

Sanierung eines komplexen VOC- Untergrundschadens mittels Multiphasenextraktion, La Chaux-de-Fonds, Neuchâtel

Autor(en): **Ackermann, Markus**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Bulletin für angewandte Geologie**

Band (Jahr): **7 (2002)**

Heft 2

PDF erstellt am: **27.04.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-223649>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Sanierung eines komplexen VOC-Untergrundschadens mittels Multiphasenextraktion, La Chaux-de-Fonds, Neuchâtel

mit 6 Figuren und 3 Tabellen

MARKUS ACKERMANN *

Kurzfassung

Die heute stillgelegte Firma Catalyse Industrielle S.A. unterhielt in La Chaux-de-Fonds von 1973 bis Ende 1998 einen Betrieb zur Aufbereitung von Lösemitteln, vor allem in Form von chlorierten (CKW) und aromatischen (BTEX) Kohlenwasserstoffen. In mehreren Untersuchungen seit Ende 1999 zeigte sich, dass der Boden auf dem Gelände und ein in geringer Tiefe ausgebildeter schwebender Grundwasserleiter mit CKW, BTEX und Mineralölen kontaminiert sind. CKW-Konzentrationen im Boden von bis zu 100'000 mg/kg und von bis zu 1'500 mg/l im Grundwasser wurden gemessen und überschreiten die Grenzwerte der Aushubrichtlinie bzw. der Altlastenverordnung um ein Vielfaches.

Nach Bewilligung durch die Arbeitsgruppe der Untersuchung, gebildet aus Vertretern von CISA, der Stadtverwaltung, dem kantonalen Umweltamt und Bonnard & Gardel (BG), unternahm BG im Winter 2000/2001 einen dreimonatigen Versuch der Sanierung durch kombinierte Bodenluft- und Grundwasserabsaugung. Dieser Versuch erbrachte einen Gesamtaustrag von etwa 800 kg Lösemitteln aus insgesamt 8 Brunnen, wobei aus einzelnen Brunnen über 200 kg ausgetragen wurden.

Im Anschluss an den Test wurde die Sanierungsanlage so erweitert, dass simultan aus etwa 20 Brunnen Grundwasser und aus bis zu 12 Brunnen Bodenluft abgesaugt werden kann. Das damit erfasste Bodenvolumen beträgt etwa 4'000 m³ oder 6'500 t. Statt der im Test verwendeten Aktivkohle zur Bindung der Schadstoffe kam in der grossmassstäblichen Anlage eine katalytische Oxidation mit nachgeschaltetem Gaswäscher zum Einsatz. Der im September 2001 begonnene Betrieb der Sanierungsanlage ermöglichte bis zum August 2002 einen Austrag von weiteren 2'000 kg Lösemitteln.

Parallel zur Sanierung beauftragte CISA BG mit der Ermittlung der Sanierungsziele, da feststand, dass die in der Altlastenverordnung aufgeführten Werte mit vertretbarem Aufwand nicht zu erreichen sind. Die Sanierung bis zur Erreichung der Zielwerte wird voraussichtlich noch einige Monate in Anspruch nehmen. Die Gesamtkosten der Untergrundsanierung, inklusive der Voruntersuchungen, werden sich etwa auf CHF 1.2 Mio.– belaufen, was einem Preis von CHF 210.– je Tonne sanierten Bodens entspricht.

Résumé

Le site de la société Catalyse Industrielle S.A. à La Chaux-de-Fonds, aujourd'hui fermé, a été spécialisé dans la régénération de solvants, notamment des chlorés (SC) et des aromatiques (BTEX) de 1973 à fin 1998. Plusieurs investigations menées sur ce site depuis 1999 ont montré une contamination par ces produits ainsi que des huiles du sous-sol non saturé et d'une nappe perchée peu profonde. Des concentrations atteignant 100'000 mg/kg dans le sol et 1'500 mg/l dans l'eau ont été mesurées, dépassant nettement les valeurs limites du guide sur les sols excavés et l'ordonnance sur les sites contaminés.

Après accord avec le groupement de coordination des études comprenant des représentants de CISA, la

* Bonnard & Gardel Ingénieurs-conseils s.à r.l., 47, rue de la République, F-69002 Lyon

Ville, le Service cantonal de la protection de l'environnement et Bonnard & Gardel ingénieurs conseils, cette dernière société a effectué un test pilote de dépollution du site durant une période de trois mois. Ce test a eu lieu pendant l'hiver 2000/2001 et a permis l'extraction de 800 kg de solvants à partir de 8 puits, dont quelques uns ont contribué plus de 200 kg.

A la suite du test, le dispositif de dépollution a été élargi de façon à pouvoir extraire simultanément l'eau de 15 puits et l'air de 12 puits. Le volume de sol ainsi atteint est de 4'000 m³ ou de 6'500 t environ. Pour retenir les solvants, une combustion catalytique avec un lavage des gaz a été substitué au charbon actif consommable utilisé pendant le test. Pendant les 12 mois d'opération entre Septembre 2001 et Août 2002, cette installation a permis l'extraction de 2 t de solvants en plus des 800 kg extraits pendant le test.

En parallèle à l'exploitation du dispositif de dépollution CISA a mandaté BG pour déterminer les concentrations résiduelles tolérables, l'obtention des valeurs indiquées par l'Ordonnance sur les sites contaminés (Osites) n'étant pas réalisable à un coût raisonnable. La dépollution jusqu'à l'obtention de ces résultats prendra encore quelques mois. Le coût total de la dépollution est aujourd'hui estimé à CHF 1.2 Mio.– ce qui correspond un coût de 210.– CHF par tonne de sol dépollué.

1. Einleitung

Auf dem Standort der Catalyse Industrielle S.A. (CISA) in La Chaux-de-Fonds wurden in der Vergangenheit Lösemittel, vor allem chlorierte und aromatische wiederaufbereitet. Seit seiner Schliessung im Jahre 1998 liess der Betreiber mehrere Untersuchungen zur Erfassung möglicher Untergrundkontaminationen durchführen.

Diese zeigten, dass der ungesättigte Boden mit bis zu 100'000 mg/kg Summe VOC (LHKW und BTEX) und der unter dem Standort in geringer Tiefe befindliche schwebende Grundwasserleiter VOC-Konzentrationen von bis zu 1'500 mg/l verunreinigt sind. Diese Werte überschreiten die Aushubrichtline (1999) bzw. die Altlastenverordnung (1998) um ein Vielfaches.

Das Untersuchungskomitee, bestehend aus der Geschäftsleitung von CISA, dem kantonalen Umweltamt und dem städtischen Umweltamt von La Chaux-de-Fonds, beauftragte Bonnard&Gardel (BG) mit der Sanierung des Standortes in vier Etappen:

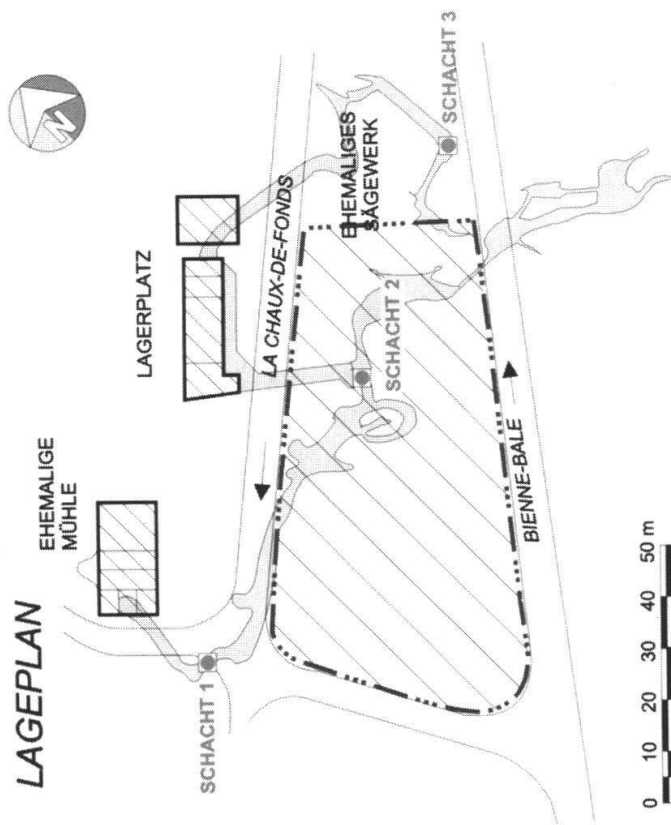
1. einer Detailuntersuchung zur Ermittlung der lateralen und vertikalen Ausbreitung der Schadstoffe,
2. eines Pilotversuchs zur Ermittlung der Machbarkeit einer in-situ Sanierung,
3. die Konzeption und Installation einer Full-Scale Sanierungsanlage,
4. dem Sanierungsbetrieb der Anlage bis zum Erreichen von Zielwerten, die in Absprache mit dem kantonalen Umweltamt in der Zukunft zu treffen sind.

Diese Gliederung, zuzüglich einer initialen, historischen und begrenzten Untergrunderkundung, entspricht der Vorgehensweise, die in der Altlastenverordnung (AltV, SR 814.680) vom 26. August 1998 vorgegeben wird.

2. Standortbeschreibung

2.1 Topographische Situation

Das Werksgelände der CISA liegt am nordöstlichen Ortsausgang von La Chaux-de-Fonds in einer Höhe von 980 m ü. M. Es besitzt eine dreieckige Form und wird



LAGEPLAN UND PROFIL DES KARSTSYSTEMS
(Inventaire spéléologique de la Suisse, Raymond Gigon)

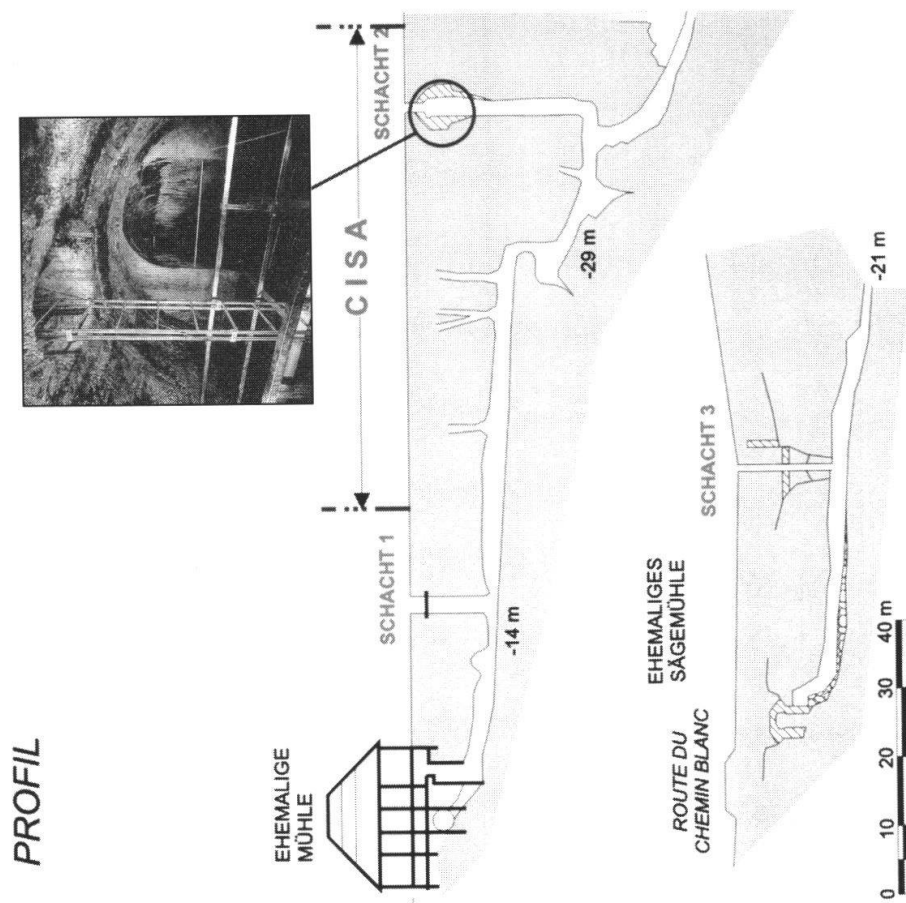


Fig.1 Karstsystem im Bereich des Geländes von CISA.

zu allen drei Seiten von Strassen begrenzt. Die Gesamtfläche beträgt etwa 2'500 m² und ist vollständig versiegelt. Der Standort liegt an einem der topographisch tiefsten Punkte von La Chaux-de-Fonds in der Nähe der Stelle, an welcher der heute kanalisierte Bach «Ronde» bis zu seiner Ableitung in den Kalken des Dogger versank.

2.2 Geologie

Die Geologie unter dem Standort umfasst, von oben nach unten, die folgenden Einheiten:

- eine heterogene Auffüllung variabler Mächtigkeit (0.3 bis ca. 5 m), bestehend zu meist aus Schluff-Sand-Schotter Gemischen,
- Bachablagerungen (Schluffe, Tone und Torf) mit Mächtigkeiten von bis zu 6 m,
- Mergel der Argovien-Formation mit einer Mächtigkeit von z.T. nur wenigen Metern oder stellenweise auch ganz fehlend,
- Kalke des Dogger, die in einer Tiefe von etwa 7 m unter der Geländeoberfläche anstehen.

Die Auffüllung und die Bachablagerungen sind weitgehend lateral miteinander verzahnt. Die Hangendgrenze der darunter liegenden Mergel ist relativ eben und fällt leicht nach Nordosten ein.

Die Kalke des Dogger sind von einem Karstsystem durchzogen, dessen Wegsamkeiten zu Beginn des 20. Jahrhunderts zur Schaffung des Abwassersammlers von La Chaux-de-Fonds stellenweise künstlich vergrößert wurden. So befindet sich ein ca. 7 m tiefes Mannloch auf dem Werksgelände. Das Karstsystem ist in Figur 1 dargestellt.

2.3 Hydrogeologie

Beim Standort befindet sich in der Auffüllung und den Alluvionen über den Argovien-Mergeln ein schwebender Grundwasserleiter. Dieser wird von Süden und Südosten her über Zuflüsse aus der Talflanke gespiesen und grösstenteils durch das Karstsystem drainiert (siehe Fig. 1). Ein geringer Anteil des Grundwassers strömt unter unbeeinflussten Fliessverhältnissen in der Nordwestecke des Geländes ab.

Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters beträgt etwa 2–3 m; der Grundwasserstrom 5–10 l/min. Das Versickern des Grundwassers im Karst kann an den gemauerten Wänden des Schlucklochs beobachtet werden (siehe Foto in Fig. 1). Im Zuge der Sanierungsarbeiten wurde das diffus ins Karstsystem abfliessende Wasser durch horizontale Drainagen gefasst und ermöglicht heute eine Beprobung unter reproduzierbaren Bedingungen.

3. Situation der Untergrundkontamination vor Beginn der Sanierung

Insgesamt drei Untersuchungskampagnen zur Ermittlung der Schadstoffverteilung (LHKW, BTEX und MKW) im Untergrund wurden zwischen 1999 und 2000 von BG und SERT Ingénieurs durchgeführt. Während der beiden ersten Untersuchun-

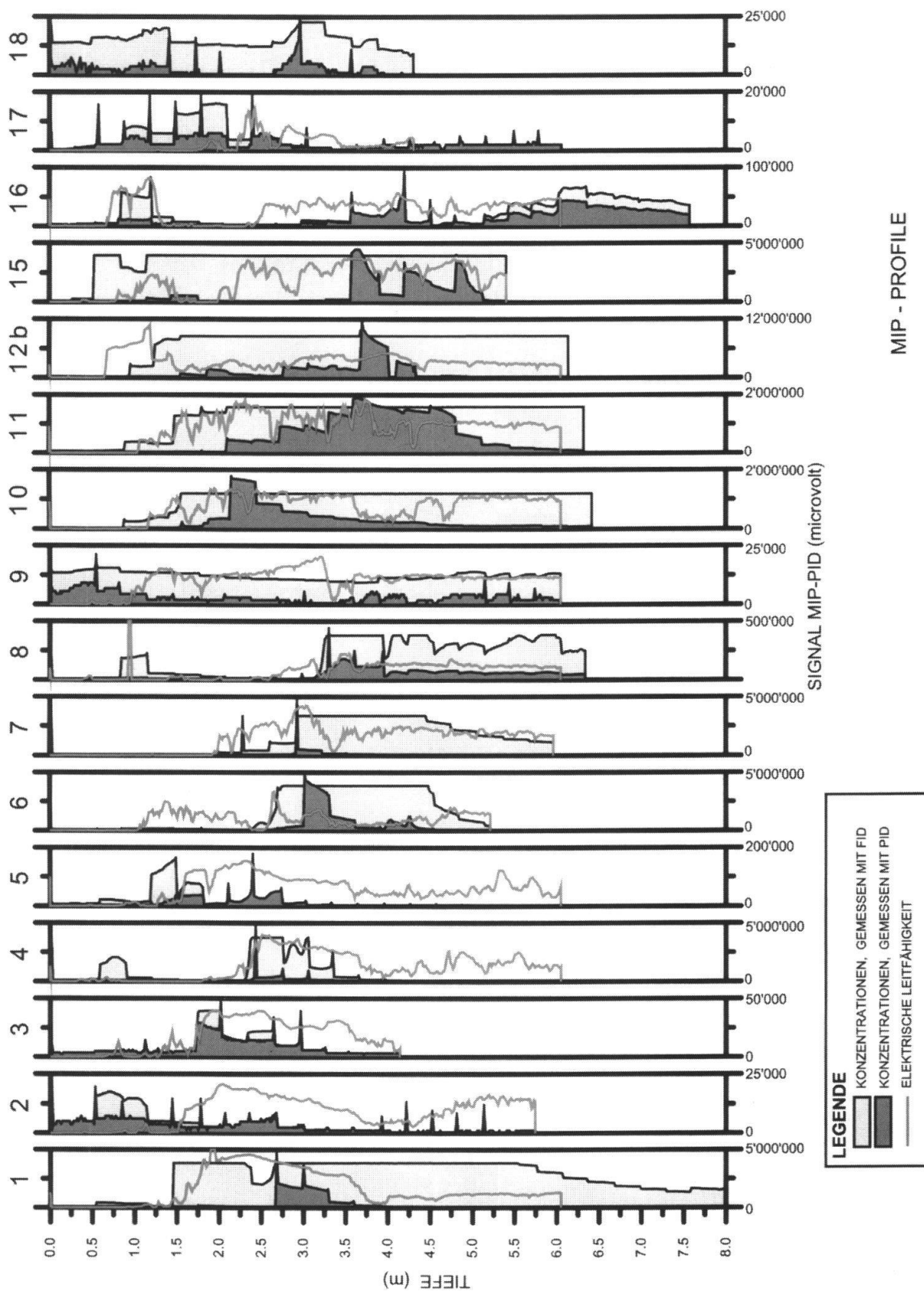


Fig. 2: Tiefenprofile der VOC Konzentrationen auf dem Gelände, Lage der Sondierpunkte in Figur 3.

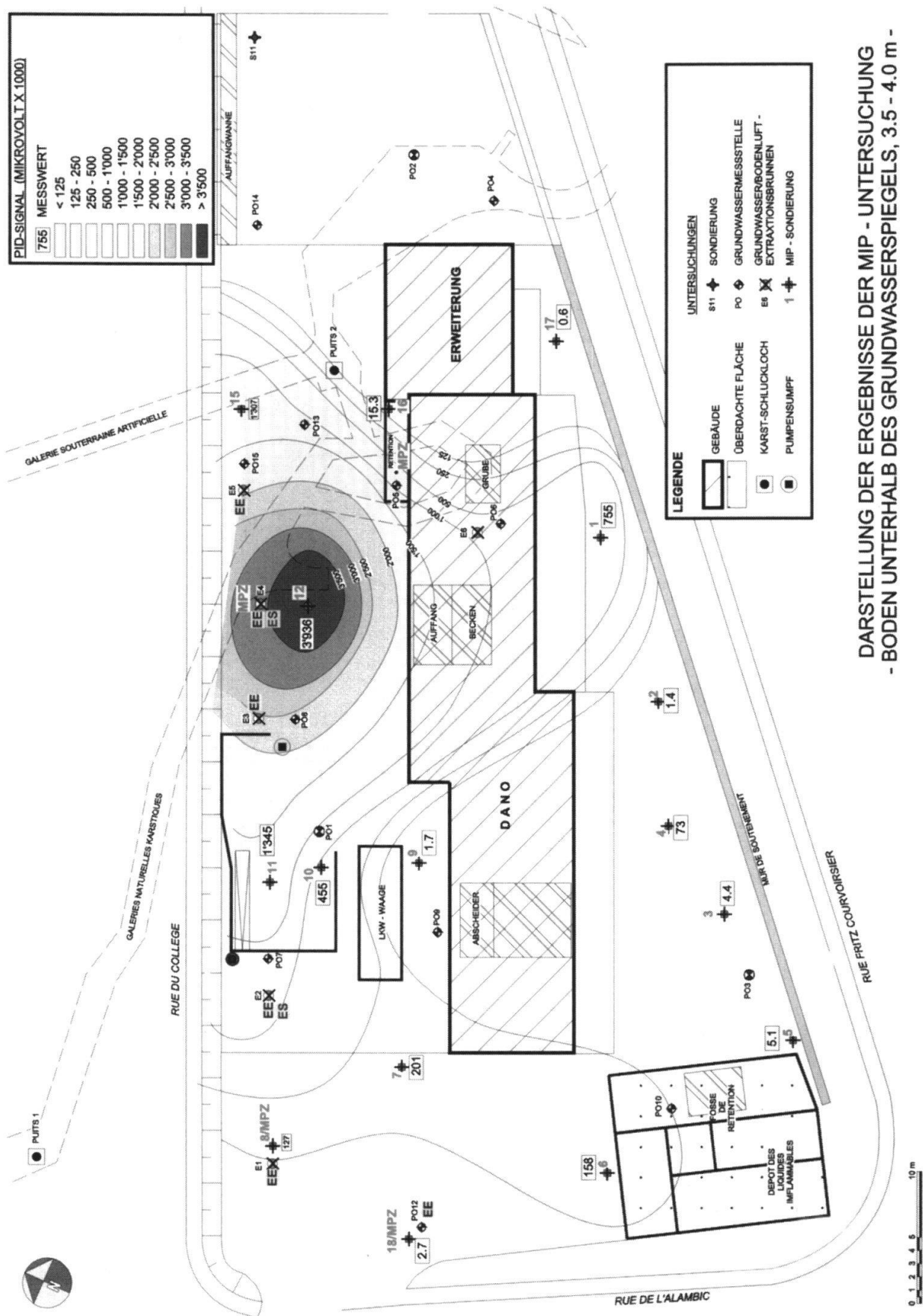


Fig. 3: Räumliche Verteilung der VOC-Konzentrationen.

gen wurden mit klassischer Explorations- und Probenahmetechnik Boden- und Grundwasserproben entnommen und in umweltanalytischen Labors (kantonales Umweltamt Neuchâtel und Scitec, Lausanne) untersucht. Diese Untersuchungen dienten in erster Linie der Ermittlung des Schadstoffspektrums zur Bewertung der Kontamination auf Basis der Schweizer Gesetzgebung.

Bei der dritten Untersuchung, deren Ziel die Ermittlung der lateralen und vertikalen Verbreitung der Schadstoffe war, setzte BG eine MIP (Membrane Interface Probe) ein, eine Sonde, die, hydraulisch in den Untergrund vorgetrieben, der semi-quantitativen in-situ Messung von VOC dient. Die Sonde besitzt in ihrer hohlen Spitze eine hydrophobe Membran, die von den VOC überwunden wird. Nach Übertritt ins Sondeninnere werden die VOC von einem Trägergasstrom erfasst und über das hohle Gestänge und Schlauchverbindungen in einen mobilen Gaschromatographen mit anschliessendem PID (Photoionisationsdetektor) und ECD (Electron Capture Detector) geleitet. Durch das sukzessive Vortreiben der Sonde entsteht ein lineares Tiefenprofil eines Spannungssignals, das der VOC-Verteilung direkt proportional ist. Die Sonde kann sowohl im ungesättigten Bereich als auch im Grundwasser verwendet werden. Aufgrund der halbquantitativen Messung müssen die Signale über diskrete Proben kalibriert werden. Figur 2 zeigt die auf dem Standort aufgenommenen 16 Tiefenprofile. Die laterale Verteilung der Schadstoffe in 3–4 m Bodentiefe ist in Figur 3 dargestellt.

In Figur 2 wird deutlich, dass das Mass der Kontamination, ausgedrückt als Spannung in Millivolt [mV], vor Beginn der Sanierung um etwa drei Dekaden variierte (20 mV in MIP 4, 12'000 mV in MIP 12b). Man beobachtet eine Gruppe von Sondierungen mit bis zu 100 mV (2, 3, 9, 16, 17 und 18) sowie neben einigen intermediären Werten eine zweite Gruppe mit über 1'000 mV (1, 4, 7, 10, 11, 12b, 15). Die höchsten Werte wurden in Tiefen zwischen 2.5 m und 4.5 m gemessen, entsprechend der Tiefenlage der Mergel, über denen sich die chlorierten Kohlenwasserstoffe angesammelt hatten.

Eine statistische Auswertung von Bodenproben aus 17 Sondierpunkten und 19 Grundwasserproben ist in Tabelle 1 dargestellt.

Matrix	Boden [mg/kg]			Grundwasser [mg/l]		
Anzahl	17			19		
	Max.	Mittelwert	Referenzwert AHR	Max.	Mittelwert	Referenzwert. AltIV ¹⁾
Chloroform	8745	604		250	40	0.04
Dichlormethan	2902	251		231	71	0.02
Vinylchlorid	n.b.	n.b.		4	1	0.0001
Cis-1,2-dichloroethen	10213	n.b.		697	189	0.05
Trichloroethen	811	109		169	33	0.07
Tetrachlorethen	42577	2779		63	20	0.04
1,2-Dichlorethan	5086	2586		167	46	0.003
1,1,1-Trichloroethan	1302	133		104	34	2
o-Xylol	3918	431		1	0.4	
p, m-Xylol	4914	553		3	1	
Xylole				4	1.4	10
Toluol	14066	1319		17	8	7
Freon R113	783	56		n.b.	n.b.	
Summe VOC	89321	6240	0.1	1256	431	

1) Eluatwerte

Tab. 1: Überblick über die Situation der Untergrundverunreinigung vor Beginn der Sanierung

4. Sanierungsprinzip

Aufgrund des hohen Dampfdruckes der Schadstoffe wurde eine In-situ Sanierung mittels Bodenluftabsaugung und Zweiphasen-Extraktion im Grundwasser projektiert. Bodenluftabsaugungen haben sich in der Vergangenheit als die kostengünstigste Massnahme zur Sanierung von VOC Schäden in der ungesättigten Bodenzone erwiesen (EPA 2000). Hierbei wird die Bodenluft aus vertikalen oder horizontalen Brunnen meist über einen Seitenkanalverdichter mit Betriebsdrücken von bis zu 800 mbar Absolutdruck (200 mbar Unterdruck) abgesaugt. Die Behandlung der kontaminierten Bodenluft erfolgt über Aktivkohle, katalytische Oxidation oder Lösemittelrückgewinnung.

Die Förderung von kontaminiertem Grundwasser aus Grundwasserleitern mit geringer Mächtigkeit und Ergiebigkeit birgt das Problem des Trockenfallens konventioneller Pumpen, sowohl in Überflur- als auch in Tauchmotorbauweise. Bei der Zweiphasen-Extraktion wird das Grundwasser über eine mit hohem Unterdruck beaufschlagten Sauglanze gefördert, die in einem Vertikalfilterbrunnen installiert ist. Fällt der Grundwasserstand infolge der Förderung bis an das Niveau des Wassereintritts, so saugt die Lanze ein Wasser-Luft Gemisch an und stabilisiert den abgesenkten Grundwasserspiegel. Aufgrund der geringen Dichte der Wasser-Luft-

phase sind Saughöhen von deutlich mehr als 9.8 m möglich. Wasser- und Gasphase werden in einem Abscheider voneinander getrennt und anschliessend aufbereitet, wie unten beschrieben.

Im vorliegenden Fall wurden die beiden Systeme so miteinander kombiniert, dass aus einem Vertikalfilterbrunnen sowohl Bodenluft als auch Grundwasser/Mischphase abgesaugt werden konnten. Hierbei kommt der Zweiphasen-Extraktion nicht nur die Rolle der aktiven Sanierung des Grundwassers zu, sondern auch die der Absenkung des Grundwasserspiegels zur Schaffung einer mächtigeren, ungesättigten Bodenzone, was die Effizienz der Bodenluftabsaugung steigert. Ähnliche Installationen, allerdings mit konventioneller Wasserförderung sind in einem Bericht der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg beschrieben (LfU, 1995). Figur 4 zeigt das Fliessbild der vollständigen Installation, die nachfolgend kurz beschrieben wird. Die einzelnen Komponenten wurden durch die Firma FWS in Baden-Württemberg nach Massgabe durch BG in modularer Form vorbereitet und vor Ort montiert.

4.1 Installation

4.1.1. Bodenluft-Grundwasser-Extraktionsbrunnen

Das untergrundseitige Element der Sanierung sind vertikale Brunnen aus HDPE mit 52 mm Innendurchmesser. Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften von Lockerbedeckung und unterliegenden Mergeln, die sich zum Teil ebenfalls als kontaminiert erwiesen hatten (siehe Kapitel 3) wurden die Brunnen entweder nur in der Bedeckung oder nur in den Mergeln verfiltert. Ihre Tiefe schwankt daher zwischen 3.5 und 7 m. Die Brunnenköpfe sind mit exzentrischen Durchführungen der Vakuumanlagen versehen und ermöglichen über einen Verschlussstopfen den Zugang zur Beprobung oder Grundwasserstandsmessung.

4.1.2. Bodenluftabsaugung

Bodenluft wird aus dem Filterrohr der Vertikalbrunnen über Seitenkanalverdichter mit vorgeschalteten Wasserabscheidern abgesaugt (Fig. 4) und zur Eliminierung der VOC in eine katalytische Verbrennung geleitet (s.u.). Die montierte Anlage verfügt durch den Zusammenschluss von 6 Seitenkanalverdichtern über eine Kapazität von 990 m³/h, die durch die Reibungsverluste im Boden und den Geräten auf etwa 300 m³/h gedrosselt wird.

4.1.3. Zweiphasen-Extraktion

Das Zweiphasen- (Wasser-Luft) Gemisch wird durch 18 mm Kupferrohre, die an ihrem eingetauchten Ende mit einer Blende versehen sind, abgesaugt. Die Blende dient, durch die Erzeugung eines definierten Eintrittswiderstandes, der Erhaltung des Vakuums von etwa 200 mbar Absolutdruck (800 mbar Unterdruck) im Falle des Trockenfallens eines oder mehrerer Brunnen. Zur Erzeugung des Vakuums wird eine Wasserring-Vakuumpumpe verwendet, die zur Abführung der Verdichtungswärme mit einem Kühler ausgerüstet ist.

Die angesaugte Wasser-Luft Mischphase durchläuft zunächst einen Flüssig-/Gasphasenabscheider (einstufige Stripp-Kolonne) zur Überführung der enthaltenen VOC in die Gasphase. Die Abluftstrom der Strippanlage wird anschliessend zusammen mit der Rohluft aus der Bodenluftabsaugung und der Prozessluft der Wasserringvakuumpumpe in die katalytische Verbrennung geleitet. Das gestrippte Wasser durchläuft zur Entfernung noch verbleibender Restkonzentrationen einen Wasseraktifkohlefilter und wird dann ins Kanalnetz eingeleitet.

4.1.4. Abgasbehandlung

Der gebündelte Rohgasstrom aus Bodenluftabsaugung, Zweiphasen-Extraktion und Stripp-Anlage wird vor der katalytischen Oxidation mit Propangas versetzt und dann elektrisch auf etwa 400°C aufgeheizt. Nach Durchströmen von Wärmetauschern, welche der Rückgewinnung eines Teils der Oxidationswärme dienen, durchfließt der Rohgasstrom den eigentlichen Katalysator, in dem die chlorierten Kohlenwasserstoffe zu Chlorwasserstoff und Kohlendioxid oxidiert werden. Die Wärmetauscher nutzen die Reaktionswärme zum Aufheizen des Rohgasstromes, um die Zufuhr von externer Energie zu minimieren.

Der in der Oxidation entstehende Chlorwasserstoff wird in einem nachfolgenden Wäscher mit Natriumhydroxid zu Kochsalz und Wasser umgesetzt. Emissionen finden in Form von Luft und Wasserdampf sowie als Wasser zur periodischen Ausschleusung des entstehenden Kochsalzes statt.

5. Implementierung und Testphase

Vor der Implementierung des oben beschriebenen Systems wurde ein dreimonatiger Pilotversuch durchgeführt, der zum Ziel hatte folgende sanierungsrelevanten Parameter zu erfassen:

- Wirkradius der Bodenluftabsaugung eines einzelnen Brunnens zur Bemessung eines endgültigen Brunnenrasters,
- realisierbare Volumenströme zur Dimensionierung der einzelnen Baugruppen,
- Prognose der zeitlichen Entwicklung der Konzentrationen,
- Kostenschätzung.

Zur Durchführung des Pilotversuchs wurde der kontaminierte Bereich gleichmässig mit acht Extraktionsbrunnen ausgerüstet, welche für die Dauer von drei Wochen getestet wurden.

5.1 Testphase: Erfassung der sanierungsrelevanten Parameter

5.1.1. Wirkradius der Brunnen

Der Wirkradius (der Radius an dem der erzeugte Unterdruck und damit die horizontale Anströmung des Brunnens Null wird) der Extraktionsbrunnen für die Bodenluftabsaugung wurde in Analogie zur Methode zur Auswertung von Pumpversuchen nach Thiem ermittelt. Nach Thiem's Überlegungen ist die Absenkung

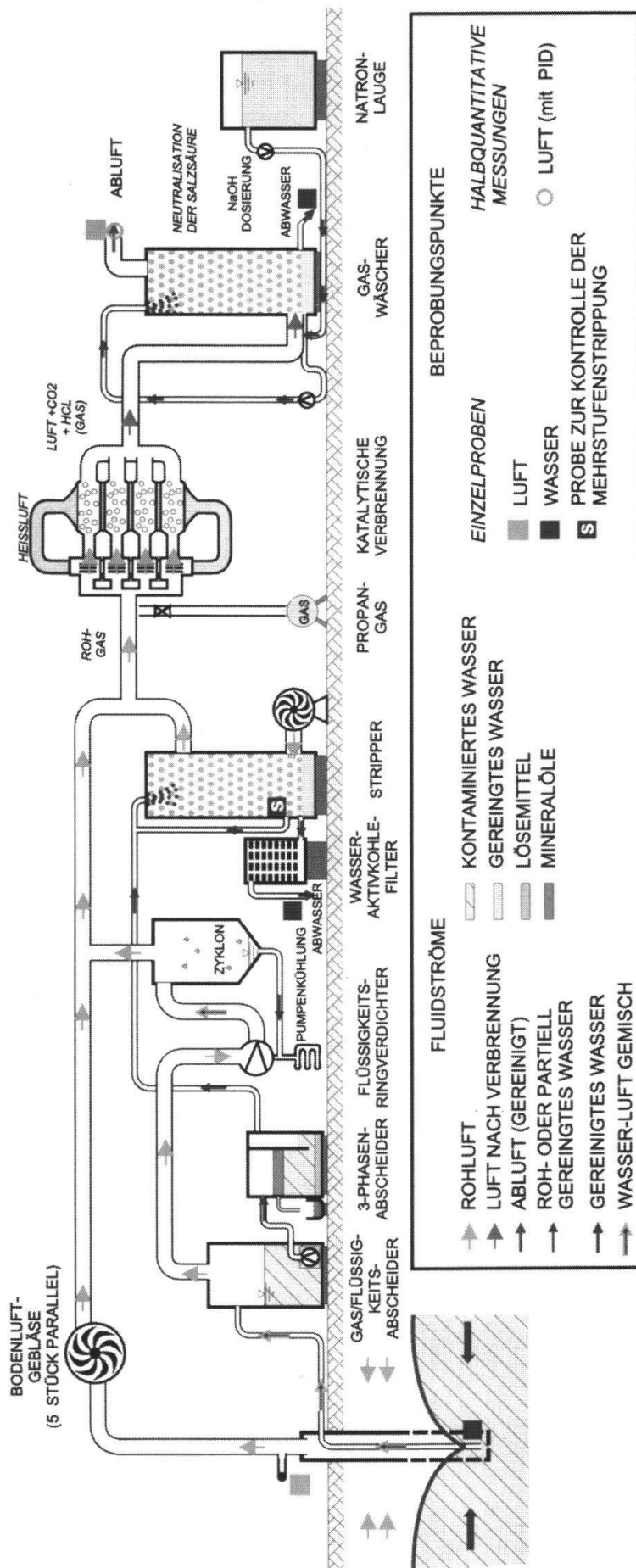


Fig.4: Schematische Darstellung der Sanierungsanlage.

(oder im vorliegenden Fall der gegenüber dem Atmosphärendruck gesenkte Druck der Bodenluft) eine logarithmische Funktion des Abstandes vom Entnahmehbrunnen.

$$\ln\left(\frac{r_2}{r_1}\right) = \frac{2\pi \cdot (p_2 - p_1) \cdot k \cdot M}{Q \cdot \rho \cdot g}$$

mit: r_1, r_2 : Entfernungen der Messstellen vom Entnahmehbrunnen [m], p_1, p_2 : gemessene Differenzdrücke zum Atmosphärendruck [N m^{-2}], k : spezifische Durchlässigkeit des Bodens [m^2], M : Mächtigkeit [m], Q : Durchfluss [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$], ρ : Dichte von Luft [N m^{-3}], g : Erdbeschleunigung [m s^{-2}]

Die Messungen erfolgten im Entnahmehbrunnen selbst und in jeweils einer Messstelle die in 1 m Abstand vom jeweiligen Brunnen eingerammt und gegen die Erdoberfläche abgedichtet wurde. Zur Messung diente ein U-Rohr-Manometer. Die Auswertung erfolgte graphisch durch Auftrag der verschiedenen Messwertpaare auf halblogarithmischem Papier.

Ergebnisse: Die Wirkradien der acht Testbrunnen betrugen zwischen 3 m und 20 m und spiegelten so die räumliche Variabilität der Durchlässigkeit des Untergrundes wider. Das endgültige Brunnennetz wurde dementsprechend in den Bereichen geringer Durchlässigkeit verdichtet.

Für die Grundwasserförderung mittels Zweiphasen-Extraktion ergaben sich deutlich grössere Radien der Absenktrichter, die überall über 3 m lagern, so dass der minimale Abstand zwischen den Extraktionsbrunnen über die Bodenluftabsaugung definiert wurde.

5.1.2. Volumenströme

Zur Auslegung der einzelnen Systemkomponenten (Wasserbehandlung, Strippanlage, katalytische Verbrennung und Gaswäscher) ist die Kenntnis der zu erwartenden Volumenströme notwendig.

Bodenluft: Die mit einem Standard-Seitenkanalverdichter bei einem maximalen Unterdruck von etwa 200 mbar realisierbaren Volumenströme wurden mit einem Venturirohr gemessen. Für die Extraktionsbrunnen mit geringem Wirkradius (< 5 m) liessen sich etwa $25 \text{ m}^3/\text{h}$, für die Brunnen mit grösserem Wirkradius solche von etwa $80 \text{ m}^3/\text{h}$ erzielen.

Grundwasser: Die einzelnen Durchflüsse im Dauerbetrieb der Brunnen betrugen zwischen 0.1 und 1.5 l/min. Nach Überlagerung der einzelnen Absenktrichter erreichte der Summendurchfluss etwa 10 l/min ($0.6 \text{ m}^3/\text{h}$).

Als notwendige Anlagenkapazität wurden $500 \text{ m}^3/\text{h}$ für die Bodenluft und $1 \text{ m}^3/\text{h}$ für das Grundwasser veranschlagt.

5.1.3. Sanierungsdauer

Für die Schätzung der Sanierungskosten ist die Dauer von ausschlaggebender Bedeutung, da die Betriebskosten relativ konstant sind.

Für die beiden Fördermedien, Bodenluft und Grundwasser, wurde daher die zeitliche Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen betrachtet. Für die Bodenluft ist dies leicht möglich, da die Konzentrationen quasi-kontinuierlich mit einem Fotoionisationsdetektor und gelegentlichem Abgleich über diskrete Proben gemessen werden können. Die Entwicklung der Grundwasserkontamination lässt sich dagegen nur durch diskrete Proben und Analyse im Labor verfolgen.

Bodenluft: Die Auswertung und Prognose der Sanierungsdauer für die Bodenluft erfolgte nach folgendem Zusammenhang, der sich in der Praxis gut bewährt hat:

$$C_t = C_0 \times e^{-k \times \Delta t}$$

mit: C_t : Konzentration zum Zeitpunkt t , C_0 : Anfangskonzentration, k : Konstante des zeitlichen Konzentrationsverlaufs

Ergebnisse: Die Zeitreihen der Bodenluftkonzentrationen der acht Brunnen ergab eine prognostizierte Sanierungsdauer von 2.5 bis 4 Monaten zur Erreichung eines Schwellenwertes von 20 mg/m^3 . In der Praxis zeigte sich gegen Ende der Sanierung eine Abflachung der Konzentrationsentwicklung infolge eines selektiven Austrags der Substanzen in Abhängigkeit ihres Dampfdrucks und zunehmender Bedeutung von oberflächengesteuerter Desorption, so dass die berechneten Werte der Sanierungsdauer gut verdoppelt werden können.

Grundwasser: Die Existenz von freier Phase (DNAPL) auf dem Boden des Grundwasserleiters führte in zwei der Brunnen zu einem Anstieg der Konzentrationen am Ende der 3 Wochen. Eine Prognose der Sanierungsdauer auf der Basis des obigen Zusammenhangs war somit nicht möglich. Die Abschätzung erfolgte vielmehr durch Vergleich der mittleren Konzentrationsabnahme im Wasser mit jener in der Bodenluft.

Ergebnis: Auf Basis der ermittelten Werte wurde die Sanierungsdauer des Grundwassers auf 2 bis 6 Jahre geschätzt.

5.1.4. Installation der endgültigen Anlage

Nach Abschluss der Testphase wurde das Pilotsystem für den grossmasstäblichen Dauerbetrieb wie folgt erweitert:

- Verdichtung des Extraktionsbrunnenrasters von 8 auf 22,
- Vergrösserung des behandelbaren Luftvolumenstroms auf $500 \text{ m}^3/\text{h}$,
- Umbau der einstufigen Strippkolonne in eine Batch-stripping (aufgrund des geringen Wasservolumenstroms wird das zu behandelnde Wasser batch-weise mehrmals durch die Strippkolonne geleitet, was die VOC-Restkonzentration vor Durchlaufen des Aktivkohlefilters reduziert),
- Austausch der Luftaktivkohle gegen eine katalytische Verbrennung mit Gaswäscher.

Das Schema der Anlage ist in Figur 4 dargestellt. Figur 5 zeigt die Verlegung vor Ort.

6. Betrieb

Der Betrieb der grossmasstäblichen Sanierung begann im September 2001. Als betriebsbegleitendes Monitoring war mit der Koordinierungsgruppe folgendes Programm abgestimmt worden:

Wöchentlich:

- Messungen der Bodenluft und des Gesamtluftstroms (Bodenluft, Strippluft und Luft der Zweiphasen-Extraktion),
- Erfassen des Verbrauchs an Energie, Gas, Wasser und Natronlauge.

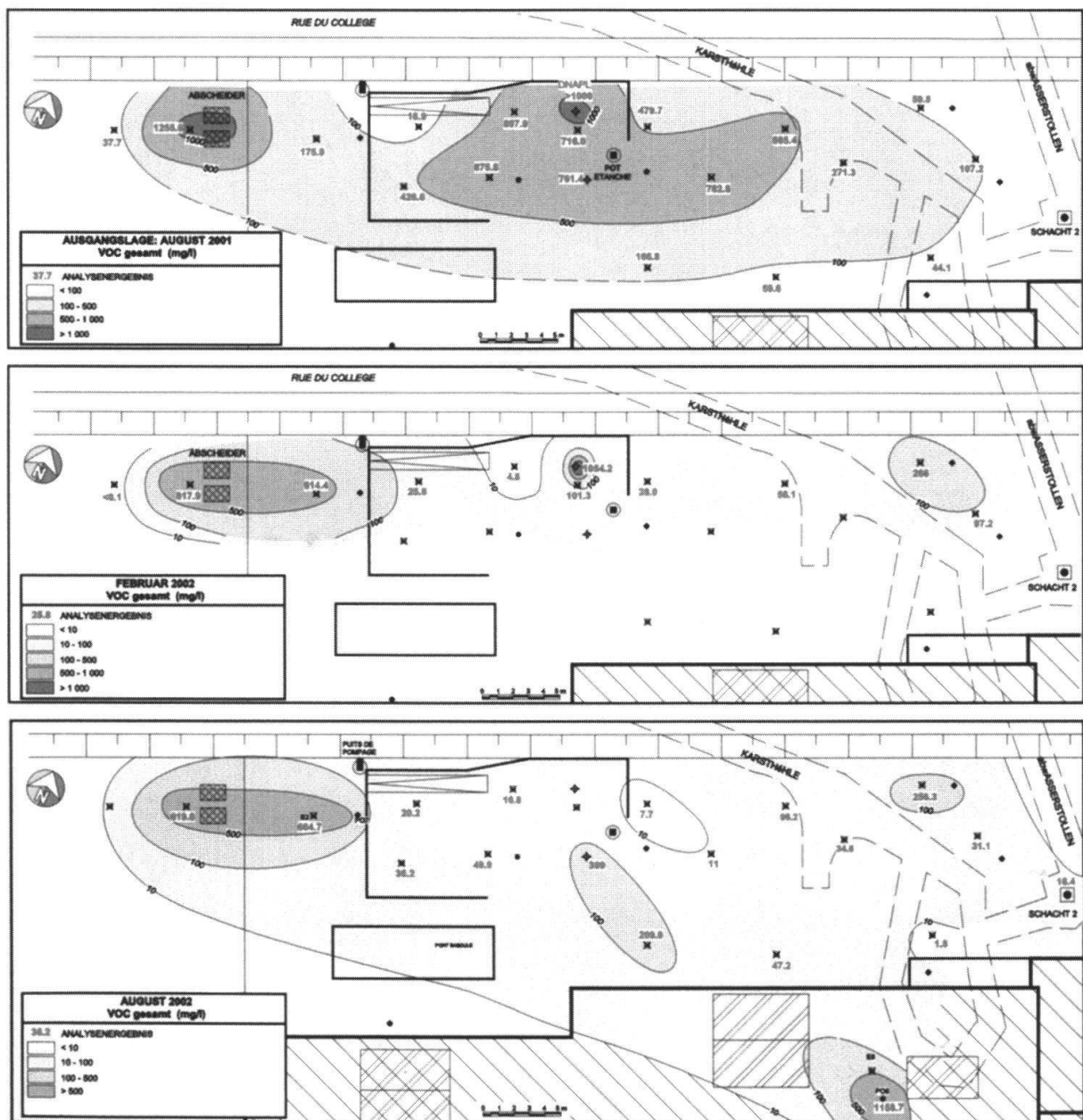


Fig. 5: Räumliche Verteilung der Gesamt-VOC Konzentrationen in Bodenluft und Grundwasser zu Beginn, nach sechs und nach zwölf Monaten Betrieb der Sanierung.

Monatlich:

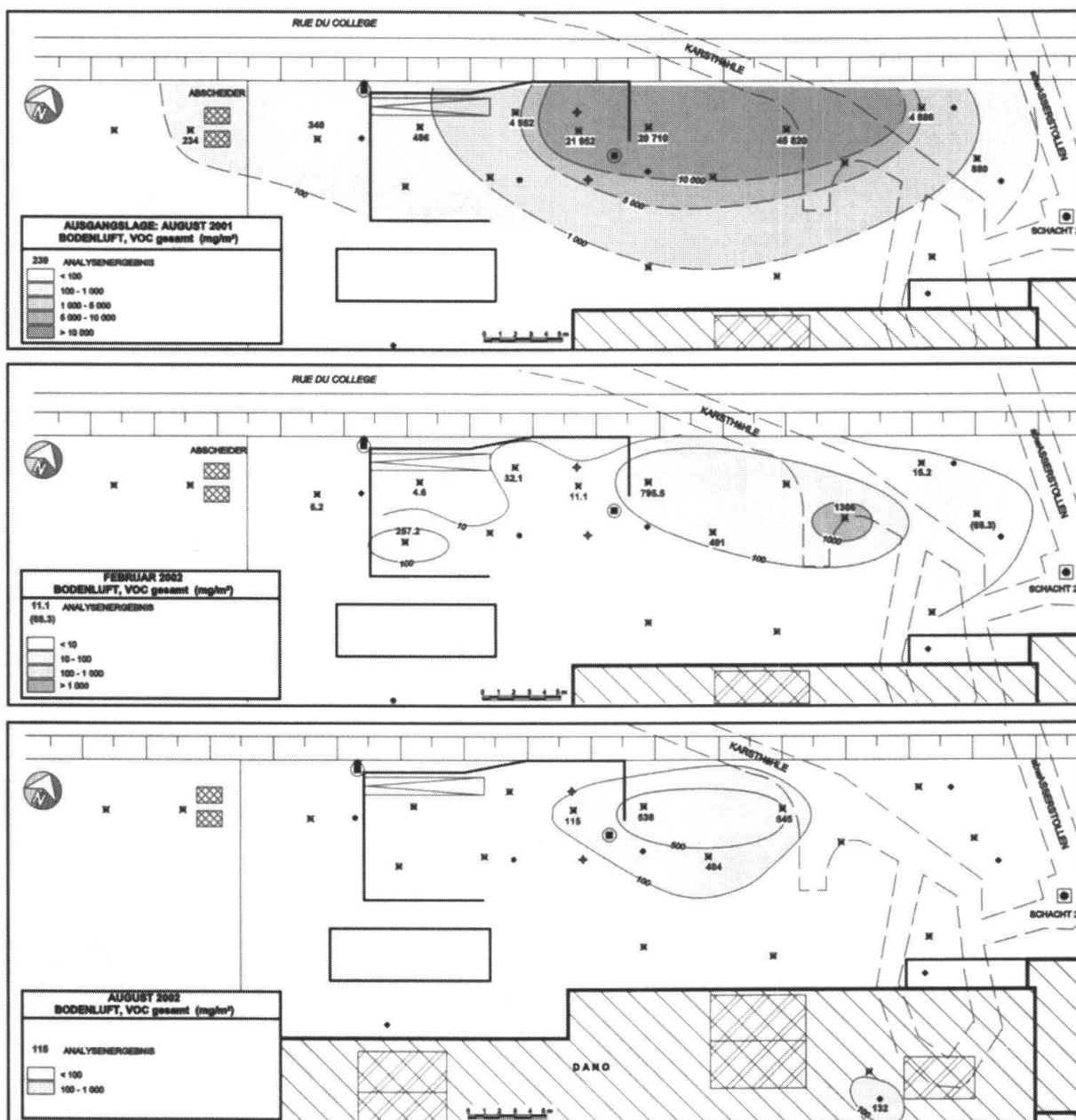
– Wartung und Reinigung der Anlage.

Dreimonatlich:

– Beprobung von Bodenluft und Grundwasser in den Extraktionsbrunnen sowie der Abgase und des Abwassers nach der Behandlung.

Ein erstes Fazit wurde nach 6 Monaten Betrieb, im Februar 2002, ein weiteres nach 12 Monaten, im August 2002, gezogen. Die Entwicklung der räumlichen Konzentrationsverteilung im Vergleich zur Ausgangssituation ist in Figur 5 dargestellt.

Ergebnis: In der Bodenluft sind die Konzentrationen von im Mittel 10'000 mg/m³ und einem Maximalwert von 45'820 mg/m³ auf einen Mittelwert von unter 50



mg/m³ und einen Maximalwert von 1'306 mg/m³ gesunken. Gegenüber den Richtwerten der Altlastenverordnung überschreiten nur noch zwei Einzelsubstanzen, Vinylchlorid und Chloroform in einer der Bodenluftproben die jeweiligen Grenzwerte.

Auch im Grundwasser sind die Konzentrationen in den meisten der Brunnen, wie auch in den Beprobungsdrainagen im Karstsystem gesunken, allerdings um geringere Beträge. In einigen der Brunnen wurde ein Anstieg der Konzentrationen beobachtet, der mit dem Auftreten von LCKW in Phase am Boden des Grundwasserleiters korreliert. So konnte vor allem die Verlagerung der Fahne im Südwesten des Geländes in Richtung Standortmitte beobachtet werden, die aus der Veränderung des Fließregimes durch die Überlagerung verschiedener Absenkrichter herrührt.

Als zweiter Parameter des Sanierungsfortschritts wurde der Gesamtmassenaustrag betrachtet, dessen zeitliche Entwicklung in Figur 6 wiedergegeben ist. Die Berechnung des Massenausdrags beruht auf Messungen der VOC-Konzentrationen mit dem PID vor dem Eintritt in die katalytische Verbrennung und die Umrechnung in Masseneinheiten über diskrete Rohgasproben zur Kalibrierung der PID-Messungen.

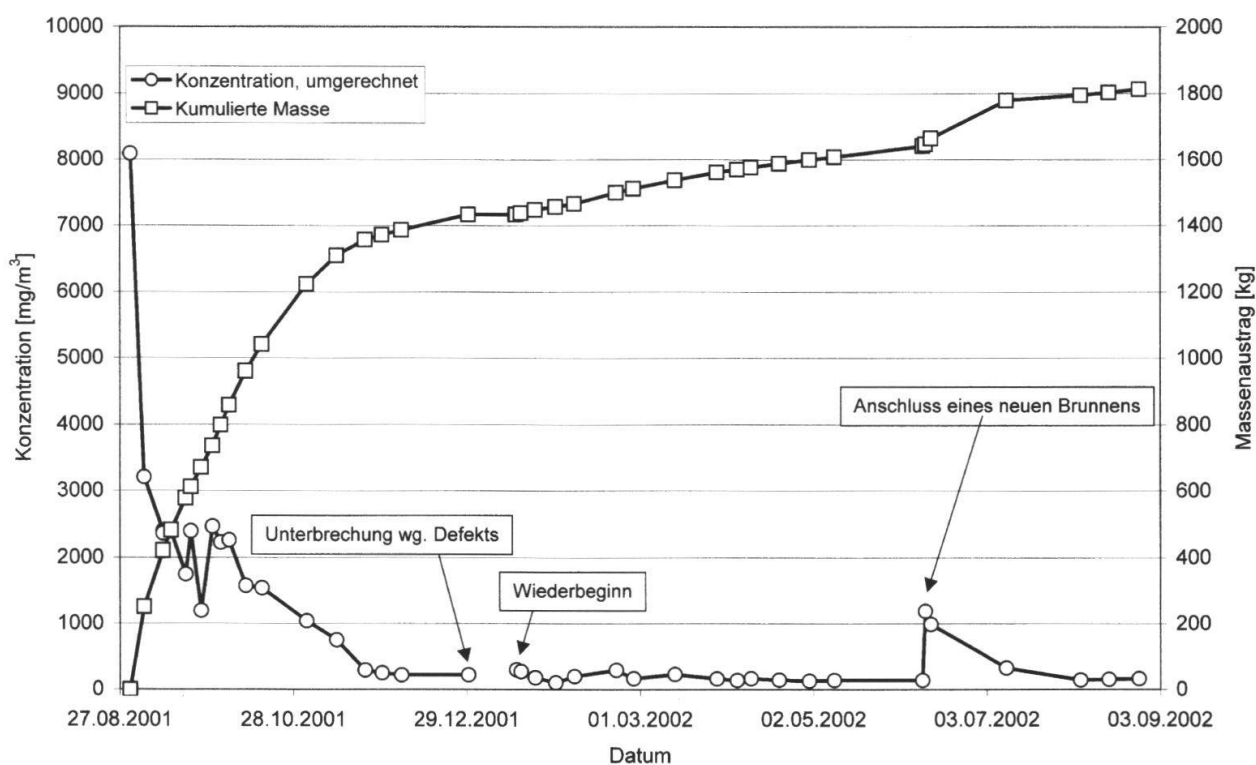


Fig. 6: Konzentrationsentwicklung und Gesamtmassenaustrag während der Sanierung.

Figur 6 zeigt einen Massenaustrag von etwa 2 kg/h zu Beginn der Sanierung, der sich im weiteren Verlauf ab Dezember 2001 auf 0,1 bis 0,2 kg/h verringerte. Im Zeitraum von September 2001 bis August 2002 ergab die Massenbilanz folgendes Bild:

Austrag	Masse [kg]
im Gasstrom	1'810
über abgeschiedene Schwerphase (DNAPL)	160
während des Pilotversuchs	800
Summe	~2'700

Tab. 2: Bilanz des Sanierungserfolgs im Zeitraum von September 2001 bis August 2002.

7. Sanierungsziele

Zusammen mit dem Voranschreiten der Sanierung müssen auch deren Ziele festgesetzt werden, wobei als solche nicht zwingend die Grenzwerte der Altlastenverordnung herangezogen werden müssen. Nach Artikel 15 kann von den Grenzwerten in Anhang 1 der Altlastenverordnung abgewichen werden, wenn die Sanierung selbst eine Belastung der Umwelt darstellt oder unverhältnismässige Kosten verursacht, bzw. die Nutzung von Grundwasser im Gewässerschutzbereich A_U unbeeinträchtigt ist. Im Falle des Standortes von CISA ist das Erreichen von Konzentrationen im ppb-Bereich entsprechend Anhang 1 der AltIV mit in-situ Techniken und unter vertretbarem Zeit- und Kostenaufwand unmöglich.

Die Ermittlung der abweichenden Sanierungsziele geschieht mit Hilfe einer Gefährdungsabschätzung, die den möglichen Nutzungsszenarien des Standortes nach Abschluss der Sanierung Rechnung trägt. Auf Basis der Verkettung: Schadstoffquelle – Wirkpfad – Rezeptor wird für ausgesuchte Schadstoffe die tolerierbare Restkonzentration ermittelt. Die Risikoabschätzung verläuft in drei Schritten:

1. Erstellen der Liste charakteristischer Schadstoffe und deren physikalischer und toxikologischer Eigenschaften. Diese Parameter können öffentlich zugänglichen Datenbanken (INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Frankreich, IRIS (Integrated Risk Information System) der US EPA entnommen werden.
2. Erstellung eines konzeptuellen Modells der Exposition von möglichen Rezeptoren (Mensch und Umwelt) gegenüber den Schadstoffen. Die zu untersuchenden Nutzungsszenarien wurden mit dem Untersuchungskomitee zuvor festgelegt.
3. Berechnung der tolerierbaren Restkonzentrationen für ausgewählte Schadstoffe auf der Basis physikalisch-toxikologischer Modelle. Folgende Parameter gehen in die Berechnung ein: stoffspezifische Eigenschaften (Migration und Toxizität), bodenphysikalische Eigenschaften, Grundwasserfliessgeschwindigkeit, bauliche Charakteristika (Art und Dicke der Fussböden, Austausch der Raumluft etc.)

Als Ergebnis werden für die, als charakteristisch betrachteten Schadstoffe numerische Werte der Konzentrationen (mg/kg oder mg/l) angegeben. Sollten diese Werte aufgrund der Konfiguration des jeweiligen Standortes technisch nicht erreichbar oder ihr Erreichen ökonomisch nicht vertretbar sein, so erfolgt eine Nutzungsbe-

schränkung des ganzen oder von Teilen des Geländes. In vielen Fällen wird dann zumindest eine «sensible» Nutzung des Geländes (Wohnbebauung, Kindergärten etc.) ausgeschlossen.

Für das Gelände der CISA wurden für die drei potentiellen Nutzungen

- Parkplatz,
- gewerbliche Räume und
- Wohnbebauung

eine Berechnung der tolerierbaren Restkonzentrationen durchgeführt, die entsprechend der deutlich verschiedenen Anforderung zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommt. Eine endgültige Entscheidung über das anzuwendende Nutzungsszenario und die tolerierbaren Restkonzentrationen wird z.Z. durch Vertreter der Stadt und des kantonalen Umweltamtes vorgenommen.

8. Kosten

Die Kosten des Projektes, bestehend aus den «einmaligen Kosten» (Untersuchung, Pilotversuch und Installation der Sanierungsanlage) und den Betriebskosten, setzen sich wie folgt zusammen.

Position	Kosten [CHF]
Einmalige Kosten	
Standortuntersuchung (Detail)	70'000.—
Pilotversuch	90'000.—
Räumliche Abgrenzung (Geoprobe)	30'000.—
Installation der Sanierungsanlage	130'000.—
Summe	310'000.—
Betriebskosten (monatlich)	
Ingenieurleistung (Anlagenbetreuung, Beprobung, Berichtswesen, Besprechungen)	8'000.—
Miete und Wartung der Sanierungsanlage	14'200.—
Analytik	1'800.—
Energie (25 kW), Gas (1 kg/h) und Natronlauge	6'000.—
Summe	30'000.—

Tab. 3: Kosten der Sanierung.

Bis Ende Februar 2002, also nach sechs Monaten Betrieb, waren die Konzentrationen in der Bodenluft aller Brunnen mit einer einzigen Ausnahme soweit zurückgegangen, dass sie die Anforderungen der AltIV erfüllten.

Die Verabschiedung des anzuwendenden Nutzungsszenarios wird im Weiteren darüber entscheiden, bis zu welchem Zielwert der Boden saniert zu werden hat.

Zur Abschätzung der Effizienz der Sanierung bietet sich ein einfacher Vergleich der Kosten pro Tonne behandelten Bodens mit den Kosten für eine klassische Behandlung über Aushub und Entsorgung an.

Die sanierte Fläche beträgt etwa 1'000 m². Mit der erfassten Bodentiefe von 4.0 m ergibt sich ein Volumen von 4'000 m³, oder etwa 6'500 t. Die derzeitigen Kosten betragen nach obiger Tabelle CHF 310'000.– + 12 x CHF 30'000.– = CHF 670'000.–. Pro Tonne gereinigten Bodens belaufen sich die derzeitigen Kosten auf CHF 100.–. Der verbleibende Aufwand bis zum Sanierungsende hängt von der späteren Nutzung des Geländes ab. Setzt man vorläufig eine gewerbliche Nutzung an, so muss von einem Betrieb über weitere 12–15 Monate ausgegangen werden. Die derzeitige Kostenschätzung der Gesamtkosten beläuft sich auf CHF 1'200'000.–. Hieraus ergibt ein Preis pro Tonne sanierten Bodens von CHF 210.–. Zum Vergleich: die Deponierung des Bodens als Sonderabfall kostet etwa CHF 800.– pro Tonne.

9. Ausblick

Nach zwölf Monaten Betrieb ist die Sanierung des Bodens weitgehend abgeschlossen, während die Grundwassersanierung noch mehrere Monate laufen wird.

Zur Zeit wird eine künstliche Drainage des Grundwasser im Zustrom des Grundstücks konstruiert, um die Neukontaminierung von unbelastetem Grundwasser zu verhindern und so die Sanierung zu verkürzen. Diese Drainage wird an der südlichen Grundstücksgrenze installiert und an das Abwassernetz angeschlossen.

Literatur

Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (AltV), SR814.01, 1998.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1995: Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren. – Karlsruhe.

US EPA 2001: Remediation Cost Compendium Year 2000. – US EPA Solid Waste and Energy Response Technology Innovation Office, Report No. 542-R-01-009, Washington D.C.

