

**CONSEIL REGIONAL de FRANCHE- COMTE**  
4 Square Castan 25000 BESANCON



Décharge Industrielle de BONFOL : Critique des  
résultats , diagnostic sur l'échantillonnage et  
méthodologie

Par **Jacky Mania**

**3 JUILLET 2004**



**S.A.S. CIPRES**  
Avenue de l' Observatoire  
BP 91 302 25005 BESANCON Cedex

**CONSEIL REGIONAL de FRANCHE - COMTE**

**DECHARGE INDUSTRIELLE DE BONFOL (SUISSE)**

***Ière PARTIE : CRITIQUE DES RESULTATS :  
HYDROGEOLOGIE ET CHEMINEMENTS  
PREFERENTIELS DES EAUX SOUTERRAINES &  
DEVENIR DES POLLUANTS***

***IIème PARTIE : DIAGNOSTIC SUR  
L'ECHANTILLONNAGE***

***IIIème PARTIE : METHODOLOGIE : PROCESSUS  
GENERAUX , MODELISATION ET TECHNIQUES  
D'INVESTIGATION***

**Par Jacky Mania**

**S.A.S. CIPRES**

**Avenue de l' Observatoire BP 91302  
25005 BESANCON Cedex**

**3 Juillet 2004**

## AVANT PROPOS

Le rapport a été réalisé à la demande du Conseil Régional de Franche-Comté pour examiner les incidences sur l'environnement de la décharge industrielle de Bonfol (Suisse) qui est gérée par la Chimie Bâloise . Cette décharge industrielle est implantée à faible distance des limites de la Région de Franche-Comté en amont du Territoire de Belfort.

Le début de l'exploitation de la décharge industrielle date de l'année 1961.

En janvier 2000 est enfin décidé l'assainissement définitif de la DIB par la Chimie Bâloise. Les autorités françaises du Territoire de Belfort ne sont informées des risques de contamination qu'en janvier 2000 par le Président du Gouvernement Jurassien .

Il a fallu 30 ans pour qu'un début de travail d'investigation sérieuse soit envisagé par la Chimie Bâloise.

Le rapport est destiné à vérifier si les documents techniques et les dires de différents rapports techniques sont honnêtes.

Le rapport est scindé en trois parties afin d'apporter des éléments de compréhension sur des phénomènes très complexes de pollution par des produits industriels très nombreux et potentiellement très dangereux sur les plans de l'environnement qui continuent à migrer dans le sous-sol :

### Ière PARTIE : *Critique des résultats : Hydrogéologie et Cheminements Préférentiels des Eaux Souterraines et Devenir des Polluants*

Cette partie apporte des informations sur les données piézométriques mesurées épisodiquement sur un secteur limité de la décharge. Sont examinées les absences de réflexion vis à vis des phénomènes du retard de migration des polluants, leur dégradation , l'incidence de la matière organique et du passage en phase gazeuse de certains produits très volatils. Les indications sont tirées de plusieurs rapports issus de bureaux d'études suisses et français.

### IIème PARTIE : *Diagnostic sur l' Echantillonnage*

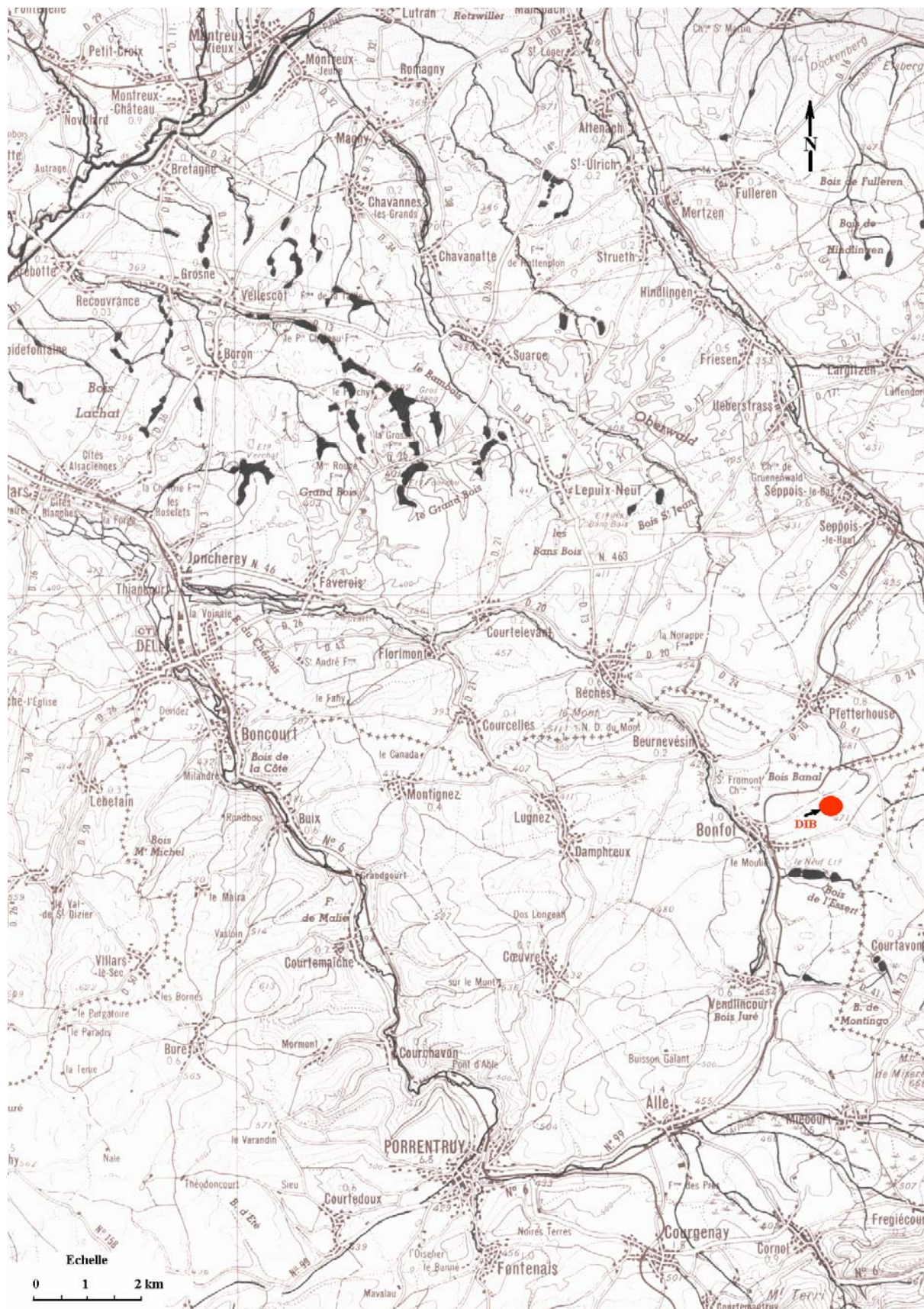
Cette partie résume les techniques de mise en place des piézomètres et de la représentativité des données sur la position des nappes. Sont rappelées les précautions élémentaires dans le cas général de l'échantillonnage en insistant sur les étapes du prélèvement, du conditionnement, du transport et du stockage. Les méthodes de prélèvement des sols , de l'eau souterraine et des gaz sont rappelées. Les paramètres des sols et des nappes sont examinés afin de prendre en compte la dimension à petite et grande échelle du milieu souterrain.

### IIIème PARTIE : *Méthodologie : Processus généraux , modélisation et Techniques d'Investigation.*

Dans cette dernière partie sont discutés les outils de modélisation et de simulation de la progression des produits organiques miscibles ou non-

miscibles, légers ou lourds. Ces simulations n'ont jamais été effectuées par la Chimie Bâloise. Une proposition d'essais complémentaires est listée afin de mieux cerner les caractéristiques physiques et chimique du sous-sol saturé ou non-saturé. Quelques exemples de traçage sont évoqués et des méthodes de mesure de la perméabilité proposées. Des méthodes indirectes de type géophysique ou radiométriques sont discutées. Le but de cette troisième partie est de donner des pistes méthodologiques pertinentes pour mieux approcher la connaissance du sous-sol de la décharge industrielle. Enfin la problématique générale relative au site de la décharge de Bonfol est synthétisée en réponse aux questions posées.

Le transport des polluants industriels du secteur de Bonfol a débuté vers 1965 et a gagné vraisemblablement tout l'environnement régional sur plusieurs kilomètres de distance causant des dommages insoupçonnables. L'impact de la pollution, à court et à long terme, reste encore à vérifier et ce rapport a été établi afin de donner aux responsables régionaux les éléments pour une critique et un éclairage sur un point noir de notre environnement.



**Situation géographique régionale de la Décharge Industrielle de Bonfol**

## DECHARGE INDUSTRIELLE DE BONFOL (SUISSE)

### *Ière* PARTIE : **CRITIQUE DES RESULTATS HYDROGEOLOGIE ET CHEMINEMENTS PREFERENTIELS DES EAUX SOUTERRAINES & DEVENIR DES POLLUANTS**

#### PLAN

1-INTRODUCTION .....	p.8
2-HISTORIQUE SUCCINT.....	p.8
3-PIEZOMETRIE .....	p.8
4- PRELEVEMENTS D'ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE ..	p.10
5-L'INCIDENCE DU RETARD PAR L'ADSORPTION .....	p.11
6-L'INCIDENCE DE LA DEGRADATION .....	p.15
7-INFLUENCE DE LA MATIERE ORGANIQUE DU SOUS-SOL .....	p.16
8-LE PROCESSUS DE VAPORISATION .....	p.16
9- PROBLEMATIQUE .....	p.17
10-CONCLUSIONS .....	p.18
BIBLIOGRAPHIE SPECIFIQUE DIB .....	p.21
<b>BIBLIOGRAPHIE GENERALE</b>	
ANNEXE I-1.....	p.24
ANNEXE I-2.....	p.27
ANNEXE I-3.....	p.33
ANNEXE I-4.....	p.36
ANNEXE I-5.....	p.41
ANNEXE I-6.....	p.42
ANNEXE I-7.....	p.45
ANNEXE I-8.....	p.46
ANNEXE I-9 .....	p.48

## **LISTE DES ANNEXES**

Annexe I-1 : Valeurs piézométriques utilisées dans la cartographie de la nappe des Cailloutis du Sundgau

Annexe I-2: Cartes piézométriques de la nappe des cailloutis du Sundgau

Annexe I-3 :Directives appliquées lors de l'échantillonnage des eaux pour la surveillance environnementale" de la DIB (tiré de Jahresbericht2002.pdf)

Annexe I-4 : Biodégradabilité de composés sélectionnés ayant fait l'objet de travaux expérimentaux en laboratoire (d'après bibliographie)

Annexe I-5 . Biodégradabilité de composés organiques choisis (Lyman et al.. 1982).

Annexe I-6 : Valeurs des Coefficients de Partition Octanol/Eau et Solubilités pour quelques produits chimiques organiques synthétiques et des produits non-organiques (d'après Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency.1981. Treatability Manual - Vol. I Treatability Data. EPA-600/2-82-001a.)

Annexe I-7 : Pression de vapeur des quelques contaminants organiques (valeurs de laboratoire)

Annexe I-8 : Sommaire des constantes (Kh) de Henry ,coefficients partition carbone organique/eau (Koc), et potentiel de dégradation de composés organiques choisis dans une décharge

Annexe I-9 : Liste des micro-polluants organiques recherchés communément dans les eaux destinées à la distribution des eaux potables

## **LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES**

Tableau 1 : Estimation des distances parcourues au bout de 40 ans en aval de la DIB selon des vitesses corrigées d'écoulement des eaux polluées

Figure 1 : Trois dispositifs fixes pour le prélèvement d'échantillons d'eau sur des piézomètres afin d'assurer une bonne représentativité des résultats analytiques.

## **1-INTRODUCTION**

Nous abordons dans cette première partie l'analyse du contexte hydrogéologique de la DIB apportant un éclairage sur les voies préférentielles de contamination susceptibles d'apparaître dans un empilement de cinq couches géologiques constituées des argiles de Bonfol (1 à 20 m) , des Cailloutis sablonneux du Sundgau (1 à 9 m), des Argiles sableuses de la Série des Vosges (10 m), des silts de Bourogne (1 à 10 m) et des calcaires karstiques du Jurassique (>250 m). On doit considérer au niveau du déplacement des contaminations le produit polluant très souvent liquide et le milieu solide dans lequel il se déplace et qui est représenté par le milieu récepteur naturel lié étroitement au contexte géologique et hydrogéologique.

## **2-HISTORIQUE SUCCINT**

Le début de l'exploitation de la décharge industrielle date de 1961 et les premières plaintes des riverains du ruisseau du Roserbach sont notées en juin 1965. Après les premiers travaux de réaménagement de la décharge en 1971 des protestations issues du village de Pfetterhouse apparaissent et des analyses effectuées sur la décharge indiquent des pollutions radioactives (tritium) , des substances organiques et de synthèses chimique, des métaux toxiques (Nickel). Malgré la mise en place d'une couverture argileuse sur la DIB des pollutions apparaissent à nouveau en 1980-81. Sous la pression des habitants de Bonfol un réaménagement d'ensemble est décidé avec création d'alvéoles de 7 à 12 mètres de profondeur en 1987. Après un incendie en mars 1988 un nouveau programme est élaboré en 1994. En janvier 2000 est enfin décidé l'assainissement définitif de la DIB. Les autorités françaises du Territoire de Belfort ne sont informées des risques de contamination qu'en janvier 2000 par voie de presse en pays jurassien ! Trente cinq années se sont écoulées depuis les premières plaintes des riverains !

Il a fallu 30 ans pour qu'un début de travail d'investigation sérieuse soit envisagé par la Chimie Bâloise!

Le transport des polluants a débuté en 1965 et a gagné vraisemblablement tout l'environnement régional sur plusieurs kilomètres causant des dommages insoupçonnables.

Signalons que la commune de Pfetterhouse est touchée par une pollution des sources locales issues soit des Cailloutis du Sundgau ou du karst jurassien dans le secteur nord de la DIB. Vers l'ouest les sources du village de Bonfol sont contaminées et sur le cours aval de la Vendline des captages aux alluvions alimentent les populations françaises de Courtelevant et de Florimont.



### 3-PIEZOMETRIE

L'analyse piézométrique constitue un préalable à toute étude du déplacement des eaux souterraines et des polluants transportés horizontalement. Aucune indication sur le flux vertical ne peut en découler si des prises de pression indépendantes ne sont pas faites sur les différentes couches de terrain.

Ainsi la carte piézométrique établie pour les **argiles de Bonfol** en 1990 n'est pas interprétable. Les lentilles de sable n'ont pas été testées sur le plan hydraulique et de rares mesures de la conductivité hydraulique horizontale et verticale ont été réalisées dans le matériau qui reçoit l'essentiel des déchets.

Il est souligné par le rapport du CHYN (2001) que des fenêtres sableuses situées dans les argiles de Bonfol sont envisageables et favoriseraient des circulations verticales vers les Cailloutis du Sundgau.

La carte des Cailloutis du Sundgau a fait l'objet de campagnes piézométriques très récentes :

- en avril 1994 sur 16 points ,
- en Janvier et août 2001 sur respectivement 17 et 21 points de contrôle,
- la carte des moyennes 1991-2001 ne regroupe que 19 points et donne une orientation générale des écoulements régionaux.

La constatation d'une limitation volontaire des études à la proximité immédiate de la DIB est flagrante. Aucune surveillance à long terme n'a été réalisée par ailleurs sur le réseau hydrologique des ruisseaux et rivières régionales.

Dès que l'on s'éloigne à plus de 500 mètres de la DIB les observations deviennent discontinues ou indirectes.

En réunissant les informations piézométriques (Annexe I-1) et en tenant compte des 3 forages SVG31 et 32 ainsi que SVKG30 la reconstitution par krigeage de 6 cartes piézométriques indique un écoulement général des eaux souterraines vers le Nord-Ouest (Annexe I-2). Les cartes ont été tracées à partir de 16 points (19-04-1994) à 21 points dans le cas le plus favorable (30-08-2001).

L'absence de données dans la partie Sud-Est de la DIB est particulièrement préoccupante.

On ne peut que constater une sensible divergence de la cartographie piézométrique avec ce qui est proposé par la CSD (par exemple carte moyenne 1991-2001 et carte 30/08/2001) dans la mesure où les données de base utilisées sont tronquées. Des erreurs expliquées dans l'annexe I-1 ont été rectifiées ou éliminées (code : -999) le tableau bis reprend des valeurs non citées dans les rapports antérieurs et conduit à une carte piézométrique d'avril 2001 modifiée.

Aucune information chiffrée n'a été fournie quant à la nature exacte des 2939 substances chimiques déversées en dehors des indications du rapport CSD de 2003. On y note un tonnage total de 150 000 tonnes sur une épaisseur de 12 mètres (p.28 du rapport 2003). Les argiles de Bonfol qui ont été exploitées naguère sont d'une épaisseur inférieure à 20 m avant extraction ! On signale des colorants, des produits pharmaceutiques, des produits de lessive, des produits agro-chimiques et des produits radio-actifs de type tritium qui sont maintenant à

des doses moyennes de 750 Bq/L (p.29 du rapport 2003).Ceci confirme les analyses effectuées en 1972.

**L'anomalie des forages SVG30 et SVG31** (annexe 9 du rapport CSD 2001) est indiquée en notant un écart de près de 20 mètres entre la nappe des Cailloutis du Sundgau et celle des Grés de la Série Vosgienne (SVG) ce qui suppose un écoulement souterrain dirigé vers l'est en direction du système de la Largue. Mais seule une analyse piézométrique sur des points de contrôle implantés dans les SVG peut résoudre ce point.

**La nappe des Cailloutis du Sundgau** est particulièrement vulnérable car constituant un vecteur majeur du déplacement des polluants. Les vitesses d'écoulement des eaux souterraines des cailloutis sont estimées par modélisation successivement :

- au nord de la DIB entre 0,7 et 1,2 m/jour soit entre 250 et 438 m/an,
- au sud-ouest de la DIB entre 0,25 et 0,4 m/jour soit 91,25 et 146 m/an.

On constate que des polluants miscibles comme le tritium se sont déplacés en 40 ans d'environ 10 km au minimum (17,52 km maxi) vers le nord de la DIB et de 3,650 km au minimum (5,84 km au maxi) vers le sud-ouest de la DIB. On constate que c'est bien toute la région franco-suisse qui a été touchée par les contaminations. La durée de demi-vie du Tritium n'étant que de 12,26 ans on peut considérer que la contamination est loin d'être négligeable !

Nous aborderons le problème des retards et des adsorptions qui ralentissent les produits organiques.

Le système des silts de Bourogne : aucune information n'apparaît sur le plan hydrogéologique

Les formations karstiques n'ont été testées que sur un seul forage du côté français. L'écoulement vers l'ouest de la DIB en direction de la Vendline a été confirmé par un traçage et des contaminations de la source karstique de Pfetterhouse (point Q38 situé à 1500 m au nord de la DIB) ont été constatées avec des doutes toujours pas infirmés par la CB. Des possibilités d'écoulement vers l'Est sont simplement évoquées dans le rapport CSD.

#### **4-LES PRELEVEMENTS D'ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE**

Les produits polluants peuvent être soit légers (surnageant à la surface des nappes) ou au contraire denses (s'accumulant en profondeur de l'aquifère). Les analyses qui sont discutées dans les rapports successifs n'indiquent jamais des échantillonnages sériés sur toute la hauteur des aquifères ou des semi-perméables. Il semble délicat de résumer à une seule valeur moyenne d'un échantillon l'état chimique et sanitaire des eaux du sous-sol de la DIB.

Le mode d'échantillonnage avec ou sans pompage préalable sur le piézomètre et le dispositif de prélèvement (pompe , capteur osmotique, préleveur automatique ou manuel) ne sont jamais évoqués avant 2002 (voir Annexe I-3).

Des campagnes de prélèvement d'échantillons d'eau sont réalisées systématiquement 2 fois par an à partir de 1990 en avril (1990,91,92,93,94,95) , en juin (1992,93) en septembre (1993) ou en décembre (1993).

En juillet et décembre 1991 se sont respectivement 23 et 25 échantillons qui sont prélevés et analysés mais seulement sur les éléments chimiques banaux.

Dans son rapport d'août 2001 Solvias récapitule les analyses d'avril et de décembre 2001 portant sur 26 piézomètres et 19 sources et ruisseaux.

Les ruisseaux du Roserbach et de Peute Goutte sont également pollués depuis l'origine avec AOX, Cl, et TCE.

En avril 2001 et en août 2001 (Annexe 5 du rapport CDS 2001) des échantillonnages d'eau ont été réalisés sur 44 points : 8AG, 30AP, 3 CP, 1Q, 2R. Ce qui est parfaitement insuffisant en nombre compte tenu du panache de pollution et survenant après 40 ans de pollution chronique !

Que trouve t'on sur les points analysés lors de la dernière campagne de 2001 ?:

G30 et G31: AOX, Benzène et toluène,

SG38 : dioxane, TCE, Chlorure de méthylène, trichlorobenzène (p.50)

SG33 : Trichloroéthylène (p.49)

SG18etSG19 :TCE,TTCE, Trichlorométhylène, Chloroforme, Chloroéthylène, Dichloroéthane, Dichloropropane, Chlorobenzène,

Q23 ou source de St Fromont :TCE , TTCE , Fréon , 1,2-Dichloroéthane(Annexe 6, P.3)

Piézomètres des Argiles de Bonfol : Chlorobenzène, Toluène , COHV di-Chlorés , on retrouve également ces éléments sur les piézomètres AG32a, AG34a et AP25-1.

La nature chimique des lixiviats (d'après MPU,2000) est également représentative des polluants stockés dans la décharge avec :Cl, SO<sub>4</sub>, Zn, Co , Ni , SZb , COHV (DCM, 1,é-DCE , 1,é- DCET , TCM , TCE , TTCE), phénols , crésols , HAP (ou PAH), Fréons , PCB , HCH , Dioxines , Furanes , Chlortoluron (phytosanitaire) et le tritium (3000 Bq/L à l'origine puisque au bout de 3 périodes de 12,26 ans on estime la concentration actuelle à 750 Bq/L).

Les analyses effectuées sur les lixiviats sont hebdomadaires en 2001 et englobent le drainage , le point Ra0, les filtres, les bassins de rétention et le décanteur. Signalons que sur l'étang 2 et les eaux de la DOM sont retrouvés du Dioxane, du Tétrahydrofurane qui sont des solvants des colorants , des vernis et des colles.

## **5-L'INCIDENCE DU RETARD PAR L'ADSORPTION**

Aucun test des limites d'adsorption n'a été réalisé par CB pour s'enquérir des limites de saturation des argiles vis à vis des matières organiques ou des métaux. Cette adsorption peut jouer un rôle de retard dans la vitesse de déplacement en particulier pour les matières organiques. Les retards de la migration des produits

chimiques dans les sables fins, invoqués dans la littérature, oscillent entre 1,9 et 11,5. Le facteur de retard **Rf** est estimé dans des formations sableuses pour :

- le Tétrachloroéthylène : 2,7 à 5,9
- le Tétrachlorure de carbone : 1,8 à 2,5
- le bromoforme : 1,9 à 2,8
- le dichlorobenzène : 3,9 à 9
- l'Hexachloroéthane : 5,1 à 11,5

Le retard influence la vitesse  $v_c$  du déplacement du polluant miscible dans l'eau qui devient :

$$v_c = v_{\text{eau}} / \mathbf{Rf}$$

Si pour l'eau indemne de pollution  $Rf=1$  ce n'est pas le cas de nombreux produits organiques pour lesquels  $Rf$  oscille entre 2 et 10.

**Tableau 1** : Estimation des distances parcourues au bout de 40 ans en aval de la DIB selon des vitesses corrigées d'écoulement des eaux polluées

	<b>Nord DIB</b>	<b>Nord DIB</b>	<b>S-O DIB</b>	<b>S-O DIB</b>
Facteur de retard	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
<b>Rf=1</b>	10000 m	17520 m	3650 m	5840 m
<b>Rf=2</b>	5000 m	8760 m	1825 m	2920 m
<b>Rf=5</b>	2000 m	3504 m	730 m	1168 m
<b>Rf= 10</b>	1000 m	1752 m	365 m	584 m

On constate à partir du tableau 1 en prenant des facteurs de retard **Rf** compris entre 2 et 10 que la pollution des formations aquifères des Cailloutis du Sundgau est encore présente à la périphérie de la DIB dans un rayon de 1 à 5 km au nord et dans un rayon de 365 m à 3 km dans le secteur sud-ouest.

Il est indispensable de réaliser les essais isothermes afin d'obtenir les vitesses de propagation qui varient selon les familles de contaminants et la nature lithologique du sous-sol. On constate que des polluants sont encore massivement dans le sous-sol entre la DIB et Pfetterhouse ainsi qu'entre la DIB et la Vendline.

La sorption est à l'origine du retard du développement des panaches de pollution par respect à la convection et à la dispersion. Aussi avec l'addition du facteur de retardation, les équations conservatrices du

soluté sont utilisées pour décrire la migration des solutés non conservateurs. Avec la sorption, les solutés accumulent :

- 1) la phase liquide en écoulement et associée à  $n_e$  (porosité effective),
- 2) la phase liquide stagnante associée à  $n-n_e$  (écart entre la porosité totale et la porosité effective),
- 3) la phase liquide stagnante associée à la matrice du système aquifère.

La concentration du soluté associée à la zone stagnante du volume total de soluté est donné par :

$$[(n-n_e)/(1-n_e)) + (1-n/1-n_e) \cdot K_d \cdot (\rho_s/(1-n))] \cdot C$$

avec

$C$  la concentration du soluté dans la phase liquide en mouvement (Codell et al., 1982),

$$C^* = K_d \cdot C$$

Où  $C^*$  est la masse du soluté par unité de masse du solide du matériau aquifère.

La masse de la phase solide correspond à :

$$M_s = C^* \cdot \rho_s \cdot V_a$$

où  $V_a$  est le volume du système aquifère dans lequel la sorption se manifeste

$$V_s / V_c = n/n_e + \rho_s/n_e \cdot K_d$$

Et en posant  $n=n_e$

$$V_{eau} / V_c = 1 + [\rho_s / n \cdot (K_d)]$$

et

$$V_{eau} / V_c = 1 + [(1-n/n) \rho_s / n \cdot (K_d)]$$

où

$v_c$  : vitesse de filtration à 50% du profil de la concentration du polluant chimique retardé (LT-1)

$\rho_s$ : la densité sèche du matériau aquifère (masse par unité de volume de matériau sec poreux ( $ML^{-3}$ ))

$\rho_a$ : masse volumique apparente du matériau aquifère mouillé ( $ML^{-3}$ )

Le terme  $1 + \rho_s / n(Kd)$  est appelé le facteur de retard et l'inverse du facteur de retard  $Rf$  correspond à la vitesse relative (Baetsle, 1967) aussi

$$Rf = 1 + [\rho_s / n \cdot (Kd)] = v_{eau} / v_c$$

Avec  $Rf$  facteur de retard (sans dimension)

Ainsi lorsque plusieurs contaminants s'écoulent dans l'aquifère chaque contaminant se déplace selon sa vitesse propre. Le soluté va se répartir en plusieurs zones chacune avançant dans la même direction mais avec une vitesse propre. On utilise les équations de la convection-dispersion conservative pour déterminer la distribution des concentrations mais en substituant

$t$  par  $t/Rf$  et  $Dh$  par  $Dh/Rf$  et  $v_{eau}$  par  $v_{eau}/Rf$

La masse injectée à partir de la décharge est divisée par  $Rf$ .

La masse dans la phase solide est équivalente à la masse de la phase solide multipliée par  $Kd \cdot \rho_s/n$

En ce qui concerne le tritium radio-actif on utilise pour estimer la concentration la relation suivante :

$$C_t = C_0 \exp^{(-\lambda_r \cdot t)}$$

avec

$\lambda_r$ = la constante de désintégration radioactive soit l'inverse de la durée de vie moyenne du radioactif ( $T^{-1}$ )

$t$  =le temps

Le temps nécessaire pour que la concentration diminue de la moitié de la concentration initiale  $C_0$  est définie comme la durée de demi-vie de la substance radio-active. La relation entre  $\lambda_r$  et la durée de demi-vie  $hl$  d'une substance (Schwartz, 1975) est donnée par :

$$\lambda_r = 0.693 / hl$$

ces relations sont utilisées aussi pour d'autres processus de dégradation biologique ou non-biologique comme pour les pesticides par exemple,  $\lambda_C$ , remplace alors  $\lambda_r$  ( Baetsle, 1967). On écrit alors que :

$$C_t = C_0 \cdot \exp^{(-\lambda_r \cdot t \cdot R_f)}$$

Les produits radio-actifs de type tritium (stockés depuis 1965 dans la DIB) qui sont maintenant à des doses moyennes de 750 Bq/L (p.29 du rapport 2003) étaient vraisemblablement à des valeurs initiales supérieures à 6000 UT en se basant sur une durée de demi-vie de la substance radio-active de 12,26 ans.

## 6-L'INCIDENCE DE LA DEGRADATION

La dégradation des produits organiques s'opère sous l'influence des bactéries soit en milieu anaérobie, soit en milieu aérobie soit en milieu sulfaté ou encore en milieu développant une méthanogenèse.

La bibliographie est intéressante quand aux conditions permettant la disparition au cours du temps de certains produits organiques (in situ ou sur pilotes de laboratoire). L'annexe I-4 résume les bilans effectués selon des modes opératoires précis. L'annexe I-5 présente globalement l'importance de la biogradabilité sur le devenir des substances chimiques.

Les microorganismes (bactéries) représentent le groupe des organismes participant massivement à la biodégradation. Ils sont particulièrement présents dans la partie supérieure du sol puis décroissent en profondeur. Leur nourriture est constituée surtout de matière organique en décomposition.

Les variables affectant potentiellement la biodégradation sont: les propriétés physico-chimiques, la concentration des espèces chimiques organiques et leur composition, la distribution spatiale, la densité de population, l'historique, les interactions, la salinité l'activité enzymatique, la concentration en oxygène du milieu, l'humidité, les conditions de pH et de température. Les catégories de biodégradabilité sont basées sur le rapport **DBO<sub>5</sub>/DCO** (Lyman et al.. 1982). La **DBO<sub>5</sub>** représente la demande biologique en oxygène après 5 jours d'activité biologique ce qui permet aux micro-organismes de dégrader toute la matière organique présente dans l'eau à condition de disposer suffisamment d'oxygène. La **DCO** représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder toutes les formes chimiques réduites qui peuvent être oxydées.

Les composés organiques ayant un rapport < 0.01 sont relativement non-dégradables, entre 0.01 et 0.1 ils sont modérément dégradables et au-dessus de 0.1 ils deviennent relativement dégradables (Annexe I-5).

Aucune indication sur la dégradation des éléments organiques n'est donnée.

## 7-INFLUENCE DE LA MATIERE ORGANIQUE DU SOUS-SOL

Le coefficient de partition « octanol / eau » est défini par le rapport de la concentration du produit chimique dans la phase octanol à leur concentration dans la phase eau.. Les produits chimiques avec des valeurs basses de **Kow** (<10) sont relativement hydrophiles ; ils possèdent de fortes solubilités et des coefficients d'adsorption bas. Les produits chimiques avec des valeurs élevées du **Kow** (>10 000) sont très hydrophobes (Lyman et al., 1982). Ce coefficient est utile pour estimer la quantité de produit chimique qui sera adsorbé par la matrice de la roche aquifère et pour évaluer le retard.

Le coefficient d'adsorption (**Koc**) est dépendant des propriétés des dépôts sédimentaires et il est défini comme le rapport entre la quantité du produit chimique adsorbé par unité massique de carbone organique carbone (**foc**) dans les dépôts à la concentration du produit chimique à l'équilibre dans le soluté. On a constaté une bonne corrélation entre

**Koc** et la solubilité dans l'eau (Lynman et al., 1982).

Ainsi on peut poser que :

$$\mathbf{Kd = foc . Koc}$$

On tire de la bibliographie des relations reliant **Koc** à **Kow** ainsi celle de Hasset et al.(1983) qui donne :

$$\mathbf{Log(Koc) = 0.088 + 0.909 \log Kow}$$

La solubilité de l'eau est affectée par la température , la salinité en sels minéraux , les matières organiques dissoutes et le pH. Le tableau 4 donne des valeurs de la solubilité mesurée en laboratoire à 25°C ainsi que **Kow**.

**Aucune indication sur la concentration des éléments organiques contenues dans les cailloutis du Sundgau n'est fournie dans les rapports CSD.**

## 8- LE PROCESSUS DE VAPORISATION

Ce processus se manifeste lorsque existent des phases non miscibles fluides ou lorsqu'elles entrent sous forme gazeuse à partir de la solution de l'eau.

C'est un cas fréquent dans le passage du milieu saturé au milieu non saturé.

Ce processus est contrôlé par la pression de vapeur du soluté organique ou du solvant.

La pression de vapeur (**PV**) d'un liquide ou d'un solide est la pression du gaz à l'équilibre à une certaine température de ce liquide ou de ce solide. **PV** représente la tendance du composant à s'évaporer et il représente la solubilité du solvant organique dans un gaz.

A l'équilibre la loi de Raoult décrit l'équilibre de la pression partielle des composés organiques dans l'atmosphère au-dessus d'un solvant idéal (comme le benzène par exemple)



$$P_{org} = X_{org} \cdot P^{\circ}_{org}$$

avec

**P<sub>org</sub>** : la pression partielle de vapeur dans la phase gazeuse

**X<sub>org</sub>** : la fraction molaire du solvant organique

**P<sup>°</sup><sub>org</sub>** : la pression de vapeur du solvant organique pur.

La loi de Henry décrit la vaporisation des solutés organiques dissous. La constante **K<sub>h</sub>** exprimée en atmosphère m<sup>3</sup>/moles est égale à la **P<sup>°</sup>** en atmosphères divisée par la solubilité du composé dans l'eau (moles/m<sup>3</sup>).

Plus la constante de Henry est élevée plus le produit est volatil.

Par convention la vaporisation des solvants purs (benzène) fait appel à la loi de Raoult et la vaporisation des solutés (benzène dissout dans l'eau) fait appel à la loi de Henry.

Dans l'Annexe I-7 on peut voir que les composés volatils comme le Dichlorométhane (**K<sub>h</sub>** = 3 10<sup>-3</sup> atm.m<sup>3</sup>/mole) ou le 1-1 Dichloroéthane (**K<sub>h</sub>** = 4.3 10<sup>-3</sup> atm.m<sup>3</sup>/mole) sont nettement plus volatils que le pentachlorophénol (**K<sub>h</sub>** = 3.4 10<sup>-6</sup> atm.m<sup>3</sup>/mole) ou le DDT (**K<sub>h</sub>** = 3.8 10<sup>-5</sup> atm.m<sup>3</sup>/mole).

Cette volatilisation peut engendrer des explosions, des incendies et des problèmes de santé lorsque des épandages accidentels de produits organiques ont eu lieu en surface. Un incendie important est apparu, suite à une erreur de manutention, sur la DIB le 2 mars 1988.

Le taux de volatilisation de certains composés organiques est lié aux propriétés du sol et du sous-sol, des propriétés chimiques et des conditions environnementales.

La pollution par la phase vapeur des polluants organiques est très dangereuse et contamine par contact les eaux du milieu non-saturé avec des conséquences néfastes sur la faune et la flore.

**Aucune indication sur la concentration des gaz organiques contenus dans le sous-sol et les sols de la DIB et dans l'aquifère n'est donnée dans les rapports CSD.**

## 9- PROBLEMATIQUE

Un certain nombre de questions à élucider ont été posées :

1\* Est-ce que le degré de connaissances hydrogéologiques rapportées dans les documents qui vous ont été soumis est-il suffisant pour entamer les travaux d'assainissement total de la décharge (excavation des matériaux), en regard de la préservation de l'environnement local et régional ? (partie I)

2\* Quelle est l'approche méthodologique à suivre pour la détermination de la piézométrie? En particulier pour le cas d'une décharge sise sur une ligne de partage des eaux et creusée dans des sédiments peu perméables? (partie I)

3\* Quelle est la configuration d'essai minimale nécessaire pour la détermination de cartes piézométriques dans le cas de Bonfol ? (voir parties II et III)

4\* Quelle approche méthodologique est souhaitable pour la détermination de micropolluants dans l'environnement de la DIB ? (voir parties II et III)

5\* Quelle approche méthodologique est souhaitable pour la détermination de l'influence de la décharge sur le cadre régional ? (voir partie II)

6 \* Comment appréciez-vous le degré de transparence des documents de la BCI ? (voir parties I et II)

7\* Comment appréciez-vous la plausibilité des hypothèses et conclusions principales des rapports BCI en ce qui concerne les écoulements et la propagation de la pollution ? (partie I)

8\* Dans le piézomètre VG12 le niveau piézométrique varie entre les altitudes de 437 m et 438 m.s.m . Où peut se trouver, à votre avis, le point exutoire de ces eaux, régionalement parlant ? Y a-t'il plusieurs alternatives ? Les rapports BCI sont-ils clairs à ce sujet ? (partie I)

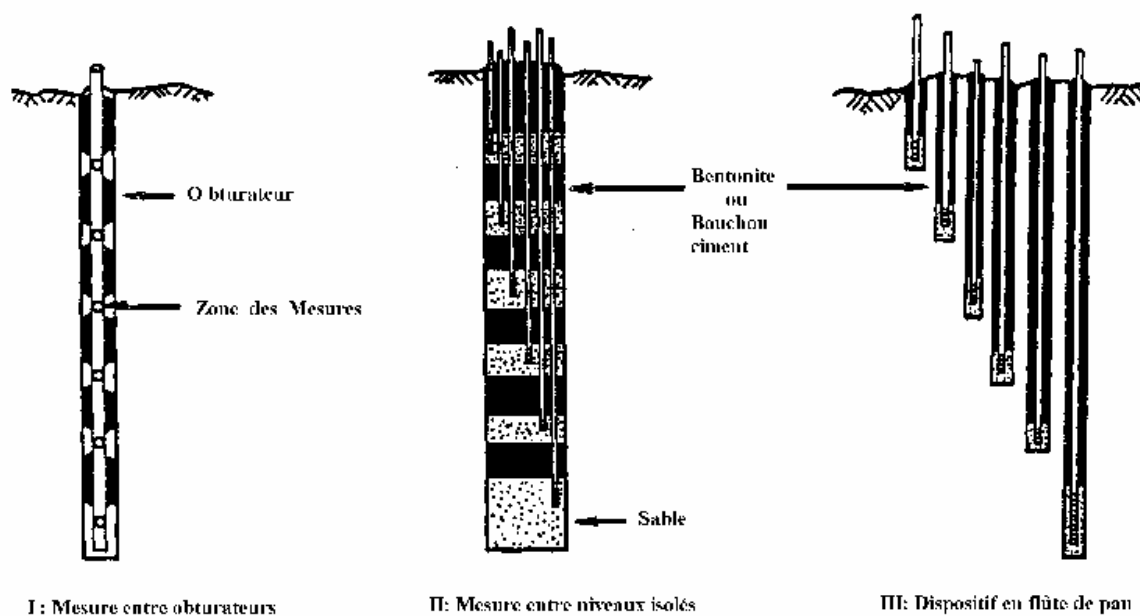
9\* L'annexe 5.1 du Rapport de synthèse hydrogéologique CSD 2002 présente diverses sources (points d'observation) dans le cadre régional, et propose d'en exclure quelques-unes. Les arguments présentés pour leur exclusion vous semblent-ils plausibles, suffisamment clairs ? (partie I)

## 10- CONCLUSIONS

L'examen des informations mises à ma connaissance sur les plans géologiques, hydrogéologiques et chimiques me conduisent aux remarques suivantes :

- Les informations hydrogéologiques disponibles sont trop limitées et leur extrapolation géographique non conforme aux règles hydrogéologiques communément admises par la profession.
- Des piézomètres supplémentaires sont indispensables pour améliorer la connaissance piézométriques entre le nord de la DIB et la frontière franco-suisse, mais aussi sur toute la zone sud et sud-est en direction du ruisseau de Peute-Goutte tributaire de la Largue.
- Il est curieux que la nappe des cailloutis du Sundgau qui couronne le relief entre Largue et Vendline ne présente pas un écoulement centrifuge avec des écoulements rayonnants des eaux souterraines dirigés vers les vallées drainantes. Il apparaît une erreur d'interprétation de la piézométrie régionale qui risque de négliger la dispersion des polluants vers le sud et le sud-est. On ne peut que constater un forte divergence de la cartographie piézométrique avec ce qui est proposé par la CSD dans la mesure où les données de base utilisées sont tronquées.
- La méthode de prise de pression nécessite la mise en place de piézomètres disposés selon la technique en « flûte de pan » avec 3 mètres de décalage selon la verticale (figure 1) ou selon des mesures isolées (bouchons ou obturateurs),

- La technique d'échantillonnage sera réalisée avant pompage en prélevant les 10 cm supérieurs du surnageant dont l'épaisseur sera évaluée à partir de la conductivité électrique de l'eau. Un échantillonnage de l'eau sera effectué par préleveur manuel ou une pompe à faible débit (10 litres/minute maximum) tous les 2 mètres en ne négligeant pas les derniers centimètres du fond du piézomètre afin de prélever les produits chimiques à densité élevée. La technique d'échantillonnage sera ensuite répétée après un débit de pompage qui renouvellera au moins 5 volumes du piézomètre afin de comparer les résultats analytiques ultérieurs.
- Les eaux souterraines des puits aux alluvions de la Vendline des villages de Florimont et de Courtelevant situés en France peuvent subir des micropollutions. Aussi seront-ils contrôlés avec une vigilance accrue au niveau des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des éthers, des phénols, des phtalates, des hydrocarbures organo-halogénés, des pesticides et des métaux toxiques.
- La source karstique de Pfetterhouse sera surveillée d'une manière identique et suivie hydrologiquement pour confronter les analyses aux variations du débit. On procèdera en particulier à des analyses de gaz.
- Un examen minutieux de l'environnement industriel passé et actuel sera réalisé avec en particulier des prises d'échantillons de gaz des sols.
- En ce qui concerne la connaissance de l'évolution des panaches de pollution à partir de la DIB des lacunes importantes subsistent sur les retards à l'avancement des fronts de pollutions des différents polluants organiques qui ont vraisemblablement subi des dégradations et de phénomènes de volatilisation. Il est délicat d'envisager l'excavation des déchets actuellement stockés dans la DIB. La suppression ponctuelle des déchets ne supprimera pas le développement dans l'espace et le temps des fronts de pollution générés depuis une quarantaine d'années. Il faut envisager une dépollution prioritaire de l'aquifère des Cailloutis du Sundgau.



**Figure 1** : Trois dispositifs fixes pour le prélèvement d'échantillons d'eau sur des piézomètres afin d'assurer une bonne représentativité des résultats analytiques.

## BIBLIOGRAPHIE SPECIFIQUE DIB

- Assainissement définitif de la DIB / Projet d'assainissement selon l'Osites. Rapport principal, IG DIB, BMG Engineering AG & CSD Ingénieurs et géologues SA,27/11/2004, 123 p.
- Assainissement définitif de la DIB / Géologie et hydrogéologie. Rapport annexe N°4 du projet d'assainissement, IG DIB, BMG Engineering AG & CSD Ingénieurs et géologues SA,27/11/2004, 23 p., 11 annexes
- Qualité des eaux destinées à la consommation humaine du Département du Territoire de Belfort (1997,98 et 99). Rapport de la DRASS de Franche-Comté, 5 p.(extrait du document général)
- Décharge industrielle de Bonfol (DIB),Surveillance de la décharge et environnement, rapport annuel, 17/5/2001.Basier Chemische Industrie (CH), 68 p., 21 annexes
- Décharge industrielle de Bonfol (DIB), rapport de synthèse hydrogéologique,2002. CSD Ingénieurs et géologues SA, 70 p., 5 annexes
- Décharge industrielle de Bonfol (DIB), rapport de synthèse hydrogéologique,2002. CSD Ingénieurs et géologues SA, 70 p., 5 annexes
- Décharge de Bonfol (Suisse), état des connaissances hydrogéologiques, novembre 2000,BRGM/RP-50515-FR, 35 p., 3 planches
- Rapport Greenpeace 2000, RWB SA
- Rapports d'analyses de surveillance 2001 (2 campagnes), Laboratoire Solvias
- Récapitulatif des analyses de surveillance pour le réseau des piézomètres dans les Cailloutis du Sundgau, Fichier Excel, RWB SA
- Décharge industrielle de Bonfol (DIB), expertise hydrogéologique, des rapports du bureau CSD. Rapport du CHYN, juin 2001,6 p.

## BIBLIOGRAPHIE GENERALE

- BANTON O et BANGOY L.M. (1999) - Hydrogéologie - Multiscience environnementale des eaux souterraines. Ed. Presses de l'Université du Québec , Sainte Foy, 460 p.
- BEAR J. (1979) - Hydraulics of groundwater .Ed. McGraw-Hill,New York,569 p.
- BEAR J. (1972) - Dynamics of fluids in porous media .Ed. Elsevier ,New York , 764 p.
- BEAR J. et VERRUIJT A. (1987) - Modeling groundwater flow and pollution Ed.D.REIDEL Co., Dordrecht , 414 p.
- BIZE J., BOURGUET L. et LEMOINE J. (1972) - L'alimentation artificielle des nappes souterraines . Ed. Masson , Paris , 199 p.
- BODELLE J et MARGAT J. (1980) - L'eau souterraine en France .Ed.Masson ,Paris , 208 p.
- BOULDING J.R., 1995- Soil, vadose zone and groundwater contamination - Assessment, prevention and remediation. Lewis Pub.,London, 948 p.
- BURGER A , RECORDON E., BOET D., COTTON L. et SAUGY B.(1985) -Thermique des nappes souterraines .Pres. Polytechniques .Romandes,Lausanne,255 p.
- BYRNES M.E, 1994- Field sampling methods for remedial investigations. Lewis Pub.,London, 254 p.

- CASSAN M. (1980) - Les essais d'eau dans la reconnaissance des sols .Edit. Eyrolles,Paris, 275 p.
- CASSAN M. (1986) - Aide-mémoire d'hydraulique souterraine .Presse Ecole Nat. Ponts et Chaus., Paris, 193 p.
- CASTANY G. (1968) -Traité pratique des eaux souterraines .Ed. Dunod,Paris , 657 p., 2ème Edition
- CASTANY G. (1968) -Prospection et exploitation des eaux souterraines.Ed. Dunod,Paris , 657 p., 2ème Edition
- CASTANY G. (1982) -Principes et méthodes de l'hydrogéologie .Ed.Dunod ,Paris , 238 p.
- CASTANY G. et MARGAT J.(1977) - Dictionnaire français d'hydrogéologie. Ed. BRGM,Orléans , 250 p.
- CODELL R.B.,KEY K.T. et Whelan G. (1982). A collection of mathematical models for dispersion in surface water and ground water. U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG-0868
- COREY A.T. (1977) -Mechanics of heterogeneous fluids in porous media .Ed.WRP , Fort Collins,259 p.
- DAGAN G. (1989) - Flow and transport in porous formations .Ed.Springer-Verlag ,Berlin, 465 p.
- DETAY M. (1997) - La gestion active des aquifères . Ed. Masson, Paris, 416 p.
- DOMENICO P.A. et SCHWARTZ W. (1990) - Physical and chemical hydrogeology . Ed. John Wiley & Sons,New York,834 p. DREVER J. (1982) - The geochemistry of natural waters .Ed.Prentice-Hall Inc.,Englewood Cliffs, 388 p.
- GENETIER B.(1992) - La pratique des pompages d'essai en hydrogéologie. Ed. BRGM Manuels & Méthodes , Orléans , N° 9, 133 p.
- GUILLEMIN C. et ROUX J.C. (1992) -Pollution des eaux souterraines en France .Ed. BRGM Manuels & Méthodes , Orléans , N° 23, 262 p.
- HUBERT P. (1984) - Eaupuscule : une introduction à la gestion de l'eau. Ed. Ellipses , Paris, 192 p.
- KINZELBACH W. (1986) - Groundwater modelling : an introduction with sample programs in Basic .Ed. Elsevier,Amsterdam,33 p.
- LALLEMAND-BARRES A. et ROUX J.C. (1991) -Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages destinés à la consommation humaine .Ed. BRGM Manuels & Méthodes , Orléans , N°19, 162 p.
- LALLEMAND-BARRES A. (1995) -Méthodes de d'Épollution des eaux souterraines .Ed. BRGM Manuels & Méthodes, Orléans , N°27, 180 p.
- LANGGUTH R.V. (1980) - Hydrogeologische methoden . Ed. Springer-Verlag,Berlin, 486 p.
- LUCKNER L. et SCHESTAKOW W.M. (1991) - Migration processes in the soil and groundwater zone. Ed. Lewis Inc., Chelsea, 485 p.
- LYMAN W.J,REEHL W.F. et ROSENBLATT D.H. (1982). Handbook of chemical property estimation methods environmental behaviour of organic compounds. Mc Graw-Hill Book Co., New York, 448 p.
- MARGAT J. (1996) - Les ressources en eau . Manuels & Méthodes, Orléans , N°28, 148 p.
- MARSILY de G. (1981) - Hydrogéologie quantitative .Ed. Masson ,Paris,214 p.
- MEYER DE STADELHOFEN C. (1991) -Applications de la géophysique aux recherches d'eau . Ed. Lavoisier, Tec & Doc, Paris,183 p.
- NIKOLAEVSKIJ V.N. (1990) - Mechanics of porous and fractured media .Ed.World Scientific,Singapore, 472 p.
- NORRIS R.D. , 1994- Handbook of bioremediation. Lewis Pub.,London, 257 p.
- Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency. 1981. Treatability Manual - Vol. I Treatability Data. EPA-600/2-82-001a.

- PETTYJOHN W.A. (1987) - Protection of public water supplies from ground-water contamination . Ed. Noyes data corp. , Stillwater, 177 p.
- PIERZYNSKI G.M, SIMS T.J and VANCE G.F, 1994- Soils and environmental quality. Lewis Pub.,London, 313 p.
- PRICE M. (1992) - Introducing groundwater .Ed. Chapman & Hall, London, 278 p.
- RICOUR J. et , 1994- Sites pollués et déchets . Manuels & Méthodes , Ed. BRGM, Orléans, 26 ,128 p.
- SELIM H.M. and KINGERY W.L. (2003)- Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils. Ed. Lewis, London, 360 p.
- SIGG L., STUMM W. et BEHRA P. (1992) - Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement .Ed. Masson, Paris,391 p.
- TODD D.K. (1980) - Groundwater hydrology .Ed.J.Wiley,New York,535 p.
- McWHORTER D. et SUNADA D.K. (1977) - Ground-water hydrology andhydraulics . Ed. WRP, Littleton,290 p
- WALTON W.C. (1988) - Practical aspects of groundwater modelling .Ed.NWWA , Worthington ,588 p.

## ANNEXE I-1

FORAGE	COOR. X	COOR. Y	COTE SOL	H1991-2001	H19-4-94	H24-1-01	H25-4-01	H30-8-01	H28-5-02
<b>SG12</b>	579,702	259,349	474,15	458,19	457,9	458,53	457,34	457,76	458,55
<b>SG13</b>	579,555	259,287	476,18	457,42	-999	457,7	456,46	457,71	456,59
<b>SG15</b>	579,616	259,405	471,12	458,51	457,15	457,69	457,62	458,12	458,15
<b>SG16</b>	579,448	259,385	473,49	456,7	456,4	456,96	456,79	457,62	456,87
<b>SG17</b>	579,459	259,303	472,88	456,94	456,78	457,27	457,19	457,32	457,16
<b>SG18</b>	579,519	259,352	476,56	457,03	456,82	457,14	457,26	-999	-999
<b>SG18b</b>	579,517	259,347	477,91	-999	-999	-999	-999	457,15	456,43
<b>SG19</b>	579,496	259,401	475,59	456,73	456,47	457,08	455,9	-999	-999
<b>SG19b</b>	579,495	259,398	476,54	-999	-999	-999	-999	457,15	-999
<b>SG20</b>	579,533	259,463	468,46	456,7	456,53	457,02	456,96	457,01	456,91
<b>SG25</b>	579,463	259,547	472,85	455,19	454,96	455,33	455,33	455,45	455,4
<b>SG33</b>	579,324	259,473	475,44	455,33	455,17	455,55	455,3	455,58	455,52
<b>SG34</b>	579,454	259,141	466,35	455,76	-999	455,76	459,6	455,88	-999
<b>SG35</b>	579,659	259,189	477,65	458,81	458,64	459,03	460,57	459,35	459,23
<b>SG36</b>	579,79	259,316	476,4	458,87	459,36	459,21	458,66	459,3	459,26
<b>SG37</b>	579,83	259,481	470,51	458,24	-999	-999	458,86	458,54	459,03
<b>SG38</b>	579,65	259,56	468,15	457,94	457,24	457,22	457,13	457,28	457,24
<b>SG44</b>	579,508	259,438	473,96	-999	-999	-999	-999	456,97	455,83
<b>SG45</b>	579,569	259,548	470,1	-999	-999	-999	-999	456,06	455,62
<b>SG46</b>	579,411	259,442	473,4	-999	-999	-999	-999	456,45	455,38
<b>SG47</b>	579,483	259,407	474,95	-999	-999	-999	-999	-999	456,08
<b>SG48</b>	579,481	259,402	474,95	-999	-999	-999	-999	-999	457,19
<b>SVG31</b>	579,435	259,977	470,29	446,79	446,79	446,79	449,09	446,79	448,75
<b>SVG32</b>	580,268	260,189	474,85	462,33	462,33	462,33	463,43	462,33	463,11
<b>SVKG30</b>	579,027	260,192	484,44	446,26	446,26	446,26	446,85	446,26	-999
<b>VG12</b>	579,702	259,349	474,15	-999	-999	-999	-999	-999	-999
<b>SVP91</b>	579,3	259,265	462	452,79	452,09	-999	-999	-999	-999
<b>POINTS</b>				<b>19</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>21</b>	<b>20</b>

**TABLEAU** : Valeurs piézométriques utilisées dans la cartographie de la nappe des Cailloutis du Sundgau

**Légende** : -999 : valeur absente

446 : valeur supposée extrapolable de la période 1991-2001 pour SVG30,SVG32 et SVKG30

VG12 : la valeur de 437,92 n'a pas été prise en compte ( série des Grés Vosgiens)

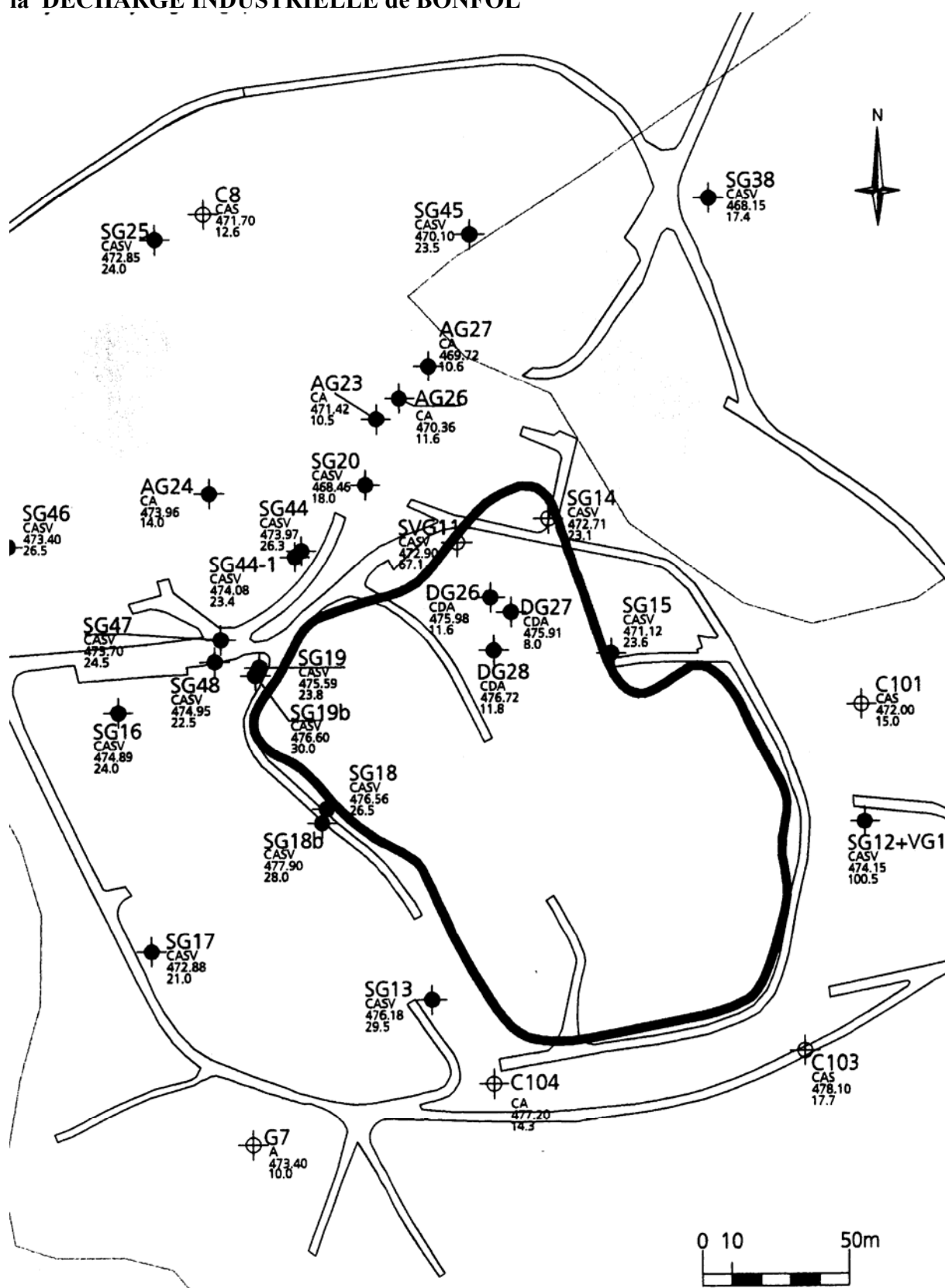
**Remarque** : des doutes subsistent sur SG12 pour avril 2001 (erreur de transcription 475 au lieu de 457) sur SG15 (écart de 4 cm), SG18 (écart de 1,26m)

Ecart de 3 m pour SG15 en mai 2002,

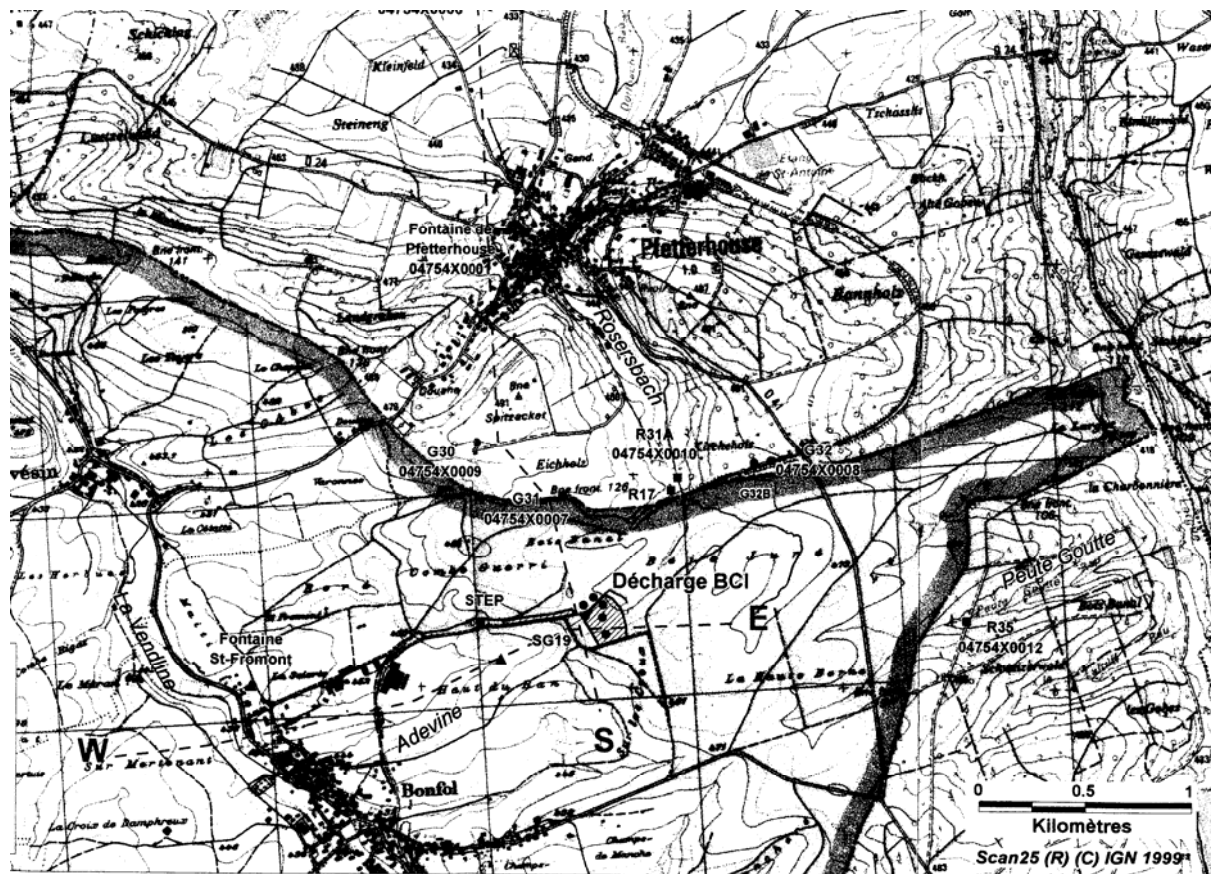
SVKG30 a donné lieu , en mai 2002) à une estimation de niveau >34m donc remplacée par -999



## PLAN de SITUATION des PIEZOMETRES et des SONDAGES à la PERIPHERIE de la DECHARGE INDUSTRIELLE de BONFOL

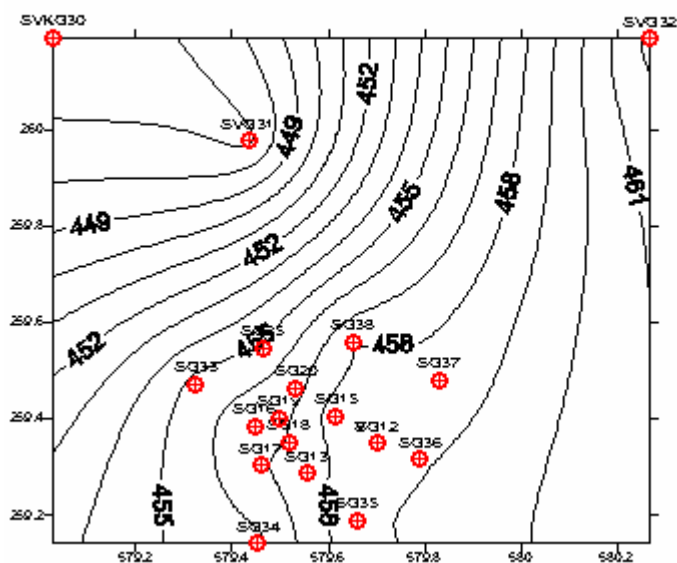


Les piézomètres atteignant les Cailloutis du Sundgau sont notés SG, les sondages aux Argiles sont notés AG, les piézomètres traversant les déchets de la décharge sont notés DG- Les altitudes du sol naturel et la profondeur des sondages sont donnés en mètres.

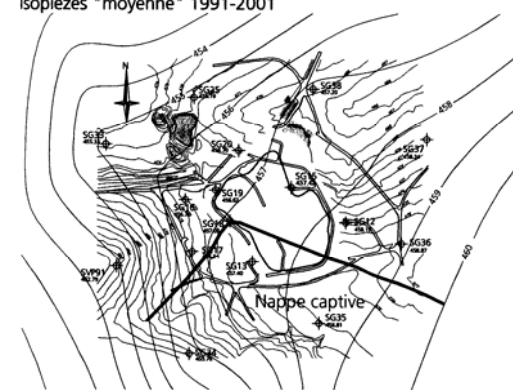


## ANNEXE I-2: Cartes piézométriques de la nappe des cailloutis du Sundgau

CARTE PIEZOMETRIQUE MOYENNE 1991-2001

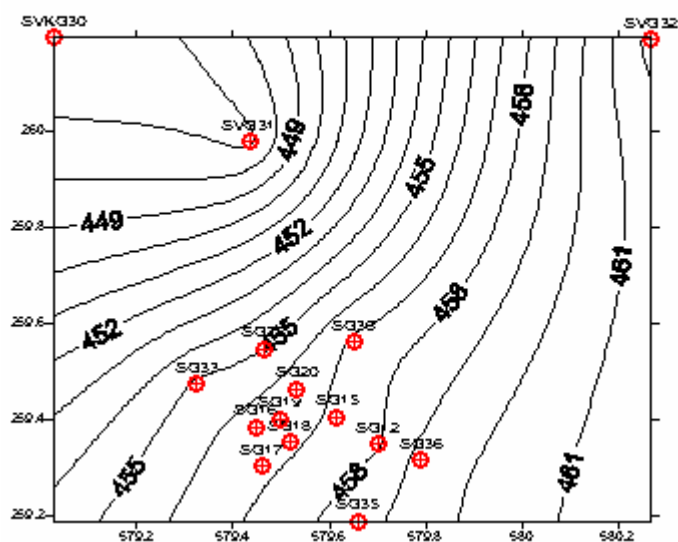


Isopièzes "moyenne" 1991-2001

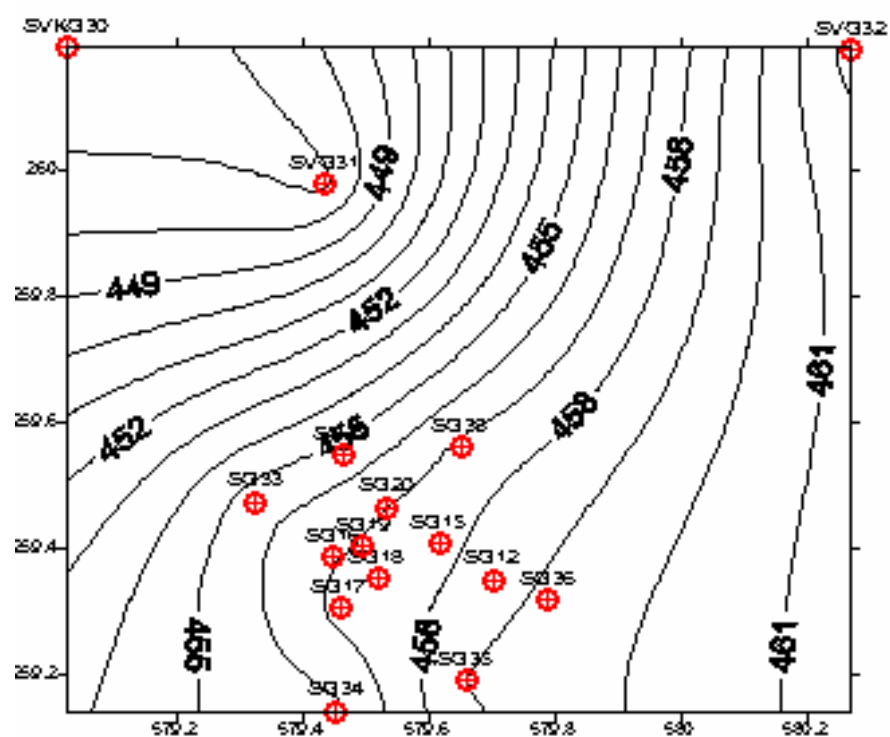


### CARTE établie par CSD

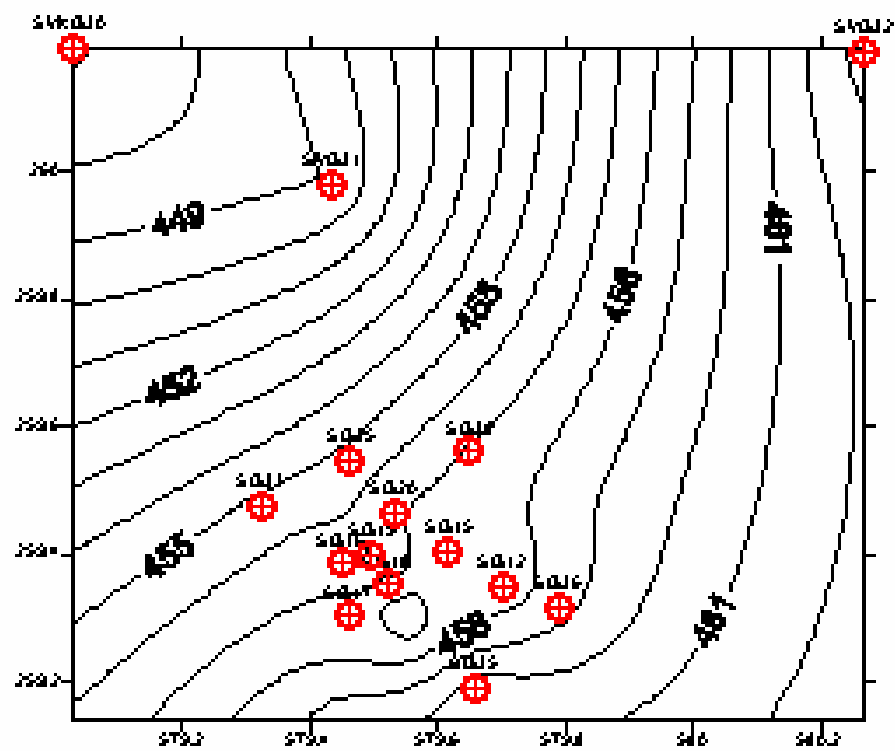
CARTE PIEZOMETRIQUE du 19-04-1994



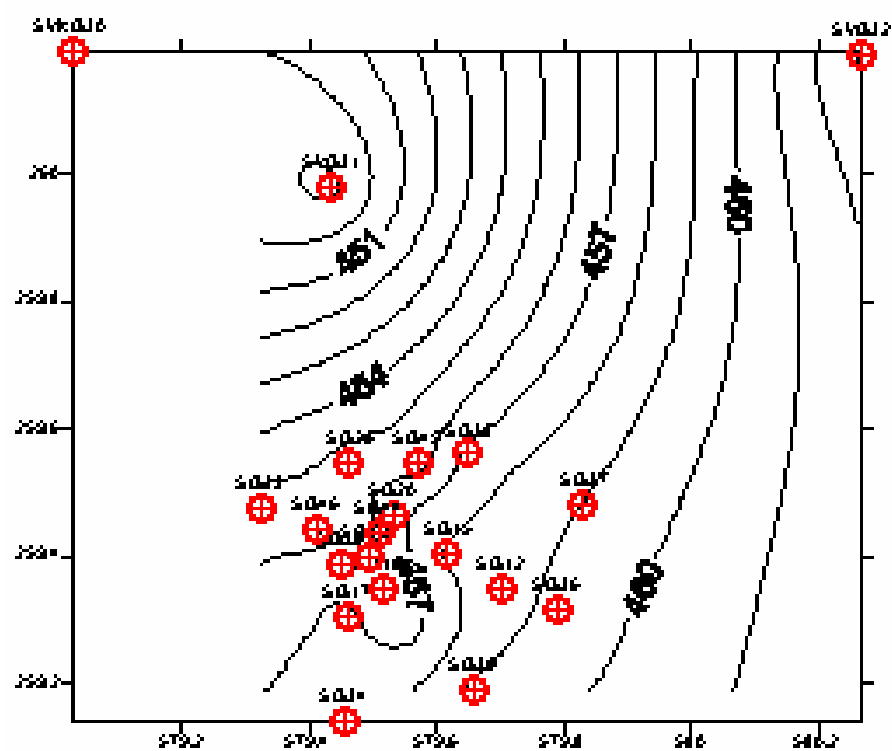
CARTE PIEZOMETRIQUE du 24-01-2001



CARTE PIEZOMETRIQUE du 25 avril 2001

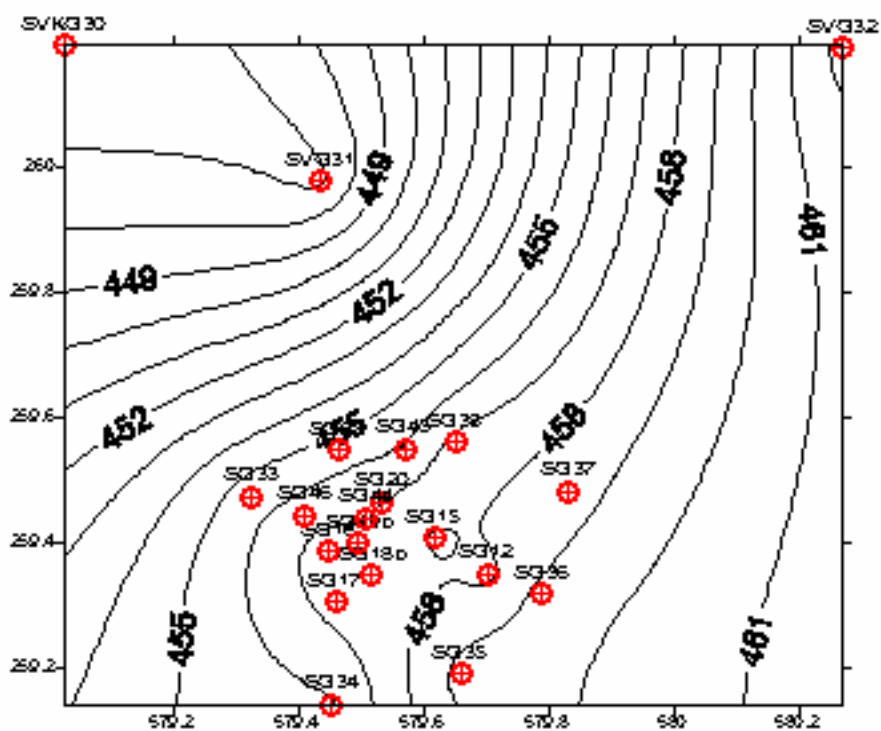


CARTE PIEZOMETRIQUE du 28 mai 2002

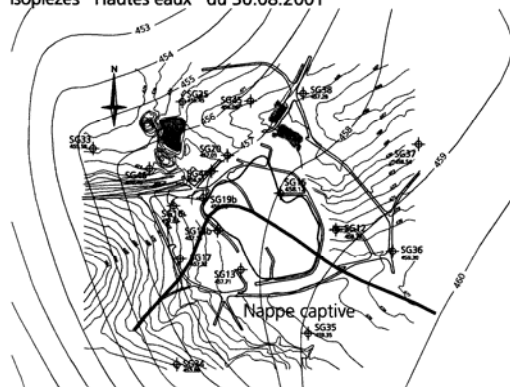


AUCUNE CARTE établie par CSD

### CARTE PIEZOMETRIQUE du 30-08-2001



Isopièzes "Hautes eaux" du 30.08.2001



CARTE établie par CSD

FORAGE	COOR. X	COOR. Y	COTE SOL	H1991-2001	H19-4-94	H24-1-01	H25-4-01	H30-8-01	H28-5-02
<b>SG12</b>	579,702	259,349	474,15	458,19	457,9	458,53	457,34	457,76	458,55
<b>SG13</b>	579,555	259,287	476,18	457,42	-999	457,7	456,46	457,71	456,69
<b>SG15</b>	579,616	259,405	471,12	458,51	457,15	457,69	<b>454,58</b>	458,12	458,15
<b>SG16</b>	579,448	259,385	473,49	456,7	456,4	456,96	456,79	457,62	456,87
<b>SG17</b>	579,459	259,303	472,88	456,94	456,78	457,27	457,19	457,32	457,16
<b>SG18</b>	579,519	259,352	476,56	457,03	456,82	457,14	<b>456</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>
<b>SG18b</b>	579,517	259,347	477,91	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	457,15	<b>456,43</b>
<b>SG19</b>	579,496	259,401	475,59	456,73	456,47	457,08	455,9	<b>-999</b>	<b>-999</b>
<b>SG19b</b>	579,495	259,398	476,54	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	457,15	<b>-999</b>
<b>SG20</b>	579,533	259,463	468,46	456,7	456,53	457,02	456,96	457,01	456,91
<b>SG25</b>	579,463	259,547	472,85	455,19	454,96	455,33	455,33	455,45	455,4
<b>SG33</b>	579,324	259,473	475,44	455,33	455,17	455,55	455,3	455,58	455,52
<b>SG34</b>	579,454	259,141	466,35	455,76	-999	455,76	459,6	455,88	<b>-999</b>
<b>SG35</b>	579,659	259,189	477,65	458,81	458,64	459,03	460,57	459,35	459,23
<b>SG36</b>	579,79	259,316	476,4	458,87	459,36	459,21	458,66	459,3	459,26
<b>SG37</b>	579,83	259,481	470,51	458,24	<b>-999</b>	<b>-999</b>	458,86	458,54	<b>459,03</b>
<b>SG38</b>	579,65	259,56	468,15	457,94	457,24	457,22	457,13	457,28	457,24
<b>SG44</b>	579,508	259,438	473,96	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	456,97	<b>455,83</b>
<b>SG45</b>	579,569	259,548	470,1	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	456,06	<b>455,62</b>
<b>SG46</b>	579,411	259,442	473,4	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	456,45	<b>455,38</b>
<b>SG47</b>	579,483	259,407	474,95	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	-999	<b>456,08</b>
<b>SG48</b>	579,481	259,402	474,95	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	-999	<b>457,19</b>
<b>SVG31</b>	579,435	259,977	470,29	446,79	446,79	<b>446,79</b>	<b>449,09</b>	446,79	448,75
<b>SVG32</b>	580,268	260,189	474,85	462,33	462,33	<b>462,33</b>	<b>463,43</b>	462,33	463,11
<b>SVKG30</b>	579,027	260,192	484,44	446,26	446,26	<b>446,26</b>	<b>446,85</b>	446,26	<b>-999</b>
<b>VG12</b>	579,702	259,349	474,15	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>
<b>SVP91</b>	579,3	259,265	462	452,79	452,09	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>	<b>-999</b>
<b>POINTS</b>				<b>19</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>21</b>	<b>20</b>

**TABLEAU** bis : Valeurs piézométriques utilisées dans la cartographie de la nappe des Cailloutis du Sundgau

**Légende** : -999 : valeur absente **457,19** : valeur non citée dans les rapports antérieurs

446 : valeur supposée extrapolable de la période 1991-2001 pour SVG30,SVG32 et SVKG30

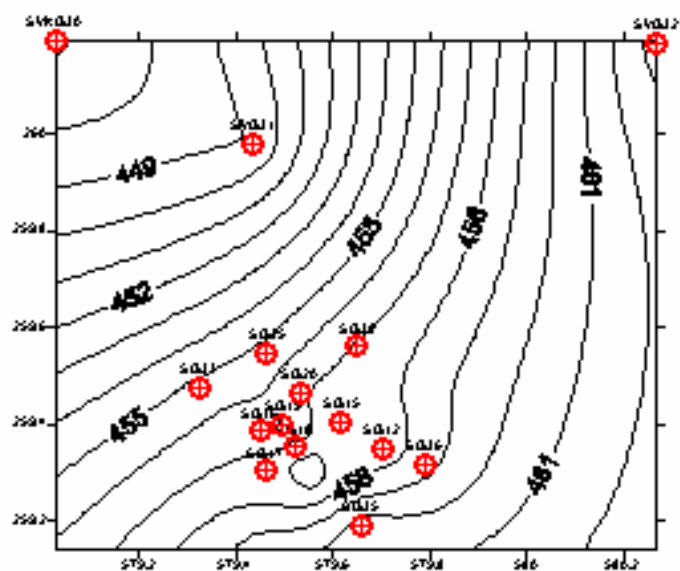
VG12 : la valeur de 437,92 n'a pas été prise en compte ( série des Grés Vosgiens)

**Remarque** : des doutes subsistent sur SG12 pour avril 2001 (erreur de transcription 475 au lieu de 457) sur SG15 (écart de 4 cm), SG18 (écart de 1,26m)

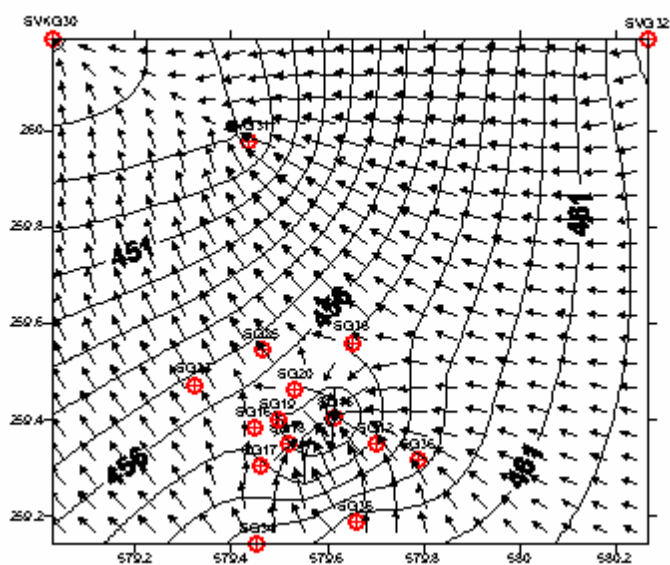
Ecart de 3 m pour SG15 en mai 2002,

SVKG30 a donné lieu , en mai 2002 à une estimation de niveau >34m donc remplacée par -999

CARTE PIEZOMETRIQUE du 25 avril 2001



CARTE PIEZOMETRIQUE du 25 AVRIL 2001 Avec valeurs rectifiées





**Annexe I-3 :DIRECTIVES APPLIQUÉES LORS DE L'ÉCHANTILLONNAGE DES EAUX POUR LA SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE DE LA DIB (tiré de Jahresbericht2002.pdf)**

**1. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE**

Points à échantillonner: La liste des points à échantillonner et le cahier de description des points

d'échantillonnage est remis à chaque équipe. La succession chronologique des échantillonnages doit se faire dans le même ordre que sur la liste des points. Cette liste a été élaborée de manière à prélever en premier les points non influencés par la DIB, puis, pour les points montrant une influence, du moins influencé au plus influencé. Cette liste indique les flacons à prélever, chaque flacon correspondant à un groupe de paramètres à analyser.

**2. DIRECTIVES GÉNÉRALES À APPLIQUER LORS DE L'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE POINT:**

**2.1 Mesures et observations préliminaires:**

**Sources, drainages, ruisseaux et rivières:** Mesure du débit, observation de la couleur, de l'odeur et de l'éventuelle turbidité de l'eau, observations concernant le point d'eau, incrustations, dépôts de sédiments, modifications depuis la dernière visite, dégâts, etc.

**Forages équipés de pompes (forages 4") :** Avant le début du pompage, mesure du niveau, observations concernant le point d'eau, modifications depuis la dernière visite, état du couvercle, état de l'éventuel appareil de mesure en continu, dégâts, etc. En cours de pompage: observations organoleptiques : couleur, contenu en sédiment, odeur de l'eau en fonction du volume pompé. Dès le début du pompage, mesure régulière du niveau, de la conductivité électrique, du pH et de l'oxygène dissous, ainsi qu'évaluation des paramètres odeur, couleur et turbidité, selon protocole.

**Piézomètres (forages 1" ¾) :** Avant le pompage, mesure du niveau, observations concernant le point d'eau, modifications depuis la dernière visite, état du couvercle, dégâts, etc.

**2.2 Renouvellement de l'eau dans les piézomètres et les forages:**

**Piézomètres :** Les piézomètres sont purgés la veille de la campagne de manière à ce que le volume d'eau qui s'y renouvelle soit suffisant pour le prélèvement le jour de la campagne d'échantillonnage. A chaque piézomètre, on utilisera la pompe à bille réservée à ce point. Pour les piézomètres dont l'eau est contaminée, l'eau pompée est récupérée dans un récipient qui sera ensuite vidé à l'amont de la STEP. Pour les autres piézomètres, l'eau peut être déversée à même le sol.

**Forages :** Les prélèvements antérieurs ont permis de déterminer un volume minimal à prélever à chaque puits pour assurer un prélèvement représentatif. Le pompage pour arriver à ce volume doit se faire à un débit (indiqué sur la feuille de prélèvement) qui ne crée pas un rabattement trop important. Le volume pompé est contrôlé en remplissant successivement un bidon de contenance 10L Chaque fois que le bidon est plein, on mesure la conductivité électrique de l'eau avant de le vider. L'écart total entre les valeurs de conductivité électrique des 4 derniers bidons pompés devrait se situer dans une fourchette de 10 µS/cm.

**Principe général:** prélever l'eau le plus près possible de l'émergence.

**Récipients:** Les récipients doivent tous être en verre. Ils sont fournis par le laboratoire d'analyses.

**Prélèvement depuis un tuyau déversant:** Si le débit peut être capté complètement dans le goulot du flacon:

Rincer le flacon 1 fois avec l'eau à échantillonner, puis prélever directement avec le flacon en le tenant incliné de manière à éviter le bouillonnement de l'eau. Si le débit ne peut pas être capté

complètement par le goulot du flacon, prélever l'eau dans une épuisette de 3 l en PFA avec bec verseur:

Rincer l'épuisette 2 fois avec l'eau à échantillonner puis la remplir en la tenant inclinée de manière à éviter le bouillonnement. Rincer une fois chaque flacon avec env. 20% de son volume d'eau à prélever, puis le remplir en le tenant incliné de façon à éviter tout bouillonnement, le remplir jusqu'à ras bord pour éviter au mieux la formation de bulles d'air dans l'échantillon.

Prélèvement dans un plan d'eau: Rincer plusieurs fois l'épuisette de 3L en PFA avec l'eau du plan d'eau en puisant dans le secteur de l'exutoire du plan d'eau et en prenant soin de rejeter cette eau en dehors du plan d'eau. Prélever une pleine épuisette à l'amont du secteur où on l'a rincée, rincer les flacons et les remplir comme indiqué ci-dessus.

**Prélèvement aux piézomètres:** Utiliser à chaque piézomètre la pompe à bille réservée à ce piézomètre.

Avec les deux premiers dl d'eau, rincer l'épuisette, puis remplir l'épuisette avec le volume nécessaire aux échantillons, plus 2 dl. Remplir les flacons comme indiqué ci-dessus puis mesurer les paramètres de terrain (conductivité électrique et pH) dans l'eau restante.

**Prélèvement aux forages équipés de pompe:** Une fois que le volume minimal de renouvellement d'eau du puits (indiqué sur la feuille de prélèvement) est atteint et que la conductivité ne fluctue plus que dans une fourchette de 10 $\mu$ /cm, procéder au prélèvement comme suit: diminuer le débit de pompage d'environ 50%, attendre que le niveau se soit stabilisé dans le puits et que la conductivité électrique ne fluctue plus que dans la fourchette des valeurs définies. Continuer à remplir le bidon en maintenant l'extrémité du tuyau de la pompe dans le bidon de manière à éviter le bouillonnement. Prélever ensuite l'eau comme indiqué pour le prélèvement d'un plan d'eau.

**Prélèvement des eaux très contaminées:** Drains des eaux de lixiviation, eaux de la station d'épuration, AP25-1 et AG23. Procéder comme aux autres points mais utiliser uniquement les appareils de mesure destinés aux eaux contaminées. Utiliser les récipients de prélèvement en inox ou jetables destinés aux eaux contaminées. Pour les piézomètres, utiliser les pompes à bille respectives.

#### **2.4 Rincage et nettoyage du matériel entre les points de prélèvement:**

**Matériel de prélèvement:** Si un récipient utilisé pour le prélèvement (bidon, épuisette) est souillé par des matières grasses ou non solubles, il faut le mettre de côté pour nettoyage à l'atelier et utiliser le récipient de rechange propre correspondant. Si les souillures subsistant sur le matériel et les instruments de prélèvement sont solubles à l'eau ou n'adhèrent pas aux parois, on rince abondamment le matériel et les instruments avec l'eau du prochain point à prélever. S'il n'y a pas suffisamment d'eau à disposition au nouveau point de prélèvement pour rincer le matériel, alors, celui-ci doit être rincé à l'eau distillée. Les éprouvettes utilisées pour le prélèvement à chaque piézomètre seront séchées à l'aide d'une serviette en papier puis rincées à l'eau distillée et égouttées.

**Instruments de mesure:** Après les mesures à chaque point, les sondes des appareils doivent être rincées à l'eau distillée et remises dans leur étui. On ne procédera jamais à une mesure de conductivité électrique, de pH ou d'oxygène dissous dans une eau qui présente ou semble présenter une pellicule huileuse sur sa surface, sauf si l'appareil est destiné à cela comme les

appareils destinés à mesurer les paramètres des lixiviats de la décharge. La sonde piézométrique peut être un vecteur de contamination croisée. Pour cela toujours passer du point le moins susceptible d'être pollué jusqu'à celui qui l'est le plus (ordre de la liste des points de mesure). Après chaque mesure, sécher le ruban de la sonde en la remontant à l'aide d'une serviette sèche et en même temps le rincer à l'aide d'une serviette imbibée d'eau distillée, puis rincer la sonde à l'aide d'eau distillée.

**Pompe électrique** : la petite pompe Grundfoss peut être utilisée dans divers puits et piézomètres

de 2" ou plus. On n'utilisera jamais cette pompe dans un point dont l'eau est susceptible de contenir plus de 5 µg/L de traces de contaminants organiques. Il ne faut l'utiliser qu'à des points qui présentent un taux de renouvellement suffisant pour permettre de pomper plus de 50L d'eau, ce qui permet de rincer l'intérieur de la pompe. Lorsqu'on ressort cette pompe d'un piézomètre, il faut sécher les parties humides du tuyau extérieur et de la pompe à l'aide d'une serviette en papier puis les rincer avec de l'eau distillée.

**Pompes à bille**: Ce type de pompe peut induire le risque de contamination croisée le plus important d'un piézomètre à l'autre. C'est pourquoi, pour chaque piézomètre susceptible de présenter une eau quelque peu polluée, une pompe spécifique a été construite et numérotée. Après utilisation, chaque pompe est enroulée et mise dans un sac en plastique pour être nettoyée à l'atelier. Pour les points qui ne présentent pas de trace de contamination (cf. liste), une seule et même pompe est utilisée. Entre chaque prélèvement, elle doit être séchée à l'extérieur à l'aide d'une serviette en papier.

### **2.5 Stockage des échantillons :**

Une fois prélevés, les échantillons doivent être placés dans une glacière à l'abri de la lumière jusqu'à leur transfert au laboratoire le soir même.

## **3. PROTOCOLES DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE ET PLANS DE SITUATION**

**Protocole général**: Protocole général de la campagne décrivant le mandat, les conditions météorologiques, les listes diverses et le suivi des échantillons

**Protocoles de prélèvement pour chaque type de point**: Protocoles particuliers pour les forages SG, pour les piézomètres et pour les sources, drains et cours d'eau

**Liste des points à échantillonner**: donnée par catégorie de point d'eau, dans la succession des points à prélever avec la liste des flacons à prélever ainsi que la liste du matériel nécessaire au prélèvement

**Liste des données de base par point d'eau**: Liste indiquant le niveau ou le débit ainsi que la conductivité électrique lors de la campagne précédente, les volumes minimaux d'eau à prélever ainsi que les débits maximaux respectifs pour renouveler l'eau des forages

## **4. MATÉRIEL ET DOCUMENTS NÉCESSAIRES**

**Pour chaque équipe à tous les points d'eau**: plan de situation, protocole d'échantillonnage, bidon, sonde à niveau, épuisette en PFA, chronomètre, conductimètre, pH mètre, oxymètre, eau de rinçage, pipette d'eau distillée et réserve, flacons

**Annexe I-4:** Biodégradabilité de composés sélectionnés ayant fait l'objet de travaux expérimentaux en laboratoire (d'après bibliographie)

COMPOSE	CONDITIONS	METABOLITES	TAUX/EXTENSION	REFERENCE
Acenaphthene	Aquifère sableux aérobiose		0,03 par semaine	Wilson et al.,1985
Acetate		-	63 à 93% de baisse	Bouwer et Mc Carty,1983
Acetic acid	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et biomasse	0,00379 par heure	Swindoll et al.,1988
Alpha-hexochlorocyclohexane	En aérobiose et déchets de sols	Pentachlorocyclo- hexane Monochlorobenzene 3,5-dichlorophenol trichlorophenol isomère	25 mg/kg et par jour 30 jours 13 mg/kg de sol/jour	Bachman et al.,1988
Amino Acids	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et biomasse	0,0019 par heure	Swindoll et al.,1988
m-Aminophenom	Sols non contaminés	-	0,04 à 0,07%/jour	Aelion et al.,1987
Aniline	Sols non contaminés	-	0,06 à 17%/jour	Aelion et al.,1987
Anilinehydrochloride	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et biomasse	0,102/heure	Swindoll et al.,1988
Benzene	Écoulement continu Colonnes+ anaérobiose Aérobiose et matériel sableux aquifère Echant. d'eau	-	Pas de dégradation  0,03 par semaine 0,1 par semaine 0,006 par jour	Kuhn et al.,1988 Wilson et al., 1986 Barker et Patrick,1986 Zoetman,1981
Benzoate	Sol et eau souterraine Réduction sulfatée Methanogenèse	-	100% disparition 100% disparition	Gibson et Sufлита,1985
Bromodichloromethane	Batch en anaérobiose Methanogenèse Écoulement continu en colonnes	-	53% de baisse  >99% de baisse	Bouwer et Mc Carty,1983
Bromoform	Batch en anaérobiose Methanogenèse Écoulement continu en colonnes	-	88% de baisse  >99% de baisse	Bouwer et Mc Carty,1983
Carbon tetrachloride	Batch en anaérobiose Methanogenèse Écoulement continu en colonnes	Chloroform	92% de baisse  >99% de baisse	Bouwer et Mc Carty,1983
Cellulose	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et biomasse	0,00047/heure	Swindoll et al.,1988
Chlorobenzene	Aquifère en aérobiose et déchets solides Sables argileux	CO2 et biomasse	0,00046/heure  <0,05/semaine	Swindoll et al.,1988 Wilson et al.,1985 Aelion et al.,1987
3-Chlorobenzoate	Sol et eau souterraine Réduction sulfatée Methanogenèse	- benzoate	3% de baisse 100% de baisse	Gibson et Sufлита,1985
4-Chlorobenzoate	Sol et eau souterraine Reduction sulfate Methanogenèse	-	Pas de dégradation Pas de dégradation	Gibson et Sufлита,1985

**Annexe I-4(suite1):** Biodégradabilité de composés sélectionnés ayant fait l'objet de travaux expérimentaux en laboratoire (bibliographie)

COMPOSE	CONDITIONS	METABOLITES	TAUX/EXTENSION	REFERENCE
4-Chlorobiphenyl	Sols contaminés	4- chloroacetophenone	Apparition de dégradation	Barton et Crawford, 1988
Chloroform	Batches anérobiques Batch en méthagenèse Écoulement continu En colonnes fixes	-	Pas de dégradation  97% d'enlèvement	Bouwer et Mc Carty, 1983 Bouwer et Mc Carty, 1983

2-Chlorophenol	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée Sol et eau souterraine microcosme	-	100% de disparition  facilement biodegradable	Gibson et Suflita,1986  Smith et Novak 1987
3-Chlorophenol	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	phenol	100% de disparition	Gibson et Suflita,1986
4-Chlorophenol	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	phenol	100% de disprition  26% de disparition	Gibson et Suflita,1986
p-Chlorophenol	Sols non contaminés Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2& biomasse	0.47%/jour Apparition de dégradation	Aelion et al.,1987 Swindoll et al.,1988
Cinnamic acid	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2& biomasse	0.00014/h	Swindoll et al.,1985
m-Cresol	Sols non contaminés Aquifère en aérobiose et déchets solides Echantillons d'eau	CO2& biomasse  -	0.07%/jour Apparition de dégradation  0.19/jour	Aelion et al.,1987 Swindoll et al.,1985 Zoetman et al., 1981
p-Cresol	Sols contaminés Cultures en batch et réacteurs en continu Echantillons d'eau	p-hydroxybenzaldehyde et p-hydroxybenzoate	Apparition de dégradation	O.Reilly et Crawford,1989 Zoetman et al., 1981
2,4-D (Aldrich Chemical Co)	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	2,4-dichlorophenol 4-chlorophenol et phenol	99% de disparition  pas de disparition	Gibson et Suflita,1986
Dibenzofuran	Aquifère sableux aérobiose	-	-	Wilson et al.,1985
Dibromochloromethane	Batches en anaérobiose en méthanogenèse à écoulement continu étude de films	-	73% d'enlèvement  >99% d'enlèvement	Bouwer et Mc Carty, 1983  Bouwer et Mc Carty, 1983
1,2-Dibromoethane	Batches en anaérobiose Sables et sables argileux en aérobiose	- -	Pas de dégradation  <0.12/semaine	Bouwer et Mc Carty, 1983  Wilson et al.,1983
1,2-Dibromethane	Echantillons de sols en aérobiose	CO2 & biomasse	Facilement dégradé	Pignatello,1986
1,3-Dichlorobenzene	Eau aérée et échantillons de sols	chlorure	Apparition de dégradation	De Bondt et al.,1986
3,4-Dichlorobenzoate	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	3- et 4-chlorobenzoate	99% de disparition  15% de disparition	Gibson et Suflita,1986
3,5-Dichlorobenzoate	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	3-chlorobenzoate	100 % de disparition  5% de disparition	Gibson et Suflita,1986
1,1-Dichloroethane	Culture mixte méthanotrophique	-	-	Fogel et al.,1986

**Annexe I-4** (suite2): Biodégradabilité de composés sélectionnés ayant fait l'objet de travaux expérimentaux en laboratoire (bibliographie)

COMPOSE	CONDITIONS	METABOLITES	TAUX/EXTENSION	REFERENCE
1,2-Dichloroethane	Batch en anaérobiose Methanogenèse Ecoulement continu en colonnes	-	Pas de dégradation	Bouwer et Mc Carty, 1983
cis-1,2-Dichloroethylene	Culture mixte	-	Apparition de dégradation	Fogel et al.,1986

	méthanotrophique			
trans-1,2-Dichloroethylene	Culture mixte méthanotrophique	-	Apparition de dégradation	Fogel et al.,1986
2,4-Dichlorophenol	Sol et eau souterraine Réduction sulfatée Methanogenèse	4-chlorophenol et phenol	Disparition à 100%	Gibson et Suflita,1986
2,5-Dichlorophenol	Sol et eau souterraine Réduction sulfatée Methanogenèse	3-chlorophenol et phenol	83% de disparition	Smith et Nowak,1987
3,4-Dichlorophenol	Sol et eau souterraine Réduction sulfatée Methanogenèse	-	Perte non contrôlée	Gibson et Suflita,1986
1,3-Dimethylbenzene	Écoulement continu en colonnes et anaérobiose	CO2	>0.45/h 80% d'oxydation	Gibson et Suflita,1986
EDB	Sol non contaminé	-	0.93 à 1.11%/jour	Aelion et al.,1987
Ethylbenzene	Écoulement continu en colonnes et anaérobiose		Pas de dégradation	Kuhn et al.,1988
Ethylene dibromide	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et biomasse	0.103/h	Swindoll et al.,1988
3-Ethyltoluene	Écoulement continu en colonnes et anaérobiose	-	Pas de dégradation	Kuhn et al.,1988
Fluorene	Aquifère sableux et aérobiose	-	<0.1/semaine	Wilson et al.,1985
Glucosamine	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et biomasse	0.00198/h	Swindoll et al.,1988
Glucose	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et biomasse	0.00059/h	Swindoll et al.,1988
n-Hexane	Echantillons d'eau en aérobiose	-	0.094mg/L:jour	Jamison et al.,1976
1-Methylnaphthalene	Écoulement continu en colonnes et anaérobiose Echantillons d'eau	-	Pas de dégradation  0.79/jour	Kuhn et al.,1988 Kappeler et Wuhrman,1978
2-Methylnaphthalene	Écoulement continu en colonnes et anaérobiose Aquifère sableux et aérobiose	-	Pas de dégradation  <0.1/semaine	Kuhn et al.,1988 Wilson et al.,1985
Naphthalene	Aquifère en aérobiose et déchets solides Aquifère sableux et aérobiose Écoulement continu en colonnes et anaérobiose Echantillons d'eau Echantillons d'eau en aérobiose	CO2 et biomasse -	0.00183/heure  <0.01 /semaine  pas de dégradation  0.006/jour 1.2/jour 0.042mg/L/jour	Swindoll et al.,1988 Wilson et al.,1985 Kuhn et al.,1988 Zoeteman,1981 Kappeler et Wuhrman,1978 Lee et Ward,1985
p-Nitrophenol	Sols non contaminés	-	0.72 à 2.95%/jour période d'adaptation de 7 à 42 jours	Aelion et al.,1987

#### Annexe I-4(suite3): Biodégradabilité de composés sélectionnés ayant fait l'objet de travaux expérimentaux en laboratoire (bibliographie)

COMPOSE	CONDITIONS	METABOLITES	TAUX / EXTENSION	REFERENCE
PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons)	Nutriment azoté et culture sur racines de champignon blanc	-	70-100% de disparition	Bumpus, 1989
Pentachlorophenol	Sol et eau souterraine microcosme	-	Facilement biodégradable	Smith et Nowak,1987
Phenol	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	- -	100% de disparition  99% de disparition	Gibson et Suflita,1986

	Sols non contaminés Expériences sur batchs en culture	- -	2.56 à 2.61%/jour Ks=8.5µM Vmax=466 nmol/min/mg protéines 0.058/h	Aelion et al., 1987 Folsom et al., 1990
	Aquifère en aérobiose et déchets solides	CO2 et Biomasse		Swindoll et al., 1985
	Déchets solides en subsurface	-	5 à 10 µ/kg de sol sec	Dobbins et al., 1987
	Microcosmes de sol + eau souterraine	-	facilement dégradabile	Smith et Nowak, 1987
	Echantillons de sol en anaérobiose		0.013 à 0.062/jour	Rees et King, 1981
<b>Phenoxyacetate</b>	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	Phenol -	100% de disparition 25% de disparition	Gibson et Suflita, 1986
<b>Propylbenzene</b>	Écoulement continu en colonnes et anaérobiose	-	Pas de dégradation	Kuhn et al., 1988
<b>Styrene</b>	Batchs en anaérobiose Sables et sables argileux en aérobiose		0.02 à 0.04/semaine 0.1/semaine	Wilson et al., 1985 Wilson et al., 1983
<b>2,4,5-T {Sigma Chemical Co.}</b>	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	2.5-dichlororophenoxyacetate dichlorophenol 3-chlorophenol phenol 2.4-D 2.4.5-trichlorophenol dichlorophenol	100% de disparition 2% de disparition	Gibson et Suflita, 1986
<b>1,1,2,2-Tetrachloroethane</b>	Batchs en méthanogenèse à écoulement continu fixé et étude de films	1,1,2.- Trichloroethane	97% d'enlèvement	Bouwer et Mc Carty, 1983
<b>Tetrachloroethylene (PCE)</b>	Culture mixte méthanotrophique Batchs en méthanogenèse à écoulement continu fixé et étude de films Sables et sables argileux en aérobiose Écoulement continu en colonne avec film fixé	- - - TCE, dichloroethylene	Pas de dégradation 86% d'enlèvement <0.03/semaine 24% minéralisé	Fogel et al., 1986 Bouwer et Mc Carty, 1983 Wilson et al., 1985 Vogel et Mc Carty, 1985
<b>Toluène</b>	Sols en colonnes et anaérobiose Aquifère en aérobiose et déchets solides Écoulement continu en colonnes et anaérobiose Aquifère sableux et aérobiose Aérobiose et matériel sableux / sable argileux aquifère	CO2 CO2 et Biomasse CO2	75% d'oxydation 0.0005/heure 97% d'enlèvement 0.009 (abiotique) -0.52/semaine >2.5/semaine	Zeyze et al., 1986 Swindoll et al., 1988 Kuhn et al., 1988 Wilson et al., 1985 Wilson et al., 1985

#### Annexe I-4(suite3): Biodégradabilité de composés sélectionnés ayant fait l'objet de travaux expérimentaux en laboratoire (bibliographie)

COMPOSE	CONDITIONS	METABOLITES	TAUX/EXTENSION	REFERENCE
<b>PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons)</b>	Nutriment azoté et culture sur racines de champignon blanc	-	70-100% de disparition	Bumpus, 1989
<b>Pentachlorophenol</b>	Sol et eau souterraine microcosme	-	Facilement biodégradable	Smith et Nowak, 1987
<b>Phenol</b>	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée Sols non contaminés Expériences sur batchs en culture Aquifère en aérobiose et déchets solides Déchets solides en subsurface Microcosmes de sol + eau	- - - - CO2 et Biomasse - -	100% de disparition 99% de disparition 2.56 à 2.61%/jour Ks=8.5µM Vmax=466 nmol/min/mg protéines 0.058/h 5 à 10 µ/kg de sol sec facilement dégradabile	Gibson et Suflita, 1986 Aelion et al., 1987 Folsom et al., 1990 Swindoll et al., 1985 Dobbins et al., 1987 Smith et Nowak, 1987

	souterraine Echantillons de sol en anaérobiose		0.013 à 0.062/jour	Rees et King, 1981
<b>Phenoxyacetate</b>	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	Phenol -	100% de disparition 25% de disparition	Gibson et Sufilita, 1986
<b>Propylbenzene</b>	Ecoulement continu en colonnes et anaérobiose	-	Pas de dégradation	Kuhn et al., 1988
<b>Styrene</b>	Batches en anaérobiose Sables et sables argileux en aérobiose		0.02 à 0.04/semaine 0.1/semaine	Wilson et al., 1985 Wilson et al., 1983
<b>2,4,5-T {Sigma Chemical Co.}</b>	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée	2.5- dichlororophenoxyacetate dichlorophenol 3-chlorophenol phenol 2.4-D 2.4.5-trichlorophenol dichlorophenol	100% de disparition  2% de disparition	Gibson et Sufilita, 1986
<b>1,1,2,2- Tetrachloroethane</b>	Batches en méthanogenèse à écoulement continu fixé et étude de films	1,1,2.- Trichloroethane	97% d'enlèvement	Bouwer et Mc Carty, 1983
<b>Tetrachloroethylene (PCE)</b>	Culture mixte méthanotrophique Batches en méthanogenèse à écoulement continu fixé et étude de films Sables et sables argileux en aérobiose Ecoulement continu en colonne avec film fixé	- - - TCE, dichloroethylene	Pas de dégradation 86% d'enlèvement  <0.03/semaine 24% minéralisé	Fogel et al., 1986 Bouwer et Mc Carty, 1983  Wilson et al., 1985 Vogel et Mc Carty, 1985
<b>Toluène</b>	Sols en colonnes et anaérobiose Aquifère en aérobiose et déchets solides Ecoulement continu en colonnes et anaérobiose Aquifère sableux et aérobiose Aérobiose et matériel sableux / sable argileux aquifère	CO2 CO2 et Biomasse CO2	75% d'oxydation 0.0005/heure 97% d'enlèvement 0.009 (abiotique) -0.52/semaine >2.5/semaine	Zeyze et al., 1986 Swindoll et al., 1988 Kuhn et al., 1988 Wilson et al., 1985 Wilson et al., 1985

#### Annexe I-4(suite 4 et fin): Biodégradabilité de composés sélectionnés ayant fait l'objet de travaux expérimentaux en laboratoire (bibliographie)

COMPOSE	CONDITIONS	METABOLITES	TAUX / EXTENSION	REFERENCE
<b>Toluene</b>	Aquifère sableux aérobiose Aquifère sablo-argileux aérobiose Aquifère sableux aérobiose  Echantillons d'eau Eau sous aérobiose	-	0.1/semaine 0.03/semaine sous aérobiose 0.04/semaine sous aérobiose 0.019/jour 1.22/jour	Barker et Patrick, 1986 Wilson et al., 1983  Wilson et al., 1986  Zoetman et al., 1981 Kappeler et Wuhrman, 1978
<b>1.2.4- Trichlorobenzene Trichlorobenzene</b>	Sol non contaminé Aquifère en aérobiose et déchets solides	- CO2 et Biomasse	Pas de métabolisme 0.00459/heure	Aelion et al., 1987 Swindoll et al., 1988
<b>1.1.1- Trichloroethane</b>	Batch en Methanogenèse Ecoulement continu en colonnes+film Sable argileux aérobiose	- -	Pas de dégradation 98% d'enlèvement  <0.05/semaine	Bouwer et Mc Carty, 1983 Bouwer et Mc Carty, 1983  Wilson et al., 1983
<b>Trichloroethylene (TCE)</b>	Milieu Non saturé aérobie Colonne de sol exposée à un mélange gaz-air(0.6%) Expérience cultures en batch Expérience cultures en batch+phenol	CO2 -	95% d'enlèvement  0.06 à 0.02 mmol enlevé/mn/mg protéine Ks=3µM, Vmax=8nmol/min /mg protéine	Wilson et Wilson, 198  Harker et young, 1990 Folsom et al., 1990



	Cultures mixtes methanotrophiques Subsurface aérobie Cultures sur sédiments avec methanol, methane ou propane comme énergie Sables argileux en aérobie Echantillons d'eau souterraine avec toluene et phenol Cultures mixtes methanotrophiques	-  acide hydrochlorique CO2 Dichloroethylene Chlorure de vinylidine Chloroform  CO2 et Biomasse	Dégradation  30-99% d'enlèvement  <0.01/semaine <0.6-85% TCE restant  dégradation	Little et al.,1988  Fiermans et al.,1988  Wilson et al.,1983 Nelson et al.,1988  Fogel et al.,1986
2.4.5- Trichlorophenol	Sol et eau souterraine Methanogenèse Réduction sulfatée Sol eau souterraine et microcosme	-  -  -	Perte incontrôlée  Perte incontrôlée Facilement dégradable	Gibson et Sufita,1986 Smith et Novak,1987
Vinyl Chloride	Culture mixte méthanotrophique	-	Apparition de dégradation	Fogel et al.,1986
m-Xylene	Ecoulement continu Aquifère sableux anaérobie en colonnes Aquifère sableux aérobie Aquifère sableux aérobie	-	95% d'enlèvement  <0.05/semaine 0.2/semaine	Kuhn et al.,1988  Wilson et al.,1983 Barker et Patrick,1986
o-Xylene	Ecoulement continu Aquifère sableux anaérobie en colonnes Aquifère sableux aérobie Aquifère sableux aérobie	-	Pas de dégradation  <0.03/semaine 0.2/semaine	Kuhn et al.,1988  Wilson et al.,1983 Barker et Patrick,1986
p-Xylene	Ecoulement continu Aquifère sableux anaérobie en colonnes Aquifère sableux aérobie	-	Pas de dégradation  0.2/semaine	Kuhn et al.,1988  Barker et Patrick,1986

#### Annexe I-5. Biodégradabilité de composés organiques choisis (Lyman et al.. 1982).

Non-dégradables ou Très peu dégradables DBO <sub>5</sub> /DCO<0.01	Moyennement Dégradables 0.01<DBO <sub>5</sub> /DCO<0.1	Assez Dégradables A très dégradables DBO <sub>5</sub> /DCO>0.1
Butane Butylene Monoethanolamine Carbon tetrachloride Chloroform Dimethylformamide 1,4.Dioxane Ethane Heptane Hexane Lsobutane Isobutylene Liquefied natural Liquefied petroleum gas Methane Methyl bromide Nitrobenzene Methyl chloride Monochlorodifluoromethane Ethylene, glycol, Propane Propylene, Propylene oxide Tetrachloroethylene Tetrahydronaphthalone l.Pentene	Dodeunol Alkyl alcohol Degradab Ethylene glycol monoethyl Linear alcohols (12-15 carbons) Sodium cyanide ether Acetic acid Acetonitrile Methyl alcohol n-Butyl acetate sec-Butyl acetate Heptanol Styrene Formic acid Diethanolamine Methyl isobutylketone 1- Hexene Methylethylpyridine Undecanol Nonanol Acrylonitrile Cyclohexanol Mineral spirits Ethylether	Furfural ,Ethyleneimine 2-Ethyl.3.propylacrolein Methylethylpyridine Pyridine, Vinyl acetate Diethylene glycol, Dextrose solution, Ethyl ether, Corn syrup, Naphthalene (molten) Maleic anhydride, Dibutyl phtalate, Propionic acidol Acetone, Soybean oil Aniline, Paraformaldehyde Isopropyl alcohol, n-Propyl alcohol, n -Amyl alcohol Methyl metacrylate, Isoamyl alcohol, Acrylic acid, Cresols Sodiumalkysulfates, Crotonaldehyde, Triethylene glycol, Phthalicanhydride Benzaldehyde, Acetic anhydride, Isobutyl alcohol, Ethylenediamine, 2,4- Dichlorophenol, Formaldehyde solution Tallow, Ethyl acetate Phenol, Octanol , Benzoic acid

Ethylene-dichloride 1-Octene Morpholine Ethylenediaminetetracetic acid Trietbanotamine o-Xylene m-Xylene Ethylbenzene	Sodium alkylbenzensulfonates monoisopropanolamine Gas oil (cracked) Gasolines (various)	Valeraldehyde n-Decyl alcohol P-Xylene,Urea,Toluene ,potassium cyanide Isopropylacetate Amylacetate Chlorobenzen,Glycerine Kerosene Adiponitrile Range Jet fuels (various)oil Sorbitol Carbolic acidBenzene Methyl ethyl ketone, n-Butyl alcohol Benzoyl chloride Propionaldehyde Hydrazine n-Butyraldehyde Oxalic acid
--	--	--

**Annexe I-6:** Valeurs des Coefficients de Partition Octanol/Eau et Solubilités pour quelques produits chimiques organiques synthétiques et des produits non-organiques (d'après Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency. 1981. Treatability Manual - Vol. I Treatability Data. EPA-60012-82-001a.)

<b>ETHERS</b> Composé ( mg/L )	<b>Solubilité à 25°C, dans l'eau</b>	<b>Coefficient de partition Kow log octanol/ /Eau</b>
Bis(2-chlormethyl)	22000	-0.38
Bis(2-chloroethyl)	10200	1.58
Bis(2-chloroisopropyl)	1700	2.58
2-chloroethyl vinyl	15000	1.28
4-Chlorophenyl phenyl	3.3	4.08
4-Bromophenyl phenyl	-	5.15
Bis(2-Chloroethoxyl)methane	81000	1.26

<b>PHTALATES</b>		
dimethyl	4300	2.12
Diethyl	1000	3.22
Di -m-butyl	13	5.2
Di-n-octhyl	3	9.2
Bis(2-ethylhexyl)	0.4	8.73
butyl benyl	2.9	5.8

<b>PHENOLS</b> Composé ( mg/L )	<b>Solubilité à 25°C, dans l'eau</b>	<b>Coefficient de partition Kow log octanol/ /Eau</b>
phenol	67000	1.46
2-Chlorophenol	28500	2.17
2,4-Dichlorophenol	4500	2.75
2,4,6-Trichlorophenol	800	3.38
Pentachlorophenol	14	5.01
2-Nitrophenol	2100	1.76
4-Nitrophenol	16000	1.91
2,4-Dinitrophenol	5600	4.09
2,4-Dimethylphenol	17000	2.50
P-Chloro-m-cresol	3850	2.95
4,6-Dinitro-o-cresol	250	2.85
<b>AROMATIQUES</b> Composé ( mg/L )	<b>Solubilité à 25°C, dans l'eau</b>	<b>Coefficient de partition Kow log octanol/ /Eau</b>
Benzene	1800	2.13
Cblorobenzene	472	2.84
1,2-DichloroBenzene	145	3.38
1,3-Dichlorobenzene	123	3.38

1,4-Dichlorobenzene	79	3.39
1,2,4-Trichlorobenzene	30	4.26
Hexachlorobenzene	6	6.18
Ethylbenzene	206	3.15
Nitrobenzene	1900	1.85
Toluene	535	2.69
2,4-Dinitrotoluene	270	2.01
2,6-Dinitrotoluene	-	2.05

<b>COMPOSES AZOTES</b> <b>Composé ( mg/L )</b>	<b>Solubilité à 25°C, dans l'eau</b>	<b>Coefficient de partition Kow</b> <b>log octanol/ /Eau</b>
N-nitrosodiméthylamine	Miscible	0.06
N-nitrosodiphénylamine	-	2.57
N-nitroso-di-n-propylamine	-	1.31
Benzidine	400	1.81
3,3'-Dichlorobenzidine	-	3.02
1,2-Diphénylhydrazine	221	3.03
Acrylonitrile	73500	-0.14

<b>HYDROCARBURES</b> <b>AROMATIQUES</b> <b>POLYCYCLIQUES</b> <b>Composé ( mg/L )</b>	<b>Solubilité à 25°C, dans l'eau</b>	<b>Coefficient de partition Kow</b> <b>log octanol/ /Eau</b>
2-Chloronaphtalène	6.74	4.12
Benzo(a)anthracène	.014	5.16
Benzo(b)fluoranthène	-	6.57
Benzo(k)fluoranthène	.00055	6.84
Benzo(a)pyrène	.0038	6.04
Indeno(1.2.3-cd)pyrène	.62	7.66
Dibenzo(a,h)anthracène	.0005	5.97
Benzo(ghi)perylene	.00026	7.23
Acenaphthène	3.42	4.33
Acenaphthylène	3.93	4.07
Anthracène	.073	4.45
Chrysène	.002	5.61
Fluoranthène	.26	5.33
Fluorene	1.98	4.18
Naphtalène	34.4	3.37
Phenanthrene	1.29	4.46
Pyrene	.14	5.32
<b>PCB' et Composés Proches</b>	0.42	4.38
Aroclor 1221	15	2.8
Aroclor 1232	1.45	3.2
Aroclor 1242	0.24	4.11
Aroclor 1248	0.054	5.75
Aroclor 1254	0.012	6.03
Aroclor 1260	0.0027	7.14

<b>PESTICIDES</b> <b>Composé ( mg/L )</b>	<b>Solubilité à 25°C, dans l'eau</b>	<b>Coefficient de partition Kow</b> <b>log octanol/ /Eau</b>
$\alpha$ -Endosulfan	.53	3.55
$\beta$ -Endosulfan	.28	3.62
$\alpha$ -BHC	2.0	3.81
$\beta$ -BHC	.24	3.80
$\delta$ -BHC	31.4	4.14
$\gamma$ -BHC	7.5	3.72

Aldrin	.011	5.17
Dieldrin	.20	-
4,4'-DDE	.12	5.69
4,4'-DDT	006	3.98
4,4'-DDD	.02	5.98
Endrin	.26	.5.6
Heptachlor	.056	4.40
Heptachlor epoxide	.35	3.65
Chlordane	1.85	2.78
Toxaphene	1.75	3.3
<u>Oxygenated Composés: Acrolein</u>	400000	-0.090

<b>HYDROCARBURES HALOGENES</b> Composé ( mg/L )	Solubilité à 25°C, dans l'eau	Coefficient de partition Kow log octanol/ /Eau
Methyl chloride	6450-7250	.91
Methylene chloride	16700	1.25
Chloroform	9600	1.97
Carbon tetrachloride	800	2.64
Chloroethene	5740	1.54
1,1-Dichloethane	5500	1.79
1,2-Dichloroethane	8300	1.48
1,1,1-Trichlomethane	950	2.17
1,1,2-Trichlomethane	4500	2.17
1,1,2,2-Tetrachloroethane	2900	2.56
Hexachloroethane	50	3.34
Vinyl Chloride	1.1	0.60
1,2-Dichloroprane	2700	2.28
1,3.Dichloropropane	2700	1.98
Hexachlorobutadiene	2	3.74
Hexachlorocyclopentadiene	.805	3.99
Methyl bromide	900	1.1
Dichlorobromomethane	-	1.88
Chlorodibromomethane	-	2.09
bromform	3190	2.30
Dlehlorodlfluoromethane	280	2.16
Trichlorofluoromethane	1100	2.53
Trichloroethylene	1100	2.29
1,1-Dichloroethylene	5000	1.48
1,2-Trans-dichloroethylene	6300	1.48
Tetrachloroethylene	150	2.88

<b>METAUX</b>	<b>Solubilité à 25°C, dans l'eau</b>
Antimony Sb	Antimonic acid and antimony oxides very slightly soluble
Arsenic As	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub> - 1.5x10 <sup>6</sup> at 16°C As <sub>2</sub> O <sub>3</sub> - 3.7x10 <sup>6</sup> at 20°C
Beryllium Be	BeO - 0.2 at 30°C
<i>Cadmium</i>	Cd CdCl <sub>2</sub> -1.40x10 <sup>4</sup> at 20°C CdS - 1.3 at 18°C Cd(OH) <sub>2</sub> -2.6 at 25°C
Chromium Cr	CrO <sub>2</sub> as H <sub>2</sub> CrO <sub>4</sub>

		-6.17 10x5 at 0°C
Copper	Cu	CuCl <sub>2</sub> -7.06x10 <sup>5</sup> at 0°C
Lead	Pb	PbO - 17 at 20°C PbCl <sub>2</sub> -9.9x10 <sup>3</sup> at 20°C
Mercury	Hg	HgO 53 at 25°C HgS(a) -0.01 at 18°C HgS(b) Insoluble. HgCl <sub>2</sub> - 6.9x10 <sup>4</sup> at 20°C 25°C
Nickel	Ni	NiS - 3.6 at 18°C NiCl <sub>2</sub> -6.42x10 <sup>5</sup> at 20°C
Selenium	Se	SeO <sub>2</sub> -3.84x10 <sup>5</sup> at 14°C SeO <sub>2</sub> very soluble
Silver	Ag	Ag <sub>2</sub> O -13 at 20°C AgCl 0.89 at 10°C
<i>Thallium</i>		TL <sub>2</sub> S - 2.0x10 <sup>2</sup> TLC <sub>1</sub> - 21. 9. 10 <sup>3</sup> at 16°C
Zinc		ZnO -1.6 at 29°C ZnCl <sub>2</sub> -4.32x10 <sup>6</sup> at 25°C

**Annexe I-7** : Pression de vapeur des quelques contaminants organiques (valeurs de laboratoire)

COMPOSES	FORMULE	P. V. à 20°C et P=latm.	Constante Kh d'Henry atm.m <sup>3</sup> /mole
<b>HYDROCARBURES HALOGENES</b>			
Dichlorométhane	CH <sub>2</sub> CL <sub>2</sub>	349	3 10 <sup>-3</sup>
Trichlorométhane	CHCL <sub>3</sub>	160	4.8 10 <sup>-3</sup>
Tetrachlorométhane	CCL <sub>4</sub>	90	2.3 10 <sup>-2</sup>
Bromoforme	CHBr <sub>3</sub>	5,6 (25°C)	5.8 10 <sup>-4</sup>
1,1- Dichloroéthane	CHCL <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	180	4.3 10 <sup>-3</sup>
1,2- Dichloroéthane	CH <sub>2</sub> CLCH <sub>2</sub> CL	61	9.1 10 <sup>-4</sup>
1,1- Dichloroéthane symétrique	H <sub>2</sub> C=CCL <sub>2</sub>	500	-
Trans-1,2- Dichloroéthène	CHCL=CHCL	200 (14°C)	4.2 10 <sup>-2</sup>
1,1,1- Trichloroéthane	CCL <sub>3</sub> CH <sub>3</sub>	100	1.8 10 <sup>-2</sup>
Trichloroéthène	CL <sub>2</sub> C=CHCL	60	1 10 <sup>-2</sup>

1,1,2-Trichloroéthane	CH <sub>2</sub> CLCHCL <sub>2</sub>	19	7.4 10 <sup>-4</sup>
Tétrachloroéthène	CL <sub>2</sub> C=CCL <sub>2</sub>	14	8.3 10 <sup>-3</sup>
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES</b>			
Benzène	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	76	5.5 10 <sup>-3</sup>
Phénol	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH	0,2	3 10 <sup>-3</sup>
Chlorobenzène	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CL	8,8	2.6 10 <sup>-3</sup>
Ethylène Benzène	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> C <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	7	8.7 10 <sup>-3</sup>
Toluène	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>3</sub>	22	5.7 10 <sup>-3</sup>
O-Xylène	C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> (CH <sub>3</sub> )	5	5.3 10 <sup>-3</sup>
<b>AUTRES SOLVANTS ORGANIQUES</b>			
Acétone	CH <sub>3</sub> -CO-CH <sub>3</sub>	89 (5°C)	-
Diéthyléther	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OC <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	442	5.1 10 <sup>-4</sup>
Tétra hydrofuran	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O	-	-
1,4-Dioxane	O(CH <sub>2</sub> -CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> O	30	-
<b>BIOCIDES</b>			
Pentachlorophénol	C <sub>6</sub> CL <sub>5</sub> OH	1.1 10 <sup>-4</sup>	3.4 10 <sup>-6</sup>
DDT	(CLC <sub>6</sub> H <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> CHCL <sub>3</sub>	1 10 <sup>-7</sup>	3.8 10 <sup>-5</sup>
Lindane	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> CL <sub>6</sub>	9.4 10 <sup>-6</sup>	4.8 10 <sup>-7</sup>

**Annexe I-8:** Sommaire des constantes (**K<sub>h</sub>**) de Henry ,coefficients partition carbone organique/eau (**K<sub>oc</sub>**), et potentiel de dégradation de composés organiques choisis dans une décharge

(a) References: (1) Ehrenfeld et al. (1986); (2) estimated from water solubility data using the empirical regression of Hassett et al. (1983); (3) estimate from vapor pressure and water solubility data (see Mabey et al., 1982); (4) Gossett (1987); (5) Hassett et al. (1983); (6) Mabey et al. (1982); (7) Nirrnalakhanda and Speece (1988); (8) Roberts and Dandliker (1983); (9) Roy and Griffm (1985); (10) Roy and Griffm (1990); (I) USEPA (1983)

(b) Cornments were derived from references and discussion in Mabey et al. (1982), USEPA (1983), and Bennett (1985)

© These compounds can be biodegraded but are themselves potentiel products of biodegradation.

COMPOSE	K <sub>h</sub> (atm m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Référence a	K <sub>oc</sub> (mL g <sup>-1</sup> )	Référence b	Remarques Degradation potentiel
Acetone	2.1 x 10 <sup>-5</sup>	(11)	-1	(9)	-c
Benzene	5.6 x 10 <sup>-3</sup>	(10)	97	(9)	Biodegrades slowly.
Bis(2-ethylhexyl)	3.0 x 10 <sup>-7</sup>	(6)	5000	(2)	Hydrolyses slowly, biodegrades

phthalate					rapidly.
Carbon tetrachloride	$3.0 \times 10^{-2}$	(4)	232	(9)	Biodegrades rapidly. Half-life in soil <7 days
Chlorobenzene	$3.9 \times 10^{-3}$	(1)	318	(9)	Biodegrades slowly. Half-life in soil >9 months
Chloroethane	$1.1 \times 10^{-2}$	(4)	42	(2)	Hydrolyses slowly.
Chloroform	$3.7 \times 10^{-3}$	(4)	34	(4)	Biodegradable. Half-life in soil 5 to 9 months
Cyanide	Very rapidly volatilizes	(11)		Can be adsorbed by organic matter,	Can but only weakly (11)biodegrade.
Di-n-butyl phthalate	$4.5 \times 10^{-3}$	(6)	1820	(2)	Biodegrades rapidly. Hydrolyses very slowly.
1,2-Dichlorobenzene	$2.4 \times 10^{-3}$	(7)	343	(5)	Resistant. Half-life in soil >9 months
1,4-Dichlorobenzene	$1.9 \times 10^{-3}$	(3)	522	(2)	Resistant.
1, 1-Dichloroethane	$5.6 \times 10^{-3}$	(4)	43	(2)	Biodegradable. Hydrolyses, oxidizes slowly.
1,2-Dichloroethane	$1.3 \times 10^{-2}$	(7)	36	(2)	Biodegradable. Hydrolyses, oxidizes slowly.
1, 1 - Dichloroethylene	$2.6 \times 10^{-3}$	(4)	58	(2)	Biodegrades rapidly. Hydrolyses very slowly.
1,2-Dichloroethylene	$9.4 \times 10^{-6}$	(4)	169	(2)	Biodegradable. Hydrolyses very slowly
Diethyl phthalate	$1.2 \times 10^{-7}$	(6)	132	(2)	Biodegrades rapidly. Hydrolyses very slowly.
Endrin	$4.0 \times 10^{-7}$	(6)	90000	(2)	Resistant.
Ethylacetate	$1.3 \times 10^{-4}$	(7)	8	(2)	-b
Ethylbenzene	$8.7 \times 10^{-3}$	(7)	622	(9)	Biodegradable
Isophorone	$5.8 \times 10^{-6}$	(3)	26	(2)	Biodegrades rapidly.
Lindane	NA		28900	(2)	Biodegrades rapidly.
Methylene chloride	$2.3 \times 10^{-3}$	(7)	25	(9)	Biodegradable. Hydrolyses slowly. Half-life in soil 5 to 9 months
Methyl ethyl ketone	$2.7 \times 10^{-5}$	(10)	4	(9)	
Methyl isobutyl ketone	$3.5 \times 10^{-5}$	(10)	24	(9)	
Naphthalene	$4.1 \times 10^{-4}$	(7)	1300	(5)	Biodegrades rapidly.
Phenanthrene	$2.5 \times 10^{-5}$	(7)	23000	(5)	Biodegrades

					rapidly
Phenol	$3.9 \times 10^{-7}$	(7)	27	(5)	Biodegrades rapidly
Propanol	$8.5 \times 10^{-6}$	(7)	<1	(2)	-b
Tetrachloroethylene	$1.5 \times 10^{-2}$	(8)	(9)	303	Biodegradability uncertain. Half-life in soil 5 to 9 months
Tetrahydrofuran	?	<1	(2)		
Toluene	$5.9 \times 10^{-3}$	(8)	242	(4)	Can biodegrade. Soil half-life >9 months
1, 1, 1 - Trichloroethane	$1.7 \times 10^{-2}$	(4)	155	(4)	Can biodegrade. Soil half-life <7 days.
Trichloroethylene	$9.9 \times 10^{-3}$	(8)	152	(4)	Biodegrades slowly. Soil half-life >9 months
Vinyl chloride	$2.8 \times 10^{-2}$	(4)	66	(2)	Resistant.
o-Xylene	$6.1 \times 10^{-3}$	(11)	363	(9)	Biodegrades rapidly-

**Annexe I-9 :** Liste des micro-polluants organiques recherchés communément dans les eaux destinées à la distribution des eaux potables avec leur concentration inférieure limite de détection (en µg/L) en France (d'après l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments- Laboratoire d'Etudes et de Recherches en Hydrologie, Maisons Alfort)

#### 1-COMPOSES ORGANO-VOLATILS en µg/L

Benzène < 0,1  
 Bromobenzène <0,1  
 Bromochlorométhane < 0,1  
 Bromodichlorométhane < 0,1  
 Bromoforme < 0,1  
 Bromométhane < 0,1  
 n-Benzène - - <0,1  
 sec-Buthylbenzène < 0,1  
 tert-Buthylbenzène < 0,1  
 Chloroéthane < 0,1  
 Chloroforme < 0,1  
 Chlorométhane < 0,1  
 2-Chlorotoluène <0,1  
 4-Chlorotoluène <0,1  
 Chlorure de Vynile <0,1  
 Dibromomonochlorométhane <0,1  
 1,2-Dibromo-3-chloropropane <0,1  
 1,2-Dibromoéthane < 0,1  
 Dibromométhane < 0,1  
 Dichlorodifluorométhane < 0,1  
 1,1-Dichloroéthane < 0,1  
 1,2-Dichloroéthane < 0,1  
 1,1-Dichloroéthylène <0,1  
 cis-1,2-Dichloroéthylène < 0,1  
 trans-1,2-Dichloroéthylène < 0,1  
 Dichlorométhane < 0,1  
 1,2-Dichloropropane < 0,1  
 1,3-Dichloropropane < 0,1



2,2-Dichloropropane < 0,1  
 1,1-Dichloropropylène < 0,1  
 cis-1,3-Dichloropropylène < 0,1  
 trans-1,3-Dichloropropylène < 0,1  
 Ethylbenzène <0,1  
 Hexachlorobutadiène <0,1  
 Isopropylbenzène <0,1  
 4-Isopropyltoluène <0,1  
 n-propylbenzène <0,1  
 Styène <0,1  
 Tétrachloroéthylène <0,1  
 1,1,1,2-Tétrachloroéthane <0,1  
 1,1,2,2-Tétrachloroéthane <0,1  
 Tétrachlorure de carbone <0,1  
 Toluène <0,1  
 1,1,1-Trichloroéthane <0,1  
 1,1,2-Trichloroéthane <0,1  
 Trichloroéthylène <0,1  
 Trichlorofluorom éthane <0,1  
 1,2,3-Trichloropropane <0,1  
 1,2,3-Triméthylbenzène <0,1  
 1,2,4-Triméthylbenzène <0,1  
 1,3,5-Triméthylbenzène <0,1  
 o-Xylène <0,1  
 (m+p)-Xylène <0,1

## **2-HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES en µg/L**

naphtalène <0,1

## **3-CHLOROBENZENES en µg/L**

1,2-Dichlorobenzène < 0,1  
 1,3-Dichlorobenzène < 0,1  
 1,4 Dichlorobenzène <0,1  
 Monochlorobenzène <0,1  
 1,2,3-Trichlorobenzène <0,1  
 1,2,4- Trichlorobenzène < 0,1

## **4-PESTICIDES ORGANO-CHLORES en µg/L**

a-HexaChloraHexarle < 0.01  
 Hexachlorobenzène <0,01  
 B-HexaChloroHexane <0,01  
 Lindane < 0,01  
 Heptachlore < 0,01  
 Aldrine < 0,01  
 Isobenzane < 0,01  
 Isodrine < 0.01  
 Heptachlore époxyde B < 0,01  
 24'DDE <0,01  
 □-Endosulfan < 0,01  
 44'DDE < 001  
 Dieldrine <0,01  
 24'DDD <0,01  
 Endrine < 0.01  
 □-Endosulfan < 0,01  
 44'DDD < 0,01  
 24'DDT <0,01  
 44'DDT < 0,01

# DECHARGE INDUSTRIELLE DE BONFOL (SUISSE)

## *Ilème PARTIE*

### DIAGNOSTIC SUR L'ECHANTILLONNAGE

#### **PLAN**

##### **I PRELEVEMENT D'ECHANTILLONS**

##### **A) PRINCIPALES TECHNIQUES DE FORAGES**

##### **B) MISE EN PLACE DE PIEZOMETRES**

- 1) Définition du piézomètre
- 2) Description du piézomètre type
- 3) Utilisation
  - a) Mesure de la charge hydraulique
  - b) Prélèvement d'échantillons pour analyses

##### **C) ECHANTILLONNAGE**

##### **1) Précautions** à prendre pour préserver l'intégrité des échantillons

- a) Prélèvement
- b) Conditionnement
  - i) Interaction échantillon | matériau du contenant (par exemple corrosion) pouvant aboutir à une contamination de l'échantillon
  - ii) Contact échantillon phase gazeuse interne au contenant (air)
  - iii) Pertes de matière

##### c) Transport

##### d) Stockage

##### **2) Sols**

- a) Stratégie d'échantillonnage des sols
- b) Représentativité des échantillons

##### **3) Eaux souterraines**

- a) Stratégie d'échantillonnage des eaux souterraines
- b) Représentativité des échantillons

##### **4) Gaz**

- a) Généralités sur la mesure des gaz
- b) Protocole d'échantillonnage
- c) Technique
- d) Analyse des gaz
- e) Interprétation

#### **II PARAMETRES DE SOL ET DE NAPPE**

##### **A) *Paramètres de sol***

- 1) Volumes et poids
- 2) Teneur en carbone organique
- 3) Granulométrie

##### **B) *Paramètres de nappes***

- 1) Généralités
- 2) Eaux souterraines captives et libres
  - a) nappe captive
  - b) nappe libre

#### **LISTE des FIGURES**

Figure 1 : Description du piézomètre type

Figure 2 : Evolution du profil piézométrique selon l'emplacement des crépines

Figure 3 : Comportement d'une phase flottante de composés hydrocarbonés sur une nappe d'eau souterraine

Figure 4 : Différentes localisations des points de prélèvement pour diverses approches possibles d'investigation d'une pollution localisée

Figure 5: Exemple de bordereau de l'identification d'un échantillon d'eau

Figure 6 : Exemples de concentration en gaz dans les sols pour différentes conditions

Figure 7 : Description des éléments constitutifs du stockage de l'eau dans un aquifère

Figure 8 : Schéma de la superposition des aquifères dans un contexte proche de celui de la DIB

### LISTE des TABLEAUX

Tableau 1 : Evaluation des stratégies d'échantillonnage en fonction des objectifs d'évaluation, d'identification, de délimitation et de contrôle

Tableau 2 : Protocole général d'échantillonnage des eaux souterraines

Tableau 3 : Techniques de stockage et de conservation des échantillons

Tableau 4 : Techniques de stockage et de conservation des échantillons organiques

Tableau 5 : Méthodes recommandées pour la collecte des échantillons dans un programme de contrôle pour la détection d'une pollution

Tableau 6 : Types de conditionnement en fonction des polluants présents et des éléments à rechercher

Tableau 7 : Compatibilité de mesure des composés organiques à la méthode choisie

Tableau 8 : Classification des modes de recueil d'échantillons de gaz

Tableau 9 : Résumé des spécificités des techniques de prélèvement des gaz dans les sols

Tableau 10 : Etat des méthodes analytiques de détections les plus courantes dans les années 1980-1991

Tableau 11: Valeurs de porosité totale et porosité efficace (en italique)

## **1/ PRELEVEMENT D'ECHANTILLONS**

## A/ PRINCIPALES TECHNIQUES DE FORAGES

Sans trop entrer dans les détails techniques il faut distinguer l'importance du mode forage choisi: à l'air ou à l'eau ce qui perturbera éventuellement l'échantillonnage ultérieur.

Par ailleurs le forage peut être exécuté avec ou sans tubage à l'avancement ce qui conduit en cas d'absence à un mélange des venues d'eau plus ou moins polluée à des pressions d'échange variables. Avec un total de 4 combinaisons possibles de réalisation des piézomètres le champ des questions sur l'intégrité de l'échantillonnage au début des campagnes est relativement large.

**Aucune indication n'apparaît dans le choix des techniques de forage pour la réalisation des piézomètres à la périphérie de la DIB.**

## B/ MISE EN PLACE DE PIEZOMETRES

### 1/ Définition du piézomètre

Le piézomètre est un dispositif qui permet l'observation, l'échantillonnage d'eau et le mesurage du niveau d'une nappe dans le sol ou dans un horizon déterminé du sol.

Il est la partie gravillonnée du forage, au sens hydraulique du terme. C'est une prise de pression par laquelle se réalise l'équilibre entre la charge hydraulique de la nappe et la pression de la colonne d'eau dans le forage.

### 2/ Description du piézomètre type

Il comprend (figure 1) un tube PVC qui est crépiné à sa base et plein dans la partie supérieure et hermétiquement clos aux deux extrémités par un bouchon en PVC, vissé en tête.

Une bouche à clef, un capot métallique ou tout autre dispositif. en surface permet de protéger le tube.

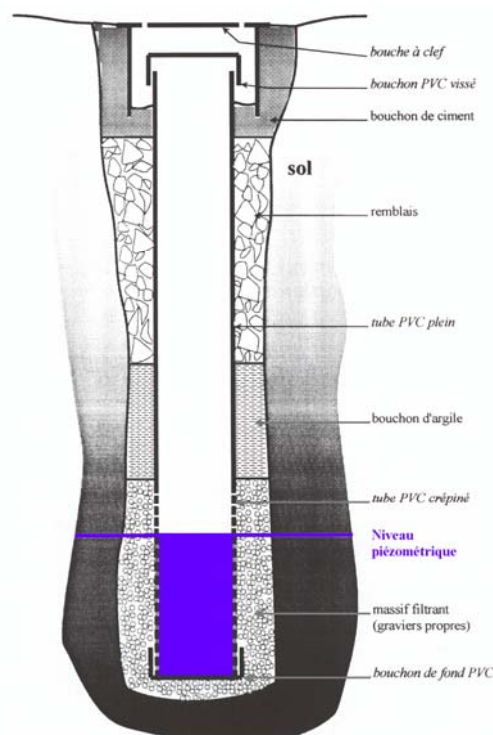


Figure 1

L'espace annulaire entre le tube et le forage est rempli de bas en haut :

- de graviers propres, constituant le massif filtrant,
- d'un bouchon d'argile gonflante, interdisant tout passage d'eaux de surface vers le massif filtrant via le forage,
- de remblais, constitués des déblais obtenus lors de la foration du trou.
- d'un bouchon de ciment, dont le rôle est de sceller la bouche à clef et le tube en tête, mais aussi de limiter les infiltrations d'eaux superficielles dans le forage.

### 3/ Utilisation

#### *a) Mesure de la charge hydraulique*

Elle est habituellement exprimée en hauteur de colonne d'eau. Celle-ci est obtenue en mesurant la profondeur de l'eau dans le tube par rapport au sommet du tube, et en soustrayant celle-ci de la cote du tube connue par nivellement topographique par rapport à une référence. Cependant il est important de noter :

- la charge hydraulique mesurée est égale à la plus importante charge élémentaire des différents aquifères en contact avec le massif drainant,
- la piézométrie mesurée correspond à la charge hydraulique rencontrée au niveau de la zone crépinée.

Prenons l'exer

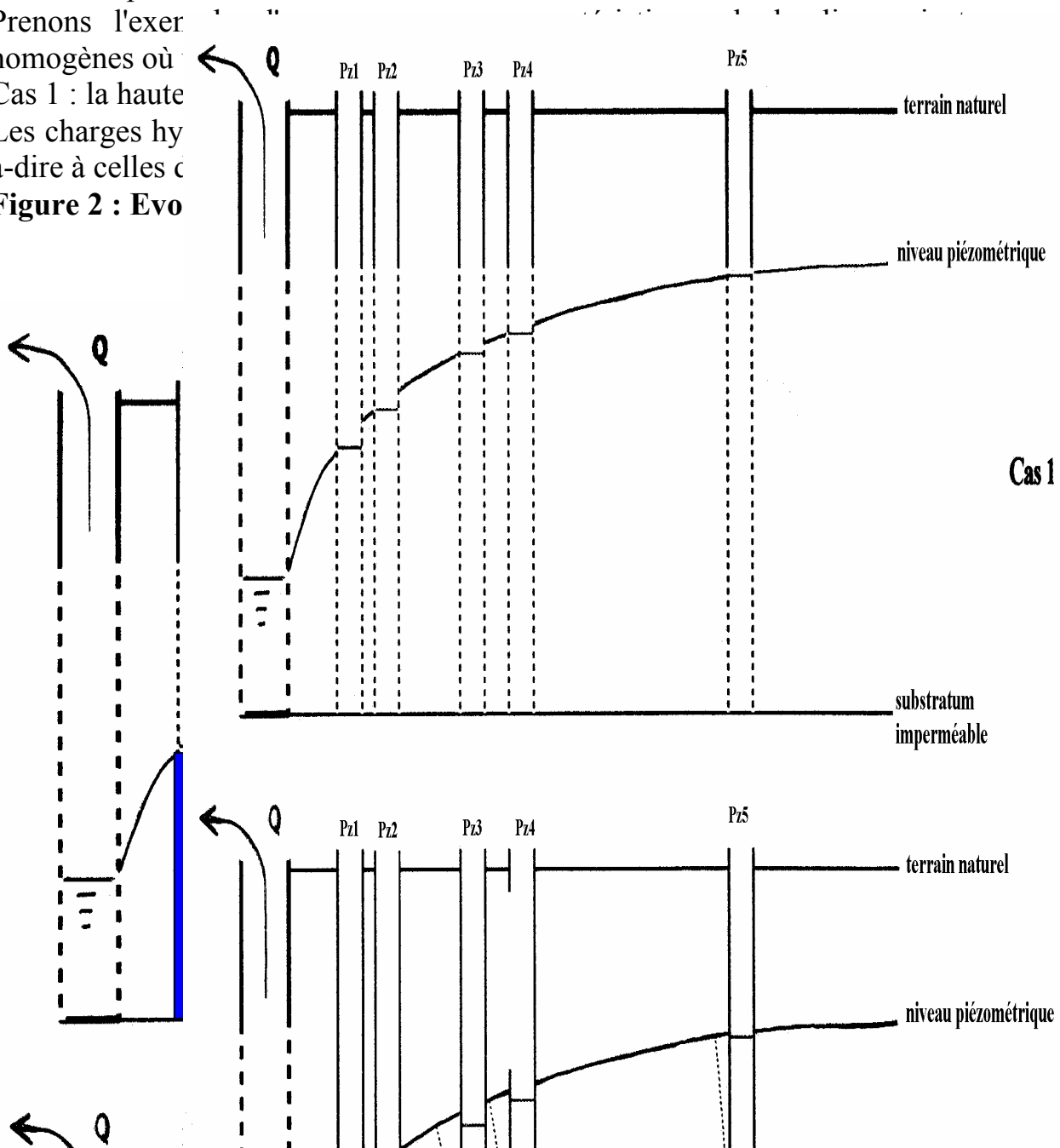
homogènes où

Cas 1 : la haute

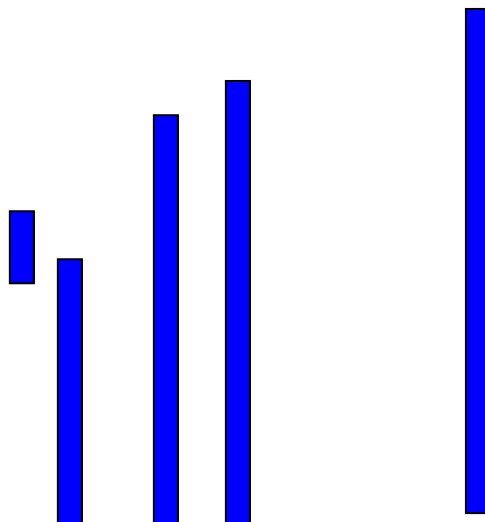
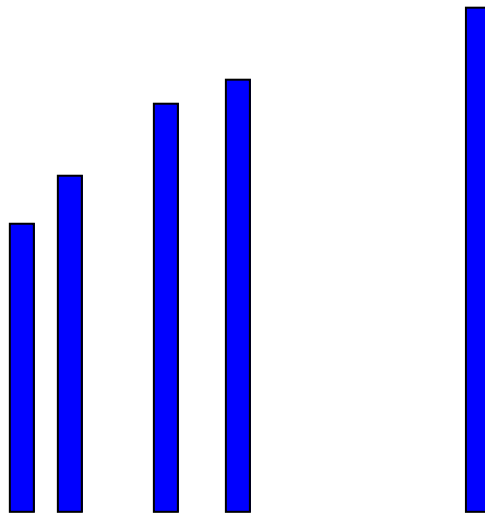
Les charges hy

à-dire à celles c

**Figure 2 : Evo**



Cas 1



Cas 2 : la hauteur crépînée est situ e en base d'aquifère. Les charges hydrauliques observées sont celles des équipotentielles (figurées en tir es) les plus élevées

rencontrées, c'est-à-dire celles qui recoupent le sommet de la zone crépinée. L'erreur augmente avec l'inclinaison de la courbe représentant la surface libre.

Cas 3 : les hauteurs crépinées sont fonction du dimensionnement du piézomètre.

Le cas le plus défavorable a été retenu. En effet, Pz2 présente une charge hydraulique inférieure à celle de Pz1, car la hauteur crépinée de Pz2 se situe à la base de l'aquifère. Il apparaît alors que le sens d'écoulement apparent de l'eau est de Pz1 vers Pz2, ce qui est faux.

Il apparaît donc comme d'autant plus important que la hauteur crépinée recoupe bien le toit de la nappe, et ce en toute saison (basses eaux et hautes eaux).

Présence d'une phase flottante (figure 3)

Celle-ci est non miscible et a une densité inférieure à 1. Aussi pour avoir la charge hydraulique en hauteur d'eau, il faut corriger l'épaisseur de phase flottante en épaisseur d'eau équivalente. Donc :

$$e_{pf} \cdot d_{pf} = e_{weq} \cdot d_w$$

et

$$e_{weq} = e_{pf} \cdot (d_{pf} / d_w)$$

avec :

$e_{pf}$  : épaisseur de phase flottante dans le piézomètre

$e_{weq}$  : épaisseur d'eau équivalente

$d_{pf}$  : densité de la phase flottante

$d_w$  : densité de l'eau

Il faut aussi noter que l'épaisseur de phase non miscible dans le sol n'est pas égale à celle présente dans le piézomètre. En effet, il existe dans le sol une frange capillaire sur laquelle repose la phase non miscible. Cette frange est d'autant plus importante que la granulométrie du sol est fine. L'évaluation de la quantité de phase non miscible présente dans le sol passera donc par celle de l'épaisseur de la frange capillaire.

**Figure 3 : Comportement d'une phase flottante sur une nappe d'eau**



Dans le cas de la DIB ces rectifications n'ont pas apparemment été effectuées , par absence de mesure de l'épaisseur exacte de la phase flottante.

***b) Prélèvement d'échantillons pour analyses***

Les échantillons prélevés sont de nature gazeuse ou liquide, pour analyses immédiates ou différées.

Les gaz présentent des concentrations qui sont fonction de celles rencontrées dans l'eau du piézomètre et de celles de la zone non-saturée jouxtant la partie supérieure de la zone crépinée, éventuellement hors de l'eau. Le gaz est simplement une autre forme de présence d'un polluant dont une partie est dissoute dans l'eau.

La jonction entre 2 tubes successifs en PVC peut faire intervenir de la colle, et les composés volatils de celle-ci peuvent éventuellement interférer avec les techniques de prélèvement et d'analyses, et fausser les résultats...

Les prélèvements d'eau se font habituellement après purge du piézomètre.



Remarque :

-en cas de présence d'une phase flottante, il faut s'interroger sur l'utilité d'un prélèvement d'eau pour la recherche des composés dissous,  
 -des prescriptions précisant que des prélèvements doivent être faits en surface et à, par exemple 10 cm de la surface, sont à manier avec précaution. En effet, un prélèvement représente un certain volume d'eau qui abaisse d'autant la surface une fois effectué. Ainsi, pour un prélèvement de 1 litre et un diamètre de piézomètre de 6 cm, la surface est abaissée de 35 cm. De plus, la réalimentation du piézomètre par la nappe vient aussi modifier la cote de la surface entre les prélèvements...

Les analyses effectuées en 3 points verticaux sur les eaux souterraines de la DIB en 1987 sur les points G21 (à 3,5 m puis 4,8 m et 6,3m de profondeur sous le niveau de la nappe) et G22 (à 1,7 m puis 4 m et 6,3m de profondeur) ont montré l'existence de NAPL (polluants hydrocarbonés légers) dont les concentrations croissent du bas vers le haut de la nappe et de DNAPL (polluants hydrocarbonés lourds) qui décroissent vers le bas de la nappe :

-pour G21 : abondance en tête (3,5m) de chlorobenzol, naphthalène et 2,6Di-Buthylphénol

-pour G22 : abondance en tête (1,7 m) de 2,4,6-Tributhylphénol, naphthalène, chlorobenzol et benzol

-pour G21 : abondance en fond (6,3 m) du trichloroéthylène, chloroforme, tétrachloroéthylène et nitrotoluol

-pour G22 : abondance en fond (6,3m) du 1,1,1-trichloroethane, 1,1,2,2-tétrachloroethane, 2,5Di-t-Buthylphénol, biphényl

**C) ECHANTILLONNAGE****1/ Précautions à prendre pour préserver l'intégrité des échantillons**

La qualité du résultat de l'analyse d'un échantillon est directement liée à la qualité de celui-ci. Il est donc essentiel que l'intégrité de l'échantillon soit assurée au cours des opérations qui l'amène du terrain au laboratoire. Celles-ci se décomposent en 4 étapes: prélèvement, conditionnement, transport et stockage.

Pour chacune, les principales phases à considérer et les risques associés, relatifs à la perte de représentativité des échantillons vont maintenant être décrites.

Remarque: il faut éventuellement procéder sur place avant conditionnement à des déterminations des caractéristiques fortement évolutives (pH, température, ...).

**a) Prélèvement**

Dans la mesure du possible, tout risque d'interférence de la technique de prélèvement sur la représentativité de l'échantillon doit être minimisé. Les précautions à prendre doivent faire l'objet d'une attention toute particulière de la part des opérateurs. Les points suivants sont à considérer :

-nettoyage des outils de prélèvements entre chaque échantillon,

-minimisation maximale du risque de contamination de l'échantillon par des produits liés aux appareils de prélèvement (fuel, graisse, lubrifiant) ou au matériel de

conditionnement (adéquation entre ce dernier et les polluants recherchés lors des analyses, ...),

-réalisation des prélèvements avec des outils dont la qualité même ne peut interférer et doit être régulièrement contrôlée.

### ***b) Conditionnement***

Celui-ci consiste à placer les échantillons dans un container, sac, flacon, etc. Rappelons quelques règles de bonnes pratiques :

-utiliser lorsque possible des contenants transparents ou au moins translucides qui permettront de contrôler l'absence de substances résiduelles (par exemple collées au flacon) lors de la vidange de ceux-ci.

-utiliser des contenants incassables ou bien protégés contre les chocs,

-utiliser un système indélébile de marquage des contenants et un mode d'identification clair et explicite pour éviter les confusions entre échantillons,

-faire accompagner les échantillons de toute la documentation utile relative à leur provenance (protocole d'échantillonnage), à leur destinataire (opérateur de la caractérisation) et à leur finalité (opérations de caractérisation auxquelles ils sont destinés).

Quant aux risques de modification de l'échantillon, ils se situent à 3 niveaux :

**i/ Interaction échantillon / matériau du contenant** (par exemple corrosion) pouvant aboutir à une contamination de l'échantillon

Pour minimiser les interactions, il vaut mieux ne pas utiliser :

-de contenants métalliques en cas de présence de substances corrosives (acides, bases, oxydants, milieux fortement salins).

-de verre en présence de fluorures et à fortiori d'acide fluorhydrique,

-de contenants en matière plastique lorsque l'échantillon contient des solvants organiques.

**ii/ Contact échantillon / phase gazeuse interne au contenant (air)**

Ce contact est susceptible d'induire des réactions entre l'échantillon et l'oxygène (oxydation), le CO<sub>2</sub> (carbonatation) ou de faciliter certaines réactions. Pour réduire au mieux ces réactions, le volume du contenant doit être rempli au maximum d'échantillon.

**iii/ Pertes de matière**

Pour minimiser celles-ci, il faut :

-éventuellement stabiliser chimiquement certains constituants avant conditionnement (exemple: alcalinisation d'un échantillon contenant des phénols pour limiter leur volatilité),

-remplir au maximum les contenants pour limiter la présence d'une phase gazeuse (source de perte de composés volatils à l'ouverture du flacon),

-ne pas utiliser de contenants en matériau poreux (certains plastiques tels que le polyéthylène) lorsque l'échantillon contient des constituants volatils (par exemple

hydrocarbures légers,...) du fait des pertes par perméation à travers les parois des flacons.

### **c/ Transport**

Il crée des conditions (agitation, contact échantillon / atmosphère, température) favorables à des réactions susceptibles de modifier ou dégrader l'échantillon (dégazages,...). Pour réduire ces incidences pendant tout le transport, il faut conserver au frais (usage de glacières) les échantillons fortement évolutifs. Notamment ceux qui sont fortement fermentescibles (dans ce cas, ce traitement permet aussi d'empêcher la montée en pression et l'éclatement).

### **d/ Stockage**

Il donne aux réactions à cinétique lente (réactions chimiques, biologiques, biochimiques) le temps nécessaire à leur manifestation pour modifier la qualité de l'échantillon. La mise au frais (chambre froide) est un palliatif, le meilleur remède étant d'écourter au maximum la durée du stockage.

**Aucune indication n'apparaît dans le choix des techniques de prélèvement, de conditionnement, de transport et de stockage des échantillons (voir les normes en détail) avant le rapport Jahresbericht 2002 (AnnexeI-3 de la partie I) où ne figurent pas les niveaux exactement échantillonnés.**

## **2/ Sols**

### **a) Stratégie d'échantillonnage des sols**

Aucune démarche systématique ne peut être proposée, chaque site étudié nécessitant une adaptation. Le **tableau 1** donne une grille d'évaluation des différents types d'approches en fonction des objectifs définis, **la figure 4** présente les différentes localisations des points de prélèvement pour les diverses approches possibles.

	Aléatoire	Systématique	Systématique aléatoire	Recherche	Aléatoire stratifié	Profil	Jugement
Evaluation du risque	4	2a	3	3	3	2	1
Identification des sources	4	2a	3	2	2	3	1
Délimitation de l'extension	3	1b	1	1	3	1	4
Perspectives de décontamination	3	2	2	4	1	2	3
Contrôle de la décontamination	1c	1b	1	1	3	1d	4

Tableau 1 : Evaluation des stratégies d'échantillonnage en fonction des objectifs d'évaluation, d'identification, de délimitation et de contrôle (d'après EPA. 1991)

Les diverses étapes de l'évaluation des effets d'une pollution sur les eaux souterraines jusqu'à la décontamination qui est maintenant quasi-obligatoire passe

par une estimation de l'adaptation de l'échantillonnage dans les phases successives de l'évaluation des risques , de l'identification des sources de contamination , de la délimitation de l'extension du panache de pollution, des perspectives de décontamination in fine de son contrôle.

Stratégie:

- 1: la plus adaptée
- 2 : possible
- 3 : peu adaptée
- 4: la moins adaptée

Commentaires:

- a: à appliquer avec une technique de criblage analytique
- b : adapter seulement si des tendances sont connues
- c : validation statistique si l'ensemble du site est couvert
- d : possible si le site est supposé propre (plusieurs techniques)

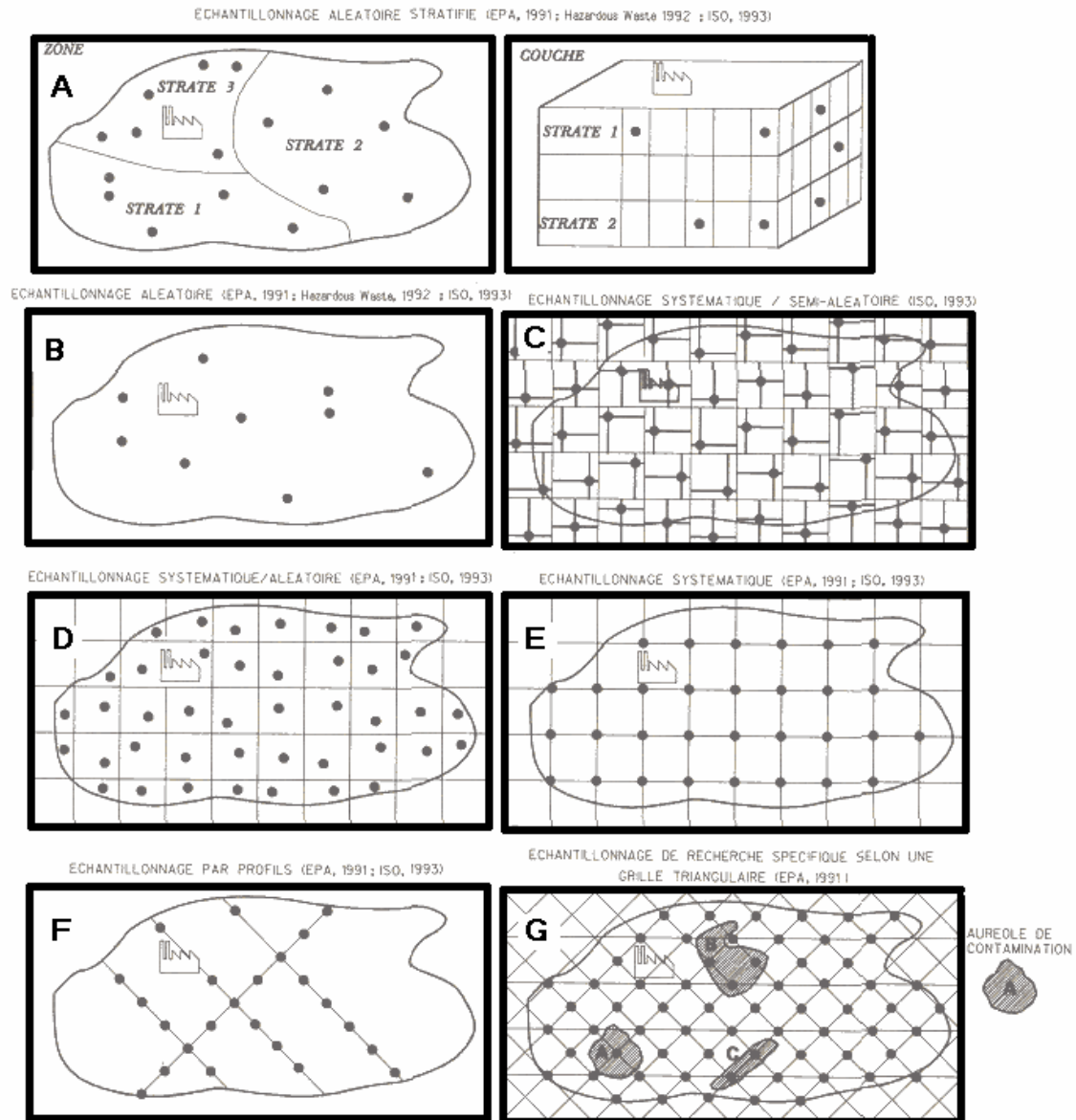
Dans le cas de la DIB l'échantillonnage a dû suivre une démarche de jugement (en fonction des récriminations des riverains) ou une démarche aléatoire stratifiée .Si ce dernier cas a été adopté pour un milieu géologique manifestement stratifié et en utilisant le tableau 1 on constate que la stratégie était peu adaptée à l'évaluation des risques ce qui entraîne automatiquement une délimitation déficiente de la zone d'extension qui a échappé à l'analyse des gestionnaires depuis une quarantaine d'années. Le contrôle de la décontamination et de son impact local sera très vraisemblablement mauvais si de nouveaux points d'observation ne sont pas mis en place régionalement.

Dans le cas d'une démarche au jugé si à court terme l'évaluation des risques et l'identification de la source étaient de bon niveau les perspectives d'une délimitation de l'extension de la pollution se dégrade (4 au lieu de 3 pour la démarche précédente) c'est également le cas pour le contrôle ultérieur des effets de la décontamination.

Il apparaît que la stratégie suivie , si toutefois il y en avait une , pour évaluer et contrôler la propagation des polluants était mauvaise et totalement inadaptée.

Figure 4 : Différentes localisations des points de prélèvement pour diverses approches possibles d'investigation d'une pollution localisée

Légende : A : distribution aléatoire stratifiée , B : aléatoire monocouche,  
 C : distribution semi-aléatoire avec recherche systématique , D : recherche systématique aléatoire, E : recherche systématique, F : recherche par profils,  
 G : recherche spécifique selon une grille triangulaire



### *b) Représentativité des échantillons*

Lors de la phase de prélèvement de sols, une attention toute particulière devra être portée et notamment lors:

- du repérage des points de prélèvement sur le site; un plan d'échantillonnage (prévu, réalisé), reporté sur un fond cartographique adéquat, est nécessaire en cas de traitement de l'information acquise ou de nécessité de ré-intervention,
- du choix du volume prélevé; d'une manière générale, les résultats analytiques sont d'autant plus représentatifs que le volume prélevé et la quantité analysée sont importants; celui-ci est dépendant de la profondeur et de la surface à investiguer mais aussi du type de sol; selon les cas, il conviendra de prévoir que des échantillons devront servir de référence ou être conservés pour des analyses ultérieures; une quantité plus importante devra alors être prévue; dans tous les cas, il devra permettre de mener à bien les analyses et les éventuels traitements prévus (ex.: caractérisations granulométriques et minéralogiques, perte au feu. ...),
- du mode de préparation envisagé: élimination des corps étrangers, tamisage préalable, homogénéisation (quartage), divisions (pour analyses séparées), constitutions d'échantillon composite (pour diminuer le nombre d'analyses à réaliser et réduire la variabilité intrinsèque de chaque échantillon -à ne pas utiliser dans le cas de polluants volatils),
- de la description de l'échantillon, soit pris individuellement, soit comme partie d'un profil (type de sol ou de roche, épaisseur des différents niveaux et horizons traversés, couleur, odeur, texture, estimation de la teneur en matières organiques, en carbonates, ou en eau),
- de la description des conditions du lieu de prélèvement (conditions climatiques, relief, végétation, régime des eaux souterraines et superficielles, ...).

Selon les conditions locales, il conviendra de choisir la technique d'échantillonnage des sols la plus appropriée (selon le mode de forage choisi) et de l'adapter aux types de polluants susceptibles d'être rencontrés.

### **3) *Eaux souterraines***

#### **a/ Stratégie d'échantillonnage des eaux souterraines**

Il s'agit d'obtenir un échantillon représentatif de la qualité d'une eau souterraine à un instant donné. La procédure d'échantillonnage doit donc viser à ne pas perturber la qualité chimique de l'eau prélevée, mais aussi à empêcher une propagation de la pollution et à ne pas faire courir de risques inconsidérés aux opérateurs de terrain.

Il convient de préciser dès à présent que tout changement dans la méthode (notamment entre deux points de prélèvements, ou entre deux campagnes espacées dans le temps), peut altérer les résultats de l'étude.

Le plan d'échantillonnage doit être conçu en fonction :

- des objectifs du contrôle, par exemple, la détermination de l'impact d'une activité sur l'environnement, laquelle pourra éventuellement renseigner sur l'origine des problèmes,

- des composés chimiques à doser.

Il devra en particulier préciser :

- la sélection des cibles à contrôler (aquifère superficiel, dans sa globalité ou pris partiellement),

- le nombre et la localisation des points de prélèvements,

- le protocole d'échantillonnage (technique de prélèvement, flaconnage, conditionnement, conservation); certains modes de prélèvement peuvent être contre indiqués pour certains paramètres à doser (air lift pour composés volatils ou équilibre calcocarbonique) .

Dans le cadre de l'étude des sols, on s'attachera, afin de ne pas alourdir le coût des investigations, à utiliser des ouvrages existants, dans la mesure où ceux-ci :

- captent la nappe intéressée (qui n'est pas forcément celle qui est exploitée dans le secteur d'étude),

- sont judicieusement situés (sur le site, en amont et en aval hydraulique de la nappe par rapport au site),

- sont correctement dimensionnés pour capter une éventuelle pollution de la nappe étudiée (recoupement de toute la nappe pour pouvoir réaliser des échantillons, soit représentatifs de toute la hauteur, soit au droit de la partie d'aquifère susceptible d'être polluée),

- sont correctement conçus (diamètre adapté au passage d'une pompe, matériaux des tubages et crépines compatibles avec la nature de la pollution),

- et pourront être correctement nettoyés pour réaliser des prélèvements représentatifs.

Dans les cas où il n'y aurait pas à proximité de points de prélèvements adéquats, il conviendra de procéder à la réalisation du nombre d'ouvrages de prélèvement jugés nécessaires. La conception de ces points devra alors être réalisée dans les règles de l'art , en termes de localisation, mode de foration (adapté au type de pollution potentielle ou reconnue), profondeur globale, matériaux de tubage et de crépines, scellement de l'espace annulaire ou d'un éventuel niveau intermédiaire imperméable, développement de l'ouvrage.

Le protocole général d'échantillonnage d'une eau souterraine est repris dans les [tableaux 2 à 5](#) ci-après. Les tableaux présentent différents documents portant sur les types de conteneurs, de techniques et temps de conservation, de méthodes recommandées pour la collecte d'échantillons, et sur les procédures de traitement des échantillons dans le cadre de la détection d'une pollution des eaux souterraines.

**Tableau 2 : Protocole général d'échantillonnage des eaux souterraines**

Etape	Objectif	Recommandations
Mesures Préalables	Déterminer le niveau d'eau statique par rapport à un repère bien défini	Mesure du niveau à + 1 cm
Purge du puits	Elimination de l'eau stagnante qui, sinon, perturbe la représentativité de l'échantillon	Pomper l'eau jusqu'à ce que les paramètres pH, température, conductivité ou Eh se stabilisent Pomper plusieurs fois le

**Tableau 3 : Techniques de stockage et de conservation des échantillons (EPA,1985) . Légende : P : polyéthylène, V : verre , T : téflon**

<b>PARAMETRE</b>	<b>CONTENEUR (1)</b>	<b>AGENT DE CONSERVATION (2, 12)</b>	<b>TEMPS MAX. DE CONSERVATION (3)</b>
<b>Tests bactériens</b>			
Coliformes fécaux ct totaux	P, V	Froid 4° C 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6	6 heures
Streptocoques fécaux	P, V	Idem	6 heures
<b>Tests inorganiques</b>			



**Tableau 4 : Techniques de stockage et de conservation des échantillons organiques (EPA,1985) . Légende : P : polyéthylène, V : verre , T : téflon**

PARAMETRE	CONTENEUR (1)	AGENT DE CONSERVATION (2, 12)	TEMPS MAX. DE CONSERVATION (3)
Tests organiques			
Hydrocarbures halogénés	V, T	Froid 4° C 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6)	14 jours
Aromatiques	V, T	Idem, HCl → pH < 2 (10)	14 jours
Acrolléine et acrylonitrile	V, T	Froid 4° C 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6)	14 jours
Phénols	V, bouchon T	Froid 4° C 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6)	7 jours avant extraction, 40 jours après extraction
Benzidines	V, bouchon T	Froid 4° C 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6)	Idem
Phtalates esters	V, bouchon T	Froid 4° C	Idem
Nitrosamines (7)	V, bouchon T	Froid 4° C à l'obscurité 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6)	Idem
PCB	V, bouchon T	Froid 4° C (8), pH 5-9	Idem
Nitroaromatiques et isophoron	V, bouchon T	Froid 4° C	
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	V, bouchon T	Froid 4° C à l'obscurité 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6)	Idem
Ethers halogénés	V, bouchon T	Froid 4° C à l'obscurité 0,008 % Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (6)	Idem
Pesticides	V, bouchon T	Froid 4° C, pH 5-9	Idem
Tests radiologiques			
Alpha, Beta et Radon	P, V	HNO <sub>3</sub> → pH < 2	6 mois

### b/ Représentativité des échantillons

Pour le prélèvement des eaux, les remarques faites pour les sols restent valables (repérage, conditions...).

Il conviendra donc, pour bien apprécier la qualité de l'échantillon, de bien préciser :

-le niveau d'eau avant prélèvement,

-le volume et le débit de purge, ainsi que les conditions de collecte.

Un exemple de bordereau d'identification est donné en [figure 5](#).

**Figure 5: Exemple de bordereau de l'identification d'un échantillon d'eau**

Nom du site :					Date :				
N° du puits :		Profondeur du puits :		Diamètre du puits :		Matériau tubage :			
Opérateur(s) :									
Type de pompe :					Tubes :				
Conditions météo :					Type de conditionnement :				
Heure	Niveau d'eau *	Volume retiré(purge)	Volume pompé	Débit pompage	Echant. Début/Fin	T°	Eh	Conductivité	pH
Echantillon(s) délivré(s) à :					Par :				

T  
P

dans un  
3)

Paramètres (type)	Mécanismes matériau*	Conditions hydrogéologiques (capacité de rendement)	
		> 100 ml/mn Echantillon en continu	< 100 ml/mn Echantillons discontinus
Purge du puits (pH, Eh, T°, Ω <sup>-1</sup> )	Pompe (T, A, P, autres) Débits : 0.1-1 l/mn	Pompe à membrane (air, N <sub>2</sub> )	

**Tableau 6 : Types de conditionnement en fonction des polluants présents et des éléments à rechercher (prescriptions ISO, 1993)**

Matériel	Pollution Présente					Contraintes analytiques					
	Acide	Alcalin	Huiles goudrons	Solvants	Gaz	Inorgani- ques	Huiles goudrons	Solvants composés organiques	Composés volatils	Avantages	Inconvé- nients
sac plastique	++	++	-	-	+	+	-	-	-	faible coût	facilement dommagea- ble
seau	++	++	-	-	-	++ **	-	-	-	faible coût	-

#### **4)Gaz**

##### **a) Généralités sur la mesure des gaz**

Cette technique, basée sur la mesure des substances volatiles dans l'atmosphère des sols, est essentiellement utilisée pour détecter des pollutions sub-superficielles. Les substances organiques volatiles dissoutes dans l'eau souterraine ou présentes dans les sols, peuvent migrer (après transfert de phase) dans l'atmosphère du sol, en fonction de leur pression de vapeur et de leur solubilité. Les principales substances recherchées sont les composés organiques volatils (COV), CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S et les hydrocarbures. La compatibilité de mesure de ceux-ci avec la méthode d'analyse des gaz est présentée en [tableau 7](#).

Au vu des expériences menées, il apparaît que la mesure des gaz dans les sols présente un certain nombre d'avantages (rapidité d'obtention des résultats, facilité d'utilisation, peu de perturbation du site, ...) dans certains contextes géologiques. Cependant, il convient de rappeler :

- qu'il s'agit d'une méthode indirecte de mesure de la pollution des sols,
- que les concentrations en gaz sont variables dans le temps et l'espace,
- que les résultats peuvent être conditionnés par un grand nombre de paramètres, tels que la profondeur de prélèvement des échantillons, les conditions climatiques

locales, la compatibilité des substances avec la méthode, celle des caractéristiques du sol avec la technique.  
 La mesure des gaz est donc une approche semi-qualitative de la pollution.

**Tableau 7 : Compatibilité de mesure des composés organiques à la méthode choisie (BRGM, 1992)**

Γιουβε Γ	τετραμυλοπυρισε τομαραφελγα' μεμλιεμλιετουε' μοιεσπιαιε' πουι ασετουε' εμναοι' σωποσεσ οχλθενεσ ε ταπιδε βοιδε	τιεσ σοιπιδεσ καισ ι,εαν
Γιουβε Ε	μοιενι ει δοπιδουε βιοπιδεσ σωβιδεσεσ σωμμε μιδεσ δε μιοιαιμμε' ρευσομιοιενε' κυλγεμ' ει πουι : αυμιασεμ' ρευσοβλιεμ' μλιδιοσπιδεσ αιομαριδνεσ βοιλκυλιδνεσ'	ταπιδε λοιαρτιιτε μοιεσπιαιε' ει δε ιενι ιενι ειελε βοιδε ουο δετερετεσ αν ταρ δε
Γιουβε Ε	αμειμλιμσβμιαιεμ αβμιαιεμ' αιεσε' ιμει' ουσμε' δεσμε' μιαμειμλιρευσεμ' ιεμσμεμλιρευσεμ' μλιδιοσπιδεσ βεμιοιερεσ Cδ ε CδS' πουι	μεμμοδε σββιδεσπιδε
Γιουβε D	ει βιοπιδεσ σωβιδεσεσ σωμμε δεσοιι μεμμεμ' βεμμεμ' κυλιμμεμ' ισο-οκμεμ ρευσεμ' τοιμεμ' ισομμερεσ χλιεμ' μλιδιοσπιδεσ βεμιοιερεσ Cδ ε C8' πουι :	δεμμεσπιδου μιασ αμμεμιομ ε ιενι μεμμοδε σββιδεσπιδε
Γιουβε C	μιοιδμεμ' μεμμεσμιοιε' DDT) BCB' βεμμεμιοιεσ οιδμεμιοιεσ (αιδμμεμ' βοιλκυλιδνεσ αιομαριδνεσ μαιοδεμμεμ' πουι	ταπιδε λοιαρτιιτε μοιεσπιαιε' ει δε ιενι ιενι ειελε βοιδε ουο δετερετεσ αν ταρ δε
Γιουβε Β	μιοιορευσεμ' μιοιοιορευσεμ αιδμιοιοβιοβμεμ' 1'3-αιδμιοιο-1-βιοβμεμ 1'5-αιδμιοιο-3-μιοιοβιοβμεμ' 1'5- πουι ιεσ σωποσεσ αυμιαμμεμ : βιοβμεμ μαιοδεμμεμ' βιοβμεμ' ρευσμεμ -	μεμμοδε σββιδεσπιδε
Γιουβε Α	μιοιοιεμ δε μιοιμ' μιοιοιοεμμεμ μιοιοιοεμμεμ' 1'5-αιδμιοιοεμμεμ μιοιοιομιοιομμεμμεμ (μμεμ 11)' 1'1'1- μιοιοιομμεμ' ιεμμεσμιοιμμεμ δε σπιδουε' πουι ιεσ σωποσεσ αυμιαμμεμ : μμεμμεμ μαιοδεμμεμ' εμμεμ' εμμεμ -	μεμμοδε σββιδεσπιδε
<b>ΓΚΟΥΒΕ</b>	<b>ΤΥΠΕ ΔΕ ΣΩΠΟΣΕΣ</b>	<b>ΚΕΜΑΚΟΝΕΣ</b>

### ***b) Protocole d'échantillonnage***

Les objectifs de délimitation d'un panache de pollution ou de localisation d'une source de pollution d'un sol étant différents, il conviendra d'adapter le programme d'échantillonnage à ceux-ci, en termes de densité, de répartition et de profondeur des points de prélèvements. Les types d'investigations possibles sont les suivantes :

- contrôle ponctuel de surface,
- contrôle ponctuel plus ou moins profonds, soit à partir de cannes de prélèvements enfoncées dans le sol, soit à partir de puits temporaires,
- contrôle sur des puits implantés à différentes profondeurs (dits en « flûte de Pan » ),
- contrôle sur des puits permanents.

Différents facteurs spécifiques au sol, comme sa teneur en carbone organique (constituant du sol favorisant l'adsorption du polluant), sa teneur en eau, sa porosité, sa perméabilité, jouent un rôle sur la diffusion des polluants gazeux dans le sol.

De même, certains paramètres climatologiques (pression atmosphérique, température du sol, précipitations) pouvant faire varier les concentrations des gaz contenus dans un sol à faible profondeur (0 à 2 m environ), il convient donc, et ce bien que les cinétiques de propagation de gradients de pression et de température ou l'infiltration d'eau soient lentes, de prélever tous les échantillons dans les mêmes conditions météorologiques et dans le plus court laps de temps possible.

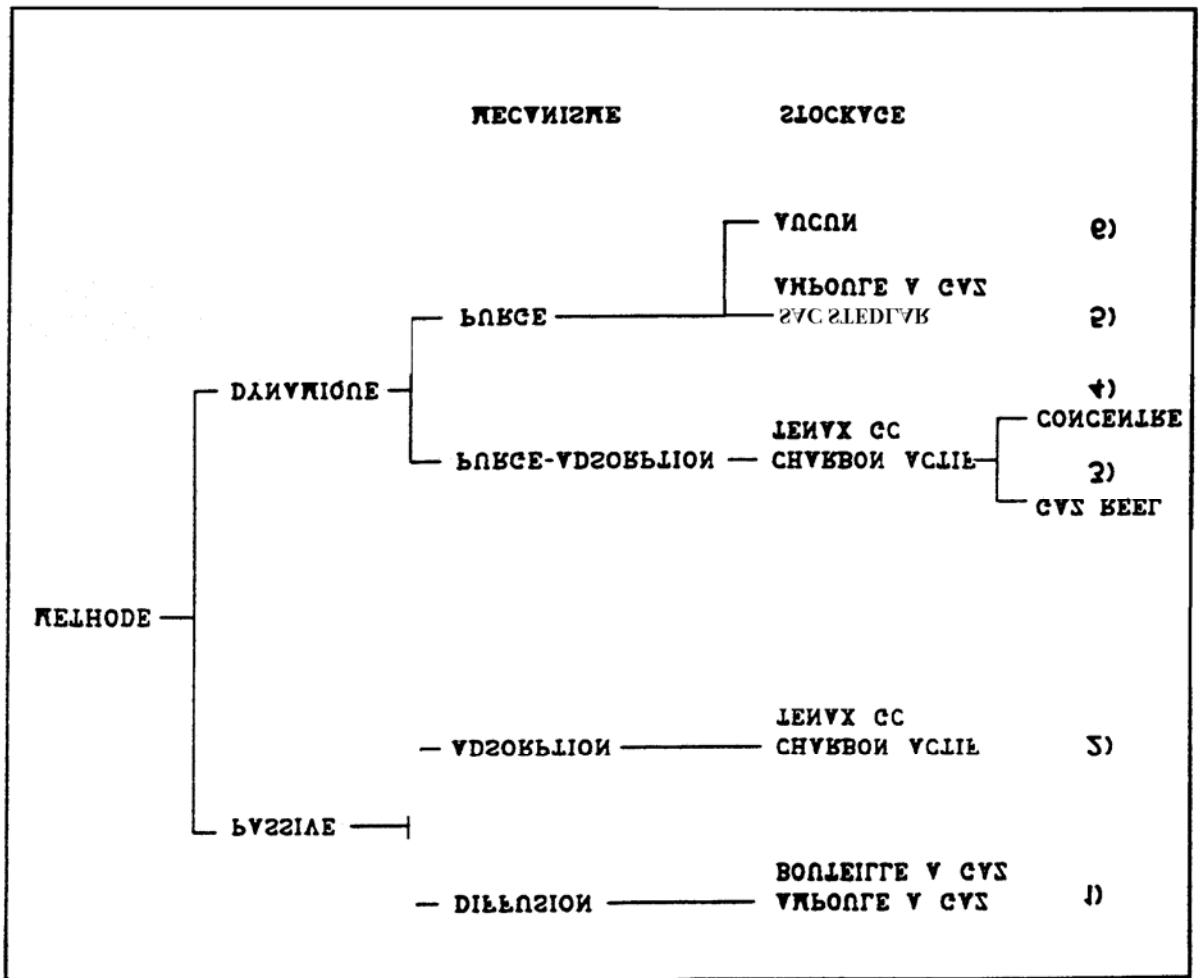
### ***c) Technique***

Le prélèvement d'échantillon de gaz dans le sol peut être réalisé par :

- méthode active ou dynamique; elle consiste à insérer une canne sonde dans le sol, puis à extraire par pompage du gaz et récupérer celui-ci en surface dans une seringue, un adsorbant,
- méthode passive : elle consiste à enterrer un adsorbant dans le sol pendant quelques heures ou quelques jours, recueillir celui-ci, et le transporter au laboratoire pour analyses après désorption thermique ou extraction chimique.

Les différentes méthodes peuvent être classées par ordre de fiabilité croissante : méthode dynamique , puis analyse directe, méthodes par adsorption, méthode dynamique -stockage de gaz en leur état naturel (adsorption sur les sacs, porosité de ces derniers). La classification des modes de recueil ainsi que leurs spécificités sont présentées en [Tableau 8 à 10](#) .

**Tableau 8 : Classification des modes de recueil d'échantillons de gaz (BRGM,1992)**



- (1) Méthode passive diffusionnelle
- (2) Méthode passive adsorptive
- (3) Méthode dynamique adsorptive -gaz réel
- (4) Méthode dynamique adsorptive -concentration
- (5) Méthode dynamique -stockage des gaz en leur état naturel
- (6) Méthode dynamique -analyse directe

Tableau 9 : Résumé des spécificités des techniques de prélèvement des gaz dans les sols (d'après Zdeb, 1987)

Appareils de collecte des échantillons	Préparation pour analyse	Principaux avantages	Principaux inconvénients
<b>Méthode active (ou dynamique)</b>			
Ampoules/Sacs	Injection directe ou purge et piège	Peuvent être stockés pour analyse ultérieure	Problèmes possibles d'adsorption, dégradation et fuites
Seringues	Injection directe	Données disponibles immédiatement	Nécessite chromatographie gazeuse de terrain, aptitudes d'enrichissement limitées
Mesure directe OVA, OVM, ...	Non nécessaire	Données disponibles immédiatement, simple	Information obtenue non spécifique du composé, faible sensibilité en général
Tubes Adsorbants réactifs	Désorption thermique ou extraction par solvant	Stockage à long terme possible, enrichissement possible pendant l'échantillonnage	Certains adsorbants sont contaminés avant, pendant et après l'échantillonnage
<b>Méthode passive</b>			
Tubes, autres adsorbants avec appareils	Désorption thermique ou extraction par solvant ou pyrolyse	Possibilité de stockage à long terme, schéma simplifié de prélèvement, permet d'estimer le flux polluant	Certains adsorbants sont contaminés avant, pendant et après l'échantillonnage, plus sensible aux conditions locales

Tableau 10 : Etat des méthodes analytiques de détections les plus courantes dans les années 1980-1991(EPA,1991)

Appareillage	Type d'application	Avantages et Inconvénients
ionisation de flamme	Détection semi-quantitative des COV dans les sols	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Résultats immédiats - Possibilités d'utilisation de la chromatographie en phase gazeuse pour identifier les composés spécifiques,</li> <li>• Détection des COV uniquement, détection au ppm.</li> </ul>
photo-ionisation	Détection de la concentration totale dans les sols en COV et en certains composés organiques et inorganiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Résultats immédiats - Facile d'utilisation</li> <li>• Pas de spécificité par composé - interférences liées à l'humidité ambiante et aux sources électriques (radios) - ne prend pas en compte le méthane - détection au ppm.</li> </ul>
colorimétrie	Détection d'éléments spécifiques, de composés ou de familles de composés dans les sols	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Résultats rapides - Faciles d'utilisation - Adaptabilité possible au besoin de l'utilisateur,</li> <li>• Nombre limité de types de kits disponibles - méthodes semi-quantitatives - interférences en fonction des produits présents - interprétation colorimétrique de la réponse - sujet à erreur - nécessite des expérimentations préalables en vraie grandeur.</li> </ul>

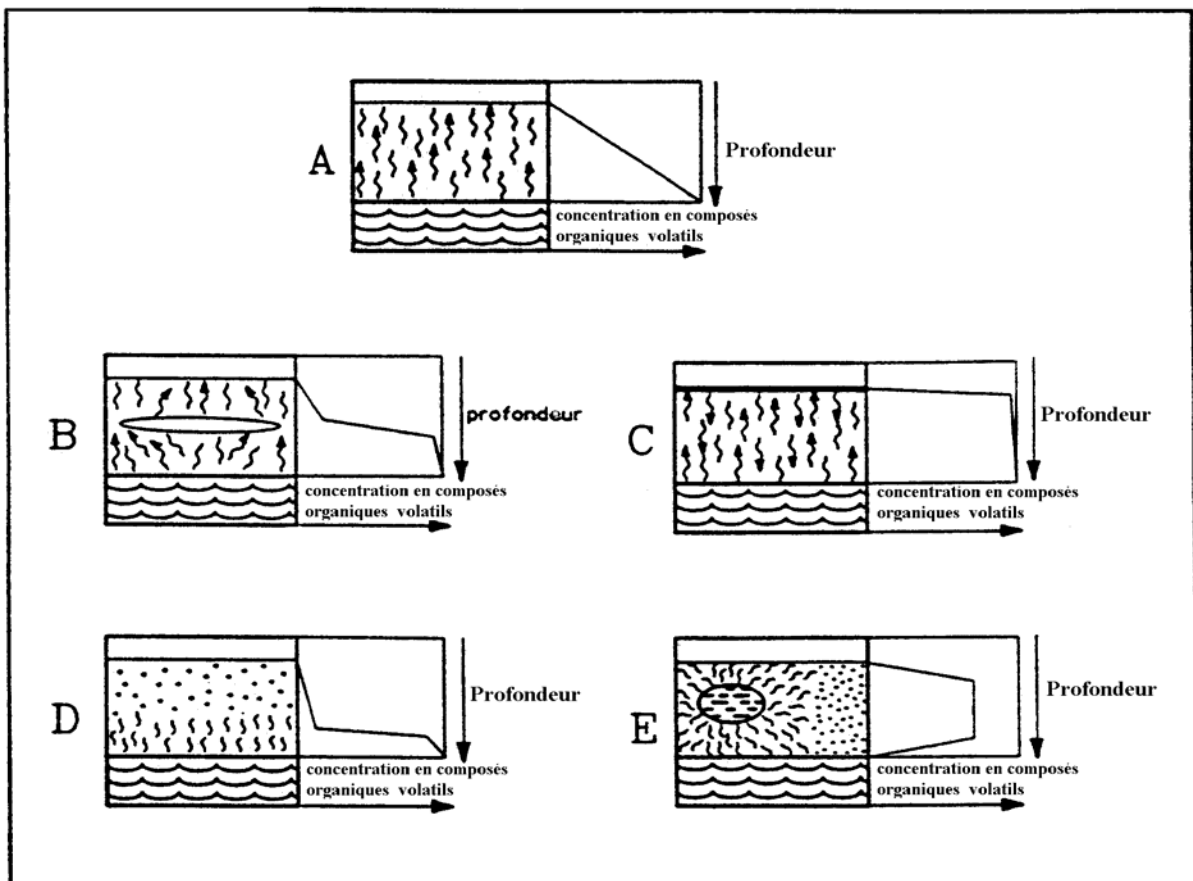


### e) Interprétation

Celle-ci demande de l'expérience. Elle doit être nécessairement réalisée en tenant compte des conditions géologiques, climatiques, physico-chimiques du site étudié. En effet, s'agissant d'une méthode indirecte, l'utilisation des résultats bruts est à proscrire. La [figure 6](#) illustre l'évolution possible des concentrations en gaz pour diverses conditions. De plus, les résultats de terrain doivent être confirmés par des analyses de laboratoire.

Selon les techniques utilisées, différents types de traitement des données pourront être utilisés : cartographie des gaz détectés, cartographie des teneurs détectées, cartographie des flux mesures, profil de concentration.

**Figure 6 : Exemples de concentration en gaz dans les sols pour différentes conditions (d'après Marrin et Kerffot , 1988)**



#### Légende :

- (A) Matériau poreux homogène avec porosité remplie d'air, suffisante
- (B) Couche imperméable dans le sous-sol (ex. : argiles, nappe perchée)
- (C) Couche imperméable en surface (ex. : trottoir)
- (D) Zone d'intense activité microbologique (points et traits indiquent différents composés)
- (E) Sources de composés organiques volatils dans la zone non saturée

### III PARAMETRES DE SOL ET DE NAPPE

#### A/ Paramètres de sol

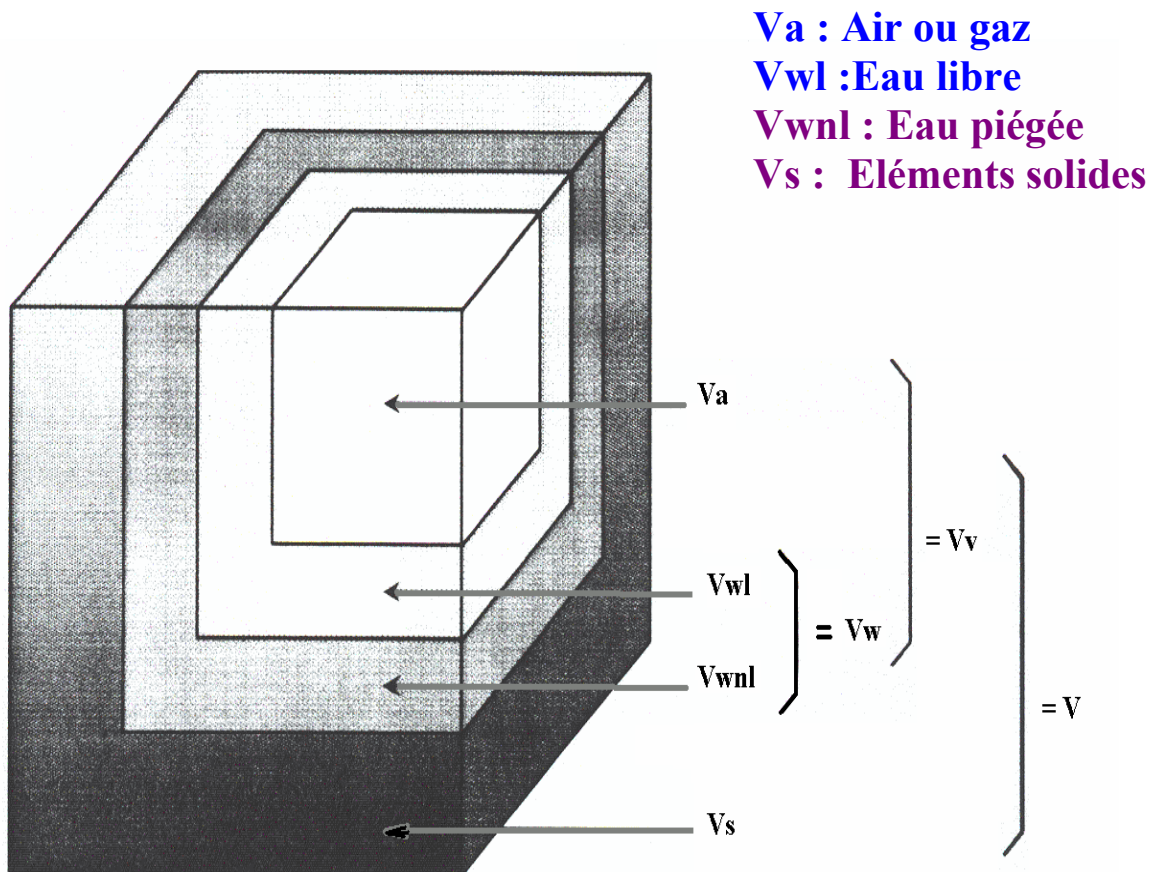
Précisons tout d'abord que les paramètres ici décrits sont ceux présentant un intérêt vis-à-vis de l'étude d'une pollution.

#### 1/ Volumes et poids

Un volume  $V$  de sol, de poids  $W$  et de densité  $\gamma$ , se décompose en (figure 7)

- un volume de matériau solide,  $V_s$ , de poids  $W_s$ , et de densité  $\gamma_s$ ,
- un volume d'air,  $V_a$ , de poids  $W_a$  négligeable devant ceux des autres volumes,
- un volume d'eau,  $V_w$  de poids  $W_w$ , et de densité  $\gamma_w$ , se décomposant en un volume d'eau libre, c'est à dire libérable sous écoulement gravitaire,  $V_{wl}$ , et un volume d'eau « piégée » adsorbée,  $V_{wnl}$ .

Figure 7



Légende :

- Va: volume d'air
- Vwl : volume d'eau libre
- Vwnl : volume d'eau non libre, adsorbé
- Vs : volume de matière solide
- Vw : volume total d'eau
- Vv : volume des vides, c'est-à-dire  $V_w + V_a$
- V: volume total de sol

On parle aussi du volume des vides  $V_v$  comme étant égal à  $V_a + V_w$ .

Les paramètres suivant sont alors définis :

-densité du sol en place  $\gamma = W / V$

-poids spécifique sec,  $\gamma_d = W / V$

-indice des vides,  $e = V_v / V_s = (\gamma_s - \gamma_d) / \gamma_d$

-porosité totale,  $n = V_v / V$

-porosité efficace,  $n_e = V_{wl} / V$

-teneur en eau, habituellement exprimée en %, et qui peut être supérieure à 100 %,  $\omega = W_w / W_s$

$\omega = W_w / W_s$

Ordre de grandeur:

$\gamma_s$ : 2,6 à 2,7 KN/m<sup>3</sup>

$n$  et  $n_e$ : se référer au [tableau 11](#)

sable fins	0,26- 0,53 <i>0,01 - 0,46</i>	graviers fins	0,25 -0,40 <i>0,13 - 0,40</i>	argiles	0,34 -0,57 <i>0,01 - 0,18</i>
sable moyens	0,16 -0,46	graviers moyens	0,17-0,44	silt	0,34 -0,57 <i>0,01 - 0,39</i>
sable grossiers	0,31 -0,46 <i>0,18 - 0,43</i>	graviers grossiers	0,24 -0,40 <i>0,38 - 0,40</i>	loess	<i>0,14-0,22</i>

Tableau 11: Valeurs de porosité totale et porosité efficace (en italique)

## B/ Paramètres de nappes

### 1/ Généralités

L'eau souterraine est contenue dans les vides des sols et des formations géologiques, qu'elles soient constituées par des roches sédimentaires, métamorphiques ou éruptives. Ces vides représentent des espaces intergranulaires, des fissures ou des conduits.

Une mesure du volume des vides par rapport au volume total d'une roche conduit à la notion de la porosité, déjà présentée ci-dessus.

Un autre paramètre important est celui de la conductivité hydraulique  $K$  ( en m/s ) qui représente la facilité avec laquelle un matériau poreux se laisse traverser par l'eau.

La conductivité hydraulique  $K$  varie de 10<sup>-3</sup> m/s pour des graviers à 10<sup>-1</sup> m/s pour des argiles.

Une couche géologique qui montre des conductivités hydrauliques et des porosités suffisantes pour transmettre et emmagasiner de l'eau en quantité suffisante s'appelle un aquifère ( subst. ou adj. ) .

Les formations non consolidées de sables et de graviers, les formations alluviales ou glaciaires sont les meilleurs aquifères: c'est le cas pour les alluvions du Rhin et du Doubs et des cailloutis du Sundgau.

Les formations sableuses sédimentaires sont représentées par les sables de la série Vosgienne.

Enfin, les remblais fréquemment rencontrés dans les zones industrielles et de décharge sont caractérisés par une hétérogénéité tant dans leur géométrie que dans leur nature (graviers, sables et argiles) . Ces déblais constituent aussi des formations non consolidées.

Les formations consolidées comme les roches carbonatées qui constituent également de vastes aquifères par dissolution secondaires des zones fracturées. Signalons ici les calcaires karstifiés jurassiques de Franche-Comté et du Jura suisse.

Les matériaux géologiques sont rarement homogènes sur de vastes superficies. Les dépôts alluviaux sont caractérisés par un classement de la taille des éléments qui sont très grossiers à proximité des massifs montagneux et fins à l'embouchure d'une rivière.

Dans les roches sédimentaires marines les dépôts sableux montrent un granoclassement latéral et vertical. Ceci est très important car plus le diamètre des grains est fin plus les vides sont petits.

Cela peut conduire à des aquifères à perméabilité très faible malgré une bonne porosité. Les marnes et les argiles renferment une grande quantité d'eau associée aux phyllosilicates qui ne migrent que très difficilement. Ces types de roches seront appelés aquicludes et constituent souvent des limites hydrogéologiques.

Si les terrains cèdent cependant une quantité suffisante d'eau pour influencer l'hydraulique d'une nappe lors d'un pompage par exemple nous les appellerons aquitards.

Enfin des roches peuvent à la fois présenter un emmagasinement et une perméabilité nulles c'est le cas des calcaires massifs non altérés ou non fracturés. Nous les appellerons aquifuges. Ils représentent parfois les limites hydrogéologiques d'une aquifère.

La reconnaissance de terrain établie par des géologues est d'une importance primordiale pour la compréhension des relations entre les aquifères potentiels, les nappes superficielles et leur distribution verticale.

## **2/ Eaux souterraines captives et libres**

La surface hydrostatique ou encore surface phréatique est en équilibre avec la pression atmosphérique quand la nappe est en régime libre. Parfois l'eau est sous pression en deçà d'un aquiclude ou d'un aquituge et lorsque sa pression est supérieure à la pression atmosphérique on parlera alors de nappe à régime captif.

La [figure 8](#) présente les différents types de nappes, les argiles étant des aquicludes et les graviers et sables des aquifères. .

Il est possible de tracer une surface imaginaire reliant tous les points représentatifs du niveau de l'eau dans les forages captant un aquifère captif, on l'appelle la "surface piézométrique".

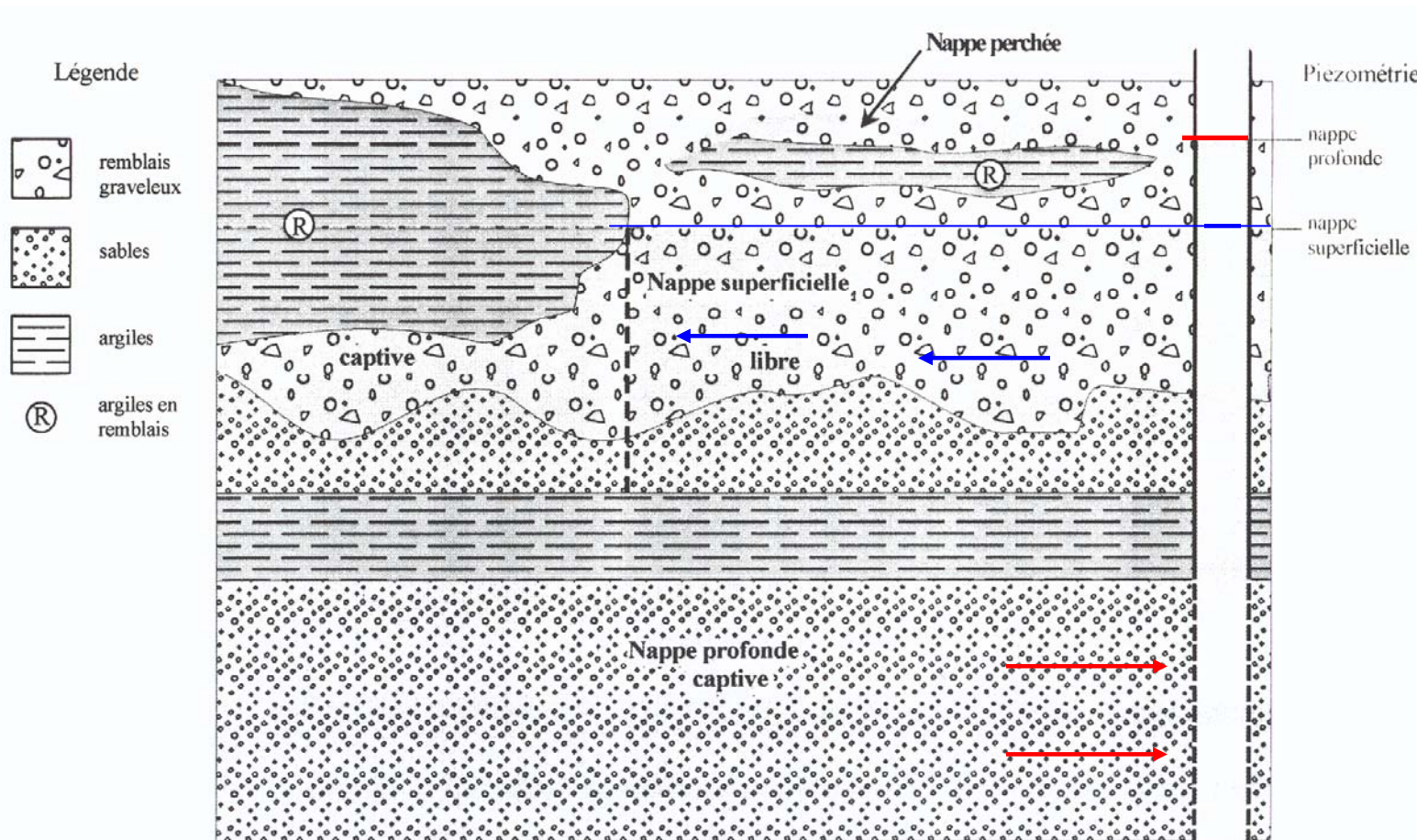
Ici, la piézométrie observée de la nappe profonde montre un niveau supérieur au toit de celle-ci, la nappe profonde est donc captive.

Si la surface piézométrique passe sous le toit de l'aquifère ce dernier acquiert un régime libre et à ce moment la surface piézométrique et la surface hydrostatique sont confondues.

C'est le cas de la nappe superficielle dans sa partie droite, tandis qu'elle est captive dans sa partie gauche du fait de la présence de remblais argileux.

Une nappe perchée peut apparaître dans les remblais graveleux à la suite de la présence de lentilles argileuses qui arrêtent l'infiltration des eaux de pluie.

A partir de cette figure, on comprend aussi que, dans le cas de sites de décharge ou industriels affectés de nombreux mouvements de terres les écoulements puissent être complexes.



**Figure 8 : Schéma de la superposition des aquifères dans un contexte proche de celui de la DIB**

Remarque: la piézométrie de la nappe profonde a été choisie arbitrairement supérieure à celle de la nappe superficielle. Elle aurait pu être inférieure.

Un terrain identique peut renfermer localement une nappe avec ces deux régimes différents.

Cette distinction est très importante car le comportement hydraulique de l'une et de l'autre est très différent quand on s'intéresse à leur capacité d'emmagasiner ou de produire de l'eau.

### **a) nappe captive**

Par définition, un aquifère captif est entièrement saturé d'eau, et l'eau qui est obtenue par pompage n'est pas issue du drainage des vides. Le volume d'eau venant d'un tel aquifère provient des modifications du volume des pores en liaison avec la compressibilité de l'aquifère et des variations de la densité de l'eau associée à la modification de l'eau dans les pores.

On définit ainsi :

-la capacité spécifique d'emmagasinement,  $S_s$  ( $m^{-1}$ ). C'est le volume d'eau produit par unité de volume d'aquifère par unité de baisse de la pression de l'eau :

$$S_s = \gamma_w \cdot \gamma \cdot n_e \cdot (\alpha_p + \beta)$$

avec :

$\gamma_w$ : densité de l'eau,

$g$ : accélération terrestre, valant  $9,81 \text{ m/s}^{-2}$ ,

$n_e$ : porosité efficace,

$\alpha_p$ : compressibilité du volume des pores de l'ordre de  $10^{-8}$  à  $10^{-9} \text{ Pa}^{-1}$ .

$\beta$  : compressibilité de l'eau valant habituellement  $4,8 \cdot 10^{-10} \text{ Pa}^{-1}$ ,

-le coefficient d'emmagasinement,  $S$  (sans unité): c'est le volume d'eau produit par une colonne de surface unitaire et une hauteur  $b$ , celle-ci étant aussi la hauteur constante de l'aquifère captif, par unité de baisse de pression de l'eau :

$$S = S_s \cdot b$$

Il est toujours très faible et ne dépasse pas 0,01 %.

-la transmissivité,  $T$  ( $m^2/s$ ). C'est le produit de la perméabilité  $K$  et de l'épaisseur  $b$  de l'aquifère :

$$T = K \cdot b$$

### **b) nappe libre**

Lors d'un pompage, l'eau prélevée dans un aquifère libre provient de la désaturation de celui-ci. On introduit donc le concept de capacité de libre écoulement,  $S_y$  (sans unité) (specific yield en anglais) pour caractériser la capacité de stockage.

$S_y$  traduit à la fois une porosité objective du solide poreux et une caractéristique « d'une façon » de stocker des systèmes aquifères. En fait,  $S_y$  est égal à la porosité efficace,  $n_e$ .

On définit aussi la capacité de libre écoulement apparente,  $S_{ya}$  (sans unité). comme le rapport du volume d'eau issu de l'aquifère saturé au changement de volume dans l'aquifère sous la surface de la nappe.

Cette notion prend en compte l'air piégé en surface de la nappe, la stratification de l'aquifère, la position de la nappe et l'importance de la variation du niveau de la nappe d'eau.

Sya est la limite supérieure de Sy.

Si l'aquifère est homogène et si le niveau de la nappe évolue lentement avec une pression capillaire faible,  $Sya = Sy$ .

Signalons enfin à titre d'information, qu'en France, 46% de l'eau souterraine utilisée (total de 5 milliards de m<sup>3</sup>/an) est issue des nappes libres subordonnées aux rivières, 33% proviennent des nappes libres indépendantes et 21% sont d'origine captive (Bodelle et Margat, 1980).

# DECHARGE INDUSTRIELLE DE BONFOL (SUISSE)

## *IIIème PARTIE : METHODOLOGIE*

### PROCESSUS GENERAUX , MODELISATION ET TECHNIQUES D'INVESTIGATION

#### PLAN

##### **Introduction**

**A-Analyse des modèles de transfert existant dans le milieu non-saturé et dans le domaine des polluants hydrocarbonés (volatils et lourds) dans leurs phases aromatique et non-miscibles**..... p. 2

Introduction à la modélisation du transport des hydrocarbures

Les modèles déterministes mécanistes

Les modèles déterministes fonctionnels (continus et discrets)

Les modèles stochastiques (mécanistes et à fonctions de transferts)

Les différents codes

**B- Hiérarchisation**.....p. 6

**C- Proposition d'essais complémentaires**..... p. 7

1-Exploration du milieu non-saturé des argiles de Bonfol.....p. 8

*Les techniques par tubage*

*La méthode diélectrique*

2-Exploration du milieu saturé.....p.10

La méthode de mesure de la perméabilité

Le test au cône pénétrométrique ou TCP

Le test CPT-LIF

Le test CPT Raman

Le test de la membrane flexible (FLUT-RNS)

Echantillonneur Hydropunch (EH)

3-Le traçage par un solvant suivi diagraphiquement au cours du temps.....p.13

4-Le traçage à l'aide des traceurs radio-actifs. Le doublet et la méthode pulsée.....p.19

5-Exploration du milieu non-saturé et saturé.....p. 21

La méthode de mesure de la perméabilité

La méthode géophysique

La mesure du Radon

6-Le problème de la mesure réelle de l'épaisseur d'une couche de Plnal.....p. 22

**D-Conclusions** .....p. 24

**E- Problématique** .....p.25

**Bibliographie** .....p.26

**Annexe III-1 Rappels sur le Transport de Masse** .....p.28



## INTRODUCTION

Nous abordons dans cette troisième partie méthodologique l'analyse des processus de contamination susceptibles d'apparaître sur un empilement de cinq couches géologiques constituées des argiles de Bonfol (1 à 20 m), des Cailloutis sablonneux du Sundgau (1 à 9 m), des Argiles sableuses de la Série des Vosges (10 m), des silts de Bourogne (1 à 10 m) et des calcaires karstiques du Jurassique (>250 m). On doit considérer au niveau du déplacement des contaminations le produit polluant très souvent liquide et le milieu solide dans lequel il se déplace et qui est représenté par le milieu récepteur naturel lié étroitement au contexte géologique.

**Les polluants potentiels** sont très nombreux et l'on a coutume de les scinder en deux grandes familles : les produits miscibles et les produits non-miscibles. Il existe cependant une famille intermédiaire qui est composée d'un mélange variable des deux produits précédents. Il faut rappeler également que ces produits peuvent être, par rapport à l'eau, soit denses soit légers et produire une phase vapeur. En outre leur viscosité peut influencer le déplacement vertical.

**Le milieu récepteur** naturel constitue une barrière très hétérogène où la perméabilité verticale joue un rôle primordial compte-tenu de la saturation en eau du sol et du sous-sol dont la valeur affectera la vitesse de transfert du polluant (voir Annexe I pour plus d'informations sur la théorie).

### **A-Analyse des modèles de transfert existant dans le milieu non-saturé et dans le domaine des polluants hydrocarbonés (volatils et lourds) dans leurs phases aromatique et non-miscibles.**

**Les modèles mécanistes** adaptés au milieu non-saturé (Vauclin,1994) fondés sur la notion de vitesse ou de flux de matière peuvent gérer le transport isotherme d'une espèce chimique (i) à l'échelle macroscopique en tenant compte des mécanismes suivants :

- du taux de passage d'une espèce (i) de la phase liquide à la phase solide et vice-versa,
- du taux de variation (+ ou -) de l'espèce chimique dans la phase liquide,
- du transfert dispersif associant la diffusion moléculaire au mélange mécanique provoqué par les variations spatiales de la vitesse de l'écoulement à la vitesse microscopique. Le coefficient de dispersivité observé à l'échelle macroscopique est censé intégrer et moyenniser les fluctuations microscopiques,
- le transfert convectif, l'élément (i) étant transporté par le flux d'eau  $q$ ,
- un terme prenant en compte les termes sources de l'espèce (i),
- un dernier terme représentant l'éventuel prélèvement de la substance (par pompage par exemple).

Les modèles décrivant le taux avec lequel une substance interagit ou échange avec la phase solide du sol peuvent utiliser soit une hypothèse d'équilibre local (**LEA**) soit une hypothèse de non équilibre local (**NLEA**).

Dans le cas **LEA** les processus sont considérés comme instantanés (isotherme d'équilibre classiques linéaire, de Freundlich, Langmuir) présentant souvent une hystérésis entre l'adsorption et la désorption pour les produits organiques. Le modèle le plus courant utilise une simple relation linéaire entre sorption  $S$  et concentration  $C$  reliés par un coefficient de distribution **Kd** :

$$S = Kd \cdot C$$

Bien que séduisante cette relation n'est valable que pour une gamme réduite de concentration.

L'hypothèse **NLEA** est invoquée lorsque des discordances importantes apparaissent entre observations et résultats numériques. On utilise deux types de modélisation ceux fondés sur une cinétique chimique à un site ou à deux sites ou ceux basés sur l'existence physique d'une distribution bi-modale de vitesse de pore conduisant à l'introduction du concept de fractions d'eau mobile et immobile avec cinétique d'échange.

Les inconvénients des modèles mécanistes résident dans le fait que l'on doit optimiser les paramètres des équations sur des données expérimentales de laboratoire ou de terrain artificiellement contrôlées. Le problème de l'unicité de la solution ainsi trouvée reste entier. L'existence d'écoulements préférentiels perturbent la validité des modèles. La variabilité prédictive des modèles est fondée sur l'unicité des relations vitesse de pore-teneur en eau-dispersivité qui est loin d'être atteinte dans des sols à forte variabilité spatiale.

**Les modèles déterministes fonctionnels** peuvent être soit continus soit discrets. Dans le modèle continu on néglige la diffusion et la dispersion et on ne considère que le transport convectif (écoulement piston) qui permet une détermination du pic de concentration. Ce type de modèle analytique a été utilisé avec succès pour simuler des créneaux de concentration appliqués à la surface des sols. Le modèle est limité aux sols homogènes verticalement. Il n'admet aucune interaction des substances avec la phase solide.

Dans les modèles discrets on divise le sol en une succession de cellules horizontales superposées dans lesquelles et entre lesquelles différents processus physiques, chimiques et biologiques sont pris en comptes. Le principe de conservation de la masse appliquée à l'eau et aux substances chimiques conduit çà une succession d'équations algébriques à résoudre. Cette approche est intéressante pour le transport simultané de plusieurs espèces chimiques ou de substances interactives avec la phase solide. L'avantage est de faire appel à des paramètres capacitifs obtenus sans procédure d'identification préalable.

**Les modèles stochastiques mécanistes** permettent de considérer les phénomènes de transfert comme totalement aléatoires car les propriétés du milieu non-saturé présentent de larges variations spatiales. On assimile les propriétés hydrodynamiques à des fonctions aléatoires donc de risques. Les

hypothèses ne sont pas encore validées expérimentalement et il est délicat de les utiliser pour le moment.

Les modèles stochastiques à fonctions de transfert sont basés sur la recherche d'une relation entre l'entrée et la sortie d'un volume de contrôle. Ce type d'approche a été validé sur des expériences in-situ avec différentes substances (Br, Cl, nitrates, pesticides). Ces modèles font appel à un nombre limité de données mais nécessite un étalonnage spécifique aux conditions d'utilisation.

### **Introduction à la modélisation du transport des hydrocarbures**

La recherche d'un modèle de simulation susceptible de simuler tous les mécanismes correspondant à la migration des hydrocarbures nécessitera la connaissance d'un certain nombre de paramètres intervenant dans les équations approchant un phénomène complexe. On peut résumer ici les processus majeurs. Les hydrocarbures organiques volatils (HOV ou VOC) peuvent être séparés en quatre phases :

- 1. Phase liquide non-aqueuse ( **PLNA** ou **NAPL**) en tant que résidu ou en stock émissif,
- 2. Phase dissoute (ou aqueuse),
- 3. Phase gazeuse (ou gaz),
- 4. Phase absorbée ( en partition dans la matière organique du sol).

Le processus de migration des hydrocarbures et d'extraction des vapeurs d'un sol inclue les 3 phases :

- gazeuse : air et composés organiques,
- aqueuse : eau et composés organiques,
- organique : composés organiques (soit légers **PLNAL** soit denses **PLNAD** ou **NAPLD**)

On insistera sur les paramètres utiles nécessaires à une réhabilitation.

Pour les 3 phases eau, gaz et corps organiques des équations décrivent les processus de volatilisation et de la migration des hydrocarbures dans les sols pollués à l'aide des isothermes pour chacun des constituants du système : composés organiques volatils (**PLNA** : en Phase Liquide Non-Aqueuse) , l'air et l'eau.

Les équations sont les suivantes :

- conservation de masse de la phase gazeuse,
- conservation de masse de la phase aqueuse,
- conservation de masse dans la phase organique,
- conservation de masse pour la phase organique dans la phase solide,
- flux dans la phase gazeuse,
- transfert de masse entre phases,
- les équations des saturations,

- les équations dérivées pour l'écoulement des gaz, pour le transport de la vapeur, de la décroissance des PLNA.

-

### **Les différents codes**

1-Mofat : il permet de simuler l'écoulement multiphasique (eau,sol,gaz) et le transport de composants multiples (5). Adapté aux hydrocarbures lourds ou légers il permet de simuler leur mouvement dans un milieu poreux à saturation variable. Faisant appel à la méthode des éléments finis Mofat fait appel au modèle triphasique de Van Genuchten qui règle les relations entre saturation, pression et perméabilité. Ce code peut prendre en compte le phénomène d'hystérésis de la perméabilité du sol vis à vis des huiles et des piégeages.

2-NAPL Simulator : ce code la migration d'un polluant hydrocarboné non miscible dans un sol non-saturé (eau,sol,air,Plna). Le transport tient compte du phénomène de dissolution du Plna dans l'eau, les évaporations vers l'air et l'adsorption des particules polluantes par le sol.

Basé sur la méthode des éléments finis le code permet au choix de simuler des transferts 1D, 2D ou 3D (Beaudoin,2000). La rapidité de mise en oeuvre permet en fixant les paramètres de densité et de viscosité du polluant, de la perméabilité intrinsèque du sol, et des paramètres de partition du produit par rapport aux matières organiques du sol et de l'eau (voir définition en B). La simulation de la dissolution indique que la migration d'un polluant (dichloroéthane par exemple) dans un sable limoneux (perméabilité =  $1 \cdot 10^{-7} \text{ cm}^2$ ) peut se déplacer aussi rapidement qu'elle sur une verticale. C'est aussi le cas de la vaporisation qui n'influence que très légèrement la migration du polluant.

3-AirFlow/Sve : ce code de calcul est utile pour les simulations dans le cas par exemple d'une réhabilitation par pompage. Ainsi y sont pris en compte :

- les processus axi- symétriques par rapport au puits d'extraction de la pollution avec des conditions initiales et des conditions aux limites,
- la simulation numérique de l'écoulement multi-phasique et le transport en milieu non-saturé et saturé.
- une solution analytique pour un écoulement radial en sol homogène,
- une solution semi-analytique pour l'écoulement axi- symétrique des vapeurs de gaz organique en milieu hétérogène,
- une solution pour l'écoulement radial et le transport par convection des vapeurs organiques en sol homogène contenant au départ deux constituants de PLNA.

4-BIONAPL/3D model: Ce code (Molson et Frind,2000) simule les processus couplés des écoulements des eaux souterraines, la dissolution d'une source résiduelle de PLNA, le transport convectif et dispersif d'une phase aqueuse et la biodégradation limitée à un accepteur d'électrons (oxygène). Les acides humiques du sol est simulé comme étant un tracteur réactif vis à vis de la

partition des composés organiques améliorant leur solubilité effective (Ji et Brusseau,1998). Le modèle peut simuler des composés organiques multiples aussi bien que des accepteurs d'électrons répondant à une cinétique de Monod. Le code utilise la méthode des éléments finis (Frind et al.,1989,1999). Une application du modèle a été effectuée sur une source résiduelle de fioul pour diesel dans une cuve (6m x 1,2m x 1,25m). Une injection d'acide humique a été simulée et suivie sur une période de 250 jours. Quatre composés ont été pris en compte : méthylnaphtalène, diméthylnaphtalène, tri méthylnaphtalène et naphtalènes totaux. Les propriétés des produits organiques (solubilité, biodégradation et coefficients de partition) sont obtenus à partir de la bibliographie ou des essais en laboratoire. L'oxygène dissous est considéré comme un simple accepteur d'électrons avec une population microbiologique active. Le modèle a permis de vérifier un accroissement de la solubilité dans un rapport de 2 à 10.

5-SEAR model (Surfactant Enhanced Aquifer Remediation): ce code est adapté pour la récupération des hydrocarbures à forte densité non-miscibles (**PLNAD**) à l'aide de l'injection de surfactants. Il est couplé au modèle classique VMODFLOW et MT3D. Il est appliqué à un site naturel d'une formation sables et graviers fluvio-glaciaires de 5 mètres d'épaisseur renfermant une nappe à faible profondeur (Abriola et al.,2000)

## **B- Hiérarchisation**

De nombreuses études en laboratoire ont permis de fixer le coefficient du taux de transfert massique. Un problème crucial repose sur l'évolution au cours du temps des mécanismes d'échange dans le milieu entre une eau en mouvement et un produit à composants hydrocarbonés multiples proches de saturations résiduelles dans le terrain. On connaît assez mal les relations d'équilibre entre phases aqueuses et phases solides car justement elles ne sont pas toujours linéaires. On peut à titre d'exemple comparer le **MTBE** et les **BTEX**.

Le **méthyl tertiaire butyl éther** ou **MTBE** est l'un des hydrocarbures les plus mobiles des hydrocarbures. Il est en effet un additif de l'essence sans plomb (entre 2 à 15% du volume). La solubilité en phase aqueuse du **MTBE** est très forte (100 à 1000 ppm rencontrés dans les aquifères pollués) avec une solubilité pouvant atteindre 4 à 5,2% en quantité pondérale. Ce qui est nettement supérieur aux constituants classiques de l'essence. En raison de cette constatation la constante d'Henry (qui définit l'équilibre de la partition de la substance entre l'air et l'eau) et le coefficient de partition **Kow octanol/eau** du **MTBE** sont en général d'un ordre de grandeur ou plusieurs fois plus bas que les autres constituants de l'essence.

**Kow** est similaire à **Koc** qui est le coefficient de partition **carbone organique/eau** définissant l'équilibre de partition d'une substance entre la matière organique des sols et l'eau.

L'atténuation du **MTBE** par hydrolyse ou par processus de biodégradation est très lent Les méthodes classiques de dépollution classiquement utilisées pour les hydrocarbures sont inefficaces sur le **MTBE**.

En général les méthodes traditionnelles de pompage sont inopérantes ou très lentes pour dépolluer un sol contenant des hydrocarbures. Ceci est dû au fait que les hydrocarbures de l'essence sont hydrophobes (forte valeur de **Kow**) et en équilibre dans des poches en phase séparée en particulier absorbée par les particules du sol et diffusant très lentement dans les eaux souterraines. Un accroissement du débit de pompage ne permet d'accroître la récupération que dans une marge très faible car la dissolution du contaminant du sol vers l'eau souterraine est limité au niveau du transport.

En contraste à ces considérations la forte solubilité et un **Kow** bas du **MTBE** suggère que le **MTBE** en subsurface sera surtout sous forme dissoute plutôt que fixé aux particules du sol. Ce fait rend le pompage intéressant pour récupérer une pollution par le **MTBE**. Ce phénomène peut être approché par une relation d'équilibre entre la concentration du contaminant en phase aqueuse et la concentration totale du contaminant (en combinaison à la fois dans le sol et l'eau) :

$$C_w = C_t / (\varepsilon + \rho_b \cdot K_{oc} \cdot f_{oc})$$

Avec **C<sub>w</sub>** la concentration du contaminant en phase aqueuse, **C<sub>t</sub>** : la concentration totale du contaminant, **ε** : la porosité du sol, **ρ<sub>b</sub>** : la masse volumique du sol et **f<sub>oc</sub>** : la fraction massique du carbone organique du sol.

Pour des valeurs typiques des paramètres du sol la fraction totale du **MTBE** total en phase aqueuse peut être de 2 ordres de grandeur plus forte que les composés du type **BTEX** (**B**enzène, **T**oluène, **E**thyl benzène et **X**ylène) entraînant une atténuation de même ordre de grandeur du **MTBE** lors du pompage en aquifère.

### **C- Proposition d'essais complémentaires.**

Les deux objets précédents permettront de fixer les paramètres utiles à la compréhension de la migration accidentelle des polluants du secteur géographique choisi et de déterminer les méthodes et les essais de terrain complémentaires.

On peut prévoir :

- des essais de la mesure de la perméabilité verticale des argiles et des sables, sables argileux, les teneurs volumétriques en eau et la porosité,
- des essais de la mesure verticale et horizontale des vitesses réelles de la migration d'un traceur représentatif du milieu (méthodes puits unique, doublet en régime convergent).

### 1-Exploration du milieu non-saturé des argiles de Bonfol .

Une bonne appréciation du stockage de l'eau et du flux en milieu non-saturé (MNS) est primordial pour estimer l'évolution dans le temps et dans l'espace des polluants. Les principales propriétés utiles à la connaissance du stockage dans le MNS sont :

- l'épaisseur totale du MNS,
- de la porosité totale,
- de la masse spécifique des sédiments,
- de la teneur en eau,
- des caractéristiques de la perméabilité régulant les échanges eau/sol,
- de la rétention spécifique,
- de la capacité de libre écoulement,
- de la porosité connectée ou efficace.

Les flux d'eau à travers le sol et la partie inférieure du MNS sous la source de contamination est complexe. Les éléments contribuant à la complexité des écoulements incluent à la fois les variations de l'état de saturation de l'eau et les variations spatiales des propriétés physiques et hydrauliques du MNS.

Les difficultés de la description du mouvement de l'eau du MNS vont prédéterminer les techniques exactes pour estimer les temps de parcours de l'eau et les bornes aquifères des polluants à travers cette région. Un nombre de méthodes indirectes seront utiles pour comprendre :

- l'infiltration à la surface du sol,
- l'écoulement dans le MNS,
- l'écoulement dans les zones sous-jacentes saturées en eau.

Les approches standards qui font l'objet d'une normalisation sont les suivantes :

- la mesure de la conductivité hydraulique en MNS,
- le contrôle du gaz dans le sol,
- la mesure du signal neutronique,
- la détermination du potentiel matriciel,
- le contrôle du liquide poral du sol,

D'autres standards sont aussi envisageables pour la connaissance des flux de l'humidité dans un sol comme les normes ASTM :

- mesure de la teneur en eau,
- le crépinage du terrain traversé,
- la mesure au cours du temps des indices réflectométriques,
- les équipements spécifiques utilisés couramment dans la décontamination et la mesure de la perméabilité à l'air.

**Les techniques par tubage** : les piézomètres classiquement crépinés en totalité sont en général inadéquats. Avec la possibilité de réaliser des trous déviés on peut améliorer la connaissance du milieu en particulier avec les investigations horizontales. C'est intéressant en particulier sous les stockages fuyards de déchets liquides. On peut y ajouter l'appoint des outils diagraphiques capables

de mesurer régulièrement la densité des sols (mesures gamma-gamma) et la teneur en eau (mesures neutron).

Les systèmes complets d'identification nécessitent des inter-tubes régulièrement espacés pouvant servir soit au niveau d'un traçage soit suite à une contamination. Des cartes de contour de la dispersion hydrodynamique peuvent être alors tracées.

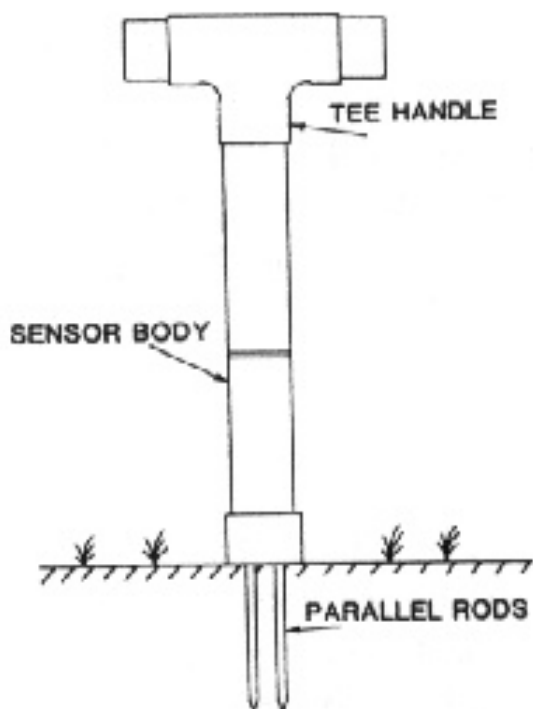
***La méthode diélectrique*** : basée sur la réflectométrie temps domaine (RTD ou TDR) ou sur la mesure de la capacitance du milieu testé selon des fréquences choisies.

La méthode TDR (Time Domain Reflectometry) permet de déterminer le teneur en eau volumétrique de manière instantanée avec une précision de l'ordre de 1%. La TDR permet de mesurer la vitesse de propagation brève d'une impulsion électro-magnétique de haute fréquence propagée vers le bas grâce à une ligne de transmission (O'Connor et Dowding, 1999).. La vitesse de propagation est liée de manière inverse à la constante diélectrique du milieu traversé. Comme le sol est constitué d'air, de minéraux, de particules organiques et d'eau on peut apprécier la quantité d'eau d'un sol car la constante diélectrique varie de 1 (air) à 3-5 (particules minérales) pour atteindre 80 (eau). La mesure de la capacitance est basée sur la mesure de la constante diélectrique du milieu par l'intermédiaire de deux électrodes qui déterminent le volume moyen de sol testé. On envoie un signal de très haute fréquence par l'intermédiaire d'un oscillateur. La réponse permet d'estimer la fréquence puis de calculer directement la teneur en eau volumétrique. La mesure reste superficielle car les tiges- électrodes ne sont que d'une longueur de 15 cm mais les dispositifs actuels permettent une mesure de la teneur en eau en quelques secondes sur un site donné ce qui permet de dresser des cartes de surface en fonction d'épisodes pluvieux.

Il faut insister sur le fait que la teneur en eau conditionne la valeur du coefficient de perméabilité (maximum à saturation).

La méthode SCIP ou de la mesure de surface de la capacitance à partir d'un capteur (Robinson et Dean, 1993). La fréquence de l'oscillateur placé dans le capteur permet de mesurer la capacitance d'un sol compris entre les 2 électrodes enfoncées dans un sol et de donner une information sur la teneur en eau d'un volume très restreint (4 cm de diamètre sur 10 cm maximum de profondeur).





**Photo 1 :Schéma de l'appareillage SCIP**

### 2-Exploration du milieu saturé .

**La méthode de mesure de la perméabilité :** On part de la méthode d'injection d'eau sur un intervalle déterminé en isolant soit une chambre d'essai sous le niveau de la nappe en procédant par passes successives (méthode du trou à la tarière) selon la technique mise au point par Van Beers (1979) soit en isolant entre obturateurs une zone qui est testée soit à pression constante ou à débit constant (Yu et Lloyd,1992).

**Le test au cône pénétrométrique TCP (ou CPT):** connu depuis une cinquantaine d'années il a été surtout utilisé en géotechnique. Il est maintenant adapté à la reconnaissance environnementale car permettant une investigation très rapide sans perturber la zone polluée. Il conduit à la détermination des caractéristiques des sols ,de la lithologie pour des formations tendres mais également donne des indications sur la pression de la nappe libre et même la perméabilité.

La sonde pénétrométrique d'un diamètre de 3,5 cm possède une partie métallique conique à 60° et d'un manchon supérieur d'une surface de frottement latéral de 150 cm<sup>2</sup> qui permet la mesure du frottement. Le cône est poussé dans le sol à vitesse constante. Des capteurs électroniques très sensibles mesurent la résistance à la pénétration et le frottement latéral (Robertson et Campanella,1986). Ces deux paramètres étant très différents selon que l'on traverse des argiles ou des sables rendent ce test très utile car très rapide

d'exécution. Un filtre poreux placé juste au-dessus du cône permet d'enregistrer les variations de pression au cours de la pénétration (Shinn et al., 1995). Le pas de mesure des 3 paramètres est de l'ordre de 2cm. Un capteur spécifique mesure la résistivité de l'eau donc permettant de mettre en évidence soit des panaches de pollution fortement minéralisées soit des niveaux pollués par des solvants ou des hydrocarbures divers.

Lorsque la totalité du sol a été traversée il suffit ensuite de retirer les tiges et d'injecter une bentonite-ciment pour colmater le trou de sondage. Cependant les derniers modèles (LIF probe) possèdent un dispositif autonome d'injection qui est très économe en ciment.

Le TCP est muni d'un échantillonneur soit de sol, d'eau et de sol ou de gaz et de sol. L'avantage est ici qu'aucun produit d'injection n'est utilisé comme dans les procédés classiques.

**Le test CPT-LIF :** basé sur la Fluorescence Induite Laser le test est utilisé pour identifier la position en subsurface des LNPA qui contiennent des composés fluorescents mais cet outil n'est pas adapté à la recherche des alcanes chlorés (Kenny et al., 1999, Rossabi et al., 2000).

**Le test CPT Raman :** basé sur la mesure du signal spectroscopique Raman est utile pour identifier le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène.

**Le test de la membrane flexible (FLUT-RNS):** on utilise un tube flexible imprégné d'une substance hydrophobe introduit dans le trou de sondage. Le ruban échantillonneur RNS (Ribbon Napl Sampler) entre en contact avec les parois de l'ouvrage s'imprègne des produits hydrocarbonés éventuels et il est remonté en surface pour examen. Une coloration indique ou non la présence de polluants LNPA. C'est un procédé très bon marché et peu coûteux.

**Echantillonneur Hydropunch (EH):** il permet d'échantillonner très rapidement de l'eau en profondeur sans recourir à l'exécution d'un piézomètre permanent. D'une longueur de 1,5 m et d'un diamètre de 3,7 cm l'EH permet de récupérer 0,5 litre d'eau (Smolley et Kappmeyer, 1991). Les tubes sont enfoncés par vérin à une profondeur donnée puis une tige interne est poussée sur 30 à 45 cm pour la prise d'un échantillon d'eau. La tige comporte une crépine en polypropylène permettant de récupérer l'eau qui n'est soumis à aucun contact avec l'atmosphère. Une valve à la base de l'échantillonneur permet de sauvegarder l'intégrité de l'échantillon. Lors de la récupération en surface l'eau échantillonnée est transvasée dans un flacon spécialement prévu pour l'analyse des produits organiques volatils (VOC). Une fois que l'appareillage est retiré on scelle le trou par de la bentonite-ciment. Ce procédé d'échantillonnage est nettement supérieur à la technique classique où les concentrations en VOC sont diluées par la colonne d'eau souvent sur une dizaine de mètres alors que le EH ne prélève qu'une hauteur réduite (45 cm). A chaque remontée d'échantillonnage le tube échantillonneur est désassemblé et nettoyé à la vapeur avant chaque nouvelle utilisation. Il en résulte une meilleure connaissance du milieu contaminé.

Les limitations sont les suivantes :

- il faut une charge hydraulique minimum de 1,5 m sur l'échantillonneur pour remplir le tube crépiné,
- l'échantillonneur supporte mal le passage à travers des galets et cailloux,
- l'échantillonneur peut parfois ne pas se remplir et 15% d'échecs ont été constatés,
- le volume collecté de 0,5 litre est suffisant certes pour l'analyse des VOC mais pas toujours pour d'autres analyses (bactériologie ou DBO),
- cette technique ne permet pas la surveillance continue pour la répartition d'un échantillonnage.

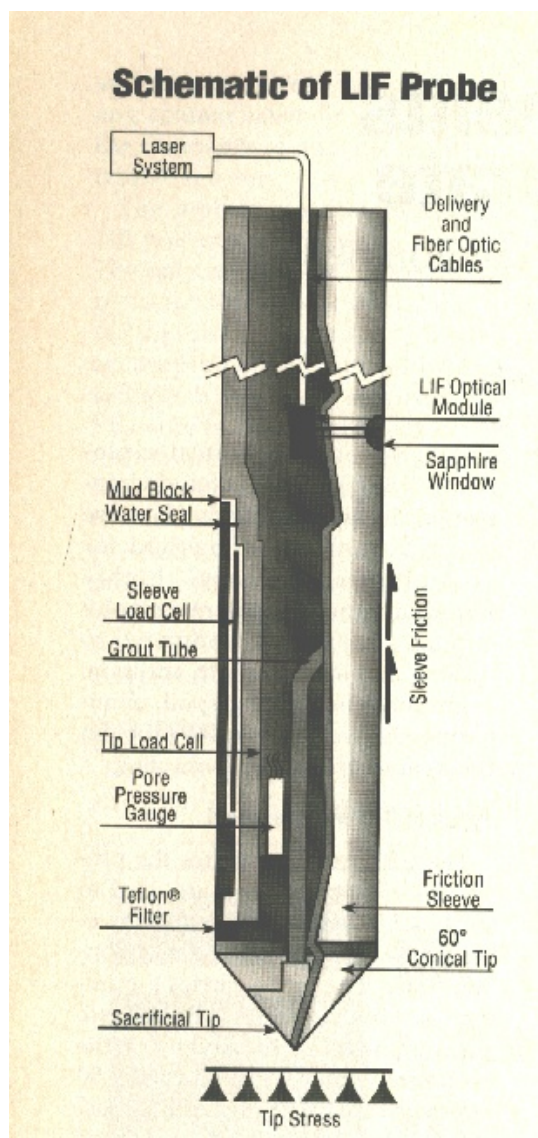


photo 2 : détail de la partie terminale du capteur TCP-LIF

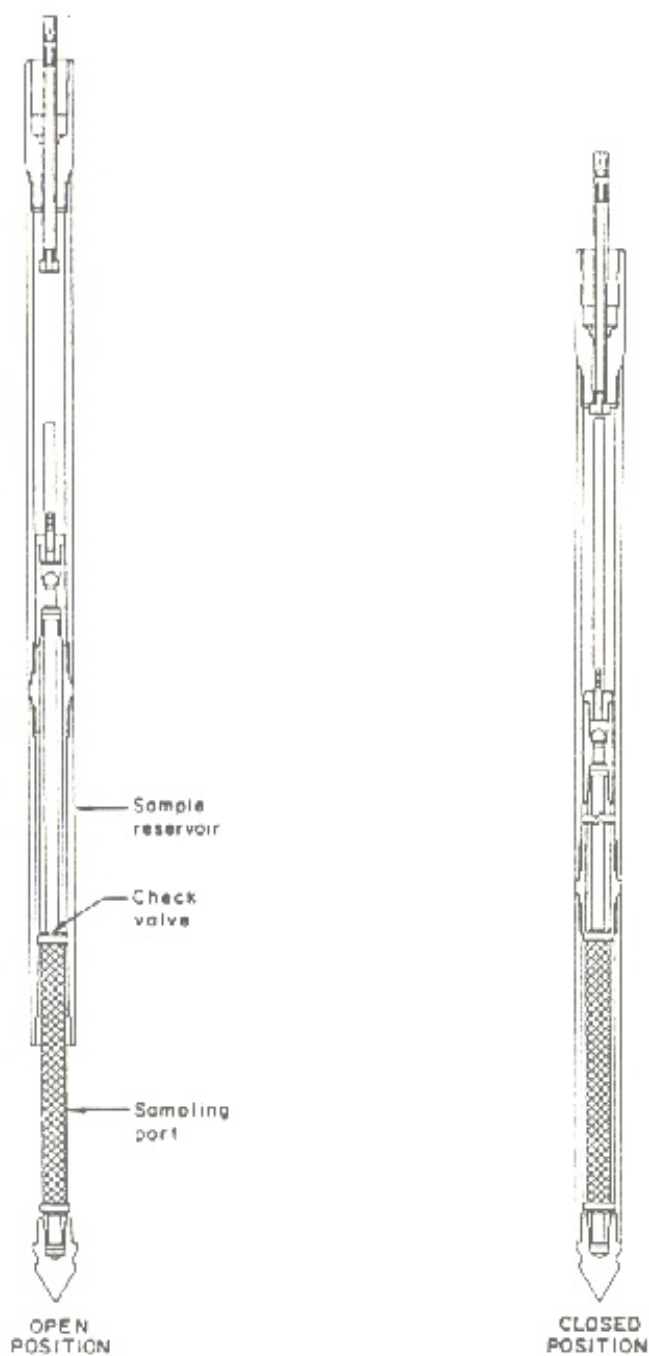


Figure 4. HydroPunch schematic.

### photo 3 : schéma de fonctionnement de l'hydropunch

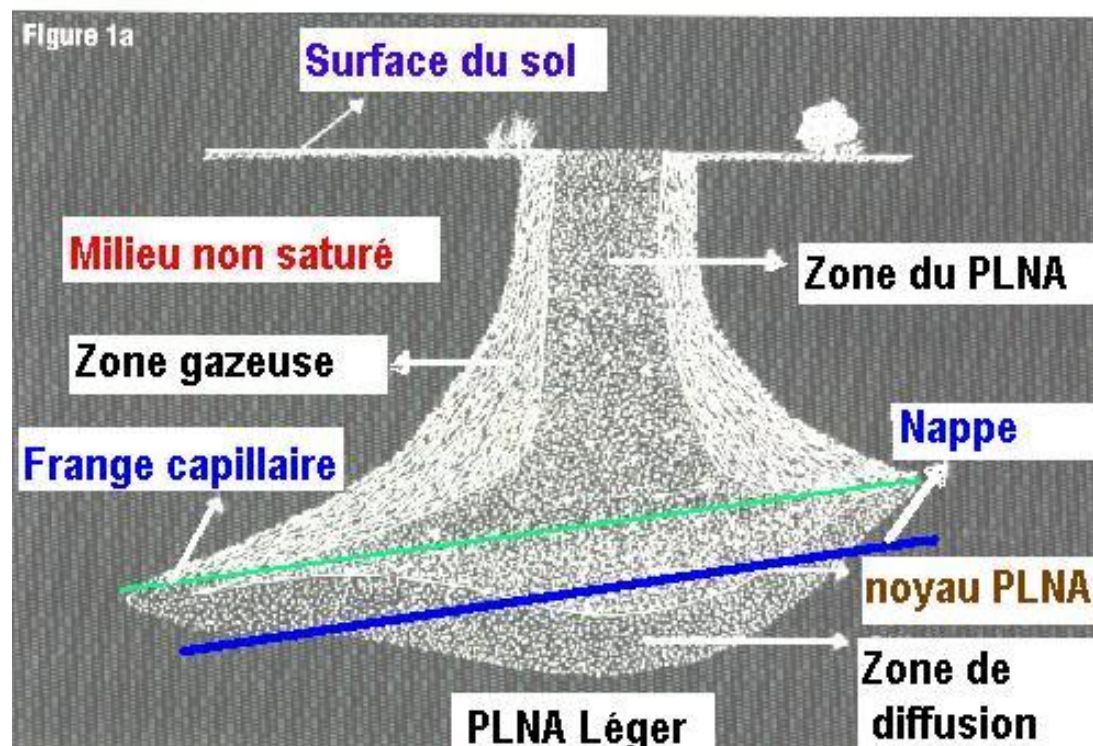
#### 3-Le traçage par un solvant suivi diagraphiquement au cours du temps

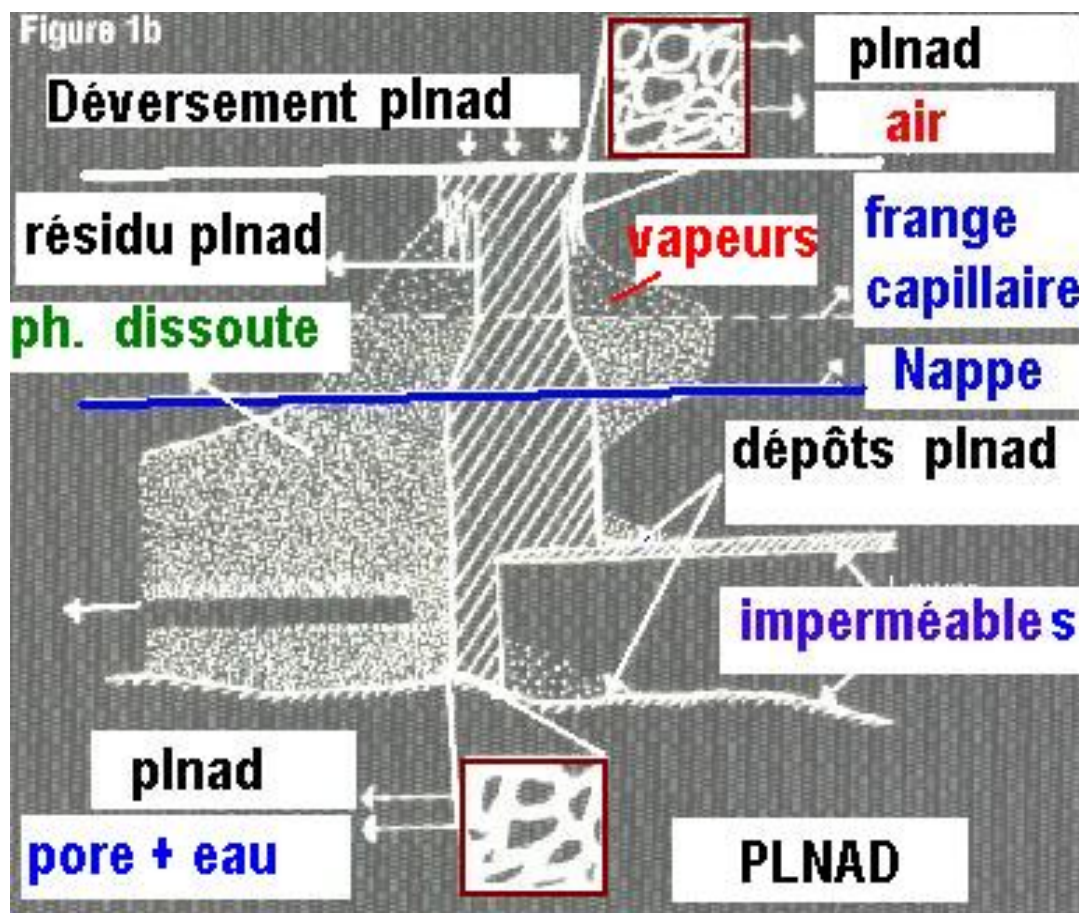
L'expérience a déjà été réalisée en 1991 (Endres et Greenhouse, 1995) sur un site sablonneux par injection d'une quantité de 770 litres de **PCE** (Perchloroéthylène :  $C_2Cl_4$ ).

Le **PCE** dont 85,5% de la masse sont constitués par du chlore possède une très faible solubilité de l'ordre de 1100 ppb à 20°C. Dans l'eau potable l'OMS a fixé

la norme à 30 ppb. On considère d'un seul litre de **PCE** peut contaminer 10000 m<sup>3</sup> d'eau pendant des dizaines d'années.

Une source diagraphique placée dans un trou de sondage émet des neutrons rapides qui sont ralentis par les atomes d'hydrogène et le nombre de neutrons thermiques issus de la collision (ralentis) est enregistré par le détecteur. Ce nombre est proportionnel au nombre d'atomes d'hydrogène autour du sondage. On peut essayer d'évaluer une décroissance de la porosité effective lors de la migration du **PCE** (**PLNAD**) qui pousse l'eau hors des pores car beaucoup plus dense. Il y a migration vers le bas de la formation sédimentaire mais également latéralement selon les hétérogénéités rencontrées dans le sous-sol. On peut comparer ainsi la différence de comportement entre le **PLNA** léger (fig. 1a) et le **PLNA** dense (fig. 1b). La migration dépend également des variations des conditions de la pression capillaire et du déplacement de l'eau en phase non mouillante. Après le passage du **PLNAD** à travers un sol il reste des résidus et des lentilles. Dans les résidus le **PLNAD** est rapidement en situation déconnectée et ne sert plus de drain. Les résidus de **PLNAD** oscillent entre 1 et 15% du corps sablonneux. Dans les lentilles le **PLNAD** peut se déplacer car en phase fluide connectée. Les deux types d'accumulation peuvent être balayés par les circulations d'eau souterraine et donner naissance à un panache d'une phase dissoute qui se déplace par convection. Les interactions neutroniques montrent que le noyau chlore capture massivement les neutrons rapides d'où une chute importante de neutrons thermiques détectés.





Dans l'expérience tentée l'injection a été réalisée sur une surface de 9mx9m entourée d'un rideau de palplanches atteignant un niveau argileux à 3,3 mètres de profondeur sous l'aquifère. Pendant l'expérience on maintient le niveau de la nappe constant (ici 15 cm sous le niveau du sol). Huit piézomètres sont implantés circulairement (rayon de 3 m) au point d'injection situé au milieu de la surface isolée. Des mesures par la sonde neutron-thermique ont été réalisées pendant la durée de l'expérience (environ 1200 heures ou 50 jours). Les piézomètres en PVC d'un diamètre de 65 mm sont scellés à leur base. La présence de chlore dans le PVC des tubes n'a aucune incidence sur les mesures de détection du solvant chloré piégé dans l'aquifère.

La source neutron-thermique est constituée d'Américium- Béryllium d'une puissance d'émission de 50 milliCuries( mCi ). La distance émetteur détecteur est d'environ 7,6 cm. Les intervalles de mesure dans les piézomètres est de 10 cm. Les figures 2 et 3 montrent les mesures des neutrons-thermiques à plusieurs pas de temps.

On peut constater au cours du temps des zones avec des chiffres de comptage réduit (indiquées par des flèches) qui évoluent sur une profondeur de 3,5 mètres. Il a été prouvé par des carottages de sol réalisés à proximité des piézomètres de contrôle que c'est la concentration en solvant chloré (PCE) qui est responsable

de la variation de la réponse diagraphique. On peut voir sur ces figures qu'il y a une légère migration vers le bas. Au cours du temps la valeur du comptage va croître en raison d'une diminution de l'accumulation en PCE dont la phase mobile est drainée horizontalement dans une lentille à l'arrière de la phase résiduelle.

Figure 2 : Evolution du temps de comptage (cps) au cours du temps sur le piézomètre AT2

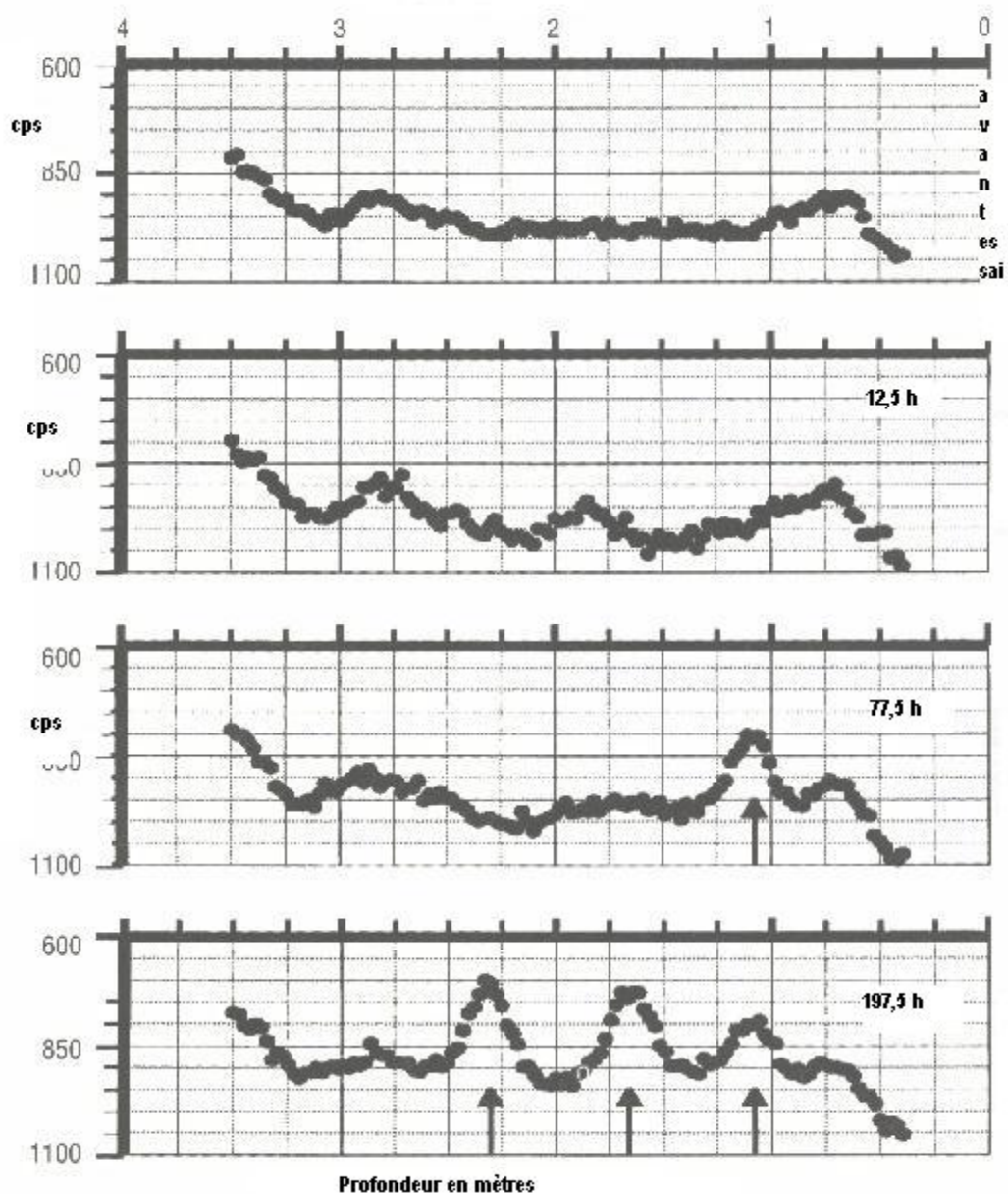
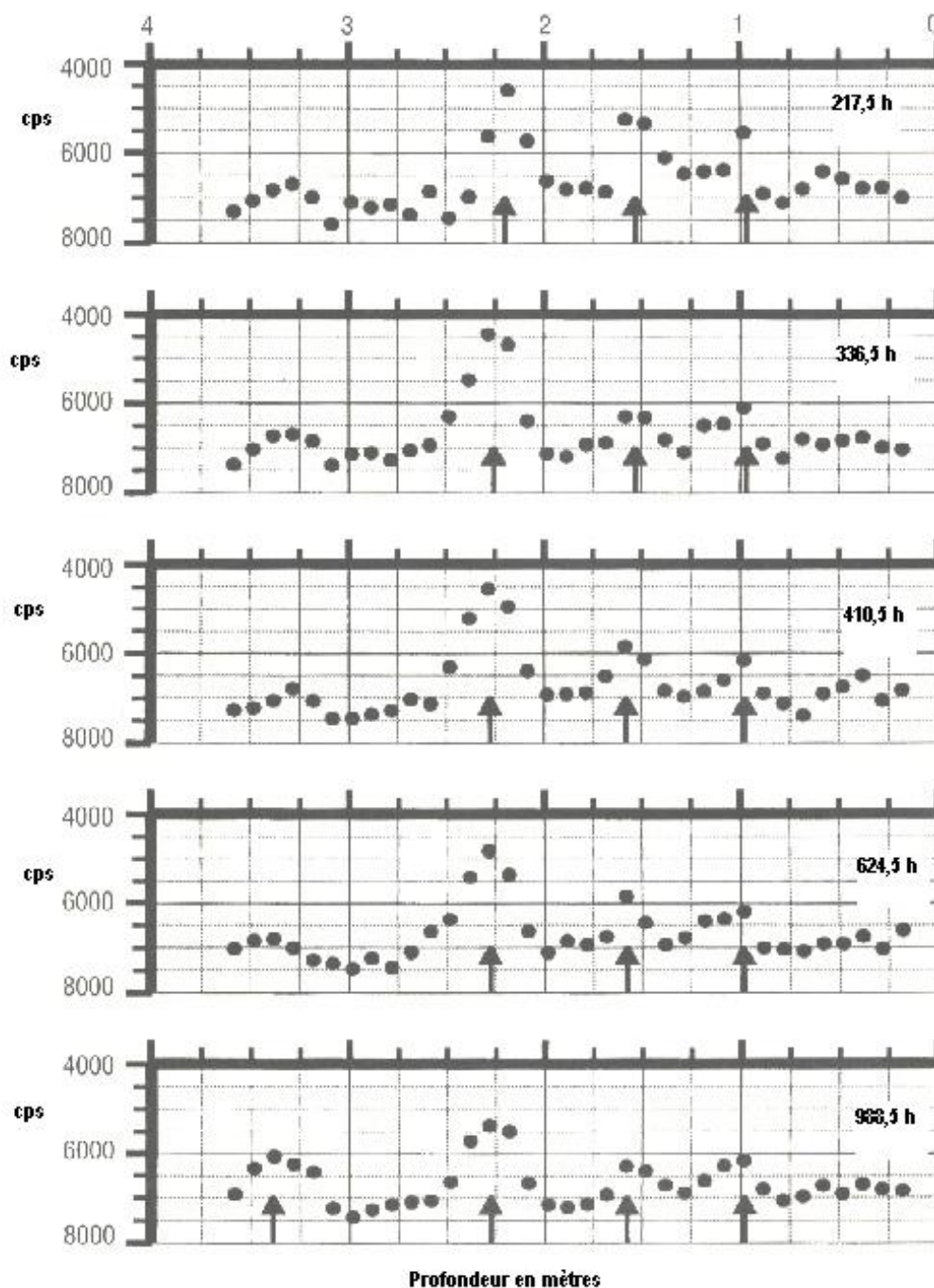


Figure 3 Evolution du temps de comptage (cps) au cours du temps sur le piézomètre AT2



Les expériences ont démontré l'intérêt de la diagrapie neutron-thermique pour détecter la présence des solvants chlorés. Une courbe d'étalonnage est nécessaire pour relier la saturation en PCE dans le sable et la réponse du comptage diagrapique. Des cuves métalliques d'un diamètre de 57 cm sur une hauteur de 87 cm ont été utilisées. Une crépine centrale en PVC simule l'environnement de l'expérience sur le terrain. Pour des problèmes de sécurité a été utilisée du



chlorure de calcium ( $\text{CaCl}_2$ ) pour remplacer le solvant chloré. La figure 4 montre la relation entre PCE et la réduction du comptage avec une précision de 2%. On peut alors transformer les résultats de terrain des figures 2 et 3 en concentration PCE. La figure 5 est une reconstitution du champ expérimental par cette méthode. La section circulaire est donnée pour 217,5 h et 988,5 h après le démarrage de l'essai de déversement de PCE.

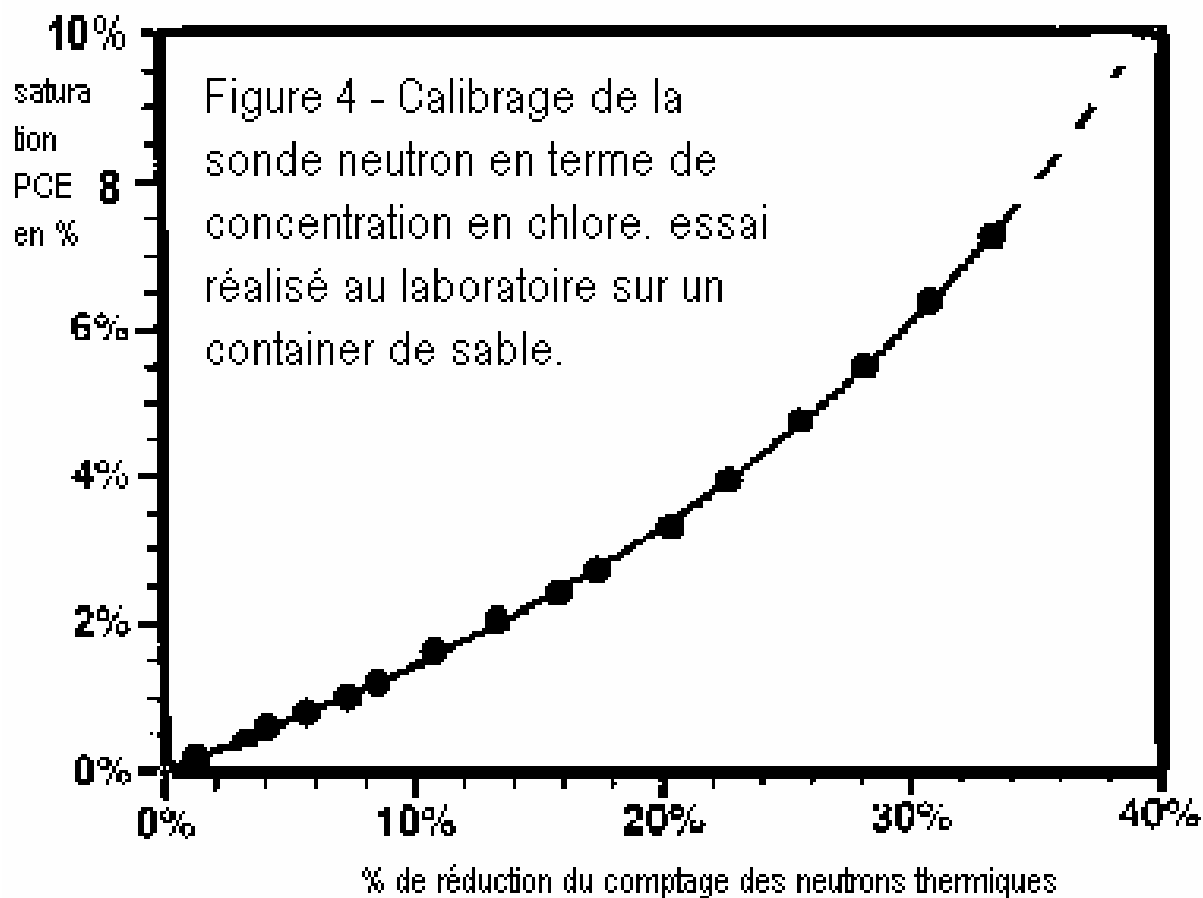
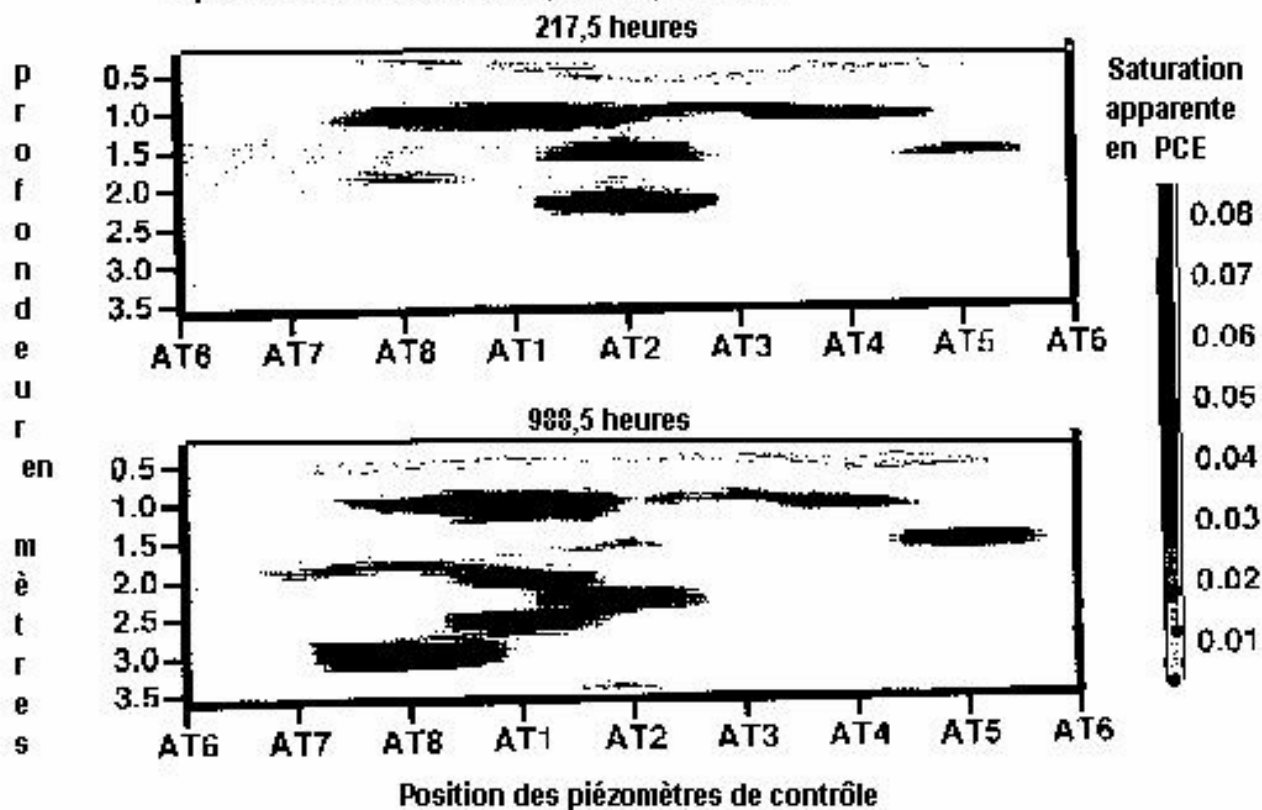


Figure 5 : Coupe circulaire par cartographie des données issues de l'analyse neutronique à partir de 8 piézomètres équidistants et placés sur un cercle de 3 mètres de rayon autour du point d'injection de 770 litres de PCE. La quantité mesurée est reportée en % au bout de 217,5 et 988,5 heures.



#### 4-Le traçage à l'aide des traceurs radio-actifs . Utilisation du doublet et de la méthode pulsée

C'est une méthode qui a été utilisée avec succès sur l'aquifère de la craie du Crétacé supérieur de Grande-Bretagne (Ivanovich et Smith,1978). Des forages réalisés jusqu'à 33 m de profondeur atteignent la nappe libre vers 18 m. Sur un doublet de deux forages distants de 8 m on injecte dans le premier 20 mCi de  $^{82}\text{Br}$  alors que l'on procède à un pompage sur le deuxième (débit  $Q= 3,85 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ ). Un contrôle constant permet de récupérer le traceur sur une période de 24 heures à la concentration moyenne de  $5.10^{-4} \mu\text{Ci cm}^{-3}$ .

La courbe de restitution présente un pic majeur après 3 heures de pompage puis une décroissance exponentielle entre 5 et 12 heures. La fin de la courbe montre une queue avec un comptage constant de 12 à 21,5 heures.

Deux questions peuvent être posées à la suite des essais :

- est ce que la forme du pulse peut être approché par une fonction analytique ou des expressions analytiques ?

- quelle information hydrologique peut-on tirer des données ?

L' équation générale est du type :

$$Y(x,t) = S(4\Pi Dt)^{-0,5} \exp(- (x - vt)^2 / 4Dt)$$

Avec  $x$  : la distance de déplacement du traceur,  $t$  : le temps écoulé en heures,  $v$  : la vitesse linéaire moyenne ( $mh^{-1}$ ),  $S$  l'activité à  $x=0$  et  $T=0$ ,  $D$  : le coefficient de dispersion ( $m^2h^{-1}$ ).

Dans la courbe de restitution on reconnaît deux contributions de circulation l'une liée à une réponse rapide et l'autre à une réponse lente.

Il y a deux contributions de circulation l'une liée à une réponse rapide et l'autre à une réponse lente.

Les paramètres suivants ont été proposés respectivement pour la réponse rapide et la réponse lente :  $D = 7,5$  et  $0,4 m^2h^{-1}$  correspondant à des vitesses moyennes de  $2,4$  et  $0,4 mh^{-1}$ .

Les coefficients de perméabilité peuvent ensuite être déterminés ( $K = 8$  et  $1,3 mh^{-1}$ ).

Un autre intérêt de la méthode est d'évaluer la porosité utile (= coefficient d'emmagasinement de libre écoulement). Il est nécessaire de convertir l'activité radio-active par unité de volume (fonction du temps) en une activité  $A$  en fonction du volume pompé. Ainsi on doit passer de  $A(t)$  à  $A(V)$  en posant :

$$V(t) = \int_0^t Q(t) dt$$

avec  $Q(t)$  le débit de pompage constant.

En considérant le cône de dépression symétrique dans un milieu homogène avec un gradient naturel négligeable et à une distance plus grande que l'épaisseur de l'aquifère avec  $r > b$  où  $b$  représente l'épaisseur de l'aquifère et  $r$  la distance entre les deux forages on écrira

$$V = \Pi r^2 b s$$

La valeur de  $V$  est issue du pic de traçage de la fonction  $A(V)$ . Il est alors possible de calculer la double porosité de la craie avec 0,5% pour l'arrivée rapide et 2,3% pour l'arrivée la plus lente. On peut les comparer au coefficient d'emmagasinement issu de l'essai de pompage soit 2%.

Au niveau de l'interprétation on attribue l'écoulement rapide à un passage de l'eau au travers de fissures et l'écoulement à vitesse lente à un passage en milieu matriciel.

Des travaux récents (Atkinson et al., 2000) ont permis de comparer trois modèles de simulation d'essais de traçage effectués avec la fluorescéine. Le modèle à

double porosité s'avère supérieur aux modèles 1D convectif-dispersifs ou radial convectif-dispersifs.

### 5-Exploration du milieu non-saturé et saturé

**La méthode de mesure de la perméabilité** : On part de la méthode d'injection d'eau sur un intervalle déterminé en saturant les niveaux non-saturés par l'intermédiaire de la méthode du double-anneau (Muntz ou Panda), ou du procédé Guelph (application de la Loi de Mariotte) développé depuis une quinzaine d'années (Reynolds et Elrick,1985).

**Le perméamètre à double anneau (ou infiltromètre PANDA)** a été testé à la surface de matériaux fins reconstitués dans une cuve expérimentale instrumentée avec des capteurs thermiques , de succion, de pression et de teneur en eau . Ce dispositif a permis de suivre les essais d'infiltration de manière continue sur deux types de mélange constitués par du sable , du kaolin et de la bentonite (Kara,1998). Des mesures sur des échantillons témoins ont permis d'établir des relations entre la succion et la teneur en eau puis entre la perméabilité et la succion .

Les résultats issus des tests à l'infiltromètre peuvent être interprétés selon deux régimes avec un écoulement à régime permanent ou à régime transitoire . Les méthodes d'interprétation classiques sont souvent restrictives car elles sont adaptées à des écoulements verticaux dans des sols homogènes n'offrant aucun gonflement et aucun problème de résistance de l'air à l'infiltration . La méthode de Reynolds & Elrick (1992) à charge constante prend en compte la succion initiale du sol , du rayon et de la profondeur d'insertion de l'anneau d'infiltration . Dans cette méthode il est nécessaire de fixer des facteurs de forme prenant en compte la texture et la structure du sol en combinaison avec les paramètres précédents .

Une autre méthode est utilisée en régime transitoire dite "Early-time method" elle est basée sur la mesure du débit d'infiltration au cours du temps .

Les diagrammes reflètent les variations de la vitesse d'infiltration de l'eau , puis les positions du front d'infiltration comparativement aux mesures de la teneur en eau .

Ce qui conduit à une valeur de perméabilité dix fois plus faible si la succion est considérée non nulle .

Une autre technique expérimentale est également développée celle du **choc hydraulique PRECI** , à chambre ouverte ou à chambre fermée , qui est particulièrement utile sur les chantiers en raison de sa rapidité de réalisation . Cette technique s'applique à des profondeurs variables avec une mesure de perméabilité non plus verticale mais horizontale sur une cavité cylindrique. Les méthodes d'analyse et d'interprétation sont abondamment détaillées (Hvorslev ,

Cooper, Bouwer & Rice, Papadopulos, Bredehoeft) pour des niveaux d'eau sous pression ou en équilibre avec l'atmosphère .

Les interprétations des essais "Pulse test" avec correction de l'effet de succion sont bien ajustées avec l'équation analytique de Papadopulos . L'essai du "Slug test" peut être interprété par deux méthodes différentes (Cooper , Bouwer & Rice,1976) et bien qu'ils ne prennent pas en compte la succion les ajustements des valeurs brutes avec l'équation analytique sont en général corrects . Les essais "Pulse test" et "Slug Test" aboutissent à des valeurs de perméabilité quasi identiques .

Les équations d'ajustement des courbes de rétention de plusieurs auteurs (Brudsaert 1966, Van Genuchten 1980, Mualem 1976, Kunze et al. 1968, Fredlund et Xing 1994, Gardner 1958) indiquent que c'est l'hypothèse de Gardner qui est bien représentative du domaine de succion compris entre 0 et 100 kPa utilisé par l'infiltromètre PANDA et le perméamètre PRECI .

### **La méthode géophysique de surface**

Il existe une méthode géophysique récente basée sur la prospection électrique qui restitue des coupes 2D du sous-sol en intégrant toutes les caractéristiques physiques et chimiques globale des milieux lithologiques. Ce procédé est celui du résistivimètre à mémoire A.G.I avec un système à multi-électrodes STING R1/SWIFT. Basé sur le principe dipôle-dipôle l'appareil permet à l'aide de 28 électrodes à mémoire équidistantes (de 2 à 12 m) et communicant entre-elles de reconstituer une tranche de terrain sur une épaisseur d'une trentaine de mètres et sur 336 mètres de longueur .Il est possible d'ajouter des électrodes supplémentaires jusqu'à un maximum de 254. Le logiciel adapté permet de traiter les informations et de les traduire en une carte de lignes d'égales résistivité dans un plan XZ. Cette méthode permet de localiser les couches ,les hétérogénéités (fractures et cavités) ainsi que les zones de pollution.

### **La mesure du Radon**

Le gaz  $^{222}\text{Rn}$  est issu de la désintégration du radium particulièrement concentré dans les roches mères riches en matières organiques. C'est la cas des hydrocarbures de type PLNA. Le gaz  $^{222}\text{Rn}$  est très soluble dans les PLNA d'où sa migration des sols vers ces derniers. Le principe de la cartographie des anomalies  $^{222}\text{Rn}$  à partir des DSTN (DéTECTEUR Solides de Traces Nucléaires) ou d'un matériel spécifique permettant de détecter les émissions alpha permet rapidement d'évaluer les concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  puis de localiser les zones polluées (Schubert et al.,2000).

*6-Le problème de la mesure réelle de l'épaisseur d'une couche de LpnaL* : cette dernière est tout à fait différente de l'épaisseur mesurée dans un piézomètre de contrôle (figure 6). Dans l'aquifère le PLNAL reste au-dessus de la nappe sur la frange capillaire. Dans le forage tubé (sans frange capillaire) l'hydrocarbure

léger flotte au sommet de la nappe en déprimant le niveau piézométrique. La masse du LpnaI peut quelquefois forcer le produit vers le bas. Dans ce dernier cas un forage de contrôle mesurera exactement l'épaisseur d'huile. On peut constater que le rapport entre l'épaisseur mesurée et l'épaisseur réelle de l'huile peut dans certains cas être totalement erronée. Pour obtenir une approximation de l'épaisseur réelle de la couche d'huile l'équation suivante sera utilisée :

$$h_f = h_w (\rho_{eau} - \rho_{PLNAl}) / \rho_{PLNAl}$$

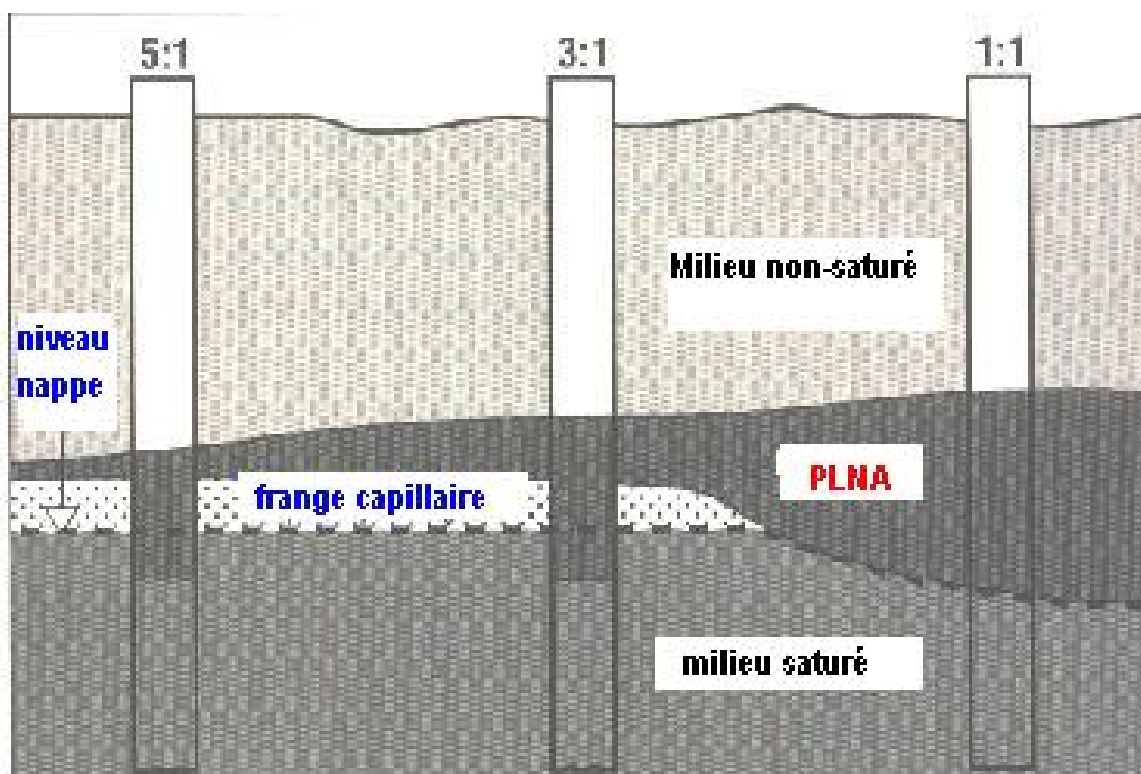
avec  $h_f$  : l'épaisseur de LpnaI dans la formation géologique,  $h_w$  : l'épaisseur de l'huile dans le forage de contrôle,  $\rho_{eau}$  : la masse volumique de l'eau,  $\rho_{PLNAl}$  : la masse spécifique du PLNAl.

La position du tube crépiné reste un point épineux. Un tube crépiné placé trop haut peut ne pas recouper l'interface LpnaI/eau souterraine. A l'inverse le PLNAl ne pénétrera pas dans le tube crépiné qui serait placé sous l'interface sol/eau souterraine.

Comme l'huile peut déprimer le niveau de la nappe il faudra corriger les mesures piézométriques selon la relation suivante :

$$WT_c = WT_m - (H_t \cdot SG_p)$$

Avec  $WT_c$  : la profondeur corrigée du niveau d'eau,  $WT_m$  : le niveau mesuré,  $H_t$  : l'épaisseur mesurée de l'huile,  $SG_p$  : le poids spécifique du produit LpnaI



**Figure : Rapports des épaisseurs apparentes et réelles de produits PLNA légers**

**Figure 6**

### D-Conclusions

De nombreuses voies d'explorations s'ouvrent pour proposer des essais préliminaires à une bonne connaissance du milieu souterrain qui présente un empilement de couches géologiques .

Dans une première étape il est nécessaire d'associer la prospection géophysique électrique de surface (STING R1/SWIFT) afin d'améliorer la connaissance du réservoir qui peut contenir des anomalies (fractures, lentilles, cavités) non détectées par le réseau des sondages de reconnaissance.

En deuxième étape des mesures de la perméabilité (verticale et horizontale) sont indispensables pour identifier verticalement les niveaux qui conduiront préférentiellement les polluants (TCP et hydropunch). La zone environnante des sols argileux autour de la décharge ne sera pas ignorée car elle constitue la première barrière aux polluants (infiltromètre Panda, TRD).

En troisième étape des essais de traçage avec des produits habituels (Iodure ou fluorescéine) ou avec des produits hydrocarbonés (PCE, BTEX, MTBE) doivent être tentés pour apprécier les incidences des temps de parcours réels. Des essais in-situ sont toujours préférables à des essais en laboratoire. L'outil diagraphique neutronique pourrait également être testé pour suivre certains types de polluants qui modifient l'occupation des vides par l'eau. Il est important également de définir l'ordre de grandeur des coefficients de dispersion puis selon les polluants

typiques choisis aborder ultérieurement une modélisation de transport vertical (avec le code Napl Simulator) à travers les formations sableuses et sablo-argileuses avant d'envisager une modélisation 3D.

## **E- PROBLEMATIQUE**

Un certain nombre de questions à élucider ont été posées et analysées:

1\* Est-ce que le degré de connaissances hydrogéologiques rapportées dans les documents qui vous ont été soumis est-il suffisant pour entamer les travaux d'assainissement total de la décharge (excavation des matériaux), en regard de la préservation de l'environnement local et régional ? (partie I)

2\* Quelle est l'approche méthodologique à suivre pour la détermination de la piézométrie? En particulier pour le cas d'une décharge sise sur une ligne de partage des eaux et creusée dans des sédiments peu perméables? (partie I)

3\* Quelle est la configuration d'essai minimale nécessaire pour la détermination de cartes piézométriques dans le cas de Bonfol ? (voir parties II et III). La technique des mesures piézométriques entre obturateurs ou la mise en place de piézomètres en « flûte de pan » sont préconisées.

4\* Quelle approche méthodologique est souhaitable pour la détermination de micropolluants dans l'environnement de la DIB ? (voir parties II et III). Nous avons proposé des techniques d'échantillonnage directes précises et des méthodes indirectes par l'intermédiaire de la diagraphie et par la géophysique de subsurface. Il est indispensable de procéder à des traçages afin de mieux apprécier les vitesses de propagation et des phénomènes de retard dans la matrice poreuse des aquifères. Une modélisation hydrodispersive 3D pourra être alors réalisée.

5\* Quelle approche méthodologique est souhaitable pour la détermination de l'influence de la décharge sur le cadre régional ? (voir partie II)

6 \* Comment appréciez-vous le degré de transparence des documents de la BCI ? (voir parties I et II)

7\* Comment appréciez-vous la plausibilité des hypothèses et conclusions principales des rapports BCI en ce qui concerne les écoulements et la propagation de la pollution ? (partie I)

8\* Dans le piézomètre VG12 le niveau piézométrique varie entre les altitudes de 437 m et 438 m.s.m . Où peut se trouver, à votre avis, le point exutoire de ces eaux, régionalement parlant ? Y a-t'il plusieurs alternatives ? Les rapports BCI sont-ils clairs à ce sujet ? (partie I)

9\* L'annexe 5.1 du Rapport de synthèse hydrogéologique CSD 2002 présente diverses sources (points d'observation) dans le cadre régional, et propose d'en exclure quelques-unes. Les arguments présentés pour leur exclusion vous semblent-ils plausibles, suffisamment clairs ? (partie I)



## BIBLIOGRAPHIE

- Abriola L.M., Drummond C.D., Rathfelder K.M., Lemke L.D. and Hahn E.J. 2000. Surfactant enhanced remediation : application of numerical models in pilot test design. Groundwater Research, Rosbjerg et al. Eds., Balkema, Rotterdam, 33-34
- Atkinson T.C., Ward R.S. and O'Hannelly E., 2000. A radial flow tracer test in chalk : comparison of models and fitted parameters. Tracers and Modelling in Hydrogeology. IAHS Pub., N° 262
- Beaudoin A., 2000. Etude de la migration des polluants non miscibles dans les sols non-saturés. DEA de Génie Civil, Univ. De Lille 1, EUDIL, 66 p.
- Bouwer H. and Rice R.C., 1976. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. Water Resour. Res., 12, N°3, 423-428
- Brutsaert W., 1966. Probability laws for pore-size distributions. Soil Sci., 101, 85-92
- Elrick D.E. and Reynolds W.D., 1992. Methods for analyzing constant-head well permeameter data. Soil Sci. Soc. Am. Jour., 56, 320-323
- Endres A.L. and Greenhouse J.P., 1995. Thermal neutron logging monitors solvents. Int. Ground Water Technology, 13-18
- Frind E.O., Molson J.W., Schirmer M. and Guiger N. 1999. Dissolution and mass transfer of multiple organics under field conditions: the Borden emplaced source, Water Resources Research, 35(3), 683-694
- Frind E.O., Sudicky E.A. and Molson J.W., 1989. Three-dimensional simulation of organic transport with aerobic biodegradation, In L. Abriola, (ed), IAHS Publication N°185: 89-96, Wallingford
- Gardner W.R., 1958. Some steady state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application evaporation from a water table. Soil science, 85, 228-232
- Ivanovich M. et Smith D.B., 1978. Determination of aquifer parameters by a two-well pulsed method using radioactive tracers. Jour. of Hydrologie, 36, 35-45
- Ji W. and Brusseau M.L. 1998. A general mathematical model for chemical-enhanced flushing of soil contaminated by organic compounds, Water Resources Research, 34(7), 1635-1648
- Kara R., 1998. Mesures in situ des très faibles perméabilités . Contribution à l'amélioration des méthodes de mesures par expérimentation en vraie grandeur et modélisation numérique. Thèse de l'I.N.P.L.-Ecole des Mines de NANCY , 183 p.
- Kenny J.E., Pepper J.W., Wright A.O. and Chen Y.M., 1999. Subsurface contamination monitoring using laser fluorescence. Springer Verlag Ed., Berlin, 350p.
- Kunze R.J., Uehara G. and Graham K., 1968. Factors important in the calculation of hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. Jour., 32, 760-765

- Molson J.W. and Frind E.O. 2000. BIONAPL/3D User guide, Dept. Of Earth Sciences, Univ. Of Waterloo, Canada
- Molson J.W. and Frind E.O. 2000. Enhanced NAPL dissolution and biodegradation : modelling the effect of organic carriers. Groundwater Research, Rosbjerg et al. Eds., Balkema, Rotterdam, 31-32
- Mualem Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Res. Res., 12, 513-522
- O'Connor K.M. and Dowding C.H. 1999. Geomeasurements by pulsing TDR cables and probes. Springer Verlag Ed., Berlin, 424 p.
- Reynolds W.D. and Elrick D.E., 1985. Measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the conductivity-pressure head relationship using the "Guelph permeameter". Proc., nat. Water Well Ass. Conf. On characterization and monitoring of the Vadose zone, Denver, Colorado, november 1985
- Robertson P.K. and Campanella R.G., 1986. Guidelines for use & interpretation of the electronic cone penetration test. Third edition, University of British Columbia
- Robinson M. and Dean T.J., 1993. Measurement of near surface soil water content using a capacitance probe. Hydrological processes, Ed. John Wiley & Sons, 7, 77-86
- Rossabi J., RIHA B.D. and Eddy-Dilek C.A., 2000. Field tests of cone penetrometer-based, DNAPL characterisation methods. Groundwater Research, Rosbjerg et al. Eds., Balkema, Rotterdam, 123-124
- Shinn II J.D., Bratton W.L. and Bratton J.L., 1995. In situ measurements made more accurate. Int. Ground Water Technology, 19-21
- Schubert M., Freyer K., Treutler H.C. and Weiss H., 2000. Radon-222 as an indicator of subsurface NAPL contamination. Groundwater Research, Rosbjerg et al. Eds., Balkema, Rotterdam, 127-128
- Smoley M. and Kappmeyer J., 1991. Cone penetrometer tests and hydropunch sampling : a screening technique for plume definition. Ground Water Monitoring Research, 101-106
- Van Beers W.F.J., 1979. The auger hole method. A field measurement of the hydraulic conductivity of soil below the water table. Pub. ILRI, 1-23
- Van Genuchten M.Th., 1980. A closed form equation predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Sci. Soc. Am. Jour., 892-898
- Yu Y.H and Lloyd J.W., 1992. A multi-layered radial flow model interpretation of drill stem test data. Jour. of Hydrology, Amsterdam, 136, 73-86

## ANNEXE III-1. RAPPELS SUR LE TRANSPORT DE MASSE

Nous avons vu dans les chapitres précédents comment l'eau s'écoule dans un matériau aquifère sous l'effet du : gradient hydraulique et la porosité. L'eau dans son déplacement, peut aussi entraîner des éléments sous forme dissoute (ex. des ions), des particule (ex. colloïde et des bactéries), ainsi que l'énergie (chaleur). Le transport ou le transfert de ces entités avec l'eau résulte d'un ensemble de phénomènes physique (convection, dispersion, absorption) et chimique (diffusion moléculaire, rétention) favorisant ou retardant le déplacement.

**IV.1. La convection (ou advection) :** (cf. équation de Darcy) : le déplacement d'une particule dans un aquifère se fait avec le déplacement moyen de la masse d'eau. La vitesse de transport est donc celle de l'eau, lorsque la particule ne réagit pas avec le milieu solide constituant l'aquifère. La vitesse linéaire moyenne ( $V$ ) d'écoulement

de l'eau dans un milieu poreux est définie par la relation suivante :  $V = \frac{q}{n_e}$  où :  $q = -K * i$  (= flux de Darcy) avec :  $n_e$  : porosité efficace de l'aquifère ;  $K$  : perméabilité de l'aquifère ;  $i$  : gradient hydraulique de la nappe.

**Cette relation montre que la porosité efficace est un paramètre inversement proportionnel à la vitesse d'écoulement : en milieu aquifère, plus la porosité efficace diminue, plus les vitesses d'écoulement augmentent.**

Considérons, par exemple une particule de 0,2  $\mu\text{g}$  située au point A à l'instant 0, et une autre particule de 0,3  $\mu\text{g}$  située à 1 cm en amont de A. Si la vitesse de pore est de 1cm/s, on peut dire qu'une seconde plus tard la particule de 0,3  $\mu\text{g}$  sera rendue au point A tandis que la particule de 0,2  $\mu\text{g}$  sera rendue 1 cm en aval de A. La variation, durant cette seconde, de la masse qui existait dans l'espace parcouru durant cette seconde. Cette variation des masse  $M$  ou des concentrations massique ( $\text{Kg.m}^3$ ) s'exprime en 1D par la relation suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial x} \frac{\partial x}{\partial t} = -V_p \frac{\partial C}{\partial x}$$

Le signe négatif indique que la variation observée en descente dans le temps est proportionnelle à celle qui existait en remontant dans l'espace.

**IV.2. La diffusion moléculaire : C'est la migration d'espèces chimique résultant du gradient de concentration ou de manière stricte de la différence des potentiels chimique. Il faut distinguer la diffusion moléculaire du mouvement physique des particules qui se déplacent avec la circulation des eaux souterraines (phénomène de convection).**

- **La loi de Fick** représente le flux diffusif  $F_s$  d'ion en solution dans l'eau sous l'effet du gradient de leur concentration  $C$  ( $\text{Kg.m}^{-3}$ ). En 1D :  $F_s = -D_m \frac{\partial C}{\partial x}$

où  $D_m$  est le coefficient de diffusion moléculaire ( $\text{m}^2.\text{t}^{-1}$ ). Cette diffusion moléculaire résulte de l'effet du mouvement brownien des particules ou agitation moléculaire. En absence de gradient de concentrations, l'agitation moléculaire. En l'absence de gradient de concentrations, l'agitation moléculaire engendre des flux diffusifs qui se recomposent dans l'espace, induisant un flux net nul.

Pour la loi de Fick, l'équation de diffusion moléculaire est :  $\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial F_s}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_m \frac{\partial C}{\partial x_j} \right)$

$$\Rightarrow \frac{\partial C}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 C}{\partial x_j^2}$$

Dans le milieu aquifère, la diffusion moléculaire doit être corrigée pour tenir compte de la présence des solides. De façon globale, on admet que la diffusion moléculaire dans l'aquifère  $D_m$  (aquifère) est proportionnelle à la porosité ( $n$ ). Certains auteurs considèrent par ailleurs d'autres facteurs de correction comme la tortuosité du milieu ( $\tau$ ) (m/m) (définie comme le rapport de la distance sinueuse réelle ( $s$ ) sur la distance apparente en ligne droite  $x$  ( $\tau = \frac{s}{x}$ ))

$$D_m (\text{aquifère}) = \frac{n}{\tau} D_m (\text{eau})$$

Typiquement la diffusion moléculaire dans l'eau présente des valeurs de l'ordre de  $10^{-10}$  à  $10^{-8}$  m<sup>2</sup>/s

#### Exercice 5 :

Soit une boue argileuse dont l'eau interstitielle montre une décroissance de la teneur en chlorure de 1300 ppm (à la surface) à 1100 ppm (à 1m de profondeur). Si la diffusion moléculaire est le seul mécanisme quel sera le flux de Cl<sup>-</sup> à l'intérieur de la boue ? (donner les résultats en mol/cm<sup>2</sup>/an et par mg/cm<sup>2</sup>/an)

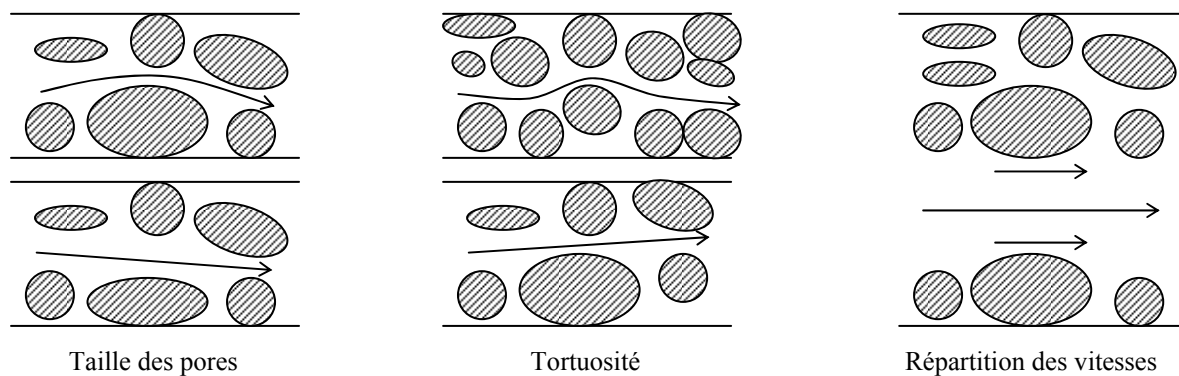
**I.3. La dispersion cinématique :** la distribution de la vitesse de l'eau dans un pore n'est pas uniforme en raison de la viscosité du fluide qui conduit à une répartition parabolique des vitesses. Il s'ensuit des vitesses plus fortes au centre du pore. La géométrie variable des pores entraîne des vitesses différentes. Les orientations des axes moyens des pores entraînent une distribution latérale des lignes de trajet et donc une dispersion transversale. Le transfert dispersif répond à une loi analogue à celle de *Fick*. Le flux massique correspond à :

$$F_c = -D_{hij} \frac{\partial C}{\partial x}$$

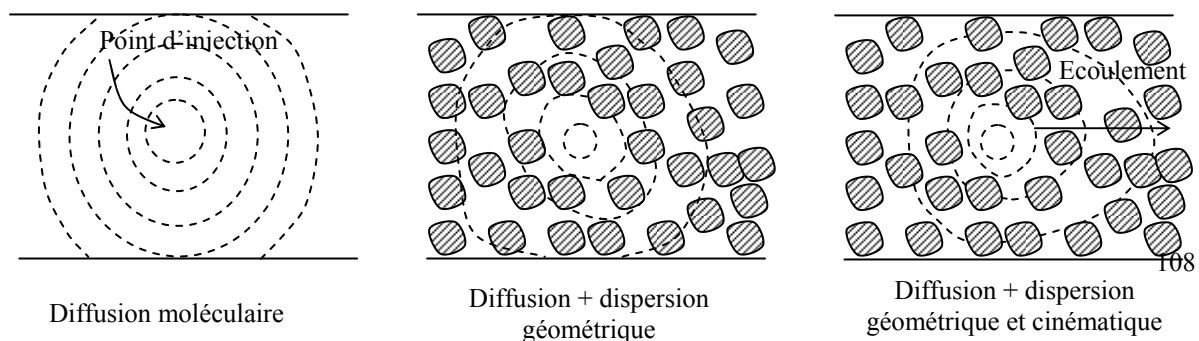
$D_{hij}$  est la composante  $ij$  du tenseur de dispersion cinématique (m<sup>2</sup>.s<sup>-1</sup>). Le tenseur de dispersion dans l'espace

tridimensionnel prend la forme :

$$D = \begin{bmatrix} D_{xx} & D_{xy} & D_{xz} \\ D_{yx} & D_{yy} & D_{yz} \\ D_{zx} & D_{zy} & D_{zz} \end{bmatrix}$$



Les expériences au laboratoire et de terrain ont montré une certaine dépendance de la dispersion cinématique à la vitesse de pore, de la forme  $D = \alpha \cdot v$ . Le rapport entre la dispersion et la vitesse de pore définit la dispersivité  $\alpha$  du milieu (m).

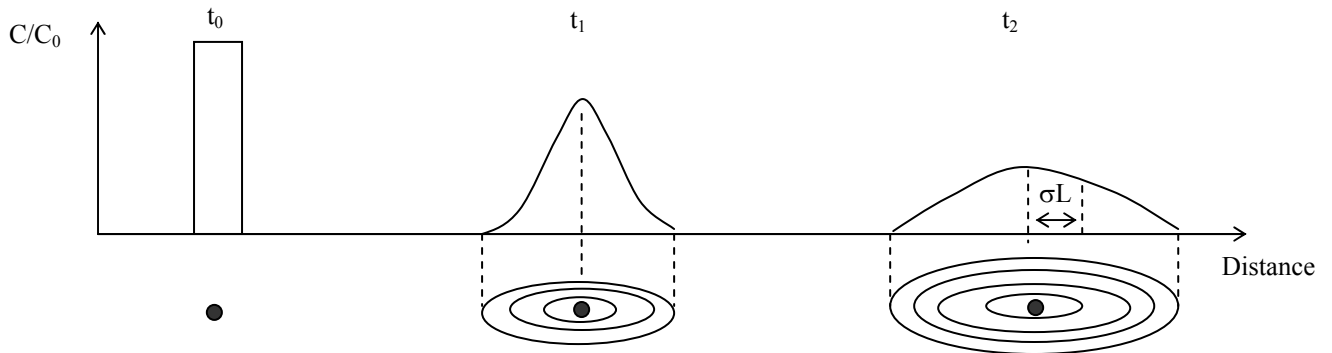


En supposant les phénomènes d'adsorption-désorption négligeable l'équation générale sera :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = (D_m + D_{nij}) * \left( \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \right) - V * \left( \frac{\partial C}{\partial X} \right)$$

#### Application au transport de contaminants

Suite à une injection d'une masse de polluant sur un créneau de temps très court on voit (sur des piézomètres implantés sur l'écoulement) en fonction de la distance une modification des concentrations



On constate que les concentrations se distribuent selon la loi normale. Si  $\sigma_L^2$  est la variance de distribution des concentrations pour un écoulement mono-dimensionnel  $(\sigma_L^2 / 2t) = \text{constante} = D_L$  coefficient de dispersion longitudinal dans la seule direction.

Si la vitesse est constante alors  $D_L = \sigma_L^2 v / 2x$ , x étant la distance au point d'injection

Dans le cas de l'écoulement bi-dimensionnel

$D_T = \sigma_T^2 / 2t = \text{coeff. de dispersion transversale}$

On voit que le panache de pollution en 2D et un écoulement unidirectionnel aura une forme elliptique en ce qui concerne la distribution de concentration qui est statistiquement normale selon la direction longitudinal et transversale.

Dans le 3D le panache sera un ellipsoïde de révolution si les 2 composantes transversales de la dispersion sont identiques et nettement inférieures à la dispersion longitudinale.

On peut interchanger la statistique espace / temps par :  $\sigma_L^2 = v^2 \sigma_t^2$  et  $D_L = v^2 \sigma_t^2 / 2t$

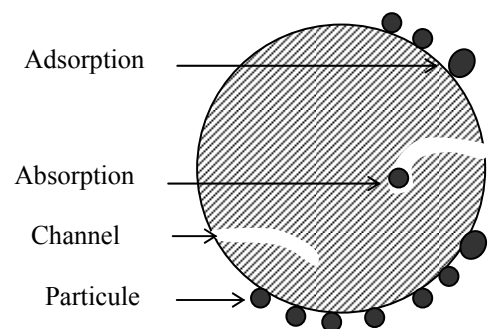
Le coefficient de dispersion longitudinale peut ainsi être estimé à partir d'une courbe de restitution d'un traceur.

#### I.4. Transport de soluté réactif

L'équation du transport d'un soluté réactif (qui peut être retenu par le solide par sorption) est :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho}{n} \frac{\partial S}{\partial t} = (D_m + D_{nij}) * \left( \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \right) - V * \left( \frac{\partial C}{\partial X} \right)$$

où S représente la concentration massique de soluté adsorbée sur le solide (retenue par sorption (absorption et adsorption)) ( $\text{Kg.Kg}^{-1}$ ) et  $\rho$  : la masse volumique apparente sèche du matériau aquifère (la masse de solide par volume d'aquifère)



Absorption et adsorption

$\text{Kg.m}^{-3}$ . Le rapport  $\frac{\rho_s}{n}$  représente la variation de concentration adsorbée exprimée en concentration équivalente dans l'eau.

Si l'adsorption est instantanée et réversible, le rapport entre la concentration en solution et adsorbée est régi par le coefficient de partition sol/eau ( $K_d$ ), avec  $S_{ad} = K_d C$ . On peut alors définir le terme retard (adimensionnel)

$$R = 1 + K_d \rho/n$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho}{n} \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} + K_d \frac{\rho}{n} \frac{\partial C}{\partial t} = R \frac{\partial C}{\partial t} \quad R = 1 + K_d \frac{\rho}{n}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{(1-n)\rho}{n} \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} + K_d \frac{(1-n)\rho}{n} \frac{\partial C}{\partial t} = R \frac{\partial C}{\partial t} \quad R = 1 + K_d \frac{M_s}{n} = 1 + K_d \frac{(1-n)\rho_s}{n}$$

Dans le cas d'une soluté non réactif (qui ne s'adsorbe pas),  $R = 1$

$K_d$  représente le coefficient de distribution d'après l'équation linéaire isotherme de Freundlich  $\frac{\partial S}{\partial t} = K_d \frac{\partial C}{\partial t}$

La vitesse du contaminant introduit est inférieure à celle de l'eau souterraine. Mathématiquement on pose que :

$$V_c = \frac{V_{eau}}{R} = \frac{V_{eau}}{(1 + ((1-n)/n) * \rho_s * K_d)} \quad C \text{ est l'équation du retard qui va freiner l'arrivée du front de convection}$$

en sortie de colonne. Si  $K_d = 0$  alors  $V_c = V_n$  car  $R_f = 1$ .  $K_d$  est exprimé souvent en  $\text{ml/g}$  et  $\rho_s$  en  $\text{g/cm}^3$ .

Le coefficient de distribution  $K_d$  peut être également défini par :

$$K_d = \frac{k_s * CEC}{\tau}$$

avec  $K_s$ , coefficient de sélectivité,

CEC, capacité d'échange cationique ( $\text{még/g}$ )

et  $\tau$  : la concentration des cations en compétition dans la solution ( $\text{még/g}$ ).

$$\text{On peut écrire aussi que : } \frac{V_{eau}}{V_c} = 1 + \frac{\rho_s (1-n) * K_s * CEC}{n * \tau}$$

Cette équation est très utile pour étudier la contamination des nappes par des composés organique. On peut sur un site expliquer les différences entre les distributions observées de certains contaminants avec la prévision du mode de propagation.

Trois types d'isothermes d'adsorption considérés dans les modèles :

**Le modèle linéaire :**  $C_{fix} = K_d \cdot C$

relation exprimant l'équilibre existant entre la concentration d'un soluté dans l'eau ( $C$ ) et la concentration en soluté sorbé sur les particule solide ( $C_{fix}$ ) est une fonction linéaire de la concentration en soluté présent dans l'eau ( $C$ ).  $K_d$  ( $\text{m}^3/\text{Kg}$ ) représente le coefficient de partage entre la concentration adsorbée sur les particules et celle restée en solution.

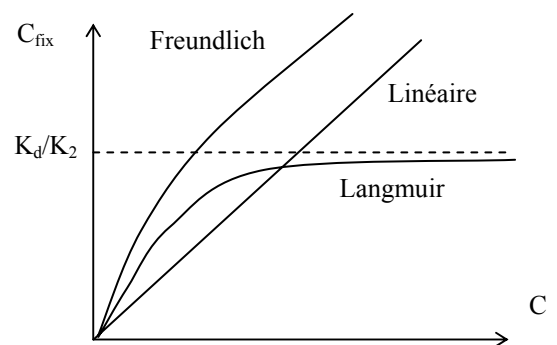
Dans ce cas la capacité de fixation de la phase solide est infinie.

**Le modèle non linéaire de Freundlich :**  $C_{fix} = K_d \cdot C^N$  où  $K$  et  $N$  sont des constantes. Ou :  $\log C_{fix} = \log K_d + N \cdot \log C$ . Modèle applicable dans le cas de solutions assez fortement diluées (ex. traîne d'un panache polluant), où le nombre de sites de sorption disponibles sur la matrice du milieu poreux saturé est important comparativement à la concentration en substance polluante.

Dans ce cas la capacité de fixation de la phase solide est infinie.

**Le modèle de Langmuir :** Ce type de partage est caractérisé par une possibilité d'adsorption limitée. Il est présenté par la formule suivante :

$$C_{fix} = \frac{K_d \cdot C}{(1 + K_2 \cdot C)} \quad \text{où } K_d/K_2 = S_t$$



Représentation des trois modèles

St nombre de site de fixation

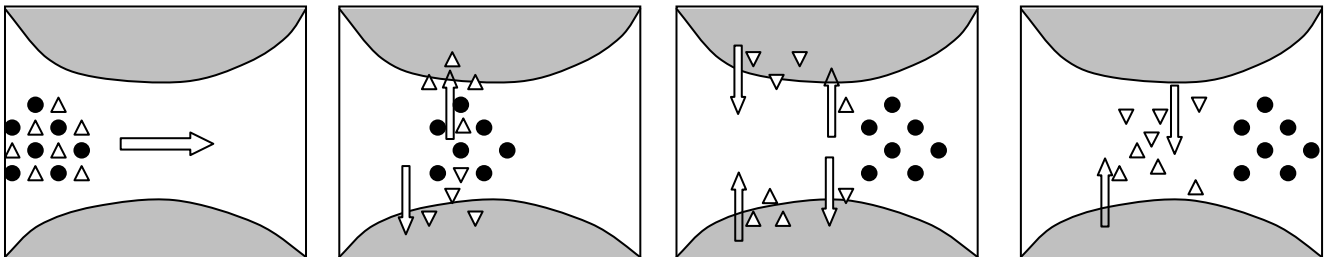
Kd et K2 des coefficient

Pour des concentration à soluté très faible, ce modèle devient linéaire ( $K_2.C \approx 0$ )

représente la concentration adsorbée maximale possible, et  $\beta$  le coefficient d'adsorption. Relation développée selon le concept que le nombre de sites potentiels de fixation ou de sorption d'un soluté sur la matrice ou les particules solides d'un sol est limité.

En admettent le terme de retard constant dans le milieu, l'équation du transport devienne :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = (D_m + D_{hij}) * \left( \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \right) - V * \left( \frac{\partial C}{\partial X} \right) \Rightarrow \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D}{R} * \left( \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \right) - \frac{V}{R} * \left( \frac{\partial C}{\partial X} \right)$$



L'Adsorption et la désorption

### I.5. Adsorption hydrophobe des composés organiques

Le caractère hydrophobe des molécules organique non-polaires explique l'absorption de nombreux composés organique. Ce caractère résulte de la diminution de la solubilité des composés organiques dans l'eau.

Le Kd est proportionnel à la fraction de masse des matières organique  $f_{oc}$  :  $Kd = K_{oc} * f_{oc}$

Avec Koc : coefficient de partition d'un composé entre la matière organique et l'eau =

$\frac{(g.soluté sorbé)/(g.de carbone organique)}{g.soluté/m^3 de solution}$

$\frac{g.soluté}{m^3 de solution}$

Les proportions de carbone organique sont mesurées au laboratoire entre  $1*10^{-4}$  à  $3*10^{-2}$  pour les matériaux naturels (sable à silts).

Une bonne corrélation existe entre Log Koc et Log Kow qui est le coefficient de partage entre l'octanol et l'eau :

Log Koc = -0.21 + log Kow Karickhoff et al. (1979)

Log Koc = 0.49 + 0.72 log Kow Schwarrenbach et Westall (1981)

Log Koc = 0.088 + 0.909 log Kow Hasset et al (1983)

Kow représente le coefficient de partition de l'octanol/eau appelé, c'est une constante d'équilibre sans dimension caractérisant le partage d'un soluté organique entre l'octanol (qui est un liquide organique) et l'eau. La loi de

masse donne  $Kow = \frac{org.oct.}{org.eau}$

La répartition d'un soluté organique entre l'eau et l'octanol est conceptuellement proche de la répartition d'un composé organique entre lui et l'eau. Une corrélation peut alors être établie entre Kow et la solubilité. On peut établir une équation de régression de la forme générale.

$$\text{Log Kow} = 7,30 - 0,747 * \text{Log Sb}$$

Avec Sb la solubilité (M) du composé organique

Ces équation de log Koc permettent en l'absence d'information d'estimer Koc.

Comme Kow est corrélé avec la solubilité S on peut écrire :

$$\text{Log Koc} = 0,44 - 0,54 S1$$

$$\text{Log Koc} = 3,64 - 0,55 S2$$

$$\text{Log Koc} = 3,95 - 0,62 S2$$

Avec S1: la solubilité dans l'eau en fraction molaire et S2 en mg/l.

Quelques exemples pratiques à appliquer aux déchets du site de Bonfol .....

L'aquifère renfermant des matières organiques (foc = 0,01) on estimera le log Kd décrivant l'adsorption du 1,2 Dichloréthane qui est caractérisé par log Kow = 1,48.

Sur le site de déchets on trouve : du parathion (log Kow = 3.8), du Chlorobenzène (log Kow = 2,71) et du DDT (log Kow = 6,19).

- en utilisant l'équation de Hassett on estimera le coefficient de partage entre l'eau (Koc) et les matières organiques solides.
- Avec un foc = 0.01 on estimera pour les trois composants les valeurs respectives du Kd.

On comparera les marges de variation des coefficients de distribution pour le tétrachlorure de carbone (log Kow = 2,83) en faisant appel aux trois relations de régression de Log Koc et en prenant foc = 0,01.

### I.6. Transport de soluté non conservatif

Dans le cas du transport d'un soluté réactif et non conservatif suivant une réaction de disparition d'ordre 1 .

Ex. La biodégradation des composés organiques se rapproche de la désintégration des composés radioactifs dans le comportement. La décroissance d'un composé polluant est prise en compte dans la simulation numérique par

la résolution d'une équation différentielle du type :  $\frac{\partial C}{\partial t} = -\lambda * C$

ce qui, après intégration, donne  $C = C_0 * e^{-\lambda t}$ , expression qui définit, en fonction du temps t, la décroissance exponentielle par biodégradation d'une concentration initiale en polluant Co.

On en déduit, comme pour un composé radioactif, la **période de demi-vie**  $\left( T \frac{1}{2} \right)$  par biodégradation d'un

composé organique :  $T \frac{1}{2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$  d'où :  $\lambda = \frac{0,693}{T \frac{1}{2}}$

La valeur de  $\lambda$  est directement calculée à partir de  $T \frac{1}{2}$ , dont la valeur est le plus souvent donnée par la littérature, pour les composés organiques les plus courants.

La **biodégradation des composés organiques**, comme les hydrocarbures, entraîne la disparition d'une masse prise en compte par le modèle numérique dans la résolution de l'équation de transport.

**Exemple pratique....** Un composé organique a une tendance à l'hydrolyse avec  $t \frac{1}{2} = 3.5$  ans. Que donnera une concentration initiale de ce composé de 100 µg/l au bout de 10 ans, puis 30 ans ....

### I.7. L'équation générale

L'équation de transport, utilisée dans les modèles hydrodispersifs afin de déterminer l'évolution des teneurs d'un polluant organique à l'état dissous en fonction du temps et de la distance, s'écrit de la forme suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left[ \left( \frac{D_e}{R} \right) * \left( \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \right) \right] - \left[ \left( \frac{V}{R} \right) * \left( \frac{\partial C}{\partial X} \right) \right] - (\lambda * C)$$

**dispersion**
**convection**
**dégradation**

avec : C = concentration du polluant en solution ;



$t$  = temps ;  $D_e$  = coefficient de dispersion effective du polluant en solution dans l'eau du milieu saturé (cf. l'équation de Fick ) ;  $R$  = facteur de retard (cf. sorption) ;  $x$  = distance parcourue ;  $V$  = vitesse linéaire moyenne d'écoulement de l'eau dans le milieu poreux (cf. équation de Darcy) ;  $\lambda$  = constante de (bio)dégradation.

Cette équation comprend trois termes décrivant chacun un mécanisme distinct du devenir du polluant dissous en milieu poreux : la **dispersion**, la **convection** et la **dégradation**. *Ces termes sont à évaluer sur la DIB.*

## **LISTE des FIGURES**

**Figure 1a** : Distribution verticale schématique des hydrocarbures légers (non denses) miscibles (PLNA ou NAPL) dans un sous-sol pollué

**Figure 1b** : Distribution verticale schématique des hydrocarbures lourds (denses) non-miscibles (PLNAD ou DNAPL) dans un sous-sol pollué

**Figure 2**: Evolution de temps de comptag (cps) en fonction de la profondeur et au cours du temps sur le piézomètre AT2 (de 0 à 197,5 heures)

**Figure 3** : Evolution de temps de comptag (cps) en fonction de la profondeur et au cours du temps sur le piézomètre AT2 (de 217,5 à 988,5 heures)

**Figure 4** : Calibrage de la sonde neutron en terme de concentration en chlore - Essai au laboratoire sur un container en sable

**Figure 5** : Coupe circulaire par cartographies données issues de l'analyse neutronique à partir de 8 piézomètres équidistants placés autour du point d'injection

**Figure 6** : Rapports des épaisseurs apparentes et réelles des produits PLNA (ou NAPL) légers

## **LISTE DES PHOTOS**

**Photo 1** : schéma de l'appareillage SCIP

**Photo 2** : détail de la partie terminale du capteur TCP-LIF

**Photo 3** : schéma de fonctionnement de l'hydropunch

## **ANNEXES**

**Annexe III-1** : Rappels sur le Transport de Masse