

RÉPUBLIQUE ET CANTON  
DU JURA (SUISSE)



Office des eaux et de la  
protection de la nature  
CH-2882 St-Ursanne  
Suisse

---

**Les DNAPLs (Dense Non Aqueous Phase Liquids)  
dans l'environnement de la Décharge Industrielle de  
Bonfol (Canton du Jura, Suisse)**

## Préface

Les DNAPLs (Dense Non Aqueous Phase Liquids) sont définis comme des liquides possédant une densité supérieure à celle de l'eau et qui se mélangent que difficilement avec celle-ci. Du fait que certains DNAPLs font partie des polluants d'eaux souterraines les plus fréquemment rencontrés et possèdent des propriétés physico-chimiques particulières, de nombreux travaux de recherches leur sont consacrés.

La décharge industrielle de Bonfol (DIB) contient notamment des composés organiques halogénés, des hydrocarbures aromatiques et des phénols dont certains peuvent se comporter comme des DNAPLs. Pour cette raison plusieurs études se sont focalisées sur les DNAPLs de la DIB.

Dans la première partie de cette compilation, MM. Buser et Wildi présentent une synthèse des propriétés physico-chimiques, des méthodes de détection directes et indirectes des DNAPLs ainsi qu'une partie des techniques d'assainissement. La présence de DNAPLs dans la DIB et leur potentiel à polluer l'environnement est discuté.

Dans la seconde partie, un travail effectué par le bureau BMG montre une modélisation quantitative et une comparaison avec les résultats obtenus dans les piézomètres localisés dans la zone de flux des eaux souterraines en aval de la DIB.

Sur le terrain, les concentrations de composés organiques pouvant se comporter comme des DNAPLs ont été détectées dans certains piézomètres situés aux alentours de la DIB. Les piézomètres localisés dans une lentille sableuse, contenue dans les Argiles de Bonfol, montrent des concentrations élevées de composés organiques halogénés et des hydrocarbures aromatiques (jusqu'à ~18mg/L) mettant en évidence la présence d'eau souterraine contaminé par les eaux de la DIB. Le contexte stratigraphique des Argiles de Bonfol suggère que ces lentilles sableuses sont confinées dans les argiles. Certains piézomètres localisés dans les Cailloutis du Sundgau font apparaître de faibles concentrations (entre ~1 et ~80?g/L) de composés organiques qui peuvent se comporter comme des DNAPLs, cependant leur concentration est largement inférieure à leur solubilité absolue.

Les données de terrains ainsi que les modèles ne permettent pas de conclure à la présence d'une source de DNAPLs en dehors de la DIB. Lors de la déconstruction de la DIB les argiles encaissantes de la décharge devront être inspectées afin d'identifier les chemins de migrations potentiels des DNAPLS (particulièrement les zones sableuses). La présence de DNAPLs au-dessous de la DIB devra encore être évalué après l'excavation des déchets.

Dr. Markus Bill  
Office des eaux et de la  
protection de la nature  
CH-2882 St-Ursanne  
Suisse



REPUBLIQUE ET CANTON DU JURA

DEPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EQUIPEMENT

Office de l'Eau et de la Protection de l'Environnement (OEPN)

---

**Décharge Industrielle de Bonfol (DIB):**  
***DNAPLs (Dense Non Aqueous Phase Liquids)***  
**« Liquides denses en phases non-aqueuses »**

*18 novembre 2002*  
*(rév. 17/03/2003)*

*Marcos Buser*  
*Projekte und Gutachten*  
*Klosbachstrasse 48*  
*8032 Zürich*

*Walter Wildi*  
*Institut F.A. Forel*  
*Université de Genève*  
*10, route de Suisse*  
*1290 Versoix*

---

## TABLE DES MATIERES

---

1. Introduction	3
2. Caractérisation physique et chimique des DNAPLs	4
3. Comportement des DNAPLs dans le milieu souterrain	8
4. Détection des DNAPLs	12
5. Méthodes d'assainissement	14
6. DNAPLs dans le système de la DIB	16
7. Analyse des risques et des mesures à prendre dans le cadre du projet d'assainissement de la DIB	22
8. Résumé, conclusions et recommandations	25

Tableau 1: Résumé des substances mises en évidence dans les lixiviats de la DIB et dans la nappe souterraine en aval de la décharge.

Annexe 1 : DNAPLs, groupes et substances, d'après Pankow & Cherry 1996

Annexe 2 : ITCR (2000): Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs) : Review of Emerging Characterization and Remediation Technologies

Annexe 3a : DOC, AOX et FOCl dans les prélèvements d'eau du réseau d'observation

Annexe 3b : Chlorure de méthylène dans les prélèvements d'eau du réseau d'observation

Annexe 3c : Substances xénobiotiques dans les prélèvements d'eau du réseau de surveillance

---

## 1.- INTRODUCTION

---

Historique de la Décharge Industrielle de Bonfol	La Décharge Industrielle de Bonfol a été exploitée de 1961 à 1976 par la Chimie bâloise (Basler Chemische Industrie, BCI). Pendant cette période, la cuvette de l'ancienne carrière d'argiles a reçu env. 114'300 t de déchets spéciaux liquides, pâteuses et solides, déposés en vrac ou en fûts (CSD 1992).
Mobilisation des substances	Depuis le début de l'exploitation il y a maintenant une quarantaine d'années, les substances contenues dans les déchets ont pu être mobilisées et ont pu - et peuvent encore - diffuser dans l'environnement, soit sous forme gazeuse, soit sous forme aqueuse ou en phase non aqueuse.
DNAPLs	Dans le cadre du programme de contrôle du système de la décharge et de son environnement par le détenteur (BCI 2002 et autres rapports annuels), l'attention principale porte sur la mobilisation de substances en phase aqueuse et une éventuelle diffusion environnementale. L'effort de surveillance concerne donc essentiellement le système hydrogéologique et le risque de sa contamination par la décharge. Toutefois, la diffusion de substances par des liquides en phases non aqueuses ( <i>Non Aqueous Phase Liquids, NAPLs</i> ), et plus particulièrement les liquides denses en phases non aqueuses ( <i>Dense Non Aqueous Phase Liquids, DNAPLs</i> ), peuvent représenter à tout moment, mais surtout à long terme, un risque majeur pour la santé humaine et l'environnement.
Mandat du Comité stratégique	Le Comité stratégique du Gouvernement jurassien chargé du suivi du projet d'assainissement de la Décharge Industrielle de Bonfol a de ce fait décidé, lors de sa séance du 3 juin 2002, de mandater ses experts pour la réalisation d'une étude concernant la question des DNAPLs. Ce rapport présente les conclusions de cette évaluation .
Le rapport	Le rapport reprend d'abord la question des caractéristiques chimiques et physiques des substances pouvant former des phases non aqueuses, ainsi que leur toxicité. Il examine ensuite le comportement des substances en phase dans l'environnement, les problèmes de détection et de surveillance et d'assainissement. Il fait enfin le point sur la question des DNAPLs dans la décharge de Bonfol et émet des recommandations dans le cadre du programme d'assainissement.

---

## 2.- CARACTERISATION CHIMIQUE ET PHYSIQUE DES DNAPLS

---

### 2.1.- SUBSTANCES COMPOSANT OU FORMANT LES DNAPLS

Composées organiques	<p>Les principaux groupes de composées organiques qui composent les DNAPLS sont les suivants (Annexe 1, Pankow &amp; Cherry 1996) :</p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Solvants chlorés</li><li>• Autres substances organiques halogénées</li><li>• Phtalates et substances aromatiques substituées</li><li>• PCB</li><li>• Pesticides</li></ul>
Solvants chlorés	<p>Les solvants chlorés sont les liquides en phase le plus souvent rencontrés dans l'environnement. A l'origine, la volatilité élevée conduisait à entreposer ou à disperser ces solvants sans précaution particulière, en supposant que l'évaporation allait les faire disparaître. Cependant, l'infiltration d'une partie des substances a conduit à une pollution des eaux souterraines dans beaucoup de régions du monde. En effet, dès que ces substances atteignent les nappes phréatiques, leur volatilité se trouve fortement réduite.</p>
Substances et propriétés	<p>Annexe 1 et Tableau 1 (Buser &amp; Finger 2000) donnent une vue d'ensemble sur la composition chimique, quelques propriétés et l'utilisation de substances entrant dans la composition des eaux de lixiviation de la Décharge Industrielle de Bonfol et en conséquence de DNAPLS éventuels de cette décharge (voir aussi Rivett, Lerner &amp; Lloyds 1990).</p>
Utilisation des substances	<p>Les substances qui peuvent entrer dans la composition des DNAPLS font partie de produits d'utilisation quotidienne et sont utilisées dans différentes branches industrielles. Certaines substances, tels les PCB, sont aujourd'hui écartées au profit de substances moins nocives.</p>

Solubilité des DNAPLs	<p>Les DNAPLs ont des solubilités relatives variables. Certaines phases sont pratiquement insolubles, d'autres ont une solubilité relative élevée. La solubilité absolue est le plus souvent faible. Cette propriété permet aux DNAPLs de descendre au fond d'un aquifère sans être éliminés en cours de route et de former des accumulations qui peuvent rester en place pendant très longtemps. Cette caractéristique rend également difficile leur localisation dans le sous-sol et l'assainissement par des méthodes d'extraction d'eau.</p> <p>La dispersion de DNAPLs dans l'eau, même à faible concentration, peut facilement conduire à un niveau de contamination élevé, dépassant les valeurs limites pour l'eau potable.</p>
Dégradation	<p>La dégradation par des processus biologiques et chimiques est lente ; les substances persistent pendant des années, ou des dizaines d'années dans l'environnement. Souvent, la dégradation est accompagnée par la formation de métabolites. Ces derniers peuvent parfois être d'une toxicité plus élevée que les substances d'origine.</p>
Toxicité, exemples	<p>La plupart des substances entrant dans la composition des DNAPLs sont connues pour leurs effets toxiques et notamment cancérigènes. A titre d'exemple quelques profils de toxicité :</p>
TCE	<p><i>TCE (Trichloroéthylène)</i> : L'exposition de longue durée et à des concentrations suffisamment élevées peut affecter le foie, le système immunitaire et le système nerveux, mais aussi le développement des fœtus. Des études montrent qu'une exposition prolongée à de faibles concentrations peut favoriser le développement de cancers. Ces mêmes effets sont constatés pour d'autres solvants chlorés (Département de la santé du Minnesota, <a href="http://www.health.state.mn.us/divs/eh/hazardous/tce.html">http://www.health.state.mn.us/divs/eh/hazardous/tce.html</a>)</p>
PCB	<p><i>PCB (Polychlorobiphényles)</i> : Parmi les graves problèmes écotoxicologiques des PCB il convient de mentionner les effets stérilisants chez les vertébrés et les humains (Zhao, Y., L.G. Hansen and P.S. Cooke. 1994, Ramade 1998) et l'affectation des fonctions cognitives et la croissance chez les petits enfants (Jacobson, J.L., S.W. Jacobson and H.E.B. Humphrey. 1990, Jacobson, J.L., S.W. Jacobson and H.E.B. Humphrey. 1989). Les PCB peuvent se concentrer à des taux considérables dans la biomasse.</p>
Pesticides	<p><i>Pesticides</i> et herbicides constituent une vaste famille de substances caractérisées, selon leur définition, par une haute écotoxicité. Le DDT (dichloro-diphényl-trichloroéthane) a été interdit dans la plupart des pays industrialisés au début des années 1970 du fait de sa forte toxicité, de sa persistance et de son accumulation dans les organismes. D'autres substances rencontrées dans les DNAPLs sont énumérées Annexe 1.</p>

## 2..2.- PROPRIETES PHYSIQUES DES DNAPLS

Les risques environnementaux des DNAPLs sont notamment conditionnés par les propriétés physiques de ces substances.

Paramètres physiques Les paramètres physiques qui déterminent le comportement des DNAPLs dans l'environnement sont les suivants (Vuillamy 2002):

- La tension de surface entre phases (*interfacial tension*)
- La mouillabilité
- La pression capillaire
- La densité
- La viscosité

Tension de surface

- La tension de surface entre phases (*interfacial tension*)

Cette tension ( $\sigma$ ) décrit la coexistence de liquides à deux ou à plusieurs phases . Les liquides, de pression différente, sont séparés par une interface courbe, de surface minimale. La tension de surface entre phases intervient fortement dans les équations de flux et influence en conséquence fortement la dispersion des liquides en phase dans l'environnement.

Mouillabilité

- La mouillabilité

La mouillabilité décrit l'affinité d'un liquide par rapport à un solide. Concrètement, elle se manifeste par l'angle de surface ( $\theta$ ) du liquide en contact avec le solide et décrit notamment la capacité d'un liquide d'occuper un espace de pores.

La majorité des DNAPLs ont une mauvaise mouillabilité en comparaison avec l'eau. En conséquence, dans un espace de pores donné, l'eau peut remplir un volume plus important et des pores plus petites que la plupart des liquides formant des DNAPLs. En revanche, des liquides en phase peuvent pénétrer dans un espace à pores suffisamment grandes pour remplacer l'eau en présence et pour rester piégés dans cet espace, grâce à la tension de surface.



## Pression capillaire

- La pression capillaire

La pression capillaire ( $P_c$ ) est définie comme la différence de pression entre une phase liquide à mauvaise mouillabilité ( $P_{nw}$ ) et une phase à bonne mouillabilité ( $P_w$ ).

$$P_c = \Delta P = P_{nw} - P_w$$

La relation entre pression capillaire ( $P_c$ ), tension de surface ( $\sigma$ ), radius des espaces de pores ( $r$ ) et angle de contact est alors la suivante :

$$P_c = 2\sigma \cos \theta / r$$

La pression capillaire joue un grand rôle dans la capacité des DNAPLs à pénétrer dans un espace poreux ou fracturé (voir ci-dessous).

## Densité

- La densité (Annexe 1)

Les solvants chlorés en question ont des densités ( $\rho$ ) allant de 1.1 à 1.7 g/cm<sup>3</sup>, voir plus. En conséquence, la pénétration des DNAPLs dans la nappe phréatique et leur écoulement vers le fond de la nappe sont largement facilités.

## Viscosité

- La viscosité (Tableau 1)

La viscosité est la résistance interne au flux du liquide. Elle détermine, combinée avec la densité, la mobilité d'une phase au sein de l'aquifère. Beaucoup de liquides faisant partie des DNAPLs ont une viscosité inférieure à celle de l'eau et en conséquence, combiné avec leur densité, une très forte mobilité dans l'environnement.

---

### 3.- COMPORTEMENT DES DNAPLS DANS LE MILIEU SOUTERRAIN

---

Processus à considérer Dans l'analyse du comportement des DNAPLS dans l'environnement, les processus suivants sont à considérer :

- Accumulation dans des réservoirs (*pools*)
- Pénétration des barrières
- Migration dans l'environnement
- Lessivage
- Mélange, altération et transformation

Accumulation des DNAPLS

- Accumulation dans des réservoirs (*pools*)

Dans une décharge, ou dans tout lieu de déversement dans l'environnement, les DNAPLS vont migrer en profondeur, dans la zone vadose, comme dans la zone saturée. Les liquides en phase peuvent toutefois être retenus localement par des barrières imperméables (cuvettes d'argiles, zones imperméables dans une décharge etc.) Des *pools* (réservoirs ou accumulations) peuvent alors se former. Des DNAPLS stockés dans des fûts peuvent rester trappés pendant des années.

En principe, les accumulations de DNAPLS se trouvent dans la dépression la plus profonde accessible pour ces liquides.

- Pénétration des barrières

Pénétration des barrières La pénétration des barrières peut se faire principalement de deux façons :

a).- par une altération des barrières au contact avec les phases. Il est, à titre d'exemple, connu que des solvants organiques peuvent modifier la structure des argiles (Peters 1993) et faciliter ainsi le passage des phases à travers la barrière (CSD 1992). Cette

modification se produirait essentiellement en présence de substances organiques polaires (D. Hukeler, comm. personnelle).

b).- par pression capillaire (Pankow & Cherry 1996) Cette pression permettra aux liquides de pénétrer dans des fissures et fractures et de migrer à travers une barrière. L'équation suivante (op. cit.) décrit la hauteur d'une colonne de DNAPLs nécessaire à la pénétration d'un liquide dans une fissure. Cette hauteur (H) est proportionnelle à la tension de surface entre l'eau et la phase en question, et inversement proportionnelle à la différence de densité :

$$H = (2\sigma \cos \theta) / (P_{nw} - P_w) g e$$

g = constante de gravité

e = ouverture de la fissure ou fracture en mètres

## Migration environnementale

- Migration environnementale (Figure 1)

La migration des DNAPLs est un processus d'une grande complexité (Pankow & Cherry 1996). Il sera notamment conditionné par :

a).- la mobilité, déterminée par le rapport entre densité et viscosité des liquides en phase

b).- la gravitation

c).- la géométrie et la distribution spatiale des espaces ouverts, tels que pores, fractures, cavités de karst. D'une façon générale, le flux des phases sera déterminé dans une large mesure par la moindre résistance capillaire rencontrée.

Pendant leur migration, soit en milieu poreux, soit en milieu fracturé, les DNAPLs laissent des résidus (*bubbles*) dans des ménisques de pores et dans les réseaux de cavités pénétrés auparavant (Fig. 1). Etant donnée la grande vitesse à laquelle se passe cette migration, ces résidus constituent souvent les seuls témoins du passage des phases, permettant par la même de retracer leur cheminement. Ces traces peuvent notamment être détectées à travers les programmes de contrôle des eaux.

Les phases migrées suivront leur chemin en profondeur jusqu'à ce que celui-ci se termine contre une nouvelle barrière imperméable.

Mélange, altération et lessivage

- Mélange, lessivage, et altération

Les DNAPLs forment souvent des mélanges ou des associations de phases. La solubilité d'un mélange de substances peut être inférieure à celle des phases qui le constituent. Ceci complique aussi bien leur détection, leur identification et une élimination éventuelle. Par ailleurs, l'activité microbienne, surtout dans le milieu vadose, conduit à une altération lente (décomposition) des substances (voir Pankow & Cherry 1996 pour une revue exhaustive).

Le lessivage des réservoirs (*pools*) et des résidus (*bubbles*) de DNAPLs dans le sous-sol se fait par dissolution des phases au passage de l'eau de la nappe phréatique. La quantité de substances ainsi mise en solution dépendra notamment :

- de la solubilité absolue, souvent faible
- de la surface de contact entre accumulation de DNAPL et eau souterraine
- des paramètres physico-chimiques de l'eau souterraine (température, pH, teneur en oxygène, etc.) et de son écoulement (débit et vitesse).

En conclusion

En conclusion, du fait de leurs propriétés physiques et chimiques énumérées ci-dessus, les DNAPLs présents dans le sous-sol auront tendance à fournir pendant une période longue une contribution à la contamination des eaux souterraines.

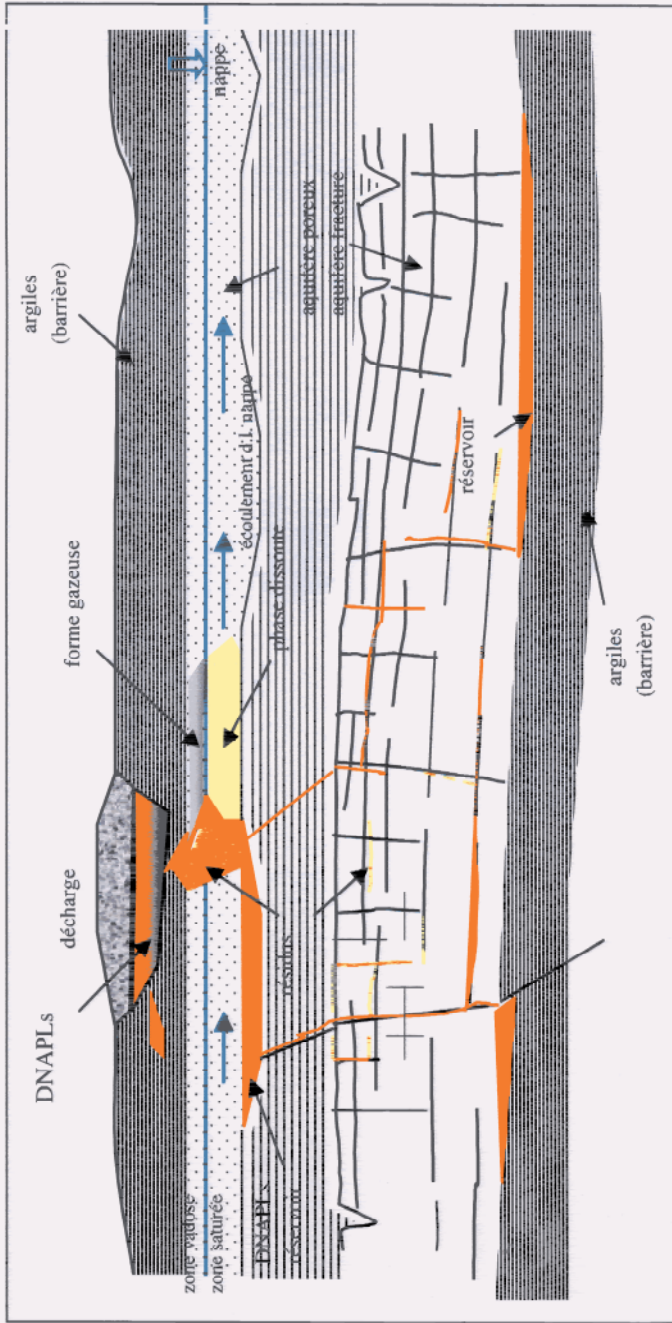


Figure 1 : Représentation schématique du comportement des DNAPLs dans le milieu souterrain : dispersion environnementale depuis une décharge permettant des fuites, soit par des zones poreuses (p. ex. zones sableuses), soit par des fractures.

---

#### 4.- DETECTION DES DNAPLS

---

De nombreuses méthodes de détection et de caractérisation des DNAPLs dans l'environnement sont mentionnées dans la littérature. A titre d'exemple, ITRC (2000) énumère et discute les méthodes suivantes (voir aussi Annexe 2) :

Méthodes géophysiques *Méthodes géophysiques (méthodes d'investigation indirectes) :*

- Géoradar (géométrie et faciès du milieu)
- Radar entre forages (*Cross-Well Radar*, détection de grands volumes de DNAPLs en milieu saturé)
- Tomographie de la résistance électrique (mesure de la résistance électrique entre forages)
- Profil d'induction verticale (méthode de mesure de la résistivité en sondage)
- Sismique réflexion 3D (géométrie et faciès du milieu)
- Résistivité électromagnétique

Méthodes par pénétration

*Méthodes par pénétration:*

- Echantillonnage de sol par pénétromètre ou forage. Pénétromètre ou foreuse peuvent être équipés de sondes (sonde sismique, *laser induced fluorescence*, résistivité électrique, mini-caméra, etc.).
- Echantillonnage par bande réactive (*Ribbon NAPL Sampler*) en forage ouvert

Traceurs in situ

*Traceurs in situ :*

- Test entre forages par séparation des traceurs (*Partitioning Interwell Tracer Test*)
- Radon – 222 et autres.

Méthodes à considérer      Certaines de ces méthodes (Annexe 2) pourraient être considérées, soit en l'état, soit avec une adaptation spécifique pour le cas de la DIB, de même que d'autres méthodes mentionnées dans la littérature (voir aussi la revue par Keller & Kram (1998, cum biblio.). De l'avis et selon l'expérience des auteurs et des lecteurs d'un premier projet du présent rapport, les méthodes géophysiques mentionnées ne permettront pas de déterminer avec une certitude suffisante la présence ou l'extension d'accumulations de DNAPLs, mais fourniront plutôt des renseignements sur la géologie. Nous considérons toutefois que – pour une raison de coûts notamment - une investigation du sous sol ne devrait pas se limiter aux seules méthodes classiques (p. ex. forages carottés), mais devrait envisager d'autres méthodes : sondages destructifs, mesures in situ par sondes et par traceurs, mesure des gaz dans la zone vadose. Une confirmation des résultats ainsi obtenus par des analyses quantitatives effectuées en laboratoire reste cependant indispensable.

Dans les nappes phréatiques (Cailloutis du Sundgau, karst du Malm), l'échantillonnage est à réaliser de préférence par niveau, afin de situer les zones d'infiltration depuis le toit de l'aquifère et les zones d'accumulations de liquides en phase au fond de l'aquifère.

---

## 5.- METHODES D'ASSAINISSEMENT

---

Cette brève revue démontre que des méthodes d'assainissement sont disponibles et permettent aujourd'hui l'assainissement d'accumulations et de résidus de DNAPLs « perdus » dans l'environnement. La mise en œuvre de ces technologies doit être adaptée aux conditions rencontrées et aux substances concernées. Selon les cas, les coûts d'un assainissement peuvent être considérables.

Dans tous les cas, l'assainissement d'accumulations de DNAPLs ne peut être envisagée que lorsque la géologie du site et l'extension et la composition du gisement sont connues avec une précision suffisante.

Ne sont considérées que les méthodes d'assainissement *in situ*, qui sont basées sur trois types de mesures :

- Injection d'air ou autre gaz, d'eau, de vapeur ou de solutions
- Apport de chaleur
- Injection d'agents chimiques

Quelques techniques à considérer sont les suivantes (ITRC 2000) :

Rinçage *in situ* (*In Situ Flashing*)

- *Rinçage in situ (In Situ Flashing)*

L'application de cette technologie exige l'installation d'un système d'injection et d'extraction. Un agent réactif, choisi en fonction de la composition des DNAPLs en présence, est injecté dans la zone contaminée afin d'augmenter la solubilité des liquides en phase. L'agent entre en réaction avec les DNAPLs dans la zone contaminée. L'extrait, comportant l'agent, le produit de réaction avec les DNAPLs et l'eau de la nappe est alors épuré en surface. L'effet du réactif est souvent renforcé par l'ajout d'alcool ou d'un autre solvant.

Cette technologie est éprouvée ; son application peut cependant être limitée par les conditions géologiques.

Extraction dynamique par vapeur (*Dynamic underground stripping*)

- *Extraction dynamique par vapeur (Dynamic underground stripping)*

Ces technologies ont été développées dans l'industrie pétrolière, afin d'augmenter la productivité des réservoirs ; elles sont appliquées dans la récupération de DNAPLs depuis les années 1980.



La méthode consiste à injecter de la vapeur sous pression dans le milieu contaminé. Les processus au contact de la vapeur avec les liquides en phase sont alors les suivants : Le réchauffement des liquides augmente la volatilité des fractions ainsi que la mobilité des liquides et favorise leur oxydation (*hydrous pyrolysis oxidation*) et la biodégradation. Les DNAPLs sont soit éliminés par évaporation, soit dégradés par oxydation ou activité microbienne, soit mobilisés pour une extraction par pompage.

La méthode est essentiellement appliquée à des sites hautement contaminés. Elle demande l'installation d'un équipement important.

« Chauffage à 6 phases » (*Six-Phase Heating*)

- « *Chauffage à 6 phases* » (*Six-Phase Heating*)

Dans cette technologie, des électrodes sont introduites dans la zone contaminée ; les DNAPLs sont éliminés par évaporation sous l'effet de la chaleur produite par le courant.

L'application de cette technologie doit être envisagée en combinaison avec un traitement des gaz; elle est considérée comme « versatile » (Annexe 2, ITRC 2000, p. 34).

Oxydation chimique in situ

- *Oxydation chimique in situ*

L'oxydation chimique in situ vise une décomposition des substances organiques par la rupture des ponts de carbone. Les produits de décomposition sont le plus souvent d'une toxicité inférieure à celle des substances de départ. L'application de ces méthodes dépend notamment des possibilités d'introduction des oxydants dans la zone contaminée. Les oxydants les plus utilisés seraient :

Le permanganate de potassium ( $KMNO_4$ ), le peroxyde d'oxygène ( $H_2O_2$ ), l'ozone ( $O_3$ ). L'ozone est également appliqué dans le traitement d'eau contaminée. Le choix de l'oxydant dépendra de la composition des liquides en phase identifiés dans la zone contaminée.

---

## 6.- DNAPLS DANS LE S YSTEME DE LA DIB

---

### 6.1.- SOURCES D'INFORMATIONS CONCERNANT LA PRESENCE DE DNAPL DANS LA DIB ET SON ENVIRONNEMENT

Le problème de la présence de liquides en phase a été évoqué plusieurs fois en relation avec la Décharge Industrielle de Bonfol au cours des années.

#### Sources d'information

En 1988 le rapport annuel (BCI 1988) signale la présence de DNAPL dans la décharge.

L'analyse de risques de 1991 (CSD 1992, voir aussi Peters 1993) fait le tour du problème des DNAPL dans la décharge et soulève la question du transfert vers les aquifères des Cailloutis du Sundgau, de la Série des Vosges et du karst du Jurassique.

Par la suite, les rapports annuels de surveillance mentionnent régulièrement la présence de substances pouvant provenir de DNAPLs (Annexe 3).

Une réévaluation de la situation est tentée par BMG (2001) dans l'étude des variantes.

Dans le cadre des réunions sur l'assainissement de la décharge avec la BCI, M. Rolf Bentz, directeur du projet, signale le déversement de liquides (DNAPLs) dans la décharge. Les fûts, dans lesquels ces liquides étaient transportés, auraient parfois été utilisés plusieurs fois du fait de leur coût élevé.

Lors de la réunion du Comité stratégique du 27 mai 2002, M. Bentz mentionne la possibilité de la présence de DNAPLs sous la décharge.

Ce sont essentiellement les constats des deux rapports synthétiques de CSD (1992) et BMG (2001) qui sont repris ici. Une compilation de résultats analytiques, obtenus dans le cadre de la surveillance du système hydrologique et mentionnant des substances intéressant le problème des DNAPL se trouvent en Annexe 3.

## 6.2- ETAT DES CONNAISSANCES SELON L'ETUDE DES RISQUES (CSD 1992)

Définition et composition L'analyse de risque (CSD 1992, p. 30 suiv.) fait le point sur les connaissances par rapport aux DNAPLs:

Définition et composition :

Les principales substances faisant partie des DNAPLs seraient les suivantes (op. cit.):

- Substances organo-chlorées aromatiques
- Substances azotés aromatiques
- Autres substances organiques caractérisées par une densité supérieure à celle de l'eau, une faible volatilité, un mauvais mélange avec l'eau.

Les substances mentionnées à titre d'exemple pour leurs paramètres physiques sont les suivantes (op. cit. tab. 4)<sup>1</sup>:

- Trichloréthylène
- Tetrachloréthylène
- 1,1,1-Trichloréthane
- Dichlorobenzène
- Chlorobenzène

Mise en évidence, localisation et composition

Mise en évidence, localisation et composition :

Selon les auteurs (CSD 1992, p. 32), en se référant à des recherches menées par le Dr. R. Studer (CIBA-GEIGY,) de nombreuses charges déposées dans la DIB contenaient des solvants chlorés. 400 tonnes de ces substances auraient été déposées à l'état liquide, essentiellement dans les compartiments 3 à 6 de la décharge (secteurs S et NE).

Un sondage (DG 28) réalisé dans la partie la plus profonde de l'ancienne glaisière (secteur 6, « Trou de Laufon ») n'aurait pas révélé de liquides en phase ; toutefois, des modifications dans la structure des argiles seraient liées aux DNAPLs (Peters 1993). Les

---

<sup>1</sup> Trois des cinq substances mentionnées font partie des Alcanes et des Alkènes, non énumérés dans la liste des principales substances.

auteurs supposent que les DNAPLS se seraient exfiltrés dans les Argiles de Bonfol, sans qu'il soit possible d'en préciser la quantité ou le mécanisme de fuite. La Figure 2 présente un modèle schématique de la dispersion environnementale des DNAPLS selon CSD (1992, fig. 29).

De faibles quantités de DNAPLS auraient été récupérées dans les dépôts 1 et 2 de la partie occidentale de la décharge (sondage DG 21). En revanche, aucune trace de DNAPLS n'aurait été trouvée dans la partie méridionale, où les sondages n'atteignent pas le fond de la glaisière.

En admettant qu'il n'y a pas de liquide en phase dans la glaisière à une altitude supérieure à la côte 468 m, les auteurs évaluent que le volume maximal de DNAPLS encore présent en 1992 serait de moins de 600 m<sup>3</sup>.

L'analyse chromatographique d'échantillons prélevés dans les sondages DG 19, DG 21 et DG 22 indiquerait la présence dominantes des substances suivantes :

- Tetrachloréthylène
- Dichlorbenzène
- Chlorbenzène
- Trichloréthylène
- Pyridine
- Guthanol
- Toluène.

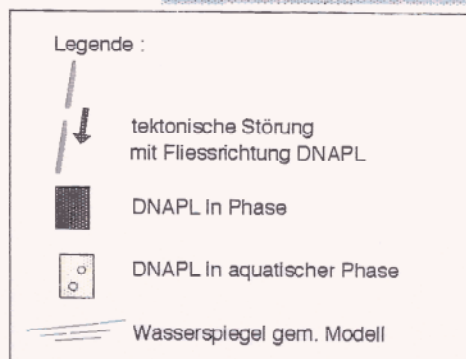
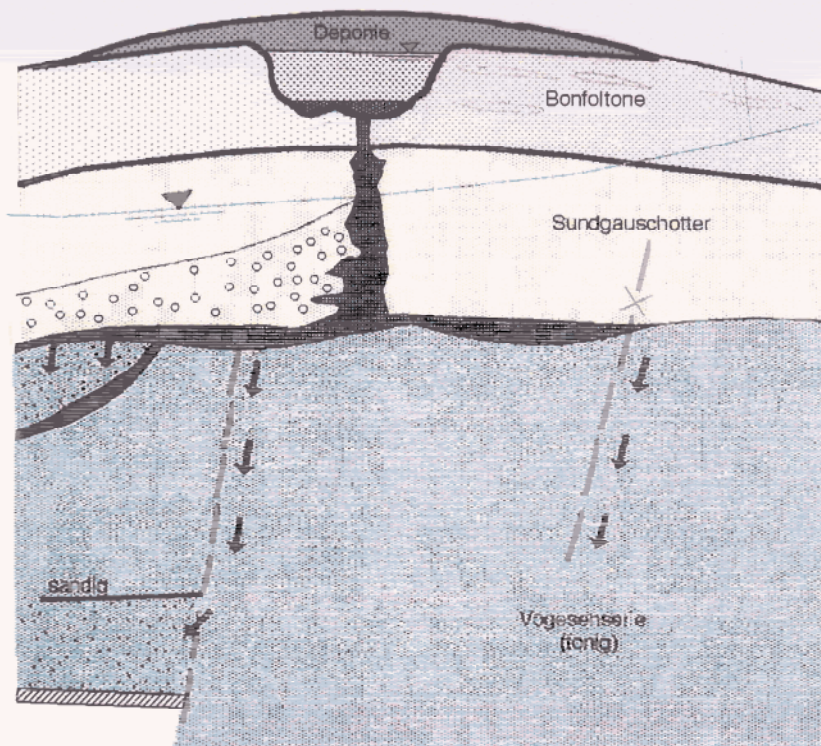


Abb. 29: Schematische Darstellung der störfallbedingten Ausbreitung von DNAPL

**Bewertungsmaßstab für Störfälle mit indirekten Auswirkungen auf den Menschen**

Der Bewertungsmaßstab beinhaltet folgende Hauptelemente:

- ▶ Freisetzung,
- ▶ Ausbreitung und
- ▶ Umwelteinwirkung von Schadstoffen

Figure 2 : Modèle schématique de la dispersion environnementale des DNAPLs depuis la DIB selon CSD (1992, fig. 29).

## 6.2.- CONNAISSANCES SELON L'ETUDE DES VARIANTES (BMG 2001)

### Réévaluation

BMG (2001, p. 25) réévalue les risques chimiques dus à la présence de DNAPLs. Les auteurs écrivent notamment :

*« Une telle phase s'accumulerait soit sur des déchets imperméables soit au fond de la décharge sous forme de flaques. Il faut donc savoir si des DNAPL ont pu traverser les argiles formant la base de la décharge, respectivement si un tel transport pourrait avoir lieu.*

*Si des DNAPL traversaient la base de la décharge, ils s'accumuleraient localement sur le toit argileux de la série des Vosges . . . et provoqueraient des concentrations élevées (> 1% de la solubilité des différents solvants chlorés) de composés chlorés dans les eaux des cailloutis du Sundgau.*

*En 1999, la concentration AOX (AOX comme paramètre total pour la somme des solvants chlorés) dans les cailloutis du Sundgau, à l'aval de la décharge, se situait au différents points de mesure en dessous de 50 mg/L. Lors des essais de pompage effectués en l'an 2000, la concentration des différentes substances se situait au moins un facteur 1000 au-dessous des limites de solubilité correspondantes. Sur la base des données à disposition, aucun indice ne suggère que des DNAPL aient traversé la base de la décharge et se trouvent sur le toit de la série des Vosges (barrière imperméable inférieure des cailloutis du Sundgau).*

*La question critique est par conséquent de savoir si d'éventuels DNAPL, localisés au fond de la décharge, pourraient à l'avenir traverser la barrière argileuse. Les DNAPL peuvent pénétrer dans les argiles diaclasées ou présentant des pores de grande taille. Le diamètre moyen des pores des argiles qui forment la base de la décharge peut être estimé, sur la base de la densité des couches d'argiles et de leur composition, comme étant nettement inférieur à 1 mm. Les DNAPL ne peuvent pas pénétrer dans de telles pores. . . . Ni leur genèse, ni leur composition ne suggèrent que les argiles de Bonfol puissent être diaclasées . . . . De ce fait, sur la base des connaissances actuelles, une pénétration verticale de DNAPL dans les argiles de Bonfol peut être qualifiée d'improbable. »*

### 6.3.- BILAN

En guise de bilan concernant l'état actuel des connaissances sur la présence de DNAPLs on retiendra :

- Des liquides pouvant former des DNAPLs ont été déposés ou déversés sur le site de la DIB. Il s'agirait, d'après les enquêtes auprès de la chimie bâloise, de 400 m<sup>3</sup> de substances à l'état liquide (CSD 1992, p. 32) ou, selon les propres estimations de CSD (op. cit.), de moins de 600 m<sup>3</sup> au total. Ces deux informations, certainement peu précises, permettent d'envisager un ordre de grandeur.
- Les petites quantités de DNAPLs découvertes dans la décharge, et des transformations minérales indiqueraient (CSD 1992) que des liquides en phase auraient déjà quitté la glaisière avant 1992.
- En conclusion, on peut supposer (CSD 1992) qu'un volume de plusieurs centaines de mètres cube de DNAPLs était bien présent dans la glaisière de de Bonfol, se serait exfiltré en partie au cours du temps et se serait « perdu » dans l'environnement. Un certain volume de substances est toutefois resté piégé dans la décharge, retenu soit dans des fûts, soit par des zones imperméables.

---

## 7.- ANALYSE DES RISQUES ET DES MESURES A PRENDRE DANS LE CADRE DU PROJET D'ASSAINISSEMENT DE LA DIB

---

Dans l'analyse des risques liés à la présence de DNAPLs, deux cas sont à considérer :

- Les risques liés à la présence éventuelle d'accumulations de DNAPLs dans l'environnement
- Les risques liés à la libération de substances en phase pendant les travaux

### 7.1.- RISQUES LIES A LA PRESENCE D'EVENTUELLES ACCUMULATIONS DE DNAPLS DANS L'ENVIRONNEMENT ; MESURES A PRENDRE

Contamination à long terme

Le risque majeur de la présence d'accumulations (*pools*) et de résidus de substances en phase dans l'environnement est la contamination, même à faible concentration, sur une longue ou une très longue durée des ressources en eau potable. Cette situation pourrait avoir des effets négatifs sur la santé publique. Le traitement des eaux profondes utilisées comme ressource d'eau potable est techniquement et financièrement coûteux, comme le montre le cas de la source du Betteraz. Les effets de ces contaminations risquent d'être de longue durée.

Formations géologiques et aquifères concernés

En tenant compte de la situation géologique et topographique de la DIB, les formations géologiques suivantes et les aquifères suivants pourraient être concernés par une accumulation de liquides en phase:

- Des lentilles sableuses intercalées dans les argiles de Bonfol. Un certain volume de liquides en phase pourrait se trouver piégé dans celles des lentilles sableuses, qui se trouvent en connexion directe ou en connexion par faille avec la glaisière (Reynolds & Kueper 2001).



- L'aquifère local des Cailloutis du Sundgau, où des accumulations de liquides ont pu se former dans des dépressions au fond de la formation, respectivement dans le toit de la Série des Vosges.
- L'aquifère régional des calcaires karstiques du Malm, sous condition de l'existence de fractures formant un pont entre le karst et les Cailloutis du Sundgau. Les liquides pourraient alors occuper aussi bien des cavités ouvertes que des réseaux de fracture au sein des calcaires.

Dans les deux derniers cas, les séquences sableuses de la Série des Vosges pourraient également être touchées.

Sur la base de résultats de mesures de concentrations d'AOX dans l'aquifère des Cailloutis du Sundgau en aval de la décharge, BMG (2001) postule l'absence de DNAPLs dans le toit de la Série des Vosges. La pertinence de ce postulat reste toutefois à vérifier ; elle dépendra notamment :

- De la localisation d'éventuelles accumulations de liquides en phase en dehors des principales direction de flux de la nappe.
- De la surface de contact entre les accumulations et la nappe.
- De la dilution des substances jusqu'au point de prélèvement.

Cette situation d'incertitude n'est certainement pas tolérable du point de vue de la protection des eaux. Il est rappelé que le manuel des denrées alimentaires fixe une limite annuelle de 25 microgrammes par litre de substances xénobiotiques (AOX) dans les eaux de consommation. Le projet d'assainissement de la DIB doit en conséquence soulever la question des DNAPLs dans l'environnement :

- En procédant à une investigation sur la présence d'accumulations (*pools*) et de résidus (*bubbles*) dans l'environnement
- En développant les stratégies nécessaires au contrôle, voir à l'assainissement.

Une investigation sur la présence de DNAPLs dans l'environnement pourrait être réalisée, notamment par des méthodes mentionnées au chapitre 4. Le déroulement de telles études sera à définir en fonction des résultats des recherches hydrogéologiques complémentaires demandées (voir Buser & Wildi 2002). Ce n'est qu'en connaissance de ces éléments que la stratégie d'étude pourra être définie.

Dans tous les cas, des études sur les DNAPLs seront nécessaires après la déconstruction de la décharge, c'est à dire après le nettoyage de la glaisière. En effet, c'est dès ce moment que la roche en place pourra être examinée en détail afin de détecter d'éventuelles traces de fuites, et que le plancher de la décharge pourra être percée par des instruments de pénétration sans risque de fuites supplémentaires. Dans l'attente, il s'agit d'identifier dans le cadre du programme de surveillance les secteurs d'apport de substances pouvant provenir soit directement de la décharge, soit de résidus et d'accumulations situés dans le substrat de la décharge.

#### 7.2.- RISQUES LIES A LA LIBERATION DE SUBSTANCES EN PHASE PENDANT LES TRAVAUX ; MESURES A PRENDRE

Pendant la phase de déconstruction, les buts principaux par rapport aux DNAPLs sont :

- La protection des travailleurs
- Le contrôle de liquides libérés par les travaux

Protection des  
travailleurs

Pour la protection des travailleurs, les mesures à prévoir sont les mêmes que celles pour la protection contre des nuisances provoquées par d'autres substances liquides ou gazeuses. Celles-ci font partie du projet d'assainissement à soumettre par le détenteur à l'autorité.

Drainage de fond et  
surveillance rapprochée

Le contrôle des liquides libérés dans la décharge devra se faire dans la glaisière même, par le biais d'un système de drainage du fond. Toutefois, un écoulement supplémentaire de substances vers la nappe ne pourra pas être exclu. Une surveillance de cette nappe à proximité immédiate ou sous la décharge, ainsi que des mesures d'intervention sont en conséquence à prévoir.

Le comportement hydraulique de liquides en phase est différent de celui des eaux. Le contrôle de ces liquides, demande un niveau de connaissances suffisant de la géométrie des aquitardes, des relations avec le karst et de la dynamique de l'écoulement. Ces connaissances sont à élaborer avant l'assainissement, afin de définir à temps les mesures d'intervention en cas de pertes de DNAPL. Comme mentionné dans Buser & Wildi (2002), la réalisation de ces études n'entre pas en concurrence avec les autres travaux préparatoires de l'assainissement.

---

## 8.- RESUME, CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

---

### *Caractérisation des DNAPLs, comportement environnemental, méthodes d'investigation et d'assainissement*

Les liquides en phases non aqueuses (ou: DNAPLs) sont composés de solvants chlorés et d'autres substances organiques halogénées, de Phtalates et de substances aromatiques substituées, de PCB et de Pesticides. Il s'agit de substances toxiques, dont certaines sont cancérigènes.

Les solvants chlorés le plus souvent rencontrés dans l'environnement. De solubilité relative élevée et de solubilité absolue faible, ces substances sont capables de contaminer un volume d'eau très important et sur une longue durée. Dans la zone saturée (nappe phréatique), la dégradation des substances est lente.

Les DNAPLs sont séparés des phases aqueuses et leur comportement dans l'environnement est fonction des paramètres physiques que sont: la tension de surface entre phases (*interfacial tension*), la mouillabilité, la pression capillaire, la densité, la viscosité. Plus particulièrement, la haute densité et la faible viscosité donnent aux DNAPLs une haute mobilité dans le milieu souterrain et les font migrer rapidement au fond des nappes pour y former des accumulations. Sur leur chemin de migration, les phases laissent des résidus dans des zones poreuses et de fracturation, ou seuls de forts gradients hydrauliques et de fortes circulations permettent de les déloger.

De nombreuses méthodes d'investigation sont actuellement utilisées pour la détection des DNAPLs dans le sous-sol: méthodes géophysiques (méthodes d'investigation indirectes), méthodes par pénétration (permettant l'utilisation de sondes in situ et l'échantillonnage), traceurs in situ.

Les principales méthodes d'assainissement pour des accumulations et des zones contaminées par des résidus sont le "rinçage in situ" (*In Situ Flushing*), l'extraction dynamique par vapeur (*Dynamic Underground Stripping*), le chauffage in situ (*Six Phase Heating*) et l'oxydation chimique in situ. La méthode à choisir dépend notamment de la composition des phases en présence et des conditions géologiques.

### *DNAPLs dans le système de la DIB*

Des substances pouvant former des DNAPLs ont été déposées ou déversées sur le site de la DIB. Il s'agirait, d'après CSD (1992), de 600 m<sup>3</sup> de liquides au maximum. Les petites quantités de DNAPLs découvertes dans la décharge, et des transformations minérales indiqueraient (CSD 1992) que des substances auraient déjà quitté la glaisière avant 1992. On peut supposer qu'un volume de plusieurs centaines de mètres cube de DNAPLs était bien présent dans la glaisière de de Bonfol, se serait exfiltré en partie au cours du temps et se serait « perdu » dans l'environnement. Un certain volume de substances est toutefois resté piégé dans la décharge, retenu soit dans des fûts, soit par des zones imperméables.

### *Analyse des risques*

Dans l'analyse des risques liés à la présence de DNAPLs, deux cas sont à considérer :

- Les risques liés à la présence éventuelle d'accumulations de DNAPLs dans l'environnement
- Les risques liés à la libération de substances en phase pendant les travaux

Dans le premier cas, le risque majeur de la présence d'accumulations (*pools*) et de résidus de substances en phase dans l'environnement est la contamination, même à faible concentration, sur une longue ou une très longue durée des ressources en eau potable. Cette situation pourrait avoir des effets négatifs sur la santé publique. Le second cas concerne la protection des travailleurs et la détection précoce de substances libérées accidentellement dans l'environnement.

### *Recommandations*

Afin de limiter les risques dus à la présence de DNAPLs dans la Décharge Industrielle de Bonfol et dans son environnement les auteurs recommandent:

- Surveillance environnementale: Analyse systématique des substances dans le cadre du programme de surveillance des eaux souterraines, prélèvement des échantillons par niveaux (toit et base de la nappe); évaluation des cheminements et de la localisation possible d'accumulations et de résidus.
- Avant la déconstruction de la décharge: Mise en place d'une surveillance rapprochée et d'une sécurisation en bordure immédiate ou sous la décharge, permettant de détecter et de récupérer - le plus rapidement possible - des substances en cas de libération et de fuites (à ce sujet voir la démarche proposée par Buser & Wildi 2002).
- Pendant la déconstruction: prise de mesures adéquates pour la protection des travailleurs; récupération des substances libérées dans la décharge; surveillance dans le cadre de la surveillance rapprochée.
- Après la déconstruction: nettoyage de la glaisière; examen des zones de fuites (fractures, zones de transformation des argiles, zones sableuses), recherche d'accumulation et de résidus, d'abord depuis la glaisière, puis, en cas de besoin, à l'extérieur de celle-ci, en suivant les résidus de substances laissés par les DNAPLs en cours de migration.
- Analyse des risques dans le cadre régional, détermination de la nécessité d'un assainissement ; le cas échéant, assainissement d'accumulations et de zones contaminés par des résidus.
- Après assainissement de la décharge: Surveillance de l'environnement, notamment de l'aquifère régional principal, concernant le niveau de contamination par des substances organiques pouvant provenir de DNAPLs.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les Drs. Jean Fernex (OEPN, St Ursanne) et Daniel Hunkeler (Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel) de leur lecture critique du projet de ce rapport et de leurs suggestions et corrections.

## BIBLIOGRAPHIE

BCI (1988 et années suivantes) : Décharge industrielle de Bonfol (dib): rapports annuels .

BMG (2001): Variantenstudie Totalsanierung Bonfol. 101 pp. Basler Chemische Industrie

Buser & Finger (2000) : Etude de faisabilité : déconstruction et décontamination de la Décharge Industrielle de Bonfol (DIB), juillet 2000, rapport OEPN.BMG (2001): Variantenstudie Totalsanierung Bonfol. 101 pp. Basler Chemische Industrie.

Buser, M. & Wildi, W. (2002) : Assainissement de la Décharge Industrielle de Bonfol (DIB): Evaluation des connaissances hydrogéologiques, août 2002, rapport OEPN.

Comité stratégique de la République et Canton du Jura (2001) : Etude des variantes de l'assainissement de la Décharge industrielle de Bonfol (Rapport BMG du 10 avril 2001) : Evaluation par le Comité stratégique de la République et Canton du Jura. 64 pp.

CSD Colombie Schmutz Dorthe SA (1992) : Sondermülldeponie Bonfol. - Risikoanalyse Stand 1991. 115 pp.

ITRC (2000): Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs): Review of Emerging Characterization and Remediation Technologies. Interstate Tech. Regulation Coop. Work Group, 70p.

Jacobson, J.L., S.W. Jacobson & Humphrey, H.E.B. (1990) : Effects of in utero exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children. *Journal of Pediatrics* 116(1):38-45.

Jacobson, J.L., S.W. Jacobson & Humphrey, H.E.B. (1989) : Effects of exposure to PCBs and related compounds on growth and activity of children. *Neurotoxicol. Teratol* 12(4):319-326.

Johnson, R.L. & Kueper, B.H. (1996) : Experimental Studies of the Movement of Chlorinated Solvent Compounds and other DNAPLs in the Vadose, Capillary, and Groundwater Zone. Chapter 5, Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater, Edited by J.F. Pankow and J.A. Cherry, Waterloo Educational Services.

Keller, Arturo A. & Mark L. Kram (1998) : Use of Fluorophore/DNAPL Mixtures to Detect

DNAPLs In-Situ, in Nonaqueous-Phase Liquids, Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Battelle Press, eds. Godage B. Wickramanayake and Robert E. Hincbee pp.131-136.

Pankow, J.F. & Cherry J.A., éditeurs (1996) : Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater. Waterloo Educational Services., 525p.

Peters, T. (1993):Chemical and physical changes in the subsoil of three waste landfills. Waste Management & Research 11, 17-25.

Ramade, F. (1998) : Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience International, Paris.

Reynolds, D.A. & Kueper, B.H. (2001) : Multiphase flow and transport in fractured clay/sand sequences. J. Contaminant Hydrology 51, 41-62.

Rivett, M. O., Lerner D. N. & Lloyd, J. W. (1990) : Chlorinated Solvents in UK Aquifers, Journal of IWEM, 1990, 4th June, pp. 242-249.

Vuillamy, Ch. (2002) : DNAPLs in Groundwater. Groundwater Protection and Restauration Group, Univ. Of Sheffield. <http://www.shef.ac.uk/-dnapl/two.htm>.

Zhao, Y., L.G. Hansen & Cooke, P.S. (1994) : Neonatal PCB treatment increases adult testis size and sperm production in the rat. Abstract: American Society of Andrology Annual Meeting, Mar. 4-7, 1994, Springfield, IL.

Zürich, le 18 novembre 2002

Versoix, le 18 novembre 2002

Marcos Buser

Walter Wildi

Tableau 1: Résumé des substances mises en évidence dans les lixiviats de la DIB et dans la nappe souterraine en aval de la décharge

<b>GROUPES DE SUBSTANCES</b>	SUBSTANCE SPECIALE	UTILISATION	<b>Formule chimique, densité D (g/cm<sup>3</sup>), viscosité (centipoises, cp, eau = 1.139 cp à 15 °C)<sup>2</sup>, WGK 1 à WGK 3 = Classes de substances de mise en danger de l'eau<sup>3</sup> (WGK 1 = faible, WGK 2 = moyenne, WGK 3 = forte)</b>
<b>Hydrocarbures chlorés</b>	chlorure de méthylène	solvant, produit d'extraction, agent moteur d'addition	H <sub>2</sub> CCl <sub>2</sub> / D = 1,325 Sdp.40°C/ WGK2, viscosité 0.449 cp
	tétrachloroéthylène	solvant, produit d'extraction, produit de lavage pour textile	Cl <sub>2</sub> C=CCl <sub>2</sub> / D = 1,624 /WGK3
	tétrachlorure de carbone	solvant, produit d'extraction production d'hydrocarbures fluoro-chlorés	CCl <sub>4</sub> / D = 1,594 / peu soluble dans l'eau/ WGK3
	trichloréthylène	solvant, produit d'extraction, produit interméd. de synthèse	C <sub>2</sub> HCl <sub>3</sub> / D = 1,4649 / WGK3
	1,3-hexachlor butadiène	solvant pour les fluides hydrauliques polymères	Cl <sub>3</sub> CHC=CHCCl <sub>3</sub> / "D = 1,651"
	1,1,1-trichloroéthane	solvant synthèse des combinaisons des polychlorés	H <sub>3</sub> C-CCl <sub>3</sub> / viscosité : 1.2 cp à 20 °C D = 1,349 / WGK3
	chloroforme	solvant produit protectif pour plantes	CHCl <sub>3</sub> / D = 1,483 /viscosité : 0.596 cp à 15 °C / WGK 3
	hexachloro cyclohexane (Lindan)	insecticide	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub> / D = 1,89
<b>Chloro-aromatiques</b>	1,2-dichlorobenzène 1,3-dichlorobenzène 1,4-dichlorobenzène	solvant pour les laques, les gommes de lavage et les désinfectants, produit interméd. pour la fabrication de matières colorantes, produit contre les insectes nuisibles	C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> / D = 1,306 / WGK2
	1,2,3-trichlorobenzène 1,3,5-trichlorobenzène	produit interméd. de synthèse organique par exemple: fabrication d'herbicide solvant dans le traitement chimique (polyester de synthèse) adjuvant dans les huiles et lubrificateur	C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub> / D = 1,465 / WGK3
	1,2,4,5-tétrachlorobenzène 1,2,3,4- tétrachlorobenzène	Combinaison dans la synthèse organique Avec l' hydrolyse du 1,2,4,5-T. au 2,4,5 trichlorophénol peut entraîner la formation de dioxine	C <sub>6</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub> / D = 1,539 /
	pentachlorobenzène	produit interméd. de synthèse ou sous- produit	C <sub>6</sub> HCl <sub>5</sub> / D = 1,842 /
	chlorobenzène	produit interméd. pour la synthèse d'insecticide, matières colorantes, médicaments, phénol solvant pour huiles, graisses, résines, caoutchouc, éthylcellulose	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> Cl / D = 1,106 / viscosité : 0.900 cp à 15 °C WGK 2

<sup>2</sup> Handbook of Chemistry and Physics, 59<sup>th</sup> edition (1978-1978), CRC Press

<sup>3</sup> selon [www.umweltbundesamt.de/wgs/wgs-index.htm](http://www.umweltbundesamt.de/wgs/wgs-index.htm)

	bromobenzène	solvant réactif pour la fabrication de bromure de phénylmagnésium (Grignard-réactif) et autres synthèses	$C_6H_5Br$ / D = 1,495 / viscosité : 1.196 cp à 15 °C
	2-chlorotoluène	solvant produit interméd. pour les matières colorantes, la protection des plantes et les médicaments	$(CH_3)C_6H_4Cl$ / D = 1,0826 / WGK2
<b>Phénols</b>	phénol	Pour la fabrication de résines phénoplastes, ε-caprolactame, alkyl phénols, anilines, chlorophénols, plastifiants, antioxygènes	$C_6H_5OH$ / D = 1,0767, viscosité : 12.7 cp à 18.3 °C
	2-ter-butyl-4-méthylphénol 2-ter-butyl-5-méthylphénol 2-ter-butyl-6-méthylphénol 4-ter-butyl-2-méthylphénol	antioxygènes pour huiles, détergents, et industrie des matières synthétiques	$[(CH_3)_3C]_2(CH_3)C_6H_2OH$ / D = 1,162
	2, 4-di-ter-butylphénol 2, 6-di-ter-butylphénol	antioxygènes	$[(CH_3)_3C]_2C_6H_3OH$ / D = 1,508
<b>Chlorophénols</b>	pentachlorophénol	bois- cuir ou produit de conservation pour textiles	$C_6Cl_5OH$ / D = 1,978
<b>Phtalate</b>	dibutylphtalate	plastifiant, entraîneur de fluide dans les produits de synthèse des pesticides	$C_{16}H_{22}O_4$ / D = 1,047
<b>Aromatiques azotés</b>	N- N-diméthylaniline	production de colorants	$C_6H_5N(CH_3)_2$ / D = 0,956 / WGK2
<b>Hydrocarbures polycycliques aromatiques</b>	naphtaline	matières de base pour la fabrication de décaline, tétraline, chloronaphtalines, naphthylamines, naphthols et leurs acides sulfoniques matières de base pour les colorants, les matières tannantes, les insecticides et la pharmacie	$C_{10}H_8$ / D = 1,16 / viscosité : 0.967 à 80°C



## Annexe 1 : DNAPLs , groupes et substances

Pankow & Cherry (1996)

Group	Compound	Absolute solubility (mg/L)	Density (g/cm <sup>3</sup> )	
Chlorinated solvents	Tetrachloroethylene (PCE)	200	1.63	
	Trichloroethylene (TCE)	1100	1.46	
	Dichloromethane	20000	1.33	
	1,1,1-Trichloroethane (TCA)	1300	1.35	
	Chloroform	8000	1.49	
	Chlorobenzene	500	1.11	
	Carbon tetrachloride	825	1.59	
	1,2-Dichlorobenzene	140	1.31	
	1,3-Dichlorobenzene	119	1.29	
	1,2-Dibromoethane (EDB)	4200	2.18	
	1,1,2-Trichlorobenzene			
	1,2,4-Trichlorobenzene			
	Other halogenated organics	Benzyl chloride		
		Bromobenzene		
Bromochloromethane				
Bromodichloromethane		4500	1.97	
Bromoform		3000	2.89	
4-Bromophenyl phenyl ether				
bis(2-Chloroethyl) ether		10200	1.22	
2-Chloroethyl vinyl ether		15000	1.05	
1-Chloro-1-nitropropane				
4-Chlorophenyl phenyl ether				
Dibromochloromethane		4000	2.38	
1,1-Dichloromethane				
1,2-Difluorotetrachloroeth				
1-Iodopropane				
Hexachlorodibutadiene				
Pentachloroethane				
1,1,2,2-Tetrabromoethane				
1,1,2,2-Tetrachloroethane		2900	1.6	
1,2,3-Trichloropropane				
1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroethane				
Substituted aromatics, phthalates, and miscellaneous organics	Chloroanilines			
	Chlorotoluenes			
	Nitrotoluenes			
	Nitrobenzene			
	Benzyl butyl phthalate			
	Di-n-butyl phthalate			
	Diethyl phthalate			
	o-Anisidine			
	Phenyl ether			
	Tri-o-cresol phosphat			
[ PCB mixtures ]	Aroclor 1221			
	Aroclor 1232			
	Aroclor 1242			
	Aroclor 1248			
	Aroclor 1254			

Pesticides

Chlordane  
Chloropicrin  
1,2-Dibromo-3-chloropropane  
1,2-Dichloropropane  
1,2-Dichloropropylene  
Dichlorvos  
Disulfoton  
Ethion  
Ethylene dibromide  
Malathion  
Parathion

***Annexe 2 : ITCR Technology Overview : Dense Non-Aqueous Phase Liquids  
(DNAPLs) : Review of Emerging Characterization and Remediation  
Technologies***

(texte complet : <http://www.itrcweb.org/DNAPL-1.pdf>)

Voir DNAPL2.PDF

### **Annexe 3 : Analyse de substances dans les prélèvements d'eau du réseau d'observation (BCI, rapports annuels)**

#### COMMENTAIRES

Les tableaux de l'annexe 3 ont été établis pour le carbone organique dissous (DOC), les substances organiques halogénés adsorbables (AOX) et les organiques halogénés volatiles (FOCI, ou VOC selon nouvelle terminologie) ainsi que pour certaines substances xénobiotiques détectées.

Les données couvrent les années 1990 à 2000, mais ne sont pas complètes (1994 et 1995). Au cours des campagnes, des points sensibles à des pollutions n'ont souvent pas été analysés ou n'ont pas été analysés en profondeur. Cette base de données reste en conséquence incomplète, et il existe éventuellement d'autres données.

Concernant les résultats d'analyse, nous constatons :

- Une corrélation entre AOX et FOCI (VOC) n'est pas possible. Des teneurs hautes en AOX n'impliquent pas que les teneurs en VOC soient également hautes (et vice versa).
- Il n'existe pas de corrélation entre les concentrations de DOC et de substances xénobiotiques. Un DOC élevé n'implique pas automatiquement que les substances xénobiotiques soient également élevées (et vice versa).
- DOC, AOX et VOC ne sont de ce fait que partiellement représentatifs en tant que paramètres indicateurs de contaminations. La seule façon de détecter avec un degré de certitude suffisant des contaminations, passe à travers les analyses de substances simples.
- Des valeurs de AOX/VOC dépassant la concentration de 50 µg/l (valeur limite de l'ordonnance sur les denrées alimentaires) ont été mesurées aussi bien dans des piézomètres, que des rivières et des sources du réseau d'observation.
- La variation des teneurs observées dans les piézomètres montre qu'il ne peut pas s'agir de substances issues de l'épandage de lixiviats pratiqué par la BCI pendant de nombreuses années, durant l'exploitation de la décharge. Ce sont bien des teneurs dues à des migrations des substances à travers le sous-sol, depuis la DIB. Les résultats d'analyse sur le sondage VG12 montrent des contaminations en profondeur.
- En connaissance de la géologie et de l'hydrogéologie du site, tout porte à croire que les écoulements peuvent rapidement changer en fonction des conditions hydrauliques du moment, en provoquant par la même une variation de l'intensité de la dispersion des substances dans l'environnement.
- Concernant le chlorure de méthylène, la seule campagne d'analyse connue couvrant une partie du réseau de surveillance (24 avril 1990) montre que cette substance est répartie sur l'ensemble du terrain. Cette contamination ne se limite donc pas à la proximité immédiate (*near-field*) de la décharge. Elle est détectée dans les Cailloutis du Sundgau, la série des Voges, les ruisseaux et les sources. Le chlorure de méthylène semble être un traceur très

sensible, tout comme les anilines (campagne 2001-2002).

**Annexe 3a : DOC, AOX et FOCI dans les prélèvements d'eau du réseau d'observation**

Forages	SG12	SG12	SG13	SG13	SG15	SG15
	DOC mg/l	AOX/FOCI µg/l	DOC mg/l	AOX/FOCI µg/l	DOC mg/l	AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90	1.8	<10/12	1.5	<10/13	2.1	<10/9
juin.90						
sep.90	1.3					
déc.90						
I.1991 (+S)	0.4	<10/<5				
II.1991						
III.1991	10					
IV.1991	<5	<10				
I.1992	0.4	<10/<5	0.5	10/<5	0.5	<10/<5
II.1992						
III.1992						
IV.1992	0.9					
I.1993	0.4	<10	0.5	<10	0.5	<10
II.1993						
III.1993						
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995	0.7	<10	?	?	0.7	<10
1996	0.4	<10	?	?	0.5	<10
1997	0.4	10	?	?	0.4	11
Forages	SG12	SG12	SG13	SG13	SG15	SG15
	DOC	AOX/FOCI	DOC	AOX/FOCI	DOC	AOX/FOCI
	"					

	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l
1998	0.3	<10	?	?	0.3	<10
1999	0.3	<10	?	?	0.5	<10
2000	0.6	<10	?	?	0.4	<10
Forages	SG16	SG16	SG17	SG17	SG18	SG18
	DOC	AOX/FOCI	DOC	AOX/FOCI	DOC	AOX/FOCI
	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l
Années						
avr.90	3.6	>10/13	2.5	<10/17	2.3	<10/107
juin.90					2.8	<10/228
sep.90					3.6	13/150
déc.90					1.7	43/72
I.1991 (+S)					0.4	<10/385
II.1991						
III.1991					<5	
IV.1991					<5	12/286
I.1992	0.7	10/<5	1.1	21/<5	0.6	<10/514
II.1992					0.6	
III.1992					0.8	
IV.1992					1.1	220
I.1993	0.4	<10	1	<10	0.4	212
II.1993					0.9	131
III.1993					0.7	125
IV.1993					Pumpe defekt	
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995	0.7	<10	1.3	<10	3.4	105
					10	280
1996	0.4	<10	0.8	<10	3.3	119
					<5	90
1997	0.7	19	0.8	14	2.4	84.5
					3.6	87
Forages	SG16	SG16	SG17	SG17	SG18	SG18
	DOC	AOX/FOCI	DOC	AOX/FOCI	DOC	AOX/FOCI
	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l
1998	0.3	<10	0.6	<10	5.4	38

1999	0.4	<10	0.7	28	4.5	43
2000	0.4	12	0.9	22	1.4	720
Forages	SG19 DOC mg/l	SG19 AOX/FOCI µg/l	SG20 DOC mg/l	SG20 AOX/FOCI µg/l	SG25 DOC mg/l	SG25 AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90	1.5	31/71	1.4	24.0/11.0	1.4	<10/10
juin.90	2.7	84/<10				
sep.90	3	<10/123				
déc.90	0.6	36/103				
I.1991 (+S)	0.7	16/205				
II.1991						
III.1991	<5					
IV.1991						
I.1992	0.6	20/186	0.6	10/<5	0.6	<10/<5
II.1992	0.5					
III.1992	0.6	105/-				
IV.1992	0.6	170/-				
I.1993	0.3	<10/-	0.4	<10	0.3	17
II.1993	0.7	142/-				
III.1993	0.6	163/-				
IV.1993	0.5	139				
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995	0.9	146	1	<10	1	<10
1996	0.4	130	0.4	<10	0.4	<10
1997	0.3	140	0.3	14	0.9	30
Forages	SG19 DOC mg/l	SG19 AOX/FOCI µg/l	SG20 DOC mg/l	SG20 AOX/FOCI µg/l	SG25 DOC mg/l	SG25 AOX/FOCI µg/l
1998	0.3	129	0.2	<10	0.3	<10

1999	0.4	36	0.5	<10	0.3	<10
2000	0.4	115	0.3	16	0.4	<10
Forages	SG33 DOC mg/l	SG33 AOX/FOCI µg/l	SG 34 DOC mg/l	SG34 AOX/FOCI µg/l	SG35 DOC mg/l	SG35 AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90						
juin.90						
sep.90			3.5		3.7	
déc.90			Schöpfprobe		Schöpfprobe	
I.1991 (+S)	2.6*	nach pumpen gemessen	3.9*		2.5*	
II.1991						
III.1991						
IV.1991						
I.1992	0.8		6.9		1	
II.1992						
III.1992	0.4					
IV.1992						
				**Fraglicher Wert, da keine adäquate Probenahme möglich!		
I.1993	0.6	<10	9.3	82**	n.g.	n.g.
II.1993			10.2	141		
III.1993			11		Proben in SG34 geschöpft	
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995	1.3	<10	?	?	6	<10
1996	0.4	<10	?	?	2.8	<10
1997	0.5	38	?	?	1.4	<10
Forages	SG33 DOC mg/l	SG33 AOX/FOCI µg/l	SG 34 DOC mg/l	SG34 AOX/FOCI µg/l	SG35 DOC mg/l	SG35 AOX/FOCI µg/l
1998	1.1	<10	?	?	1.1	<10
1999	0.4	<10	?	?	0.9	<10



2000	0.7	<10	?	?	0.6	<10
Forages	SG36 DOC mg/l	SG36 AOX/FOCI µg/l	SG37 DOC mg/l	SG37 AOX/FOCI µg/l	SG38 DOC mg/l	SG38 AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90						
juin.90					(G38)	
sep.90	2.7		3.3		4.3	
déc.90		Schöpfprobe		Schöpfprobe		Schöpfprobe
I.1991 (+S)	1.9*		2.2*		2.5*	
II.1991					<5	19.0/8.0
III.1991						
IV.1991						
I.1992	5.2		0.9	<10	1.9	<10
II.1992						
III.1992					1.5	
IV.1992						
I.1993	3.6	42	0.9	14	1.5	<10
II.1993						
III.1993					1.8	
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995	5	20	?	?	1.5	<10
1996	0.3	<10	?	?	1.4	<10
1997	0.6	10	?	?	1.4	<10
Forages	SG36 DOC mg/l	SG36 AOX/FOCI µg/l	SG37 DOC mg/l	SG37 AOX/FOCI µg/l	SG38 DOC mg/l	SG38 AOX/FOCI µg/l
1998	0.4	<10	?	?	6.8	16
1999	0.3	<10	?	?	5.6	25

2000	0.5	<10	?	?	7.9	11
Forages	SVG31 DOC mg/l	SVG31 AOX/FOCI µg/l	SVG32 DOC mg/l	SVG32 AOX/FOCI µg/l	SVKG30 DOC mg/l	SVKG30 AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90						
juin.90						
sep.90						
déc.90						
I.1991 (+S)						
II.1991						
III.1991	<5		<5		<5	
IV.1991						
I.1992	3	20/<5	1	<10/-	0.6	<10/-
II.1992						
III.1992	2.1		0.7		0.4	
IV.1992						
I.1993	2.3	12/-	1	20	0.4	16
II.1993						
III.1993	3		1.5		0.7	
IV.1993						
I.1994	4.1	<10	2	<10	1.2	
II.1994	hoher DOC-Gehalt					
III.1994						
IV.1994						
1995	2.5	<10	1.1	<10	0.4	17
1996	2.1	<10	1.4	<10	0.3	<10
1997	2.5	<10	1.1	<10	0.4	17
Forages	SVG31 DOC mg/l	SVG31 AOX/FOCI µg/l	SVG32 DOC mg/l	SVG32 AOX/FOCI µg/l	SVKG30 DOC mg/l	SVKG30 AOX/FOCI µg/l
1998	3	<10	1.3	<10	0.2	<10
1999	4.1	12	0.6	41	0.3	<10

2000	2.8	24	0.5	15	0.4	<10
------	-----	----	-----	----	-----	-----

Forages	VG12	VG12				
	DOC mg/l	AOX/FOCI				
		µg/l				

Années  
avr.90  
juin.90  
sep.90  
déc.90

I.1991 (+S)	1.8					
II.1991						
III.1991						
IV.1991						

I.1992  
II.1992  
III.1992  
IV.1992

I.1993	1	513				
II.1993		Material	rückstände			
III.1993		Röhre,	fraglicher			
IV.1993		Wert				

I.1994  
II.1994  
III.1994  
IV.1994

1995	0.9	26				
------	-----	----	--	--	--	--

1996	2.7	14				
	1.3	<10				

1997	0.9	26				
------	-----	----	--	--	--	--

Forages	VG12	VG12				
---------	------	------	--	--	--	--

1998	1.4	14				
------	-----	----	--	--	--	--

1999	1.1	21				
------	-----	----	--	--	--	--

2000	2.4	21				
------	-----	----	--	--	--	--

Site	Q1 (1a) DOC mg/l	Q1 (1a) AOX/FOCI µg/l	Q2 (2) DOC mg/l	Q2 (2) AOX/FOCI µg/l	Q4 (4) DOC mg/l	Q4 (4) AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90	3.8	44/12	6.8	<10/12		
juin.90						
sep.90						
déc.90						
I.1991	0.9	<10/<5				
II.1991						
III.1991	<5					
IV.1991						
I.1992	1	<10/<5	5.7		0.9	
II.1992						
III.1992						
IV.1992						
I.1993	0.9	<10	4.4		0.9	
II.1993						
III.1993	1					
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995						
I.1995	1.2	<10/-				
II.1995						
1996	1 <b>0.9</b>	10 <b>&lt;10</b>				
1997	0.6	<10				
Site						
1998	1.4	<10				
1999	1.3	<10				
2000	1.1	<10				

Q = Source, R = Rivière

Site	Q5 (5) DOC mg/l	Q5 (5) AOX/FOCI µg/l	Q6 (6) DOC mg/l	Q6 (6) AOX/FOCI µg/l	R9a (9A) DOC mg/l	R9a (9A) AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90			2.5			
juin.90						
sep.90						
déc.90						
I.1991			0.7	11.0/<5		
II.1991						
III.1991			<5			
IV.1991						
I.1992	1.1		0.9		6.3	
II.1992						
III.1992			0.6		7	
IV.1992						
I.1993	0.8		0.7		4.9	
II.1993						
III.1993		1			7	
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995						
I.1995			1.4	<10/-		
II.1995						
1996			1	<10		
1997			0.7	11		
Site			Q6 DOC DOC mg/l	Q6 AOX/FOCI AOX/FOCI µg/l		
1998			0.7	<10		
1999			1.6	<10		
2000			1.1	20		

Site	Q9 (9Q) DOC mg/l	Q9 (9Q) AOX/FOCI µg/l	Q15 DOC mg/l	Q15 AOX/FOCI µg/l	Q16 DOC mg/l	Q16 AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90	5.5	44/<5	7.9	12/<5	11.9	40/<5
juin.90						
sep.90						
déc.90	1	15.0/6.0				
I.1991	0.6	<10/<5	5.7	18/<5	5.9	<10/<5
II.1991						
III.1991	<5	<10				
IV.1991						
I.1992	1	<10/<5	7.2	34	10	<10/<5
II.1992						
III.1992	0.8					
IV.1992						
I.1993	0.8		6.1 (9)	58	5.6	61
II.1993			(stehend)			
III.1993						
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995						
I.1995	1.2	<10/-				
II.1995						
1996	1.2	<10				
1997	0.6	12				
Site	Q9 DOC mg/l	Q9 AOX/FOCI µg/l				
1998	0.7	<10				
1999	1.4	<10				
2000	0.9	<10				

Site	Q17 DOC mg/l	Q17 AOX/FOCl µg/l	R21s (21) DOC mg/l	R21s (21) AOX/FOCl µg/l	R22s (22) DOC mg/l	R22s (22) AOX/FOCl µg/l
Années						
avr.90	16.3	10/<5	15.6	271/18	11.9 (A.N)	141/25
juin.90						
sep.90						
déc.90			21	142/461	4.1	68/76
I.1991	3.5	13.0/<5	41.3	1440/5.0	9.9	331/<5
II.1991			53	1100/<5	10	90.0/<5
III.1991			60		6	100
IV.1991						
I.1992	4.7	15/<5	15	187/-	5.4	
II.1992						
III.1992			19		7	
IV.1992			17.4	280/-		
I.1993	3.7	33	29	846/-	7.6	139/-
II.1993			38	722/-		
III.1993			36		8	
IV.1993			21	566/-		
I.1994						
II.1994			18			
III.1994						
IV.1994						
1995						
I.1995			6	20/-	2.7	<10/-
II.1995						
1996			6	78	3.9	<10
1997			12	120	6	41
Site			R21s DOC mg/l	R21s AOX/FOCl µg/l	R22s DOC mg/l	R22s AOX/FOCl µg/l
1998			9.4	87	5.1	28
1999			13.6	96	7.5	26
2000			79	1970	25	507

Site	Q23 DOC mg/l	Q23 (23) AOX/FOCI µg/l	R31a(31a) DOC mg/l	R31a AOX/FOCI µg/l	Q32 DOC mg/l	Q32 (32) AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90			13.9	<10/<5	7.5	<10/36
juin.90		104/37				
sep.90					3.3	
déc.90	3.2	43/48				
I.1991	10.5	82/17	4.9	<10/<5	7.8	<10/51
II.1991	11	220/17				
III.1991	8	105			<5	
IV.1991						
I.1992	3.8		5.2	<10/<5	0.9	35/29
II.1992						
III.1992	8		trocken		2	
IV.1992						
I.1993	4.2	82/-	46	48/-	0.8	24
II.1993	5	66/-				
III.1993	4.6	70			1.1	
IV.1993	3.2	47/-				
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995						
I.1995	5	16/-	5	11/-	1.5	14/-
II.1995						
1996	3 <b>3.7</b>	13 <b>31</b>	5.5	15	0.9	17
1997	5	29	5	15	0.7	40
Site	Q23 DOC mg/l	Q23 AOX/FOCI µg/l	R31a DOC mg/l	R31a AOX/FOCI µg/l	Q32 DOC mg/l	Q32 AOX/FOCI µg/l
1998	4.1	22	4.8	<10	3.2	<10
1999	5.6	24	6.6	<10	1	<10
2000	26	590	2.5	<10	1.1	26



Site	Q34 DOC mg/l	Q34 AOX/FOCI µg/l	R35 (35) DOC mg/l	R35 (35) AOX/FOCI µg/l	Q37 DOC mg/l	Q37 AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90			18.9	<10/<5		
juin.90						
sep.90					5.8	
déc.90			7.1			
I.1991			4.4	13.0/<5		
II.1991						
III.1991	<5					
IV.1991						
I.1992	0.7		5.6		2.7	
II.1992						
III.1992						
IV.1992						
I.1993	0.5	<10	5.3	28/-	3	<10
II.1993						
III.1993	1.3				2.9	
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995						
I.1995	10			7 10/-	<10	
II.1995						
1996	0.7	<10	7.1	18	11	11
1997	0.5	<10	7	20	5	<10
Site	Q34 DOC mg/l	Q34 AOX/FOCI µg/l	R35 DOC mg/l	R35 AOX/FOCI µg/l	Q37 DOC mg/l	Q37 AOX/FOCI µg/l
1998	0.7	<10	4.2	<10	4.5	<10
1999	2.5	<10	6.5	<10	4.4	18
2000	0.8	<10	7.6	29	3.5	<10

Site	R43s DOC mg/l	R43s (22Aa) AOX/FOCI µg/l	RQ1 DOC mg/l	RQ1 (Q1) AOX/FOCI µg/l	R40s DOC mg/l	R40s AOX/FOCI µg/l
Années						
avr.90						
juin.90						
sep.90						
déc.90						
I.1991						
II.1991						
III.1991						
IV.1991						
I.1992	6.1		4.7			
II.1992						
III.1992	6					
IV.1992						
I.1993	8.1	176	4.2	<10	30'	
II.1993						
III.1993	9				36	
IV.1993						
I.1994						
II.1994						
III.1994						
IV.1994						
1995						
I.1995	2.6	<10	5	<10/-		
II.1995						
1996	3.5	<10	7	12		
1997	6	39	7	33		
Site	R43s DOC mg/l	R43s AOX/FOCI µg/l	RQ1 DOC mg/l	RQ1 AOX/FOCI µg/l		
1998	5.3	36	5.6	<10		
1999	7.7	44	4.5	16		
2000	25	650	7	27		

Site	R41s DOC mg/l	R41s AOX/FOCI µg/l	R42 DOC mg/l	R42 AOX/FOCI µg/l
Années				
avr.90				
juin.90				
sep.90				
déc.90				
I.1991				
II.1991				
III.1991				
IV.1991				
I.1992				
II.1992				
III.1992				
IV.1992				
I.1993	24		2.6	
II.1993				
III.1993	35		2.5	
IV.1993				
I.1994				
II.1994				
III.1994				
IV.1994				
1995				
I.1995				
II.1995				
1996				
1997				
Site				
1998				
1999				
2000				

**Annexe 3b : Chlorure de méthylène dans les prélèvements d'eau du réseau d'observation**

Points de	SG12	SG13	SG15	SG16	SG17	SG18	SG19	SG20	SG25
prélèvements									
Chlorure de Méthylène (µg/l)									
24 avril 1990	1,5	4,5	0,9	0,8	1,8	11,7	4,7	0,9	1,2
23/24 avril 1991	-					22	1,6		
28 avril 1992	-	-	-		-	25	10	-	
24 juin 1992						26	0,9		
20 avril 1993	0,3					6,7	0,6		
30 juin 1993						3,5	0,4		
22 septembre 1993						1,0	0,2		
1 décembre 1993						6,0			
19 avril 1994									
24 avril 1995									
Points de	SVKG30	SVG31	SVG32	SG34	R17	R31a	Q23	Q32	R35
prélèvements									
Chlorure de Méthylène (µg/l)									
24 avril 1990	1,5	2,4	3,4		2,4	1,3		1,5	1,4
23/24 avril 1991	-	<0,1	<0,1		-	-		-	-
28 avril 1992	-		-		-	-		-	-
24 juin 1992									
20 avril 1993	0,3	2,5	0,5		<0,1	0,4		0,3	0,1
30 juin 1993									
22 septembre 1993				<0,1			<0,1		
1 décembre 1993							<0,1		
19 avril 1994						-		-	-
24 avril 1995	<1	<1	1,4			<1		<1	<1

Basler Chemische Industrie

# ***Rücklösung von DNAPL***

**DRAFT**

**Abschätzung der Lösung von Schadstoffen aus  
einem DNAPL-Pool**

**Februar 2001**



Effizienz- und Risiko-Engineering

---

**BMG ENGINEERING AG**

Hauptsitz Zürich:  
Ifangstrasse 11  
CH-8952 Schlieren-Zürich  
Tel. 01 - 732 92 92 • Fax 01 - 730 66 22  
bmg@bmgeng.ch  
www.bmgeng.ch

Büro Basel:  
Grabenackerstrasse 15  
CH-4142 Münchenstein  
Tel. 061 - 411 22 55 • Fax 061 - 411 25 80  
bmgbasel@access.ch

Umweltlabors:  
Ifangstrasse 11  
CH-8952 Schlieren-Zürich  
Tel. 01 - 732 92 92 • Fax 01 - 732 92 21  
labor@bmgeng.ch

## Inhalt

1	Einleitung .....	2
1.1	Ausgangslage und Zielsetzung .....	2
1.2	Verwendete Unterlagen .....	2
2	Theoretische Grundlagen .....	2
2.1	Modellüberblick .....	2
2.2	Modellparameter .....	3
2.3	Rücklösung und Ausbreitung der Schadstoffe .....	4
2.3.1	Konzentration oberhalb der Schadstoffquelle .....	4
2.3.2	Jährliche Emissionen .....	5
2.3.3	Ausbreitung .....	5
3	Berechnungen für Bonfol .....	5
3.1	Szenarien .....	5
3.2	Ergebnisse .....	6
3.3	Vergleich mit gemessenen Konzentrationen .....	7
4	Schlussfolgerungen .....	8

# Abschätzung der DNAPL - Rücklösung

## 1 Einleitung

### 1.1 Ausgangslage und Zielsetzung

Eine nicht genau bekannte Menge Lösungsmittel wurde in der Sondermülldeponie Bonfol abgelagert. Im Rahmen der Risikoanalyse soll abgeschätzt werden, welche Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser zu erwarten wären, falls DNAPL aus der Deponie entwichen wären und sich langsam lösen würden.

Insbesondere soll abgeklärt werden, ob die in den Piezometern 18 und 19 beobachteten Konzentrationen auf DNAPL zurückgeführt werden könnten.

### 1.2 Verwendete Unterlagen

Das hier präsentierte Modell basiert auf folgende Unterlagen:

- [1] Diffusion in Natural Porous Media, P. Grathwohl, Kluwer Academic Publishers, 1998
- [2] Physical and Chemical Hydrogeology, P.A. Domenico & F.W. Schwarz, John Wiley & Sons, 1990
- [3] Environmental Organic Chemistry, R. Schwarzenbach et al., John Wiley & Sons, 1993

## 2 Theoretische Grundlagen

### 2.1 Modellüberblick

Das Modell ermöglicht es, die Lösung von Schadstoffen aus DNAPL-Pools zu beschreiben. Im Fall von isolierten DNAPL-Tröpfchen sollte das Modell nicht angewendet werden, da die Kontaktfläche zwischen der DNAPL-Phase und dem Grundwasser deutlich grösser ist. Das hier präsentierte Modell ist in Ref. [2] detailliert beschrieben und soll an dieser Stelle nur kurz erläutert werden.

Das Modell ist in Figur 1 illustriert:

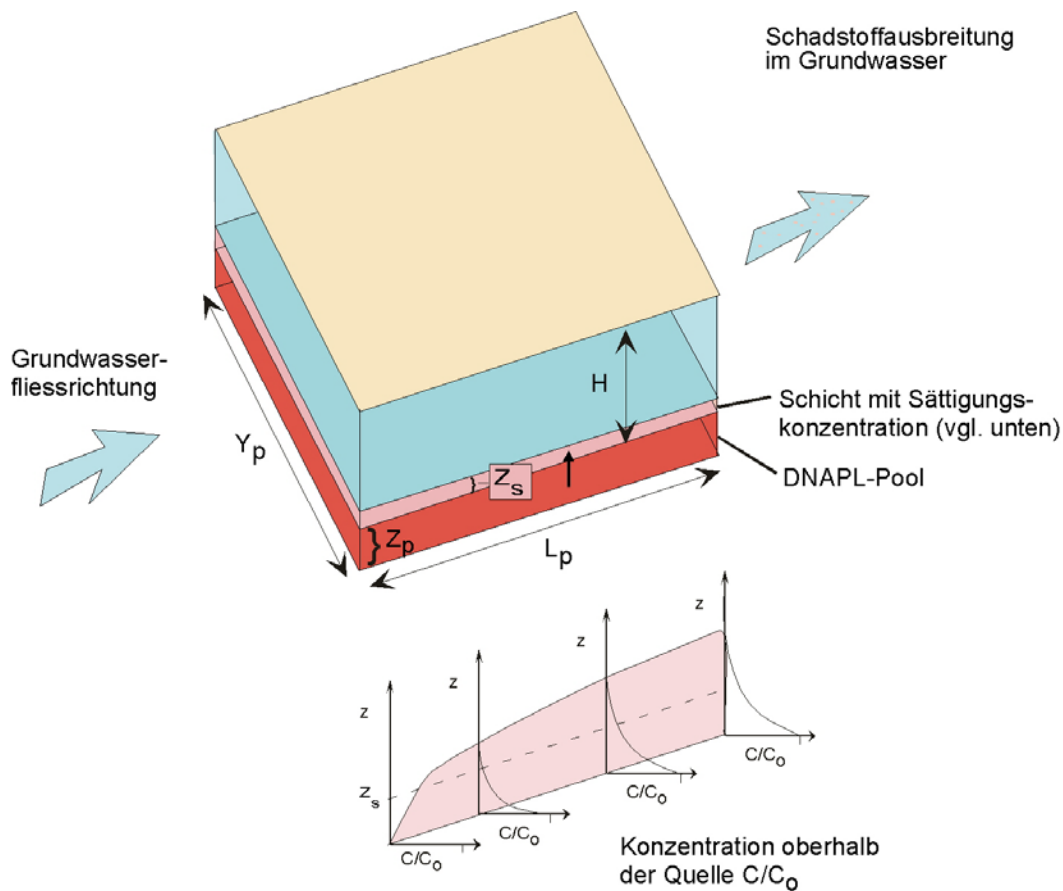


Fig. 1: Modellskizze

## 2.2 Modellparameter

Für die Abschätzung der Schadstoffrücklösung und –ausbreitung müssen die üblichen Grundwasserparameter, d.h. die Mächtigkeit ( $H$ ), der Gradient ( $i$ ), die Durchlässigkeit ( $k$ ), die gesamte und nutzbare Porosität ( $n$  bzw.  $n_e$ ) sowie der organische Kohlenstoffgehalt der Bodenmatrix ( $f_{oc}$ ) bekannt sein.

Darüber hinaus müssen die Löslichkeit ( $S_w$ ), der Diffusionskoeffizient ( $D_{aq}$ ) und der  $K_{oc}$ -Wert des Schadstoffes gegeben sein. Falls der DNAPL-Pool aus mehreren Schadstoffen besteht, muss auch der Molenbruch ( $x$ ) der einzelnen Schadstoffe bekannt sein. Für die Abschätzung der DNAPL-Masse, muss zusätzlich die Dichte der Phase ins Modell eingegeben werden.

Weiter müssen die Länge ( $L_p$ , parallel zur Grundwasserfließrichtung), die Breite ( $Y_p$ ) und die Höhe  $Z_p$  des DNAPL-Pools definiert werden.



## 2.3 Rücklösung und Ausbreitung der Schadstoffe

### 2.3.1 Konzentration oberhalb der Schadstoffquelle

Wenn das Grundwasser über die DNAPL-Phase fließt, lösen sich die Schadstoffe im Wasser. Die Konzentration der Schadstoffe direkt oberhalb der DNAPL-Phase ist gleich ihrer Sättigungskonzentration  $C_w^0$ . Für DNAPL-Phasen, die aus einem reinem Stoff bestehen, ist  $C_w^0$  gleich der Löslichkeit,  $S_w$ , des entsprechenden Stoffes in Wasser. Falls die DNAPL-Phase aus mehreren Stoffen besteht, ist die Sättigungskonzentration des Schadstoffs  $i$ ,  $C_w^0(i)$  gegeben durch (Raoult'sches Gesetz):

$$C_w^0(i) = x_i S_w(i) \quad ^1$$

mit  $x_i$  der Molenbruch des Stoffes  $i$  in der DNAPL-Mischung (mit  $x_i=1$ , falls die Phase aus einem reinen Stoff besteht).

Durch Diffusion und hydrodynamische Dispersion entsteht oberhalb der Schadstoffphase ein Konzentrationsgradient (vgl. Fig. 1). Das Modell benutzt als Hilfsgrösse eine sogenannte "äquivalente Sättigungshöhe"  $Z_s$  definiert mit:

$$Z_s C_w^0 L_p Y = \iiint C_w dx dy dz$$

d.h. die Gesamtschadstoffmenge oberhalb der Phase ist gleich dem Produkt  $Z_s C_w^0 L_p Y$ .

$Z_s$  ist eine Funktion des Diffusions-Dispersionskoeffizient ( $D$ ) und der Kontaktzeit, ( $t_c$ ), zwischen dem Grundwasser und der DNAPL-Phase:

$$Z_s = (D t_c 4/\pi)^{0.5}$$

$$D = D_{aq}/n + \alpha_z v_a \quad \text{bzw.} \quad D = D_{aq}/n = D_p \quad \text{falls die hydrodynamische Dispersion nicht berücksichtigt wird}^2$$

$$t_c = L_p / v_a$$

mit  $\alpha_z$  die vertikale Dispersivität und  $v_a$  die effektive Geschwindigkeit des Grundwassers.

<sup>1</sup> Für Stoffe, die bei Raumtemperatur als Feststoff liegen, muss die Löslichkeit der untergeköhlten Flüssigkeit eingesetzt werden [3].

<sup>2</sup> Der Benutzer kann wählen, ob die hydrodynamische Dispersion berücksichtigt werden soll.

### 2.3.2 Jährliche Emissionen

Die jährlichen Emissionen ( $E_y$ ) werden folgendermassen berechnet:

$$E_y = Y \cdot Z_s \cdot v_a \cdot C_w^o$$

### 2.3.3 Ausbreitung

Die Ausbreitung der Schadstoffe wird mit der zwei-dimensionalen Ogata-Bank Gleichung abgeschätzt (Ref. [2], Quellenbreite  $Y$ , Quellenhöhe  $Z_s$ ).

Das Modell berechnet einerseits die Konzentrationen an einer vordefinierten Beobachtungsstelle im Abstrombereich mit den Koordinaten  $x$ ,  $y$  und  $z$  als Funktion der Zeit<sup>3</sup>. Andererseits wird eine mittlere Konzentration im Abstromsquerschnitt (Breite  $B$ , Höhe  $H$ ) der Deponie bzw. des berücksichtigten Deponiebereichs definiert. Diese Konzentration kann zum Beispiel mit den während den Pumpversuchen gemessenen Konzentrationen verglichen werden.

## 3 Berechnungen für Bonfol

### 3.1 Szenarien

Die mittlere Konzentration im Abstrom der SMDB wurde für folgende Szenarien berechnet. Die benutzten Modellparameter sind aus der Beilage ersichtlich.

#### Fall A

1 m x 1 m DNAPL-Pool bestehend aus 1,1,2,2-Tetrachloethan

#### Fall B

10 m x 10 m DNAPL-Pool bestehend aus den folgenden Stoffen:

- 15% Per
- 4% Tri
- 2 % Chlorbenzol
- 0.2 % Dichlorbenzol

---

<sup>3</sup> Nach einem "Unfall" wird die Schadstoffkonzentration zuerst zunehmen bis ein Steady-State erreicht ist.

- 0.2% Trichlorbenzol
- 78% Sonstiger Verbindungen mit ähnlichen Eigenschaften wie PER

Diese Zusammensetzung entspricht jener der DNAPL-Phase, die 1987 aus DG21 entnommen wurde.

## 3.2 Ergebnisse

### Fall A

Die Rücklösung aus dem kleinen "Tetrachlorethan-Tümpel" würde im unmittelbaren Abstrombereich der Deponie eine durchschnittliche Belastung von ca. 110 µg/L verursachen.

Die Wassersäule oberhalb der DNAPL-Phase würde eine durchschnittliche 1,1,2,2-Tetrachlorethan Konzentration von 1.6 mg/L aufweisen.

### Fall B

Der 10 m x 10 m DNAPL-Pool würde die folgenden durchschnittlichen Konzentrationen im unmittelbaren Abstrombereich der Deponie verursachen:

- Per: 90 µg/L
- Tri: 172 µg/L
- Chlorbenzol: 37 µg/L
- Dichlorbenzol: 2 µg/L
- Trichlorbenzol: 2 µg/L
- Sonstiger Verbindungen: 470 µg/L
- Summe LHKW: ca. 800 µg/L

An dieser Stelle muss nochmals betont werden, dass mit erhöhten Rücklösungsraten, d.h. mit höheren Konzentrationen gerechnet werden muss, falls die DNAPLs als "Tröpfchen" vorliegen (vgl. Abschnitt 2.1)

### 3.3 Vergleich mit gemessenen Konzentrationen

Die Piezometer SG 16, SG 19 und SG 20 befinden sich im Abstrombereich der Deponie. Bei den im Jahr 2000 durchgeführten Pumpversuchen wurde mit diesen drei Piezometern über 80% des Wassers, das unterhalb der Deponie fließt erfasst. Die im Laufe der Pumpversuche gemessenen Gehalte können somit mit den im Abschnitt 3.2 berechneten Konzentrationen verglichen werden.

#### Fall A

Am Anfang der Pumpversuche wurden in SG 16, SG 19 und SG 20 1,1,2,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen von  $< 0.5 \mu\text{g/L}$ , bzw.  $66 \mu\text{g/L}$  und  $< 0.5 \mu\text{g/L}$  gemessen (am Ende der jeweiligen Versuche:  $< 0.5 \mu\text{g/L}$ , bzw.  $56 \mu\text{g/L}$  und  $< 0.5 \mu\text{g/L}$ ). Aus diesen Messwerten ergibt sich eine mittlere Abstromkonzentration von ca.  $20 \mu\text{g/L}$ .

Die Tatsache, dass diese Konzentration um einen Faktor 5 bis 6 unterhalb der berechneten Konzentration liegt, zeigt, dass es entweder keine reine Tetrachlorethan-Phase auf der Basis des Sundgauschotters gibt, oder dass diese Phase nur eine sehr kleine Ausdehnung aufweist ( $< 1 \text{ m}^2$ ).

#### Fall B

Ein direkter Vergleich der einzelnen berechneten und gemessenen Gehalte ist nur begrenzt sinnvoll, da es sich bei der angenommenen Zusammensetzung nur um eine von vielen möglichen Zusammensetzungen handelt. Unter der Annahme, dass die DNAPL-Phase 50 bis 80% (Gewichtsprozent) von Halogeniden enthält kann die berechnete Summe der LHKW (ca.  $800 \mu\text{g/L}$  LHKW, d.h. ca.  $500 \mu\text{g/L}$  AOX) verglichen werden. 1998-1999<sup>4</sup> wurden in den Piezometern SG 16, SG 19 und SG 20 AOX-Gehalte von  $< 10 \mu\text{g/L}$ , bzw.  $84 \mu\text{g/L}$  und  $< 10 \mu\text{g/L}$  gemessen, d.h. eine mittlere Konzentration von ca.  $30 \mu\text{g/L}$  AOX im Abstrom der Deponie.

Die Tatsache, dass diese Konzentration um einen Faktor 15-20 unterhalb der berechneten Konzentration ( $500 \mu\text{g/L}$ ) liegt, zeigt, dass die Anwesenheit von DNAPL-Pools mit einer signifikanten Ausdehnung sehr unwahrscheinlich ist.

---

<sup>4</sup> Im Jahr 2000 wurden die AOX-Gehalte nicht ermittelt. Deshalb werden zum Vergleich die Werte aus den Jahren 1998-1999 herangezogen.

## **4 Schlussfolgerungen**

Mit den hier präsentierten Berechnungen konnte gezeigt werden, dass kleinere DNAPL auf dem Grundwasserstauer zu einer signifikanten Belastung des Grundwassers führen können.

Die Tatsache, dass zum heutigen Zeitpunkt deutlich tiefere Schadstoffkonzentrationen beobachtet werden, ist als deutlicher Hinweis zu betrachten, dass sich zum heutigen Zeitpunkt keine grösseren DNAPL-Pools auf dem Grundwasserstauer befinden.

INPUT		
<b>Schadstoff</b>		
Name	1,1,2,2-Tetrachloroethane	
CAS-Nr	79-34-5	
Löslichkeit	S (µg/L)	3.0E+06
Vert.-koeff Corg/Wasser	K <sub>oc</sub> (L/kg)	7.9E+01
Diff. Koeff.	D <sub>aq</sub> (cm <sup>2</sup> /s)	7.9E-06
Molenbruch des Schadst.	x (-)	1.000
<i>Dichte</i>	<i>ρ (kg/m<sup>3</sup>)</i>	<i>1.6E+03</i>
<b>DNAPL-Pool</b>		
Länge	L <sub>p</sub> (m)	1
Breite	Y <sub>p</sub> (m)	1
<i>Höhe</i>	<i>Z<sub>p</sub> (m)</i>	<i>0.05</i>
<i>Sättigungsgrad</i>	<i>S<sup>o</sup></i>	<i>1</i>
<b>Grundwasserleiter</b>		
Mächtigkeit	H (m)	3.15
Porosität	n (-)	0.2
Nutzbare Porosität	n <sub>e</sub> (-)	0.15
Gradient	i (-)	0.94%
Durchlässigkeit	k (m/s)	1.64E-04
Org. Kohlenstoffgehalt	f <sub>oc</sub>	0.10%
<b>Modellparameter</b>		
Dispersion	(Ja= 1; Nein =0)	1
Breite des Standortes	B (m)	200
Zeit seit dem "Unfall"	t (d)	1.00E+10
Koord. der Beobachtungs- stelle (ab Mitte Quelle)	x (m) (nach vorne)	100
	y (m) (zur Seite)	0
	z (m) (nach oben)	0

OUTPUT Fall A		
<b>Emissionen</b>		
Pro Tag	E <sub>d</sub> (µg/d)	9.54E+06
Pro Jahr	E <sub>y</sub> (µg/y)	3.48E+09
<i>Auflösungsdauer</i>	<i>t<sub>dis</sub> (y)</i>	<i>4.66E+00</i>
<b>Grundwasserfluss</b>		
Fliessgeschwindigkeit	v <sub>a</sub> (m/d)	8.88E-01
GW-Fluss	F (m <sup>3</sup> /y)	3.07E+04
<b>Belastung des Grundwassers</b>		
Konz. an der Quelle	C <sub>w<sup>o</sup></sub> (µg/L)	2.97E+06
Mittl. Konz. oberhalb Quelle	C <sub>w<sup>o</sup>(mittel)</sub> (µg/L)	2.27E+04
Mittlere Konz. im Abstrom	C <sub>w</sub> (mittel) (µg/L)	1.14E+02
Beobachtungsstelle	C <sub>w</sub> (x,y,z,t) (µg/L)	3.73E+03
<b>Belastung des Grundwasserleiters</b>		
An der Quelle	C <sub>s<sup>o</sup></sub> (mg/kg)	4.15E+01
Im Abstrom	C <sub>s<sup>o</sup></sub> (x,y,z,t) (mg/kg)	5.21E-02
<b>Hilfssparameter</b>		
Schadstoffmasse	m <sub>o</sub> (kg)	1.62E+01
<i>Transversale Dispersivität</i>	<i>α<sub>z</sub> (cm)</i>	<i>7.23E-03</i>
<i>Dispersionskoeffizient</i>	<i>D<sub>d</sub> (cm<sup>2</sup>/s)</i>	<i>7.43E-06</i>
Diffusion-Dispersionkoeff.	D (cm <sup>2</sup> /s)	4.69E-05
Sättigungshöhe	Z <sub>s</sub> (m)	2.41E-02
Vert.-koeff. Feststoff-Wasser	K <sub>d</sub> (L/kg)	1.40E-02
Retardationsfaktor	R (-)	1.17E+00
Kontaktzeit	t <sub>c</sub> (s)	9.73E+04

rot: Angaben nur nötig (INPUT) bzw. gültig (OUTPUT) für eine reine Phase, d.h. wenn Molenbruch = 1  
 grün: nur relevant wenn hydrodynamische Dispersion berücksichtigt wird

Bsp. 10x10m DNAPL-Pool (d.h. ≤1% der Deponiefläche) aus mehreren Schadstoffen, sonstige Parameter wie Fall A

Stoff	CAS-Nr	MW (g/mol)	%-Gewicht	Molalität (mol/kg)	Molenbruch x <sub>i</sub> (-)	Mittlere Konz. im Abstrom (µg/L)
Tetrachlorethen (Per)	127-18-4	166	15.1%	9.11E-01	0.148	90
Trichlorethen (Tri)	79-01-6	131	4.1%	3.13E-01	0.051	172
Chlorbenzol	108-90-7	113	1.8%	1.59E-01	0.026	37
o-Dichlorbenzol	95-50-1	147	0.2%	1.36E-02	0.002	2
1,2,4-Trichlorbenzol	120-82-1	181	0.2%	1.10E-02	0.002	2
Rest (Pseudo Per)	127-18-4	166	78.6%	4.74E+00	0.771	471
Gesamthaft			100.0%	6.1E+00	1.0E+00	775