermessstellen, in denen teils hohe Schadstoffkonzentrationen nachgewiesen wurden. Diese haben sich seit der Entdeckung des rötlich und gelbbraun gefärbten Wassers im Florin-Brunnen im Jahr 1957 - mit bis Anfang der 1970er Jahre noch auffälligem Geruch [52] - offensichtlich verringert. 1957 waren bis über 50 mg/l phenolhaltige Substanzen vorhanden, die Analysen aus dem Jahr 2006 (U2 Kamp 1) zeigen in F5 maximal 288 ng/l Phenol (inklusive anderer Phenolderivate) und damit ca. 1/200'000 der Konzentration vor 50 Jahren.

Die räumliche Verteilung der im Hardwald und angrenzenden Gebieten nachgewiesenen Schadstoffe sind in Abschnitt 4.3 sowie in den Beilagen dargestellt. Für die Deponie Feldreben wird folgend die Schadstoffverteilung anhand einiger chlorierter aliphatischer KW im Detail beschrieben.

HCBD wurde in F-06/01 (Maximalwert: 0.55 µg/l) im hoch belasteten Deponiebereich um F-06/01 (Muschelkalkaufschluss) und in einem Sektor westlich bis nordnordöstlich davon in den Messstellen F6, F2.1 und F2.2, F5P5 und E3 (zweit-höchster Wert: 0.063 µg/l) nachgewiesen. Im NE der Deponie wurde HCBD ebenfalls in F3.2h nachgewiesen.

PCBD wurde nur in F-06/01 mit 0.015 µg/l nachgewiesen. TeCBD findet sich dagegen in geringen Konzentrationen wie HCBD in F-06/01 (Maximalkonzentration

in Feldreben, 0.026 µg/l), F6, F5P5, E.3 und F3.1t (HCBD in F3.2h) sowie zusätzlich in F11 und C-236 NE der Deponie. In F2 trat es nicht auf.

Tetrachlorethen wurde in den meisten Messstellen nahe der Deponie Feldreben nachgewiesen, in F10 nur vereinzelt und in C.230 NW fehlte es. Die höchsten Konzentrationen fanden sich in F2.2 (0.090 µg/l), F5P5 (0.085 µg/l), F3.2h (0.082 µg/l), F-06/01 (0.067 µg/l) und E.3 (0.063 µg/l).

Hexachlorethan ist im GW sehr ähnlich verteilt wie HCBD: Es wurde in relativ hohen Konzentrationen über dem Muschelkalkaufschluss (KB-F-06/01, bis 19 µg/l) in F5P5 (Maximalwert, 61 µg/l), in F5P4 (41 µg/l), E.3 (19 µg/l) nachgewiesen. In geringeren Konzentrationen fand es sich zudem in F6, F2.1, F2.2, E.4 und C.232.

HCBD, TeCBD und Hexachlorethan im GW finden sich ausser in F3 im NE sonst nur im NW-Teil der Deponie. TeCBD wurde auch nicht in F9 im SE nachgewiesen. Die bekannten Belastungsschwerpunkte im Deponiekörper liegen im Bereich des Muschelkalkaufschlusses oder nahe davon. Tetrachlorethen und Trichlorethen wurden in allen GW-Messstellen im Bereich Feldreben nachgewiesen. Im Deponiematerial sind diese Stoffe in zum Vergleich zu den vorgenannten in meist höheren Konzentrationen vorhanden und an deutlich mehr Stellen nachgewiesen worden. Das Bild der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser wird zudem von dem in den einzelnen Messstellen beprobten Tiefenbereichen mit bestimmt. Im Fall des Florinbrunnens E.3/E.4 (und wahrscheinlich auch bei der benachbarten Messstelle F5, dabei vor allem die oberen beiden Intervalle P4 und P5) kommt der Pumpbetrieb und damit ein grösserer Einflussbereich hinzu.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass zwar, wie in [73] dargestellt, insgesamt ein allseitiger Abstrom aus der Deponie Feldreben vorherrscht (=allseitige Verteilung chlorierter Ethene). Zumindest aus dem Bereich des Muschelkalkaufschlusses scheint es aber vorwiegend einen Transport Richtung W bis NE zu geben. Welcher der beiden in [73] postulierten Wege –Transport im ungesättigten Bereich an der Basis der Niederterrassenschotter oder Eintritt durch die gering durchlässigen Sedimente an der Lockergesteinsbasis resp. durch den Muschelkalkaufschluss in den Hauptmuschelkalk- vorwiegt, ist auf der Grundlage der vorhandenen Daten nicht zu entscheiden.

DNAPL

Die höchsten im Grundwasser von Feldreben gemessenen Tetrachlorethen-Konzentrationen betragen zwischen 0.060 und 0.090 µg/l und erreichen damit fast 0.1% der Löslichkeit in Wasser von ca. 150 µg/l. Viele der in Feldreben nachgewiesenen chlorierten KW weisen eine deutlich grössere Dichte als Wasser auf und gleichzeitig eine geringe Löslichkeit in Wasser. Unter bestimmten Voraussetzungen können solche Stoffe in Phase ins Grundwasser gelangen und sich dort beispielsweise an der Basis eines Aquifers ansammeln (siehe Anhang 3). Solche

DNAPLs (*Dense Non-Aqueous Phase Liquids*) sind im Grundwasser-gesättigten Untergrund oft schwierig zu lokalisieren.

Gemäss einer Faustregel (siehe www.chloronet.ch; [93]) erscheint das Vorhandensein von DNAPLs im Untergrund bei einem Wert von 0.1% der Löslichkeit als möglich, ab 1% sind DNAPLs wahrscheinlich (siehe auch [78]). Bei einem Gemisch von LCKW sind die effektiven Löslichkeiten der einzelnen Komponenten in Wasser gemäss folgender Regel geringer [78]:

$$S_i^e = X_i S_i$$

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

Anhand der Ergebnisse für die Grundwasseranalysen kann der molare Anteil z.B. von Tetrachlorethen im am stärksten belasteten Deponie-Materialtyp A berechnet werden. Bei F-06/01 (jeweils Maximalwerte) beträgt der molare Anteil von Tetrachlorethen 0.58. Entsprechend beträgt die effektive Löslichkeit von Tetrachlorethen bei $S_i=150$ mg/l ca. 87 mg/l. Der bei Feldreben gemessene Maximalwert von 90 µg/l (F.2.2) im Grundwasser beträgt somit ungefähr 0.1% der effektiven Löslichkeit. DNAPLs im Untergrund sind gemäss obiger Faustregel möglich.

Bei der Deponie Feldreben müssen folgende weiteren Aspekte bei der Beurteilung, ob ein DNAPL-Pool im Untergrund von Feldreben vorhanden sein könnte, berücksichtigt werden:

1. Die Tetrachlorethen-Konzentrationen im Grundwasser bei E.3 und E.4 haben seit 1980 nicht abgenommen (Abbildung 30), die von Hexachlorethan nur auf 2/3 resp. 1/3 des Wertes von 1980 (Abbildung 31). Die HCB-D-Konzentration in E.3 beträgt noch ca. 20% des Wertes von 1980 (Abbildung 28). 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 GW-Spiegel unterhalb des Deponiekörpers liegt.
2. Es wäre naheliegend, dass die Kernbohrung KB-F-06/01 im zentralen Deponiebereich mit den höchsten Belastungen im Deponiematerial auch entsprechend die mit Abstand höchsten Belastungen im Grundwasser aufwiese. Dies ist nur zum Teil der Fall.

KB-F-06/01 hat eine Endtiefe von 27 m. Bis 22.5 m liegen künstliche Auffüllungen (mit einer Übergangszone ab 16.3 m) an, darunter verwitterter

Hauptmuschelkalk. Der Grundwasserspiegel lag am 25.10.2006 bei 22.5 m u.T., das Filterrohr reicht von 20.0 bis 27.0 m u.T. Falls es während der Ablagerungsphase und danach zu einem Austrag von DNAPLs gekommen ist, liegen diese wahrscheinlich in tieferen Bereichen im Hauptmuschelkalk, sodass GW-Proben aus KB-F.06/01 solche möglicherweise noch vorhandenen DNAPL-Pools kaum erfassen. Zu bedenken ist dabei auch, dass der GW-Spiegel bis zum Beginn der Rheinwasserinfiltration ca. 4 m tiefer lag.

3. Ein Indikator für das Vorhandensein von DNAPLs im Untergrund ist gemäss [79] eine Konzentration von >10 g/kg im Feststoff. Die Summen der höchsten LCKW-Konzentrationen gemäss Tabelle 12 in [73] sind mit 0.093 g/kg sehr viel geringer. Dabei muss natürlich das Alter der Deponie berücksichtigt werden sowie die Tatsache, dass ein grosser Teil der Schadstoffe im Zeitraum bis zur Überbauung wahrscheinlich schon ausge-tragen wurde.

In geklüfteten Gesteinen sind DNAPLs im Untergrund naturgemäss schwierig zu erfassen. Modellvorstellungen zum Verhalten von DNAPLs im (geklüfteten) Untergrund sind im Anhang 3 dargestellt. Es ist nicht auszuschliessen, dass im Felsuntergrund unter dem Muschelkalkaufschluss in Feldreben lokal deutlich höhere Schadstoffkonzentrationen im GW vorliegen, die weder mit KB-F-06/01 und der geringen Einbindungstiefe im GW noch mit den umliegenden Messstellen erfasst wurden (analog zu case 5 in Anhang 3). Einen Hinweis darauf liefern auch die teils grossen Konzentrationsunterschiede in denselben Messstellen bei unterschiedlichen Beprobungen im Bereich der Deponien (z.B. HCBd: F5P5, E.3).

3.2.6 Schadstoffaustrag vor Beginn der Rheinwasserinfiltration

Bis zur endgültigen Überbauung des Deponiegeländes konnten Schadstoffe mit Niederschlagswasser ins Grundwasser gelangen. Der Grundwasserspiegel lag bis 1958 ca. 4 m niedriger als heute. Die Ausbildung eines DNAPL-Pools im Oberen Muschelkalk ist gemäss obigen Feststellungen in Betracht zu ziehen. Vor Beginn der Rheinwasserinfiltration 1958 wurden die in das Grundwasser gelangten Schadstoffe generell Richtung NNE bis NNW transportiert (Abbildung 3 und Abbildung 4). Die genauen Fliesspfade im Nahbereich der Deponie spielten dabei wahrscheinlich für den Gesamtaustrag und die resultierende Schadstoffverteilung im nördlich angrenzenden Hardwald nur eine untergeordnete Rolle.

In [9] wurden verschiedene Grundwassermodelle für den Hardwald und angrenzende Gebiete gerechnet. Das Modell 2.1 kommt der Situation vor Beginn der Rheinwasserinfiltration am nächsten: Es wurde ein instationäres Modell nach 3-monatigem Unterbruch der Infiltration, ohne Reduktion der Entnahmemenge der Hardwasser AG und ohne Entnahmen Schweizerhalle/Florin/Grenzach gerechnet. Die resultierenden Fliesspfade von der Deponie Feldreben sind nach NNE gerich-

tet. Aufgrund dieser Darstellungen erscheint eine generelle Fliessrichtung Richtung NNE wahrscheinlich war. Ein Teil der Fracht aus Feldreben konnte demnach die westlichen Brunnen der Hardwasser AG mit einer Fliesszeit von ca. 150 bis 200 Tagen [9] erreichen. Nordöstlich der heutigen Brunnenreihe erfolgte demnach [9] die Anströmung aus dem Rhein unter anderem durch den Untergrund des Auhafens. Dies deckt sich im Wesentlichen mit den Ergebnissen der neuen Grundwassermodellierung [95].

3.2.7 Schadstoffaustrag seit Beginn der Rheinwasserinfiltration

Mit Beginn der Rheinwasserinfiltration im Jahr 1958 wurden die Grundwasserströmungen im Hardwald und südlich davon stark verändert: Der Grundwasserspiegel im Bereich Feldreben liegt seitdem ca. 4 m höher [73]. Die wesentlichen Ergebnisse der Deponieuntersuchungen bezüglich möglicher heutiger Austragswege seien kurz aufgeführt:

- Im südöstlichen Bereich behindern schlecht durchlässige Festgesteine das Einsickern in den Untergrund.
- Aufgrund der Morphologie der schlecht durchlässigen Basis der Lockergesteine muss im ungesättigten Bereich ein vorwiegender Abfluss von Sickerwasser nach NE und SW angenommen werden, im nördlichen Bereich der Deponie auch nach N.
- Die Grundwasserströmungen im Deponiebereich werden im Wesentlichen durch Anströmung von NE vom Grundwasserberg, tieferen Zutritten von Grundwasser aus dem Oberen Muschelkalk, Anströmung von Süden und dem Pumpbetrieb des Florinbrunnens am Nordrand der Deponie beeinflusst.
- Das GW-Gefälle ist sehr flach, in der Deponiemitte ist der GW-Spiegel bei Mittelwasserstand 2-10 cm niedriger (KB-F-06/01 und F-06/03) als in der unmittelbaren Umgebung.
- Das Isohypsenbild zeigt (für den Nahbereich der Deponie einen Abstrom vorwiegend nach SE, teilweise auch nach W).
- Insgesamt resultiert ein "allseitiger" Abstrom für den Nahbereich.
- Bei Niedrigwasserstand liegt der GW-Spiegel nördlich der Deponie ca. 40 bis 60 cm tiefer als südlich davon.

Die Tatsache, dass im zentralen Deponiebereich die Grundwasserstände niedriger sind als in der Umgebung, bedarf einer genaueren Betrachtung: Falls diese Beobachtung nicht auf Messungenauigkeiten resp. auf den Zeitunterschied zwischen den einzelnen Messungen des GW-Stände in den verschiedenen Messstellen zurückzuführen ist, muss diese eine hydraulische Ursache haben. Dafür kommen am wahrscheinlichsten lokal niedrigere Potenziale im Bereich des Muschel-

kalkes in Betracht. Diese können u.a. durch höher durchlässige Karststrukturen verursacht werden.

Falls dies zutrifft, könnte ein Teil der aus der Deponie austretenden Schadstoffe, insbesondere die im Bereich des Muschelkalkaufschlusses nachgewiesenen "Hot-Spots" aus der Deponie in den Oberen Muschelkalk und dann entlang von diskreten Strukturen lateral transportiert werden. Gleiches gilt für den möglichen Fall eines DNAPL-Pools im Oberen Muschelkalk. Die weitere Fliessrichtung hängt von der Orientierung solcher Strukturen und der regionalen Potenzialverteilung im Oberen Muschelkalk ab, welche für solche Strukturen nicht genau bekannt ist.

Fazit

Für die in Kapitel 5.3 dargestellten Interpretationen des Schadstofftransportes im Hardwald ergeben sich aus obigen Untersuchungsergebnissen folgende wichtige Feststellungen:

Im Deponiekörper finden sich Hexachlorethan und chlorierte Butadiene vorwiegend im Bereich des Muschelkalkaufschlusses oder sehr nahe davon. Sie treten im Grundwasser übereinstimmend nur im W bis NE der Deponie auf. TeCBD wurde als einziger der genannten Stoffe im weiteren Deponieumfeld in C.236 und F11 nachgewiesen.

Chlorierte Ethene finden sich in höheren Konzentrationen und gleichmässiger verteilt in der Deponie. Das allseitige Auftreten im GW um die Deponie Feldreben scheint die Annahme einer mehr oder weniger allseitigen Abströmung zu bestätigen.

Der Grund für das um die Deponie und im Nahfeld unterschiedliche Auftreten der genannten Schadstoffgruppen liegt wahrscheinlich darin, dass sich die Austragswege für verschiedene Teilbereiche der Deponie unterscheiden resp. unterscheiden haben (z.B. im ungesättigten Bereich resp. mit dem Grundwasser im Oberen Muschelkalk unter dem Muschelkalkaufschluss). Dabei muss die heutige Schadstoffverteilung nicht in jedem Fall mit den heutigen Schadstoff-Transportwegen übereinstimmen, da je nach Eigenschaften der Schadstoffe deren Verteilung bis 1958 (Änderung des lokalen und regionalen Fliessfeldes) mit den damals höheren Konzentrationen bestimmend sein können (siehe Abschnitt 5).

3.3 Deponie Rothausstrasse

3.3.1 Geologische Verhältnisse

Die Deponie Rothausstrasse liegt am W-Rand des Wartenberg-Grabens, welcher vom Wartenberg Richtung NNW über Schweizerhalle bis Wyhlen und zum Schwarzwaldrand verläuft. Dieser Graben ist gegenüber den angrenzenden Gebieten um ca. 120 m abgesenkt. Die Deponie befindet sich im Bereich von grabenparallelen Randstörungen [74].

Generell fallen die Schichten nach S ein, daher nimmt das stratigrafische Alter in N Richtung zu. W des Grabens stehen Gesteine des Hauptmuschelkalks an, im S noch überlagert von Trigonodus-Dolomit. Im Bereich der Deponie stehen an der Festgesteinsoberfläche Gipskeuper, gering mächtige Lettenkohle und Trigonodus-Dolomit an. Letzterer weist mit lehmigem Material gefüllte Karsthohlräume auf.

Über dem Festgestein liegt eine 0.5 bis 2 m mächtige Übergangsschicht mit tonig-siltigem Kies. Darüber folgen 20 bis 25 m mächtige, meist sandig-kiesige Niederterrassenschotter. Diese sind mit künstlichen Auffüllungen bedeckt.

3.3.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Im Bereich der Deponie Rothausstrasse sind zwei Grundwasserstockwerke vorhanden [74]. An der Basis der Lockergesteine befindet sich ein isoliertes Grundwasservorkommen mit geringer Mächtigkeit, welches durch die Morphologie der gering durchlässigen Felsoberfläche aus Keuper und Lettenkohle (Vertiefung) bestimmt wird. Der Grundwasserspiegel in diesem Stockwerk befindet sich zwischen 259.50 (SE-Ende der Deponie) und 257.00 m ü.M (NW-Ende der Deponie). Die Grubensohle liegt auf ca. 260 m ü.M.; auf ca. $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{3}$ der Deponiefläche liegt die Sohle unter dem Grundwasserspiegel. Das obere, wenig ergiebige Grundwasservorkommen in den Niederterrassenschottern befindet sich im SE und entwässert nach N. Nördlich der Deponie gelangt dieses diffus und vermutlich auch über Störungszonen in das untere Stockwerk. Dieses untere ergiebige Grundwasserstockwerk befindet sich im Hauptmuschelkalk und ist vom oberen durch eine 5-10 m mächtige Schicht aus Gipskeuper getrennt. Das Grundwasser im Hauptmuschelkalk ist im Gegensatz zum oberen Stockwerk jahreszeitlichen Schwankungen von bis $\frac{1}{2}$ m unterworfen und subartesisch gespannt. Der Grundwasserspiegel liegt auf ca. 252 m ü.M. Der Abstrom erfolgt, verursacht durch die hohen Grundwasserentnahmeraten im Gebiet Schweizerhalle, bei flachem Grundwassergefälle nach NE.

3.3.3 Angaben zur Deponie

In der Grube Rothausstrasse wurde zwischen 1936 und 1965 vor allem zum Teil schwach belastetes Aushubmaterial abgelagert. Abfälle der chemischen Industrie wurden vermutlich nur in sehr geringem Umfang deponiert. Eine kleine Restfläche wurde bis 1990 weiter als Deponie verwendet. Das Areal ist heute teilweise bewaldet, teilweise wird es als Umschlagplatz für Kies etc. genutzt.

Die ca. 20 m unter Terrain liegende Deponiesohle befindet sich im südöstlichen Deponiebereich 0.5 bis 1 m unter dem Grundwasserspiegel. Das am stärksten belastete Deponiematerial weist hohe KW und PAK-Konzentrationen auf (Tabelle 5). CKW und BTEX treten nur in geringen Konzentrationen auf. $\frac{2}{3}$ der gesamten Schadstoffmenge sind Schwermetalle. HCBd tritt im GW der Deponie Rothausstrasse im Mittel (Beilage 3) zwar in wesentlich geringeren Konzentrationen auf als in der Deponie Feldreben, in einigen Messstellen (J.3, R.3 und R.5) wurden bei wenigen Beprobungen jedoch vergleichsweise hohe HCBd Werte von >0.2 bis zu 0.6 µg/l gemessen. Die Messstellen J.3, R.3, und R.5 liegen allerdings nicht in der Deponie selbst, sondern im NE Abstrombereich auf dem Gelände des SBB-Rangierbahnhofs. TeCBd wurde in E.6, J.3, R.1, R.4.1 und R-06/06 mit Konzentrationen <0.05 µg/l nachgewiesen. R.3 und R.5 mit hohen HCBd-Konzentrationen weisen kein TeCBd auf.

Tabelle 5: Wichtigste Schadstoffe im am stärksten belasteten Deponiematerialtyp A in der Deponie Rothausstrasse (Feststoffproben).

Stoff	Durchschnittswert	Extremwert
KW gesamt	keine Angaben	4'500 mg/kg
PAK	123 mg/kg	799 mg/kg
Halogenierte KW davon ca. 50% Tetrachlorethen 15% Trichlorethen 10% Chlorbenzol 10% cis-1,2-Dichlorbenzol Hexachlorethan	8.5 µg/kg	31'000 µg/kg
Hexachlorbutadien	0.2 µg/kg	10 µg/kg
BTEX	9.5 mg/kg	130 mg/kg
Schwermetalle Ni, Cu, Pb, Zn	300 bis 800 mg/kg	Cu: 12 g/kg

Die Konzentrationen von Tetrachlorethen, Trichlorethen und Dichlorethen sind insgesamt niedriger als in Feldreben. Allerdings wurde in der Deponie Rothaus-

strasse im Gegensatz zu Feldreben vereinzelt Vinylchlorid nachgewiesen. Auch die Konzentrationen der chlorierten Ethane sind tendenziell tiefer als in Feldreben.

Im unteren Grundwasserstockwerk ist nur eine geringe Beeinflussung durch die Deponie festzustellen. Im oberen Stockwerk ist diese deutlich: durch anaerobe Verhältnisse sind neben einer generellen Aufmineralisierung die Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen erhöht. Gelöste Schwermetalle finden sich ebenfalls vorwiegend im oberen Lockergesteinsstockwerk; die Konzentrationen liegen aber deutlich unter den relevanten Toleranz- oder Grenzwerten. Dieses "obere" Grundwasser ist ausserdem durch Dichloraniline, aromatische Amine, Schwefelaromate und Barbiturate mit Konzentrationen meist $<5 \mu\text{g/l}$ belastet. Aromatische Sulfonate liegen in Konzentrationen von $50\text{-}100 \mu\text{g/l}$ vor. Chlorierte Kohlenwasserstoffe finden sich in niedrigen Konzentrationen vor allem im Muschelkalkgrundwasser im Umfeld der Deponie (bis zu $4 \mu\text{g/l}$ Tetra- und Trichlorethen). Es wird vermutet, dass diese nur zum Teil aus der Deponie stammen [74].

Die Konzentration von HCBd im Abstrombereich NE schwankt besonders bei den Messstellen J.3, R.3 und R.5 zwischen den verschiedenen Beprobungen stark (Beilage 3): Teilweise wurde kein HCBd nachgewiesen, die Maximalwerte liegen bei J.3 und R.5 zwischen 0 und $0.25 \mu\text{g/l}$, bei R.3 wurde mit $0.6 \mu\text{g/l}$ sogar der höchste HCBd-Wert im gesamten Gebiet Hardwald und Umgebung gemessen. Solche Schwankungen können typisch für einen DNAPL-Pool sein.

Wegen der im Allgemeinen tieferen Konzentrationen der chlorierten Alkene (chlorierte Butadiene, chlorierte Ethene) und der nur vereinzelt in niedrigen Konzentrationen nachgewiesenen chlorierten Alkane ist ein DNAPL-Pool im Bereich der Deponie Rothausstrasse weniger wahrscheinlich als bei Feldreben. Diese Einschätzung setzt aber voraus, dass der Abstrom der Deponie Rothausstrasse im Wesentlichen erfasst wurde.

3.4 Margelacker

3.4.1 Geologische Verhältnisse

Gemäss den neueren Untersuchungsergebnissen in [44] liegt die W-Hälfte der Deponie Margelacker über dem SW Ausläufer des Hardgrabens, welcher sich im Untergrund bis in den E-Teil der Grube Feldreben, durch den Hardwald, den westlichen Auhafen bis ins Industriegebiet Grenzach fortsetzt. Im Untergrund des W-Teils der Grube Margelacker steht vor allem Keuper (v.a. Obtususton) an. Am E-

Rand und im E Teil der Deponie verläuft eine NNE-SSW gerichtete Störungszone, welche die W-Seite gegenüber der E-Seite um bis zu 100 m versetzt. Dieser Bereich ist tektonisch stark gestört und weist einen komplexen und heterogenen Aufbau mit zerscherten Felspaketen (Keuper im Bereich der Deponie, vorwiegend Hauptmuschelkalk und Trigonodus-Dolomit E davon) und mit Lockergesteinen bis in eine Tiefe von über 40 m auf. Vermutlich setzt sich diese Störungszone bis an den E-Rand des Hardgrabens fort, die genaue Breite ist indes nicht bekannt. Die Kote der Felsoberfläche verringert sich am E Grubenrand innerhalb von ca. 25 m Distanz von 270 auf 260 m. Nach W steigt die Felsoberfläche sanfter wieder an. E der Deponie stehen ausserhalb der Störungszone Hauptmuschelkalk und Trigonodus-Dolomit an.

Im Umfeld der Deponie befinden sich an der Oberfläche geringmächtige Deckschichten oder künstliche Auffüllungen. Darunter stehen Niederterrassenschotter an. Die Tiefe ihrer Untergrenze nimmt vom südlichen zum nördlichen Deponierand von ca. 10 auf rund 16 m zu. Stellenweise sind noch in einer Übergangszone über der Felsunterlage geringmächtige feinkörnigere Lockergesteine vorhanden.

3.4.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Der grösste Teil des Felsuntergrundes besteht aus gering durchlässigem Keuper. Lediglich am E-Rand der Deponie Margeacker weist der Bereich der Störungszone aufgrund seines Lockergesteinscharakters vermutlich höhere Durchlässigkeiten auf. E der Störungszone schliessen sich Hauptmuschelkalk und Trigonodus-Dolomit als Festgesteinsgrundwasserleiter an.

Die Deponiesohle ist trocken. Das an der Felsoberfläche gestaute Deponiesickerwasser fliesst an der Basis des Lockergesteins entsprechend dem Gefälle der Festgesteinsoberfläche im Deponiebereich Richtung NNE bis NE. Nur am Ostrand der Deponie kann dieses Hangwasser wegen der nach Osten geneigten Basis der Lockergesteine auch teilweise nach E abfliessen. Im N Teil der Deponie biegt die Fliessrichtung allmählich nach E um, sodass davon ausgegangen wird, dass der Abstrom der gesamten Deponie im E und NE liegt.

Der Grundwasserspiegel im Bereich der Deponie Margelacker befindet sich im Festgestein auf ca. 260 m ü.M. Das Grundwasser im Felsuntergrund ausserhalb der Deponie liegt im Randbereich des Einflusses der Rheinwasser-Infiltration durch die Hardwasser AG. Veränderungen der Infiltrationsrate bewirken eine gedämpfte Reaktion der Grundwasserstände von 0.5 bis 1.5 m. Die Infiltration führt darüber hinaus zu einem gegenüber dem natürlichen Zustand deutlich veränderten Abstrombereich: Statt in N Richtung ist der Abstrom ausserhalb des Deponie-Perimeters generell nach E gerichtet.

3.4.3 Angaben zur Deponie

Der Kiesabbau in der Grube Margelacker begann ca. 1920. Abfälle wurden ab 1945 bis ca. 1955 abgelagert [44]. Der Deponieinhalt ist nur schlecht bekannt, es handelt sich vermutlich untergeordnet um Abfälle der chemischen Industrie (<1000 m³). Die Grube wurde aufgefüllt und wird heute als Sportanlage mit Sportplätzen und Gebäuden genutzt.

Die Ergebnisse der jüngsten Untersuchungen [44] zeigen, dass im Abstrombereich der Deponie im Nahfeld eine geringe Belastung des Grundwassers mit Schwermetallen vorliegt. Sie liegt jedoch deutlich unterhalb den relevanten Toleranz- oder Grenzwerte. Leicht erhöhte Konzentrationen leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe lassen sich nahe der Deponie nachweisen: Tetrachlorethen (PER) bis ca. 1 µg/l, Barbiturate bis 2-3 µg/l sowie eine geringe Belastung mit Pestiziden in Konzentrationen von <0.25 µg/l. Das GC/MS-Screening [44] zeigt Spuren von Barbituraten, Sulfonamiden, CKW, Nitrobenzol und Formamid sowie zahlreiche unbekannte Substanzen mit Konzentrationsbereichen von wenigen µg/l. Der belastete Sickerwasser-Abfluss der Deponie erfolgt auf einer Breite von 150 bis 200 m im NE Deponiebereich. Die Schadstoffkonzentrationen nehmen in Fliessrichtung durch Mischung mit Muschelkalkgrundwasser rasch ab.

Aufgrund der vergleichsweise geringen Konzentrationen von Tetra- und Trichlorethen am Nordrand der Deponie Margelacker und dem weitgehenden Fehlen sonstiger chlorierter Alkene und Alkane ist sehr wahrscheinlich, dass im Bereich Margelacker kein DNAPL-Pool im Untergrund vorhanden ist. Dabei ist es wegen der Abströmrichtungen nach N (vor 1958, siehe Abschnitt 2.1 und [44]) resp. NE (seit 1958) wahrscheinlich, dass sind die wesentlichen Stoffe mit den Messstellen bei der Deponie erfasst wurden.

3.5 Hirschackergrube (D)

3.5.1 Geologische Verhältnisse

Die ehemalige Kiesgrube Hirschacker liegt ca. 500 m östlich des Industriegebietes Grenzach. Die Mächtigkeit der Niederterrassenschotter beträgt hier ca. 5 m. Die Felsunterlage bilden in der N-Hälfte der ehemaligen Grube Gesteine des Mittleren Muschelkalks, in der S-Hälfte solche des Oberen Muschelkalks. Entlang des E-Randes des Grubenareals verläuft eine SE -NW gerichtete Störung [14].

3.5.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Im der Umgebung der Deponie Hirschacker gibt es zwei Aquifere, die Niederterrassenschotter und der Obere Muschelkalk. Sie sind hydraulisch verbunden. Im Bereich der Deponie selbst führen die Niederterrassenschotter kein Wasser. Der Grundwasserspiegel befindet sich im Oberen Muschelkalk deutlich unterhalb der Grubensohle.

Grundwasseroberfläche und Grundwasserfliesswege werden im Wesentlichen durch Grundwasserentnahmen beeinflusst. Da sich die Grundwasseroberfläche unterhalb der Deponiesohle im Festgestein befindet, werden die Schadstoffe vor allem durch den Oberen Muschelkalk südwärts Richtung Rhein ausgetragen. Von dort gelangen sie auch in die Niederterrassenschotter. Bei der derzeitigen Grundwasserentnahme im Bereich Rhein/Schweizerhalle erfolgt der Abstrom von der Hirschackergrube grösstenteils Richtung Süden [20].

3.5.3 Angaben zur Deponie

Das Deponievolumen beträgt ca. 730'000 m³ [20]. Die Deponie wurde grösstenteils mit Aushub und Bauschutt aufgefüllt, aber auch mit Chemieabfällen, teilweise in Fässern. Das belastete Deponievolumen wird auf ca. 100'000 m³ geschätzt. 1978 fand eine erste Teilsanierung statt, indem 260 verrottete Fässer mit Chemieabfällen geborgen wurden.

Die Verschmutzungs-Quelle beschränkt sich auf den untersten Meter in den Niederterrassenschottern (schwarze, stark riechende Schicht). An der Deponiesohle wurden in Feststoffproben teils hohe Konzentrationen von leicht flüchtigen halogenierten KW bis 4550 mg/kg, DDT inkl. Isomere von 440 mg/kg, Chlorbenzole, PCB, Lindan und Dioxin nachgewiesen. Im Grundwasser waren Lindan und Dioxin nicht nachweisbar. Mittels Bodenluftuntersuchungen wurden Tetrachlorethen (PER), Trichlorethen (TRI), Dichlorethen und Hexachlorethan nachgewiesen [20]. Die bisherige Erkundung ergab unter anderem, dass CKW mit dem Grundwasser ausgetragen werden.

Ergebnisse neuerer Grundwasseranalysen liegen uns nicht vor. Aus [84] geht hervor, dass im Grundwasserabstrom der Hirschackergrube unter anderem HCBd und PCBd in einem Konzentrationsbereich zwischen 0.5 und 2.0 µg/l gemessen wurden.

Eine Grundwassermodellierung [20] zeigt, dass bei Pumpbetrieb in den Brauchwasserfassungen in Schweizerhalle das belastete Grundwasser aus der Grube Hirschacker in Richtung dieser Fassungen strömt. Wäre der Pumpbetrieb abge-

stellt, würde das Wasser den Trinkwasserfassungen der Gemeinde Wyhlen in Rheinnähe zufließen. Inwieweit das auch für andere Zustände bezüglich der Grundwasserentnahmen gilt, geht aus den vorliegenden Unterlagen [9] und [20] nicht hervor.

Die Schadstofffahne der Grube Hirschacker weist Unterschiede in Lockergesteinsaquifer und Festgesteinsaquifer auf: in Ersterem sind die Konzentrationen bei gleichem Abstand zur Deponie geringer, die Fahne aber deutlich breiter als im Festgesteinsaquifer. Nahe dem Rhein liegen die CKW-Konzentrationen (vermutlich Summe verschiedener Stoffe) in beiden Stockwerken unter 5 µg/l.

Die Deponie Hirschacker wurde vom Frühjahr 2008 bis Sommer 2009 saniert. Die am stärksten belasteten Bereiche der Deponie wurden dabei ausgehoben, entsorgt und die Deponie wieder verfüllt.

3.6 Auhafen

3.6.1 Geologische Verhältnisse

Im Bereich des Auhafens sind Auelehme verbreitet. Diese werden, soweit es aus den Unterlagen hervorgeht, von einigen Metern künstlicher Auffüllung überdeckt. Das dazu nötige Material stammt aus dem Bau des KW Birsfelden und wurde zur Niveauerhöhung des Auhafens verwendet. Beim Rangierbahnhof in der Nähe der Messstelle J.67 beträgt deren Mächtigkeit ca. 4.2 m. Darunter folgen Niederterrassenschotter. Die Felsoberfläche (teils Oberer Muschelkalk, teils Keuper und Opalinus-Ton) befindet sich gemäss der geologischen Karte Interreg II auf ca. 240 m ü.M., die Mächtigkeit der Lockergesteinsbedeckung inklusive künstlicher Auffüllung beträgt somit etwas weniger als 20 m.

3.6.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Der Grundwasserspiegel liegt um 254.00 m ü.M. [14] und damit einige Dezimeter über dem gering durchlässigen Auelehm. Der Grundwasserstand ist höchstwahrscheinlich in erster Linie abhängig vom Pegelstand des Rheins, erst in zweiter Linie vom Pumpbetrieb der Hardwasser AG. Die Schwankungen des Rheinwasserspiegels betragen gemäss Auskunft des Kraftwerks Birsfelden (in [58]) auch im Fall von Hochwässern weniger als 15 cm. Von den Grundwasserbeobachtungen bei der Kesslergrube und der Grube Salzlände auf der rechten Rheinseite ca.

1 km stromabwärts ist bekannt, dass die Grundwasserspiegel in den Niederterrassenschottern einige Zehnermeter vom Rheinufer entfernt unmittelbar auf Änderungen des Rheinpegels reagieren. Dies dürfte auch für das Gebiet des Auhafens gelten.

Im Grundwasser-Modell [9] findet sich in einer Figur mit allen Brunnen und Grundwassermessstellen ein Hinweis (Legende) auf eine Grundwassernutzung im Muschelkalk NW des Auhafen-Areals. Genauere Angaben dazu und zu Nutzungsraten des Schottergrundwassers liegen uns nicht vor.

3.6.3 Angaben zum Areal

Der zwischen 1937 und 1940 gebaute und danach mehrfach erweiterte Auhafen liegt zwischen Hardwald und Rhein, welcher eine deutliche Biegung um das Hafensreal beschreibt. Der Auhafen ist mit einer Bahnlinie mit dem Rangierbahnhof Muttenz und dem Birsfelder Hafen verbunden. Das Trassees verzweigt sich innerhalb des Hafensreals mehrfach. Zwischen Hardwald und Auhafen befindet sich ein Rangierbahnhof.

Der Auhafen wird vor allem als Lager- und Umschlagplatz für Öl und Treibstoffe genutzt. Gemäss www.aviaag.ch beträgt die gesamte Tankraumkapazität in den 78 Tanks 280'000 m³. Es werden Heizöl, Dieselöl und Benzin entladen, gelagert und auf Bahnkesselwagen oder Lastwagen umgefüllt. Ausserdem wird Schwergut, Speiseöl, Dünger, Tonerde und Getreide umgeschlagen (www.portofbasel.ch).

Der Auhafen wurde bisher bei der Ersterfassung in der EVA-Datenbank nicht berücksichtigt. Uns lagen Unterlagen des AUE zu "Auhafen Muttenz, Einzelfälle 1992 bis 2000, PZ 2037" zur Einsicht vor. Daraus ist ersichtlich, dass bei einigen kleineren und mittleren Bauvorhaben in den 1990er Jahren teils hohe Konzentrationen von Kohlenwasserstoffen im Untergrund festgestellt wurden (siehe [80]).

In zwei Fällen (Avia 1992, Aral/Shell 1992, [80]) wurde neben Verschmutzungen des Bodens auch Verschmutzungen des Grundwassers mit KW festgestellt. Die Verschmutzungen fanden sich vor allem an der Basis der mehrere Meter mächtigen Auffüllung über dem natürlich gewachsenen Auelehm und im obersten Bereich des Auelehms selbst.

In Bodenproben wurden KW-Gehalte von >1000 mg/kg Feststoff und im Grundwasser solche bis über 200 mg/l festgestellt. Nach erfolgten Teilsanierungen verblieben in einigen Fällen offensichtlich grössere belastete Bereiche resp. das Ausmass und/oder die Herkunft der Verschmutzungen blieben unklar.

In einem Dokument (AVIA 1992) wird auf die Gefahr einer Verschmutzung des Trinkwassers Hardwald im Falle geringer Infiltrationsraten von Rheinwasser durch die Hardwasser AG hingewiesen.

In [75] wird die Deponie Auboden im Gebiet des Auhafens erwähnt, zu der keine Informationen vorlagen. Es konnte daher nicht ausgeschlossen werden, dass von dieser Deponie eine Belastung des Grundwassers ausgehen könnte.

Es handelt sich bei dieser Deponie um eine ehemalige Deponie in einen offen gelassenen Steinbruch östlich des PW Auweg (Koordinaten ca. 616620/265490). In diesem wurden 1951 Ölschlämme abgelagert, auf Anordnung im gleichen Jahr auch wieder entfernt. Gemäss einer UVP aus dem Jahr 2008 wurde dieser Standort als belastet ohne Überwachungs- und Sanierungsbedarf eingestuft. (siehe http://www.baselland.ch/fileadmin/baselland/files/docs/bud/mitbud/2009/mitbud_2009-06-24_praesentation_1.pdf). Die vorhandenen Grundwasseranalysen zeigen keine von diesem Standort ausgehenden Belastungen des Grundwassers.

3.7 Schweizerhalle

3.7.1 Geologische Verhältnisse

Das Gebiet Schweizerhalle weist eine Lockergesteinsdecke von wenigen Metern Mächtigkeit auf. Im mittleren Drittel besteht der Felsuntergrund aus gering durchlässigen Gesteinen (Keuper bis Opalinuston) des SW-NE-verlaufenden Wartenberggrabens, das westliche Drittel aus Oberem Muschelkalk. Nach Osten schliesst sich eine ca. 200 m breite Scholle mit Hauptmuschelkalk an. Östlich davon stehen wieder gering durchlässige Keuperschichten an.

Im Bereich des Wartenberggrabens ist die Kote der Felsoberfläche einige Meter höher als westlich und östlich davon.

3.7.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Der Obere Muschelkalk stellt im Bereich Schweizerhalle einen gut durchlässigen Aquifer dar. Die genaue GW-Fliessrichtung unter natürlichen Bedingungen ist nicht bekannt. Sie wird ungefähr in Richtung des Vorfluters gerichtet gewesen sein. Dabei haben die Schollen mit gering durchlässigen Gesteinen zumindest in Tiefen bis zu einigen Zehnermetern eine Barrierewirkung.

Die GW-Fließrichtungen werden im Gebiet Schweizerhalle stark vom Pumpbetrieb beeinflusst. Dem Brunnen E.15 werden in der Regel um 12'000 m³ Grundwasser pro Tag entnommen [83], insgesamt dürften sich die Entnahmen in Schweizerhalle auf einige 10'000 m³ pro Tag belaufen [83]. Dadurch kommt es zu einem regionalen GW-Fluss aus Richtung Muttenz (inklusive Teilabstrom von Margelacker und Feldreben) aus dem Hardwald und von Süden (mit Deponie Rothausstrasse) ins Gebiet Schweizerhalle. Den rheinnahen Pumpwerken strömt auch Grundwasser aus dem Oberen Muschelkalk zu, dabei ist ein Abstrom aus der Deponie Hirschackergrube bis nach Schweizerhalle zu verzeichnen [20].

3.7.3 Angaben zum Areal

Es liegen uns lediglich die Angaben aus [31] und [32] sowie Grundwasseranalysen vor. Für das Areal SF Chem, welches mit Pestiziden belastet ist, liegt eine Detailuntersuchung vor. Eine Beeinträchtigung von Grundwasser für die Trinkwasserversorgung kann mit grösster Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Das Wasser strömt auf zwei Brauchwasserfassungen der SF Chem zu. Die beiden Havariestandorte werden als belastete Standorte mit Überwachungsbedarf eingestuft, eine Sanierung als nicht notwendig betrachtet. Für das Areal Novartis läuft die Technische Untersuchung [32]. Weitere Unterlagen zu Verschmutzungen des Untergrundes im Gebiet Schweizerhalle liegen uns nicht vor. Bei der Ersterfassung für den Altlastenkataster wird dieses Gebiet gesondert behandelt werden (mündl. Mitteilung Hr. Gruhl, AUE). Es finden sich keine Einträge in der Datenbank ([7], Stand 2007).

Die Grundwasseranalysen in [76] zeigen eine weit verbreitete mässige Belastung des Untergrundes durch chlorierte Alkene (Tetrachlorethen: einige hundert ng/l, maximal 1'800 ng/l, Trichlorethen) und weitere chlorierte KW (Trichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Chlorbenzol) sowie eine geringe bis mässige Belastung mit chlorierten Butadienen (ca. 0.02 bis 0.15 µg/l). Details siehe Kapitel 4.

Wie im vorangehenden Abschnitt dargestellt, liegt durch die Rheinwasser-Infiltration durch die Hardwasser AG ein deutliches Grundwassergefälle zwischen Hardwald und dem Gebiet Schweizerhalle vor. Nach dem Sandoz-Brand wurde die Aufrechterhaltung dieses Gefälles genau überwacht. Ob dieses Gefälle vor 1986 permanent bestanden hat, lässt sich anhand der vorliegenden Unterlagen nicht feststellen. Ein Transport von Schadstoffen aus dem Gebiet Schweizerhalle Richtung Grundwasserfassungen der Hardwasser AG erscheint als unwahrscheinlich.

Nur ohne Grundwasseranreicherung im Hardwald, ohne Reduktion der Entnahmemengen durch die Hardwasser AG und ohne Brauchwasserentnahmen

Schweizerhalle/Florin-Brunnen/Grundwasserfassungen Grenzach (Grundwassermodell, Szenario 3.1 in [9]) läge das nordwestlichste Gebiet von Schweizerhalle im Anströmbereich des PW Obere Hard. Seit 1986 werden die Pegel um den Brandplatz überwacht. Es gab nie eine Situation, in der das PW Obere Hard hätte angeströmt werden können.

4 Datenauswertung

4.1 Datenbasis

Es wurden folgende Datengrundlagen verwendet:

- Alle Grundwasseranalysendaten von 1975 bis Januar 2008. Diese umfassen vor allem die Ergebnisse der Untersuchungen der Muttener Deponien sowie teilweise Ergebnisse aus dem Hardwald (Daten zusammengestellt von M. Forter; "Forter_Daten_090126.xls"), darin enthalten sind u.a.). Die Peripheriemessungen [10] der Hardwasser AG sind nicht Bestandteil dieser Datenbank.
- Wöchentliche Grundwasserspiegelmessungen der Hardwasser AG 03.12.2007 bis 26.01.2009.
- Bohrprofile von Messstellen im Hardwald (siehe auch Beilage 1).
- Weitere in Tabelle 6 genannte Daten standen für die Auswertung zu Verfügung (Analysergebnisse des Kantonalen Labors BL, des Labors des Amt für Umwelt und Energie in Liestal, der Solvias AG (Basel) und der Bachema AG (Schlieren).

Weitere verwendete Datengrundlagen sind im Anhang aufgelistet.

Tabelle 6: Liste der zur Verfügung stehenden Daten. Die neuesten Daten stammen vom März 2009.

Bachema_PSM_Okt_2008.xls BAG_Radon Muttentz Okt08 und Jan09.xls BAG_Radon- und Tritium Messungen GW Muttentz Okt-08.xls BAG_Radonmessungen.txt gwshard_0712-0901.xls HARDWASS_A_30OCT08.xls H ARDWASSER_015752.xls H ARD W ASSER_015754.xls H ARD W ASSER_015755.xls KLBL_Schwermetalle_Jan_2009.xls KLBL_Schwermetalle-oktober_2008.xls Screening_HARDWASSER_015752.xls Solvias_09-02857-2009330-145736.pdf Solvias_Barbiturate_Jan_2009.pdf Solvias_Barbiturate_Juli_2008.pdf	Solvias_Barbiturate_März_2009.pdf Solvias_Barbiturate_Okt_2008.pdf UAN_Analysen_Hardwasser_Jan_2008_014846.xls UAN.Auftrag KL Hard, Birstal, Pratteln + co 2007.xls UAN_Dez_2007.xls UAN_GCMS Screening alle GWS-Projekte 2008.xls UAN_Hardwasser Brunnen, Januar 2008.xls UAN_Muttentz FeldrebenRothausstr Oktober 2008 Anililne.xls UAN_Muttentz FeldrebenRothausstr Oktober 2008 Geochemie + VOC.xls UAN_Muttentz SJZ, September 2008.xls UAN_Schweizerhalle, Anfang April 2008, Geochemie.xls UAN_Schweizerhalle, Anfang April 2008, VOC.xls UAN_Schweizerhalle, Ende April 2008, Geochemie.xls UAN_Schweizerhalle, Ende April 2008, VOC.xls Aufzeichnungen zum Ausbau einiger Piezometer und Brunnen im Hardwald.
---	--

4.2 Vorgehen

Anhand von räumlichen Verteilungen, zeitlichen und räumlichen Korrelationen von Hydrochemie und Schadstoffen, Korrelationen von Schadstoffkonzentrationen und Grundlagen zur Geologie und Hydrogeologie werden die Zusammenhänge von Schadstoffquellen und Schadstoffverteilungen im Hardwald und Umgebung analysiert. Es werden dabei vor allem diejenigen Parameter und Stoffe ausgewertet, für die möglichst viele Analysen vorliegen. Es wurden dabei vorwiegend mobile resp. auch ausserhalb der Nahfelder der Deponien verbreitete Schadstoffe ausgewertet:

- Hydrochemie (elektrische Leitfähigkeit, Na, Ca, Cl, SO₄)
- Chlorierte Butadiene (HCBd, PCBd, TeCBD)
- Chlorierte Alkene (Tetrachlorethan, Trichlorethan, Dichlorethen)
- Halogenierte Alkane (Hexachlorethan, Tetrachlorethan, Trichlorethan, Chloroform)

4.3 Räumliche Verteilung der Schadstoffe

Es wurden Karten erstellt, welche die räumliche Verbreitung der analysierten Schadstoffe zeigen. Mit Ausnahme von HCBd, TCBD und Tetrachlorethen wurden nur Mittelwerte der Einzelstoff-Bestimmungen dargestellt. Im Text wird immer, falls

nicht anders erwähnt, der Mittelwert genannt. Die Anzahl von Analysen pro Stoff und Messstelle resp. Brunnen ist sehr unterschiedlich. Es liegen aus den Jahren 2004 bis Anfang 2009 zwischen 1 und 7 Analyseergebnisse pro Brunnen resp. Messstelle vor.

4.3.1 Chlorierte Alkene

Die Analytik der chlorierten Butadiene ist im Rahmen der Untersuchungen für den Hardwald deutlich verbessert worden. Die Bestimmungsgrenze wurde bei den ersten Messungen des Kantonalen Labors (KL) im April 2007 noch mit 0.025, dann mit 0.010 und ab Dezember 2007 mit 0.005 µg/l angegeben. Die folgenden Darstellungen der chlorierten Butadiene beziehen sich nur auf die Messungen seit 2007. Bei den übrigen Stoffen werden alle verfügbaren Analyseergebnisse seit 2004 berücksichtigt.

Hexachlorbutadien

Hexachlorbutadien (HCBd) ist im Hardwald weit verbreitet (Beilage 3). Es wurde in allen Brunnen der Hardwasser AG nachgewiesen. Südlich dieser Brunnen findet es sich in C.206, C.220, C.221, C.80, C.216 und C.43.

Weiterhin wurde HCBd in der Deponie Feldreben (F-06/01) und in deren nördlichen und westlichen Nahbereich nachgewiesen. F-06/01 wies dabei die höchste bei einem Einzelstoffnachweis im Hardwald gemessene Konzentration von 0.550 µg/l auf. Im Screening eindeutig nachgewiesen wurde es auch in F5P5 mit 1.1 µg/l (16.03.2008).

In der Deponie Rothausstrasse wurde HCBd in niedrigen Konzentrationen in R1 und E.6 nachgewiesen. Wie in Abschnitt 3.3 dargestellt, finden sich im Abstrom NE der Deponie in J.3, R3 und R5, bei einzelnen Messungen HCBd-Werte zwischen >0.2 und 0.6 µg/l. Zumindest R3 und R5 erschliessen Lockergesteinsgrundwasser, gemäss Anhang A3-a in [74] ist auch J.3 in Niederterrassenschottern verfiltriert. Bei mindestens einer Messung waren diese Messstellen HCBd-frei resp. die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Am Südostrand des Hardwaldes fand sich HCBd in C.228, A.105, C.227 und C.226.

Im Gebiet Schweizerhalle wie auch in der auf dem angrenzenden SBB-Gelände gelegenen Messstelle J.3 wurde in allen Messstellen HCBd gemessen, ausser in 41.E.17 ganz im Osten. Die höchsten HCBd-Konzentrationen in Schweizerhalle (0.02 bis 0.05 µg/l) fanden sich in A.105, E.22, E.23, E.28, E.12 und E.13.

In den übrigen Gebieten (Margelacker, Muttenz Bahnhof und Muttenz West sowie im Rheinwasserinfiltrat) wurde kein HCBd nachgewiesen. Im Mischwasser der Zentrale West betrug der Mittelwert der HCBd-Konzentration 0.012 µg/l.

1980 wurden Einzelstoffbestimmungen im Hardwald und Umgebung auf HCBd durchgeführt ([34], [83]). Die Ergebnisse sind als Karte in Beilage 3 dargestellt. In E.3 und E.4 wurden 0.3 resp. 0.35 µg/l gemessen. A.2 und A.104 wiesen 0.15 µg/l HCBd auf und damit rund 8 bis 10 Mal höhere Konzentrationen wie bei den Analysen 2007-2009 (zum Vergleich für den Brunnen A.2, der in neueren Beprobungen nicht mehr berücksichtigt wurde, wurden dabei die Brunnen A1 und A.3 herangezogen).

Pentachlorbutadien

Pentachlorbutadien (PCBD) wurde seit 2006 in allen Brunnen der Hardwasser AG gemessen (Beilage 3). Es findet sich südlich der Brunnenreihe der Hardwasser AG nur in C.206, C.220 (Westrand Hardwald), in F06/01 (Feldreben) und nahe Schweizerhalle in A.104 (PW Auweg) und A.105 (PW Obere Hard). Es wurde ausserdem am Westrand von Schweizerhalle (C.228, E.22, E.23, E.28), in Schweizerhalle am Rheinufer (E.12), in der Mehrzahl der beprobten Piezometer und Brunnen im Auhafen nachgewiesen. Die gemessenen Konzentrationen sind meist <0.02 µg/l und liegen nur wenig über der Bestimmungsgrenze von 0.005 µg/l. Die höchsten PCBD-Konzentrationen finden sich meist in den Brunnen der Hardwasser AG und im Nordwesten des Hardwaldes (Maximum: 0.055 µg/l in C.18).

In den Piezometern C.21 und C.16 nördlich der Brunnen der Hardwasser AG ist hingegen kein PCBD nachgewiesen worden. Im Auhafengebiet wurde in D.32, K.12, J.67, R.249, R.251 und J.10 ebenfalls kein PCBD gemessen.

Im Rheinwasserinfiltrat wurde kein PCBD nachgewiesen. Im Mischwasser der Zentrale West betrug der Mittelwert der HCBd-Konzentration 0.008 µg/l.

Tetrachlorbutadien

Tetrachlorbutadien (Beilage 3) zeigt eine ähnliche Verteilung wie HCBd jedoch mit meist höheren Konzentrationen. In Brunnen und Piezometern, in denen HCBd nicht nachgewiesen wurde, wurde TeCBD in meist geringen Konzentrationen nachgewiesen. Alle Brunnen der Hardwasser AG wiesen bei allen Messungen (seit 2007) TeCBD auf. Das Maximum betrug dabei 0.223 µg/l (A.7). A.3, A.10, A.11, A.24 und A.25 gehören zur Gruppe mit relativ hohen TeCBD-Konzentrationen (Maximalwerte) von 0.20 bis 0.25 µg/l. Der Mittelwert aus allen Brunnen beträgt 0.135 µg/l und ist damit deutlich höher als die mittlere Konzentra-

tion von 0.088 µg/l im Mischwasser der Zentrale West. Der Grund für diese Differenz ist uns nicht bekannt, vermutlich wird das Grundwasser vorwiegend aus Brunnen gefördert, die eher niedrige TeCBD-Konzentrationen aufweisen. Im Mischwasser der Zentrale West betrug der Maximalwert 0.132 und der Minimalwert 0.040 µg/l. Im Rheinwasserinfiltrat wurde kein TeCBD nachgewiesen.

Von den Brunnen der Hardwasser AG weisen A.5, A.13, A.30, A.31, A.32, A.22, A.28 und A.29 (von West nach Ost) die geringsten mittleren TeCBD-Konzentrationen zwischen 0.05 und 0.10 µg/l auf. Südlich der Brunnenreihe wiesen mit Ausnahme von C.223, C.228, C.230, C.240 und R.235 (kein TeCBD) alle Piezometer und Brunnen TeCBD in relativ geringen Konzentrationen von 0.05 bis 0.1 µg/l auf. Nur in C.206 am Westrand und C.226 wurden Konzentrationen zwischen 0.1 und 0.150 µg/l nachgewiesen. Das PW Auweg wies bei einer von fünf Analysen kein TeCBD auf.

Nördlich der Brunnenreihe der Hardwasser AG im zu Birsfelden angrenzenden Gebiet finden sich relativ hohe TeCBD-Konzentrationen zwischen 0.20 und 0.25 µg/l in C.36 und C.16, die höchste TeCBD Konzentration betrug 0.285 µg/l in C.18. Bemerkenswert ist, dass C.21 keine chlorierten Butadiene aufweist. Diese Messstelle wurde allerdings erst einmal beprobt.

Im Gebiet Feldreben wurde TeCBD in C.236, E.3, F3.1t, F5P5, F6, F9, F11 und F-06/01 in Konzentrationen <0.05 µg/l nachgewiesen. Im Gebiet Rothausstrasse fand sich TeCBD in E.6, J.3, R1, R4.1 und R-06/06, ebenfalls mit <0.05 µg/l.

In Schweizerhalle weisen alle Messstellen bis auf 41.E.17 ganz im Osten TeCBD auf. Die höchsten Konzentrationen wurden in E.22 und E.28 angrenzend an den Hardwald gemessen. Im Auhafen wurde bis auf K.12, J.67 und R.251 in allen Messstellen TeCBD nachgewiesen. P.55 wies mit 0.173 µg/l den höchsten Wert auf.

Tetrachlorethen

Tetrachlorethen (PER, PCE) wurde in allen Brunnen der Hardwasser AG meist in geringen Konzentrationen >0.05 µg/l (0.05 µg/l = Bestimmungsgrenze) bis 0.2 µg/l nachgewiesen (Beilage 3). Die höchsten Werte der Brunnenreihe fanden sich in A.3 (0.3 µg/l) und A.25 (0.2 µg/l). Weitere hohe PER-Gehalte wurden im Hardwald in C.36 (1.5 µg/l) und in C.206 (0.8 µg/l) nachgewiesen. Nördlich der Brunnenreihe sind die PER-Konzentrationen tendenziell höher (Ausnahme: C.21) als in den Brunnen der Hardwasser AG. Im Bereich des Grundwasserberges konnte über einer grössere Fläche kein PER nachgewiesen werden. Ganz im Südosten des Hardwaldes ist in A.105 (PW Obere Hard) und C.226 wieder PER vorhanden. Auch das GW im PW Auweg (A.104) enthielt PER bis zu 0.2 µg/l.

Im Bereich Feldreben wurde in allen Messstellen PER in z. T. hohen Konzentrationen von bis zu 90 µg/l nachgewiesen. Auch östlich der Deponie finden sich in J.89 mit 5.6 µg/l hohe Werte. Westlich der Deponie wurde in allen 4 Messstellen entlang des Westteils des Rangierbahnhofs Muttentz PER mit bis zu 1.5 µg/l nachgewiesen. Die Deponie Margelacker zeigt nur in den nördlichen 4 Messstellen PER zwischen 0.1 und 1.0 µg/l.

Die Deponie Rothausstrasse und der nördliche Abstrombereich zeigt in einigen Messstellen kein PER; die maximalen Konzentrationen bis maximal 3.5 µg/l wurden in E.6, J.3 und R4.1 nachgewiesen worden. In R.228 ist kein PER nachgewiesen worden.

Das Gebiet Schweizerhalle zeichnet sich durch eine weit verbreitete PER-Belastung im GW mit Konzentrationen zwischen 0.5 und 2.0 µg/l aus. Nur im Osten in 41.E.17 und D.31 ganz im NW wurde bei den meisten Beprobungen kein PER nachgewiesen. E.20 und E.23 enthalten <0.5 µg/l PER.

Im Auhafen liegen meist PER-Gehalte zwischen 0.1 und 0.5 µg/l vor, teils auch darunter. In K.12 und J.67 wurde kein PER nachgewiesen. Auffällig ist, dass diese Konzentrationen, wie auch im NW Hardwald, höher liegen als in der südlich davon gelegenen Brunnenreihe der Hardwasser AG.

Das Rheinwasserinfiltrat wies im Mittel 0.012 µg/l (Mittelwert aus einmaligem Nachweis von 0.059 µg/l am 29.06.2007, bei den übrigen 7 Analysen unterhalb Bestimmungsgrenze von 0.05 µg/l) Tetrachlorethen auf.

Trichlorethen

Die Verteilung von Trichlorethen (TRI, TCE) ist der von PER sehr ähnlich, allerdings mit eher geringeren Konzentrationen (Beilage 3). In ca.1/3 der Brunnen der Hardwasser AG wurde TRI nicht nachgewiesen, dies betrifft vor allem die östlichen Brunnen und die südlich der Kantonsstrasse. Die höchsten Konzentrationen wurden in A.25, C.217, C.18 und C.206 gemessen. C.36 wies im Gegensatz zu PER nur sehr geringe TRI-Konzentrationen auf. Am Südrand des Hardwaldes wies C.228 TRI auf, jedoch kein PER, ebenso C.43 nördlich des Grundwasserberges.

Im Gebiet Feldreben wurde der höchste TRI-Wert in F8 mit 120 µg/l gemessen, dieser lag noch deutlich über dem höchsten PER-Wert (max. 90 µg/l in F2; PER in F8: 20 µg/l). Ansonsten sind die TRI-Gehalte eher geringer als die von PER.

Westlich von Feldreben und in der Deponie Margelacker tritt TRI nur jeweils einmal mit höchstens 0.2 µg/l auf. Östlich von Feldreben lag die maximale TRI-Konzentration in C.244 wenig höher.

Für Schweizerhalle ist die TRI-Verteilung sehr ähnlich der von PER. E.21 weist mit 0.5 µg/l die höchste Konzentration auf. Im Auhafen findet sich TRI mit Ausnahme von D.32 nur am Südrand des Gebietes.

1,2-Dichlorethen (Summe Isomere)

1,2-Dichlorethen (DCE, Beilage 3) wurde im Hardwald nicht nachgewiesen. Im Bereich Feldreben fand es sich in den meisten unmittelbar an die Deponie grenzenden Messstellen. F5P5 und F5P4 wiesen mit ca. 25 µg/l den Maximalwert auf, gefolgt von F-06/01 mit 15 und F8 mit 9.3 µg/l.

Im östlichen Teil der Deponie Rothausstrasse und im unmittelbar nördlich angrenzenden Abstrombereich wurde 1,2-Dichlorethen mit Werten meist deutlich kleiner als 5 µg/l nachgewiesen. Ansonsten wurde es nur in E.21 (Schweizerhalle) und K.12 (Auhafen) nachgewiesen.

Vinylchlorid

Vinylchlorid (VC, Beilage 3) wurde in der Deponie Rothausstrasse vereinzelt in 3 Messstellen mit Mittelwerten zwischen 0.06 und 0.36 µg/l (=Maximalwert, einmalige Analyse) gemessen. Es fand sich zudem in K.12 (Auhafen), in dem schon 1,2-Dichlorethen, aber kein PER oder TRI nachgewiesen wurde.

4.3.2 Halogenierte Alkane

Chlorpropan

Chlorpropan fand sich in je einer Messstelle in der Deponie Feldreben (F3.2h), Rothausstrasse (E.6) und im Auhafen (J.67) mit jeweils weniger als 0.2 µg/l (Beilage 4).

Hexachlorethan

Hexachlorethan (PCA) wurde nur im NW Teil der Deponie Feldreben gemessen (siehe Abschnitt 3.2, Beilage 4). Der einzige weitere Nachweis stammt mit 0.063 µg/l aus J.89 ca. 400 m westlich der Deponie Feldreben.

Pentachlorethan

Pentachlorethan wurde nur in der Grube Feldreben in F-06/01 mit 0.1 µg/l nachgewiesen (Beilage 4). Es stellt wahrscheinlich ein Abbauprodukt von Hexachlorethan dar.

Tetrachlorethan (Summe Isomere)

Tetrachlorethan (Beilage 4) wurde, wie Hexachlorethan, fast ausschliesslich im Gebiet Feldreben nachgewiesen (F3, F5P5=Maximalwert von 7.5 µg/l, F5P4, F5P2, F-06/01, F8, F9). In der Deponie Rothausstrasse fand sich Tetrachlorethan in E.6 mit maximal 0.2 µg/l; weitere Nachweise mit <0.2 µg/l liegen für E.12, E.13 und E.22 vor.

Trichlorethan

Die räumliche Verteilung von Trichlorethan ähnelt der von Tetrachlorethan. 1,1,1-Trichlorethan wurde als Lösemittel in Farben und Klebstoffen und als Reinigungsmittel verwendet. 1,1,2-Trichlorethan stellt vor allem ein Zwischenprodukt bei der Herstellung von anderen chlorierten Kohlenwasserstoffen dar. Wegen diesen unterschiedlichen Quellen wurden die Daten in der Beilage 4 auf separaten Karten dargestellt.

Beide Isomere wurden vor allem im Bereich Feldreben nachgewiesen. Die mit 0.8 µg/l höchste Konzentration fand sich in F1 im SW der Deponie. Ausserdem fand es sich mit weniger als 0.4 µg/l in J.89 westlich von Feldreben, in R.234 und C.245 beim Bahnhof Muttenz, in R1, R4.2 und in der Deponie Rothausstrasse sowie in J.3 im Abstrom nördlich davon. Ausserdem wurde es in E.15, E.23 und E.28 im SW von Schweizerhalle nachgewiesen.

1,1,2-Trichlorethan wurde nur in F-06/01, F.3.2h und F8 (=Maximalwert mit 1.3 µg/l) nachgewiesen.

Tetrachlorkohlenstoff

Tetrachlorkohlenstoff (Beilage 4) fand sich in der Deponie Feldreben (F-06/01, <0.1 µg/l), im SW von Schweizerhalle (E.22, <0.3 µg/l) sowie im SE des Auhafens (R.251, <0.2 µg/l).

Chloroform

Im Gebiet Feldreben wurden die höchsten Chloroform-Konzentrationen gemessen (Beilage 4): Im Mittel sind sie in F3.2t und F3.2h sowie in F8 grösser als 1 µg/l. Das Maximum betrug 4.5 µg/l in F3.1t. Im Nahbereich der Deponie wurde Chloro-

form in allen Messstellen ausser C.232 nachgewiesen; im südlichen, westlichen und nördlichen Nahfeld wurde es nicht oder nur vereinzelt in geringer Konzentration beobachtet.

Am Ostrand der Deponie Margelacker wurde Chloroform in Konzentrationen $<0.075 \mu\text{g/l}$ festgestellt, ebenso SE davon in J.059. Im Bereich der Deponie Rothausstrasse und nördlich davon wurde Chloroform in einigen Messstellen in Konzentrationen $<1 \mu\text{g/l}$ gemessen. In Schweizerhalle wurde es in allen Messstellen ausser D.31, E.21 und 41.E.17 mit weniger als $0.5 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen. Im Gebiet Auhafen trat Chloroform in C.1 und R.249 mit weniger als $0.1 \mu\text{g/l}$ auf, in R.251 im SE lag die Konzentration bei $1.3 \mu\text{g/l}$.

Im Hardwald wurde Chloroform in mehreren Messstellen in Konzentrationen von meist $<0.1 \mu\text{g/l}$ gemessen. Die Mittelwerte (2 bis 4 Messungen) liegen bei allen Brunnen der Hardwasser AG unter $0.05 \mu\text{g/l}$. In folgenden Brunnen aus dem mittleren und östlichen Hardwald wurde Chloroform mit maximal $0.076 \mu\text{g/l}$ (=A.28) nachgewiesen: A.11, A.13-A.15, A.17, A.18, A.22, A.25 und A.28. Die Pumpwerke Auweg (A.104) und Obere Hard (A.105) wiesen leicht höhere Maximalwerte von 0.12 resp. $0.14 \mu\text{g/l}$ auf. In den Messstellen C.216, C.43, C.235 und C.226 (NW nach SE) wurde Chloroform mit $<0.1 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen, nördlich der Brunnen wurde kein Chloroform nachgewiesen. Im Rheinwasser wurde Chloroform ebenfalls nicht nachgewiesen (siehe aber Abschnitt 3.1).

Bromoform

Bromoform wurde nur in E.6 im der Deponie Rothausstrasse mit 0.54 (Mittel) resp. $1.5 \mu\text{g/l}$ (Maximum) nachgewiesen (Beilage 4).

Sonstige halogenierte Methane

Sonstige halogenierte Methane wurden nur in der Deponie Feldreben mit $<0.5 \mu\text{g/l}$ (Summe) sowie in E.6 in der Deponie Rothausstrasse mit $1.3 \mu\text{g/l}$ (Summe) nachgewiesen.

4.3.3 Aromaten

Benzol

Benzol wurde in der Deponie Feldreben (F5P2, $<0.1 \mu\text{g/l}$), im Auhafen (K.12, $<0.1 \mu\text{g/l}$) sowie im Hardwald (C.21, $<0.05 \mu\text{g/l}$) nachgewiesen (Beilage 5). Bei der Messstelle C.21, in der keiner der ansonsten im Hardwald weit verbreiteten Schadstoffe mit eindeutig anthropogener Herkunft nachgewiesen wurde, muss für

Benzol eine geogene Herkunft in Betracht gewogen werden. Dies wird weiter unten im Kontext der Ergebnisse der Screenings und im Abschnitt 4.6 diskutiert.

Ethylbenzol

Ethylbenzol wurde nur in Feldreben (F5P2, <0.1 µg/l nachgewiesen, Beilage 5).

Toluol

Toluol wurde nur in Feldreben (F5P5, <0.15 µg/l nachgewiesen, Beilage 5).

Xylole

Xylole (Summe von ortho-, meta- und para-Xylol) wurden in F5P4 und F5P2 mit <0.2 µg/l resp. <0.15 µg/l in der Deponie Feldreben nachgewiesen (Beilage 5).

Dinitrotoluol

Dinitrotoluole (Summe von 2,4- und 2,6-Dinitrotoluol, Beilage 5) fanden sich in der Deponie Feldreben (F1, <0.1 µg/l) und im Bereich der Deponie Rothausstrasse (21.R.8 und R5, jeweils <0.05 µg/l).

Phenol

Phenol wurde mehrfach im Bereich der Deponie Feldreben nachgewiesen (Beilage 5): in E3, F2.2, F4h, F5P5 und F5P4 mit jeweils <0.05 µg/l sowie in F5P1 (<0.1 µg/l) und F5P2 (<0.2 µg/l). Im Bereich Rothausstrasse fand sich Phenol in R2 und 21.R.8 mit jeweils <0.05 µg/l sowie in R5 mit <0.1 µg/l. Ausserhalb dieser Deponien fand sich Phenol noch in C.231 (Deponie Robrinesen, <0.05 µg/l) und im PW Schanz (<0.02 µg/l).

Methylphenol

Methylphenole (Summe von n-Methyl- und n,n-Dimethylphenolen) wurden nur in der Deponie Rothausstrasse (R2: <0.02, 21.R.8: <0.2 µg/l) nachgewiesen.

Aromatische Sulfonate

Aromatische Sulfonate fanden sich im Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG sowie in C.228 mit <0.1 µg/l. Höhere Konzentrationen wurden vor allem im Bereich Rothausstrasse (R4.1 und R4.2: <300 µg/l, 21.R.8: <100 µg/l) nachgewiesen. Es fand sich zudem bei Feldreben (E.3: <5 µg/l) in Schweizerhalle (<0.5 µg/l).

4.3.4 Chlorierte Aromaten

Chlorbenzole

Chlorbenzole (Summe der gemessenen Isomere der Chlor-, Dichlor- und Trichlorbenzole) fanden sich vor allem im Bereich Rothausstrasse: R6/06 (<3 µg/l), 21.R.8 (<1 µg/l), R8 (<0.5 µg/l), R5 und R9 (jeweils <0.1 µg/l). In Schweizerhalle wurden diese mit <0.2 µg/l in E.12, und im Bereich Feldreben in F8 mit <0.1 µg/l nachgewiesen (Beilage 6).

4.3.5 PAK

Naphtalin findet sich in Konzentrationen von <0.05 µg/l in mehreren Messstellen im Bereich Feldreben, Margelacker; weniger verbreitet ist es im Gebiet Rothausstrasse. Dort wurde in R0606 jedoch eine leicht erhöhte Konzentration von <2 µg/l gemessen.

Ausserhalb der Deponiebereiche kommt Naphtalin in E.21 (Schweizerhalle) und C.245 vor (Südrand Bahnhof Muttenz) sowie im Bereich der Deponie Robrinesen (C.81 und C231, <0.02 µg/l resp. <0.05 µg/l, Beilage 7).

Andere PAKs (Summe aller analysierten PAK ohne Naphtalin, Beilage 7) sind im Gebiet Hardwald und Umgebung in Konzentrationen von <0.02 µg/l und <0.05 µg/l weit verbreitet. Diese finden sich teils auch im Hardwald, nicht aber im Rheinwasserinfiltrat (resp. nur <0.01 µg/l). Im Bereich Rothausstrasse sind diese PAK-Konzentrationen mit <0.2 µg/l etwas höher. In C.81 am Westrand der Grube Robrinesen wurden insgesamt <1 µg/l PAK nachgewiesen, die wahrscheinlich aus der Deponie stammen (siehe [75]).

In den Screenings wurden ebenfalls PAKs identifiziert (siehe Abschnitt 4.4.1).

4.3.6 Pflanzenschutzmittel

Atrazin

Atrazin ist in fast allen Brunnen und Messstellen mit Konzentrationen von <0.02 µg/l bis <0.05 µg/l vorhanden (Beilage 8). Nur in 4 Messstellen der Deponie Margelacker, im PW Auweg und in J.59 im Süden von Muttenz wurde kein Atrazin nachgewiesen oder es lag im Mittel unter <0.01 µg/l.

Leicht höhere Konzentrationen zwischen <0.1 µg/l und <0.5 µg/l finden sich am Nordrand von Margelacker, in P.3h und P.3t (S Feldreben), in C.244 (S Bahnhof

Muttentz, C.230 (N Bahnhof Muttentz, Kleingartenanlage) sowie im Bereich Rothausstrasse. Es wurde auch im Rheinwasserinfiltrat mit $<0.02 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen.

Desethylatrazin

Die Verteilung von Desethylatrazin, dem Hauptabbauprodukt von Atrazin, ist diesem ähnlich (Beilage 8). Vereinzelt finden sich erhöhte Konzentrationen auch im Hardwald (C.234 und C.235; $<0.5 \mu\text{g/l}$ resp. $<1.0 \mu\text{g/l}$). Der höchste Wert fand sich nördlich der Deponie Rothausstrasse in R3 im Bereich der Bahngleise ($<2.0 \mu\text{g/l}$). Im Rheinwasserinfiltrat wurde kein Desethylatrazin nachgewiesen resp. der Mittelwert lag unter $0.01 \mu\text{g/l}$.

Ametryn

Ametryn wurde nur im Bereich Rothausstrasse in R2 und R5 ($<1 \mu\text{g/l}$ resp. $<0.05 \mu\text{g/l}$) sowie in C.231 (Deponie Robrinesen, $<0.5 \mu\text{g/l}$) nachgewiesen (Beilage 8).

Prometryn

Prometryn (Beilage 8) fand sich vor allem im Bereich Rothausstrasse und NE davon (meist $<0.05 \mu\text{g/l}$, R3 und R8: $<0.5 \mu\text{g/l}$, R2 $<1 \mu\text{g/l}$). Im Bereich des Hardwalds wurde es in C228 und C.234 mit $<0.02 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen. Höhere Konzentrationen fanden sich bei der Grube Robrinesen (C.231 und R.235, $<0.5 \mu\text{g/l}$ resp. $<1 \mu\text{g/l}$) sowie bei C.230 (N Bahngleise, Kleingartensiedlung).

Simazin

Zu Simazin liegen im Vergleich zu den oben dargestellten Pflanzenschutzmitteln deutlich weniger Analysenresultate vor. Es findet sich in den Bereichen Feldreben und Rothausstrasse mit $<0.1 \mu\text{g/l}$ sowie am Rand des Hardwalds mit $<0.05 \mu\text{g/l}$.

4.3.7 Barbiturate

Aprobarbital

Aprobarbital ist am E- und S-Rand von Feldreben mit meist $<0.5 \mu\text{g/l}$ in vier Messstellen nachgewiesen worden (Beilage 9). In E.25 war die Konzentration mit $<1 \mu\text{g/l}$ etwas höher. Bei der Deponie Margelacker fallen die Messstellen M2, M6 und M7 durch Aprobarbital-Konzentrationen zwischen 1 und $<5 \mu\text{g/l}$ auf. J.58 und M1 liegen diese $<0.5 \mu\text{g/l}$. Im PW Auweg ist ebenfalls Aprobarbital mit $<1 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen worden.

Butalbital

Butalbital ist im Bereich Margelacker mit $<0.5 \mu\text{g/l}$ (M2, M6, M7) resp. $<0.1 \mu\text{g/l}$ (J.58) nachgewiesen worden. Es fand sich wiederum auch im PW Auweg mit $<0.5 \mu\text{g/l}$ (Beilage 9).

Heptabarbital

Heptabarbital wurde in vier Messstellen im Bereich Rothausstrasse mit meist $<0.5 \mu\text{g/l}$ sowie in F5P5 (Feldreben, $<0.5 \mu\text{g/l}$) nachgewiesen (Beilage 9).

4.3.8 Aniline

Anilin

Anilin (Beilage 10) fand sich mit $<0.05 \mu\text{g/l}$ in 21.R.8 (Rothausstrasse) und mit $<0.02 \mu\text{g/l}$ in F5P5 (Feldreben).

Methylanilin

Methylaniline (Summe der Isomere von Methyl- und Dimethylanilinen) fanden sich nur im Bereich der Deponie Rothausstrasse in R06/06 und 21.R.8 ($<0.5 \mu\text{g/l}$) sowie in R5 ($<0.05 \mu\text{g/l}$, Beilage 10).

n-Chlor-2-Methylanilin

Isomere von n-Chlor-2-Methylanilin fanden sich ausschliesslich in der Deponie Rothausstrasse und NE davon in teils hohen Konzentrationen. In R-06/02 beträgt diese $13.9 \mu\text{g/l}$, in R5 $9.2 \mu\text{g/l}$. 21.R.8 und R9 weisen n-Chlor-2-Methylanilin-Gehalte von $<5 \mu\text{g/l}$ auf, R4.2 und J.3 solche von $<0.05 \mu\text{g/l}$ (Beilage 10).

Chloranilin

Ähnlich ist die Verteilung der von n-Chloranilin (Summe der Isomere), allerdings bei deutlich niedrigeren Konzentrationen. R-06/06 und 21.R.8 weisen n-Chloranilin-Gehalte von $<0.5 \mu\text{g/l}$ auf, R5 von $<0.05 \mu\text{g/l}$ (Beilage 10).

Dichloranilin

Die höchste Konzentration von Dichloranilin (Summe der n,n-Dichloranilin-Isomere) wurde mit $9.4 \mu\text{g/l}$ in 21.R.8 im Bereich Rothausstrasse gemessen. Weitere erhöhte Werte wurden in R-06/02 ($<5 \mu\text{g/l}$), R5 ($<2 \mu\text{g/l}$), R4.2 ($<1 \mu\text{g/l}$), R4.1, R9 und R-06/06 nachgewiesen (Beilage 10).

Auch im Bereich Feldreben wurde Dichloranilin in F8 (<2 µg/l) sowie in E3, F5P1 und F6 mit <0.05 µg/l nachgewiesen.

4.3.9 Ether

Methyl-tert-butylether (MTBE)

MTBE wurde mit <1 µg/l in J.67 und K.12 im Auhafen nachgewiesen. In F.2.2 bei Feldreben fand sich mit 2.3 µg/l eine deutlich höhere Konzentrationen, in F2.1 lag diese bei 0.49 µg/l (Beilage 11).

4.3.10 Metalle, Schwermetalle

Die Konzentrationen der Metalle und Schwermetalle im Grundwasser werden in Beilage 12 dargestellt. Es wurden folgende Metalle und Schwermetalle analysiert:

Antimon, Arsen, Barium, Blei, Bor, Cadmium, Cobalt, Eisen, Kupfer, Lithium, Mangan, Nickel, Quecksilber, Rubidium, Vanadium, Uran, Zink.

Im Folgenden werden nur einige Auffälligkeiten dargestellt.

Die **Arsen**-Gehalte liegen meist <2 ng/l, auch im Hardwald. Die beiden höchsten As-Konzentrationen fanden sich in R.235 (Deponie Robrinesen, 116 ng/l) und in K.12 im Auhafen (53.1 ng/l).

Die **Barium**-Konzentrationen liegen im Hardwald und Umgebung meist <150 ng/l. Bei J.59 und J.67 liegen diese zwischen 150 und 200 ng/l, bei R.235 betragen diese 246 ng/l.

Die **Blei**-Gehalte des Grundwassers sind in den meisten Messstellen und Brunnen kleiner als 1 ng/l. Erhöhte Werte zwischen 10 und 50 ng/l lagen bei E.25, J.58 und R.235 vor.

Die **Bor**-Konzentrationen liegen meist unter 100 ng/l, im westlichen Hardwald meist zwischen 100 und 300 ng/l. Die höchsten Bor-Konzentrationen lagen in R2, R4.2, 21.R.8 mit Werten zwischen 1000 und 2000 ng/l und R-06/02 (<1000 ng/l) im Bereich Rothausstrasse vor. In C.228 mit 310 ng/l wurde ein weiterer erhöhter Wert gemessen.

Die **Cadmium**-Konzentrationen waren in den meisten Messstellen und Brunnen kleiner als 0.05 ng/l. Die höchsten Mittelwerte wurden in J.3 (NE Rothausstrasse, 4.4 ng/l), C.231 (<2 ng/l, Robrinesen) und E.25 (<1 ng/l, Feldreben) gemessen.

Im Hardwald liegen die **Cobalt**-Konzentrationen unter 0.4 ng/l. Südliche des Hardwalds betragen diese meist zwischen 0.4 und 0.75 ng/l. Die höchsten Konzentrationen fanden sich im Bereich Rothausstrasse mit 2 bis 5 ng/l (R2, R-06/06, 21.R.8). Auch in der Deponie Robrinesen wies die Cobalt-Konzentration mit 1.85 ng/l einen relativ hohen Wert auf.

Die **Eisen**-Werte lagen im Hardwald und Umgebung meist <50 ng/l. Deutlich höher sind sie im Bereich Robrinesen (fast 40'000 ng/l in R.235, 3'780 ng/l in C.231), in R-06/02 in der Deponie Rothausstrasse (3'535 ng/l) und bei F10 im Bereich Feldreben (618 ng/l).

Die **Kupfer**-Gehalte des Grundwassers liegen meist <2 ng/l. Im Fall von R-06/02 (31.3 ng/l) und F-06/01 (29.1 ng/l) sind dieser deutlich erhöht.

Die höchsten **Lithium**-Gehalte mit Werten zwischen 20 und 30 ng/l fanden sich in den Deponien Rothausstrasse und Margelacker.

Die **Mangan**-Konzentrationen lagen meist unter 10 ng/l. Die höchsten Werte wurden bei C.231 und R.235 (5'150 resp. 6'500 ng/l) in der Grube Robrinesen gemessen. Bei R.06/02, 21.R.8 (Rothausstrasse) und K.12 (Auhafen) liegen weitere Messstellen mit erhöhten Konzentrationen (<5'000 ng/l) vor.

Nickel trat in den meisten Messstellen in Konzentrationen von <5 ng/l auf. Im Hardwald war es ausser in seinen Randbereichen nicht nachzuweisen (<0.1 ng/l). Höhere Konzentrationen von 5 bis 15 ng/l wurden in F8 (Feldreben), R-06/02 und 21.R.8 (Rothausstrasse) gemessen. Im Rheinwasserinfiltrat wurden im Mittel 0.7 ng/l Nickel gemessen.

Die **Quecksilber**-Konzentrationen lagen ausserhalb des Hardwaldes meist unter 0.05 ng/l. Im Hardwald war es nur in A.34 mit einer Konzentration zwischen 0.1 und <0.2 ng/l nachweisbar, sonst lag diese unter 0.01 ng/l. In F8, C.245 und im Rheinwasserinfiltrat lag die Konzentration ebenfalls zwischen 0.1 und 0.2 ng/l, bei R.228 betrug sie 1.2 ng/l.

Es liegen keine **Rubidium**-Analysen aus dem Hardwald und vom Rheinwasserinfiltrat vor (Beilage 12). Im Auhafen liegt die Rubidium-Konzentration meist unter 2 ng/l, bei der Deponie Margelacker um 2 bis 3 ng/l. Im Nahbereich der Deponie Feldreben liegen diese unter 3 ng/l, westlich und nördlich davon betragen diese 3 bis 10 ng/l. Im Bereich der Deponie Rothausstrasse wurden teilweise ebenfalls

Rubidium-Konzentrationen von 3 bis 10 ng/l gemessen, der höchste gemessenen Wert beträgt in R2 10.9 ng/l.

Die **Vanadium**-Konzentrationen liegen in den Bereichen Margelacker und Auhaufen unter 0.1 ng/l. Aus dem Hardwald und vom Rheinwasser liegen ebenfalls keine Analyseergebnisse vor. Bei den Deponien Feldreben und Rothausstrasse betragen die Vanadium-Konzentrationen meist weniger als 1.5 ng/l. Deutlich höhere Werte wurden in F2 (5.0 ng/l, Feldreben), C.236 (3.8 ng/l, Deponie Hofackerstrasse NW Feldreben) sowie in C.231 und R.235 (5.1 resp. 2.9 ng/l, Grube Robrinesen) gemessen.

Es liegen keine Analysen der **Uran**-Konzentration aus dem Hardwald vor. Im südlichen Randbereich betragen diese in der Grube Robrinesen weniger als 0.5 ng/l. Auch in den übrigen Gebieten betragen die Uran-Werte meist weniger als 1 ng/l. In F1 (Feldreben), M1, M2, M6, M7 (Margelacker) und R-06/02 (Rothausstrasse) betragen die Uran-Konzentrationen jeweils zwischen 2 und 3 ng/l. Der höchste Wert wurde mit 6.6 ng/l in R2 (Rothausstrasse) gemessen.

Im Hardwald liegen die **Zink**-Konzentrationen meist unter 0.05 ng/l. In A.19, A.28, A.104 und A.105 betragen diese weniger als 10 ng/l. Das Rheinwasserinfiltrat wies im Mittel eine Zink-Konzentration von 25.7 ng/l auf. Im Randbereich des Hardwaldes wurden auch teilweise Werte zwischen 10 und 100 ng/l, in C.230 und C.10 auch Werte bis 288 ng/l gemessen. Vereinzelt wurden auch höhere Werte zwischen 1000 und 6000 ng/l gemessen: In J.58 (1739 ng/l, Margelacker), E.25 (5080 ng/l, Feldreben), C.231 (2250 ng/l, Robrinesen), C.245 (1100 ng/l, Bahnhof Muttenz) und in J.59 (1988 ng/l, SE Margelacker).

4.4 Screenings

GC/MS-Screenings werden vorwiegend durchgeführt, um in den Einzelstoffbestimmungen (Abschnitt 4.3) nicht enthaltene Stoffe erkennen zu können. Neben den Spektren, die mit einer internen Datenbank weitgehend übereinstimmen und somit mit einiger Sicherheit identifiziert werden können, ist für eine grössere Anzahl von Stoffen keine Identifikation möglich, obwohl deren geschätzte Konzentration bis in den Mikrogrammbereich geht.

Folgend wird eine Auswahl an in den Screenings seit 2008 identifizierten und nicht identifizierten (=unbekannten) Stoffen dargestellt. Diese Auswahl richtet sich vor-

wiegend nach dem Wert für die Aussagen bezüglich Stoffherkunft und – Transportrichtungen.

4.4.1 PAK

In C.21 sind zusätzlich zu den Einzelstoffmessungen noch 12 weitere PAKs nachgewiesen worden; in Konzentrationen $>0.1 \mu\text{g/l}$ waren dies: Pyren, 2-Methylantracen, 2,3-Dimethylphenanthren und Fluoranthren. Jeweils ein PAK ist in C.230, 21.R.8, J.58 und M5 mit weniger als $0.1 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen worden, in R.235 waren es zwei. Die PAKs in R.235 und C.230 könnten auf die in der Grube Robrinesen nachgewiesene Belastung mit PAKs zurückzuführen sein ([80], entsprechende Belastung auch in C.81 nachgewiesen).

Diplopten ist ein geochemisch wichtiges Triterpen, das aus der Zellmembran von Eubakterien stammt [82]. Es ist nur in C.21 mit $0.187 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen worden.

4.4.2 n-Pentan / n-Hexan

n-Pentan wurde in C.21 und C.71 in geringer Konzentration nachgewiesen ($0.015/0.054 \mu\text{g/l}$). In C.21 wurde zudem n-Hexan mit $0.054 \mu\text{g/l}$ gemessen dargestellt (Beilage 13).

4.4.3 Carbamazepin

Carbamazepin ist ein Antiepileptikum und wird häufig in Abwässern nachgewiesen [96]. Es fand sich ausschliesslich im Bereich Schweizerhalle entlang des Rheins sowie in E.15 (Beilage 13). Die höchsten Konzentrationen traten in E.8 mit 202 ng/l auf, in den übrigen Brunnen und Messstellen lag die Konzentration unter 30 ng/l .

4.4.4 Cyclohexaschwefel / Cyclooctaschwefel

Elementarer Schwefel wurde als Cyclohexaschwefel und Cyclooctaschwefel im NW des Hardwalds in C.21, C.36, und C.71 nachgewiesen. Die maximale Konzentration betrug 1971 ng/l in C.71 (Beilage 13). Cyclohexaschwefel fand sich ausserdem am Westrand des Hardwalds in C.16, C.80, C.211 und C.237 in Konzentrationen von $<200 \text{ ng/l}$ sowie im Auhafen in C.58 (344 ng/l). Zumindest für die Nachweise im Hardwald ist es wahrscheinlich, dass der Schwefel geogener Herkunft ist (siehe auch Abschnitt 4.6).

4.4.5 Anzahl der in Screenings identifizierten Stoffe

Die Anzahl der in Screenings identifizierten Stoffe gibt eine unspezifische Übersicht für die Gesamtbelastungssituation (Beilage 13). Dabei wurden die Mittelwerte der Anzahl der in Screenings identifizierten Stoffe berechnet. Stoffe, die nicht identifiziert werden konnten (nicht mindestens "tentativ" identifiziert, unbekannte Stoffe "Unknown"), wurden nicht berücksichtigt. Im Hardwald finden sich im Mittel meist zwischen 1 und 5 Stoffe, in den Randbereichen sind es meist zwischen 5 und 10. Auch im Bereich der Deponien Feldreben und Margelacker sind es weniger als 10 Stoffe pro Messstelle, nur in E.4 (Florinbrunnen) wurden im Mittel ca. 29 Stoffe nachgewiesen. Im Bereich Rothausstrasse und im NE Abstrom wurden meist zwischen 5 und 15 Stoffe nachgewiesen, in 21.R.8 im Mittel ca. 20.

4.4.6 Nicht identifizierte Stoffe

34 der 37 in Screenings nicht identifizierten Stoffe kommen höchstens viermal in den beprobten und analysierten Messstellen und Brunnen vor. „UNKNOWN BP 172“ (resp. „UNKNOWN 1541-172-X“) und „UNKNOWN BP 191“ wurden hingegen häufiger nachgewiesen. Diese beiden Stoffe sind auf Karten dargestellt (Beilage 13).

UNKNOWN 172 resp. fand sich im Westen und Nordwesten des Hardwaldes (wobei es in C.237, C.211 und C.21 fehlte), nahe des Auhafens und in Schweizerhalle in Rheinnähe. In B.1 am Bahnhof Muttenz wurde es ebenfalls nachgewiesen.

UNKNOWN BP 191 wurde in vier Messstellen bei der Deponie Margelacker, in P.3h bei Feldreben und in C.21 im nordwestlichen Hardwald nachgewiesen.

4.5 Grundwasserstockwerke

Zu ca. 57% der Messstellen und Brunnen lagen uns Informationen zu Bohrprofilen und Messstellen- resp. Brunnenausbau vor. Zu den Brunnen der Hardwasser AG lagen zwar keine Bohrprofile vor, unseres Wissens wurden diese jedoch bis auf den Fels gebohrt, die Filterrohre enden ca. 1-2 m über der Felsoberfläche.

Es stellte sich die Frage, ob die Grundwasserbelastung mit Schadstoffen im Lockergesteins- resp. Felsgrundwasser unterschiedlich ist. Abbildung 12 zeigt die mittleren Tetrachlorethen-Konzentrationen in allen Messstellen und Brunnen. Tetrachlorethen wurde wegen der weiten Verbreitung und grossen Anzahl beprobter Messstellen und Brunnen ausgewählt.

Es ist klar, dass in der Nähe nachweislicher PER-Quellen wie z.B. Feldreben die Konzentrationen lokal stark variieren können. Die höchsten Konzentrationen finden sich bei Feldreben sowohl im Locker- wie auch im Felsgrundwasser. Geringere Konzentrationen kommen allerdings nur im Felsgrundwasser vor. Bei der Deponie Rothausstrasse traten die höchsten Konzentrationen im Felsgrundwasser auf, niedrigere wurden nur im Lockergesteinsgrundwasser gemessen. Die Daten aus dem Hardwald weisen keine klare Tendenz auf. Diese Zusammenhänge können auch im Deponiebereich je nach betrachtetem Schadstoff variieren.

Es ist zumindest ausserhalb des Deponienahfeldes somit kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Schadstoffbelastung und Grundwasserstockwerk erkennbar. In weiten Bereichen des Hardwaldes liegt hydraulisch wahrscheinlich auch keine Trennung in ein unteres Felsgrundwasser und ein oberes Lockergesteinsgrundwasser vor, da nur lokal an der Lockergesteinsbasis gering durchlässige (und damit trennende) Schichten vorhanden sind (z.B. C.217, C.218). Falls eine Verschmutzung eindeutig in einem der Aquifere auftritt, ist der Transportweg somit eher von den regionalen Fliessverhältnissen abhängig als vom Grundwasserstockwerk.

Umgekehrt kann lokal die natürliche Grundwasserchemie einen Hinweis auf bevorzugte Transportwege geben. Ein Grundwasser mit einer Zusammensetzung, die typisch für z.B. den Hauptmuschelkalk ist, kann aber auch in solchen Brunnen und Messstellen einen hohen Anteil aufweisen, die nur in Niederterrassenschottern verfiltert sind (siehe Abschnitte 2, 4.6 und 4.7).

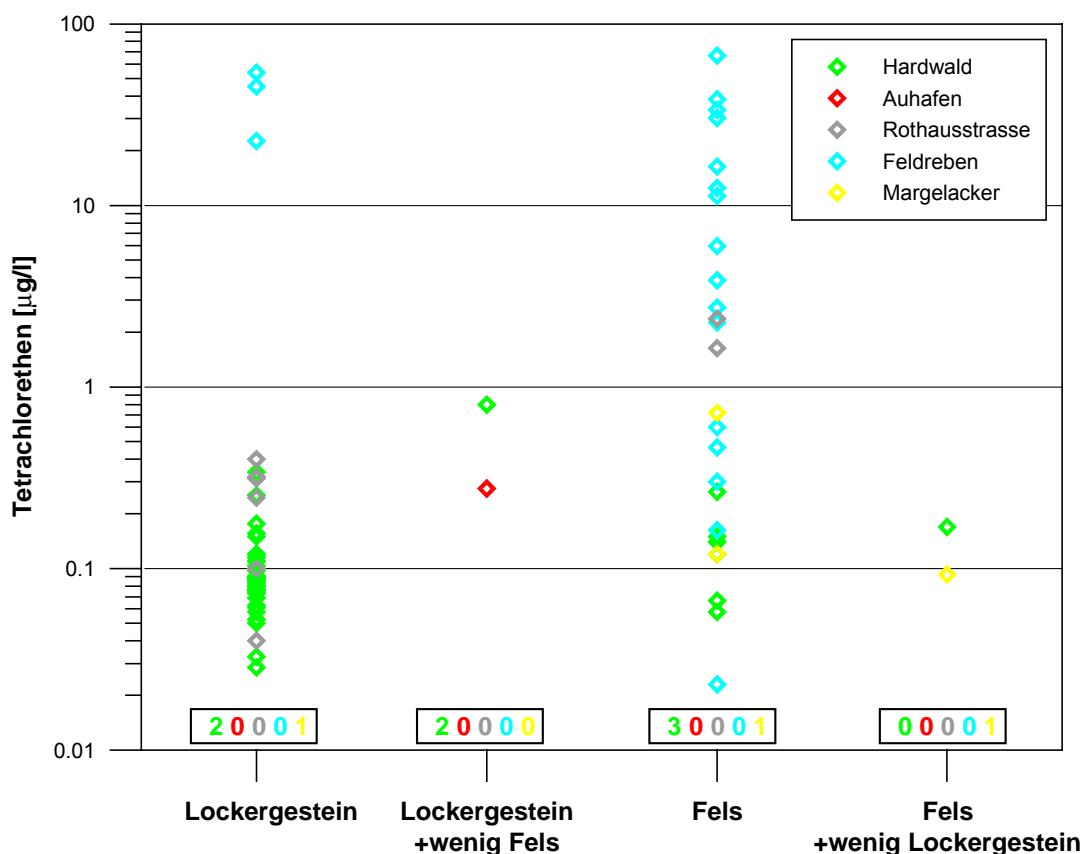


Abbildung 12: Konzentrationen von Tetrachlorethen in den beiden Grundwasserstockwerken und unterschiedlichen Übergangsbereichen. Die Zahlen über der Abszisse geben die Anzahl der Messstellen ohne Tetrachlorethen-Nachweis aufgeschlüsselt nach den Regionen wieder.

4.6 Auffällige Messstellen

Die Messstellen C.21 und C.230 zeigen einige Auffälligkeiten, auf die nachfolgend eingegangen wird.

C.21

Diese Messstelle im Nordwesten des Hardwaldes weist einen ca. 0.2 bis 0.3 cm höheren Grundwasserspiegel auf als die Umgebung, erkennbar an einer lokalen Anomalie in den Grundwasserisohypsen.

Das Grundwasser ist fast sauerstofffrei (0.1 resp. 0.3 mg/l), weist einen hohen Chloridgehalt auf (ähnlich wie C.240, deutlich weniger als C.206), einen hohen Natriumgehalt (wie C.206), jedoch einen ausgesprochen niedrigen Sulfatgehalt von 1.1 mg/l und kein Nitrat. Der Calciumgehalt ist ebenfalls vergleichsweise gering. Die Leitfähigkeit ist durchschnittlich etwas höher als in den nahe gelegenen Messstellen und Brunnen.

Die Beprobung in C.21 erfolgte in 21 m Tiefe. Es liegen zwar keine Informationen zur Messstelle selbst vor; anhand der in der geologischen Karte dargestellten Kote der Felsoberfläche kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der beprobte Bereich in Niederterrassenschottern liegt.

Es wurden bei der zweimaligen Beprobung keine chlorierten Kohlenwasserstoffe nachgewiesen. Es fanden sich aber n-Pentan, n-Hexan und Benzol. n-Pentan wurde ansonsten nur in C.71 nachgewiesen, wo die Grundwasserbeschaffenheit Ähnlichkeiten mit C.21 aufweist.

Im Screening (siehe Abschnitt 4.4) wurden in C.21 12 PAKs nachgewiesen, die zum grössten Teil nur in dieser Messstelle vorkamen. Zudem wurden Cyclohexaschwefel und Cyclooctaschwefel (evtl. auch Cycloheptaschwefel unter den nicht identifizierten Stoffen) festgestellt, welche in vergleichbarer Konzentration nur in C.36 und C.71 vorkommen. Weiterhin fanden sich mit Ausnahme von Hexadecansäure in P.53 nur in C.21 und C.71 verschiedene Fettsäuren (Hexadecansäure – Octadecansäure).

C.21 liegt sehr wahrscheinlich in unmittelbarer Nähe eines grösseren Wasserzutritts aus dem Fels in das Lockergestein. Vermutlich handelt es sich um ein Karstwasser, das durch relativ hohe Fliessraten zu einer Erhöhung des Grundwasserspiegels im Lockergestein führt. Die Grundwasserchemie sowie elementarer Schwefel weisen auf ein anaerobes Milieu hin. PAKs und Fettsäuren, aber auch Benzol könnten aus Schichten des Mittleren Muschelkalkes stammen, die höhere Gehalte an organischem Material aufweisen. Es liegt aus unserer Sicht kein Hinweis auf eine anthropogene Beeinflussung der Grundwasserzusammensetzung vor.

C.230

Der Grundwasserspiegel in C.230 am südwestlichen Hardwald zwischen Autobahn und Rangierbahnhof Muttenz liegt ca. 5 bis 6 m über dem der benachbarten Messstellen. Das Bohrprofil bis in eine Tiefe von 21.1 m (=253.16 m ü.M.) zeigt Steine, Kiese und Sande bis ca. 12.0 m. Darunter stehen vorwiegend tonig-sandige, teils kiesige Silte an. Der Grundwasserspiegel befand sich in 10.6 m Tiefe (=263.66 m ü.M) in einer 2.4 m mächtigen Sandschicht mit Kiesen an der Basis über gering durchlässigen tonigen Silten.

Der GW-Spiegel von C.230 liegt sogar ca. 2 m höher als der Grundwasserberg (Abbildung 13) der Schwankungsbereich ist mit 0.2 bis 0.3 m deutlich kleiner als der bei benachbarten Messstellen (Abbildung 14). Es ist zudem keine Korrelation mit Grundwasserspiegelschwankungen benachbarter Messstellen erkennbar

Die Grundwasserchemie zeigt eine mässig hohe Mineralisation (Abbildung 9) an. Es wurden trotz der Lage im "Nahfeld" der Deponie Feldreben mit Ausnahme von Pestiziden (höchste Konzentrationen im Gebiet), welche sehr wahrscheinlich auf die angrenzende Kleingartensiedlung zurückzuführen ist, keine Schadstoffe in C.230 nachgewiesen.

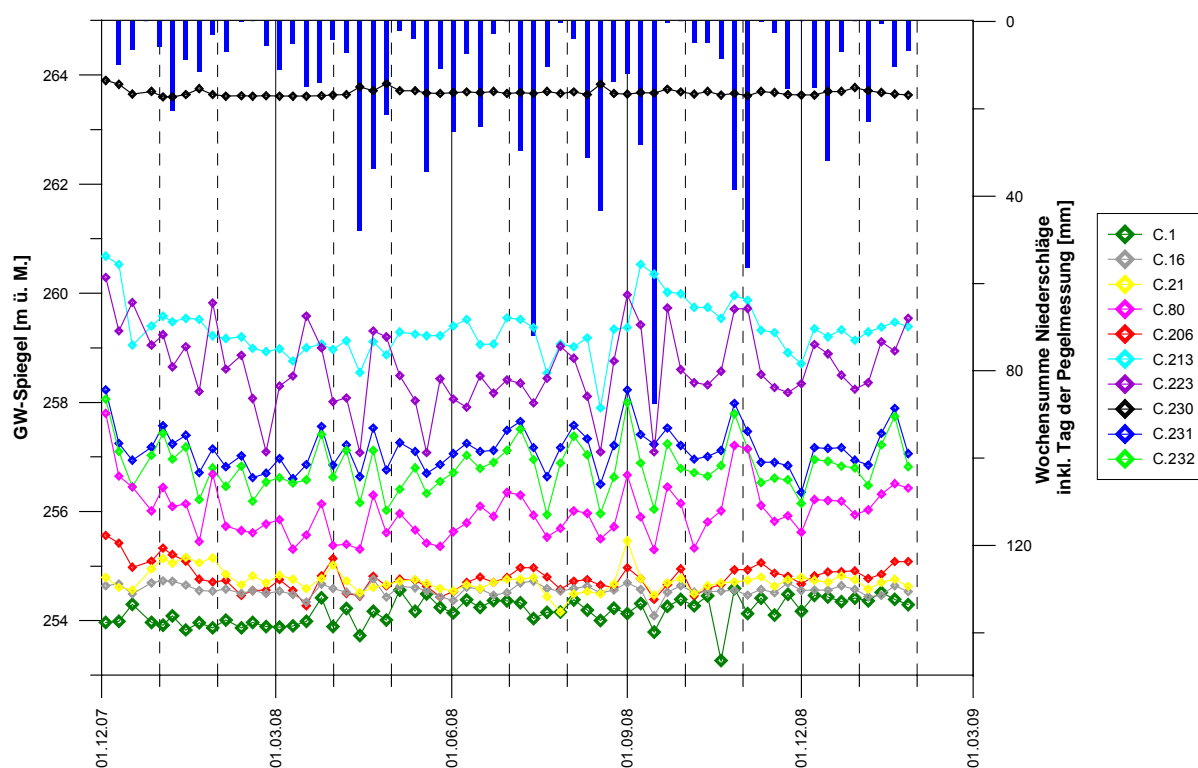


Abbildung 13: Verlauf ausgewählter GW-Pegel der Hardwasser AG im westlichen Hardwald im Vergleich zu C.230 in der Messperiode vom 01.12.2007 bis 31.01.2009. Zusätzlich sind die Wochenniederschläge bis zur Stichtagsmessung der GW-Pegel dargestellt.

Gemäss unseren Informationen wurde C.230 wegen des sich von den Nachbarpegeln so deutlich unterscheidenden Verhaltens in der Vergangenheit gespült, neu nivelliert und geprüft. Dabei wurden unseres Wissens nach keine Auffälligkeiten bezüglich des Piezometers oder der Messeinrichtung festgestellt.

In Abbildung 14 deutet sich auch keine deutliche Abhängigkeit des GW-Spiegels C.230 vom Niederschlag an. Dies und die genannten Befunde sprechen, sofern

kein technischer Fehler beim Messgerät vorliegt, für ein gering mächtiges, isoliertes hangendes Grundwasservorkommen hin.

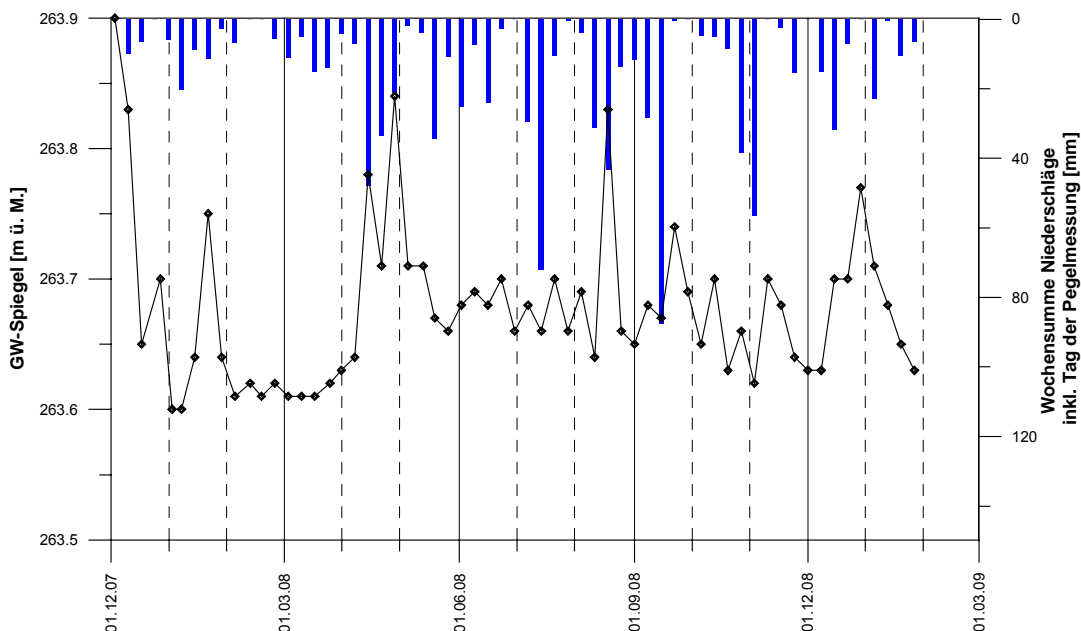


Abbildung 14: Verlauf des GW-Pegels in C.230 (Messungen der Hardwasser AG) und Wochenniederschläge bis zur Stichtagsmessung der GW-Pegel.

4.7 Korrelationen GW-Typ - Schadstoffe

In Abschnitt 2 sind die Grundwässer im Hardwald und Umgebung kurz charakterisiert worden. Folgend werden Korrelationen zwischen einzelnen Grundwasserinhaltsstoffen und Schadstoffen dargestellt. Aus diesen Zusammenhängen ergeben sich Hinweise auf die Herkunft und Transportwege der beobachteten Schadstoffe. Zunächst werden die Verhältnisse der Grundwasserhauptbestandteile verglichen, um die natürliche Grundwasserchemie zu charakterisieren.

Abbildung 15 zeigt das Verhältnis Ca-Na. Das GW im Gebiet Schweizerhalle zeigt durchwegs relativ hohe Na-Werte. Im Gebiet Hardwald liegen erhöhten Na-Werte in A.3, A.6, A.7, A.33, C.21, C.36 und C.71 vor. Im Gebiet Feldreben betrifft dies F5P2, F7 und F11. Hohe Ca-Werte im Vergleich zu Na zeigen K.12 im Auhafen sowie einige Messstellen bei Feldreben.

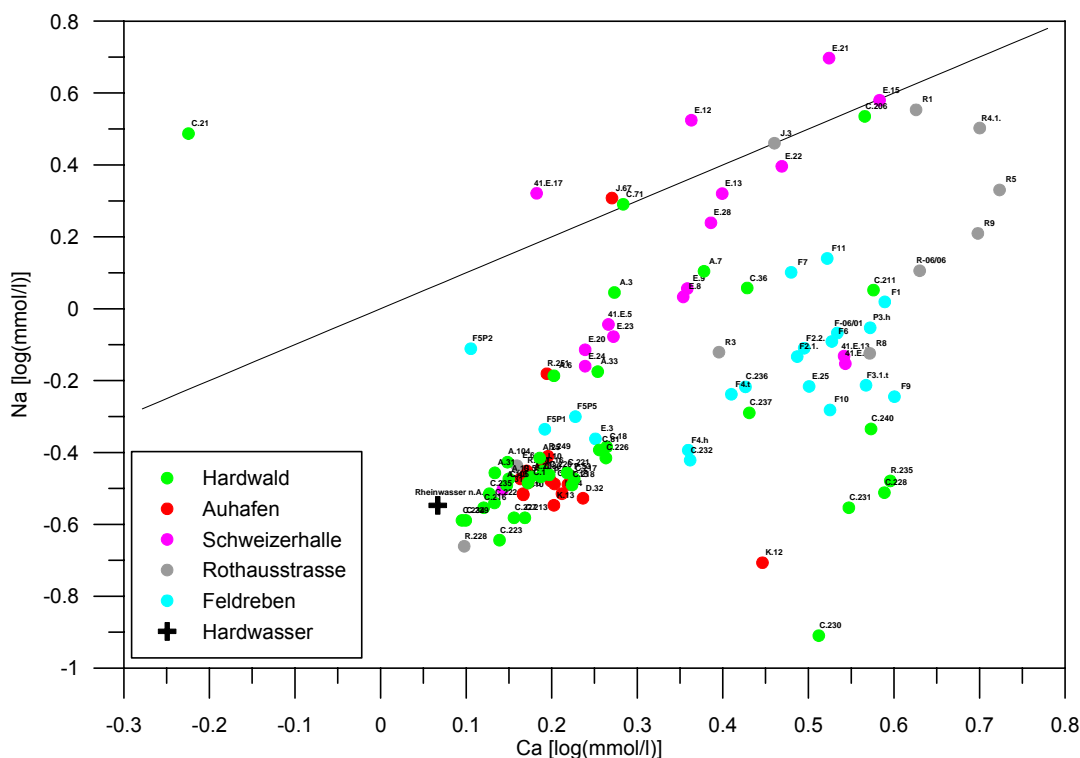


Abbildung 15: Verhältnis Ca-Na. Die Gerade gibt ein Ca-Na-Verhältnis von 1:1 an. Werte auf dieser Linie haben bei unterschiedlicher Konzentration das gleiche Ca-Na-Verhältnis (Verdünnung). Die hohen Ca-Werte in den rot umrandeten Messstellen könnte durch Bauschuttalagerungen in den nahe gelegenen Deponien Robrinesen und Hardacker [80] bedingt sein.

Die folgenden vier Diagramme zeigen das Verhältnis von Ca und Na jeweils zu Tetrachlorbutadien (TeCBD) und Tetrachlorethen (PER).

In Abbildung 16 ist die Korrelation von Ca mit TeCBD dargestellt. Entlang der dargestellten Geraden resp. parallel dazu ist das Verhältnis Ca-TeCBD gleich ($10'000'000 : 1$). Es fällt auf, dass bei den Messstellen und Brunnen im Hardwald und Auhafen höhere TeCBD-Werte schwach mit einer Erhöhung der Ca-Konzentrationen korrelieren. Die Messstellen und Brunnen mit den höchsten TeCBD-Konzentrationen im NW des Hardwaldes weisen aber auch erhöhte Ca-Gehalte auf (A.3, A.7, C.18, C.36, C.71; rot umrahmt). In den übrigen Gebieten sowie am W-Rand des Hardwaldes kann keine Korrelation Ca-TeCBD festgestellt werden.

Dieser Befund ist ähnlich für das Verhältnis Na-TeCBD (Abbildung 17), wobei die Na-Konzentrationen weniger stark streuen als bei Ca und der Einfluss von höher mineralisierten Felsgrundwässern sich so deutlicher abzeichnet. Auffällig ist auch der hohe Na-Gehalt der Grundwässer Schweizerhalle bei gleichzeitig erhöhtem

TeCBD-Gehalt. Für den Bereich Feldreben zeichnet sich vor allem bei Na-TeCBD eher eine negative Korrelation ab.

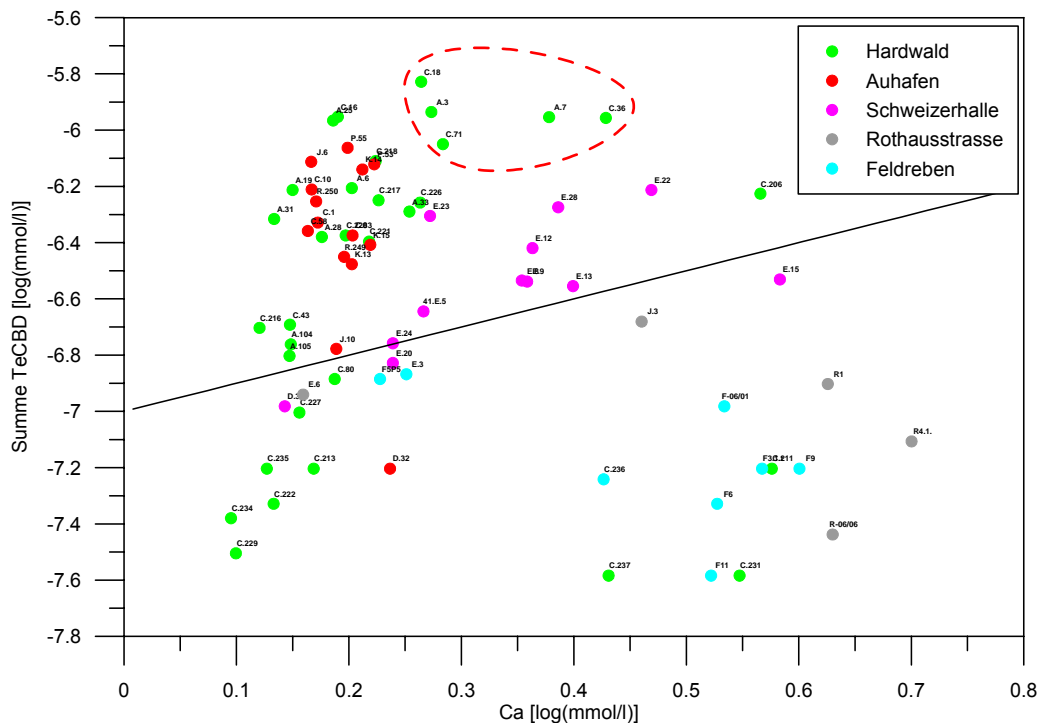


Abbildung 16: Verhältnis Ca-TeCBD.

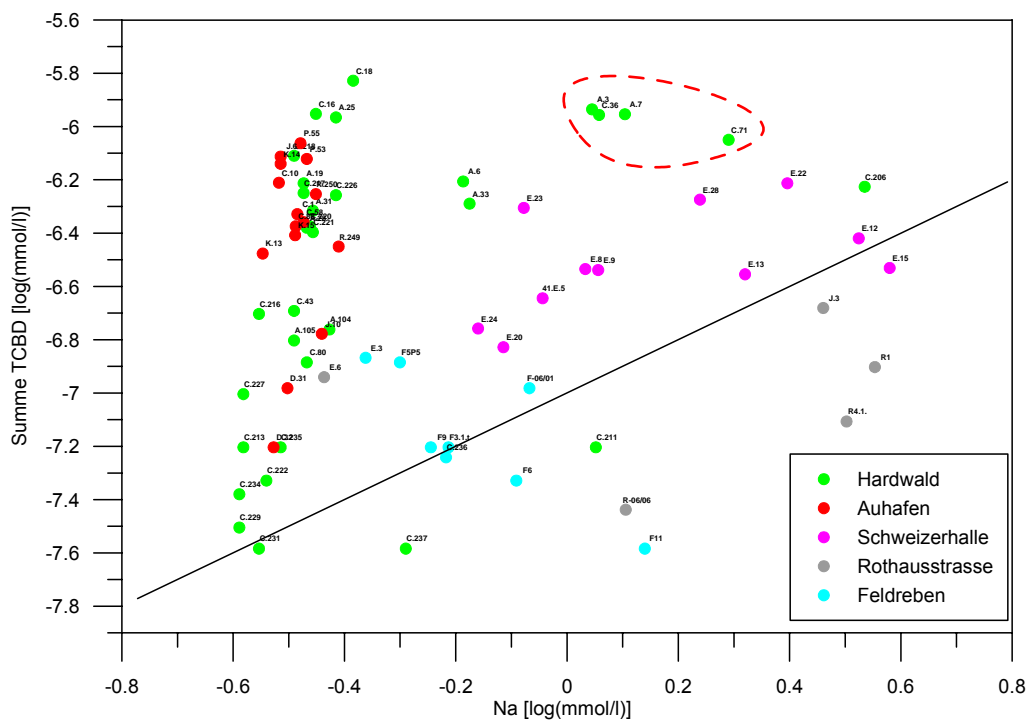


Abbildung 17: Verhältnis Na-TeCBD

In den folgenden zwei Diagrammen (Abbildung 18 und Abbildung 19) sind die Konzentrationsverhältnisse Ca resp. Na zu Tetrachlorethen dargestellt. Anders als bei TeCBD zeigt sich, dass das Gebiet Feldreben die höchsten Schadstoffgehalte bei sehr unterschiedlichen Ca- resp. Na-Konzentrationen aufweist. Die Werte im Gebiet Auhafen streuen wenig. In Schweizerhalle zeigt sich eine tendenzielle Zunahme von PER mit der Zunahme von Ca. Bei Na scheint dies weitgehend proportional mit dem Na-Gehalt zu sein (ausser bei E.20, E.23 und 41.E.17). Bei den Messstellen im Hardwald gibt es keine Korrelation von Ca- resp. Na-Gehalten mit PER.

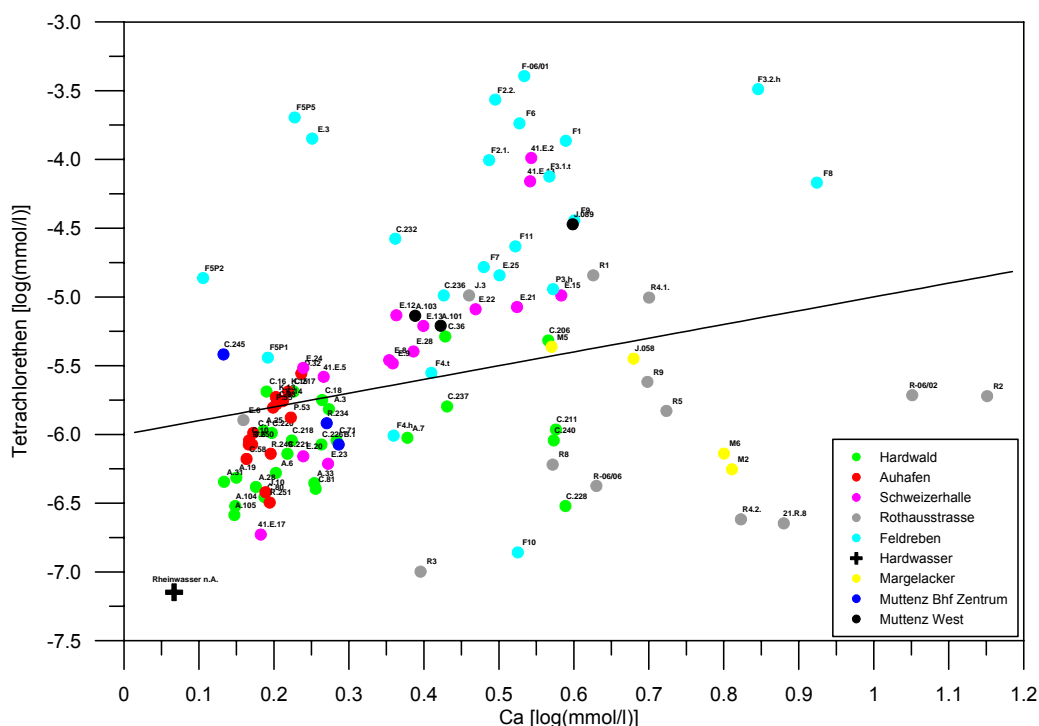


Abbildung 18: Verhältnis Ca-PER

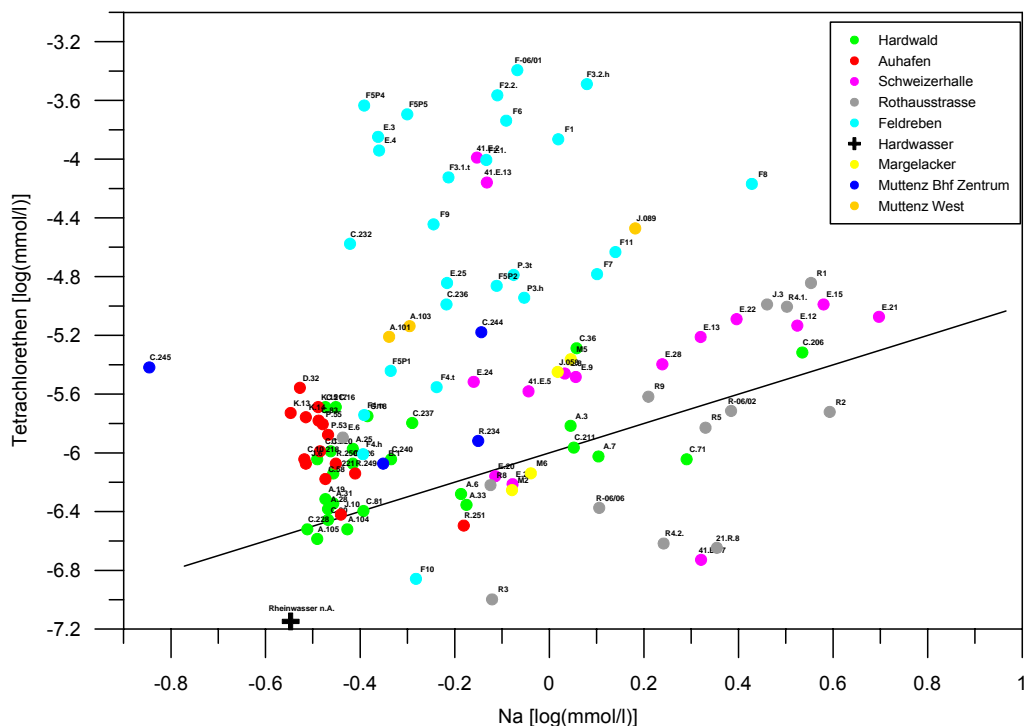


Abbildung 19: Verhältnis Na-PER

4.8 Korrelationen zwischen Schadstoffen

Die Korrelationen verschiedener Schadstoffe können Hinweise auf unterschiedliche Quellen und/oder Prozesse während des Transportes geben. Wenn in der Quelle Schadstoffe in einem bestimmten Verhältnis vorhanden sind und sich diese Schadstoffe in den Transporteigenschaften nicht unterscheiden, dann findet sich im Abstrom der Schadstoffquelle dieses Verhältnis wieder. Da jedoch durch verschiedene Prozesse die Mobilität der Schadstoffe unterschiedlich ist (Abschnitt 5), kann es im Abstrom einer Schadstoffquelle zu einer kontinuierlichen Verschiebung des Schadstoffverhältnisses mit zunehmendem Transportweg kommen. Die im Hardwald relevanten Stoffe sind HCBD und PER und ihre Abbauprodukte TeCBD resp. TRI. Es ist aber nur im Ausnahmefall bekannt, wie dieses Verhältnis bei der Schadstoffquelle gewesen sein könnte [1]. Die Konzentrationsverhältnisse von Schadstoffen werden mit den folgenden Diagrammen untersucht.

Im Allgemeinen sind höher chlorierte Kohlenwasserstoffe weniger wasserlöslich als geringer chlorierte. Die Wasserlöslichkeit für das unpolare Tetrachlorethen beträgt z.B. ca. 160 mg/l, während die für Trichlorethen 1.1 g/l fast das Siebenfache beträgt.

Abbildung 20 zeigt das Verhältnis (Stoffmenge) von HCBd zu TeCBd (jeweils Summe der Isomere). Es ist sehr auffällig, dass dieses für die meisten Brunnen der Hardwasser AG bei ca. 1:10 liegt. Grösser ist es bei A.4, A.5, A.11 und A.13. Auch für die Messstellen südlich und nördlich dieser Brunnenreihe sowie im Auhafen ist dieses Verhältnis teils deutlich grösser als 1:10. Nur E.20 in Schweizerhalle weist ein noch kleineres HCBd-TeCBd-Verhältnis als 1:10 auf. Die Daten aus dem Gebiet Feldreben weisen die höchsten HCBd-TeCBd-Verhältnisse auf. Insbesondere bei F-06/01 (über Muschelkalkaufschluss in der Deponie, höchste HCBd-Konzentrationen im Feststoff und GW) ist die HCBd-Konzentration sehr viel grösser als die die TeCBd-Konzentration.

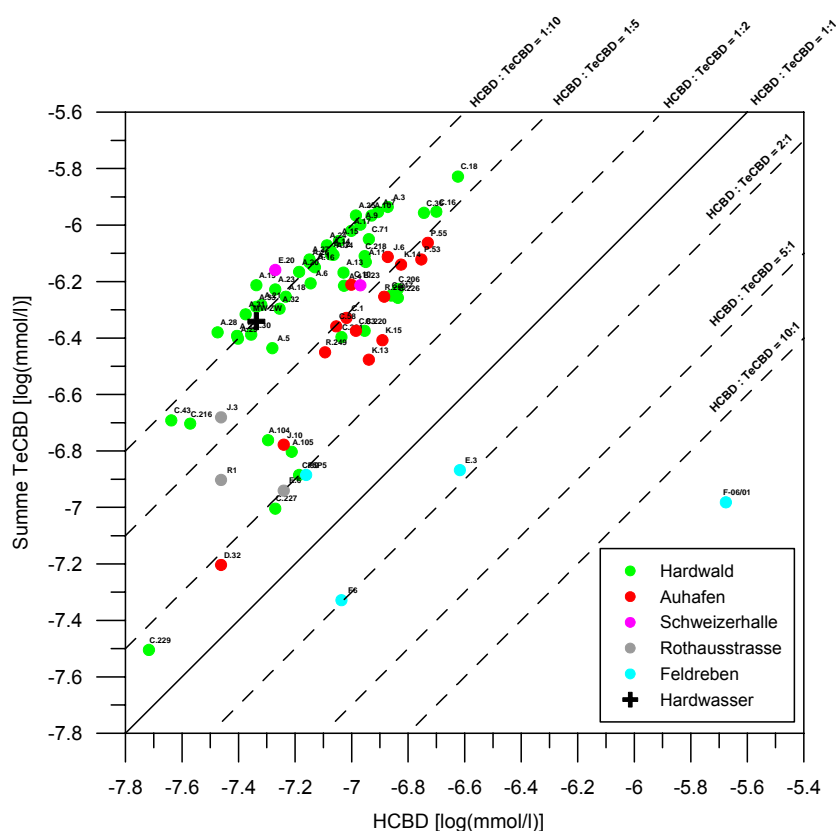


Abbildung 20: Verhältnis HCBd-TeCBd

Das Verhältnis HCBd-PCBD (Abbildung 21) ist bezüglich der Gruppierung von Messstellen und Brunnen ähnlich wie das von HCBd-TeCBd. Für die Brunnen der Hardwasser AG ist dieses durchwegs nahe 1:1 resp. etwas kleiner. Ausnahmen sind A.5, A.11, A.13, A.29, A.30 und A.33. Die meisten anderen Messstellen und Brunnen im Hardwald, wie auch die im Auhafen und Schweizerhalle weisen einen im Verhältnis zu PCBD höheren HCBd-Anteil auf (Abbildung 21, insbesondere A.104 PW Auweg und A.105 PW Obere Hard).

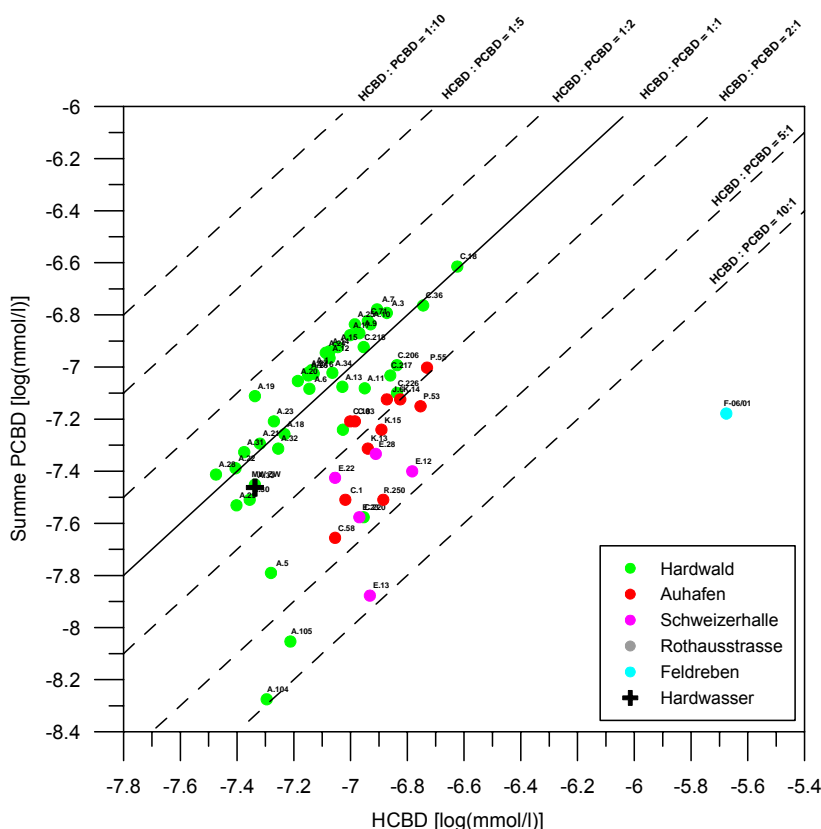


Abbildung 21: Verhältnis HCBd-PCBD.

Das Verhältnis Tetrachlorethen-TeCBD weist ebenfalls Ähnlichkeiten zu dem von HCBd/TeCBD resp. HCBd/PCBD auf: Am grössten ist dieses im Bereich Feldreben (um 1000:1), während es für die Brunnen der Hardwasser AG kleiner als 1:1 ist. Für diese ist wiederum das Verhältnis jeweils sehr ähnlich, wobei die Schadstoffkonzentrationen sich deutlich unterscheiden können (parallel zur Geraden gleicher Konzentrationsverhältnisse). Schweizerhalle und Auhafen liegen im Konzentrationsverhältnis zwischen Feldreben und Brunnen der Hardwasser AG. C.16, C.36, C.80, C.206, C.211, C.217, C.220 und C.221 im Westen und Norden des Hardwaldes weisen höhere PER-TeCBD-Verhältnisse auf, ebenso wie A.104, A.105, und C.226 im Osten. Für die Deponie Rothausstrasse liegen diese Verhältnisse zwischen 10:1 und 100:1. Sehr ähnlich sehen die Daten für das Verhältnis PER-HCBd aus (Abbildung 23). Der Grund für die niedrigen Tetrachlorethen-Werte im Mischwasser Zentrale West (Hardwasser) ist unklar. Für dieses stehen 7 Analysen zur Verfügung, für die Brunnen der Hardwasser AG nur 2 bis 4.

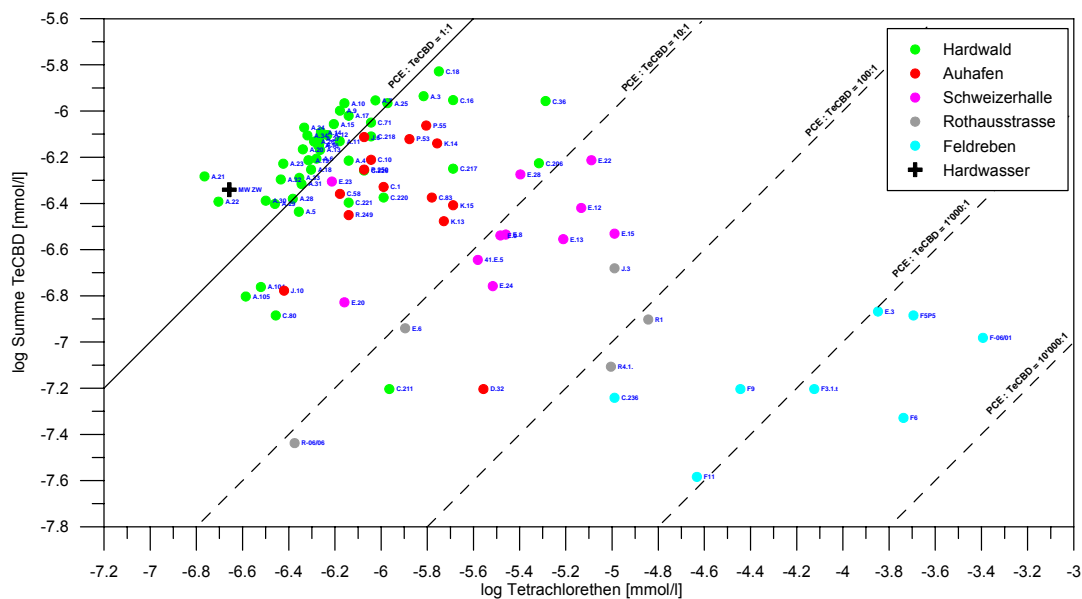


Abbildung 22: Verhältnis Tetrachlorethen-TeCBD.

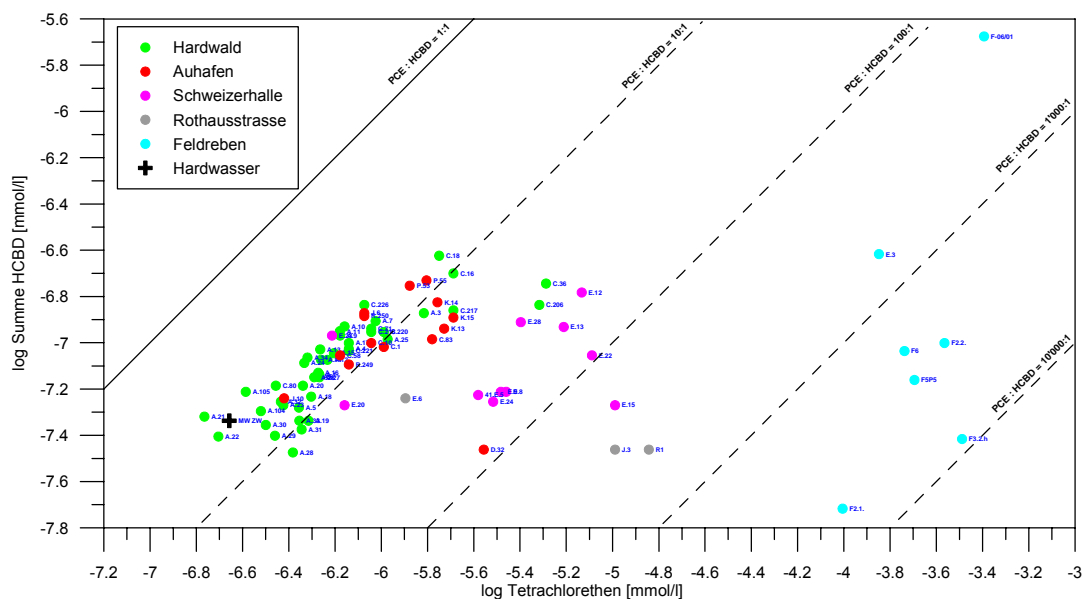


Abbildung 23: Verhältnis Tetrachlorethen-HCBD.

Abbildung 24 zeigt das Verhältnis Trichlorethen – Tetrachlorethen. Bei den meisten Messstellen und Brunnen liegt dieses zwischen 1:10 und 1:1. Daten aus Feldreben liegen sowohl über wie auch unter diesem Bereich, während ein Teil der Messstellen aus dem Bereich Rothausstrasse nur darüber liegen.

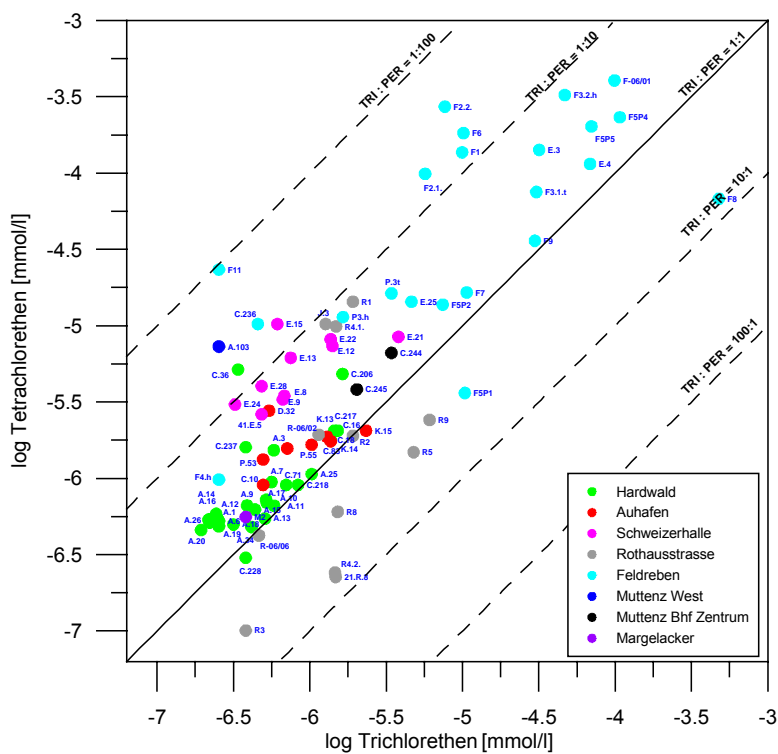


Abbildung 24: Verhältnis Trichlorethen – Tetrachlorethen.

Chloroform als weiteres häufig nachweisbares LCKW wird im Verhältnis zu TeCBD in Abbildung 25 dargestellt. Die Gruppierungen der Messstellen entspricht dem oben schon mehrfach dargestellt Bild: Feldreben mit hohen Chloroform-TeCBD-Verhältnissen von >10:1, die Brunnen der Hardwasser AG, in denen Chloroform nachgewiesen wurden, weisen andererseits die geringsten Werte von <1:1 auf.

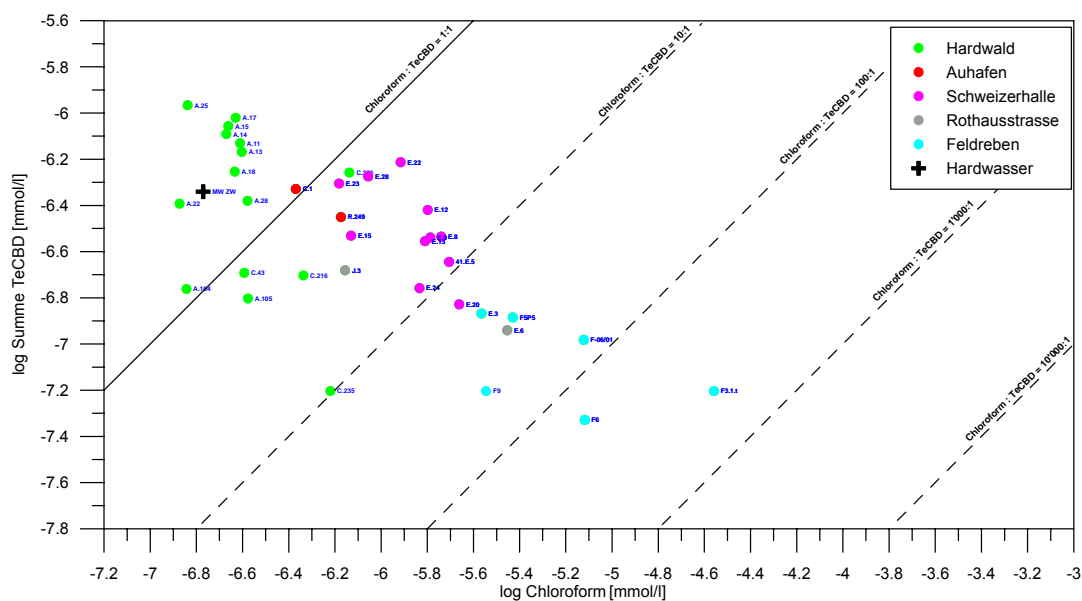


Abbildung 25: Verhältnis Chloroform-TeCBD.

4.9 Räumliche Verteilung der Schadstoffkorrelationen

Folgend werden die im vorangegangenen Abschnitt als Korrelationen dargestellten Schadstoffverhältnisse auf ein West-Ost-Profil projiziert. Abbildung 26 zeigt das Verhältnis TeCBD (Summe Isomere) zu HCBd. Messstellen, in denen einer der Stoffe oder beide fehlt, sind im unteren Teil des Diagramms separat dargestellt.

Es zeigt sich ein recht einheitliches Verhältnis (TeCBD-HCBd) von ca. 10:1 für die Brunnen der Hardwasser AG. Vom Bereich Feldreben kann entlang des Westrandes des Hardwaldes eine Zunahme von einem Wert nahe 0 (F-06/01, F6, E.3) bis ca. 8 beobachtet werden (C.80, C.220, C.206, C.221), wobei C.211 und C.237 kein HCBd aufweisen. Positive Nachweise von HCBd bei gleichzeitigem Fehlen von TeCBD liegen nur im Bereich Feldreben vor.

Im Auhafen und in Schweizerhalle liegen TeCBD-HCBd-Verhältnisse um 5 vor. Brunnen und Messstellen am Ostrand des Hardwaldes entsprechen bezüglich des TeCBD-HCBd-Verhältnisses denen von Schweizerhalle. Es sind zwischen nördlichem Hardwald und Schweizerhalle keine Übergänge im Sinne einer sukzessiven Änderung dieses Wertes erkennbar. A.29 als westlichster Brunnen der Hardwasser AG weist ein ca. 3-mal so hohen TeCBD-Anteil auf wie das nur ca. 200 m entfernte PW Auweg.

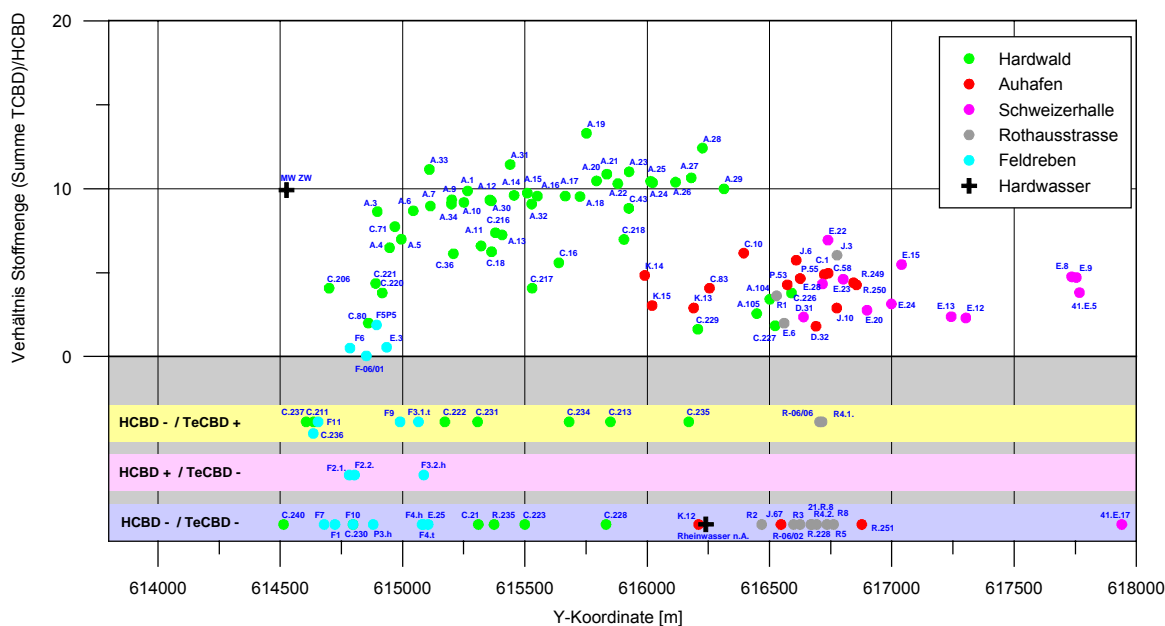


Abbildung 26: Verhältnis TeCBD-HCBD in Brunnen und Messstellen in Hardwald und Umgebung projiziert auf ein West-Ost-Profil. Brunnen und Messstellen ohne TeCBD und/oder HCBD sind im unteren grauen Bereich des Diagramms dargestellt.

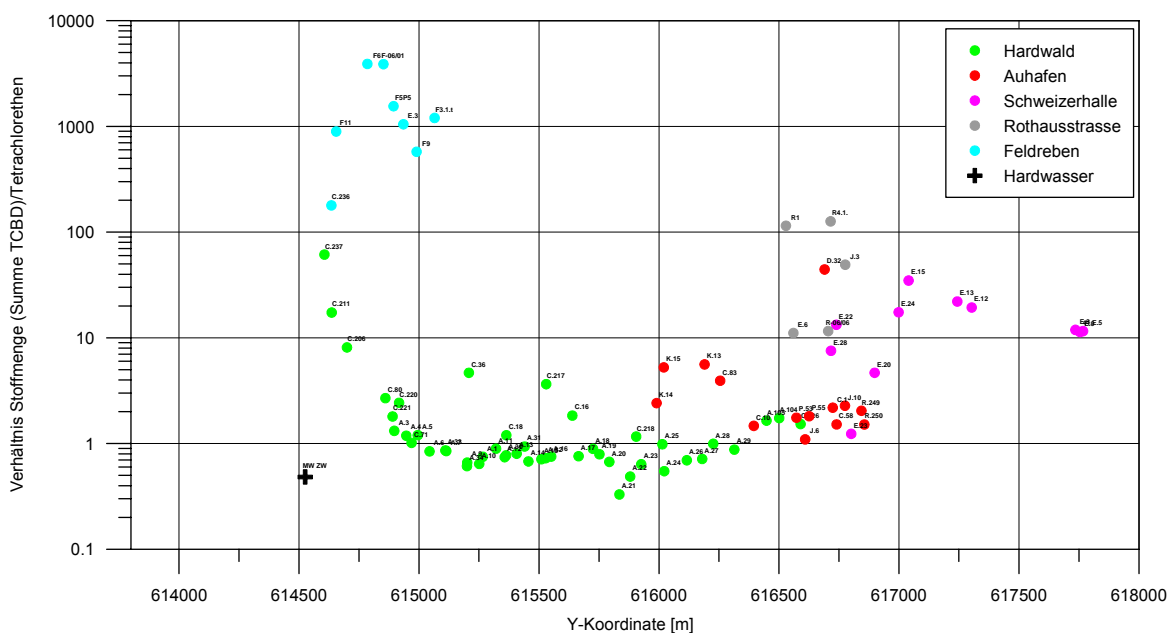


Abbildung 27: Logarithmisches Verhältnis PER-TeCBD in Brunnen und Messstellen in Hardwald und Umgebung projiziert auf ein West-Ost-Profil.

Das Verhältnis PER-TeCBD in Abbildung 27 zeigt deutlich eine Abnahme dieses Wertes zwischen Feldreben und nordwestlichen Brunnen der Hardwasser AG entlang des Westrandes des Hardwaldes ([F6]-F11-C.236-C.237-C.211-C.206-A.3). Für eine Linie weiter östlich zeigt sich Ähnliches, allerdings weniger deutlich, mit

C.80-C.220-C-221-A.3. Ein höherer Wert entspricht jeweils einer kürzeren Distanz zwischen Messstelle und Feldreben.

4.10 Zeitliche Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen

4.10.1 Zeitliche Entwicklung seit 2004

Aus dem grossen Datensatz sind im folgenden Abschnitt für die drei im Hardwald am weitesten verbreiteten Schadstoffe HCBd, TeCBD und Tetrachlorethen zeitliche Verläufe dargestellt. Es wurden die Daten von solchen Messstellen ausgewählt, für die möglichst viele Analysen vorliegen resp. die für die weitere Interpretation von Bedeutung sind. Die Datenreihen mussten zudem mindestens einen Wert grösser als die Bestimmungsgrenze aufweisen.

Die Datenreihen finden sich in Anhang 4. Die jeweiligen Bestimmungsgrenzen sind als graue Flächen in den Diagrammen dargestellt. Bei TeCBD ist jeweils die Bestimmungsgrenze für ein Isomer angegeben.

Ein Trend für die Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen kann für die Zeit seit 2004 nicht erkannt werden.

4.10.2 Langfristige Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen

Für einige Schadstoffe liegen Daten von Analysen aus den Jahren 1975 [33] resp. 1980 [34] vor. In fast allen Messstellen, für die Daten vorliegen, haben die Schadstoffkonzentrationen abgenommen. Am deutlichsten war dies beim Rheinfiltrat.

Die HCBd-Konzentrationen des Rheinfiltrats lagen 1980 noch bei 0.18 µg/l, seit 2004 war es nicht mehr nachweisbar (Abbildung 28). Bei allen anderen Messstellen und im Mischwasser der Zentrale West war die HCBd-Konzentration 1980 zwischen ca. 12- und 18-mal höher als der Mittelwert 2007-2009 (Zentrale West, A.104, A.105, C.80) resp. zwischen 2.5 und 5-mal höher (A.1, A.20, E.3 und E.15).

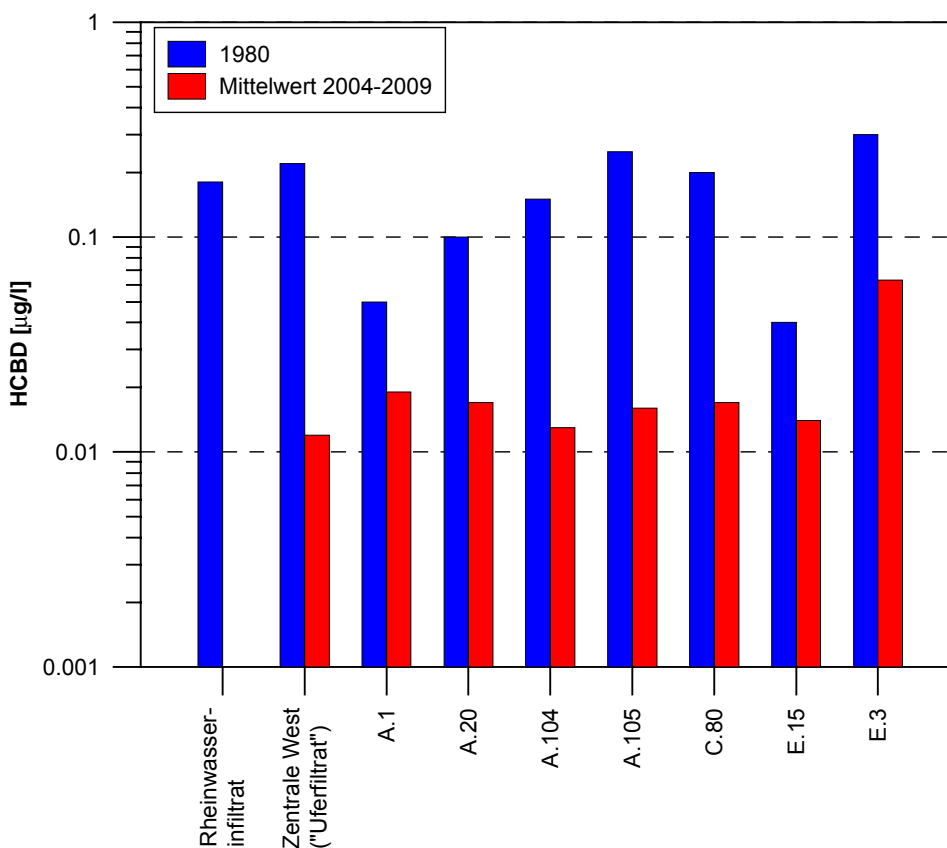


Abbildung 28: Zeitliche Entwicklung der HCBd-Konzentrationen im Hardwald und Umgebung seit 1980 [34].

Abbildung 29 zeigt die recht kontinuierliche Abnahme der Tetrachlorethen-Konzentration im Trinkwasser der Hardwasser AG in der Zentrale West zwischen 1980 und dem Mittelwert 2004-2009 auf ca. 5% der gemittelten Konzentrationen Anfang der 1980er Jahre.

Die relative Abnahme der Tetrachlorethen-Konzentrationen zwischen 1975 und dem Mittelwert 2004-2009 ist für das Mischwasser Zentrale West zwar deutlich grösser als für das Rheinwasserinfiltrat, die Konzentration im Mischwasser ist aber 2004-2009 noch fast doppelt so hoch (Abbildung 30). Die Tetrachlorethen-Konzentration lag bei der Zentrale West, A.105 und C.80 1975 zwischen 50 und 172-mal höher als 2004-2009, beim Rheinwasserinfiltrat, bei A.1, A.20, A.104 und C.81 war sie zwischen 13 und 33-mal so hoch. Bei E.15 war sie 1975 nur ca. 6-mal so hoch wie 2004-2009, während sie bei E.3 und E.4 ungefähr gleich geblieben ist.

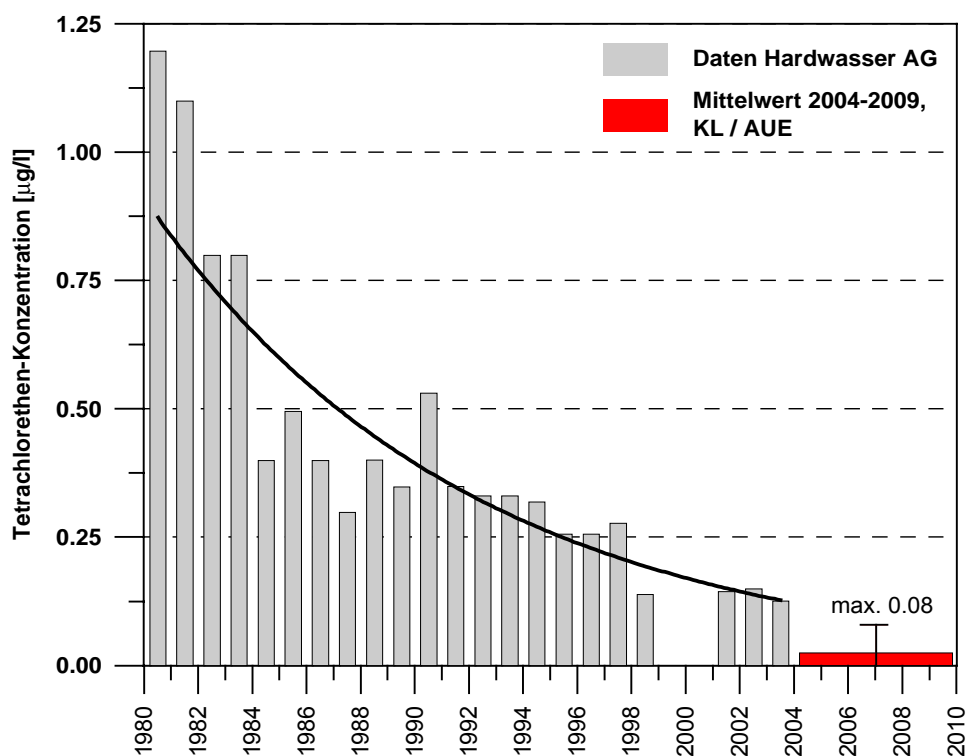


Abbildung 29: Zeitliche Entwicklung der Tetrachlorethan-Konzentrationen im Trinkwasser der Hardwasser AG (Zentrale West).

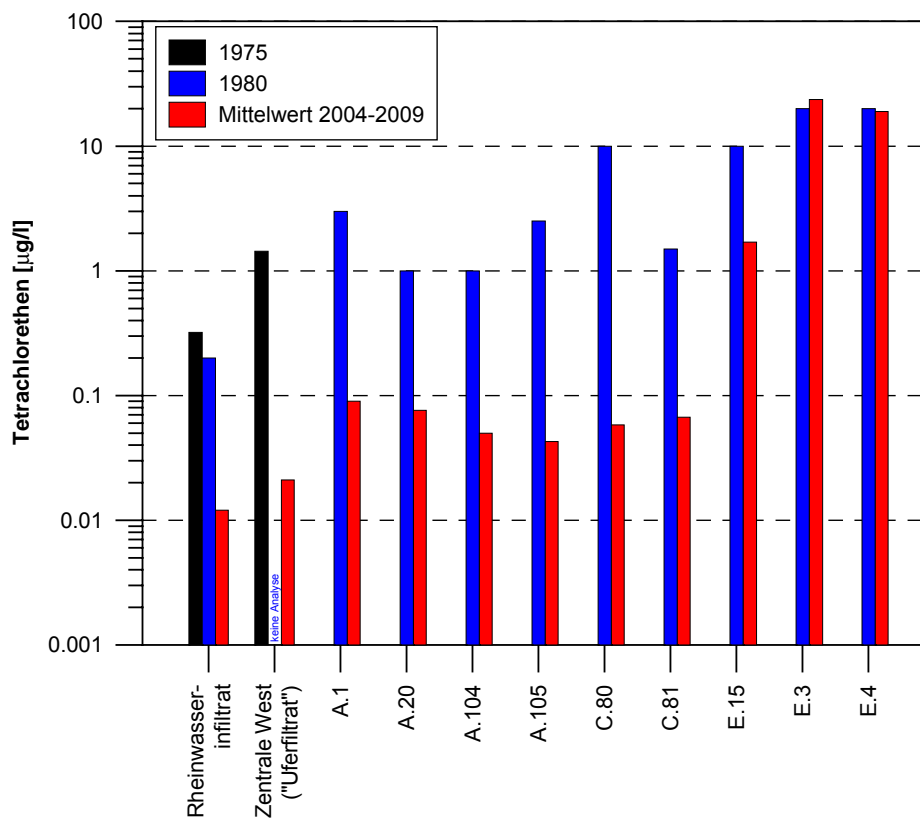


Abbildung 30: Zeitliche Entwicklung der Tetrachlorethan-Konzentrationen im Hardwald und Umgebung seit 1975 ([33], [34]).

Hexachlorethan war mit Ausnahme von E.3 und E.4 in den Messstellen, für die Daten für vor 2004 vorliegen, 2004-2009 nicht nachweisbar (Abbildung 31). In E.3 und E.4 betragen die Hexachlorethan-Konzentrationen 2004-2009 noch ca. 2/3 resp. 1/3 des Wertes von 1980.

In Tabelle 7 werden die Konzentrationen von Trichlorethen, Dichlorethen (1975: keine Angaben zum Isomer; 2004-2009: Summe Isomere 1,2-Dichlorethen), TeCBD und PCBD von 1975 mit dem Mittelwert 2004-2009 jeweils für das Rheinwasserinfiltrat mit dem Mischwasser Zentrale West ("Uferfiltrat II in [33]) verglichen.

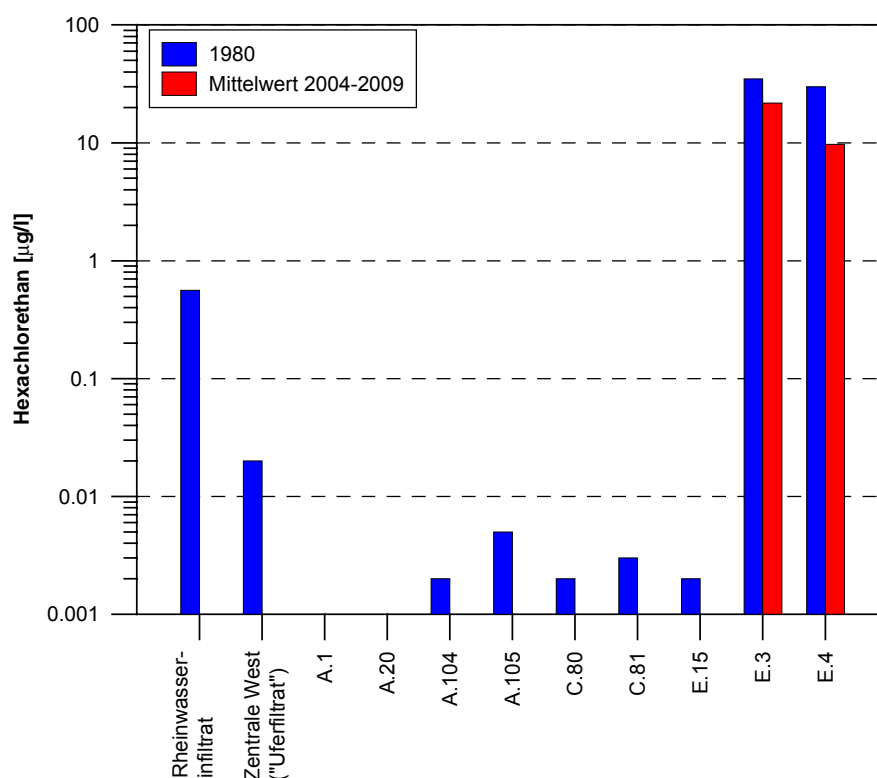


Abbildung 31: Zeitliche Entwicklung der Hexachlorethan-Konzentrationen im Hardwald und Umgebung seit 1980 [34].

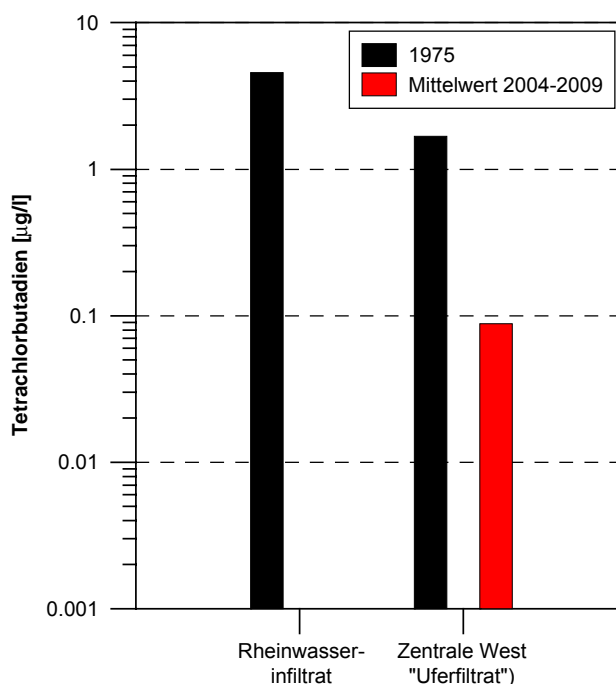


Abbildung 32: Zeitliche Entwicklung der TeCBD-Konzentrationen im Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG und im Trinkwasser Zentrale West seit 1975 [33]. TeCBD war seit Beginn der neuen Messungen im 2004 im Rhein nie nachweisbar.

Tabelle 7: Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Schadstoffe im Rheinwasserinfiltrat 1975 [33] mit dem Mittelwert 2004-2009. BG: Bestimmungsgrenze.

Stoff	Probenahmestelle	1975 [µg/l]	Mittelwert 2004-2009 [µg/l]
Trichlorethen	Rheinwasserinfiltrat	0.9	<BG
	Zentrale West ("Uferfiltrat")	1.3	<BG
Dichlorethen	Rheinwasserinfiltrat	0.16	<BG
	Zentrale West ("Uferfiltrat")	<BG	<BG
TeCBD	Rheinwasserinfiltrat	4.58	<BG
	Zentrale West ("Uferfiltrat")	1.68	0.088
PCBD	Rheinwasserinfiltrat	1.04	<BG
	Zentrale West ("Uferfiltrat")	0.38	0.008

4.11 Zeitliche Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Korrelation mit der Hydrochemie am Beispiel Calcium

In Abschnitt 4.5 wurde ein allfälliger Zusammenhang zwischen Schadstoffbelastung und Grundwasserstockwerk untersucht. Es konnte keine eindeutige Korrelation festgestellt werden. Wegen der hydrogeologischen Gegebenheiten im Hardwald und Umgebung liegt hydraulisch wahrscheinlich nur lokal eine Trennung in separate Grundwasserstockwerke vor. In diesem Abschnitt wird untersucht, ob eine Korrelation zwischen Grundwassertyp und Schadstoffbelastung vorliegt. Falls es eine Korrelation zwischen GW-Hauptbestandteilen und der Schadstoffbelastung über die Zeit vorliegt, so kann auf die Herkunft der Schadstoffe aus einem der GW-Stockwerke geschlossen werden, auch wenn die betreffende Messstelle oder der Brunnen nur im Lockergestein verfiltert ist.

Wegen der grossen Datenmenge wurde nur ein GW-Hauptbestand ausgewählt (Calcium) und mit der Konzentration von TeCBD resp. Tetrachlorethen verglichen. Die entsprechenden Darstellungen finden sich in Anhang 5.

Ergebnisse

Für TeCBD liegen nur relativ wenige Analysen vor, bei denen gleichzeitig auch die GW-Hauptbestandteile mindestens zweimal analysiert worden sind (Tabelle 8). Bei den meisten Messstellen und Brunnen konnte eine negative Korrelation TeCBD-Ca festgestellt werden. Das heisst, dass TeCBD wahrscheinlich nicht vorzugsweise aus dem Ca-reicheren Felsgrundwasser stammt. Bei C.10 und der positiven Korrelation TeCBD-Ca ist es umgekehrt, evtl. auch bei C.36.

In den 5 Brunnen der Hardwasser AG besteht eindeutig eine negative zeitliche Korrelation zwischen PER und Ca. Das heisst, dass PER vor allem aus den Ca-ärmeren Lockergesteinen stammen muss. Bei A.104, A.105, C.222, C.83 und evtl. bei K.15 liegt eine positive Korrelation vor. Bei C.222 ist die Ca-Konzentration jedoch sehr niedrig und im Bereich der Konzentrationen des Rheinfiltrats.

Diese Auswertungen sind nicht für alle Messstellen/Brunnen belastbar, da die Bedingungen vor allem der Probenahme (z.B. Pumprate, -menge und Entnahmetiefe) ähnlich sein sollten. Dies wurde nicht systematisch für die einzelnen Probenahmekampagnen verglichen. Zudem liegen mit meist jeweils nur 2 Werten zu wenige Daten vor. Andererseits könnte diese Auswertung eine der wenigen Möglichkeiten darstellen, einen Zusammenhang zwischen Grundwassertyp und Schadstoffbelastung herzustellen, um damit eine Aussage zu deren Herkunft zu

ermöglichen. Dazu müssten jedoch mehr Daten zur Verfügung stehen, bei denen Hydrochemie und Schadstoffe für die jeweils gleiche Probe analysiert werden.

Tabelle 8: Abschätzung der zeitlichen Korrelation von TeCBD resp. PER mit Ca. +: positive Korrelation, -: negative Korrelation, o: keine eindeutige Korrelation festzustellen.

Messstelle / Brunnen	Korrelation mit Ca TeCBD / PER	Messstelle / Brunnen	Korrelation mit Ca TeCBD / PER
A.3	x / -	A.104	- / +
A.6	x / -	A.105	- / +
A.7	x / -	C.18	- / (-)
A.31	x / -	C.222	(-) / +
A.33	x / -	C.83	- / +
C.71	- / o	C.10	+ / +
C.36	(+) / o	K.15	(-) / ? +
C.206	? / ?	P.55	- / -
C.237	(-) / -		

5 Schadstofftransport im Grundwasser und Eigenschaften von im Hardwald und Umgebung häufigen KW

Schadstoffe verhalten sich bezüglich ihrer Verfrachtung im Grundwasser sehr unterschiedlich. Die Kenntnisse der Transportprozesse sowie der unterschiedlichen Eigenschaften der Schadstoffe bezüglich des Transportes im Grundwasser sind entscheidend für die Interpretation der räumlichen Verteilung dieser Stoffe im Hardwald und Umgebung.

Im Folgenden werden die wichtigsten Stoffeigenschaften und Transportprozesse kurz dargestellt. Diese Übersicht erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Sie bildet jedoch eine wichtige Grundlage zum Verständnis der Unterschiede in der Schadstoffverteilung im Hardwald und Umgebung. In Tabelle 9 sind Literaturwerte für einige häufig zur Charakterisierung des Transportverhaltens von Schadstoffen verwendete Parameter zusammengestellt.

5.1 Stofftransport

Der Stofftransport von einer Schadstoffquelle (z.B. Deponie) durch die ungesättigte Zone bis in das Grundwasser wird im folgenden Abschnitt nur am Rande betrachtet, da im vorliegenden Bericht vorwiegend die Ausbreitung der Schadstoffe im Grundwasser anhand von Grundwasseranalysen ausgewertet wurde. Schematische Darstellungen für die Ausbreitung von DNAPLs in der ungesättigten und gesättigten Zone finden sich im Anhang 3.

5.1.1 Transportprozesse im Grundwasser

- Advektion (Transport gelöster Stoffe mit dem Grundwasser)
- Molekulare Diffusion (Transport aufgrund von Konzentrationsgradienten)
- Mechanische Dispersion (in Fliessrichtung: Mischung und somit Verdünnung von gelösten Stoffen durch unterschiedliche Porengrössen, Längen der Fliesspfade, Fliesswiderstand in Poren; quer zur Fliessrichtung: Ausbreitung von gelösten Stoffen durch unterschiedliche Fliesswege im Makrobereich)
- Molekulare Diffusion und mechanische Dispersion werden als hydrodynamische Dispersion D zusammengefasst. Die Diffusion ist meist zu vernachlässigen.

5.1.2 Retardation

Mit Retardation werden Prozesse bezeichnet, welche die Geschwindigkeit des Stofftransportes im Vergleich zur Grundwasserströmung verringern.

- Sorption (reversibles Anlagern von Stoffen an Mineraloberflächen oder organischem Material)
- Oxidation/Reduktion

Organische Schadstoffe sind in der Regel elektrisch neutral. Die Löslichkeit der meist hydrophoben (wassermeidenden) Stoffe in Wasser hängt stark von der Polarität ab. Diese Stoffe lagern sich bevorzugt an (unpolares) organisches Material an.

Die Beziehung zwischen gelösten und adsorbierten Konzentrationen wird ausgedrückt durch:

$$C^* = K_d C$$

- C^* : Adsorbierte Masse der Lösung pro Trockenmasse Feststoff [mg/kg]
 C : Gelöste Masse im Gleichgewicht mit der adsorbierten Masse [mg/l]
 K_d : Verteilungskoeffizient [l/kg]

Bei mindestens 1 Gewichtsprozent von organischem Material kann davon ausgegangen werden, dass sich die organischen Stoffe aus der Lösung ausschliesslich an diese anlagern. Es kann ein Verteilungskoeffizient unter Berücksichtigung des Anteils des organischen Materials am Feststoff f_{oc} definiert werden:

$$K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}}$$

- f_{oc} : Anteil organischen Materials [1]
 K_{oc} : Verteilungskoeffizient unter Berücksichtigung des Anteils organischen Materials [l/kg]

Der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ($C_{Oktanol}/C_{Wasser}$) ist ein Mass für die Hydrophobizität organischer Stoffe. Er wird meist logarithmisch als K_{ow} angegeben.

5.1.3 Konzentrationsabnahme

Die Konzentration gelöster Stoffe kann durch folgende Prozesse verringert werden. Die Transportgeschwindigkeit wird davon nicht beeinflusst.

- Ausfällung
- biotischer oder abiotischer Abbau
- Verflüchtigung

Hoch chlorierte (resp. allgemein: halogenierte) Kohlenwasserstoffe werden meist schrittweise dechloriert. Der erste Dechlorierungsschritt (z.B. von Tetrachlorethen zu Trichlorethen) findet vorzugsweise unter anaeroben Bedingungen statt (Abbildung 33). Es sind verschiedene Abbaumechanismen für aliphatische und aromatische Stoffe bekannt wie u.a. Halohydrin-Dehalogenierung, Haloalkan-Dehalogenierung und reduktive Dehalogenierung ([88], [89]). Für Stoffe wie Tetrachlorethen sind die Reaktionen und beteiligten Bakterien und Pilze bei der Biodegradation recht gut untersucht ([88], [90]). Auch für chlorierte Benzole, Phenol, Biphenyle und andere Stoffe sind diese Prozesse nachgewiesen worden ([88], [90], [91]). Dabei laufen biochemische Reaktionen ab, bei denen durch bestimmte

Enzyme Elektronen von Elektronen-Donatoren zu –Akzeptoren transferiert werden. Daraus beziehen die Mikroorganismen ihre Energie.

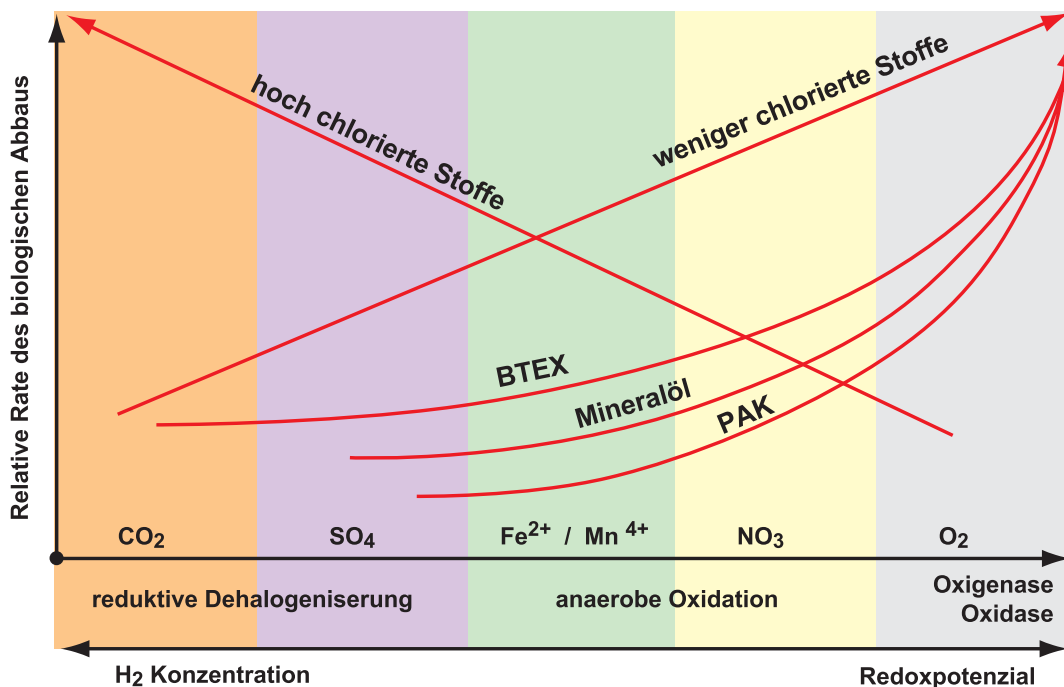


Abbildung 33: Schematische Darstellung der biologischen Abbaurates in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial (umgezeichnet aus [66]).

5.2 Stoffeigenschaften

Die Eigenschaften der in den vorangegangenen Abschnitten dargestellten Kohlenwasserstoffe sind wichtig für ihr Transportverhalten im Grundwasser. Ihre Mobilität (Transportprozesse + Retardation + Konzentrationsabnahme) ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig (siehe oben), von denen sich im Hardwald einige im Laufe des Transportes zeitlich und räumlich nachweislich ändern (Grundwasserfließgeschwindigkeiten, Substrat, Redoxpotenzial).

Abbildung 34 zeigt anhand eines Feldversuches [87] beispielhaft, wie sich die Stoffeigenschaften auf die Mobilität resp. die Konzentration des Schadstoffes im Grundwasser auswirken können. Chlorid wird praktisch nicht retardiert und stellt das Mass für die Grundwasserfließgeschwindigkeit dar (Abbildung 34 links). Tetrachlormethan (*carbon tetrachloride*) und Tetrachlorethen (*tetrachloroethylene*) werden mit einer 1.5- resp. 2-fachen Durchgangszeit deutlich langsamer transportiert. Dies wird auch als chromatografischer Effekt der Retardation bezeichnet. Die

Flächen unter den Durchgangskurven sind bei Tetrachlormethan und Tetrachlorethen ähnlich der von Chlorid, d.h. die Masse der Stoffe hat beim Transport nicht abgenommen. In Abbildung 34 rechts zeigt sich, dass ein grosser Anteil von Dichlorbenzol (*dichlorobenzene*) und Hexachlorethan (*hexachloroethane*) im Experiment abgebaut wurden und diese Stoffe zudem im Vergleich zum Grundwasserfluss deutlich langsamer transportiert wurden.

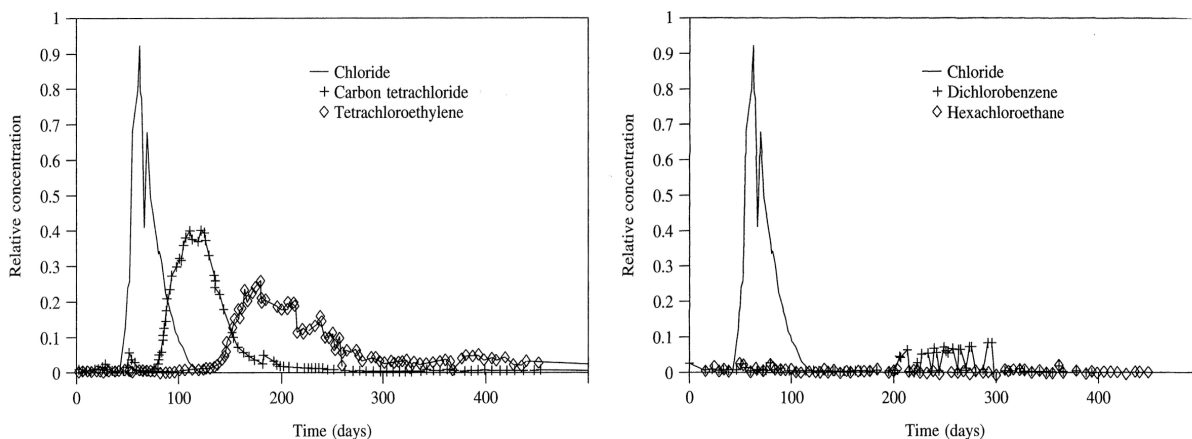


Abbildung 34: Durchgangskurven der relativen Konzentrationen verschiedener chlorierter KW und Chlorid in einem in-situ-Experiment [87]. Injektionsstelle und Messstelle im Zentrum der Fahne lagen 5 m voneinander entfernt

In Tabelle 9 sind einige Stoffeigenschaften für einige der im Hardwald relevanten Schadstoffe aufgelistet. Zu TeCBD liegen dabei in der Literatur nur sehr wenige Erfahrungen vor. Auch Fallbeispiele mit HCBd-Kontaminationen sind relativ selten. Auf die Angaben in Tabelle 9 wird im Kapitel 6 Bezug genommen.

Tabelle 9: Eigenschaften einiger im Hardwald und Umgebung häufigen resp. relevanten KW.

Stoff-klasse	Stoff	Löslichkeit in Wasser [mg/l]	Spezifische Dichte [78] Potenzielle DNAPLs fett)	Verteilungskoeffizient log K _{oc} [ml/g]	Oktaanol/Wasser Verteilungskoeffizient log K _{ow} [40], [78], [66]	Mobilität im Grundwasser [54], [56] ¹⁾	Abbau	Persistenz (meist Halbwertszeit biologischer Abbau) gemäss [55] oder anderen Quellen	Metaboliten [55], [70]	Bemerkungen
Chlorierte Alkene	Hexachlor-1,3-butadien (HCBD)	2 – 2.55 [40]	1.55 [40]	3.64 [54]	4.78 [66]	Gering [54]	Wenige Informationen resp. kaum untersucht. Wahrscheinlich vor allem anaerober Abbau [66], [41]. Aerobier Abbau evtl. durch Eukaryoten möglich [41].	Wahrscheinlich gross, erster Schritt zu Dechlorierung nur unter anaeroben Bedingungen. (Wochen bis Monate)	Pentachlorbutadien; meist 1,2,3,4-Tetrachlor-1,3-butadien (in Säulenexperiment [85]).	Kommt nicht natürlich vor. Hinweise auf Abbau unter anaeroben und aeroben Bedingungen. Angaben zu Eigenschaften widersprüchlich
	Tetrachlor-1,3-butadien (TeCBD)	100	1.515 [86]			Vermutl. gering bis mittel, sicher grösser als bei Hexachlorbutadien [12]	Wenige Informationen. Neben anaeroben wahrscheinlich auch aerober Abbau [66].	Vermutlich gross bis sehr gross; grösser als bei Hexachlorbutadien (Jahre)	U.a. niedriger chlorierte Butadiene	Kommt nicht natürlich vor.
	Tetrachlorethen (PER, PCE)	100 [66] 150 [78]	1.631	2.34-3.42 [93], 5% OC 2.48 [54]	2.53-2.88	Mässig [54] Sorption vor allem an organischem Material & Tonmineralen	Aerob: anaerob: reduktive Dechlorierung bis in unter Fe ⁰ -reduzierende Bedingungen zu Trichlorethen und cis-1,2-Dichlorethen. Halbwertszeit variabel, Mittelwert in [66] (US-EPA) ca. 70 Tage.	Gross (0.1 bis wenige Jahre)	TCE, Dichlorethen (DCE), Vinylchlorid (VC), Ethen	Abbau zu Trichlorethen vor allem anaerob
	Trichlorethen (TRI, TCE)	1100 [78]	1.466	1.53-2.62 [93], 5% OC 2.18 [54]	2.38	Mässig [54] Sorption vor allem an organischem Material & Tonmineralen	Aerob: cometabolisch bei bakteriellem Abbau von methan, Ethen, Phenol, Vinylchlorid u.a. Anaerob: reduktive Dechlorierung vorwiegend zu cis-1,2-Dichlorethen und Vinylchlorid. [66]	Sehr gross (0.6 bis einige Jahre)	DCE, DCE, VC, Ethen	Abbau aerob und anaerob
	1,2-Dichlorethen (cis & trans DCE)	6300 (trans-) [78] 3500 (cis-) [78]	1.27 1.27	- 1.59 [54]	0.48 0.70	Sehr hoch [54]	Aerob & anaerob ([66], [41])	Sehr gross (0.8 bis 22 Jahre)	VC	Abbau aerob und anaerob
	Vinylchlorid (VC)	2670 [78]	0.908	1.75	1.38	Sehr hoch [54]	Aerob & anaerob ([66], [41])		Chlorethen	
	Hexachlorethan (HCA)	50 [78]	2.09	3.39 [93]	4.60	Gering [54]	Vorwiegend anaerob, aerob auch als Kooxidation nachgewiesen [41]	Relativ klein	Niedriger chlorierte Ethane	Biodegradation meist unter anaeroben Bedingungen [41]
	Tetrachlorethan (TeCA)	2900 (1,1,2,2-) [78]	1.600	1.94 [54]	2.40	Hoch [54]	Vorwiegend anaerob, aerob auch als Kooxidation nachgewiesen [41]	<1 Jahr [55]	Niedriger chlorierte Ethane	Biodegradation meist unter anaeroben Bedingungen [41]
	Trichlorethan (TCA)	4500 (1,1,2-) [78] 1500 (1,1,1-) [78]	1.441 1.346	1.69 [54] 2.19 [54]	2.46 2.51	Sehr hoch [54] Mässig [54]	Vorwiegend anaerob, aerob auch als Kooxidation nachgewiesen [41]	2-5 Jahre [55]	Niedriger chlorierte Ethane	Biodegradation meist unter sauerstoffarmen Bedingungen [41]
	Chloroform	8200 [78]	1.49	1.53 [54]	1.97	Sehr hoch [54]	Aerob & anaerob [66] (kometabolischer Abbau)	1-2 Jahre [55]	Dichlor-, Chlormethan, Methan	
Aromaten	Trichlorbenzol (1,3,5-)	3.99	1.456	2.8-3.2	4.02	Gering [54]	Anaerob	5-10 Jahre [41]	Verschiedene Dechlorierungsstufen.	Unter anaeroben Bedingungen Akkumulation von 1,3,5-Trichlorbenzol und 1,3- und 1,4-Dichlorbenzol beobachtet
	Benzol	1750 [78]	0.879	1.99 [54]	2.11	Hoch [54]	Vorwiegend aerob [66]	Relativ klein	über verschiedene Zwischenstufen zu Carbonsäuren und Aldehyden	
	Phenol	93000 [78]	1.071	1.43 [54]	1.46	Sehr hoch [54]	Vorwiegend aerob [66]	Relativ klein		
	Toluol	535 [78]	0.866	2.38 [54]	2.11	Mässig [54]	Vorwiegend aerob [66]	Relativ klein		
PAK	Naphtalin	30	0.09-0.37	2.13 [93]	2.13	Gering [54]	Vorwiegend aerob	Relativ klein (Wochen-Monate)		
Ether	MTBE	15290	0.74	1.08	0.9	Sehr hoch	Aerob & anaerob [66] (kometabolischer Abbau)	Gross [56], einige Jahre		

¹⁾ grobe Angaben, zwischen Stoffgruppen nur bedingt vergleichbar

5.3 Schadstoffkonzentration

Die Schadstoffkonzentration im Grundwasser hängt somit von folgenden Faktoren ab (mit Fokus auf die Situation im Hardwald und Umgebung):

- Art des Eintrags ins Grundwasser (einmalig, kontinuierlich)
- Vorhandensein eines DNAPL-Pools im Untergrund
- Stoffeigenschaften, insbesondere Löslichkeit und Verteilungskoeffizienten (Retardation)
- Eigenschaften des Aquifers (Locker- und Festgesteine)
- Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten
- Abbaugeschwindigkeiten

5.4 Verteilung der Schadstoffe im Hardwald und Umgebung und Beziehung zu den Stoffeigenschaften

Es fällt auf, dass die im Hardwald und Umgebung häufig auftretenden Schadstoffe aufgrund ihrer räumlichen Verteilung in zwei Gruppen eingeteilt werden können (Tabelle 10):

Tabelle 10: Räumliche Gruppierung von im Hardwald und Umgebung nachgewiesenen Stoffen.

A: Schadstoffe, die zwar bei Deponien im Grundwasser in teils hohen Konzentrationen auftreten, nicht aber im Hardwald	B: Schadstoffe im Grundwasser Hardwald und in Deponien resp. deren Nahfeld
<ul style="list-style-type: none"> • Dichlorethen • Hexachlorethan, Tetra- und Trichlorethan • Halogenierte Methane • Chloraniline • (Chlorierte) Aromaten • Vielzahl weiterer organischer Schadstoffe • Einige nicht identifizierte Substanzen 	<ul style="list-style-type: none"> • Chlorbutadiene (Hexa-, Penta- und Tetrachlor-) • Tetrachlor- und Trichlorethen • Vereinzelt Chloroform • Vereinzelt und in niedrigen Konzentrationen, in Randbereichen des Hardwaldes: PAK, Phenol, aromatische Sulfonate, Barbiturate • Pflanzenschutzmittel in niedrigen Konzentrationen in vielen Messstellen und einigen Brunnen. • Einige nicht identifizierte Substanzen

In der Gruppe A der Tabelle 10 befinden sich Stoffe, die

- wenig mobil und stabil bis instabil (z.B. chlorierte Benzole, PAKs)
- mässig mobil und mässig stabil bis instabil (chlorierte Ethane)
- mobil und stabil (z.B. Dichlorethen)

sind.

In der Gruppe B befinden sich hauptsächlich Stoffe, die mässig mobil und gegen Abbau sehr stabil sind. Die weit verbreiteten Pflanzenschutzmittel sowie Naphtalin stellen wahrscheinlich eine Hintergrundbelastung dar. Die Bedeutung dieser Feststellungen wird im folgenden Kapitel diskutiert.

6 Interpretation und Diskussion der Daten

6.1 Hypothesen zu Quellen und Fliess-/Transportwegen von Schadstoffen in Hardwald und Umgebung

Es müssen alle in Kap. 3 genannten potenziellen Schadstoffquellen in Bezug auf die unterschiedlichen, folgend aufgezählten Zustände bezüglich des Grundwassers im Hardwald und Umgebung geprüft werden, um die möglichen Transportwege aus den verschiedenen bekannten Schadstoffquellen im Laufe der letzten 60 Jahre erfassen zu können:

- A. Natürlicher Zustand (ohne Staustufe Birsfelden, ohne Pumpbetrieb Hardwasser AG, ohne Rheinwasserinfiltration; Beginn Entnahmen aus Pumpwerken MuttENZ unklar).
- B. Zusätzlich mit (Probe-) Pumpbetrieb Hardwasser AG ab 1951.
- C. Zusätzlich mit Aufstau der Staustufe Birsfelden bis 1954 und Pumpbetrieb der Hardwasser AG mit einigen Brunnen.
- D. Zusätzlich mit Rheinwasserinfiltration ab 1958, Ausbau der Infiltrationsanlagen bis 1977 und längere Unterbrüche bei der Infiltration.
- E. Zusätzlich seit Ende der 1950er Jahre Inbetriebnahme Florinbrunnen sowie aller grösseren Grundwasserentnahmen beidseits des Rheins, grössere Änderungen der Entnahmeraten resp. längere Stillstandszeiten.

- F. Sandoz-Brand 1986 und folgend vergrössertes Grundwassergefälle Richtung Osten durch verstärkten Pumpbetrieb in Schweizerhalle.

Es ist klar, dass bei einer derart komplexen Geschichte ohne Grundwassermodellierung sichere Aussagen über Fliessrichtungen und Schadstoffaustrag aus den verschiedenen potenziellen Quellen im Laufe der letzten 60 Jahre kaum möglich sind. Für die Einschätzung der Vorgänge vor ca. 1980 sind wir daher auf die Darstellung von Stichtagsmessungen der Grundwasserstände 1953 und 1957 (Abbildung 3 und Abbildung 4) sowie auf Vermutungen auf der Grundlage der in den letzten Jahren erarbeiteten Kenntnis der Hydrogeologie angewiesen.

Folgende Hypothesen für die in Kapitel 3 genannten potenziellen Schadstoffquellen im Hardwald werden geprüft. Der Fokus liegt dabei auf chlorierten Butadienen und anderen mobilen und/oder weit verbreiteten Schadstoffen wie Tetrachlorethen und Trichlorethen.

1. Austrag aus Deponie Feldreben vor Beginn Infiltration

In der Deponie Feldreben wurden im Jahr 2006 HCBd im Grundwasser (1.1 µg/l in F5P5, Screening [12]) sowie im Feststoff (max. 900 µg/kg, [73]) nachgewiesen. Andere chlorierte Alkene und Alkane sowie weitere Schadstoffe wurden ebenfalls in relativ hohen Konzentrationen in Feldreben resp. im Nahbereich der Deponie nachgewiesen. Es ist anzunehmen, dass im Bereich der Deponie die Schadstoffkonzentrationen in den 1950er Jahren (Ende der Chemieabfallablagerungen gegen 1957) am höchsten waren, teilweise um Grössenordnungen höher als heute (Beispiel Phenol im Florinbrunnen). Für einige Schadstoffe (PER, Hexachlorethan) im Grundwasser ist im Bereich der Deponie bis heute aber keine Konzentrationsabnahme erkennbar oder diese ist nur gering.

Hypothese: Die Grundwasserfliessrichtung von Feldreben vor Beginn der Rheinwasserinfiltration ist nicht genau bekannt, war aber wahrscheinlich gegen NE (Abbildung 3) bis NW (Abbildung 4) gerichtet. Die Abteilung Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel hat Berechnungen geschichtlicher Szenarien zur Abschätzung der Schadstoffverteilung der Deponien in MuttENZ mit einem stationär kalibrierten Grundwassermodell vorgenommen [95]. Die Berechnungen für historische Zustände vor 1954 und von 1954 bis 1956 bestätigen diese Hypothese.

Man kann deshalb von einem Austrag und Transport in nördliche Richtungen (NW bis NE) gemäss dem topografischen Gefälle bis zum Beginn der Rheinwasserinfiltration im Jahr 1958 ausgehen. Die Technische Untersuchung der Deponie Feldreben hat gezeigt, dass sich über einer kleinen Fläche mit Muschelkalkaufschluss an der Deponiesohle die höchsten Schadstoffkonzentrationen im Feststoff vorliegen. Es muss angenommen werden, dass zumindest bis zur Überbauung und Versiegelung des Areal

(Abbildung 11) wesentliche Anteile der ausgetragenen Schadstoffe in den Festgesteinsaquifer (Oberer Muschelkalk) gelangten.

Wahrscheinlich resultierende Schadstoffverteilung: Die mindestens mässig mobilen und stabilen Schadstoffe finden sich im NW bis NE von Feldreben sowohl in den Lockergesteinen wie auch im Oberen Muschelkalk. Die Verteilung in den Lockergesteinen war wahrscheinlich räumlich recht gleichmässig mit einer abnehmenden Tendenz Richtung N, im Festgestein sind auch starke räumliche Unterschiede wahrscheinlich (präferentielle Fliesswege im verkarsteten Muschelkalk).

Die Ende der 1950er Jahre begonnene Rheinwasserinfiltration mit entsprechender oberflächennahen Verdünnung in beiden Aquiferen haben wahrscheinlich dazu geführt, dass diese Schadstoffe heute vorwiegend in tieferen Schichten (Oberer Muschelkalk/Basis Niederterrassenschotter) zu finden sind. Die Stärke des Verdünnungseffektes ist schwierig abzuschätzen.

Nachweis: Für Feldreben typische Schadstoffe finden sich nicht im Bereich des heutigen „Grundwasserberges“ und im SE des Hardwaldes. Eine positive Korrelation zwischen für Muschelkalkgrundwasser typischer Hydrochemie und Schadstoffen (räumlich/zeitlich) wäre ein Hinweis darauf, dass die heute beobachteten Schadstoffe eher aus dem Muschelkalk stammen. Die höchsten Schadstoff-Konzentrationen müssten sich nördlich von Feldreben finden lassen, wobei sie in untiefen Piezometern auch fehlen könnten.

2. Eintrag durch Rheinwasserinfiltrat ab Beginn Infiltration

Es ist bekannt, dass das Rheinwasser bis mindestens in die 1970er Jahre mit vergleichsweise hohen Schadstoffkonzentrationen belastet war: Eine Analyse aus den 1970er Jahren zeigte z.B. eine Belastung mit TeCBD von 4.58 µg/l ([33], Abbildung 35) und anderen Stoffen. Das bei Pratteln dem Rhein entnommene Wasser wurde und wird über einen Sandfilter geleitet und versickert über Gräben und Teiche im Hardwald.

Hypothese: Mit dem Rheinwasser gelangten vor allem in den 1960 bis ca. 1980er Jahre Schadstoffe in den Hardwald und finden sich, je nach Eigenschaften, teilweise immer noch in dessen Untergrund.

Wahrscheinliche resultierende Schadstoffverteilung: Im Bereich des "Grundwasserbergs" lagen wahrscheinlich seit Beginn der Rheinwasserinfiltration vor allem in den oberflächennahen Bereichen erhöhte Schadstoffkonzentrationen vor, die aufgrund von sukzessive sinkenden Schadstoffkonzentrationen im Rheinwasserinfiltrat teilweise wieder ausgeschwemmt wurden. Auch heute können mit dem Rheinwasser Schadstoffe unerkannt in den Hardwald gelangen (z.B. Perfluorbutylsulfonsäure im Jahr 2006, [61]). Die entsprechenden Konzentrationen sind mit hoher Wahrscheinlichkeit jedoch deutlich geringer als die mittleren Konzentrationen bis in die 1980er Jahre.

Nachweis: Falls aus dieser Quelle noch Schadstoffe im Untergrund vorhanden sind, die mindestens einen wesentlichen Beitrag zu den heute im Hardwald beobachteten Schadstoffkonzentrationen beitragen, müssten diese auch im Bereich des Grundwasserberges vorhanden sein.

3. Austrag aus Deponie Feldreben seit Beginn Infiltration

Der "Grundwasserberg" verhindert seit 1958 einen Schadstoffeintrag aus der Umgebung des Hardwaldes und somit auch einen Abfluss aus der Deponie Feldreben Richtung Norden. Die Grundwasserchemie im Nordwesten des Hardwaldes lässt jedoch darauf schliessen, dass Muschelkalkgrundwasser aus dem Felsuntergrund zuströmt, das wiederum höchstwahrscheinlich aus südlichen Richtungen stammen dürfte, womit ein Zustrom aus Richtung Feldreben prinzipiell nicht a priori ausgeschlossen werden kann.

Hypothese: In der Deponie vorhandene Schadstoffe konnten, je nach Stand der seit ca. 1970 zunehmenden Überbauung des Areals, durch Niederschlagswasser ausgewaschen werden. Sie gelangten im ungesättigten Bereich aufgrund nach NW geneigter, gering durchlässiger Schichten mit komplexer Morphologie an der Lockergesteinsbasis vermutlich zumindest periodisch in das nördliche und westliche Nahfeld der Deponie Feldreben [73]. Im Bereich des ehemaligen Muschelkalksteinbruchs (Bereich von F-06/01) in der Deponie Feldreben konnten Schadstoffe auch direkt ins Muschelkalkgrundwasser gelangen. Im Bereich von F-06/01 liegt der Grundwasserpegel einige Zentimeter tiefer als im Nahfeld der Deponie Feldreben [73]. Dies könnte ein Hinweis auf niedrigere Potenziale im Untergrund der Deponie sein. Ein möglicher Grund dafür sind Karststrukturen mit höherer Durchlässigkeit, welche einen zumindest temporären Transport in nördliche Richtungen denkbar machen.

Durch die Überbauung und weitgehende Versiegelung der Oberfläche (Abbildung 11) wurde der Schadstoffaustrag aus dem Deponiekörper durch Sickerwasser mit der Zeit reduziert und ist heute vermutlich nur noch gering. Im gesättigten Bereich des Untergrundes könnte ein DNAPL-Pool vorhanden sein (siehe Abschnitt 3.2.5).

Wahrscheinlich resultierende Schadstoffverteilung: Nördlich von Feldreben müssten Schadstoffe, welche typisch für die Deponie Feldreben sind, nachzuweisen sein. Im Vergleich zum Nahbereich der Deponie deutlich geringere Konzentrationen nördlich der Deponie Feldreben sind wegen der Verdünnung durch das Rheinwasserinfiltrat und wegen der Beimischung von unbelastetem Muschelkalkgrundwasser dabei wahrscheinlich. Wegen des Schadstoff-Abstroms aus der Deponie in nördliche Richtungen vor 1958 können allfällige, aus Feldreben stammende Belastungen aus der Zeit nach 1958 nur unter bestimmten Bedingungen eindeutig nachgewiesen werden. Mobile stabile Stoffe aus Feldreben im Hardwald wären gute

Indizien für einen heute noch existierenden Abstrom von Feldreben Richtung Hardwald.

Nachweis: Feldreben-typische chlorierte Kohlenwasserstoffe mit hoher Mobilität fänden sich entlang des Westrandes des Hardwaldes. Eine zeitliche Korrelation von Schadstoffen mit der Hydrochemie auch im nördlichen Hardwald wäre ein Indiz für die Herkunft der Schadstoffe aus dem Muschelkalkgrundwasser. Diese Schadstoffe könnten aber auch gemäss Szenario 1 (Austrag aus Deponie Feldreben vor Beginn Infiltration) in den Muschelkalk gelangt sein.

4. Auhafen

Im Bereich des Auhafens (inklusive Verladebahnhof), einem der beiden grössten Umschlaghäfen der Schweiz für KW, sind verschiedene Belastungen des Untergrundes sowie des Grundwassers mit KW nachgewiesen [80]. Wegen der Nähe zu den Brunnen des Hardwaldes ist ein Zusammenhang mit den in Letzteren beobachteten Schadstoffen im Grundwasser denkbar. Genauere Kenntnisse zu den früher und heute im Auhafen umgeschlagenen Stoffen liegen uns nicht vor [80], daher können chlorierte KW im Untergrund nicht a priori ausgeschlossen werden.

Hypothese: Die Grundwasserisohypsen [81] lassen vermuten, dass unter Normalbedingungen (Rheinwasserinfiltration in Betrieb) ein Zustrom von Grundwasser vom Auhafenareal in Richtung Hardwald heute nicht möglich ist. Bei Verringerung des Grundwassergefälles zwischen "Grundwasserberg" und Rhein durch Unterbruch der Rheinwasserinfiltration bei fortgesetztem Pumpbetrieb der Brunnen der Hardwasser AG könnte eventuell eine starke Änderung der Fliessrichtung stattfinden, sodass Schadstoffe in Richtung Hardwald transportiert werden. Weiterhin ist es wahrscheinlich, dass die zwischen Auhafen, Brunnen der Hardwasser und Nordwesten des Hardwaldes beobachteten Grundwasserbelastungen aus der Zeit vor der Anreicherung (zwischen 1954 und 1958, Abbildung 4) stammen könnten. Das Grundwassermodell [95] liefert entsprechende Resultate.

Wahrscheinlich resultierende Schadstoffverteilung: Die Grundwassermodelle [95] zeigen eine mögliche Unterströmung des Auhafens in südwestliche Richtungen vor 1958. Ein Auftreten von aus dem Auhafen stammenden Schadstoffen westlich des Westrandes des Auhafenareals sowie südlich der Brunnen der Hardwasser AG erscheint ist somit nur für den Zeitabschnitt 1954-1958 möglich. Falls der Auhafen einer der Ursachen für die Schadstoffbelastungen im Hardwald darstellte, müssten sich Schadstoffe, die typisch sind für das Auhafengebiet, zwischen Auhafen und Brunnen der Hardwasser AG nachweisen lassen.

Nachweis: Im Untergrund des Auhafens nachgewiesene Schadstoffe treten nördlich der Brunnen der Hardwasser AG bis höchstens A.17 im Westen auf. Falls in der Nähe des Auhafens für Treib- und Schmierstoffe typi-

sche KW nachweisbar sind, wäre dies ein starker Hinweis auf eine Herkunft aus dem Auhafen.

5. Rheinwasserinfiltration über das Flussbett

Im Zeitabschnitt von 1954 bis 1958 (Abbildung 4) kam es sehr wahrscheinlich zur Infiltration von Rheinwasser über das Flussbett im Abschnitt Schweizerhalle bis Birsfelder Wehr. Nach 1958 könnte eine solche Rheinwasserinfiltration unter bestimmten Betriebsbedingungen der Hardwasser AG zumindest zeitweise stattgefunden haben, wenn in den Gräben und Weihern wenig Rheinwasser versickert worden wäre und der Pumpbetrieb in den Trinkwasserbrunnen nicht reduziert worden wäre. NW des Hardwaldes kam es durch den Aufstau des Birsfelder Wehrs 1957 zu einer Infiltration des Rheines und zur Umströmung des Wehrs [14]. Zwischen Schweizerhalle und Hardwald ist eine Infiltration des Rheins über das Flussbett bei starkem Pumpbetrieb in Rheinnähe auch heute wahrscheinlich möglich.

Hypothese: Durch den Pumpbetrieb der Hardwasser AG bis zum Beginn der künstlichen (=über Gräben und Teiche im Hardwald) Rheinwasserinfiltration 1958 gelangte Rheinwasser mit im Vergleich zu heute deutlich höheren Schadstoffgehalten (laut Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein schlechteste Rheinwasserqualität um 1972) in den weiteren Uferbereich bis zu grösseren Grundwasserentnahmestellen. Diese Schadstoffe wurden, je nach Stoffeigenschaften, nur teilweise mit Beginn der Rheinwasserinfiltration wieder ausgespült. In unmittelbarer Rheinnähe gelangen auch stellenweise heute noch Schadstoffe aus dem Rheinwasser in das Grundwasser.

Wahrscheinlich resultierende Schadstoffverteilung: Schadstoffe, welche in hohen Konzentrationen in den 1950er Jahren im Rhein vorhanden waren, müssten sich im Hardwald zwischen Rheinufer und Brunnen der Hardwasser AG finden. Ob und wie viel Grundwasser seit wann im Auhafen und in Schweizerhalle entnommen wurden, ist uns nicht genau bekannt. Zumindest für das rheinnahe Gebiet in Schweizerhalle ist eine Infiltration von Rheinwasser über das Flussbett lokal wahrscheinlich und somit ist auch eine Kontamination des Untergrundes möglich. Es ist dabei zu bedenken, dass ein Transport von Schadstoffen aus dem Abstrom der Hirschackergrube bis nach Schweizerhalle als gesichert gelten kann. Ein Teil dieses Grundwassers exfiltriert im Bereich Schweizerhalle in den Rhein.

Nachweis: Schadstoffe finden sich nur zwischen Ufer und Brunnen der Hardwasser AG und PW Auhafen sowie im ufernahen Bereich von Schweizerhalle.

6. Schweizerhalle

In Schweizerhalle sind Schadensfälle sowie Schadstoffe im Untergrund bekannt.

Hypothese: Durch bekannte und allfällige unbekannte Schadenfälle gelangten Schadstoffe im Gebiet Schweizerhalle in den Untergrund.

Wahrscheinlich resultierende Schadstoffverteilung: Durch verschiedene Brauchwasserentnahmen, Betrieb von Abwehrbrunnen (Sandoz-Brand) und regionale GW-Zuflüsse aus S und SW beschränkt sich die aus Betrieben in Schweizerhalle stammende Schadstoffbelastung auf das Gebiet der Betriebe bis zum Rhein.

Nachweis: Für Betriebe in Schweizerhalle typische Schadstoffe müssten sich im genannten Gebiet finden.

7. Rothausstrasse

Aus der Deponie Rothausstrasse gelangten und gelangen Schadstoffe ins Grundwasser. Es muss dabei wie bei der Deponie Feldreben unterschieden werden zwischen Grundwasserströmungen vor und nach Beginn der Rheinwasserinfiltration.

Hypothese: Aus der Deponie Rothausstrasse gelangten seit 1936 Schadstoffe in das Grundwasser [3]. Die regionalen Fliessrichtungen vor 1958 sind nicht genau bekannt, eine Abstromrichtung nach NW (vor 1954, Abbildung 3) bis WNW (1954 bis 1958, Abbildung 4) ist wahrscheinlich. Nach 1958 erfolgte der Abstrom vor allem in nördliche bis nordöstliche Richtungen (Schweizerhalle). Das Grundwassermodell [95] zeigt, dass der Abstrom der Deponie Rothausstrasse bereits 1954 höchstwahrscheinlich aufgrund von Pumpbetrieben Richtung Schweizerhalle und Grenzach gerichtet war. Ein Teil des Abstroms ging ebenfalls in den Rhein. Diese Berechnungen sind sensitiv auf die angenommenen Entnahmeraten der ins Modell integrierten Brunnen. Damit können Diskrepanzen in der Grundwasserfliessrichtung insbesondere für den Zeitraum 1954-1958 erklärt werden. Es werden folgend beide resultierende Schadstoffverteilungen berücksichtigt (Grundwasserstände nach Messungen 1953 und 1957; Ergebnisse Modellierungen).

Wahrscheinlich resultierende Schadstoffverteilung: Für die Deponie Rothausstrasse typische Schadstoffe finden sich im mittleren (bis ca. Brunnen A.12 der Hardwasser AG) und östlichen Hardwald, östlichem Auhafen und Schweizerhalle. Falls der Abstrom eher gemäss dem Grundwassermodell in allen Zeitabschnitten gegen NE gerichtet war, dürften sich keine für die Deponie Rothausstrasse typischen Schadstoffe im E des Hardwalds finden lassen.

Nachweis: Schadstoffe, die heute in der Deponie Rothausstrasse in deutlich höheren Konzentrationen anzutreffen sind als in Margelacker und Feldreben, gehören meist zu den wenig mobilen Stoffen. Dazu gehören KW, Schwermetalle und PAK (u.a. chlorierte Aniline, Benzamine, Schwefelaromaten). Ein Nachweis dieser Stoffe im östlichen Hardwald würde für eine Herkunft aus dem Abstrom in Richtung Auhafen für die Zeit vor 1954 sprechen. HCBd und Tetrachlorethen sind ebenfalls in einigen Messstellen bei

der Deponie Rothausstrasse in erhöhten Konzentrationen gemessen worden, sodass auch ein Nachweis dieser Stoffe im östlichen Hardwald bis zum östlichen Auhafen ein Indiz für eine Herkunft aus Rothausstrasse vor 1958 wäre.

8. Hirschackergrube

Die Grube Hirschacker weist hohe Belastungen mit LCKW auf. Darunter ist auch Hexachlorbutadien.

Hypothese: Aus der gut untersuchten Hirschackergrube traten und treten unter anderem grössere Mengen LCKW über das Grundwasser aus. Falls vor 1958 auf deutscher Seite noch keine grösseren GW-Nutzungen am Rheinufer bestanden, könnten Schadstoffe aus der Hirschackergrube bei Pumpbetrieb im Hardwald bis dorthin gelangt sein (Abbildung 4). Heute strömt ein Teil des GW durch den Pumpbetrieb in Schweizerhalle nach S und gelangt bis in die dortigen Brunnen; ein Schadstofftransport bis in den Hardwald ist unwahrscheinlich [20].

Wahrscheinlich resultierende Schadstoffverteilung: Hirschacker-typische Schadstoffe müssten sich im Auhafen und in einem schmalen Streifen bis zu den Brunnen der Hardwasser AG finden. Die aus der Zeit nach Beginn der Rheinwasserinfiltration stammenden Schadstoffe finden sich vor allem zwischen Hirschackergrube und Schweizerhalle.

Nachweis: LCKW und Hexachlorbutadien im oben genannten Gebiet.

6.2 Diskussion der Hypothesen

6.2.1 Abstrom aus der Deponie Feldreben vor Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG (vor 1958)

Die Deponie Feldreben lag zwar nie im Bereich des Grundwassers, mit dem Niederschlagswasser gelangten aber sicher erhebliche Mengen von Schadstoffen aus dem Deponiekörper ins Lockergesteins- und ins Fels-Grundwasser. Wahrscheinlich liegt im Bereich der Deponie ein DNAPL-Pool vor, wie in Abschnitt 3.2 diskutiert wurde.

Der Schadstoffaustrag erfolgte mit dem Grundwasser nach NE bis NW. Die Messstelle C.240 wenig westlich des Hardwaldes zeigt keine Butadiene und nur wenige andere Schadstoffe in geringer Konzentration und kann somit als ungefähre westliche Abgrenzung einer Schadstofffahne aus Feldreben gelten. Diese Messstelle

liegt in gering mächtigem Lockergesteinsaquifer über gering durchlässigem Felsuntergrund.

Die östlichen Brunnen der Hardwasser AG (A.27-A.29) zeigen geringere Konzentrationen von HCBD als die westlich davon gelegenen bei ungefähr gleichem Abstand zu GW-Berg, was als Hinweis auf eine nahe gelegene östliche Begrenzung eines Abstromes aus Feldreben als wahrscheinliche Hauptquelle von im Hardwald vorhandenem HCBD gewertet werden könnte. Die Konzentrationen von PCBD und TeCBD in den Brunnen der Hardwasser AG sind gleichmässiger verteilt. Im Bereich des GW Berges und des südlichen Hardwaldes sowie beim Bahnhof Muttentz sind die Konzentrationen der chlorierten Butadiene und Ethene geringer als im nördlichen Hardwald.

Innerhalb des Sektors N bis NE von Feldreben liegen im Hardwald trotz Verdünnung durch das Rheinwasserinfiltrat, bezogen auf den übrigen Hardwald, relativ hohe Schadstoffbelastungen vor (Abschnitt 4.3), vor allem entlang des Westens des Hardwaldes, in einigen der westlichen Brunnen der Hardwasser AG und nördlich davon. Die Grundwasseranalysen (seit 2004) zeigen im Bereich von Feldreben in Richtung der westlichen Brunnen der Hardwasser AG eine Zunahme der Schadstoffkonzentrationen an. Das Bild für die Analysen von 1980 durch H.-J. Schmassmann [34] zeigt jedoch nördlich von Feldreben zumindest für HCBD eine höhere Konzentration als in den beiden analysierten Brunnen A.2 und A.20 (Beilage 3).

Da wir den Beitrag von aus der Rheinwasserinfiltration stammenden Schadstoffen zu den heute beobachteten Schadstoffen im Hardwald mit Ausnahme von TeCBD als eher gering erachten (s.u.), kommt für die weite Verteilung der genannten Schadstoffe im Westteil des Hardwaldes vor allem die Belastung durch Feldreben vor 1958 infrage. Die tendenziell höheren Schadstoffkonzentrationen nördlich der Brunnenreihe der Hardwasser AG lassen sich durch die geringere Verdünnung durch Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG erklären.

Die Konzentrationen und Konzentrationsverhältnisse nördlich von Feldreben sprechen für einen Abstrom von Feldreben Richtung westliche Brunnen der Hardwasser AG, im NW des Hardwaldes auch bis zum Rhein. Es kann auf dieser Grundlage jedoch nicht schlüssig bewiesen werden, ob für diese Beobachtung der Abstrom vor und/oder nach Beginn der Rheinwasserinfiltration ursächlich ist. Die Grundwasserströmungsrichtungen bis 1958 sprechen dafür, dass die Schadstoffe im westlichen Hardwald vorwiegend aus dem Abstrom aus Feldreben vor 1958 stammen. Indizien für einen heute noch stattfindenden Abstrom aus Feldreben Richtung Brunnen der Hardwasser AG liegen keine vor. Die beobachteten Schadstoffverteilungen stimmen auch gut überein mit den Mobilitäten der infrage kommenden Schadstoffe (Abschnitt 5.4).

Fazit: Auch wenn schlüssige Beweise fehlen, kann das Szenario der grossflächigen Belastung des Untergrundes im westlichen Hardwald durch den Schadstoffaustrag aus Feldreben vor 1958 die beobachteten Schadstoffverteilungen (zusammen mit 6.2.2 und 6.2.7) plausibel erklären.

6.2.2 Eintrag aus Rheinwasserinfiltrat ab Beginn Infiltration

Schadstoffe im Rhein und im Grundwasser 1975

1975 wurde das Rheinwasserinfiltrat (Rohwasser), das Mischwasser Zentrale West und das Mischwasser Lange Erlen analysiert [33]. In [33] sind zwar nicht die genauen Probenahmestellen benannt, es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass es sich um die oben genannten handelt.

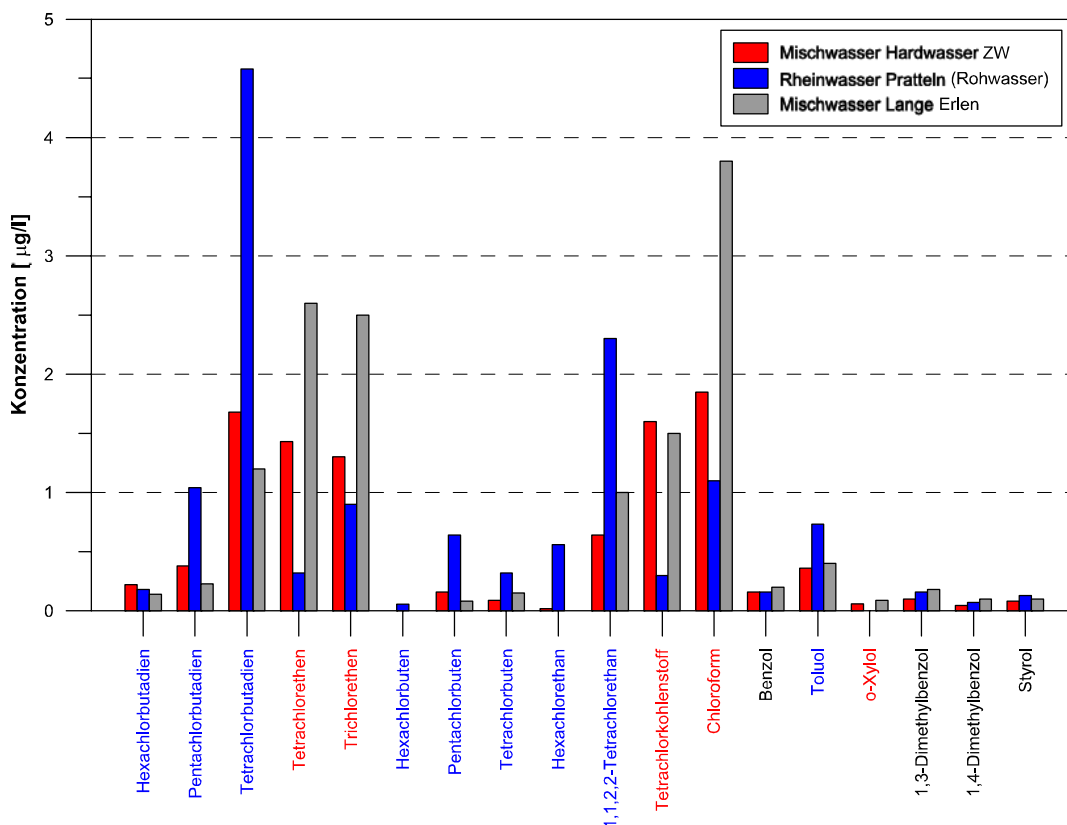


Abbildung 35: Analyseergebnisse für Mischwasser Zentrale West (Hardwasser AG), Langen Erlen (IWB) und Rheinwasser 1975 [33].

Abbildung 35 zeigt die Konzentrationen für verschiedene im Jahr 1975 gemessene Schadstoffe im Mischwasser der Hardwasser AG, im Mischwasser Lange Erlen sowie im "Rohwasser" des Rheins bei Pratteln. Die Konzentrationen der Schadstoffe in blauer Schrift waren im Rohwasser deutlich höher als im Grundwasser (resp. Trinkwasser). Es handelt sich um

- Pentachlorbutadien, Tetrachlorbutadien
- Hexa-, Penta- und Tetrachlorbuten
- Hexachlorethan
- 1,1,2,2-Tetrachlorethan
- Toluol

Dies ist ein Hinweis darauf, dass ein wesentlicher Anteil der in den Mischwässern nachgewiesenen Schadstoffe damals aus dem Rheinwasser stammen könnte. Durch Verdünnung und Abbau verringert sich die Schadstoffkonzentration auf dem Weg von der Infiltration bis zur Beprobung im Mischwasser.

Das Verhältnis der Schadstoffkonzentrationen Mischwasser Hardwasser AG/ Mischwasser Lange Erlen lag innerhalb einer geringen Spannweite von 0.6 und 2.0. Dies kann ebenfalls als Hinweis darauf gewertet werden, dass im Jahr 1975 das Rheinwasserinfiltrat für die blau markierten Stoffe in Abbildung 35 die Hauptquelle der in den Mischwässern nachgewiesenen Schadstoffe war.

Die Konzentrationen der in Abbildung 35 rot gekennzeichneten Schadstoffe waren 1976 jeweils in den Mischwässern deutlich höher als im Rheinwasserinfiltrat:

- Hexachlorbutadien
- Tetrachlorethen
- Trichlorethen
- Tetrachlorkohlenstoff
- Chloroform
- o-Xylol

Dies ist ein Indiz dafür, dass diese Schadstoffe im Mischwasser zum grösseren Teil aus anderen Quellen als dem Rheinwasser stammen. Die Schadstoffverhältnisse Mischwasser Hardwasser AG/Mischwasser Lange Erlen liegt zwischen 0.5 und 1.1 mit einer deutlicheren Tendenz zu höheren Werten im Mischwasser Lange Erlen. Das heisst, dass entweder entsprechende Schadstoffquellen auch im Einzugsgebiet Langen Erlen vorliegen müssen oder dass diese Schadstoffe bei der damaligen Beprobung des Rheines weit unterdurchschnittliche Konzentrationen aufweisen. Bei den analysierten Proben handelte es sich allerdings um Mischproben, für die über einen Zeitraum von mehreren Wochen jeweils Einzelproben entnommen wurden.

Die 1980 im Hardwald durchgeführten Analysen zeigen bei Feldreben hohe Konzentrationen von bis zu 0.35 µg/l HCBd. A.2 und A.104 (PW Auweg) zeigen 0.015 µg/l HCBd und damit ca. das zehnfache der HCBd-Konzentration im Rheinwasser. Aus gemessenen HCBd-Konzentrationen und Entnahmeraten der

Brunnen der Hardwasser AG, Florin-Brunnen (E.3), A.104 und E.15 in Schweizerhalle wird in [83] eine Gesamtmasse von rund 3.5 kg HCBd pro Jahr abgeschätzt. Der Eintrag beliefe sich allerdings nur auf ca. 0.5 kg pro Jahr. Der Schluss, dass ein grosser Teil des gesamten im Hardwald und Umgebung mit dem gepumpten GW ausgetragenen HCBd nicht aus dem Rheinwasser stammt, ist sicher richtig. Somit müssen bezüglich HCBd und TeCBd (& PCBd) unterschiedliche Quellen angenommen werden. Die TeCBd-HCBd-Verhältnisse im Hardwald (Abbildung 20) liefern dazu keine schlüssigen Hinweise.

Die heutige räumliche Verteilung der chlorierten Butadiene und des Tetra- und Trichlorethens spricht mit Ausnahme von TeCBd (und PCBd, allerdings sehr niedrige Konzentrationen) nicht für einen wesentlichen Beitrag aus der Rheinwasserinfiltration zu den Belastungen im Hardwald, da die Konzentrationen im Bereich des Grundwasserberges klein sind oder nicht nachweisbar sind. Sie sind auch S und SE des Grundwasserberges kleiner als in gleicher Distanz Richtung N bei den Brunnen der Hardwasser AG. Es ist klar, dass sich durch die heutige Infiltration von schadstofffreiem bis -armem Rheinwasserinfiltrat die ältere, aus dem Infiltrat stammende Schadstoffbelastung durch Remobilisierung verringert hat. Dies gilt aber auch für die weiter vom GW-Berg entfernten Bereiche, allerdings sind dort die Durchflussraten und der Schadstoffaustrag durch Remobilisierung entsprechend geringer.

Fazit: Der Anteil des heute zu beobachtenden Tetra- und Trichlorethens sowie von HCBd aus früher höher belastetem Rheinwasser ist wahrscheinlich gering. Ein wesentlicher Anteil des heute zu beobachtenden TeCBd und auch PCBd hingegen stammt wahrscheinlich aus dem früher mit diesen Stoffen höher belasteten Rheininfiltrat. Der grösste Teil aller anderen im Hardwald nachgewiesenen Schadstoffe stammt aus dem belasteten Abstrom der Deponien vor 1958. Die Tatsache, dass die Schadstoffverhältnisse in Langen Erlen ähnlich sind, ist ein Argument für einen vermutlich wesentlichen Beitrag von TeCBd (und PCBd) aus dem "älteren" Rheinwasserinfiltrat.

6.2.3 Austrag aus Deponie Feldreben seit Beginn der Rheinwasserinfiltration

Für die Deponie Feldreben wird bei geringem GW-Gefälle ein allseitiger Abfluss angenommen [73], wobei die CKW im Nahfeld der Deponie vor allem im nördlichen und westlichen Nahfeld auftreten. Ausserhalb dieses Nahfeldes erfolgt ein Abstrom vor allem nach W und SE (Abbildung 5).

Die erhöhten Schadstoffkonzentrationen entlang des Westrandes des Hardwaldes sind mit grosser Wahrscheinlichkeit auf den Abstrom aus Feldreben zurückzuführen.

ren. Ob diese gemäss Abschnitt 6.2.1 nur auf den Abstrom vor 1958 oder auch für den Zeitraum danach zurückzuführen ist, lässt sich nicht eindeutig beweisen. Argumente für letzteres sind:

- Sehr flaches GW-Gefälle zwischen NW-Bereich von Feldreben und den Infiltrationsgräben der Hardwasser AG; nördlich davon nach N bis NNW gerichtetes GW-Gefälle. Bei Unterbruch der Rheinwasserinfiltration der Hardwasser AG ist ein geringer Abstrom von Feldreben Richtung Hardwald a priori nicht auszuschliessen.
- Höchste Schadstoffkonzentrationen am Westrand des Hardwaldes.
- Als Hauptaustragspfad sind für den Zeitraum seit 1958 vor allem durchlässige Karststrukturen wahrscheinlich, weil durch diese auch GW-Fliessrichtungen quer zum lokalen GW-Gefälle in Niederterrassenschottern möglich sind. Erhöhte Konzentrationen chlorierter Butadiene und Ethene in Messstellen mit erhöhtem Anteil von Grundwasser aus dem Oberen Muschelkalk im NW-des Hardwaldes sind ein Indiz.

Das Hauptargument gegen einen heutigen Abstrom aus Feldreben Richtung Hardwald ist, dass in der Deponie in höheren Konzentrationen vorhandene mobile Schadstoffe wie Dichlorethen oder Chloroform im Hardwald nicht nachgewiesen wurden.

Fazit: Keines dieser Indizien kann einen heutigen Abstrom aus Feldreben Richtung nordwestlichem Hardwald schlüssig beweisen. Einen Abstrom aus Feldreben Richtung westlichem Hardwald erachten wir neben der Tatsache, dass eine solche Transportrichtung aufgrund der Grundwasserisohypsen kaum möglich ist, vor allem wegen des Fehlens mobiler Schadstoffe als unwahrscheinlich. Dies gilt zumindest, solange die Rheinwasserinfiltration höchstens für einige Tage unterbrochen wird.

6.2.4 Auhafen

Im Auhafen wurden trotz vorhandener Verschmutzungen des Untergrundes (siehe [80]) nur vereinzelt Belastungen im GW festgestellt, die nicht auch im GW des Hardwaldes vorhanden sind (Dichlorethen, Vinylchlorid, MTBE & Benzol in K.12, MTBE in J.67). Keiner diese Stoffe wurde im angrenzenden Hardwald nachgewiesen. Das GW-Gefälle ist heute nach NE bis E gerichtet, in hydraulisch \pm isotropen Niederterrassenschottern kann es keine Abweichungen der Fliessrichtungen vom GW-Gradienten geben.

Es ist dagegen wahrscheinlich, dass die Schadstoffe im Bereich des Auhafens sowie im S und SW davon aus anderen Quellen als den Deponien stammen. Da-

für kommen wegen der Mobilität der Stoffe vor allem lokale Verschmutzungen infrage. MTBE und Benzol sind typische Bestandteile von Kraftstoffen, die im Auhafen umgeschlagen werden.

Fazit: Die Schadstoffverteilung im Auhafen spricht für eine wahrscheinliche Herkunft hauptsächlich aus lokalen Verschmutzungen sowie für eine Belastung aus dem Abstrom der Deponien Feldreben und/oder Rothausstrasse vor 1958. Ein Abstrom vom Gebiet des Auhafens in Richtung Hardwald ist seit 1958 nicht vorhanden.

6.2.5 Infiltration von Rheinwasser über das Flussbett

Im Zeitraum von 1954 bis 1958 infiltrierte ein grosser Anteil des in den Brunnen der Hardwasser AG (und im möglicherweise schon bestehenden PW Auweg) geförderten Wassers aus dem Rhein über das Flussbett in den Hardwald. Dies veranschaulicht das GW Modell von 2006 [9], die neusten Grundwassermodellierung von 2009 [95] sowie die Abbildung 4. Ob die zwischen Ufer und Brunnen der Hardwasser AG nachgewiesenen Schadstoffe auf diesen Einfluss zurückzuführen sind, kann nicht sicher beurteilt werden. Es liegen keine eindeutigen Hinweise darauf vor. Die Schadstoffverteilung und die Tatsache, dass in diesem Gebiet kaum anderen Schadstoffe vorliegen als südlich der Brunnenreihe der Hardwasser AG, sprechen nicht für dieses Szenario. Die tendenziell höheren Schadstoffkonzentrationen nördlich der Brunnenreihe der Hardwasser AG können mit der dort geringeren Verdünnungswirkung des Rheinwasserinfiltrats der Hardwasser AG seit 1958 erklärt werden.

Im mittleren und östlichen Teil von Schweizerhalle sind die Mineralisationen in den ufernahen Brunnen so hoch, dass wahrscheinlich nur ein geringer bis mässiger Anteil des geförderten Grundwassers aus über das Ufer infiltrierenden Rheinwasser stammt. Zwischen Schweizerhalle West und nördlichem Hardwald kann ein heutiges Infiltrieren von Rheinwasser über das Ufer durch die GW-Gradienten weitgehend ausgeschlossen werden.

Fazit: Vor 1958 infiltrierte der Rhein entlang dem Rheinufer und westlich von Schweizerhalle. Ob aus dieser Zeit noch Schadstoffe im Untergrund vorhanden sind, lässt sich nicht belegen. Wahrscheinlich ist deren Anteil höchstens gering. Die vorhandenen Schadstoffe entlang des Rheinufers lassen sich auch mit den anderen beschriebenen Fliesswegen erklären (Abschnitte 6.2.1, 6.2.4, 6.2.6, 6.2.7, 6.2.9). Nach 1958 ist eine solche Infiltration als unwahrscheinlich zu betrachten.

6.2.6 Schweizerhalle

Aus den verschiedenen Diagrammen in Kapitel 4 ergeben sich keine Hinweise auf einen heutigen Schadstofftransport aus Schweizerhalle in westliche Richtung. Ein heutiger Zustrom aus der Deponie Rothausstrasse Richtung Schweizerhalle ist hingegen sicher (siehe folgender Abschnitt 6.2.7). Auffällig ist die weite Verbreitung von chlorierten Butadienen im Gebiet Schweizerhalle mit meist niedrigeren Konzentrationen als im Hardwald.

Die regionalen Grundwasserfliessrichtungen lassen eine Herkunft eines Teils der Schadstoffe in Schweizerhalle, insbesondere der im SW, aus dem heutigen Abstrom von Feldreben möglich erscheinen (Abbildung 5). Ein Beitrag aus der Deponie Rothausstrasse (s.u.) ist im W von Schweizerhalle für den Zeitraum vor 1958 wahrscheinlich (Abbildung 4), für den E von Schweizerhalle nur nach 1958. Ein Zustrom in die Schweizerhalle aus Richtung Hirschackergrube erscheint für den rheinnahen Bereich nicht unwahrscheinlich.

Für die Zeit zwischen 1954 und 1958 erscheint ein Schadstoffaustrag vom SW Teil von Schweizerhalle Richtung Hardwald möglich (Abbildung 4). Es liegen keine Hinweise darauf vor, dass ein solcher Austrag in grösserem Umfang erfolgt ist, wie auch das Grundwassermodell [95] zeigt.

Fazit: Aus Schweizerhalle gelangen heute keine Schadstoffe in den Hardwald. Die beobachteten Belastungen des Grundwassers stammen wahrscheinlich zum Teil aus Verschmutzungen im Gebiet selbst. Zum Teil könnten sie, insbesondere jene am SW-Rand, auch auf den Abstrom von Rothausstrasse (vor und nach 1958, s.u.) und/oder Feldreben (nur nach 1958) stammen.

6.2.7 Rothausstrasse

Der Hauptabstrom aus der Deponie Rothausstrasse erfolgt heute Richtung NE. Hinweise auf einen heutigen Abstrom Richtung NW (C.226, E.21, E.22 und E.28) liegen keine vor: Trotz der im Detail nicht genau bekannten Untergrundverhältnisse erscheint eine solcher Abstrom wegen der regionalen Grundwasserfliessrichtung unwahrscheinlich. Es wurden dort auch keine erhöhten Konzentrationen von für die Deponie Rothausstrasse typischen Stoffen nachgewiesen. Eine Beeinflussung dieser Messstellen durch diesen Abstrom kann jedoch ohne weitere Informationen auch nicht völlig ausgeschlossen werden.

Ein Abstrom aus der Deponie Rothausstrasse (mit relativ hohen HCB-D-Werten im Abstrom, J.3 und R.5, Beilage 3) in Richtung östlichen Hardwald, Auhafen und

dem Zentrum von Schweizerhalle ist für die Zeit vor 1958 wahrscheinlich (Abbildung 4). Dies könnte die zwar geringen, aber gegenüber den umliegenden Messstellen leicht erhöhten Konzentrationen von HCBd, PCBd und TeCBd im Osten, insbesondere entlang des Ostrandes des Hardwaldes und im SW und W von Schweizerhalle erklären. Die östlichen Brunnen der Hardwasser AG wären dadurch ebenfalls tangiert.

Die Daten zeigen, dass eine aktuelle Beeinflussung des Grundwassers im Hardwald vom Abstrom Rothausstrasse nicht wahrscheinlich ist. Dieser trägt aber sicher zu einer Erhöhung der Belastung im Gebiet Schweizerhalle bei (s.o.).

Fazit: Ein Einfluss auf das Hardgrundwasser aus dem Abstrom vor 1958 ist für den Ostteil des Hardwaldes, den Auhafen und Teile von Schweizerhalle wahrscheinlich. Der heutige Abstrom trägt nur noch zur Schadstoffbelastung im Gebiet Schweizerhalle bei.

6.2.8 Margelacker

Die regionale Grundwasserströmung war vor 1958 wahrscheinlich nach N gerichtet, sodass ein Teil der aus Margelacker ausgetragenen Schadstoffe unter der Deponie Feldreben Richtung Brunnen der Hardwasser AG transportiert wurde was auch in [95] gezeigt werden kann. Der Deponieinhalt ist zwar weniger gut bekannt als bei den Deponien Feldreben und Rothausstrasse [44]; die Grundwasseranalysen (keine chlorierten Butadiene, deutliche geringere LCKW-Gehalte als bei Feldreben) lassen aber keinen wesentlichen Beitrag aus Margelacker zu den heute noch zu beobachtenden Schadstoffbelastungen im Hardwald erkennen.

Seit Beginn der Rheininfiltration und Beginn der grossen Grundwasserentnahmen in Schweizerhalle ist der Abstrom aus Margelacker vor allem gegen E gerichtet. Mobile Schadstoffe könnten so bis nach Schweizerhalle gelangen.

Fazit: Die Deponie Margelacker hat wahrscheinlich weder vor noch nach 1958 einen wesentlichen Beitrag zur heute vorhandenen Schadstoffbelastung im Hardwald geliefert.

6.2.9 Hirschacker

Ein Transport von Schadstoffen aus der Hirschackergrube in Richtung Schweizerhalle ist wegen des dortigen Pumpbetriebs wahrscheinlich [20]. Ob ein Abstrom Richtung Auhafen und/oder nördlichem Hardwald vor Beginn der Rheinwasserinfiltration stattfand, erscheint aufgrund der Infiltration von Rheinwasser aus dem Fluss

im Zeitraum 1954 bis 1958 unter bestimmten Bedingungen möglich. Mit den uns vorliegenden Informationen lässt sich die Wahrscheinlichkeit eines Abstroms von der Hirschackergrube Richtung Hardwald jedoch nicht abschätzen. Der Deponieinhalt ist grob mit dem von Feldreben zu vergleichen; zumindest sind hohe Tetrachlorethen-Konzentrationen vorhanden und Hexachlorbutadien wurde nachgewiesen.

Ob auch Schadstoffe aus der Grube Fuchsbäumleacker im Zeitraum von 1954 bis 1954 bis in den Hardwald gelangen konnten, kann nicht schlüssig beurteilt werden. Für die Kesslergrube ist aufgrund der Erkenntnisse des Grundwassermodells [95] nicht von einem Abstrom in Richtung Hardwald auszugehen.

Fazit: Eine Herkunft eines Teiles der im Hardwald nachgewiesenen Schadstoffe aus der Hirschackergrube vor 1958 erscheint möglich. Auf der Grundlage der uns vorliegenden Daten ist keine schlüssige Beurteilung für die Situation vor Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG möglich. Ein heutiger Einfluss auf das Grundwasser im Hardwald ist sehr unwahrscheinlich.

6.2.10 Zusammenfassende Wertung der Diskussion der Hypothesen

Es muss festgestellt werden, dass eine Zuordnung der im Hardwald nachgewiesenen Stoffe zu den jeweiligen bekannten Schadstoffquellen in der Regel nicht eindeutig möglich ist, weil

- nur wenige Schadstoffe vorhanden sind, diese aber weit verbreitet sind,
- somit für bestimmte Quellen typische und somit für eine Zuordnung geeignete Stoffe fehlen,
- die Konzentrationsunterschiede bei den vorhandenen Stoffen relativ gering sind und diese zum grossen Teil mit dem räumlich unterschiedlichen starken Verdünnungseffekt durch das Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG erklärbar sind.

Der Abstrom aus den Deponien Feldreben und Rothausstrasse vor 1958 ist als Hauptursache für die heute im Hardwald zu beobachtenden Schadstoffbelastungen anzusehen. Im Fall von TeCBD und PCBD stammt ein wesentlicher Anteil aus dem Rheinwasserinfiltrat, vermutlich im Zeitraum der 1960er bis 1980 Jahre.

Insgesamt handelt die Schadstoffverteilung im Gebiet Hardwald als das Ergebnis einer grossräumigen „Chromatographie“ angesehen werden: Gering mobile Stoffe gelangten nicht bis in den Hardwald, hoch mobile wurden inzwischen wieder ausgeschwemmt. Die heute im Hardwald vorhandenen Schadstoffe sind mässig mobil

und gegen Abbau sehr stabil, sodass sie nur langsam seit ihrem bis 1958 erfolgten Eintrag wieder remobilisiert werden.

6.3 Modell der Schadstoffausbreitung im Hardwald: Zusammenfassung

Die Auswertung der oben dargestellten Daten ergibt zusammenfassend folgendes Modell für die Schadstoffausbreitung und resultierende Schadstoffverteilung im Hardwald und Umgebung.

Vor 1958

1. Im Bereich der Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse traten die bis in die 1950er Jahre abgelagerten Stoffe durch die ungesättigte Zone ins Grundwasser. Im Falle von in Fässern deponierten Abfällen dauerte es vermutlich einige Jahre, bis Schadstoffe in den Untergrund gelangten. Lokal bildete sich unter der Deponie Feldreben ein DNAPL-Pool. Der Abstrom aus Margelacker und Feldreben erfolgte bis 1954 nach NE in den Hardwald, danach bis 1958 nach NW; aus der Deponie Rothausstrasse erfolgte der Abstrom nach NW, nach 1954 bis 1958 Richtung WNW. **Bis 1958 war praktisch der gesamte Hardwald vom Abstrom der 3 Deponien betroffen** (Abbildung 36). Die Darstellung in Abbildung 36 beruht auf einer Kombination der in Abbildung 3 und Abbildung 4 dargestellten Grundwasserfliesswege. Sie entspricht auch den Szenarienberechnungen des Grundwassermodells [95]. Die Schadstoffkonzentration nahm mit der Entfernung von den Deponien ab.
2. Auch im Bereich der Hirschackergrube gelangten Schadstoffe ins Grundwasser. Bezüglich der mässig mobilen bis mobilen Schadstoffe ist das Schadstoffinventar der Hirschackergrube dem der Deponien Feldreben und Rothausstrasse ähnlich. Diese Schadstoffe könnten zwischen 1954 und 1958, wie in Abbildung 36 angedeutet, in den Bereich des östlichen Auhafens und in den Hardwald SW des Auhafens gelangt sein.
3. Die Länge der Schadstofffahne resp. die jeweilige Schadstoffkonzentration ist abhängig von der Mobilität der Schadstoffe: Sehr mobile bis mässig mobile Schadstoffe erreichten den Rhein resp. die schon bestehenden Brunnen der Hardwasser AG, dazu gehören die heute im Hardwald nachweisbaren chlorierten KW HCBd, PCBd, TeCBD, Tetrachlorethen und Trichlorethen. Im Bereich der Deponien haben vermutlich anaerobe Ver-

hältnisse den Abbau von hoch chlorierten KW (HCBD, Tetrachlorethen, Hexachlorethan, chlorierte Aromaten) begünstigt. Zumindest ein Teil des im Hardwald vorhandenen TeCBD stammt daher wahrscheinlich aus den Deponien Feldreben und Rothausstrasse. Eine deutliche Abnahme von Schadstoffkonzentrationen im Hardwald aufgrund von Abbauprozessen ist im Zeitraum bis 1958 nicht wahrscheinlich.

4. Für den möglichen Schadstoffeintrag durch Rheinwasser, welches zwischen 1954 und 1958 aufgrund des Pumpbetriebs im Hardwald über das Flussbett in den Hardwald gelangte, gibt es aufgrund fehlender Daten zur Rheinwasserqualität keine Belege. Vermutlich war die Konzentration der meisten Schadstoffe im Grundwasser des Hardwaldes aber deutlich höher als im Rheinwasser, sodass der Rhein nicht als wesentliche Schadstoffquelle anzusehen ist.

Nach 1958

1. Die Infiltration von Rheinwasser durch die Hardwasser AG hatte im Wesentlichen drei Auswirkungen: a) die Grundwasserfliessrichtungen im Hardwald änderten sich grundlegend, sodass zunächst vermutlich nur noch wenige, mit weiterem Ausbau des Infiltrationssystems der Hardwasser AG im Laufe der Zeit wahrscheinlich keine Schadstoffe mehr aus den Deponien in den Hardwald gelangten (Abbildung 5), b) die Konzentration der meisten gelösten Schadstoffe im Untergrund des Hardwaldes wurde durch den Eintrag von geringer belastetem Infiltrat verringert (am deutlichsten im Bereich der Infiltrationsgräben/ und –weiher resp. nahe des Grundwasserberges), und c) die im Untergrund vorhandenen adsorbierten Schadstoffe wurden, je nach Schadstoffeigenschaften, mobilisiert, sodass die vorhandene Schadstoffmenge kontinuierlich abnahm.
2. Mit der räumlich unterschiedlichen Verdünnungswirkung des Rheinwasserinfiltrats der Hardwasser AG kann die heute zu beobachtende Zunahme der Konzentrationen der chlorierten Butadiene und Ethene von Süden gegen den Rhein sowie vom Grundwasserberg gegen der Westrand des Hardwaldes erklärt werden. In der Nähe des Grundwasserbergs und bis zu den Brunnen der Hardwasser AG sind auch die Durchflussraten grösser. Dadurch ist dort auch die Remobilisierungsrate von Schadstoffen (Konzentrationsgradient im Porenbereich) grösser als in Gebieten, die weniger stark von Rheinwasserinfiltrat durchflossen werden.
3. Stoffe, welche eine geringe Mobilität aufweisen und/oder wenig stabil sind, finden sich nicht im Hardwald. Diese haben entweder nicht den Nahbereich der Deponien verlassen oder sind im Laufe der Zeit abgebaut worden (z.B. Hexachlorethan, Chlorbenzole, z. T. andere chlorierte Ethane, Phenol).
4. Stoffe, die eine hohe Mobilität und eine hohe oder geringe Stabilität aufweisen, finden sich ebenfalls nicht im Hardwald (Dichlorethen, Vinylchlorid,

Chloroform nur noch Resten (2. Messstellen). Diese Stoffe wurden schnell durch das Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG remobilisiert und ausgeschwemmt.

5. Stoffe mit mittlerer Mobilität und hoher Stabilität finden sich im Hardwald: Tetrachlorethen, Trichlorethen, Hexa-, Penta- und Tetrachlorbutadien. Deren Konzentration verringerte sich kontinuierlich, da die adsorbierten Stoffe langsam mobilisiert, aber kaum abgebaut wurden. Die HCBd-Konzentration sank von 1975 bis heute (Mittelwert 2007-2009) auf ca. 5%, die von PCBD auf 2%, die von Tetrachlorethen auf 1.5% [33].
6. Einige Stoffe gelangten und gelangen durch das Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG in das Grundwasser des Hardwalds. Bei TeCBD und PCBD muss davon ausgegangen werden, dass es zu einem wesentlichen Teil über das Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG eingetragen wurde und im Untergrund adsorbiert wurde. Ein weiterer Teil des TeCBD sowie des PCBD im Hardwald stammt wahrscheinlich aus dem im Bereich der Deponien abgebauten und vor 1958 in Richtung Hardwald transportierten HCBd. Dass ein wesentlicher Anteil des TeCBD und des PCBD aus dem Abbau des HCBds im Hardwald selbst stammt, ist aufgrund der bisherigen Datenlage unwahrscheinlich.
7. Die vorliegenden Daten zeigen keinen heutigen Abstrom aus den Deponien Feldreben, Margelacker, Rothausstrasse und Hirschacker Richtung Hardwald an. Es müssten deponietypische mobile, stabile Schadstoffe wie Dichlorethen, Chloroform oder Barbiturate nördlich von Feldreben oder nordöstlich von Rothausstrasse im Hardwald nachzuweisen sein. Dies ist nicht der Fall.
8. Die relativ hohen Schadstoffgehalte, welche vor allem für den nordwestlichen und westlichen Hardwald festgestellt wurde, beruhen vor allem auf dem dort geringen Anteil von Rheinwasserinfiltrat im Grundwasser. Aufgrund der regionalen Grundwasserfließverhältnisse ist der Anteil von Grundwasser aus dem Oberen Muschelkalk in einzelnen Messstellen und Brunnen gross. Vereinzelt tritt dort auch schadstofffreies Felsgrundwasser aus grösseren Tiefen hinzu.
9. Der heutige belastete Abstrom aus den Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse erfolgt, wie in Abbildung 36 schematisch dargestellt, Richtung Schweizerhalle, im Fall von Feldreben teilweise auch nach Westen.

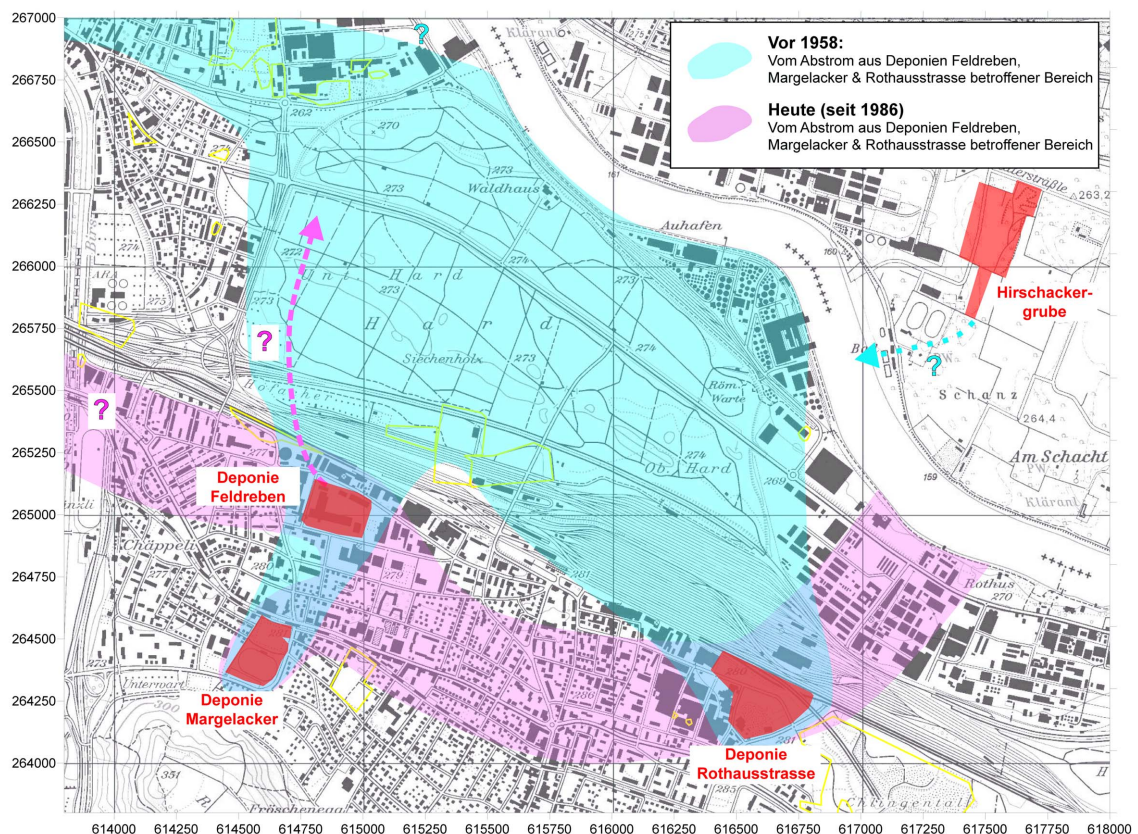


Abbildung 36: Schematische Kartendarstellung der vom Abstrom aus den Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse vor 1958 und heute davon betroffenen Gebiete. Der mögliche Zustrom von aus der Hirschackergrube stammendem belastetem Grundwasser (1954-1958) ist angedeutet, ebenso der bisher nicht ganz auszuschliessende NW-Abstrom von Feldreben Richtung Hardwald (seit 1958). Aufgrund wechselnder Entnahmeraten der verschiedenen Brunnen und variierender Infiltrationsraten der Hardwasser AG können die tatsächlichen Grenzen der Abstrombereiche von den dargestellten deutlich abweichen.

Die Auswertung und Interpretation von umfangreichen Grundwasseranalysen aus dem Hardwald und Umgebung (gegen 70'000 Analysenwerte) ermöglicht unter Beizug weiterer Informationen wie zum Beispiel Grundwasserisohypsen auch für die vorliegenden komplexen geologisch-hydrogeologisch-hydrologischen Verhältnisse mit verschiedensten Grundwasser-Nutzungen und bedeutenden Änderungen im Laufe der Zeit, die wahrscheinlichen Schadstofftransporte abzuschätzen. Die Informationen sind aber in vielen Fällen lückenhaft oder wenig umfassend, was vor allem die Zeit vor 2007 betrifft.

Die zentrale Frage war und ist, ob bei den heute herrschenden Bedingungen unter bestimmten Voraussetzungen ein Schadstofftransport von den bekannten Schadstoffquellen in Richtung der Trinkwasserbrunnen im Hardwald stattfinden kann.

Nur im Fall von Feldreben kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht ganz sicher ausgeschlossen werden, dass ein solcher Schadstoffabstrom heute unter bestimmten Bedingungen eventuell temporär auftreten könnte. Anhand der Auswertungen der Grundwasserdaten kann ein solcher Abstrom weder bewiesen noch sicher widerlegt werden. Um diese Frage beantworten zu können, sind gezielte Massnahmen notwendig (Kapitel 7).

Das oben dargestellte Modell kann unseres Erachtens die Beobachtungen im Hardwald plausibel erklären. Es beruht selbstverständlich auf einer Vielzahl von Annahmen und Interpretationen. Insbesondere das Transportverhalten der Schadstoffe ist von vielen Faktoren abhängig, die nur zum geringen Teil für den Hardwald abgeschätzt werden können. Dieses Modell kann zusammen mit den zurzeit durchgeführten numerischen Grundwassermodellierungen und weiteren Massnahmen (siehe Kapitel 7) belastbarer werden oder muss gegebenenfalls modifiziert werden.

7 Empfehlungen

7.1 Optimierung Grundwasserüberwachung

Eine intensive flächendeckende Grundwasserüberwachung im Hardwald erachten wir als unnötig. Von solchen mehrfachen Beprobungen pro Jahr mit über 150 Probenahmestellen werden keine wesentlichen neuen Erkenntnisse für das Grundwasser und die Schadstoffverteilung im Hardwald erwartet. Mit Hilfe einer gezielten Beprobung von ca. 30 bis 35 Brunnen und Messstellen ein- bis zweimal pro Jahr können langfristige Trends bei den Schadstoffkonzentrationen ausreichend gut erfasst werden. In Tabelle 11 werden hierzu 30 bis 35 Probenahmestellen vorgeschlagen. Anhand bisher vorhandener Daten und zukünftiger Daten sollte zudem die weitere langfristige Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Trinkwasser aus dem Hardwald abgeschätzt werden.

Für andere Massnahmen (s. u.) hingegen können zusätzliche Probenahmen sinnvoll sein. Weitere mögliche Ziele wie die Überwachung des Rheinfiltrats resp. die Früherkennung eines möglichen Schadstoffeintrages durch das Rheinwasser werden bei den hier vorgestellten Empfehlungen nicht berücksichtigt.

Es sollte geprüft werden, ob die Erstellung weiterer Messstellen sinnvoll ist. Vor allem am Westrand des Hardwaldes könnten Grundwasseranalysen aus neuen Messstellen mit unterschiedlich tiefen Filterstrecken zur Verbesserung des Kenntnisstandes bezüglich eines allfälligen Abstromes von Feldreben Richtung Hardwald beitragen. Diese Messstellen wären wahrscheinlich auch für einen Markierversuch (s.u.) von Vorteil.

Tabelle 11: Zur regelmässigen Beprobung und Analyse empfohlene Messstellen und Brunnen. In Klammern Messstellen 2. Priorität.

Messstelle	Grund	Messstelle	Grund
A.3	Teils erhöhte Schadstoffkonzentrationen	C.236	Westrand Hardwasser AG, möglicher Abstrom Feldreben
A.7	Hohe Konzentrationen, lange Messreihe	C.237	Westrand Hardwasser AG, möglicher Abstrom Feldreben
A.18	Lange Messreihe, deutliche Schwankungen der Schadstoffkonzentrationen	E.12	Erfassung des möglichen Einfluss' der Hirschackergrube
A.25	Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen	E.15	Möglicher Zustrom von mehreren Quellen, lange Messreihe
A.28	Ostrand Hardwasser AG, lange Messreihe	E.22	Erhöhte Konzentrationen im SW Schweizerhalle, evtl. Abstrom Feldreben/Rothausstrasse
A.33	Brunnen mit relativ geringen Schadstoffkonzentrationen	E.3 oder E-4	Überwachung Schadstoffschwankungen Feldreben, DNAPL-Pool?
A.104	Lange bestehende Messreihe, deutliche Schwankungen	F3.2h	Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen
A.105	Lange bestehende Messreihe, deutliche Schwankungen	F5P5	Überwachung Schadstoffschwankungen Feldreben, DNAPL-Pool?
C.16	Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen, nahe Rheinufer	F6	Abstrom Feldreben
C.18	Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen, nahe Rheinufer	F-06/01	Überwachung Schadstoffschwankungen Feldreben, DNAPL-Pool?
C.36	Hohe Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen	(C.83)	Lange bestehende Messreihe
(C.71)	Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen	K.15	Lange bestehende Messreihe
C.80	Westrand Hardwasser AG, möglicher Abstrom Feldreben	J.3	Abstrom Rothausstrasse, hohe HCBd-Werte, grosse Schwankungen der Schadstoffkonzentrationen
C.206	Hohe Konzentrationen, lange Messreihe	R3	Abstrom Rothausstrasse, hohe HCBd-Werte, grosse Schwankungen
C.211	Westrand Hardwasser AG, möglicher Abstrom Feldreben	R5	Abstrom Rothausstrasse, hohe HCBd-Werte, grosse Schwankungen der Schadstoffkonzentrationen
(C.217)	Westrand Hardwasser AG, möglicher Abstrom Feldreben	Rheinwasserinfiltrat	Vergleich mit Schadstoff-Eintrag
C.220	Westrand Hardwasser AG, möglicher Abstrom Feldreben	Mischwasser zentrale West	Trinkwasser, Erfassung langfristiger Änderungen
C.221	Westrand Hardwasser AG, möglicher Abstrom Feldreben		

7.2 Detailuntersuchungen Grundwasser bei Feldreben und Rothausstrasse

Zusätzlich zu einer regelmässigen Überwachung des Grundwassers im Hardwald und Umgebung sollte das Grundwasser im Bereich der Deponien Feldreben und Rothausstrasse besser untersucht werden: Der Aspekt möglicherweise vorhandener DNAPL-Pools im Grundwasser unter den Deponien wurde bisher nicht oder nicht ausreichend beachtet, obwohl zumindest im Fall Feldreben deutliche Hinweise darauf bestehen. Diese Informationen sind entscheidend für die Planung von Sanierungsmassnahmen, insbesondere für die Frage, ob ein Aushub von stark belastetem Deponiematerial Ziel führend ist. Weiterhin müssen diese Aspekte bekannt sein, um die heutige Schadstofffracht sowie den Einfluss der Deponien auf das Grundwasser im Hardwald im Falle von Nutzungsänderungen primär im Hardwald oder in Schweizerhalle abschätzen zu können.

7.3 Erfassung des Abstroms von Feldreben Richtung Hardwald unter heutigen Bedingungen

Ein heutiger Schadstofftransport aus dem Bereich Feldreben in Richtung W und NW ist noch nicht im Detail untersucht. Durch genaue Kenntnis der Grundwasserflussrichtungen in diesem Bereich kann die Herkunft der im Westen des Hardwaldes leicht erhöhten Schadstoffkonzentrationen wesentlich besser beurteilt werden. Ein Markierversuch stellt dabei eine sinnvolle Massnahme dar.

Dazu müssen an geeigneten Stellen unter geeigneten Bedingungen bezüglich der Rheinwasserinfiltration (geringe Infiltrationsrate oder temporäres Abstellen) Markierstoffe im Bereich der Deponie Feldreben in das Grundwasser gegeben werden. Die folgende Grundwasserbeprobung sollte mit Schwerpunkt im Bereich des westlichen Hardwaldes stattfinden, gegebenenfalls unter Verwendung neu erstellter Messstellen (s.o.), welche eine Beprobung unterschiedlicher Grundwasserstockwerke erlauben. Ergebnisse der zurzeit durchgeführten numerischen Modelle sollten in die Planung des Versuches einbezogen werden.

7.4 Verringerung der Schadstoffgehalte im Trinkwasser

Falls solche Massnahmen nicht ohnehin schon durchgeführt werden, sollte geprüft werden, ob und wie die Schadstoffkonzentrationen im Mischwasser (=Trinkwasser vor Aufbereitung) der Hardwasser AG durch Massnahmen wie Abschalten von Brunnen oder Optimierungen beim Pumpbetrieb verringert werden können. Damit könnten die Standzeiten der Aktivkohlefilter bei der Aufbereitung des Grundwassers verlängert werden. Es sollte geprüft werden, ob solche Massnahmen auch für die Pumpwerke der Gemeinde Muttenz infrage kommen.

Das an der Universität Basel entwickelte numerische Grundwassermodell [95] kann dabei eine Grundlage darstellen. Das heute vorhandene Grundwassermodell soll dazu wie geplant instationär kalibriert werden. Danach sollen verschiedene Szenarien der Grundwasseranreicherung und -entnahme gerechnet werden. Dadurch erhöht sich die Sicherheit bei der Interpretation der analytischen Grundwassermessungen, der Betrieb der Hardwasser AG kann unter Umständen optimiert werden und Auswirkungen zukünftiger Nutzungsänderungen im Raum Muttenz können aufgezeigt werden.

7.5 Überprüfung der Modellvorstellungen

Mit dem in Kapitel 6 beschriebenen hydrogeologischen Modell der Schadstoffausbreitung im Hardwald können die heute zu beobachtenden Schadstoffverteilungen plausibel erklärt werden. Es sollte, wie oben unter Punkt 4 beschrieben, mit einem generischen numerischen Modell geprüft werden, ob das (konzeptuelle) hydrogeologische Modell, welches zum Teil auf Annahmen zu Mobilitäten von Schadstoffen beruht, bestätigt werden kann.

Baden, 09. September 2009

Matousek, Baumann & Niggli AG

Dr. Volker Lützenkirchen

Dr. Andrea Baumann

Verwendete Unterlagen

- [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] Kataster der belasteten Standorte Basel-Landschaft, Auszug aus eva3-Datenbank: Betriebsstandorte und Altlastenverdachtsflächen, Phase Ersterfassung, Stand 23.05.2006.
- [8] Untersuchung von belasteten Standorten, Technische Untersuchung. – SBB Proj. Nr. 0045: Pool MuttENZ, Gruppe 2, Deponiestandorte und Gruppe 3, Betriebsstandorte, 28.03.2007.
- [9] 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.
- [10] Peripheriemessungen Hardwald, durchgeführt von der Hardwasser AG. – Resultate der Jahre 1997, 1998, 2000, 2001, 2003, 2005.
- [11] Grundwasseruntersuchungen Deponien MuttENZ, Untersuchungsetappe II: Trinkwasser Einzelstoffanalytik, Messkampagnen März, Juni und Juli 2006. – Prüfbericht RWB laboratoire SA, April 2007, Dossier 03E52.
- [12] Grundwasseruntersuchungen Deponien MuttENZ, Untersuchungsetappe II: Trinkwasser Screenings, Messkampagnen März, Juni und Juli 2006. – Prüfbericht RWB laboratoire SA, April 2007, Dossier 03E52.
- [13] Jahres- und Monatsberichte der Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein (<http://www.aue.bs.ch/fachbereiche/gewaesser/rheinberichte.htm>).
- [14] 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).
- [15] Interview mbn mit Herrn U. Rohr, IG DRB, Norvartis International AG, 27.04.2007.
- [16] Interview mbn mit Herrn Dr. K. Jäggi, Kantonales Labor BL, 02.05.2007.
- [17] Interview mbn mit den Herren W. Märki und Th. Gabriel, Hardwasser AG, Hardwasser AG.
- [18] Interview mbn mit Herrn Dr. R. Hürzeler, IG DRB, Ciba Spezialitätenchemie AG, 07.05.2007.
- [19] Interview mbn mit Herrn J. Fleck, Frau E. de Haas, Herrn H. Herberg, Herrn W. Otto, alle Landratsamt Lörrach, Deutschland; ausserdem anwesend: Herr A. Auckenthaler AUE Basel-Landschaft, 01.06.2007.
- [20] Ablauf der Erkundung und geplante Sanierung der "Hirschackergrube". - Präsentation E. de Haas, LRA Lörrach, Fachbereich Umwelt, 17.04.2007.
- [21] Wittmann O., Hauber L., Fischer H., Rieser A. & Staehelin P (1970): Geologischer Atlas der Schweiz Blatt Basel, Nummer 59.
- [22] Bitterli - Brunner P., Fischer H. & Herzog P.(1984): Geologischer Atlas der Schweiz Blatt Arlesheim, Nummer 80.
- [23] Farbenspiel - Ein Jahrhundert Umweltnutzung durch die Basler chemische Industrie. - M. Forter, Chronos Verlag Zürich, 2000.

- [24] Hardwasser AG (2006): Hardwasser ist Trinkwasser – Wasseruntersuchungen 2006, Dokument-Nr. 80_56_Spurenst2_006.doc.
- [25] 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.
- [26] SBB Serviceanlage Muttenz/BL - Ölverunreinigung des Grundwassers im Frühjahr 2006, Massnahmen zum Schutz des Grundwassers, Schlussbericht. – Holinger AG, 06.11.2006, E-1540.1819/BID/HUG.
- [27] Telefonische Besprechung mit Paul Kuhn, SBB AG, Verantwortlicher Sicherheitsrisiken. – 07.06.2007.
- [28] Besprechung mit Herrn Heinz Argenton, AUE BL, Abteilung Boden- und Gewässerschutz, 04.04.2007.
- [29] 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.
- [30] 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.
- [31] AUE BL Jahresbericht 2005.
- [32] AUE BL Jahresbericht 2006.
- [33] Stieglitz, Roth. Kühn, Leger (1976): Das Verhalten von Organohalogenverbindungen. - Vom Wasser 47, S. 347-377.
- [34] Hansjörg Schmassmann: Grundwasseruntersuchungen Muttenz; Arbeitspapier zu einer Besprechung der bisherigen Ergebnisse, Wasserwirtschaftsamt Kanton Basel-Landschaft, Liestal 7.4.1981.
- [35] Rapport sur analyse des echantillons Brunnen, prélevés le 01 Mars 2006. - Analyses Suez Environment im Auftrag von Greenpeace Schweiz.
- [36] Rapport sur analyse des echantillons Brunnen, Rheinwasser et eau minerale prélevés le 07 Mai 2006. – Analyses Suez Environment im Auftrag von Greenpeace Schweiz.
- [37] Untersuchungsergebnisse Trinkwasserqualität im Jahre 2006, Einzelparameter. – Wasserlabor IWB, 22.03.2007.
- [38] Bericht über die Schadstoff-Untersuchungen im Rhein und im Trinkwasser im Jahre 1979. – IWB, 06. August 1980.
- [39] Gesundheitliche Risikobewertung der Trinkwasser-Rückstände in der Muttenzer Hard. – Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Lebensmittelsicherheit, 26.07.2006, <http://www.bag.admin.ch/themen/ernaehrung/00171/03117/index.html?lang=de>.
- [40] Toxicological profile for hexachlorobutadiene. – U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Mai 1994; www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp42.pdf.
- [41] Fields, J.A. und Sierra-Alvarez, R. (2004): Biodegradability of chlorinated solvents and related chlorinated aliphatic compounds. – Science dossier, Euro Chlor, University of Arizona.
- [42] Grundwassermodell Hardwald, Modellaufbau und Kalibrierung. - TK-Consult und Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Basel, August 1997.
- [43] Jahresberichte des Sicherheitsinspektorates des Kantons Basel-Landschaft. - Bericht 2005: <http://www.ngbl.ch/docs/parl-ik/berichte/2006/2006-040a.htm>.
- [44] Deponie Margelacker Muttenz / BL, Grundwasserüberwachung; Stand 2006, Beurteilung der Untersuchungsergebnisse nach AltIV, 30.03.2007, SO 966J.
- [45] 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.
- [46] Verordnung über die Beförderung gefährlicher Güter auf der Strasse (SDR). - <http://www.astra.admin.ch/themen/schwerverkehr/00246/index.html?lang=de>.

- [47] 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.
- [48] Analyse von 11 Wasserproben auf polychlorierte Biphenyle (PCB); Bestimmung der 7 Indikator PCB und der 12 WHO-PCB. – Prüfbericht Nr. 1501 060419 P01, mas GmbH Münster (D), 31.10.2006. Mit Begleitbrief vom 01.11.2006 von Prof. Dr. Oehme, Institut für angewandte analytische Chemie, Arlesheim.
- [49] Grundwasserqualität im Raum Birsfelden-Muttenz-Schweizerhalle, Erkenntnisse und Ungeheimheiten aus einem Markierungsexperiment sowie aus spurenanalytischen Grundwasseruntersuchungen. - Wasserwirtschaftsamt Kanton Basel-Landschaft, Gewässerschutzlaboratorium Dr. B. Hurni, 15.02.1980.
- [50] Abriss der Ingenieurgeologie – H. Prinz und R. Strauss, 4. Auflage, 2006, Spektrum Verlag.
- [51] Umweltbericht beider Basel 2007, Störfallvorsorge Verkehrsweg Strasse. - <http://www.umweltberichtbeiderbasel.ch/Stoerfallvorsorge-Verkehrsweg-Strasse.52.0.html>.
- [52] 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.
- [53] Der Regierungsrat des Kantons Basel-Landschaft an den Landrat betreffend schriftliche Beantwortung der Interpellation von Landrätin Florianne Koechlin bezüglich Giffässer in Muttenz (79/125). – 05.November 1979.
- [54] Fetter, C.W. (2001): Applied Hydrogeology. – Vierte Auflage 2001, Internationale Ausgabe, , Pearson Education International.
- [55] Stupp, H.-D., Bakenhus, A. und Lorenz, D. Grundwasserverunreinigungen durch CKW, Entwicklungen des Kenntnisstandes über vier Jahrzehnte. <http://dscweb.de/Publikationen/Grundw-CKW/gw-ckw.htm>.
- [56] Stupp, H.-D., Bakenhus, A., Gass, M., Schwaar, I. und Lorenz, D. (2006): Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser - Grundwassertransport und Fahnenlängen –Altlasten Spektrum 5/2006.
- [57] Grundwassergleichen der Hardwasser AG für die Stichtage 23.03.2004, 13.04.2004, 13.07.2007, 18.04.2006, 26.06.2006.
- [58] 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.
- [59] Medienmitteilung der IWB, 23.01.2007: "Erfolgreiche Trinkwasserüberwachung". - http://www.iwb.ch/de/medien/mitteilung.php?ID_news=246.
- [60] Grundwasser-Überwachungsprogramm. Ergebnisse der Beprobung 2006. - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Juli 2007. <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/30330/>.
- [61] Industrielle Werke Basel: Analysedaten vom 11.01.2007 sowie 22.01.2007: Grundwasser Hard, Grundwasser Lange Erlen, Prüfberichte.
- [62] http://www.iwb.ch/media/Wasser/Dokumente/Qualitaetsdaten/analysedaten_tzw_070111.pdf.
- [63] http://www.iwb.ch/media/Wasser/Dokumente/Qualitaetsdaten/analysedaten_tzw_070122.pdf.
- [64] 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.
- [65] <http://www.unece.org/env/popsxg/2000-2003/hcbd.pdf>.
- [66] 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.

- [67] http://nfp-at.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/bridge/library?!=/deliverables/bridge_deliverable/deliverable_ch678910pdf/_EN_1.0_&a=d
- [68] Naqua-Grundwasserqualität in der Schweiz 2002/2003. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft und Bundesamt für Wasser und Geologie BWG (heute BAFU), Bern 2004.
- [69] <http://www.bafu.admin.ch/php/modules/shop/files/pdf/phpRTxi6.pdf>.
- [70] Montgomery, J.H. (1996): Groundwater chemicals desk reference. – 2nd Edition, Lewis Publishers.
- [71] Gesundheitliche Risikobewertung der Kontaminanten im Trinkwasser aus vier Trinkwasserbrunnen, Muttenz, Messkampagne 2006. – Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Lebensmittelsicherheit, 18.06.2007.
- [72] Forter, M. (2007): Chemiemüll und Trinkwasser in Muttenz 1957-2007. - Studie im Auftrag des Forums besorgter TrinkwasserkonsumentInnen (FbTK) und Greenpeace Schweiz, 12.02.2007
- [73] Deponie Feldreben Muttenz / BL, Altlastenvoruntersuchung, Technische Untersuchung, 2. Etappe 2006; inkl. Beilagenbände B1 und B2. – Sieber Cassina + Partner AG, SO 966G, 24.09.2007.
- [74] Deponie Rothausstrasse Muttenz / BL, Altlastenvoruntersuchung, Technische Untersuchung, 2. Etappe 2006; inkl. Beilagenband B2. – Sieber Cassina + Partner AG, SO 966G, 24.09.2007.
- [75] Schlussbericht Deponien Feldreben und Rothausstrasse: Gefährdungsabschätzung. – Sieber Cassina + Partner AG, FoBIG GmbH, Tecova AG, SO966H2, 04.10.2007.
- [76] 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.
- [77] 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.
- [78] Domenico, P. A. and F. W. Schwartz (1998): Physical and Chemical Hydrogeology. New York, John Wiley and Sons.
- [79] Cohen, R. M., J. W. Mercer, et al. (1993): DNAPL site evaluation, CK Smoley Boca Raton, FL.
- [80] Hydrogeologische Verhältnisse im Gebiet der Trinkwassergewinnung Hardwald (Muttenz, Kt. BL). Synoptische Darstellung des aktuellen Wissensstands sowie Empfehlungen für die langfristige Nutzung. – Matousek, Baumann & Niggli AG, Bericht W1482B vom 4. September 2008.
- [81] Datensatz mit wöchentlichen Pegelmessungen der Hardwasser AG zwischen dem 03.12.2008 und 26.01.2009 (Pegelmessungen_gwshard_0712-0901.xls).
- [82] Killops, S. D. and V. J. Killops (2005): Introduction to organic geochemistry, Blackwell Publishing.
- [83] Forter, M.: Plädoyer für einen regionalen Grund- und Trinkwasserschutz in der Muttenzer Hard - Stellungnahme zu den Abschlussberichten der Chemiemülldeponien Feldreben, Rothausstrasse und Margelacker in Muttenz. Im Auftrag von Greenpeace Schweiz zu Händen des Amtes für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft., 27.02.2008.
- [84] 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.badischezeitung.de/multimedia/pdf/sanierung-hirschacker.pdf>
- [85] 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.
- [86] Lide, D. R. and G. W. A. Milne (1994): Handbook_of data on organic compounds, CRC Press.

- [87] 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.
- [88] Fetzner, S. (1998): Bacterial dehalogenation, Springer. 50: 633-657.
- [89] Janssen, D. B., Dinkla, I. J. T. et al. (2005): Bacterial degradation of xenobiotic compounds: evolution and distribution of novel enzyme activities. 7: 1868.
- [90] Smidt, H., de Vos, W. M. (2004): Anaerobic microbial dehalogenation, Annual Reviews.
- [91] Dolfing, J. (2003): Thermodynamic considerations for dehalogenation, Springer: 89–114.
- [92] 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.
- [93] Fetter, C. W. (2008): Contaminant hydrogeology, Waveland Press, Inc.
- [94] Howard, P. H. (1991): Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals, CRC press.
- [95] 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.
- [96] Schwarzbauer, J. (2006): Organic contaminants in riverine and groundwater systems: aspects of the anthropogenic contribution. Berlin, Springer: 464.

Beantwortung der gestellten Fragen

1. Welche neuen Erkenntnisse ergeben sich im Vergleich zu unserem Bericht vom September 2008 [80]?

Die wesentlichen Änderungen bezüglich der Erkenntnisse im Bericht mbn vom September 2008 [80] beziehen sich a) auf die Einschätzung des heutigen Schadstoffaustrags der Deponie Feldreben, b) auf den Beitrag des Rheinwasserinfiltrats zur heute zu beobachteten Belastung mit Tetrachlorbutadiens (TeCBD) im Hardwald sowie c) auf die Rolle des Auhafens als Schadstoffquelle für den Hardwald.

a) Die Auswertung neuer Daten insbesondere zu den Grundwasserfliessrichtungen vor Beginn der Rheinwasserinfiltration der Hardwasser AG im Jahr 1958 zeigt, dass in diesem Zeitabschnitt der grösste Teil der heutigen Schadstoffbelastung im Hardwald aus dem Abstrom der Deponien Feldreben und Rothausstrasse stammt. Heute erfolgt sehr wahrscheinlich keine Belastung des Grundwassers im Hardwald durch den Abstrom dieser Deponien. Eine geringe Unsicherheit verbleibt bezüglich eines heute nicht völlig auszuschliessenden, möglicherweise temporär unter bestimmten Bedingungen auftretenden Abstroms von Feldreben Richtung W des Hardwaldes.

b) Ein wesentlicher Teil des TeCBDs, welches heute im Hardwald nachgewiesen wird, stammt wahrscheinlich aus in den 1970er Jahren mit TeCBD belastetem Rheinwasser, welches über die Infiltrationsanlagen der Hardwasser AG in den Untergrund des Hardwaldes gelangte.

c) Der Auhafen stellt entgegen der Darstellung in [80] keine Ursache für die im Hardwald zu beobachtenden Schadstoffe dar.

2. Woher stammt das TeCBD im Hardwald und was ist die Ursache für dessen gleichmässige Verteilung?

Wie oben erwähnt, stammt ein wesentlicher Teil des heute im Hardwald vorhandenen TeCBDs (und Pentachlorbutadiens, PCBs) aus dem Rheinwasserinfiltrat. Durch die Infiltration und durch wechselnde Entnahmeraten bei den Brunnen wurde der Stoff gleichmässig verteilt, sodass die Konzentrations-Unterschiede in den Brunnen der Hardwasser gering sind.

3. Warum sind auch andere Schadstoffe wie Tetrachlorethen in den Brunnen der Hardwasser AG gleichmässig verteilt?

Die chlorierten Ethene und Butadiene, welche heute im Hardwald zu beobachten sind, gelangten grösstenteils vor 1958 in den Hardwald. Bis 1958 wechselten die

Grundwasserfliessrichtungen mehrfach durchgreifend (Abbildung 3, Abbildung 4, Abbildung 36, [95], sodass beim Schadstoffeintrag eine breite und recht gleichmässige Verteilung im Hardwald angenommen werden muss. Wechselnde Bedingungen bei Rheinwasserinfiltration und Grundwasserentnahmen nach 1958 tragen zur weiteren gleichmässigen Verteilung der im Untergrund vorhandenen Schadstoffe bei.

4. Für welche Stoffe ist eine Herkunft aus den Deponien denkbar, für welche scheint eine Herkunft aus anderen Quellen denkbar?

Es sind nur wenige Schadstoffe im Hardwald nachzuweisen, die nicht nur vereinzelt und lokal vorhanden sind. Tetrachlorethen, Trichlorethen und Hexachlorbutadien (HCBd) stammen grösstenteils aus dem Abstrom der Deponien Feldreben und Rothausstrasse vor 1958. Ein wesentlicher Anteil des PCBd und TeCBD stammen hingegen aus dem Rheinwasserinfiltrat der Hardwasser AG wahrscheinlich hauptsächlich während der 1970er Jahre. Geringe Konzentrationen einiger der genannten Schadstoffe sind auch heute noch im Rheinwasserinfiltrat nachweisbar. Diese liegen aber im Mittel deutlich unter denen im Grundwasser des Hardwaldes. Allfällig vorhandene, weniger stabile Schadstoffe werden offenbar meist auf dem Weg von den Infiltrationsgräben und –Weihern zu den Brunnen weitgehend abgebaut.

Bei Störfällen in Industriebetrieben mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Rheinwasser als Folge können Schadstoffe, je nach Persistenz der Stoffe (Stabilität) und Konzentration, bis in die Brunnen im Hardwald gelangen.

Darüber hinaus sind einige Schadstoffe weit verbreitet und können keiner einzelnen Ursache (Schadstoffquelle) zugeordnet werden. Dies trifft beispielsweise auf die Pflanzenschutzmittel oder PAKs in niedrigen Konzentrationen zu. Darüber hinaus sind vereinzelt Nachweise von n-Pentan, n-Hexan und Benzol im NW Hardwald wahrscheinlich auf eine geogene Herkunft zurückzuführen.

Die Herkunft von anderen im Grundwasser des Hardwaldes vorhandenen Schadstoffen aus anderen Quellen ist zumindest für die heutige Zeit nicht nachweisbar.

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

Seit 1975/1980 ist für den Hardwald eindeutig eine deutliche Abnahme der Schadstoffkonzentrationen von HCBd, PCBd, TeCBD, Tetrachlorethen, Trichlorethen festzustellen. Die heutige Schadstoffkonzentration im Trinkwasser der Zentrale West (vor Aufbereitung) beträgt im Vergleich zu 1975/1980 zwischen

2.1% (PCBD) und 5.4% (HCBD). In einzelnen Brunnen und Messstellen ist dieser Anteil etwas höher (siehe Abschnitt 4.10.2). Im Bereich der Deponie Feldreben ist bei Tetrachlorethen keine Abnahme der Konzentration im Florin-Brunnen (E.3/E.4) festzustellen, die Konzentration von Hexachlorethan beträgt ca. 62% und die von HCBD 21% des Wertes von 1980.

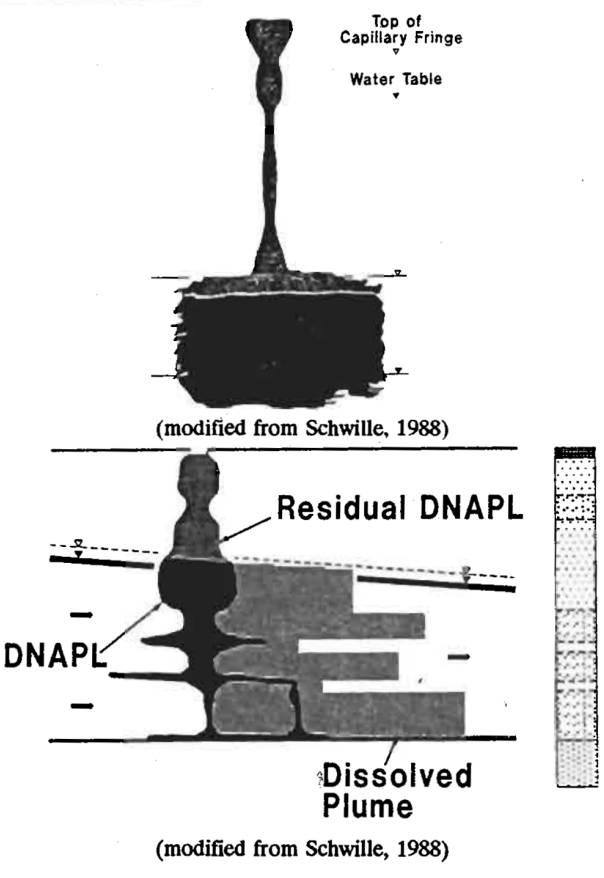
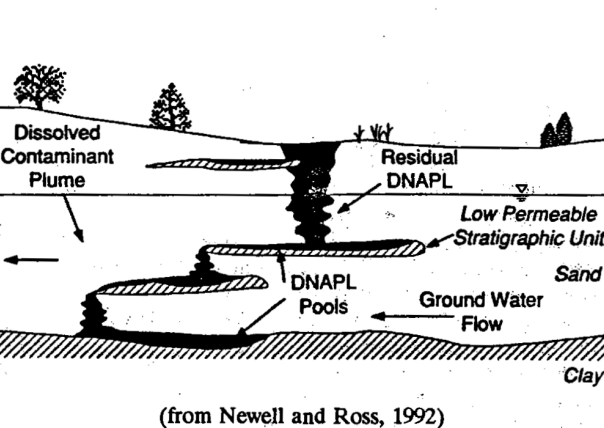
6. Gibt es Leitparameter resp. Leitstoffgruppen? Welche Parameter sollen in Zukunft wo überwacht werden?

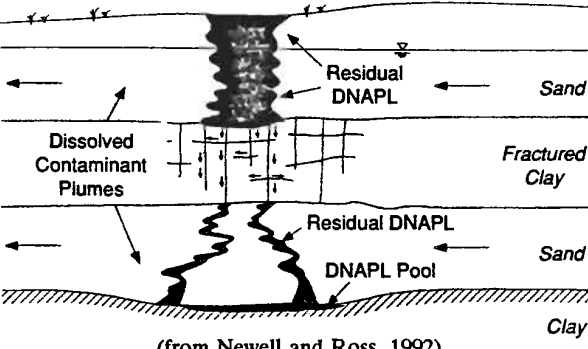
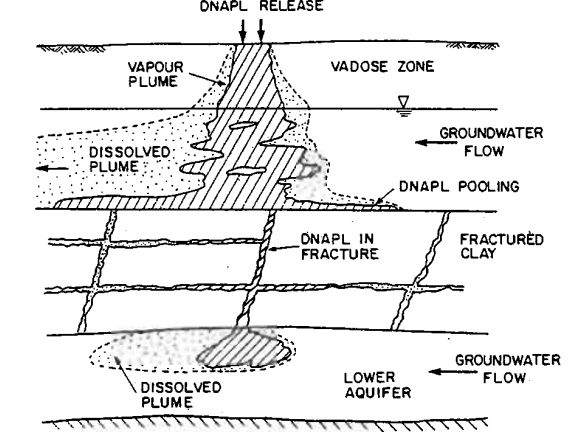
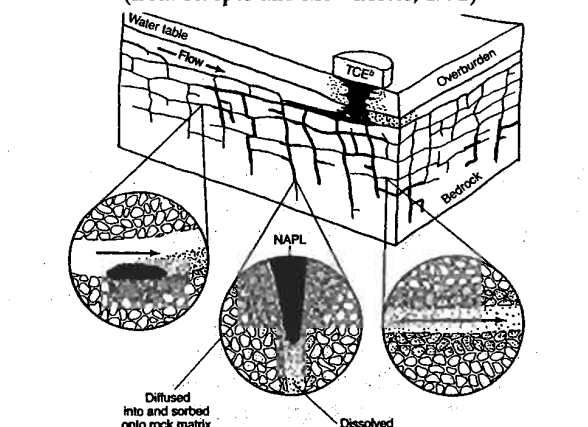
Unter Leitparametern können Stoffe verstanden werden, die typisch sind für eine bestimmte Schadstoffquelle, sodass anhand von Grundwasseranalysen die Ausbreitung und die Entwicklung des Abstromes überwacht werden kann. Für den Hardwald sind diese Voraussetzungen nicht gegeben, da die vorhandenen Schadstoffbelastungen grösstenteils Residuen von älteren Belastungen sind, welche zum einen nicht eindeutig mit einer Schadstoffquelle (z.B. Tetrachlorethen: Feldreben, aber auch Rothausstrasse und evtl. Hirschacker) im Zusammenhang stehen, zum anderen unter anderen Grundwasserverhältnissen als heute verfrachtet wurden.

Welche Parameter überwacht werden sollten, hängt stark von der Zielsetzung (Deponieabstrom / Trinkwasser) ab. Hinweise dazu finden sich in Abschnitt 7.

Konzeptionelle Modelle zur Ausbreitung von DNAPLs im Untergrund [79]

CASE	ILLUSTRATION
<p>Case 2: DNAPL Release to the Vadose and Saturated Zones</p> <p>If enough DNAPL is released at or near the surface, it can migrate through the vadose zone, overcome the capillary resistance provided by water-saturated pores at the capillary fringe, and sink into the saturated zone because it is denser than water. DNAPL migration will continue until the mobile DNAPL is trapped at residual saturation by capillary mechanisms and/or in pools above stratigraphic traps. Groundwater flowing past the trapped DNAPL leaches soluble components from the DNAPL, thereby creating a dissolved contaminant plume downgradient from the DNAPL zone. As with Case 1, water infiltrating from the source zone also carries dissolved chemicals to the aquifer and contributes further to the dissolved plume.</p>	<p>(from Kueper and Frind, 1991)</p>

CASE	ILLUSTRATION
<p>Focus: DNAPL spreading on the capillary fringe</p> <p>As demonstrated during experiments in porous and fractured media (Schwille, 1988), DNAPL penetration is resisted by the capillary fringe which results in lateral spreading.</p> <p>Focus: Effect of Layering on DNAPL penetration, residual saturation, and dissolved chemical migration</p> <p>Within the saturated zone, lateral spreading of DNAPL is promoted just above finer layers and generally increases with decreasing permeability and grain size. DNAPL saturation typically increases at the base of coarser layers overlying finer layers. The rate of dissolved chemical migration with groundwater increases with layer permeability.</p>	 <p>(modified from Schwille, 1988)</p> <p>(modified from Schwille, 1988)</p>
<p>Case 3: DNAPL Pools and Effect of Low-Permeability Capillary Barriers</p> <p>Mobile DNAPL will continue to sink downward until it is trapped at residual saturation (Cases 1 and 2) or until low-permeability stratigraphic units are encountered which create capillary barriers upon which DNAPL pools. In this figure, a perched DNAPL pool fills up and then spills over the lip of the low-permeability lens. The spill-over point (or points) can be some distance away from the original source, greatly complicating the process of tracking the DNAPL migration. Also see Figure 4-4.</p>	 <p>(from Newell and Ross, 1992)</p>

CASE	ILLUSTRATION
<p>Case 4: Composite Site</p> <p>In this case, mobile DNAPL migrates downward through the vadose zone, producing a dissolved chemical plume in the upper aquifer. Although a DNAPL pool is formed on the fractured clay unit, the fractures are large enough to permit vertical migration downward to the deeper aquifer (also see Case 5). DNAPL pools in a surface depression in the underlying capillary barrier and a second dissolved chemical plume is formed.</p>	 <p>(from Newell and Ross, 1992)</p>
<p>Case 5: Fractured Rock or Fractured Clay System</p> <p>DNAPL introduced into a fractured rock or fractured clay system follows a complex pathway based on the distribution of fractures in the original matrix. The number, density, size, and direction of the fractures often cannot be determined due to the heterogeneity of the fractured system and the lack of economical formation characterization technologies. Relatively small volumes of DNAPL can penetrate deeply into fractured systems due to the low retention capacity of the fractures and the ability of some DNAPLs to migrate through very small (<20 microns) fractures. Many clayey units act as fractured media with preferential pathways for vertical and horizontal DNAPL migration.</p> <p>Focus: DNAPL dissolution, dissolved chemical migration, and matrix diffusion in fractured media</p> <p>DNAPL contained in fractures will dissolve and be transported through the fracture network with groundwater, and will also diffuse into and sorb onto the porous inter-fracture matrix. Residual saturation and adsorbed chemicals both provide long-term sources for groundwater contamination.</p>	 <p>(from Kueper and McWhorter, 1992)</p>  <p>(from Mackay and Cherry, 1989)</p>

Zeitliche Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen

HCBD

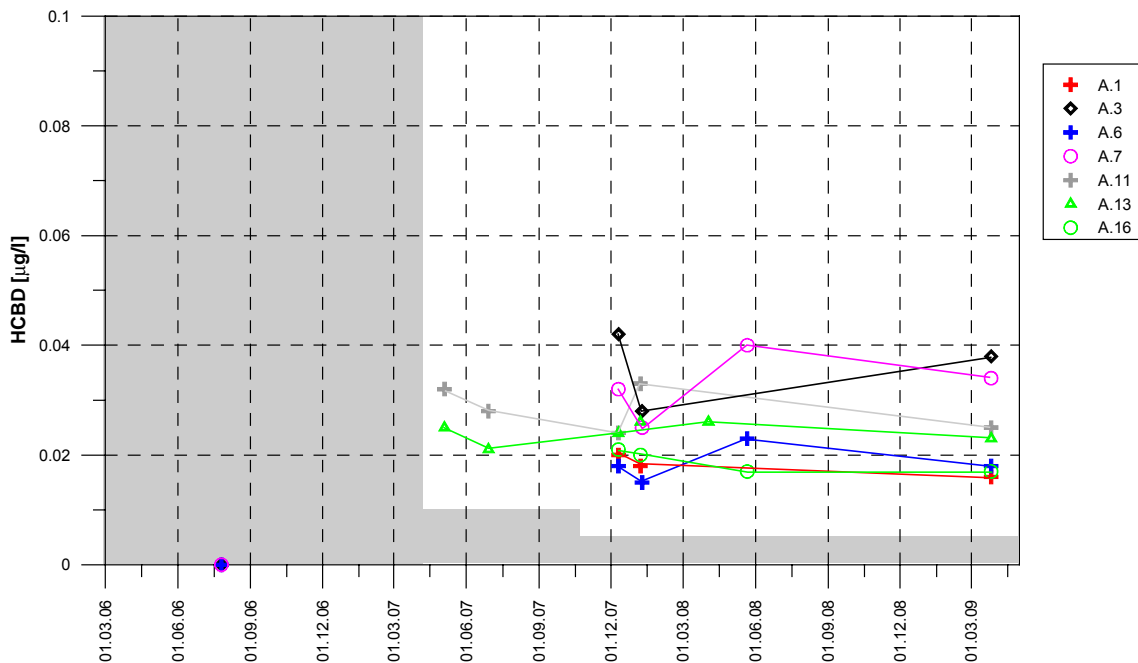


Abbildung 37: Zeitreihe HCBD Brunnen Hardwasser AG, Auswahl A.1-A.16.

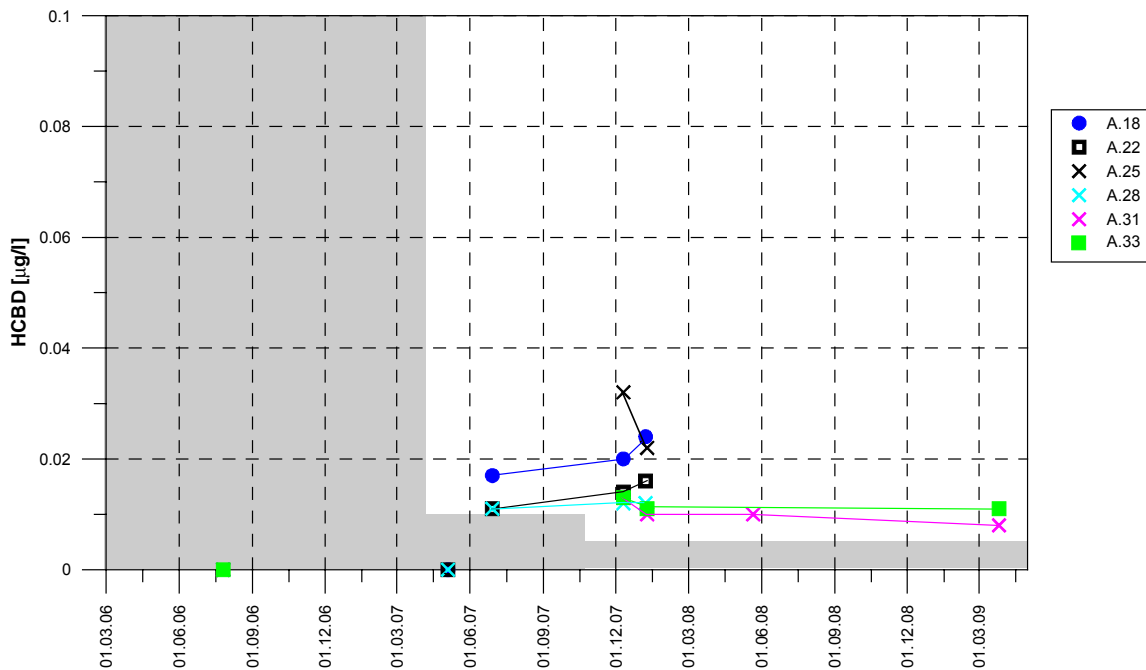


Abbildung 38: Zeitreihe HCBD Brunnen Hardwasser AG, Auswahl A.18-A.33.

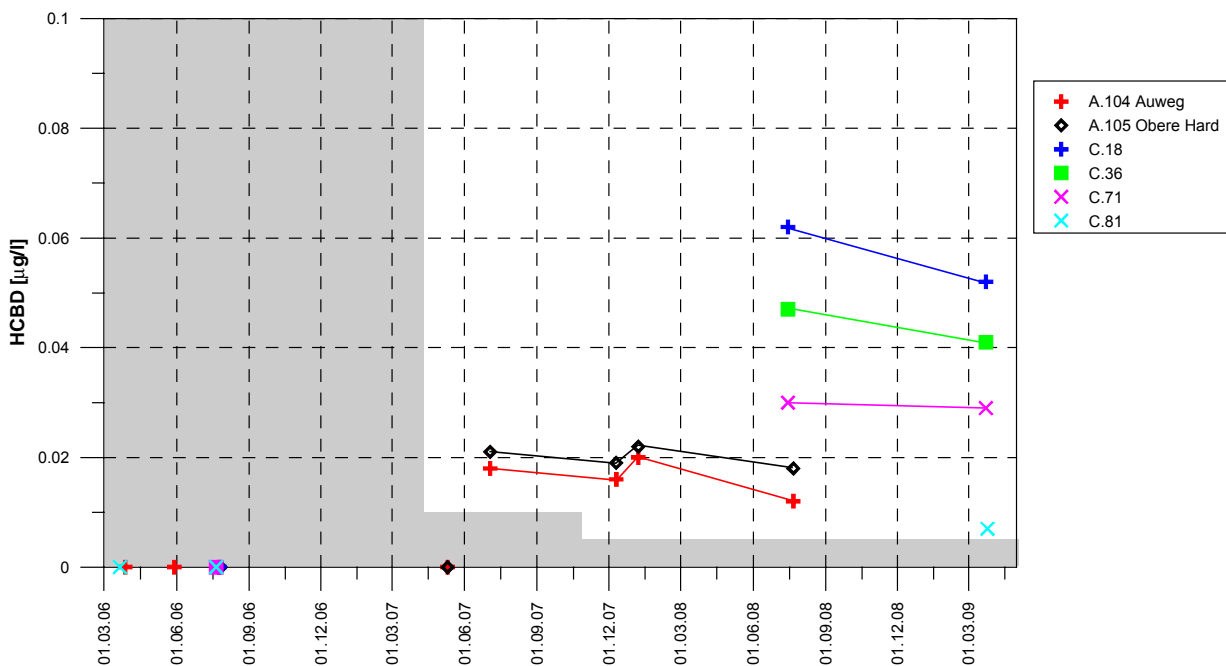


Abbildung 39: Zeitreihe HCBd Hardwald (1/2).

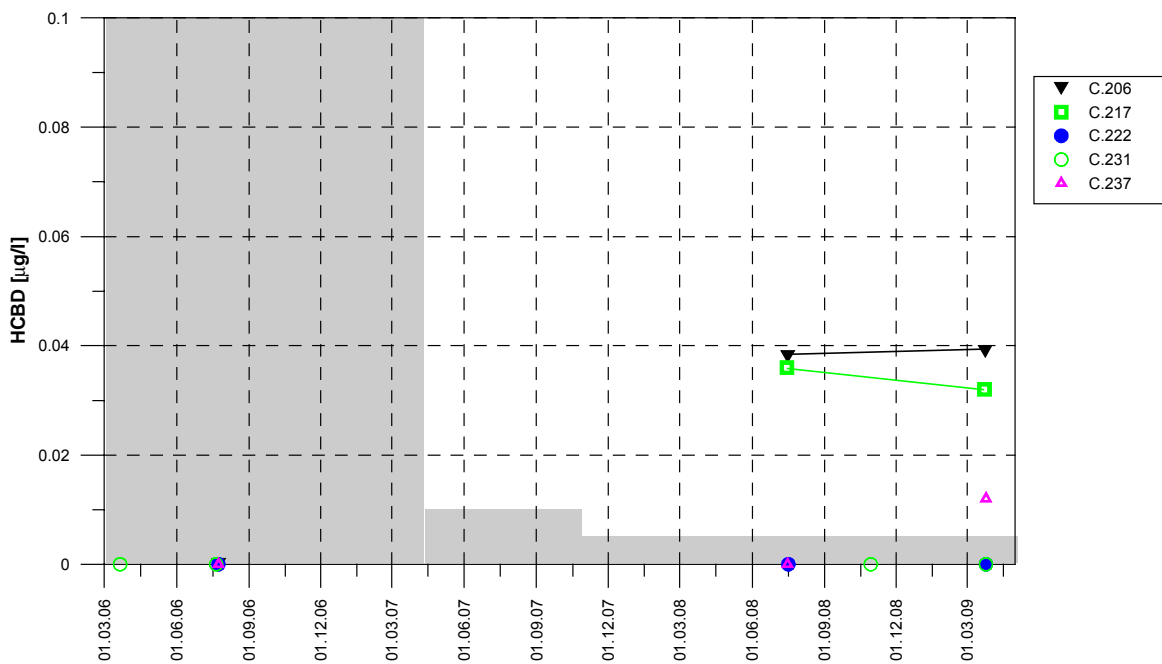


Abbildung 40: Zeitreihe HCBd Hardwald (2/2).

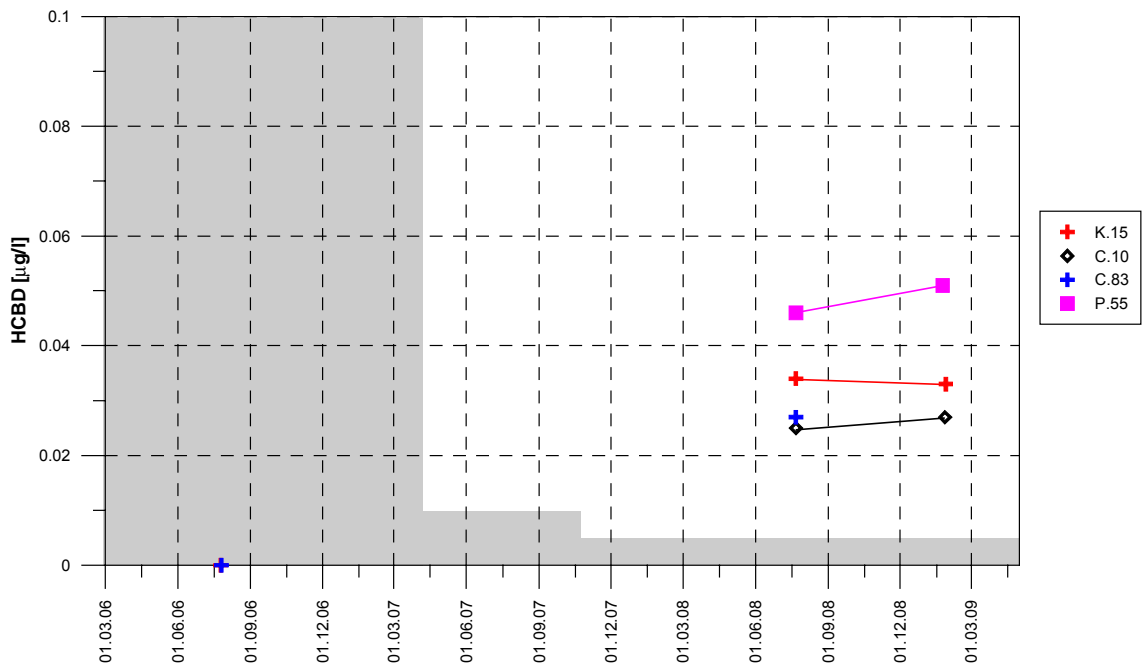


Abbildung 41; Zeitreihe HCB Auhafen.

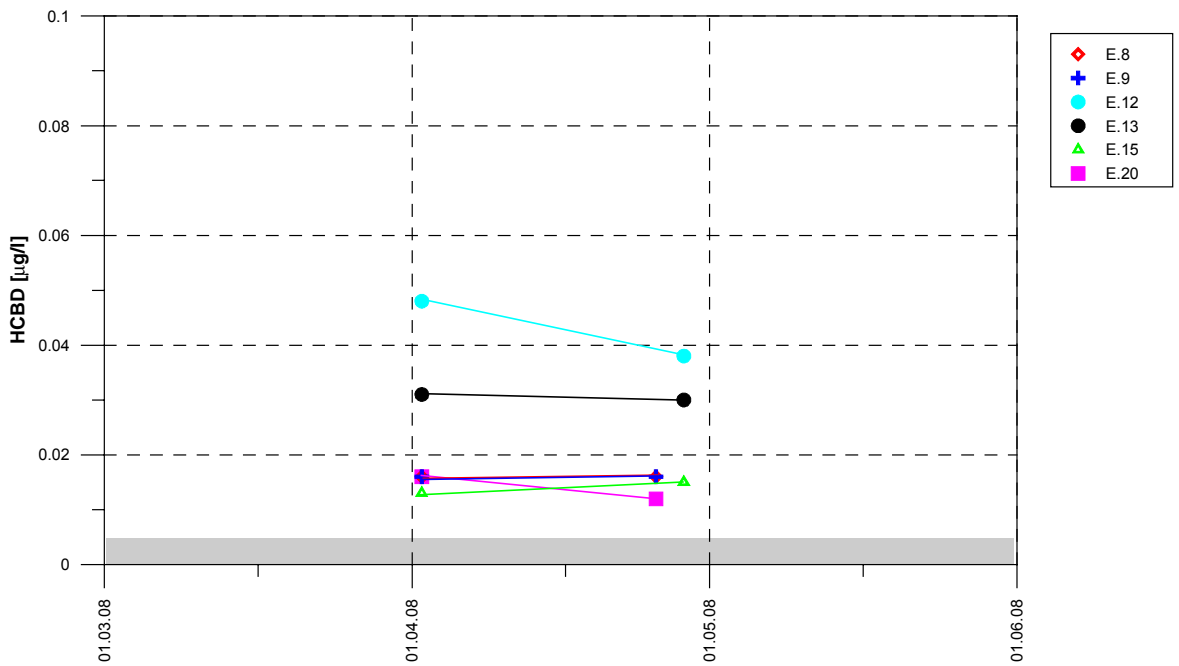


Abbildung 42: Zeitreihe HCB Schweizerhalle (1/2).

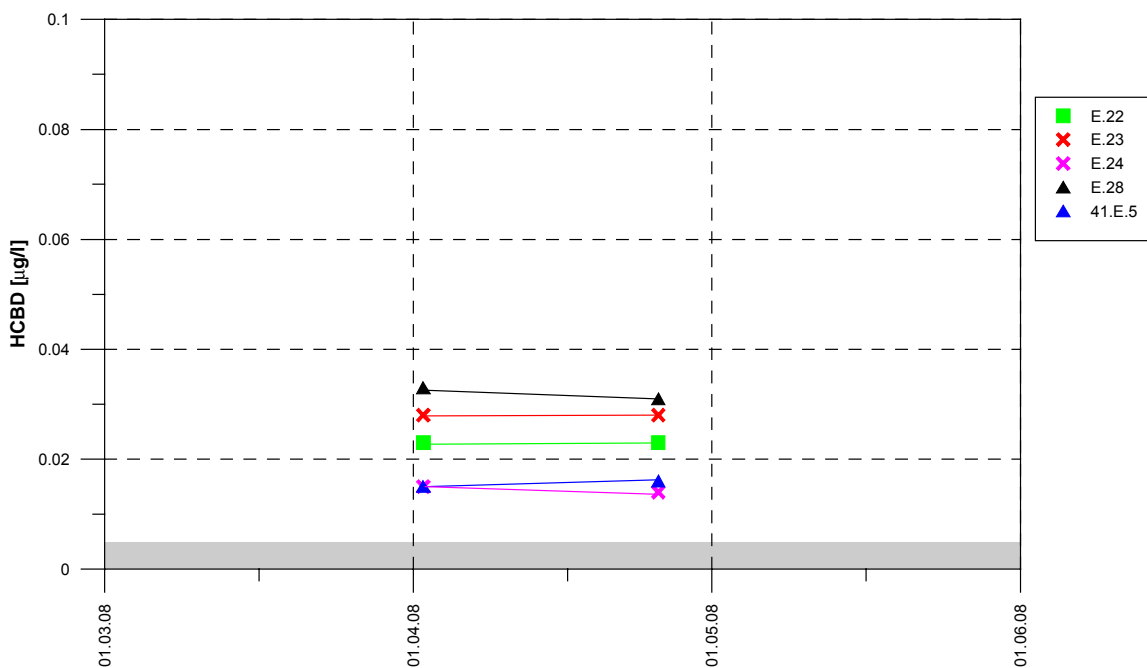


Abbildung 43: Zeitreihe HCBd Schweizerhalle (2/2).

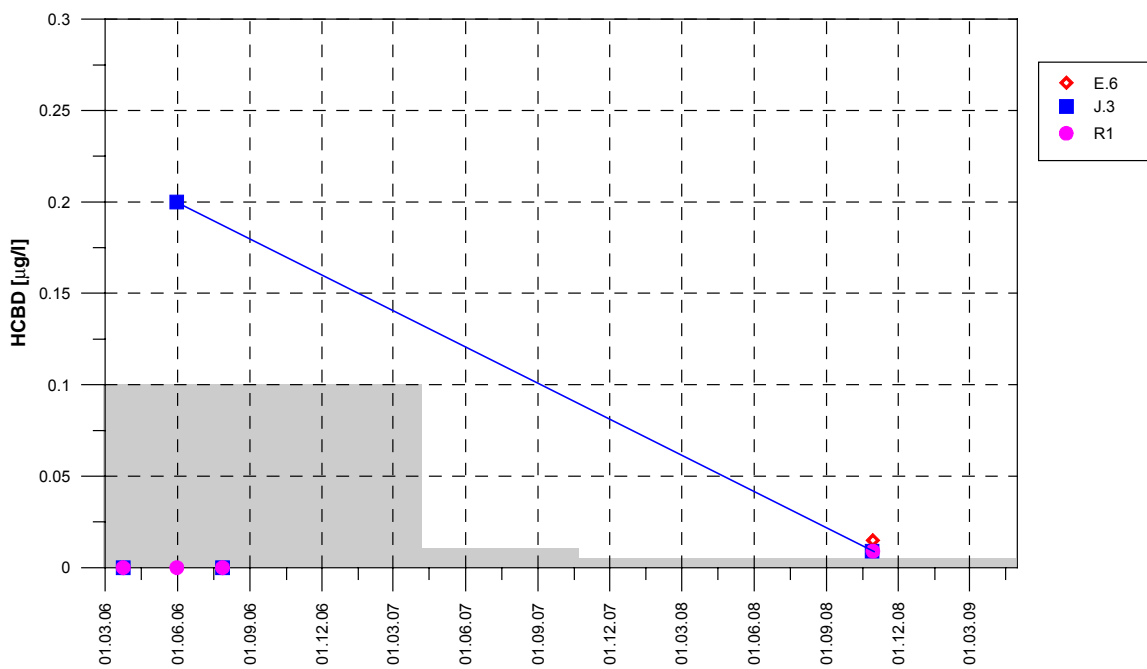


Abbildung 44: Zeitreihe HCBd Rothausstrasse.

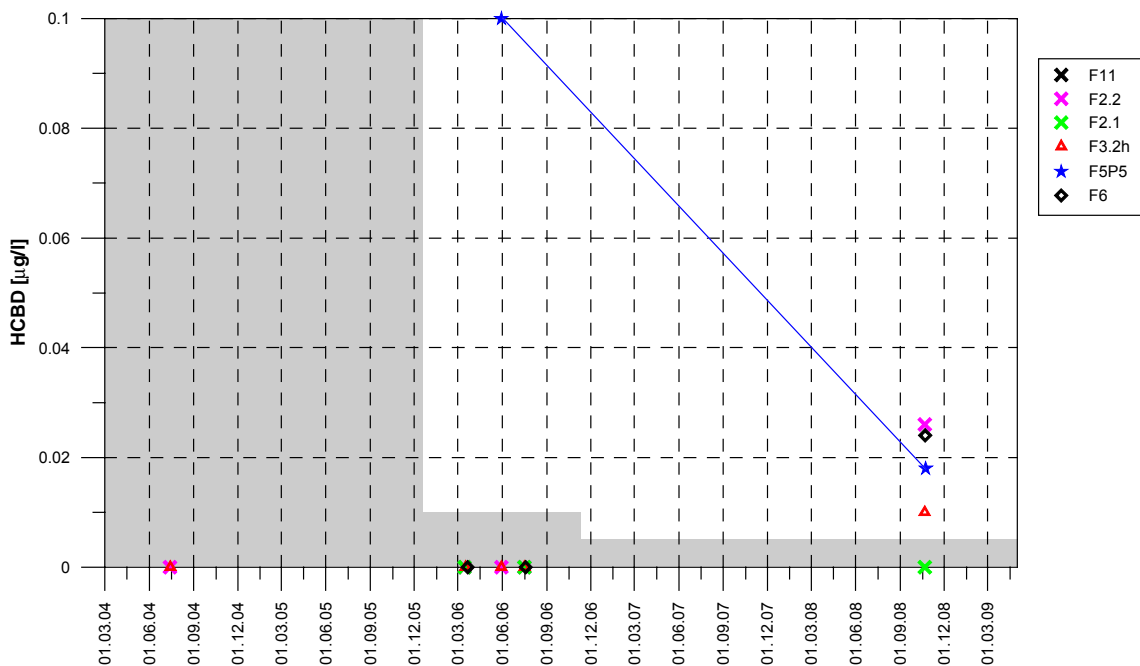


Abbildung 45: Zeitreihe HCBd Deponie Feldreben

TeCBD

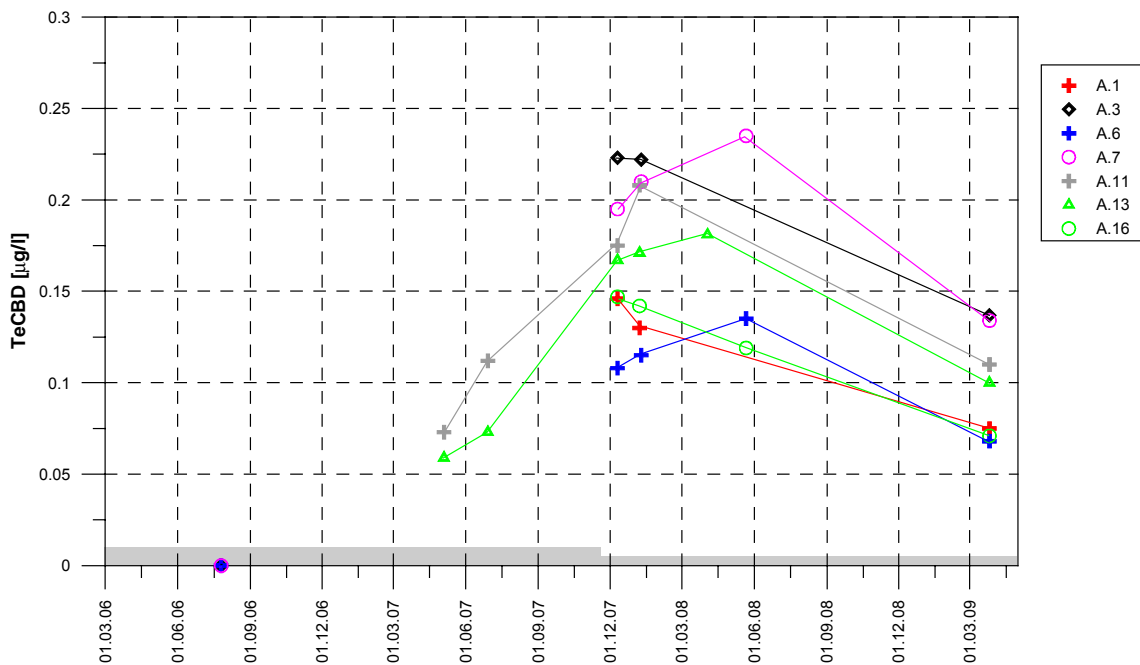


Abbildung 46: Zeitreihe TeCBD Brunnen Hardwasser AG, Auswahl A.1-A.16.

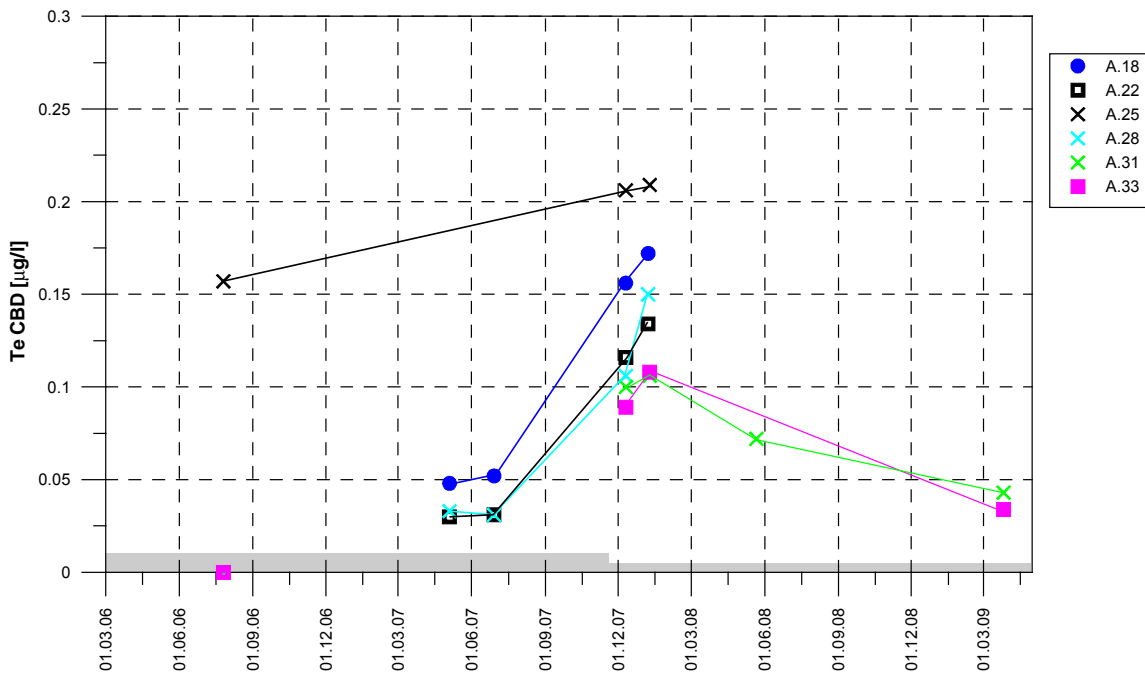


Abbildung 47: Zeitreihe TeCBD Brunnen Hardwasser AG, Auswahl A.18-A.33

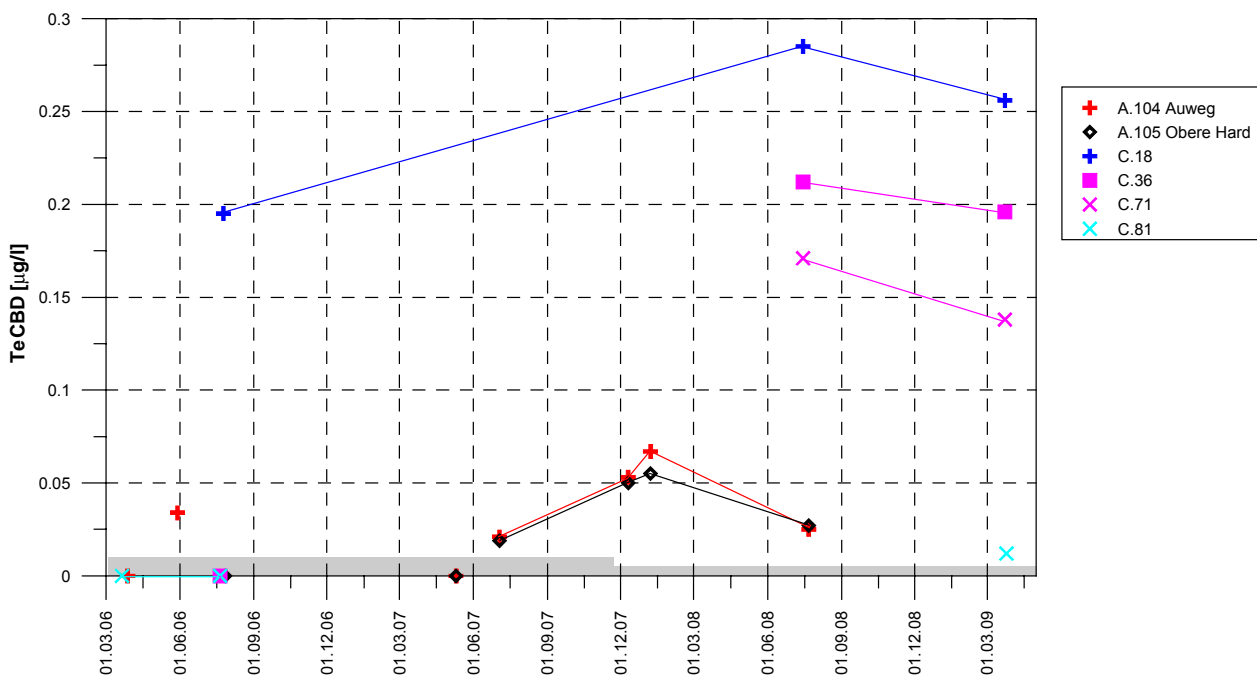


Abbildung 48: Zeitreihe TeCBD Hardwald (1/2).

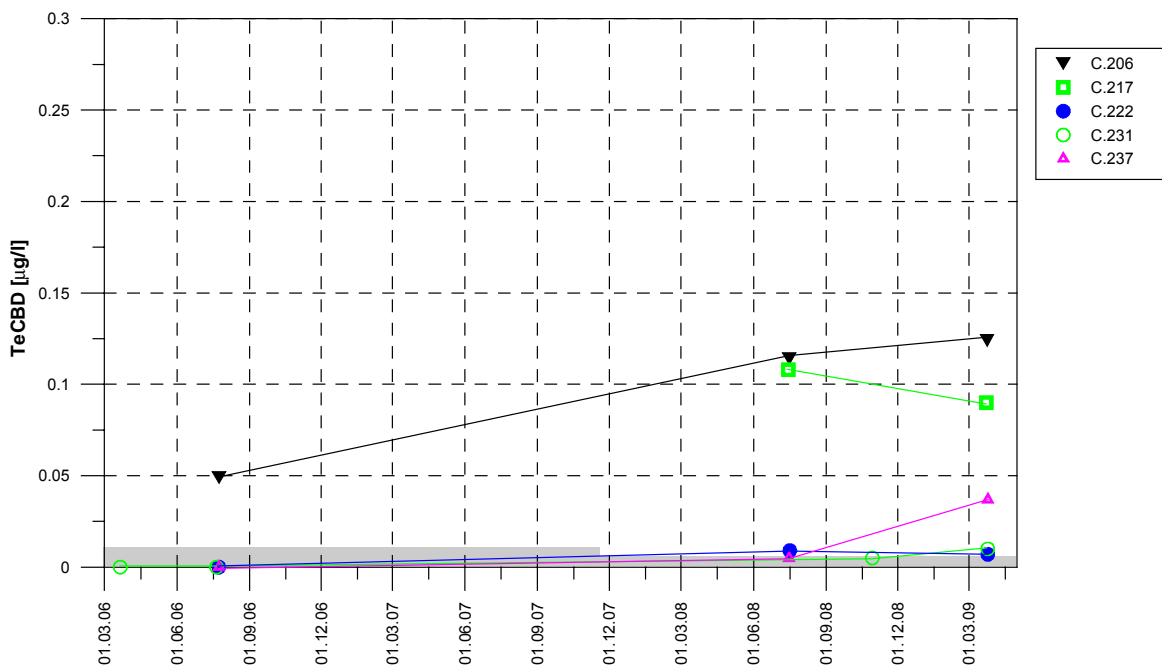


Abbildung 49: Zeitreihe TeCBD Hardwald (2/2).

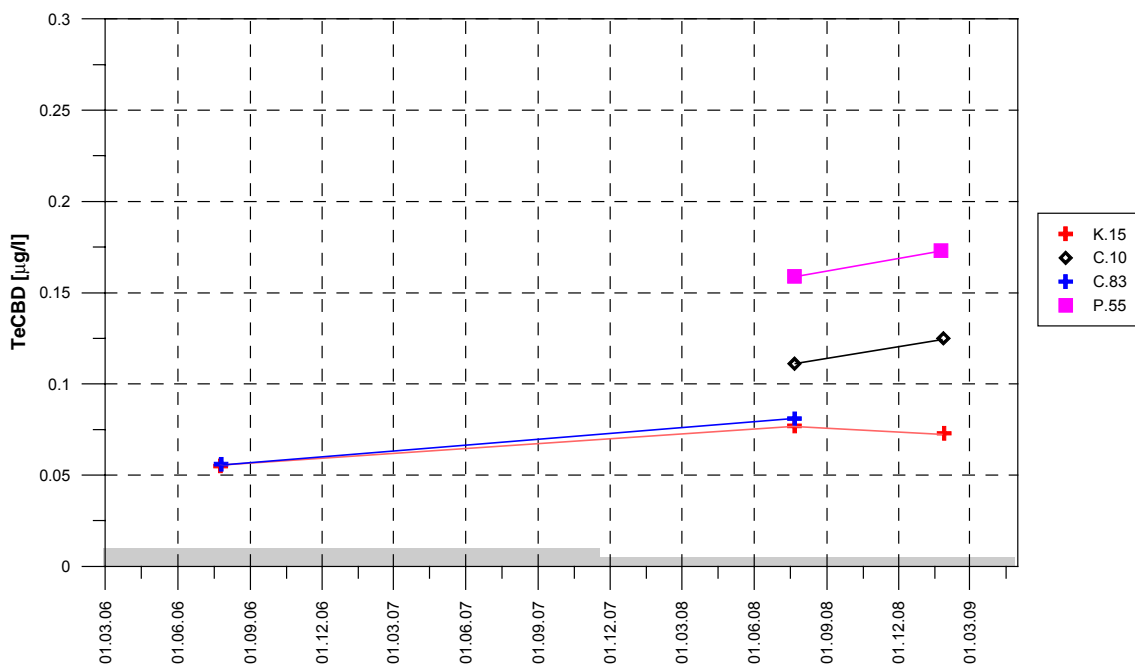


Abbildung 50: Zeitreihe TeCBD Auhafen.

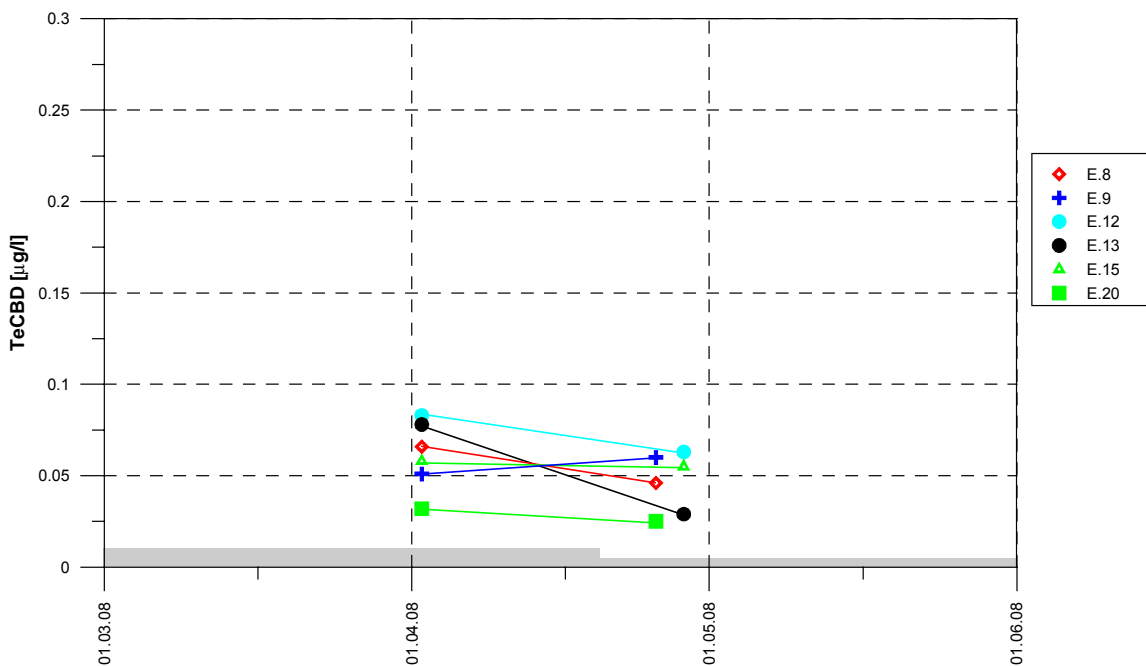


Abbildung 51: Zeitreihe TeCBD Schweizerhalle (1/2)

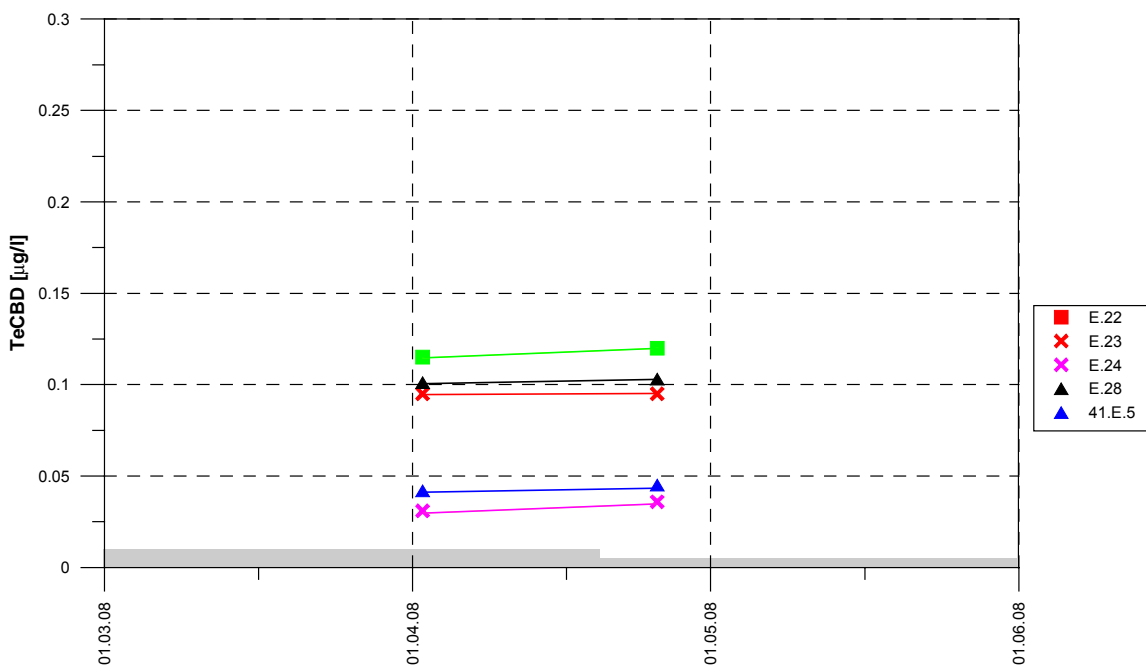


Abbildung 52: Zeitreihe TeCBD Schweizerhalle (2/2).

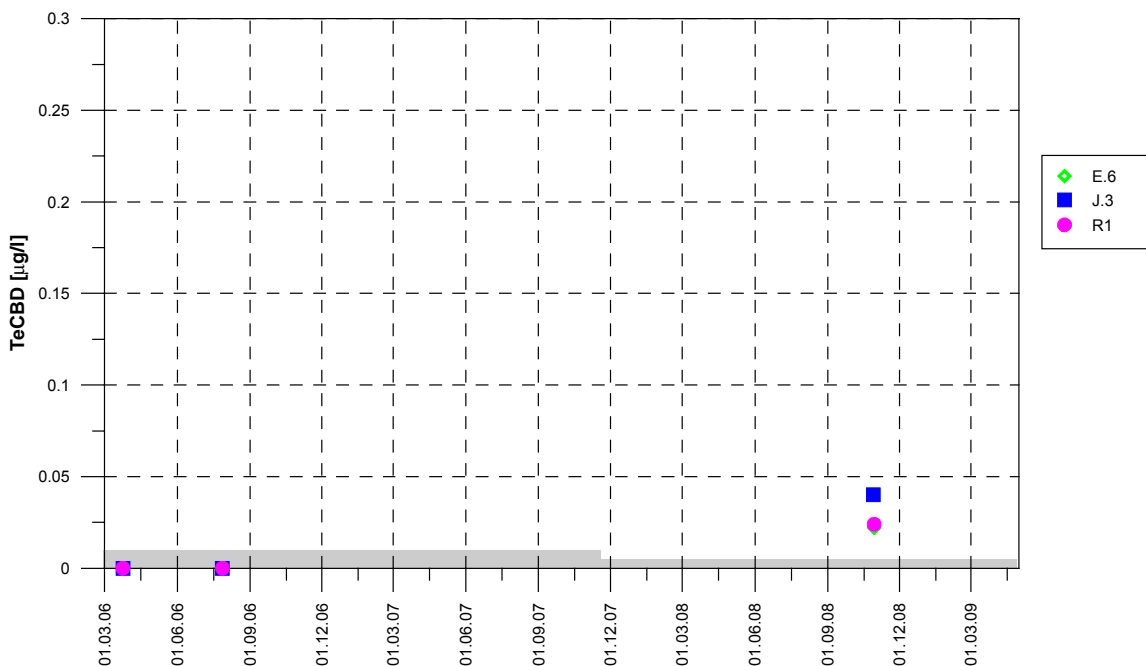


Abbildung 53: Zeitreihe TeCBD Rothausstrasse.

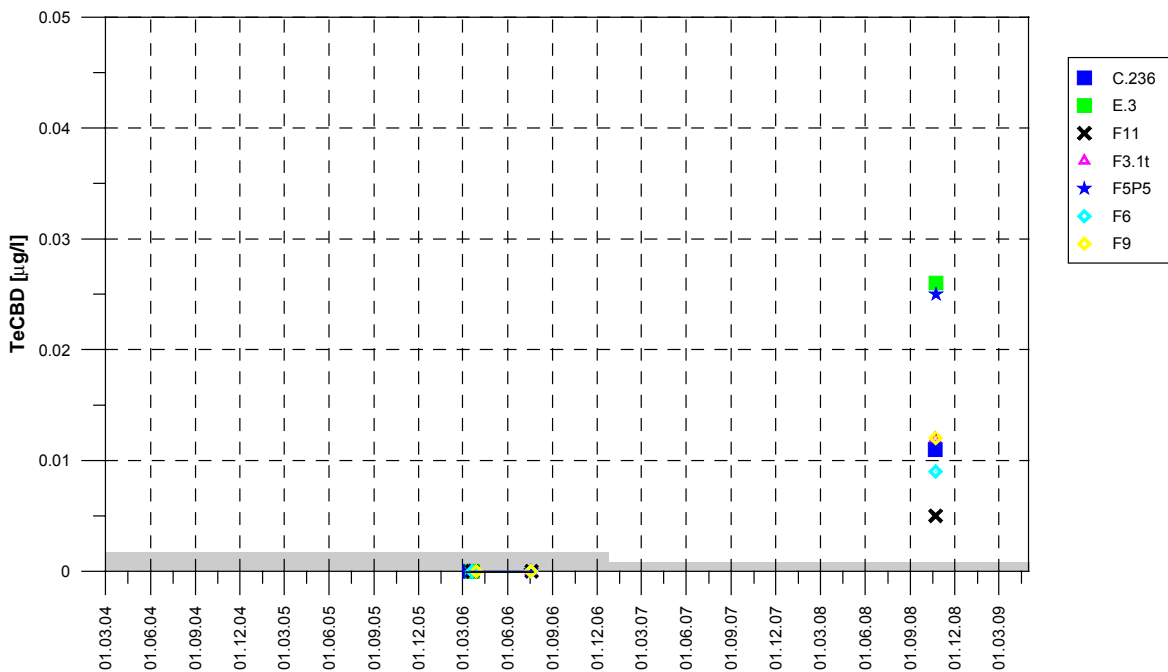


Abbildung 54: Zeitreihe TeCBD Feldreben.

Tetrachlorethen

Die Darstellungen der Zeitreihen für Tetrachlorethen unterscheiden sich etwas von denen für HCBd und TeCBD, da unterschiedliche Konzentrationsbereiche berücksichtig

sichtig werden mussten und insbesondere für die Deponien Feldreben und Rot-hausstrasse deutlich mehr Analysenergebnisse vorliegen.

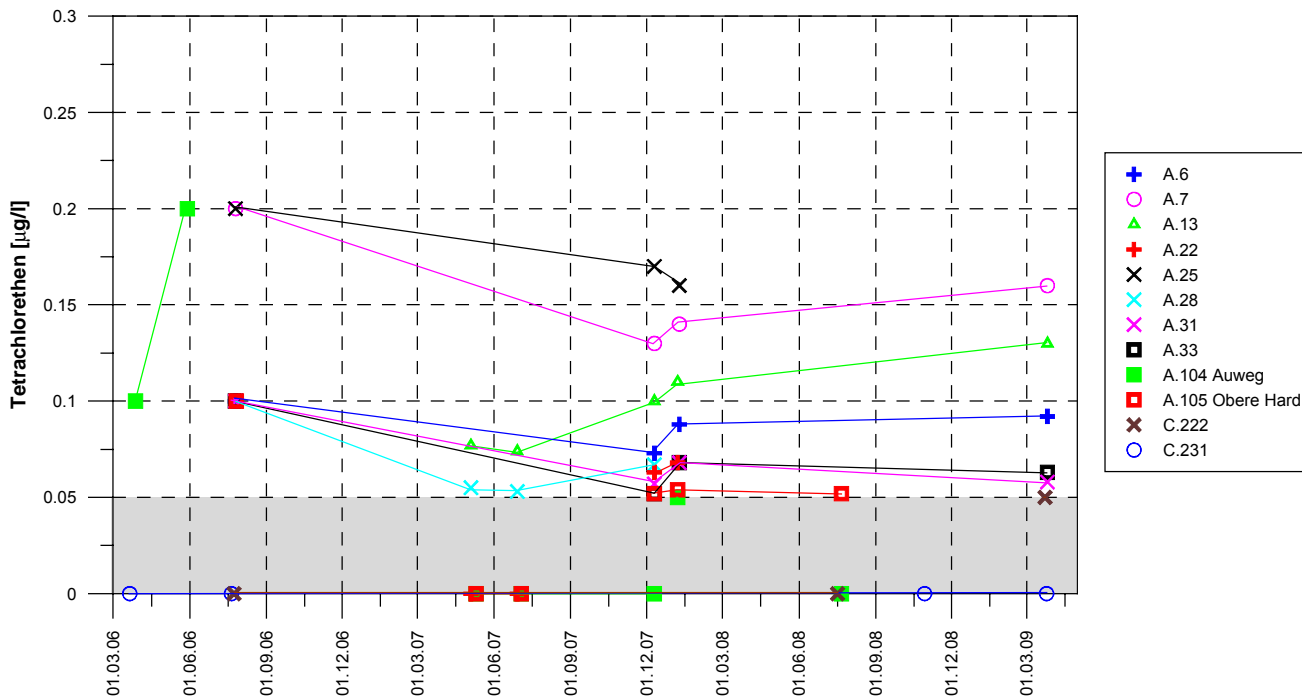


Abbildung 55: Zeitreihe Tetrachloethen Hardwald (tiefe Konzentrationen).

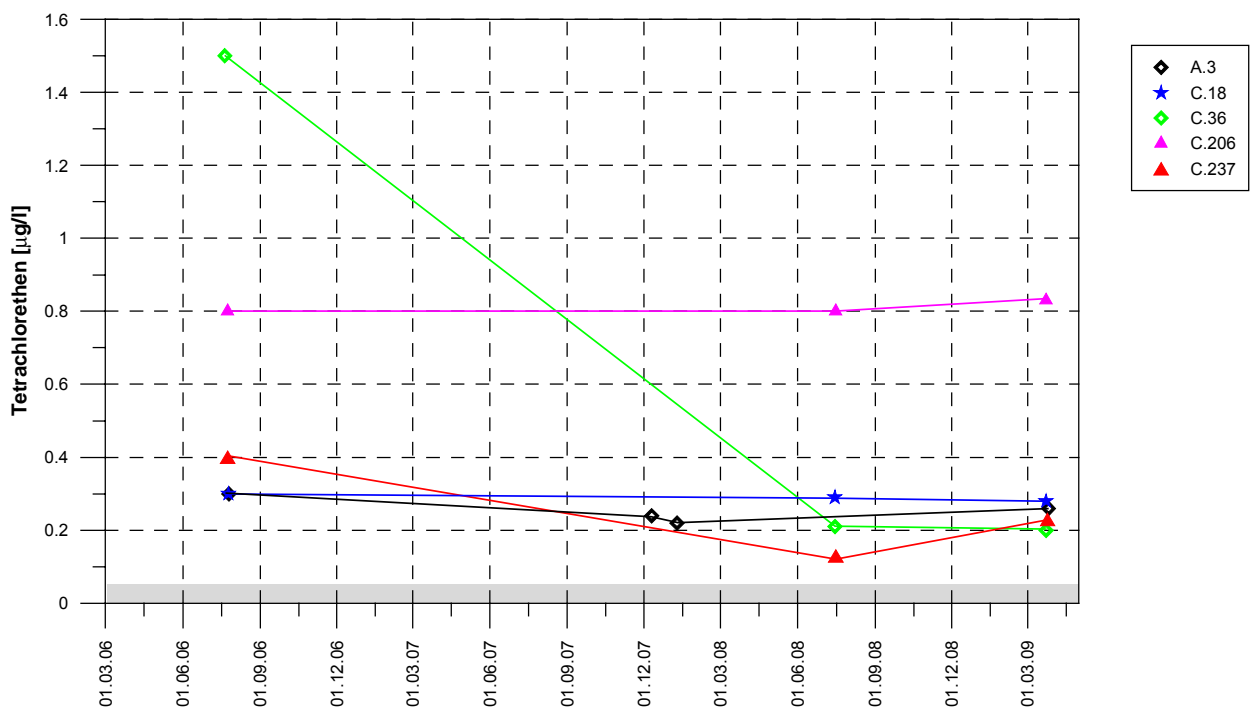


Abbildung 56: Zeitreihe Tetrachloethen Hardwald (hohe Konzentrationen).

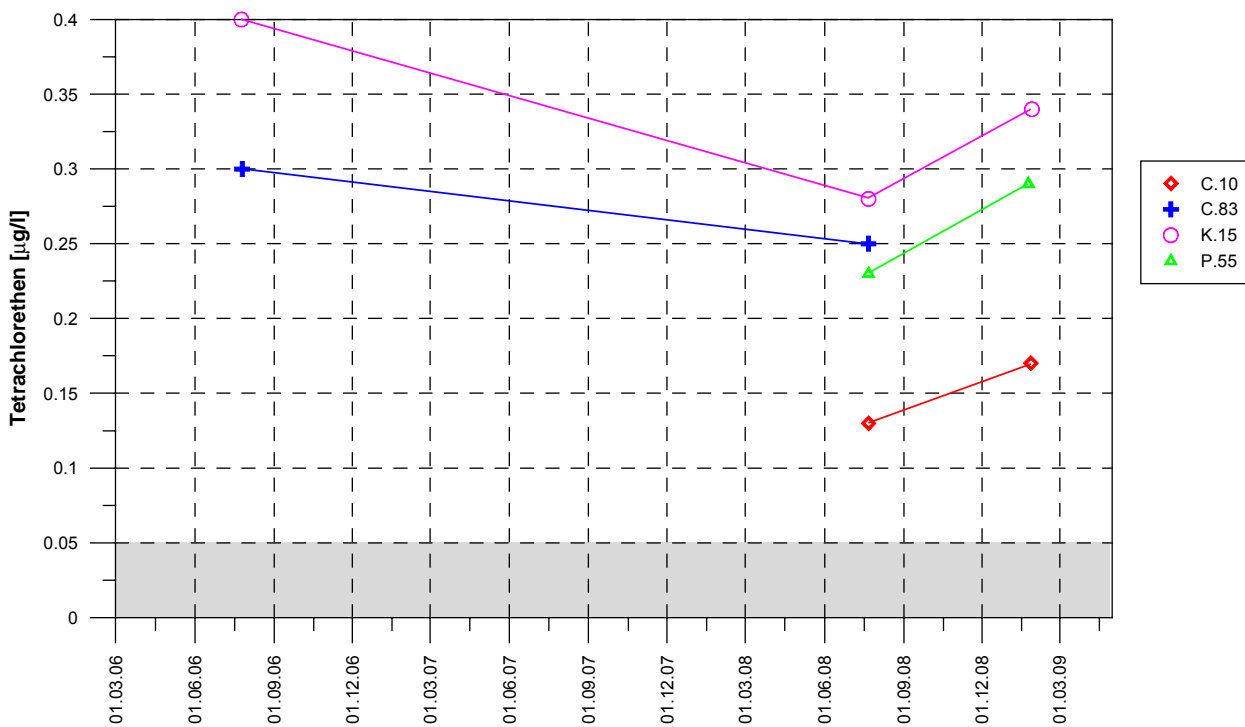


Abbildung 57: Zeitreihe Tetrachlorethen Auhafen.

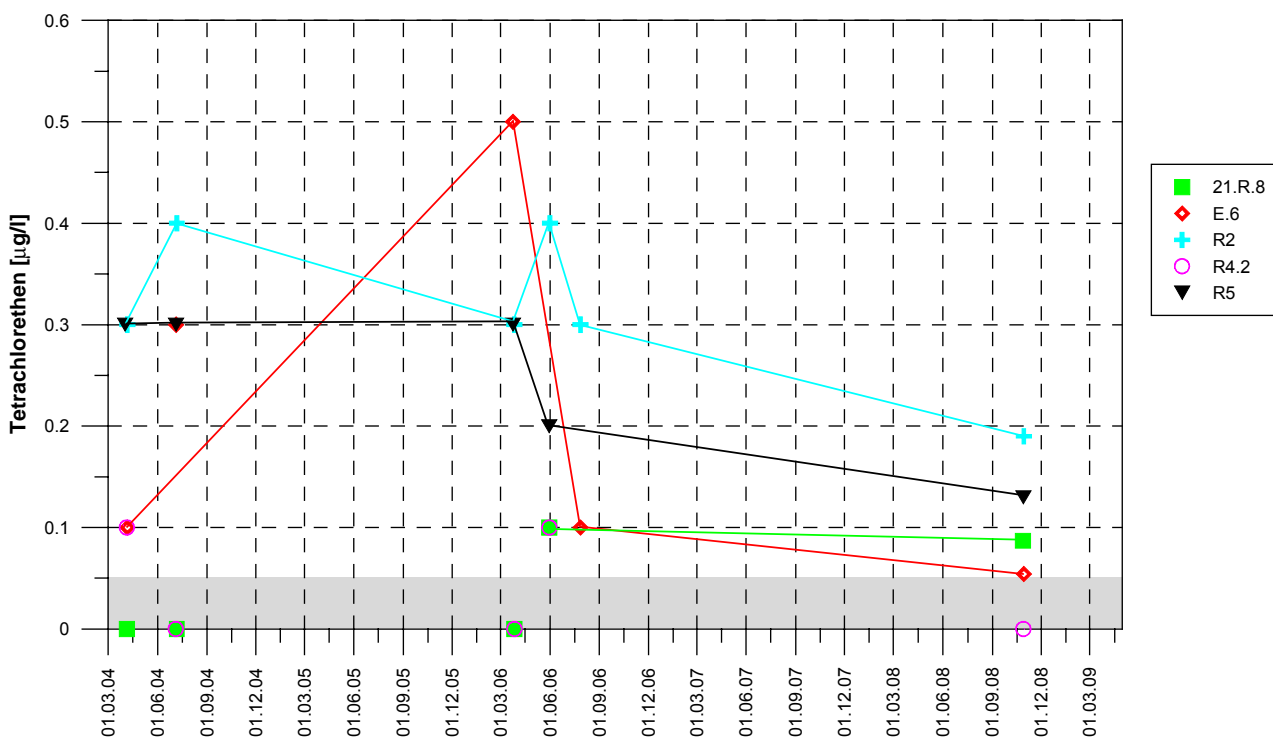


Abbildung 58: Zeitreihe Tetrachlorethen Rothausstrasse (tiefe Konzentrationen).

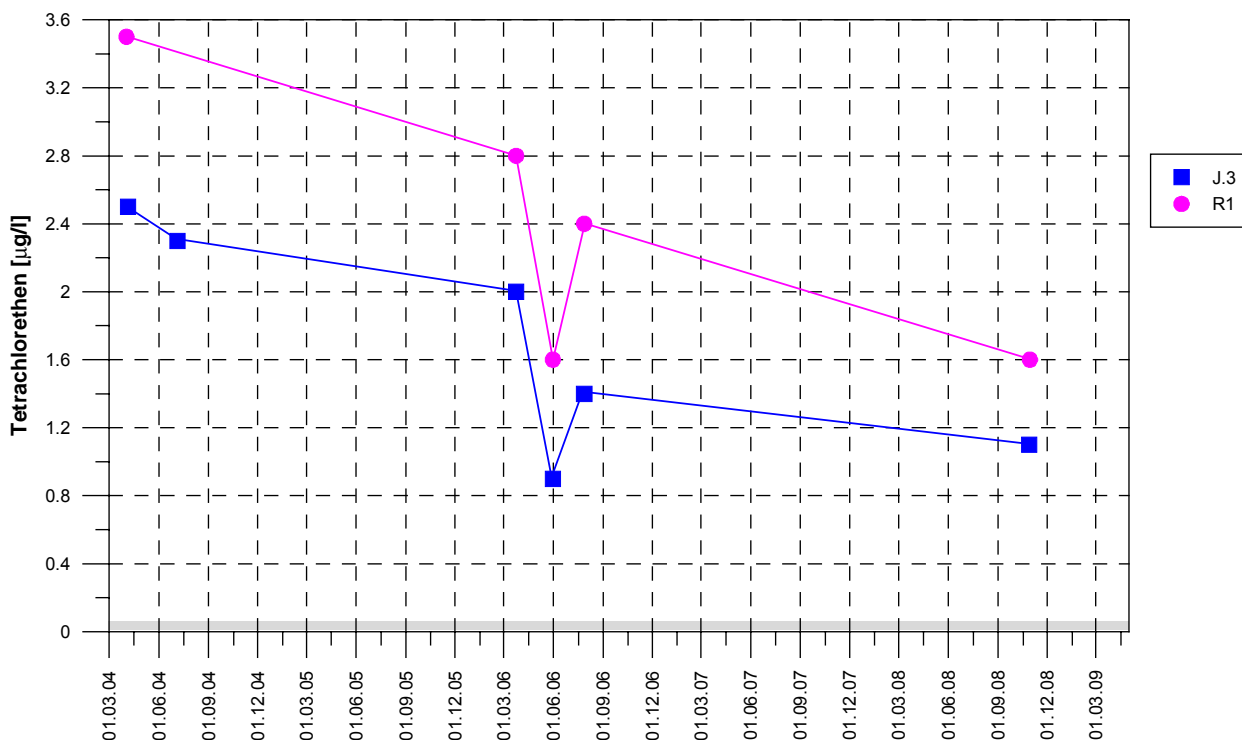


Abbildung 59: Zeitreihe Tetrachlorethen Rothausstrasse (hohe Konzentrationen).

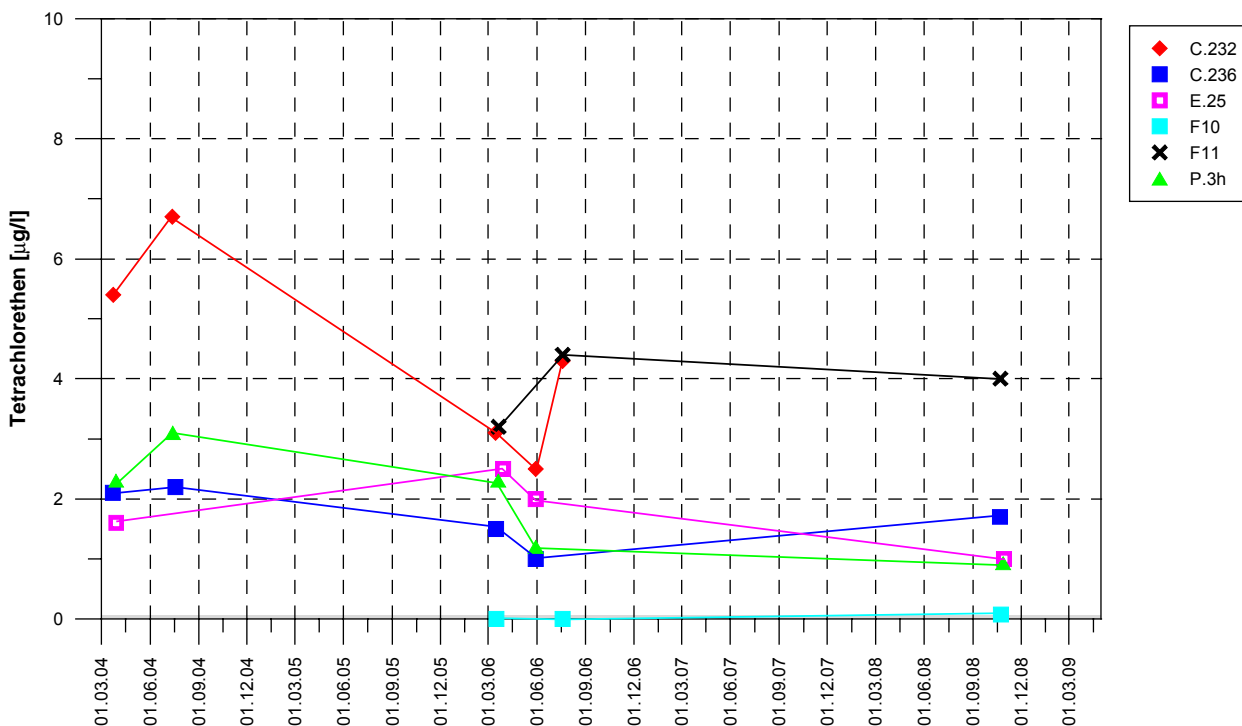


Abbildung 60: Zeitreihe Tetrachlorethen Feldreben 1a (tiefe Konzentrationen).

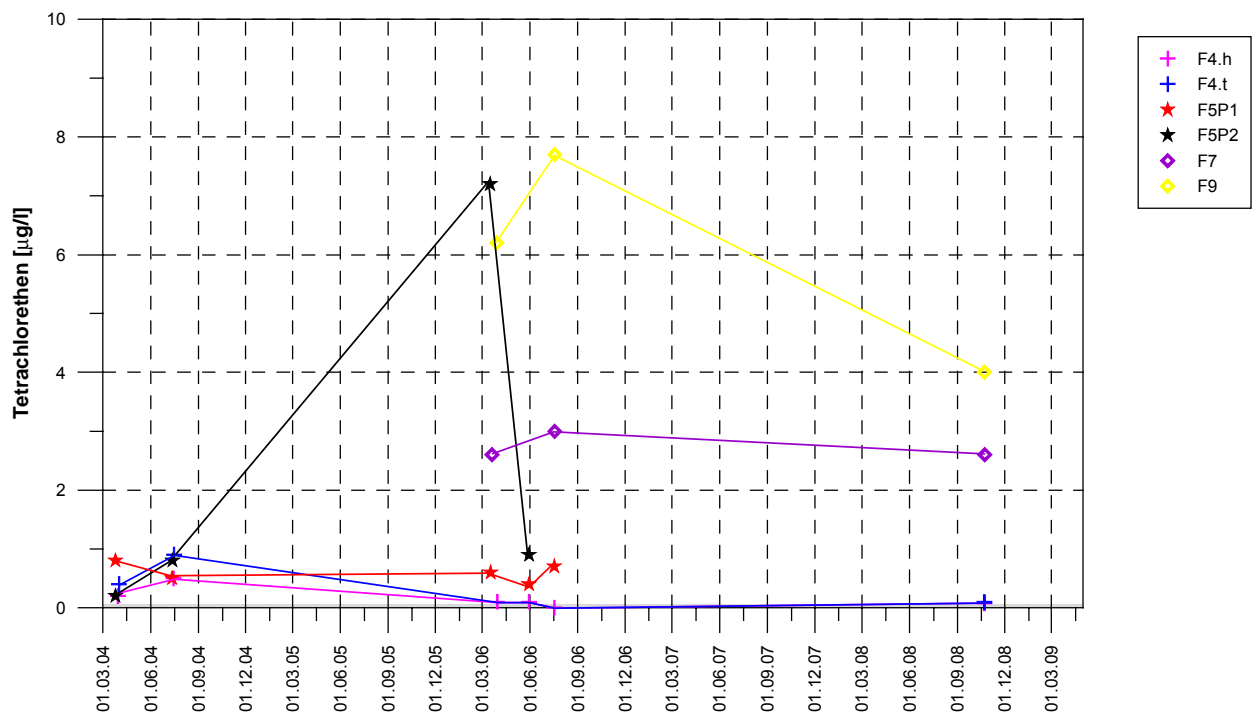


Abbildung 61: Zeitreihe Tetrachloerethen Feldreben 1b (tiefe Konzentrationen).

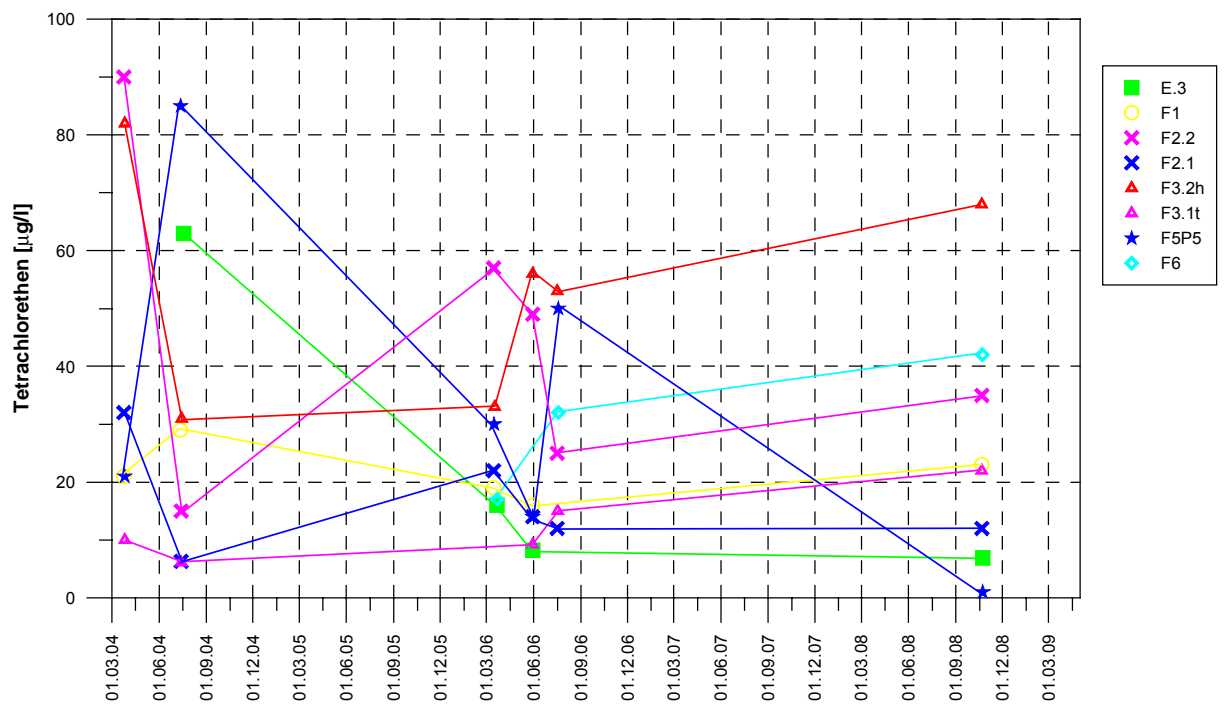


Abbildung 62: Zeitreihe Tetrachloerethen Feldreben 2 (hohe Konzentrationen).

Zeitliche Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Korrelation mit der Hydrochemie am Beispiel Calcium

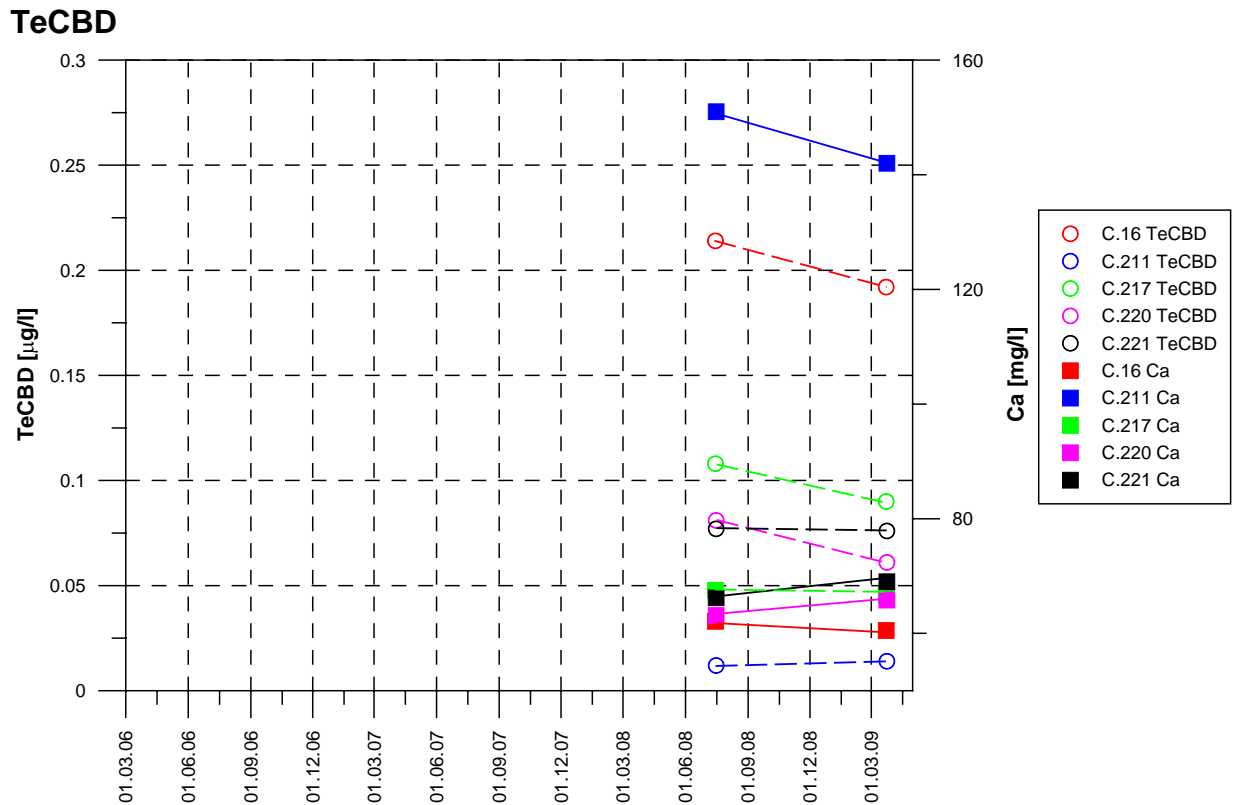


Abbildung 63: Korrelation TeCBD – Ca Brunnen Hardwasser AG.

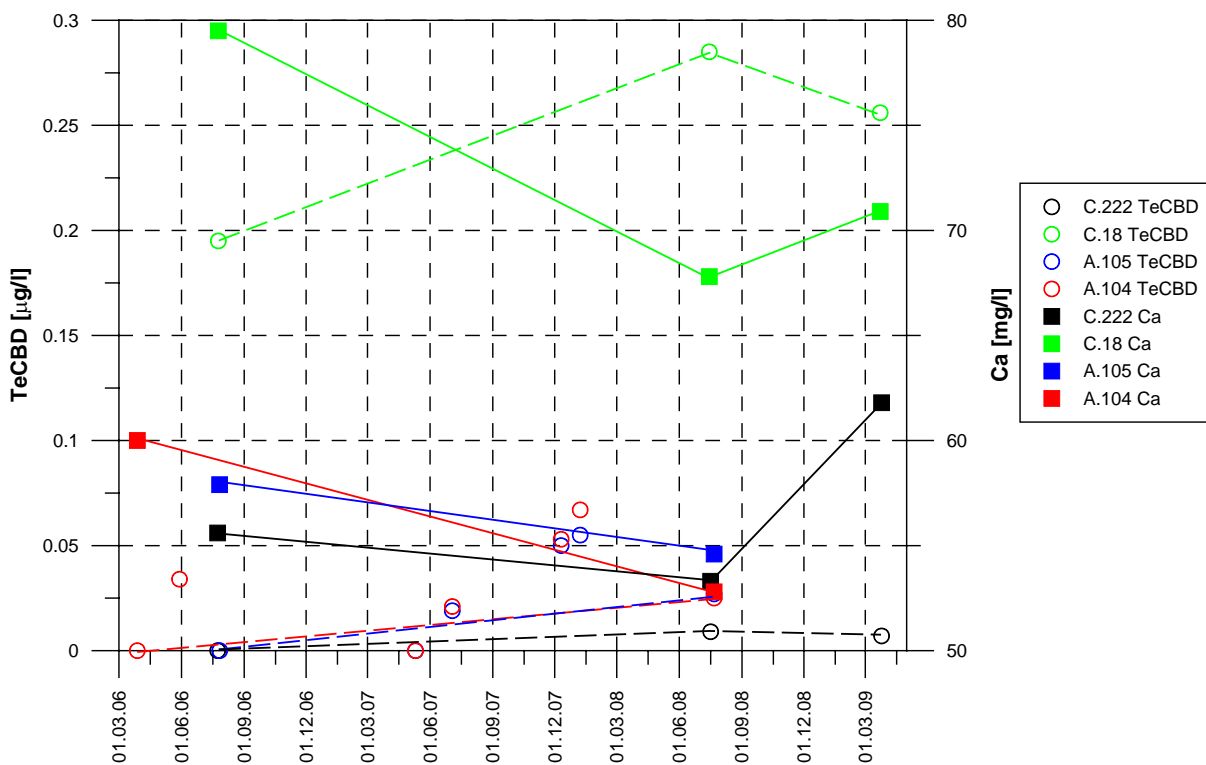


Abbildung 64: Korrelation TeCBD – Ca Brunnen Hardwald (1/2).

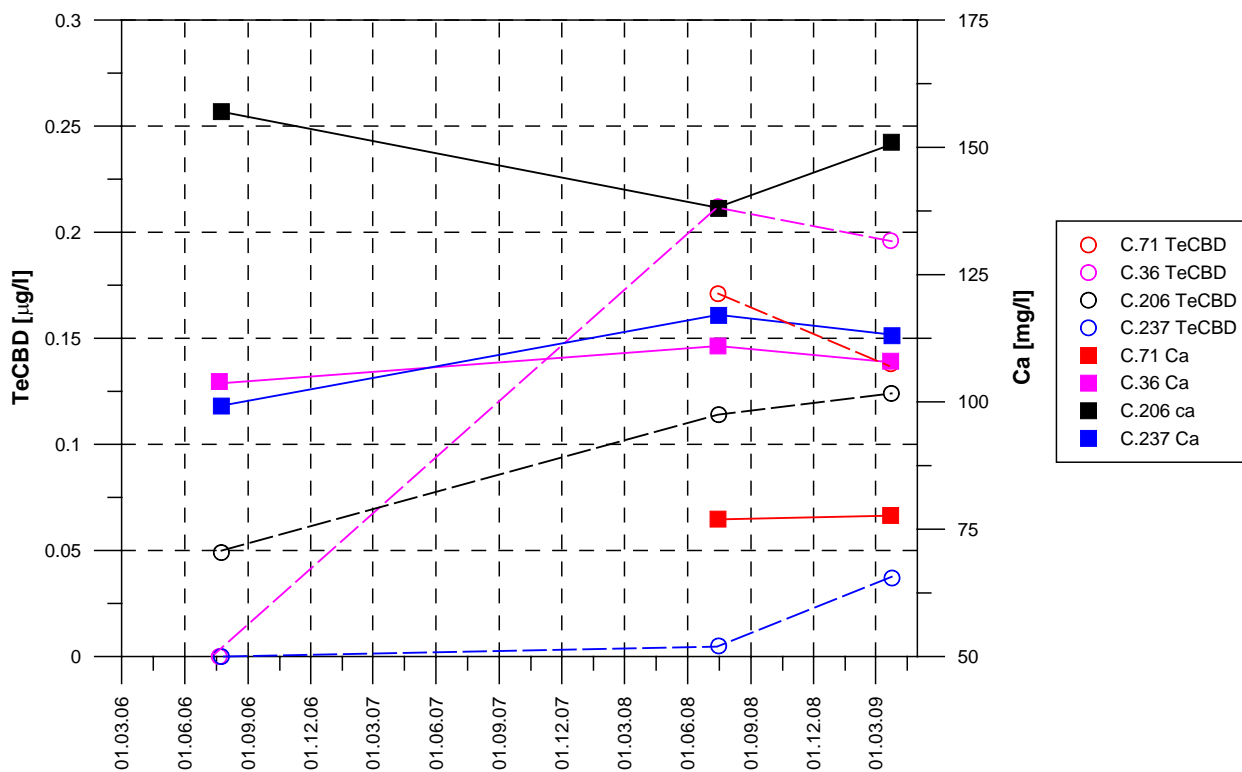


Abbildung 65: Korrelation TeCBD – Ca Brunnen Hardwald (2/2).

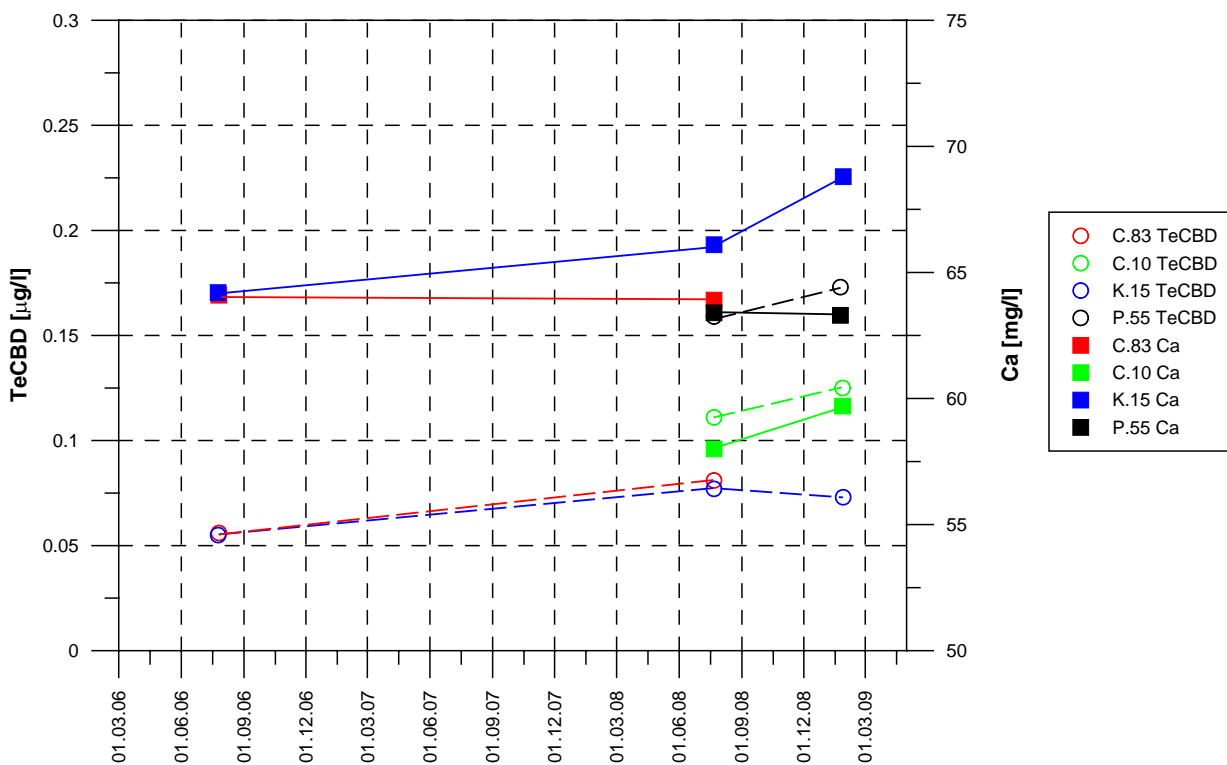


Abbildung 66: Korrelation TeCBD – Ca Auhausen.

Tetrachlorethen

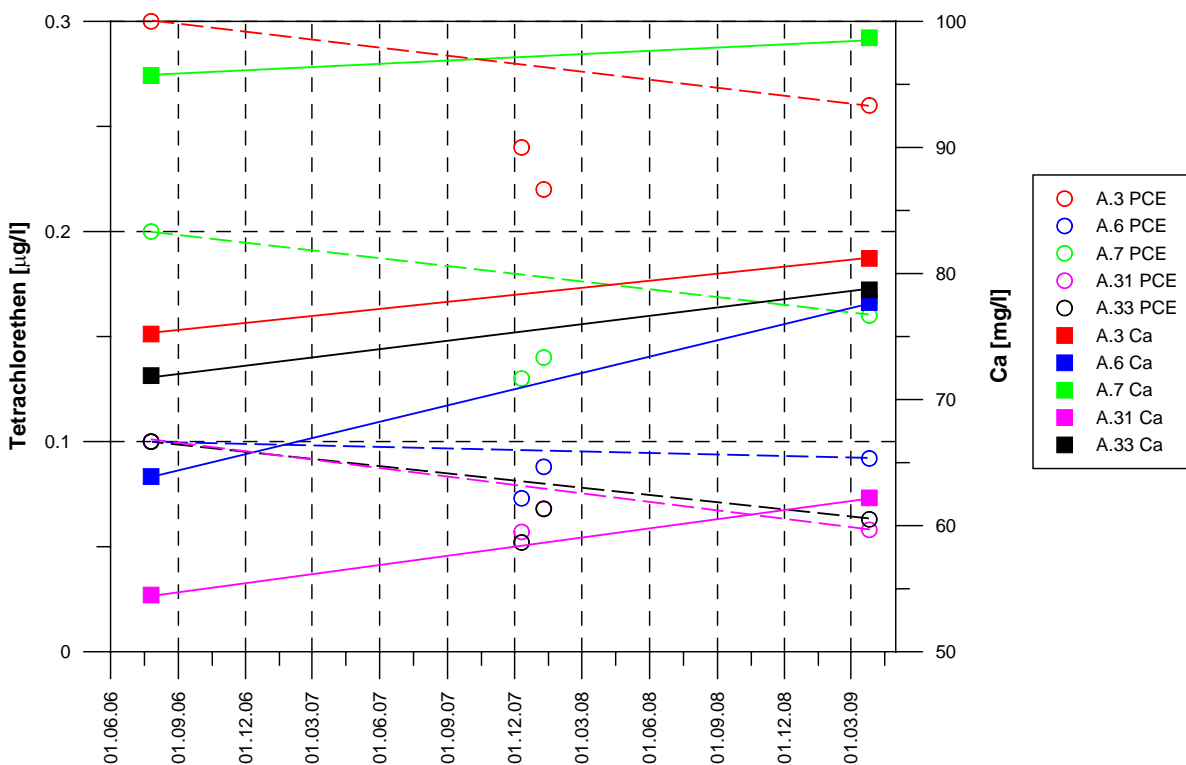


Abbildung 67: Korrelation Tetrachlorethen-Ca Brunnen Hardwasser AG

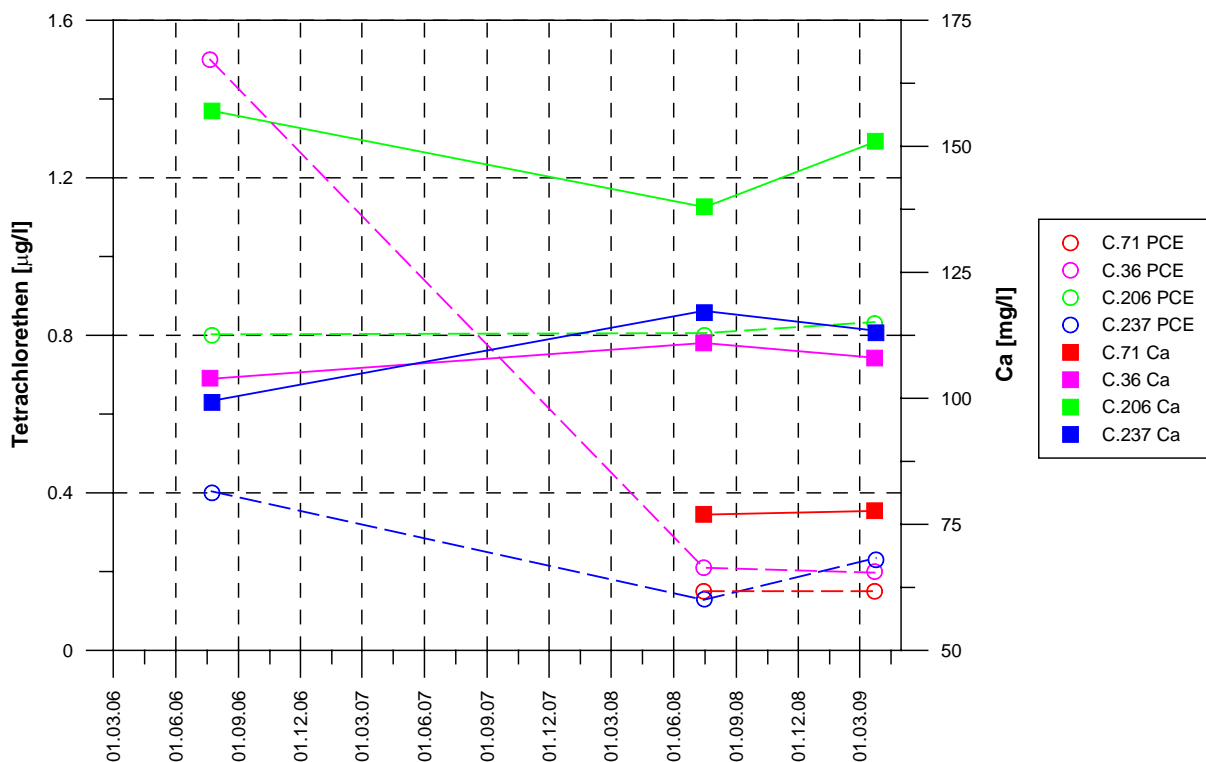


Abbildung 68: Korrelation Tetrachlorethen-Ca Hardwald (hohe PER-Konzentrationen)

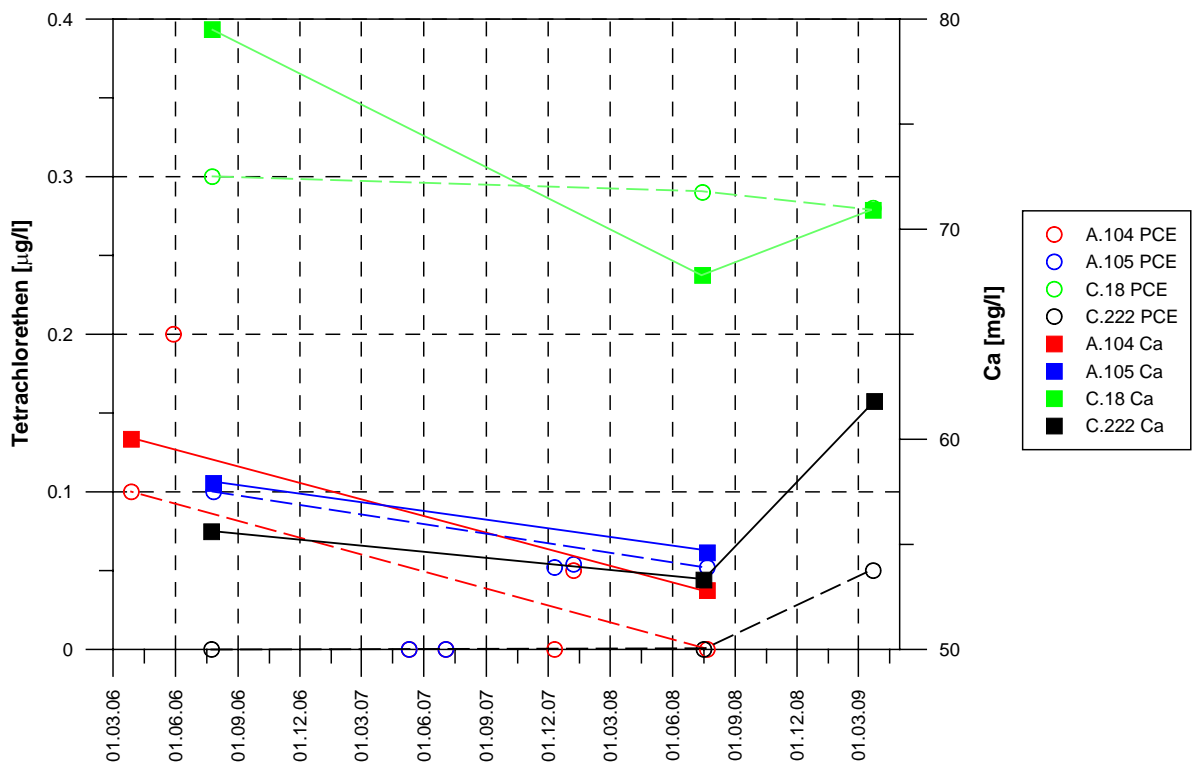


Abbildung 69: Korrelation Tetrachlorethen-Ca Hardwald (tiefe PER-Konzentrationen)

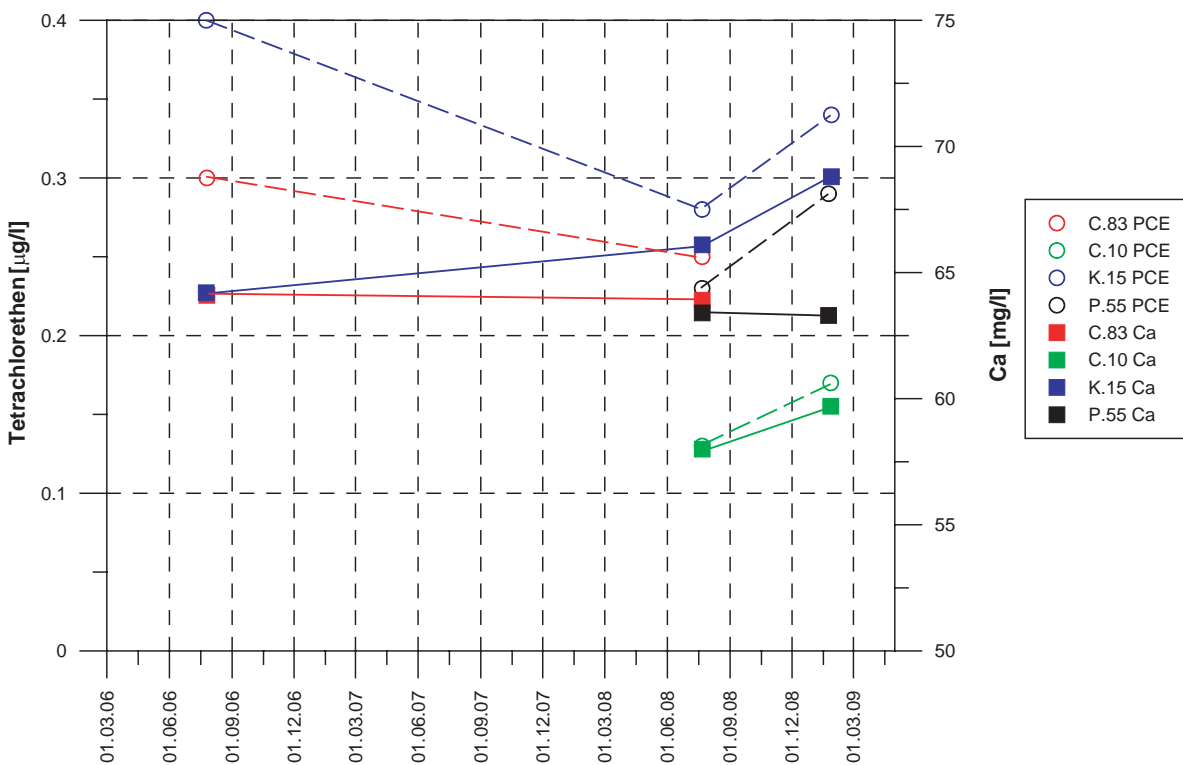


Abbildung 70: Korrelation Tetrachlorethen-Ca Auhafen