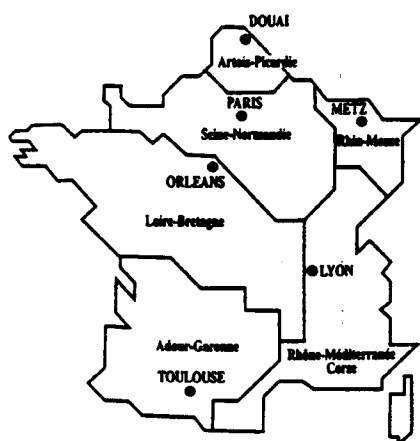


DECONTAMINATION DES NAPPES ETAT DE L'ART

Tome 1 : Synthèse



*Document réalisé sous la direction des Agences de l'Eau et
du Ministère de l'Environnement
Chargé d'étude : BURGEAP
156, Route de Tarascon
84000 Avignon
150 francs
Mai 1994
550 exemplaires
©Agences de l'eau, 1994
Tous droits réservés*

SOMMAIRE

PREMIERE PARTIE : OBJET DE L'ETUDE	1
1. OBJET DE L'ETUDE	2
2. METHODOLOGIE DE L'ETUDE	2
2.1. Organisation générale	2
2.2. Acquisition des informations de base	3
SECONDE PARTIE : LE MILIEU SOUTERRAIN, LES POLLUANTS, LEUR COMPORTEMENT DANS LE MILIEU SOUTERRAIN	4
1. LE MILIEU SOUTERRAIN	5
1.1. Zone saturée et non-saturée	5
1.2. Nappes libres, nappes captives, nappes alluviales	6
1.3. Surface piézométrique - carte piézométrique	6
1.4. Caractéristiques dynamiques d'un aquifère	7
1.5. L'hétérogénéité, caractéristique de base du milieu souterrain	8
1.6. Le milieu souterrain, siège d'une activité biologique	8
2. POLLUANTS LES PLUS COURAMMENT RENCONTRES	9
2.1. Polluants minéraux	9
2.2. Polluants organiques	10
2.2.1 Hydrocarbures couramment commercialisés	10
2.2.2. Autres hydrocarbures	10
2.2.3. Organo-halogénés aliphatiques	11
2.2.4. Autres substances organiques	12
2.3. Contaminations complexes	12
2.4. Propriétés importantes des polluants vis-à-vis du transfert et de la décontamination	13

3.	TRANSPORT DES POLLUANTS DANS LE MILIEU SOUTERRAIN	17
3.1.	Dans la zone non-saturée	17
3.2.	Dans la zone saturée	19
3.2.1.	Généralités	19
3.2.2.	Transport convectif	19
3.2.3.	Dispersion	20
3.2.4.	Facteurs retard	20
3.2.5.	Simulation des phénomènes	21
3.3.	Exemples	21
3.3.1.	Produit moins dense que l'eau (hydrocarbure courant)	21
3.3.2.	Produit plus lourd que l'eau (solvant halogéné)	25
4.	PRINCIPAUX MECANISMES BIOLOGIQUES UTILISABLES DANS LA DECONTAMINATION DES NAPPES	28
4.1.	Généralités	28
4.2.	Mécanismes de la transformation biologique des produits organiques	28
4.3.	Mécanismes de la transformation biologique des contaminants minéraux	29
4.4.	Principaux facteurs limitants	29
4.4.1.	Non-disponibilité des contaminants	29
4.4.2.	Autres facteurs limitants	30
4.5.	Principaux contaminants accessibles au traitement biologique	31
TROISIEME PARTIE : LES PROCEDES DE DECONTAMINATION DES NAPPES		32
1.	INVENTAIRE DES PROCEDES	33
2.	ANALYSE DES PRINCIPAUX PROCEDES IN SITU	34
2.1.	Le pompage-traitement	34
2.1.1.	Principes	34
2.1.2.	Conditions d'application	35
2.1.3.	Mise en oeuvre	35
2.1.4.	Avant de lancer un pompage-traitement...	36
2.2.	L'écrouissage	38
2.2.1.	Principes	38
2.2.2.	Conditions d'application	39
2.2.3.	Mise en oeuvre	39
2.2.4.	Commentaires	39

2.3.	La bio-lixiviation	40
2.3.1.	Principes	40
2.3.2.	Conditions d'application	42
2.3.3.	Mise en oeuvre	42
2.3.4.	Commentaires	43
2.4.	Le sparging ou stripping in situ	45
2.4.1.	Principes	45
2.4.2.	Conditions d'application	46
2.4.3.	Mise en oeuvre	46
2.4.4.	Commentaires	47
2.5.	Le procédé UVB	48
2.5.1.	Principes	48
2.5.2.	Conditions d'application	49
2.5.3.	Mise en oeuvre	49
2.5.4.	Commentaires	49
2.6.	L'extraction double	50
2.6.1.	Principes	50
2.6.2.	Conditions d'application	51
2.6.3.	Mise en oeuvre	51
2.6.4.	Commentaires	52
2.7.	Les procédés d'oxydo-réduction in situ	52
2.7.1.	Principes	52
2.7.2.	Conditions d'application	53
2.7.3.	Mise en oeuvre	53
2.7.4.	Commentaires	53
2.8.	Les procédés biologiques	53
2.8.1.	Modifications physiques dans l'environnement souterrain	53
2.8.2.	Modifications chimiques dans l'environnement souterrain	54
2.8.3.	Problèmes de mise en oeuvre	54
2.8.4.	Multiplication de micro-organismes endogènes	55
2.8.5.	Apport de flore exogène	55
3.	ANALYSE DES PRINCIPAUX PROCÉDES EX SITU	56
3.1.	Le stripping	56
3.1.1.	Principes	56
3.1.2.	Conditions d'application	57
3.1.3.	Mise en oeuvre	57
3.1.4.	Commentaires	57

3.2. L'adsorption sur charbon actif	58
3.2.1. Principe	58
3.2.2. Conditions d'application	58
3.2.3. Mise en oeuvre	58
3.2.4. Commentaires	59
3.3. Les réacteurs biologiques	59
3.3.1. Principe	59
3.3.2. Conditions d'application	59
3.3.3. Mise en oeuvre	59
3.3.4. Commentaires	60
4. ANALYSE DES PRINCIPAUX PROCEDES EN DEVELOPPEMENT	61
4.1. La recherche-développement sur la bio-dégradation des produits halogénés	61
4.2. Les procédés passifs : Parois traitantes	62
4.3. Les procédés électriques	63
QUATRIEME PARTIE - SYNTHESE ADEQUATIONS SITUATIONS - PROCEDES	64
1. TYPOLOGIE HYDROGEOLOGIQUE	65
1.1. Critères de classification	65
1.1.1. Epaisseur et nature de la zone non-saturée	65
1.1.2. Vitesse de déplacement de l'aquifère	65
1.1.3. Chimie des eaux	66
1.1.4. Hétérogénéité du milieu souterrain	66
1.1.5. Autres facteurs	67
1.2. Proposition de typologie des situations hydrogéologiques	67
1.2.1. Critères de base	67
1.2.2. Association de ces critères en fonction des conditions hydrogéologiques françaises et des contaminations connues	68
1.3. Synthèse	71
2. TYPOLOGIE DES CONTAMINATIONS	71
2.1. Cas particulier des contaminations minérales	71
2.2. Contaminants organiques	71
2.3. Contaminations complexes	73

3. ADEQUATIONS PROCEDES - SITUATIONS HYDROGEOLOGIQUES	74
4. ADEQUATIONS PROCEDES - CONTAMINANTS	75
5. SYNTHESE	76
5.1. Situations "faciles"	76
5.2. Situations "difficiles"	76
5.3. Contaminations minérales	77
 CINQUIEME PARTIE : STRATEGIES DE DECONTAMINATION QUELQUES PRINCIPES GENERAUX	 78
 SIXIEME PARTIE : DEVELOPPEMENTS A ENVISAGER EN FRANCE	 82

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schématisation des différentes zones du milieu souterrain	5
Figure 2 : Comportement des produits dans le milieu souterrain : Cas d'un hydrocarbure atteignant la nappe en phase	22 22
Figure 3 : Comportement des produits dans le milieu souterrain : Cas d'un hydrocarbure n'atteignant pas la nappe en phase	24
Figure 4 : Comportement des produits dans le milieu souterrain : Cas d'un solvant chloré atteignant la nappe en phase	26
Figure 5 : Comportement des produits dans le milieu souterrain Cas d'un solvant chloré n'atteignant pas la nappe en phase	27
Figure 6 : Schéma de principe d'un pompage-traitement	34
Figure 7 : Schéma de principe de l'écémage	38
Figure 8 : Schéma de principe de la bio-lixiviation	41
Figure 9 : Schéma de principe du sparging ou stripping in-situ	45
Figure 10 : Schéma de principe du procédé UVB	48
Figure 11 : Schéma de principe de l'extraction double	50
Figure 12 : Schémas de principe du stripping	56
Figure 13 : Schéma de principe de la paroi biologique double	62

ANNEXES

ANNEXE 1 : INSTITUTIONS, SOCIETES ET PERSONNES CONSULTÉES	85
ANNEXE 2 : BIBLIOGRAPHIE	87
ANNEXE 3 : CARACTERISTIQUES DES COUPES PETROLIERES COURANTES	93
ANNEXE 4 : CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE QUELQUES CONTAMINANTS ORGANIQUES COURANTS	95
ANNEXE 5 : NOUVELLES VALEURS DES SEUILS DE REFERENCE "C" NEERLANDAIS	98
ANNEXE 6 : LISTE NON EXHAUSTIVE D'ENTREPRISES POUVANT METTRE EN OEUVRE LES TECHNIQUES PRESENTEES	101

PREMIERE PARTIE :
OBJET DE L'ETUDE
PRESENTATION DE LA METHODOLOGIE

1. OBJET DE L'ETUDE

La présente étude, menée dans le cadre du thème Interagences "Déchets et transferts de pollution", concerne la réalisation d'un état de l'art des techniques de décontamination des nappes souterraines par des dépôts de déchets ou des sols imprégnés.

Elle a pour objet de répondre aux besoins suivants, exprimés par les Agences de l'Eau et d'autres prescripteurs français :

- * disposer d'un ensemble de techniques de décontamination éprouvées, évaluées en efficacité et en coût ;
- * être en mesure de choisir dans chaque cas les solutions techniques et les critères de dépollution adaptés.

Elle est complémentaire d'études analogues, menées en 1993 et 1994 sous l'égide de l'ADEME, consacrées aux méthodes de traitement des sols, lesquelles sont en conséquence exclues du champ de la présente étude.

Confiée par l'agence d'exécution (Agence de l'Eau Rhin-Meuse) à Burgéap SA, l'étude a été exécutée au second semestre 1993 et début 1994. Burgéap s'est attaché en sous-traitance la coopération du GIE Anjou Recherche, de l'Institut français du Pétrole, de l'Institut d'Hydromécanique de l'Université de Karlsruhe (RFA), et de la société néerlandaise IWACO BV.

De nombreuses institutions et sociétés ont en outre apporté leur contribution à l'étude, notamment en acceptant de collaborer à l'enquête mentionnée plus loin. La liste des sociétés et personnes contactées figure en Annexe 1 au présent document.

2. METHODOLOGIE DE L'ETUDE

2.1. Organisation générale

L'étude a été organisée à partir de trois principaux volets :

- ① Inventaire des procédés de décontamination ;
- ② Etablissement d'une typologie, visant à mettre en relation les types de contamination recensés avec des techniques adaptées ;
- ③ Synthèse critique de l'information obtenue, visant notamment à définir quelques axes de travail pour la mise au point ou l'amélioration des procédés existants et la recherche de nouveaux procédés.

2.2. Acquisition des informations de base

Les informations de base ont été acquises à travers :

- * un examen approfondi de la littérature internationale de ces dernières années : publications spécialisées, actes de congrès notamment (la liste - non exhaustive - des documents utilisés est reportée en Annexe 2) ;
- * l'analyse détaillée de l'abondante littérature produite par l'Agence Fédérale américaine de Protection de l'Environnement (EPA), facilitée par l'accès par télécommunication à des banques de données spécialisées (ATTIC et VISITT notamment) ;
- * un questionnaire de complément adressé à certaines entreprises de dépollution, notamment américaines, grâce à un réseau de correspondants aux Etats Unis ;
- * une large enquête menée en France, en Allemagne et aux Pays-Bas pour inventorier des opérations "en vraie grandeur" intéressantes dans la perspective de l'étude :
 - en France, il a été possible, par le canal de l'UPDS (Union Professionnelle des Entreprises de Dépollution de Sites), de rentrer en contact avec les sociétés actives en matière de décontamination de nappes ; celles qui ont souhaité participer à l'enquête ont été sollicitées pour présenter des opérations dans ce domaine, qui ont été intégrées à l'inventaire qui fait l'objet du Tome III du présent rapport ;
 - en Allemagne, l'inventaire a été mené par l'Université de Karlsruhe ; de la même façon, les opérations les plus significatives ont été intégrées à l'inventaire ;
 - aux Pays-Bas, il a été facilité par l'aide apportée par la Sté IWACO, qui a sélectionné à notre demande quelques réalisations parmi un nombre important d'opérations auxquelles elle a été associée, et nous a laissé accéder à des documents internes d'évaluation de ces opérations.

On est ainsi parvenu à identifier et à décrire de façon détaillée :

- * d'une part des procédés de décontamination, dont la présentation fait l'objet du Tome II du présent document ;
- * d'autre part des opérations, autant que possible achevées, qui sont présentées au Tome III ; celles-ci ont été choisies sur la base de critères hydrogéologiques, de critères relatifs à la nature de la contamination, et en fonction des procédés mis en oeuvre, pour constituer une sélection représentative et correspondant aux préoccupations des Agences.

SECONDE PARTIE :
LE MILIEU SOUTERRAIN,
LES POLLUANTS,
LEUR COMPORTEMENT DANS LE MILIEU SOUTERRAIN

1. LE MILIEU SOUTERRAIN

NB : l'ambition de ce chapitre est de faciliter au lecteur non spécialiste la compréhension des mécanismes qui président à la propagation des contaminants dans le sous-sol et à la conception des méthodes de décontamination.

1.1. Zone saturée et non-saturée

Le plus souvent, les roches et les sols sont constitués de petits fragments ou de grains, séparés par des pores connectés par de petits canaux dans lesquels l'eau peut circuler.

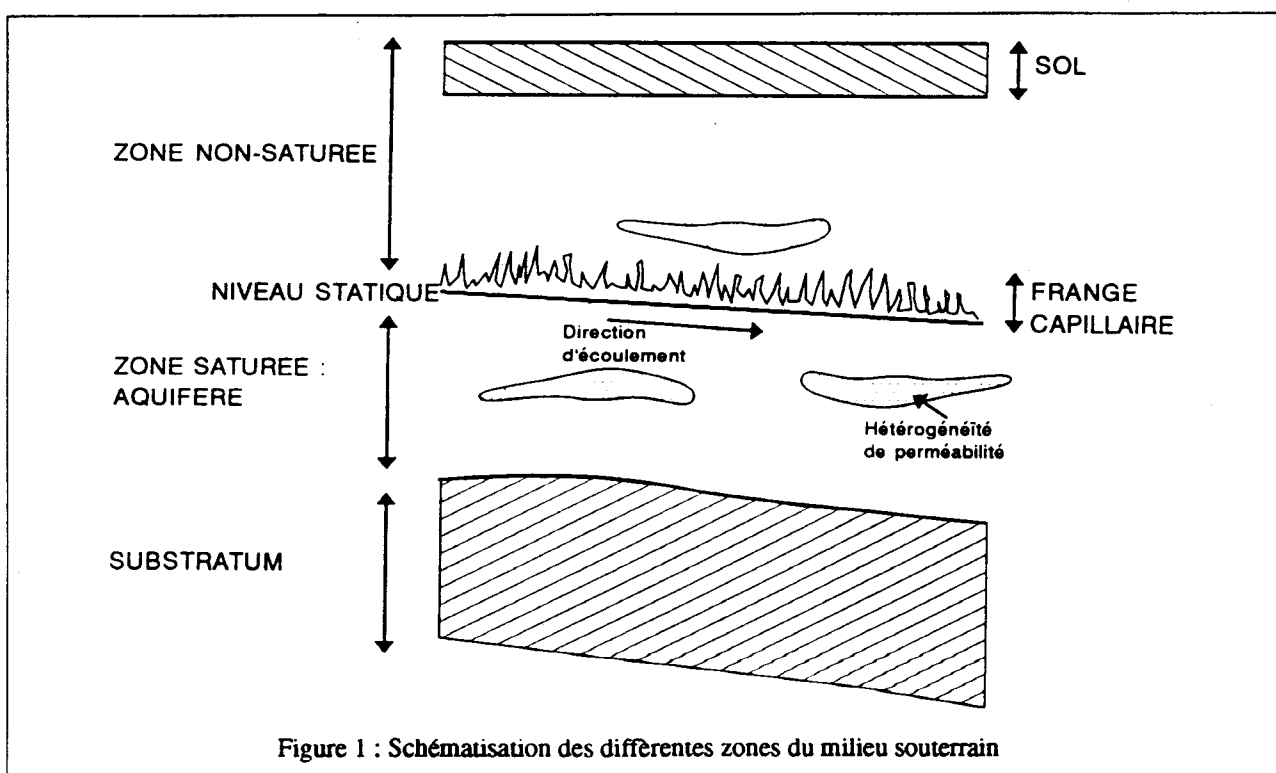


Figure 1 : Schématisation des différentes zones du milieu souterrain

A partir de la surface du sol, on peut distinguer (cf figure 1) :

- ❶ **la zone non-saturée**, où les pores ne sont que partiellement remplis d'eau ; un liquide s'y infiltrant la traversera selon une composante **majoritairement verticale**, sous l'effet de la pesanteur (c'est par exemple le trajet que suit la part de la pluie qui s'infiltré pour alimenter une nappe souterraine) ;

les pores non occupés par l'eau permettent la circulation d'air, la zone non-saturée comprend donc trois phases, solide, liquide et gazeuse ;

- ❷ **la zone saturée**, où l'ensemble des pores est rempli d'eau ; la **composante horizontale** des écoulements est prépondérante. La pression y croît avec la profondeur. La limite où cette pression est égale à la pression atmosphérique forme la surface libre de l'aquifère : si l'on creuse un puits, ce niveau correspondra au niveau de stabilisation de l'eau dans l'ouvrage (niveau statique ou piézométrique).

Au dessus se trouve la frange capillaire, épaisse d'une dizaine de cm pour un sable grossier à 2,5 m pour une argile, dans laquelle les pores sont remplis d'eau mais la pression reste inférieure à la pression atmosphérique. Les mouvements de l'eau y sont essentiellement verticaux, ascendants sous l'effet de l'évapo-transpiration ou descendants sous l'effet de l'infiltration de l'eau de pluie.

Cette zone saturée constitue l'aquifère, qui comprend deux phases, l'une solide et immobile, la roche réservoir, l'autre liquide et mobile, l'eau. Ce sont les caractéristiques de la phase solide qui déterminent la dynamique de l'eau au sein du réservoir.

Le substratum de l'aquifère joue également un rôle important dans l'écoulement : sa cote déterminera l'épaisseur aquifère dont dépend le débit d'eau qui transite dans le réservoir, sa forme peut déterminer la distribution et la direction des écoulements.

1.2. Nappes libres, nappes captives, nappes alluviales

Une nappe est dite **libre** lorsque l'eau contenue dans la formation aquifère n'est pas piégée sous une couche imperméable. Le toit de la nappe et son niveau piézométrique se situent à la même cote.

Le terme de nappe **phréatique** est par ailleurs réservé à la première nappe que peut rencontrer un puits.

Au contraire, une nappe est **captive** lorsqu'une formation supérieure imperméable piège l'eau dans l'aquifère. Le niveau piézométrique est alors plus haut que la cote du toit de la nappe, voire plus haut que le sol dans le cas d'une nappe artésienne.

Enfin, les nappes **alluviales** sont celles qui circulent dans les dépôts alluviaux d'un cours d'eau voisin, alimentées ou drainées par celui-ci. Lorsqu'un captage est situé à faible distance d'un cours d'eau, une grande partie de l'eau qu'il fournit est issue de ce dernier, par "alimentation induite". Ce système, qui fournit de l'eau potable à de très nombreuses agglomérations urbaines, est souvent dénommé le "complexe alluvions-rivière".

1.3. Surface piézométrique - carte piézométrique

L'eau de pluie qui s'infiltré dans un terrain et atteint la nappe s'écoule lentement vers un exutoire qui la draine (source ou rivière par exemple), en suivant la ligne de plus grande pente des eaux, perpendiculairement aux courbes d'égal niveau piézométrique (isopièze) que l'on peut tracer sur la surface libre de l'eau, dite surface piézométrique.

1.4. Caractéristiques dynamiques d'un aquifère

La description du mouvement de l'eau au sein de l'aquifère fait appel à différents concepts (1).

① Le premier est la **porosité** du milieu, qui se définit comme le pourcentage de vides contenus par la roche ou le sol. La porosité totale est ainsi égale au volume de vides rapporté au volume total de roche. En zone saturée, ces vides ou pores sont totalement occupés par de l'eau. Cependant, ce concept est insuffisant pour décrire le mouvement de l'eau au sein du milieu :

- parce qu'une part de l'eau contenue dans les pores est liée aux particules de roche par des forces d'attraction moléculaires ;
- parce que les pores ne sont pas forcément connectés les uns aux autres.

On définit du coup un second concept, la **porosité cinématique**, comme le volume d'eau **qui peut circuler** rapporté au volume de roche. La connaissance de cette grandeur est nécessaire à l'évaluation de la vitesse d'écoulement. En conditions de terrain, seuls des traçages permettent de la mesurer.

② Une seconde série de paramètres descriptifs du mouvement de l'eau au sein du milieu sont ceux définis par la **loi de Darcy**, qui s'écrit :

$$v_d = K \cdot i$$

avec : v_d : vitesse de filtration, ou vitesse de Darcy ;
K : coefficient de perméabilité ;
i : perte de charge par unité de longueur, ou gradient hydraulique.

et K tel que : $K = k \cdot \rho \cdot g / \mu$

avec : k : perméabilité intrinsèque du milieu poreux ;
 ρ : masse volumique du fluide ;
g : accélération de la pesanteur ;
 μ : viscosité dynamique du fluide.

Dans la pratique de l'hydrogéologue :

- * le paramètre i correspond à la pente moyenne de l'écoulement telle qu'elle découlera de l'observation (et du report cartographique) de la piézométrie ;
- * le paramètre K peut se déduire de l'observation de l'évolution des niveaux de la nappe au cours d'un pompage d'essai, qui permettra, moyennant une technique d'interprétation adaptée, de calculer la grandeur appelée transmissivité :

$$T = K \cdot e$$

avec : T : transmissivité
e : épaisseur de l'aquifère (épaisseur mouillée).

(1) Le lecteur soucieux de compléter ces notions pourra se reporter par exemple à l'ouvrage de M. le Pr G. de Marsily, "Hydrogéologie quantitative", Masson Éditeurs, 1981.

C'est de ces bases, ici sommairement exposées, que découleront, sur le plan hydrogéologique, l'essentiel des déterminations pratiques nécessaires à la conception des opérations de décontamination de nappe, par exemple :

- détermination de la vitesse d'écoulement de l'eau contaminée vers un point à protéger ;
- détermination du débit et du cône d'appel d'un puits de protection ;
- détermination des caractéristiques des ouvrages de captage.

1.5. L'hétérogénéité, caractéristique de base du milieu souterrain

Le milieu souterrain est hétérogène :

- * verticalement, du fait par exemple de la stratification de couches successives déposées successivement, et présentant des caractéristiques lithologiques variables du fait de conditions de sédimentation différentes ;
- * horizontalement, par exemple en milieu alluvial où les divagations du lit mineur d'un cours d'eau occasionnent des conditions de dépôt variables.

Ces hétérogénéités lithologiques naturelles détermineront des variations considérables sur le plan des conditions de gisement et de l'écoulement de l'eau.

Il s'y ajoute, notamment en milieu urbain ou industriel, les perturbations liées à l'activité humaine : grands ouvrages souterrains, remaniements liés à des déblais ou des remblais, pompages, modifications du niveau des cours d'eau, etc..., qui peuvent localement avoir une incidence majeure sur les écoulements souterrains.

1.6. Le milieu souterrain, siège d'une activité biologique

Intense dans le sol "agronomique" et la zone non-saturée, où elle est entretenue par les apports de matière organique issue de la végétation ou de l'activité humaine, l'activité biologique n'est par pour autant nulle dans la zone saturée, malgré la relative rareté des substrats carbonés de base.

De façon générale, on a coutume de distinguer deux grands types de micro-organismes, selon les mécanismes biochimiques (ou métabolismes) qu'ils utilisent pour produire l'énergie nécessaire à la construction de leur biomasse :

- * les organismes aérobies qui utilisent l'oxygène de l'air ou l'oxygène dissous dans l'eau pour des réactions d'oxydation produisant de l'énergie ;
- * les organismes anaérobies qui utilisent d'autres oxydants présents dans le milieu souterrain : nitrates, sulfates, fer ferrique, etc...

La présence de l'un ou l'autre type de flore microbienne est donc dépendante de l'ambiance chimique du milieu souterrain, et en fait de la présence ou non d'oxygène, selon les cas milieu oxygéné, ou, au contraire, réducteur.

2. POLLUANTS LES PLUS COURAMMENT RENCONTRES

2.1. Polluants minéraux

Ces substances relèvent :

- * soit de métaux solubles dans l'un de leurs états d'oxydation, et particulièrement des métaux lourds, notamment Chrome, Zinc, Cadmium, Mercure, etc... : ces métaux sont issus de différentes activités industrielles (par exemple traitement de surface, tanneries, électrolyse du sel) ; les contaminations peuvent se produire à l'occasion d'épandages plus ou moins accidentels de liquides contenant ces produits, à la faveur de fuites dans des réseaux d'eaux résiduaires, ou par lixiviation de boues ou de déchets déposés au sol ;
- * soit d'anions solubilisés à partir de dépôts de sels en surface, lessivés par les eaux de pluie : chlorures, sulfates, issus de dépôts de sel, de sylvinite, de phosphogypse, etc... ;

Ces substances sont fréquemment issues de l'industrie minière : à partir de dépôts de stériles ou de sous-produits, issus du tri après extraction du minerai ou de l'enrichissement, une contamination chronique, souvent ancienne, des eaux souterraines est enregistrée.

L'interaction entre métaux lourds et matériaux du sol et du sous-sol est particulièrement complexe et reste en général assez mal connue. Différents phénomènes, plus ou moins réversibles et étroitement dépendants de la composition lithologique et de l'ambiance chimique du sol, tels que l'adsorption sur les matières organiques, la complexation, la précipitation, rendent extrêmement difficile la prédiction des flux susceptibles de contaminer réellement les nappes. En règle générale cependant, les métaux sont solubles en conditions réductrices et peu solubles en conditions oxydantes. De même, ils sont souvent d'autant plus solubles que le pH est acide.

En France, des problèmes de santé publique (contamination de captages publics) liés à des métaux lourds concernent le chrome hexavalent. L'arrêt de captages suite à une pollution par Mercure a été enregistré en Allemagne.

Une mention particulière doit être faite des situations résultant de la cessation d'exploitation de certaines mines. L'arrêt du rabattement de la nappe qui en résulte occasionne un ennoyage des galeries qui peut remobiliser des métaux sous une forme réduite. Ceux-ci peuvent alors contaminer l'exutoire des galeries, nappe ou eaux superficielles via une émergence.

On peut également signaler des pollutions d'origine industrielle par nitrates, issues de la fabrication d'explosifs ou de champs de tir.

Enfin, l'industrie du traitement de bois, utilisatrice de sels de Chrome, d'Arsenic, et jadis de Bore avant leur interdiction, en manipule des quantités suffisamment importantes pour que des accidents ou des contaminations chroniques puissent se produire (plusieurs cas recensés en France et en Amérique du Nord).

2.2. Polluants organiques

2.2.1 Hydrocarbures couramment commercialisés

Il s'agit des produits pétroliers utilisés par le grand public, carburants automobiles et fuel domestique. Les risques de contamination sont nombreux et extrêmement dispersés, et de fait ces produits sont à l'origine de plus de la moitié des contaminations recensées. Le transport du produit brut puis raffiné depuis le lieu d'arrivée (en général un port) jusqu'au consommateur final dans l'une des 20 à 25.000 stations services que compte la France nécessitera de nombreux "dépotages" sur divers sites de fabrication, de stockage et de distribution, le transit par oléoduc, par voie ferroviaire ou routière. Toutes ces manipulations sont autant de risques d'accident, les fuites insidieuses ou massives affectant des canalisations ou des cuves enterrées constituant un autre facteur de pollution.

L'introduction récente des carburants sans Plomb s'est traduite par un accroissement de la mobilité de certains des polluants contenus dans les essences. Le Plomb tétra-éthyle, anti-détonant traditionnel, est désormais remplacé par des additifs oxygénés eux-mêmes fortement solubles (MTBE, TAME (1), et qui semble-t-il pourraient même accroître la solubilité dans l'eau des autres constituants des essences.

On peut admettre que 10 % environ des stations service ou dépôts d'hydrocarbures constituent l'origine de pollutions significatives des eaux souterraines (présence de flottant). Ceci ne signifie pas pour autant que le risque pour la santé publique soit aussi considérable qu'un tel chiffre pourrait le laisser penser. Certes des captages publics peuvent être condamnés après une contamination par hydrocarbures. Mais le seuil de détection olfactif et gustatif de ces hydrocarbures dans l'eau est extrêmement bas (quelques micro-grammes par litre), et très largement inférieur à leur seuil de toxicité. Dans ces conditions, l'eau contaminée ne peut en aucun cas être distribuée et consommée largement par les usagers, et ces hydrocarbures ne constituent pas, de ce fait, un risque toxique majeur.

Par contre, ces hydrocarbures sont à l'origine de risques et de nuisances d'une autre nature :

- * risque explosif, quand une nappe contaminée par des hydrocarbures flottants est affectée par des travaux souterrains ou qu'elle remonte au niveau de caves, fondations, parkings, etc...
- * risque de désordre aux ouvrages souterrains, la présence d'hydrocarbures dans l'eau pouvant affecter la tenue des bétons ou des joints d'étanchéité de parois ;
- * nuisances olfactives.

2.2.2. Autres hydrocarbures

Il s'agit :

- * du pétrole brut, transporté essentiellement par oléoduc ou chemin de fer des ports vers les raffineries ;
- * du naphta, coupe pétrolière composée d'aromatiques légers, utilisée comme matière première dans l'industrie chimique ;
- * des solvants aromatiques (par exemple toluène et dérivés) largement utilisés dans l'industrie des peintures ;

(1) MTBE : Méthyl tertio-butyl ester ; TAME : Tertio-amyl méthyl ester.

- * des carburants utilisés dans l'aviation, en général transportés au moins partiellement par route, et stockés et distribués sur les aéroports : les contaminations de ce type apparaissent très fréquentes aux Etats Unis, notamment au voisinage de bases militaires ; un cas de ce type est connu en France au voisinage d'un grand aéroport civil ;
- * des fuels lourds utilisés comme combustibles par des centrales électriques ou par des chaudières industrielles, et des huiles minérales, notamment usagées ;
- * des résidus de raffinage de la houille ou du pétrole, rencontrés par exemple sur d'anciennes usines à gaz, ou parfois utilisés en remblai sur des sites pétrochimiques anciens : ces produits (brais, goudrons, créosotes) sont des mélanges complexes d'hydrocarbures lourds, au sein desquels se retrouvent souvent des phénols ou crésols solubles qui peuvent être véhiculés vers les eaux souterraines.

Vis-à-vis de ces coupes pétrolières lourdes, la zone non-saturée retient, au moins temporairement, la fraction la plus lourde. Seuls sont alors menaçants pour les eaux souterraines les composés les plus solubles, issus du produit lui-même ou de sa dégradation progressive. Des cas sont recensés où l'épandage de goudrons est suffisamment proche de la nappe pour que des Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques, particulièrement toxiques, et plus denses que l'eau, soient retrouvés dans les eaux souterraines.

2.2.3. Organo-halogénés aliphatiques

Ces produits sont très largement utilisés comme solvants dans l'industrie chimique et mécanique. Dérivés substitués par le Chlore ou/et le Brome ou/et le Fluor d'alcane ou d'alcènes légers, ils présentent des propriétés physiques et chimiques générales qui expliquent le risque qu'ils présentent pour les eaux souterraines :

- * ils sont fluides ;
- * ils sont très peu bio-dégradables en aérobiose dans les conditions normales du sol ;
- * ils sont solubles et volatils ;
- * ils sont denses, en général plus lourds que l'eau.

Ils sont par conséquent susceptibles de migrer facilement en phase à travers la zone non-saturée, et une fois au toit de l'aquifère tendent à "couler" jusqu'au substratum, ce qui rendra leur récupération par les techniques classiques très hasardeuse.

Les substances les plus répandues sont le trichloréthylène (TCE), le 1.1.1. trichloro-éthane (TCA), le tétrachloroéthylène ou perchloréthylène (PCE), le dichlorométhane, le chloroforme et le bromoforme.

Sur le plan de la santé publique, les hydrocarbures halogénés constituent un risque dont l'envergure est de plus en plus mise en évidence, avec la précision accrue des analyses réglementaires menées sur les captages publics. Souvent manipulés de longue date par des ateliers artisanaux sans guère de précautions, ils apparaissent de façon quasi-générale dans certains grands systèmes aquifères situés dans des régions industrielles (nappe de l'Est lyonnais, nappe de la plaine d'Alsace, nappe de la Crau dans une moindre mesure).

En outre, les reconnaissances nécessaires pour comprendre précisément leurs conditions de gisement dans l'aquifère ne sont que rarement menées. En particulier, même si ce phénomène a été effectivement mis en évidence aux Etats Unis, en Allemagne et aux Pays-Bas, la présence de produit en phase à la base de l'aquifère, constituant une source de contamination particulièrement difficile à résorber, n'a apparemment jamais été attestée en France.

2.2.4. Autres substances organiques

Les produits utilisés pour le déverglaçage des routes et pistes d'aéroport (chlorure de sodium en entretien routier mais parfois - aéroports - des molécules organiques telles qu'alcools et glycols), compte tenu de leur usage ponctuel et massif et de leur solubilité, constituent un risque notable de pollution des eaux souterraines. C'est ainsi qu'une contamination d'un captage public a pu être enregistrée au voisinage d'aéroport allemand. Des contaminations par les émulseurs utilisés en extinction d'incendie ont également été observées (Suisse).

Des contaminations par tensio-actifs (nonyl-phénols éthoxylés, alkylbenzène sulfonates) ont pu être notées au droit d'établissements industriels. De la même façon, plusieurs cas sont connus de contaminations par des cétones ou des produits voisins (acétone, méthyl-éthyl cétone, tétrahydro-furane) utilisés dans la préparation de colles et résines.

Le cas particulier des phtalates issus par exemple de sables de fonderie (tout comme les phénols d'ailleurs) doit également être mentionné, de même que celui des polychloro-biphényles (ou PCB), contaminations qui s'agissant des eaux souterraines conservent cependant un caractère exceptionnel, dû à la faible solubilité de ces molécules.

En dehors des contaminations diffuses ayant l'agriculture pour origine, les pesticides sont susceptibles de contaminer les eaux souterraines à partir des sites de production ou de stockage. En France, on connaît par exemple un cas de contamination par produits phytosanitaires à la suite de l'incendie d'une coopérative de commercialisation stockant des quantités importantes de phytosanitaires, qui furent véhiculés vers les eaux souterraines par les eaux d'extinction.

Le pentachlorophénol, fongicide utilisé en traitement industriel de bois, est également une substance citée par la littérature.

Enfin, on connaît en France plusieurs cas de contamination par Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques, au droit par exemple d'établissements de production d'enrobés routiers.

2.3. Contaminations complexes

Les déversements consécutifs à des accidents ferroviaires ou routiers se traduisent le plus souvent par des contaminations "mono-produit". A l'inverse, l'activité industrielle aboutit en général à la combinaison sur un site de produits de natures diverses, et les contaminations d'origine industrielle sont donc souvent liées à la présence de produits divers.

Un cas simple et classique est celui des stations-service stockant à la fois des carburants correspondant à des coupes pétrolières légères, et des huiles minérales lourdes, qui présentent des caractéristiques très contrastées en matière de solubilité, de volatilité ou de biodégradabilité par exemple.

D'autres situations classiques, abondamment documentées par la littérature spécialisée nord-américaine, sont représentées par les bases aériennes, qui sont souvent à l'origine de contaminations par carburants d'aviation du fait de la présence de stockages enterrés d'hydrocarbures de ce type, mais où l'activité de maintenance amène à manipuler des quantités importantes de solvants chlorés retrouvés dans les eaux souterraines.

On citera également l'industrie des peintures, utilisatrice à la fois de solvants aromatiques légers du type du toluène, de solvants chlorés, et de métaux lourds utilisés dans la confection des matières colorantes.

Un autre exemple est constitué par l'industrie du traitement de bois, utilisatrice de fongicides minéraux à base de sels de Chrome ou d'Arsenic, de produits organo-chlorés du type du pentachlorophénol, et d'hydrocarbures lourds (créosotes).

Une usine chimique produisant des matières plastiques à partir de l'éthylène stocke et manipule également des produits de natures très variés : du chlorure de Sodium comme matière première de la production du Chlore, divers métaux lourds (Mercure) utilisés comme catalyseurs, des produits intermédiaires et finis correspondant à des molécules organo-halogénées aliphatiques ou aromatiques, des hydrocarbures pétroliers courants, combustibles de base...

Bien évidemment, et de par leur nature même, les sites de dépôt sauvage de déchets industriels sont également susceptibles d'être à l'origine de contaminations aux natures chimiques très variées.

2.4. Propriétés importantes des polluants vis-à-vis du transfert et de la décontamination

Les propriétés physiques suivantes déterminent le mode de gisement de la pollution au sein du milieu souterrain et la faisabilité des techniques de décontamination applicables :

- * la densité, qui conditionne le comportement du produit en phase par rapport à l'eau de la nappe : plus dense que l'eau (DNAPL (1)) susceptible de s'accumuler en phase au contact entre l'aquifère et le substratum, ou au contraire moins dense que l'eau et donc susceptible de former une "galette" de produit flottant en phase sur l'aquifère (LNAPL (1)) ;
- * la viscosité, qui détermine la perméabilité du matériau poreux au produit pur, et donc régit son écoulement en phase à travers la zone non-saturée ou dans la zone saturée ; la viscosité conditionnera notamment la structure du corps d'imprégnation du produit dans la zone non-saturée (étalée pour un produit visqueux, ou au contraire sub-v verticale pour un produit fluide) ; elle détermine également les conditions d'écoulement du produit pur en phase au toit de l'aquifère (extension de la galette flottante) ;
- * la solubilité dans l'eau, liée pour l'essentiel au caractère plus ou moins polaire des contaminants : elle déterminera l'existence et l'extension de panaches de contamination dissoute ;
- * les conditions d'équilibre entre phase liquide ou dissoute et phase vapeur (caractère plus ou moins volatil du produit), habituellement appréciées par les lois de Raoult et Henry (cf tableau en Annexe 4) : sur ces bases, on distingue classiquement les "composés organiques volatils" (2) des autres composés organiques ;
- * la présence dans l'eau sous forme ionique ou fortement polaire, qui peut permettre le déplacement du contaminant sous l'action d'un champ électrique.

(1) DNAPL : Dense Non Aqueous Phase Liquid (liquide dense en phase non aqueuse) ; LNAPL : Light Non Aqueous Phase Liquid (liquide léger en phase non aqueuse).

(2) COV, ou VOC de la littérature anglophone.

Concernant les principales propriétés chimiques, on doit notamment considérer :

- * la présence de plusieurs formes d'oxydation de solubilité différentes, propriété importante dans le cas des contaminants minéraux, classiquement exploitée dans des procédés ex-situ pour provoquer la précipitation du contaminant initialement soluble en une forme insoluble ;
- * la biodégradabilité, qui peut être appréciée à travers le rapport DBO5 / DCO, ou la durée de demi-vie (1). En réalité, une prise en compte convenable de la biodégradabilité du contaminant ne peut faire abstraction des conditions d'environnement requises, c'est à dire en définitive la nature du métabolisme en cause, aérobie, anaérobie ou cométabolisme ;
- * enfin, le facteur intégrateur complexe que constitue la toxicité ; il peut être apprécié à partir des teneurs admises par les normes de potabilité (C.M.A.) ; cependant, si la toxicité détermine la priorité accordée à l'opération au travers d'une analyse de risques, elle n'a pas d'implication apparente sur le choix des procédés, en dehors de la question du traitement des rejets des procédés vers l'atmosphère ou vers les eaux (2) ; elle peut par contre se traduire par des précautions particulières sur le plan de l'hygiène et de la sécurité du personnel, et donc jouer sur les coûts.

Les tableaux pages suivantes regroupent les principaux agents de contamination sur la base d'analogies chimiques et de propriétés physiques voisines.

(1) *Quoique la durée de demi-vie ne prenne pas en compte que la bio-dégradation.*

(2) *au delà bien sûr de ses implications sur la bio-dégradabilité prises en compte par ailleurs.*

TYPOLOGIE SIMPLIFIEE DES PRINCIPAUX AGENTS DE CONTAMINATION

Familles de polluants	Principales propriétés communes	Exemples	Activités génératrices
HYDROCARBURES PETROLIERS COURANTS	<ul style="list-style-type: none"> - Plus légers que l'eau - Bio-dégradables - Globalement peu solubles mais fraction soluble possible - Volatils ou comportant une fraction volatile - Viscosité variable - Adsorption variable 	<ul style="list-style-type: none"> - Essences - Gazole - Fuel-Oil domestique - Carburants aviation - Pétrole brut - Naphta 	<ul style="list-style-type: none"> - Stations-service - Dépôts de stockage - Installations de transport (ports, pipes) - Raffineries - Transport (Fer, route)
HYDROCARBURES LOURDS	<ul style="list-style-type: none"> - Densité variable - Peu bio-dégradables - Peu solubles - Peu volatils - Visqueux - Adsorption en général forte 	<ul style="list-style-type: none"> - Fuels lourds - Goudrons de houille - Goudrons de pétrole - Créosotes 	<ul style="list-style-type: none"> - Chaudières, centrales therm. - Usines à gaz - Raffineries - Trait' de bois
HYDROCARBURES HALOGENES ALIPHATIQUES	<ul style="list-style-type: none"> - Denses - Peu bio-dégradables - Relativement solubles - Volatils - Fluides - Adsorption en général faible 	<ul style="list-style-type: none"> - Nombreuses formules, les plus courantes : TCE, TCA, PCE, chlorof. bromoforme 	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement de surface, mécanique - Industrie chimique - Nettoyage à sec - Très courants dans de nombreuses industries

Familles de polluants	Principales propriétés communes	Exemples	Activités génératrices
<p>AUTRES ORGANIQUES</p> <ul style="list-style-type: none"> - Hydrocarbures oxygénés - Halogénés cycliques 	<ul style="list-style-type: none"> - Fortement solubles - Bio-dégradables - Autres propriétés variables - Peu volatils - Très peu à pas bio-dégradables 	<ul style="list-style-type: none"> - Glycols, alcools, cétones, phénols, furane, additifs des carburants modernes (MTBE, TAME) - Nombreux pesticides - PCB - Pentachlorophénol 	<ul style="list-style-type: none"> - Variables
<p>PRODUITS MINERAUX</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Très variables en fonction des sels incriminés et des propriétés physiques et chimiques des sols 	<ul style="list-style-type: none"> - Sels de Chrome - Sels d'Arsecnic - Autres métaux lourds - Nitrates - Cyanures - Chlorures, Sulfates 	<ul style="list-style-type: none"> - Trait de surface - Trait de bois - Minéralurgie métallurgie - Explosifs - Usines à gaz - Electrolyse du sel, dépôts et exploitat. minière, décharges O.M.

3. TRANSPORT DES POLLUANTS DANS LE MILIEU SOUTERRAIN

3.1. Dans la zone non-saturée

Lorsqu'un polluant liquide s'infiltré dans le sol, il se forme un corps d'imprégnation, c'est à dire une zone contenant du polluant à saturation résiduelle. Si la quantité infiltrée suffit pour atteindre la nappe, le polluant liquide s'étale sous forme de galette s'il est léger, ou continue à s'infiltrer s'il est plus dense que l'eau.

Le cheminement des produits dans la zone non-saturée peut être complexe sous l'effet des variations verticales de perméabilité.

L'air environnant le corps d'imprégnation en zone non-saturée contient des polluants gazeux en équilibre avec le liquide.

La modélisation des phénomènes est complexe, et dans la plupart des cas, on préfère utiliser des règles empiriques de prédiction du transfert, en particulier en situation d'urgence à la suite d'un déversement. En effet, la capacité d'infiltration et de rétention de polluant d'un sol donné varie fortement en fonction de son humidité : en fait, la part respective des phénomènes d'advection, de transfert en phase, de diffusion et de dispersion, reste, dans l'état actuel des connaissances, impossible à modéliser de façon simple.

Dans la pratique, on se contente en général d'estimer des ordres de grandeur de temps de transfert et de prévoir empiriquement la forme du corps d'imprégnation de polluant. Les facteurs qui jouent sur le transfert sont les suivants :

- * la granulométrie de la matrice, qui détermine la structure de la porosité, laquelle influe sur la capacité de rétention ;
- * la perméabilité du terrain ;
- * la viscosité du produit ;
- * la volatilité du produit, qui déterminera l'intensité des échanges liquide - gaz entre le produit en phase et l'atmosphère du sous-sol ; ces échanges sont régis par les lois de Raoult et de Henry, dont les facteurs de variation sont la pression de vapeur et la température.

En pratique, et au moins pour les produits dont l'épandage est le plus courant, on utilise des formules empiriques simples, issues pour l'essentiel du manuel CONCAWE publié en 1982 (1), et notamment :

(1) *CONCAWE est un groupe d'experts issus de l'industrie pétrolière.*

- ① profondeur maximale de pénétration du produit dans le milieu non-saturé :

$$D = \frac{1\ 000 \cdot V}{A \cdot R \cdot K}$$

avec : D : Profondeur de pénétration maximum (m) ;
V : Volume des hydrocarbures infiltrés (m³) ;
A : Surface de la zone d'infiltration (m²) ;
R : Capacité de rétention du sol (l/m³) ;
K : Facteur de rétention lié à la viscosité du produit (sans dimension).

K = 0,3 pour un solvant halogéné ;
K = 0,5 pour une essence ;
K = 0,7 pour une solution aqueuse ;
K = 1 pour le gazole, le kérosène, etc...
K = 2 pour les fuels légers
R varie entre 5 et 40 l de produit par m³ de sol, en fonction de la granulométrie du matériau.

Si D est supérieur à l'épaisseur totale de la zone non-saturée, le produit atteint la nappe ; dans ce cas, le volume de produit retenu par le milieu non-saturé peut s'évaluer de la manière suivante :

- ② volume V_i de produit retenu dans le milieu non-saturé :

$$V_i = \frac{A \cdot h \cdot R \cdot K}{1\ 000}$$

avec : h : épaisseur de la zone non-saturée (m) ;
A : Surface de la zone d'infiltration (m²) ;
R : Capacité de rétention du sol (l/m³) ;
K : Facteur de rétention lié à la viscosité du produit (sans dimension).

- ③ Temps de transfert du produit en phase dans la zone non saturée :

Il peut s'estimer à partir d'une valeur de perméabilité à l'eau issue de l'expérience compte tenu de la granulométrie du matériau.

La perméabilité pour un fluide autre que l'eau est alors déduite de la relation :

$$K_h = K_{\text{eau}} \cdot \nu_{\text{eau}} / \nu_h$$

avec K_h : perméabilité au produit (m/s)
K_{eau} : perméabilité à l'eau (m/s)
ν_{eau} : viscosité cinématique de l'eau (centiStokes)
ν_h : viscosité cinématique du produit (centiStokes)

En première approximation, le temps de transfert moyen peut s'estimer par le rapport entre le volume d'eau contenu dans la colonne de sol non saturé jusqu'à la nappe (humidité x hauteur) et le débit d'infiltration fixé par la perméabilité.

3.2. Dans la zone saturée

3.2.1. Généralités

Le polluant, partiellement ou totalement miscible ou soluble, après s'être infiltré à travers la zone non saturée dans laquelle une partie de son volume est retenue (cf supra), atteint le toit de la nappe et s'y dissout ou s'y mélange progressivement, formant un panache de pollution qui s'oriente parallèlement à la direction d'écoulement.

3.2.2. Transport convectif

C'est le transport du polluant dissous sous l'effet du déplacement de l'eau. Il est donc lié à la vitesse de déplacement de l'eau souterraine.

L'interprétation d'un pompage d'essai permet de disposer d'une valeur de transmissivité. Celle-ci correspond au produit de l'épaisseur mouillée, connue, par la perméabilité à l'eau, K (m/s). La loi de Darcy donne alors la vitesse de Darcy :

$$v_d = K \cdot i$$

où i est le gradient hydraulique (pente) de l'aquifère (sans dimension).

La vitesse réelle v_e de l'eau est alors :

$$v_e = v_d / \omega$$

où ω : porosité cinématique.

En pratique, dans le cas le plus courant où l'on ne peut apprécier la porosité cinématique faute de traçages, on peut estimer v_e à partir de la vitesse de Darcy, avec :

$$v_e < v_d / S$$

où S : coefficient d'emmagasinement (rapport au volume d'aquifère du volume d'eau que libère ce volume d'aquifère quand on le dénoie totalement).

et, en outre, $v_e > v_d / o$

où o : porosité totale.

La porosité peut s'estimer à partir de la granulométrie du matériau. Le coefficient d'emmagasinement quant à lui peut être déduit de l'interprétation d'un pompage d'essai avec observation du rabattement dans un piézomètre distinct du puits de pompage.

Dans la pratique, la vitesse réelle de déplacement de l'eau varie entre quelques dizaines de mètres par an (sable fin), et quelques dizaines de mètres par jour (alluvions grossières), voire un km/jour (karsts).

De façon générale, l'introduction en un point d'un polluant se traduit, en aquifère poreux, par le développement d'un panache de pollution dissoute. Les modèles numériques classiques représentant le déplacement convectif rendent compte convenablement de la réalité, au moins pour les aquifères rapides. Ils tendent souvent (1) cependant à en donner une vision "pessimiste", dans la mesure où sont négligés les facteurs évoqués ci-après, qui tous concourent à retarder le déplacement du polluant vers l'aval en étalant latéralement le panache (dispersion), ou en soustrayant une partie à la propagation, au moins temporairement (facteurs retard).

3.2.3. Dispersion

Si l'on injecte de façon continue un polluant en un point d'un aquifère, on constate qu'à distance de ce point d'injection, la concentration augmentera graduellement jusqu'à atteindre un niveau maximum : ce phénomène, inexpliqué par la seule convection, prend le nom de dispersion.

La dispersion est liée :

- * d'une part à des phénomènes mécaniques (dispersion cinématique ou mécanique) : la tortuosité du cheminement de fluide dans les pores de la matrice, le frottement du fluide sur les particules de la matrice et les contrastes de perméabilité horizontale au sein de celle-ci ; ce terme de dispersivité mécanique est proportionnel à la vitesse réelle d'avancement ;
- * d'autre part à la diffusion moléculaire, liée à l'agitation brownienne des particules d'eau et de produit en solution, et qui tend à la réduction des contrastes de concentration entre panache pollué et eau indemne ; ce phénomène est décrit par la loi de Fick.

L'expérience montre cependant que la diffusion moléculaire est en général faible au regard de la dispersion mécanique, sauf peut-être dans le cas d'aquifères particulièrement peu perméables, ou pour des produits très diffusifs (éthers).

Les coefficients de dispersivité mécanique longitudinale et latérale peuvent se déduire de traçages. Cependant, compte tenu du coût et du délai nécessaire à ces opérations, elles ne peuvent en général pas se mener dans le cas d'une pollution accidentelle. Ces coefficients peuvent cependant se déduire de valeurs obtenues par traçage au voisinage, dans le même type d'aquifère.

3.2.4. Facteurs retard

Il s'agit de façon générale de tous les phénomènes qui agissent pour rendre non conservatif le transfert du produit dans le milieu saturé :

- l'adsorption : les molécules ou les ions de soluté sont attirés vers la surface des particules de matrice par des forces d'origine électrique ou chimique ;
- la précipitation et la complexation, le soluté réagissant avec l'eau ou avec le substrat pour former des composés insolubles (hydroxydes ou carbonates métalliques, complexes organo-métalliques) ;
- la dégradation, souvent occasionnée par l'action biologique (oxydation des composés organiques notamment) ;
- la volatilisation.

(1) *Souvent mais pas toujours !*

Pour les métaux et dans certaines conditions d'ambiance chimique de la nappe, l'intensité de l'adsorption est parfois telle que les calculs fondés sur la seule prise en compte de la convection et de la diffusion doivent être remis en cause. Il ne semble pas exister cependant de modèle fiable de ces phénomènes.

3.2.5. Simulation des phénomènes

En France, plusieurs sociétés d'études ou instituts scientifiques disposent de modèles numériques permettant de représenter l'écoulement monophasique d'eau contaminée dans le terrain. En général, ces modèles prennent en compte les phénomènes de convection et de dispersion, et peuvent éventuellement globaliser les facteurs retard sous la forme d'une constante plus ou moins empirique. Les modèles bi-dimensionnels sont assez couramment utilisés, les modèles tri-dimensionnels commencent à l'être.

D'importants efforts de recherche en cours (programmes EUREKA par exemple) devraient permettre de disposer à moyen terme de modèles numériques sensiblement améliorés, prenant en particulier en compte les phénomènes biologiques.

Pour être calés dans des conditions satisfaisantes, ces modèles nécessitent au minimum un essai de pompage avec observation des rabattements dans le puits et dans un ou plusieurs piézomètres d'observation. Un traçage est souvent souhaitable pour obtenir des valeurs représentatives de la dispersion. Cette opération peut s'imposer dans un aquifère peu homogène.

Par contre, aucun modèle n'existe en France, à notre connaissance, pour prendre en compte, dans le cas le plus général d'un polluant non totalement miscible, à la fois l'écoulement polyphasique et l'écoulement monophasique.

3.3. Exemples

3.3.1. Produit moins dense que l'eau (hydrocarbure courant)

Le volume de produit non piégé dans la zone non-saturée (cf supra et figure 2 ci-après) va atteindre la nappe, et s'étalera progressivement au toit de la nappe sous la forme d'une "galette". Sa forme dépend assez peu de la vitesse d'écoulement de l'eau, mais surtout de la capacité de rétention du milieu et de sa perméabilité au polluant.

La surface de cette galette peut être estimée par la formule simple suivante :

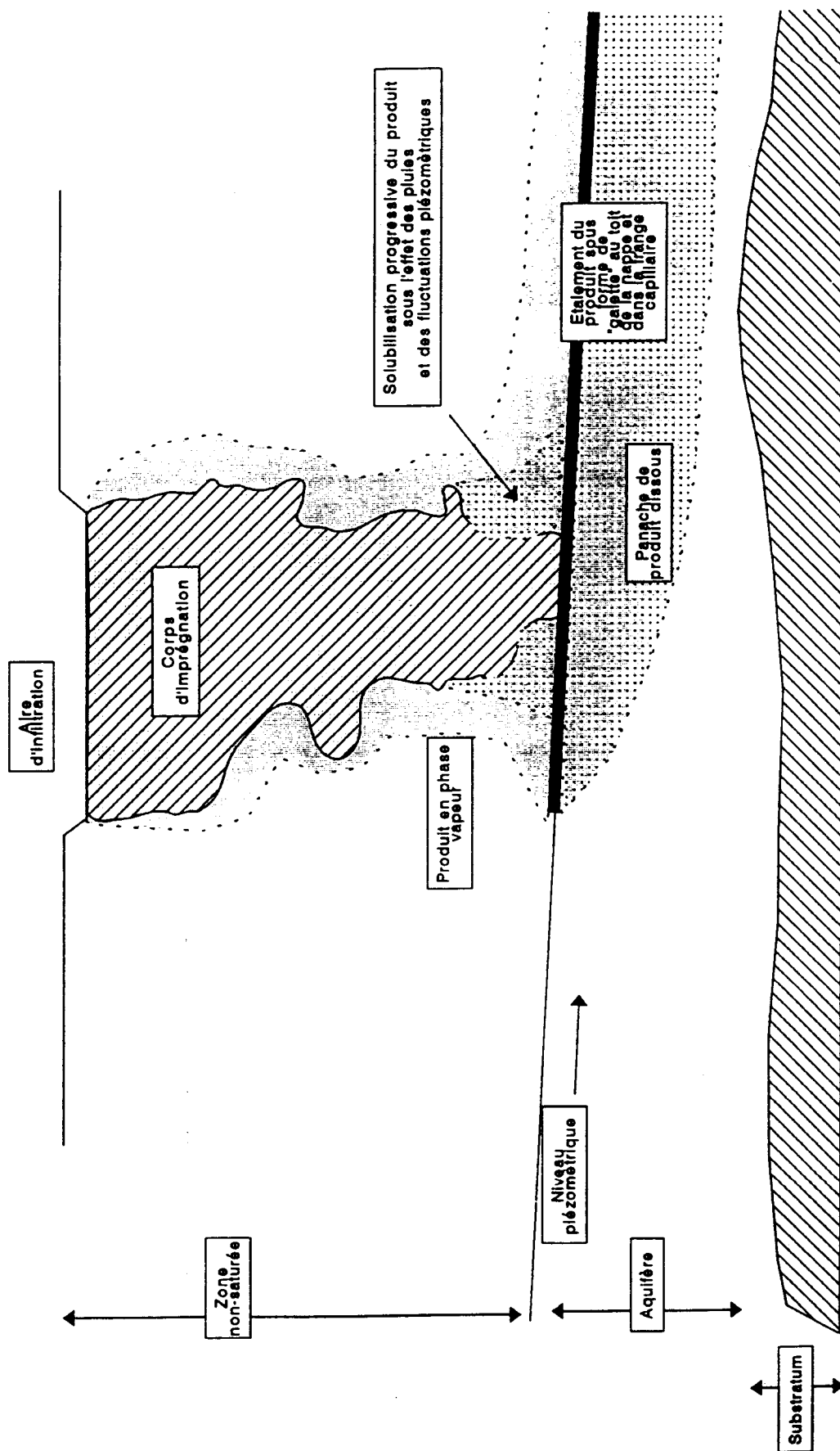
$$S = 1.000 (V - V_c) / F$$

avec V : volume de produit infiltré (m^3)
 V_c : volume de produit retenu dans la zone non saturée - cf supra (m^3)
 F : épaisseur maximale de la galette au toit de la nappe (mm)

F , variable entre 5 et 50 mm, est fonction de la granulométrie du matériau réservoir, et est connu de façon empirique pour les hydrocarbures courants. La hauteur d'hydrocarbures observée dans des piézomètres doit être corrigée pour tenir compte d'une sur-estimation liée à la pression capillaire.

FIGURE 2 : COMPORTEMENT DES PRODUITS DANS LE MILIEU SOUTERRAIN

Cas d'un hydrocarbure atteignant la nappe en phase



Cependant, une partie du produit va s'écouler de façon gravitaire au toit de la nappe, mais une autre partie va en réalité s'étaler dans la frange capillaire. Ce phénomène a trois conséquences essentielles pour la conception des opérations de dépollution :

- ① le produit va s'y trouver piégé et il ne sera pas mobilisable sauf à agir sur les forces capillaires, par modification de la tension interfaciale (tensio-actifs), ou par mise en dépression (pompage appliqué à la frange capillaire) ;
- ② piégé dans la frange capillaire, et non récupérable par le biais des opérations classiques d'écumage, le produit peut, à long terme, constituer une source constante d'alimentation du panache de pollution dissoute ;
- ③ du fait du battement de la nappe, le produit va se retrouver imprégné dans la tranche correspondant à l'amplitude de ce battement.

A l'interface eau-produit, dans le cas d'un hydrocarbure complexe (carburant), des phénomènes de dissolution vont se produire : les composés les plus solubles de la coupe pétrolière se dissoudront progressivement dans l'eau. Ainsi, l'eau s'enrichira préférentiellement en BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène), et en additifs oxygénés très solubles (MTBE), alors que la phase huile s'appauvrira corrélativement de ces composés.

Les proportions entre aromatiques solubles et aliphatiques peu solubles vont donc s'inverser entre le produit en phase flottant sur la nappe et la fraction dissoute sous l'interface :

Produit	Cas d'un fuel		Cas d'une essence	
	Produit pur	Fraction dissoute	Produit pur	Fraction dissoute
Aliphatiques	90 %	5 %	45 %	4 %
Aromatiques dont :	10 %	95 %	55 %	96 %
Benzène			1 %	9 %
Toluène			12 %	48 %
Xylènes			19 %	24 %

(source I.F.P.)

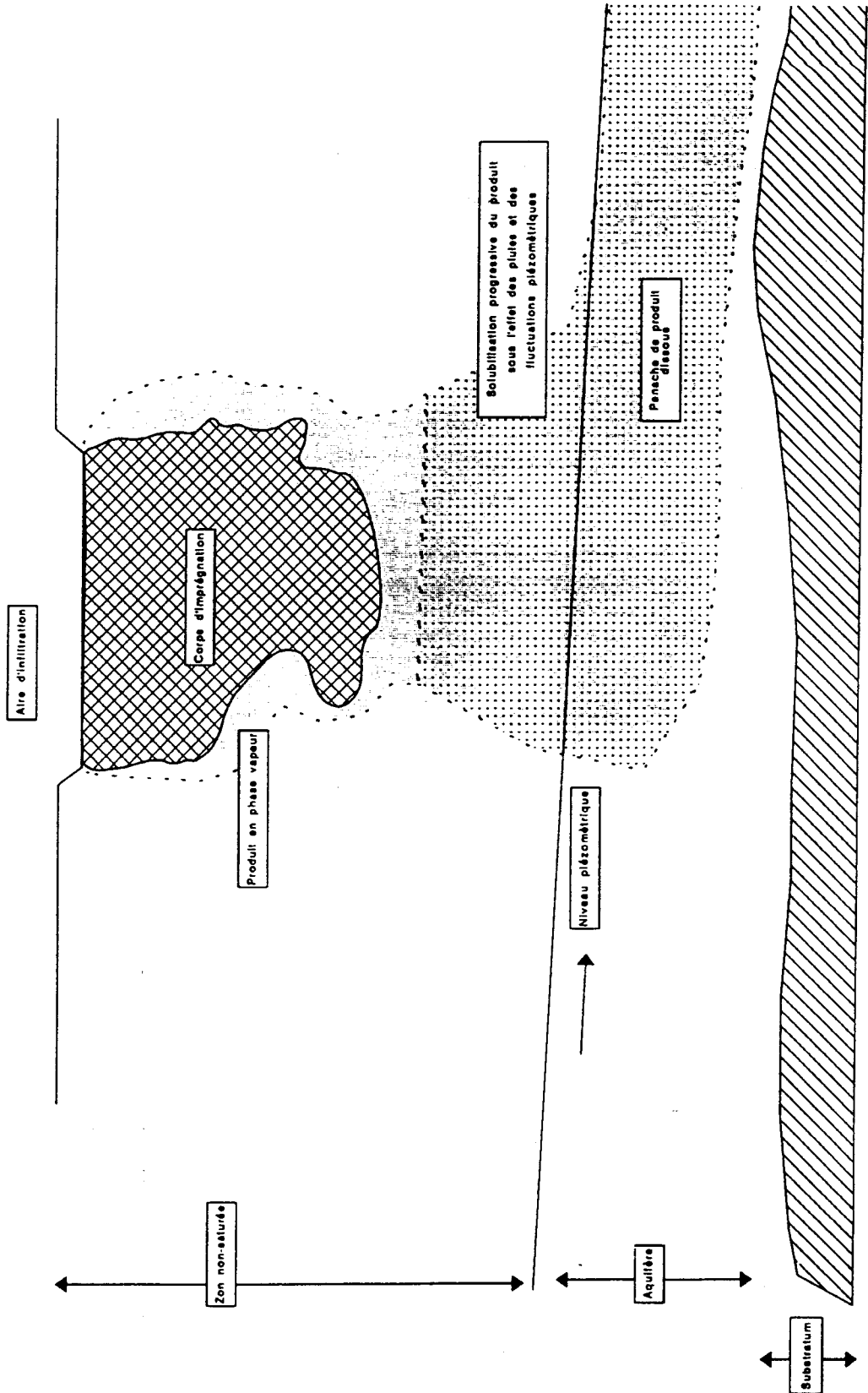
Le produit flottant est également susceptible de se disperser dans l'eau sous la forme d'une fine émulsion.

Par ailleurs, il va se volatiliser, ce qui sera à l'origine de vapeurs explosives dangereuses qui vont diffuser progressivement dans la zone non saturée.

Enfin, le corps d'imprégnation laissé dans la zone non saturée par le transfert vertical ou sub-vertical du produit va également être peu à peu remobilisé (cf figure 3) :

- * par volatilisation vers l'atmosphère du sous-sol ;
- * par solubilisation progressive sous l'effet de l'eau libre circulant dans la zone non saturée, et surtout des fluctuations piézométriques.

FIGURE 3 : COMPORTEMENT DES PRODUITS DANS LE MILIEU SOUTERRAIN
Cas d'un hydrocarbure n'atteignant pas la nappe en phase



Donc, dans le cas, fréquent, d'une pollution des eaux souterraines par un hydrocarbure en phase flottant au toit de la nappe :

- * l'élimination de la pollution en phase est indispensable pour que cesse l'émission de vapeurs explosives dans la zone non saturée ;
- * l'élimination de la pollution piégée dans la frange capillaire est également nécessaire pour que cesse la dissolution de produit à l'occasion des battements de la nappe.

3.3.2. Produit plus lourd que l'eau (solvant halogéné)

Cf figures 4 et 5.

Les solvants halogénés, plus lourds que l'eau, vont traverser le sol verticalement, en constituant des corps d'imprégnation généralement moins étalés que les produits pétroliers (1).

Si le produit atteint la nappe, il est susceptible de "couler" au fond de l'aquifère, et de s'accumuler au toit du substratum. Son mouvement est alors lié à la fois à la forme (pente éventuelle) du toit du substratum, et aux conditions d'écoulement (direction, vitesse) de la nappe, ces deux facteurs étant totalement indépendants l'un de l'autre.

Le produit constitue alors une poche de pollution particulièrement difficile à délimiter, verticalement et horizontalement, la forme du toit du substratum étant généralement difficile à cerner avec précision. Compte tenu de la faible bio-dégradabilité de ces produits et des importants volumes d'eau polluée qu'ils peuvent générer par dissolution, toute décontamination est impossible tant qu'il existe des produits lourds en phase.

On peut présumer l'existence de telles poches de pollution en phase lorsqu'on observe :

- * des augmentations brusques de concentration en polluant dissout dans les eaux pompées ;
- * des concentrations supérieures à 1/10 de la solubilité dans l'eau ;
- * une résistance à la décontamination par pompage, soit du fait d'un niveau résiduel impossible à abaisser, soit lorsque la concentration de polluant croît rapidement dès l'arrêt d'un pompage.

Une autre caractéristique des solvants halogénés est d'être particulièrement volatils : ceci entraîne une large pollution de la zone non-saturée par des vapeurs qui seront progressivement remobilisables par l'eau interstitielle sous l'effet des pluies.

(1) *Les Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques constituent un autre exemple de produit plus dense que l'eau, au comportement cependant très différent de celui des solvants halogénés.*

FIGURE 4 : COMPORTEMENT DES PRODUITS DANS LE MILIEU SOUTERRAIN
Cas d'un solvant chloré atteignant la nappe en phase

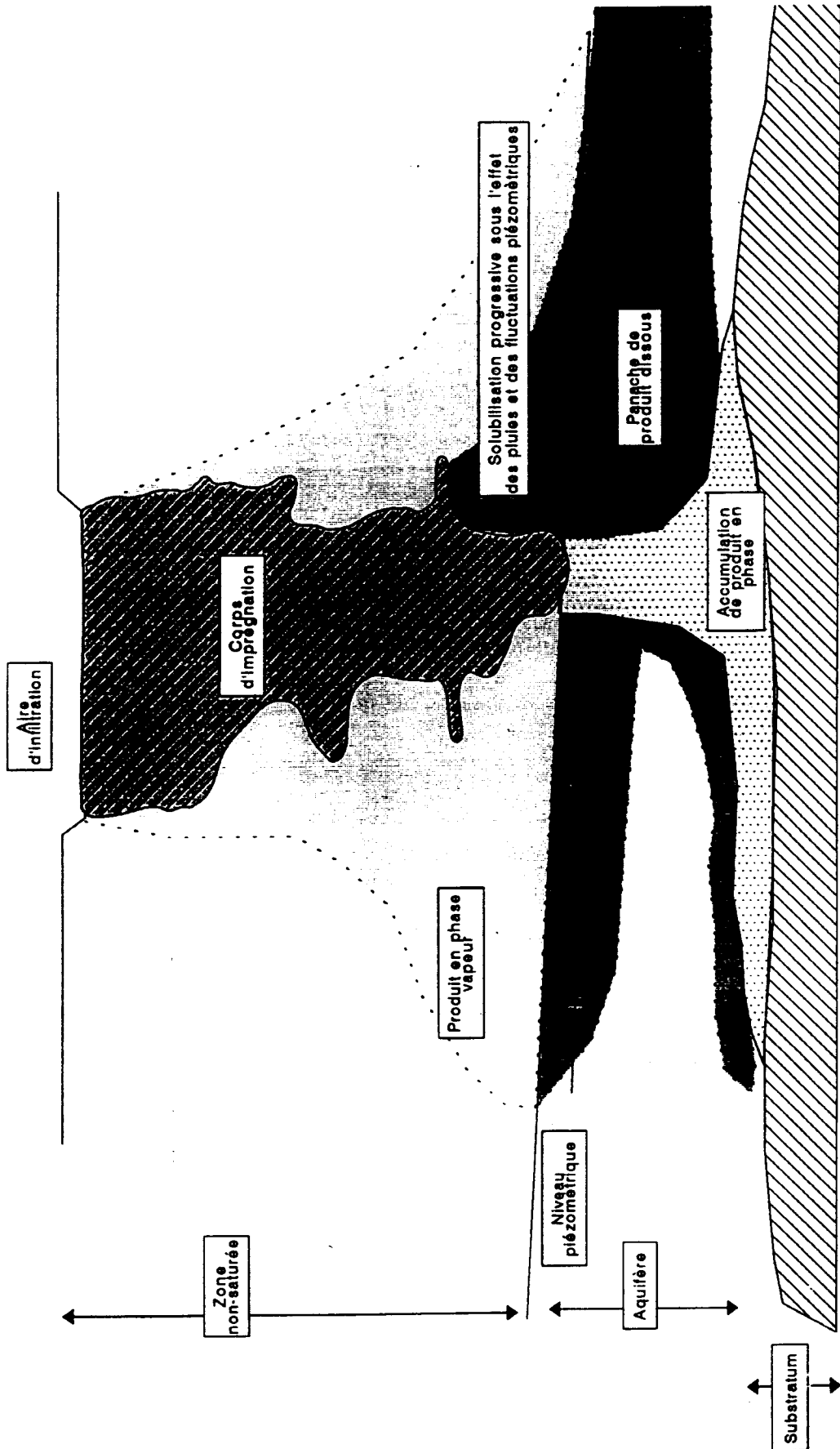
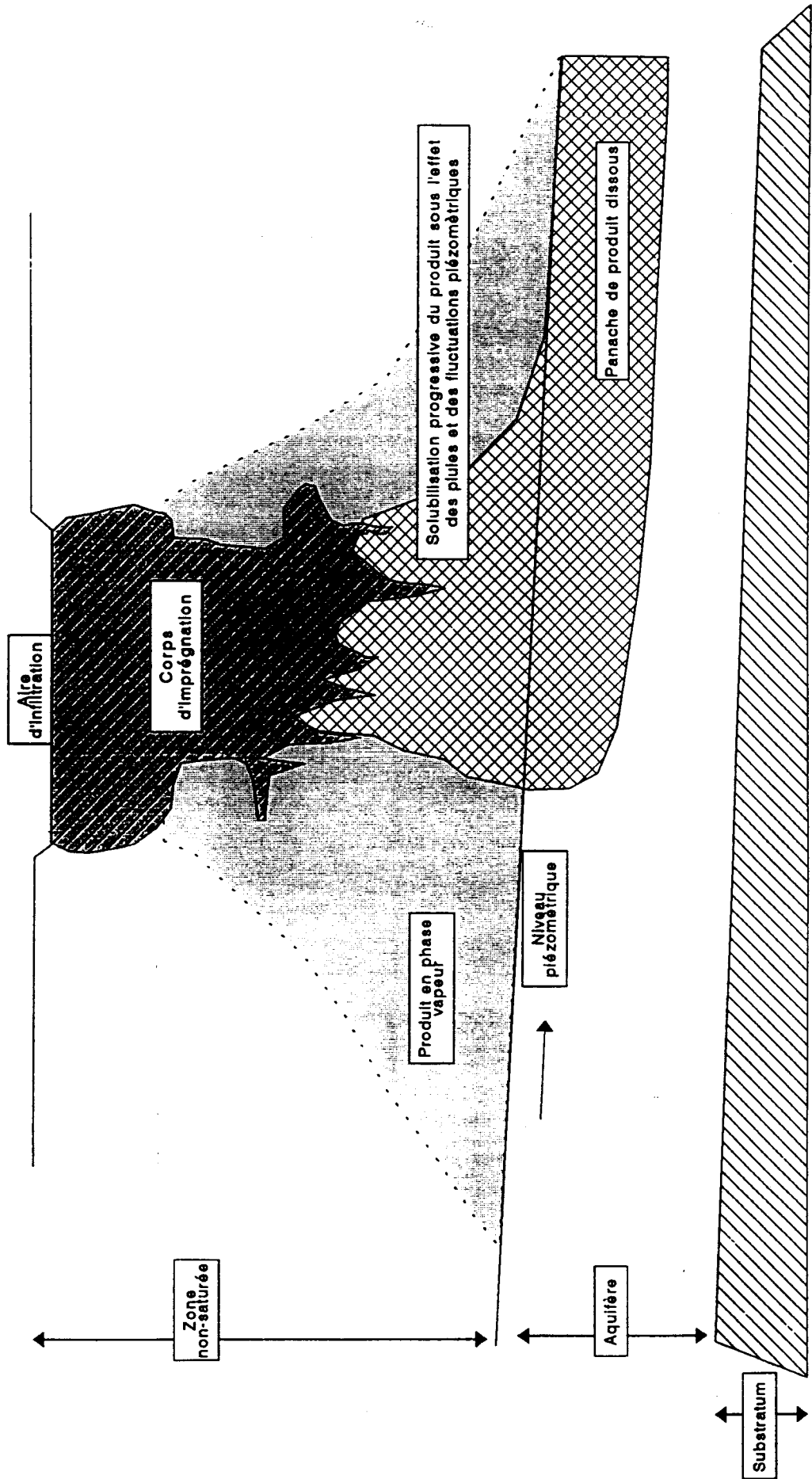


FIGURE 5 : COMPORTEMENT DES PRODUITS DANS LE MILIEU SOUTERRAIN
Cas d'un solvant chloré n'atteignant pas la nappe en phase



4. PRINCIPAUX MECANISMES BIOLOGIQUES UTILISABLES DANS LA DECONTAMINATION DES NAPPES

4.1. Généralités

Fondamentalement, les traitements biologiques utilisent l'aptitude de micro-organismes à transformer certains contaminants en composés moins dangereux pour l'environnement.

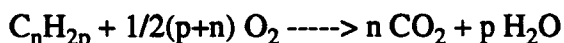
En laboratoire, la totalité des composés organiques sont dégradables par les micro-organismes, et de nombreux polluants minéraux peuvent être transformés en constituants moins toxiques ou moins mobiles.

4.2. Mécanismes de la transformation biologique des produits organiques

Les contaminants organiques constituent pour les micro-organismes :

- * une source de carbone ;
- * une source d'électrons utilisables par des réactions d'oxydation qui leur fournissent de l'énergie ; celles-ci requièrent :
 - un donneur d'électrons, en général le contaminant organique, qui est oxydé ;
 - un accepteur d'électrons, qui sera réduit par les micro-organismes ;

Quand l'accepteur d'électrons est l'oxygène, le métabolisme est dit aérobie. Pour un hydrocarbure simple, cette respiration correspond alors à l'équation générale, cependant jamais complète en conditions naturelles :



A l'inverse, en conditions anaérobies (pas d'oxygène), l'accepteur d'électrons pourra être des nitrates réduits en nitrites, des sulfates réduits en sulfures, du fer ferrique réduit en fer ferreux, etc...

Le cas des cométabolismes doit être également mentionné : dans cette situation, le contaminant n'est pas utilisé comme substrat primaire par les micro-organismes. Sa dégradation survient secondairement du fait d'enzymes catalysant en priorité l'oxydation de substrats primaires autres que le contaminant et secondairement celle du contaminant. Le cas le plus classique est constitué par les cométabolismes de bactéries méthanotrophes, c'est à dire utilisant le méthane comme source de carbone, mais qui peuvent dégrader secondairement des contaminants organiques comme des organo-halogénés.

Dans certains cas, c'est le contaminant lui-même qui est utilisé par les micro-organismes comme accepteur d'électrons. C'est notamment le cas dans la déhalogénéation réductrice, mécanisme anaérobie par lequel un organo-halogéné est réduit en une forme comportant un atome d'halogène de moins.

Outre le carbone et l'énergie, la constitution de la bio-masse microbienne requiert des macroéléments tels que l'Azote, le Phosphore, le Potassium, etc.. L'absence ou l'insuffisance de ces éléments dans l'environnement peut constituer un facteur limitant essentiel de la transformation biologique des contaminants. Il convient alors d'y remédier par l'apport de nutriments.

On notera par ailleurs que les mécanismes et les produits intermédiaires ou finaux de la transformation biologique sont susceptibles d'entraîner des changements détectables dans l'ambiance chimique du milieu souterrain. En particulier, la consommation d'oxygène ou la production de gaz carbonique peuvent être suffisamment intenses pour permettre un suivi analytique simple de l'efficacité de la bio-dégradation.

4.3. Mécanismes de la transformation biologique des contaminants minéraux

S'agissant des contaminants minéraux, et notamment des métaux, ils peuvent eux-mêmes être utilisés comme accepteurs d'électrons par certains métabolismes. Les cas du Fer et du Manganèse sont classiques, mais on a pu également mettre en évidence des réactions biologiques de réduction de l'Uranium hexavalent en Uranium tétravalent, du Chrome hexavalent en Chrome trivalent, etc...

L'intérêt de ces réactions réside en général dans le fait qu'elles se traduisent par le passage d'une forme métallique soluble, donc mobile, à une forme moins soluble peu mobile, souvent moins toxique parce que moins bio-disponible.

Un autre mécanisme utilisable consiste en l'adsorption de composés métalliques sur la bio-masse microbienne. Ce phénomène est par exemple mis à profit dans des procédés de traitement d'eaux de rejet fondés sur l'adsorption de métaux lourds sur une biomasse morte enfermée dans des résines.

4.4. Principaux facteurs limitants

4.4.1. Non-disponibilité des contaminants

De façon générale, pour les eaux souterraines, l'efficacité de la transformation biologique des contaminants organiques est subordonnée à leur solubilité ou leur miscibilité dans l'eau. De ce fait :

- * la présence massive de produits en phase ;
- * une forte adsorption des contaminants sur les particules de la matrice ou leur piégeage dans des pores "immobiles" ;

constituent un obstacle à l'accès des micro-organismes au contaminant.

On tente souvent de régler ces problèmes par l'adjonction de produits tensio-actifs. En général, ces agents ne solubilisent pas le produit, mais le rendent miscibles sous forme colloïdale en émulsion. En fait, ils n'agissent pas directement sur la bio-dégradation, mais améliorent le rendement de l'extraction par pompage en facilitant la désorption.

4.4.2. Autres facteurs limitants

On a déjà noté que l'absence ou l'insuffisance de nutriments constitue une limitation, fréquente en pratique, de l'efficacité des traitements biologiques.

En outre :

- * à teneurs élevées, certains contaminants sont toxiques pour les bactéries et la croissance microbienne est inhibée ;
- * la dégradation peut engendrer des sous-produits aussi ou plus toxiques que les composés de départ. Elle peut également conduire à la production de résidus eux-mêmes irréductibles par bio-dégradation. Deux exemples sont classiquement cités par la littérature :
 - la déchloration réductrice du trichloro-éthylène génère du chlorure de vinyle, très peu bio-dégradable et tout aussi nuisant que le TCE initial (1) ;
 - la bio-dégradation des chloro-phénols conduit à des chloro-catéchols, totalement insensibles aux actions microbiennes ;
- * la transformation peut être inefficace vis-à-vis de teneurs faibles ;
- * enfin, une limitation importante dans la pratique de terrain réside dans le colmatage du milieu poreux par la biomasse microbienne. En particulier, dans des systèmes fondés sur l'injection de nutriments, voire de bactéries exogènes, l'accumulation de biomasse au voisinage des points d'injection peut s'avérer extrêmement pénalisante. Ces difficultés peuvent être résolues :
 - par des injections pulsées, qui évitent de créer une répartition par trop hétérogène des nutriments dans le milieu souterrain ;
 - par l'adjonction d'eau oxygénée qui peut décolmater le voisinage immédiat des puits ou tranchées d'injection, sans pénaliser pour autant la bonne marche du processus à distance ;

En fait, une limitation essentielle à la généralisation des procédés biologiques, au moins en France en l'état actuel des procédés et des mentalités, tient aux incertitudes qui entourent forcément la prédiction des résultats d'une opération en conditions réelles. En effet, aux risques d'erreur inhérents au milieu souterrain, s'ajoutent ceux liés à la marche de processus biologiques régis par des phénomènes très complexes et souvent insuffisamment connus. Du coup, la durée réelle des opérations est en général d'une prévision aléatoire.

Le maître d'ouvrage, qui aura été averti de ces incertitudes par l'opérateur ou l'ingénieur-conseil, tendra alors souvent à préférer à une bio-dégradation in situ un procédé plus "sûr" en apparence, du type pompage-traitement.

(1) *Mais le chlorure de vinyle, extrêmement volatil, est rarement détecté dans l'eau parce que les méthodes habituelles de prélèvement occasionnent son "dégazage" lors de l'échantillonnage.*

4.5. Principaux contaminants accessibles au traitement biologique

- * La plupart des procédés "commerciaux" de traitement biologique des eaux souterraines concernent les carburants. La proportion élevée d'aliphatiques et d'aromatiques légers qu'ils renferment les rend en effet particulièrement biodégradables, dans la mesure où ces constituants majoritaires des carburants sont à la fois solubles, peu adsorbés, donateurs d'électrons, et peu différents chimiquement des substrats carbonés naturels de la microflore. De la même façon les contaminations par hydrocarbures oxygénés (alcools, cétones, etc...) sont couramment traitées par voie biologique.
- * Les hydrocarbures lourds, quoique bio-dégradables, sont oxydés lentement, et fortement adsorbés, sont peu accessibles aux micro-organismes.
- * Les organo-halogénés, qu'ils soient aliphatiques (solvants chlorés) ou aromatiques (pesticides, PCB), sont beaucoup moins biodégradables. En règle générale, plus la molécule compte d'atomes d'halogènes, plus sa biotransformation aérobie est difficile. En conditions anaérobies, la déhalogénéation réductrice mentionnée plus haut peut générer des composés moins halogénés accessibles ensuite à une biodégradation aérobie. Des recherches sont actuellement menées en Amérique du Nord (Univ. de Waterloo et Stanford, ABB Environment) pour mettre au point des procédés fondés sur ces deux composantes, anaérobie puis aérobie, au moyen par exemple de parois traitantes successives. Cependant, pour l'instant, aucun procédé commercial n'existe qui puisse bio-transformer des organo-halogénés.
- * Il en va de même pour les métaux, pour lesquels, en dehors de procédés d'adsorption sur bio-masse morte commercialisés en Amérique de Nord, rien n'existe au niveau commercial.

TROISIEME PARTIE :
LES PROCEDES DE DECONTAMINATION DES NAPPES

1. INVENTAIRE DES PROCÉDES

Les fiches détaillées présentant chaque procédé constituent le tome II du présent rapport.

On a distingué :

- * les techniques in situ ;
- * les techniques ex situ, qui consistent à traiter en surface l'eau préalablement pompée, en mettant l'accent sur celles qui sont effectivement utilisées en décontamination des nappes (1) ;
- * des techniques en développement, susceptibles d'aboutissements en vraie grandeur dans les prochaines années.

Après analyse détaillée de l'offre commerciale française et internationale, et de la littérature, l'inventaire suivant a été constitué :

a- Techniques in situ

- ① Pompage traitement ;
- ② Ecrémage ;
- ③ Bio-lixiviation ;
- ④ Air-sparging (ou stripping in situ) ;
- ⑤ Procédé UVB ;
- ⑥ Double extraction sous vide ;
- ⑦ Méthodes d'oxydo-réduction in situ, exemple du procédé Vyrédox ;
- ⑧ Procédés biologiques.

b- Procédés ex situ

- ① Stripping ;
- ② Adsorption sur charbon actif ;
- ③ Réacteurs biologiques aérobies.

c- Procédés en développement

- ① Réacteurs biologiques méthanotrophes ;
- ② Déhalogénéation biologique (aérobie) in situ ;
- ③ Déhalogénéation biologique (anaérobie) in situ ;
- ④ Parois traitantes ;
- ⑤ Electrophorèse in situ.

(1) *En éliminant donc des techniques, notamment certains procédés classiques en traitement d'eau potable ou résiduaire, qui seraient "utilisables" en décontamination, mais qui pour l'instant du moins ne sont pas utilisées.*

2. ANALYSE DES PRINCIPAUX PROCÉDES IN SITU

2.1. Le pompage-traitement

NB : les techniques de traitement applicables avant rejet aux eaux pompées sont évoquées plus loin (paragraphe 3.)

2.1.1. Principes

Il s'agit de la méthode la plus usitée. Elle consiste à créer par pompage une modification des conditions d'écoulement de la nappe, en vue d'obtenir l'un des deux effets suivants ou les deux :

- blocage de la propagation d'un polluant dissous, et interception et récupération de la contamination dissoute par pompage sur les points de rabattement ;
- accélération de la récupération du polluant dissous par augmentation du gradient ; celle-ci peut encore être accélérée par constitution d'un doublet hydraulique, comprenant des points d'injection et des points de pompage.

La figure ci-après illustre le principe de la méthode.

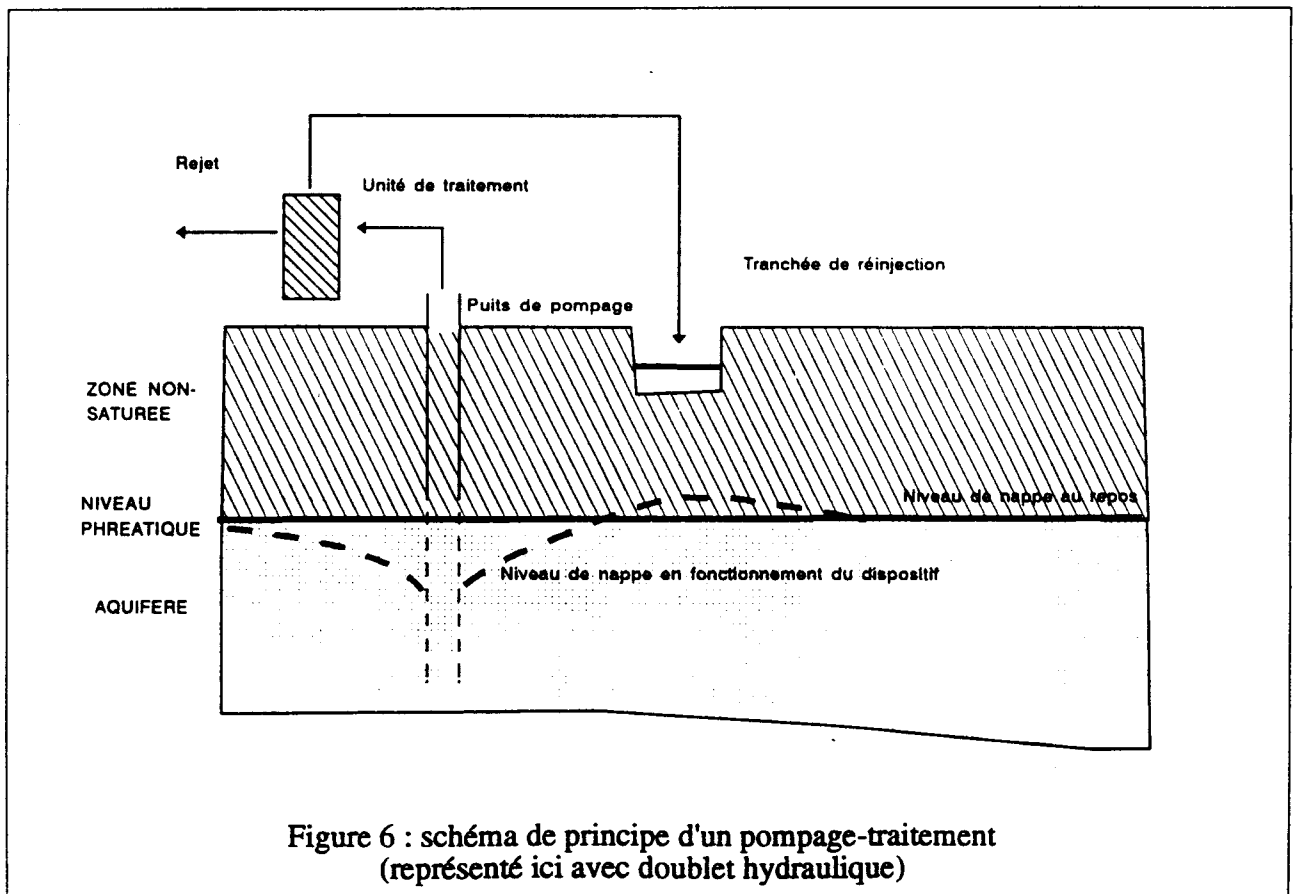


Figure 6 : schéma de principe d'un pompage-traitement (représenté ici avec doublet hydraulique)

2.1.2. Conditions d'application

Le procédé s'applique aux contaminants présents dans l'eau sous forme **dissoute**, qu'ils soient minéraux ou organiques, et quelles que soient par ailleurs leurs propriétés physiques.

Sur le plan des conditions hydrogéologiques, le pompage-traitement s'applique préférentiellement aux aquifères poreux homogènes ; en milieu fissuré, le procédé est applicable dans certaines conditions, mais la conception, la mise en oeuvre et le suivi sont plus complexes.

Les caractéristiques de l'aquifère sont déterminantes dans la conception et la mise en oeuvre d'une opération de pompage-traitement, notamment la transmissivité, le gradient de la nappe et le coefficient d'emmagasinement qui déterminent le débit à extraire et la zone d'influence de chaque pompage, et la profondeur, l'épaisseur et la granulométrie de l'aquifère qui déterminent les caractéristiques des ouvrages de pompage à mettre en place (profondeur à atteindre, nature de l'équipement tubulaire).

Il est donc souhaitable que ces paramètres soient déterminés avec une précision acceptable dans le cadre d'une investigation hydrogéologique classique (piézométrie, essais de pompage, etc...). Pour des opérations comportant un enjeu important (captages publics à l'aval), l'usage de modèles numériques permettant d'optimiser les dispositifs (en nombre de puits, en débit d'exhaure) est recommandable.

2.1.3. Mise en oeuvre

Les ouvrages de captage à réaliser sont de type tout à fait classique, puits, forages ou tranchées selon :

- l'urgence de la mise en oeuvre de l'opération, qui peut conduire à choisir des ouvrages sommaires, au moins dans un premier temps ;
- les caractéristiques de l'aquifère, et les débits à appliquer ;
- la nécessité ou non de coupler le pompage avec d'autres techniques, notamment l'écémage qui implique ses propres contraintes au niveau du choix des ouvrages souterrains (notamment en diamètre quand des débits importants de produit pur sont escomptés).

La réinjection est souvent souhaitable pour deux raisons :

- elle permet d'éviter le rejet vers des exutoires superficiels ;
- elle peut accélérer la récupération du contaminant en augmentant le gradient hydraulique ;

L'infiltration par des tranchées en zone non saturée est en général préférable, car elle concourt à limiter le colmatage, et permet, pour les polluants bio-dégradables, une certaine épuration par le sol.

Le dispositif de suivi à prévoir comportera des points d'observation en nombre suffisant (existants ou piézomètres à créer) pour que l'influence réelle du pompage sur l'écoulement puisse être mesurée et suivie au cours du temps.

Le coût global minimum d'une opération de pompage-traitement est de l'ordre de 400 à 800 kF, hors traitement en surface, pour une contamination dont le traitement démarre rapidement après qu'elle se soit produite (cas idéal malheureusement rare). De nombreux exemples existent de par le monde d'opérations **beaucoup plus coûteuses**, notamment du fait de durées très longues.

2.1.4. Avant de lancer un pompage-traitement...

- a- Le pompage-traitement suppose de résoudre le problème du **rejet** des eaux pompées : où rejeter (à la nappe, aux eaux de surface, vers un réseau public), et moyennant quel traitement préalable (analyse de l'impact) ? Dans certains cas, les contraintes sur le rejet peuvent être telles qu'elles conduisent à réduire les débits pompés, voire à rendre l'opération infaisable.
- b- L'intérêt de l'opération sur le plan de l'interception de la pollution doit être également évalué : peut-on, dans des conditions raisonnables de débit pompé et de nombre d'ouvrages, effectivement bloquer de façon sûre toute la contamination ? Dans certains cas d'aquifères très transmissifs, les débits à extraire pour parvenir à une influence significative se révèlent prohibitifs.
- c- L'impact hydraulique du pompage sur le rabattement de l'aquifère (risque de dénoyage d'ouvrages aux alentours par exemple) doit être également examiné : cette évaluation peut motiver le choix de réinjecter les eaux pompées.
- d- Surtout, ce type d'opération doit se voir assigner une finalité claire :

Veut-on bloquer la propagation de la contamination ou veut-on décontaminer la nappe et récupérer le contaminant ?

Si l'objectif est le premier, le pompage-traitement est irremplaçable ; d'ailleurs la majorité des autres procédés de traitement doivent être complétés par un pompage-traitement toutes les fois que le confinement de la contamination au sein d'une zone déterminée est un impératif.

Dans le second cas, l'expérience montre clairement que sauf exception très rare, le **pompage-traitement seul est impuissant à décontaminer la nappe**. Il existe d'innombrables échecs notamment pour les solvants halogénés : les concentrations ne diminuent pas, ou elles rebondissent dès l'arrêt des pompages, ou, pire, elles augmentent en cours d'opération. Cet insuccès est dû aux facteurs suivants :

- l'identification incomplète de la source de la contamination : lessivage de produit resté piégé dans la zone non-saturée ou remobilisation sous l'effet des battements du niveau piézométrique, produit pur piégé dans la frange capillaire, produit pur ayant coulé au contact entre aquifère et substratum, ou tout simplement maillage insuffisant des reconnaissances de la source ;
- le développement de panaches très étendus ;
- l'existence de "chemins préférentiels", créés au sein de l'aquifère par un pompage à débit trop élevé, ou éventuellement pré-existants. Seules des zones limitées sont alors décontaminées, le reste de l'aquifère ne l'est pas, notamment des zones de perméabilité plus faibles qui auront été peu affectées par les pompages. A l'arrêt des pompages, l'aquifère s'homogénéise, et les concentrations augmentent.

L'expérience actuelle doit donc inciter à une grande prudence :

- dans la prévision des durées nécessaires aux opérations ;
- dans la prévision des **délais de suivi après l'arrêt des pompages**. Un suivi sur un an au moins doit être recommandé pour une opération habituelle ; il existe en effet de trop nombreux exemples de "rebond" de concentration survenant parfois plusieurs mois après l'arrêt des pompages ;

En résumé

Il faut considérer le pompage-traitement comme une technique, souvent indispensable, de confinement de la contamination (éviter qu'elle ne franchisse certaines limites, par exemple éviter qu'elle ne franchisse les limites d'un site industriel ou éviter qu'elle n'atteigne un captage public), **mais pas comme une véritable technique de traitement ;**

Il faut insister sur l'inefficacité probable si les sources de la contamination dissoute ne sont pas identifiées et traitées ;

Dans certains cas néanmoins, il peut être justifié sur les plans technique et économique de maintenir des pompages de confinement en fonctionnement sur des durées très longues, si le traitement des sources est techniquement impossible ou plus coûteux que le maintien des pompages.

Pompage-traitement

Voir fiches d'opération (Tome III) :

détaillées : n° II, III, IV, V, VII

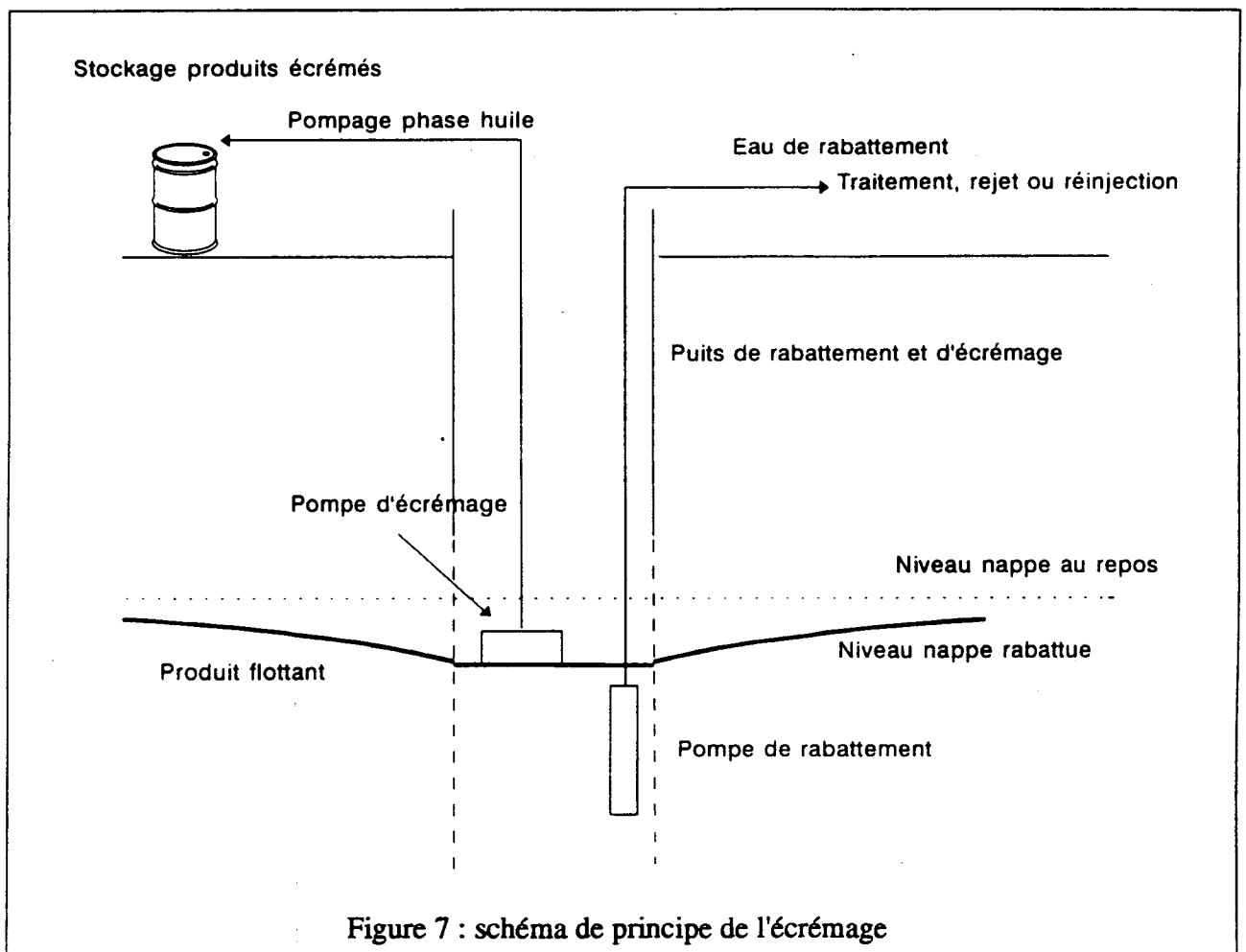
résumées : n° ii, iii, iv (échec), v

2.2. L'écémage

2.2.1. Principes

L'écémage consiste à pomper de façon sélective un produit flottant au toit de la nappe. Il est le plus souvent couplé à un rabattement de la nappe, qui facilite l'écoulement du produit vers le point de captage en augmentant le gradient et permet de confiner la contamination en phase et dissoute. L'écémage au moyen de pompes spécifiques vise à séparer le produit de l'eau avant pompage, afin d'éviter que le produit ne s'émulsionne et ne devienne alors difficile à séparer de l'eau.

La figure 7 présente le schéma de principe du procédé.



2.2.2. Conditions d'application

Ce procédé ne concerne donc que des produits surnageants, donc en phase et plus légers que l'eau, c'est à dire les hydrocarbures courants, notamment tous les carburants. Compte tenu de l'adsorption et des forces capillaires, il ne permet qu'une récupération partielle du surnageant, limitée au mieux à environ 60 % du produit parvenu à la nappe.

Une action sur les forces capillaires par mise en dépression du point d'écémage, ou l'adjonction de tensio-actifs pour améliorer la désorption des produits, permettent d'étendre cette technique à la récupération du produit dans la frange capillaire.

2.2.3. Mise en oeuvre

Les ouvrages souterrains destinés à l'écémage peuvent ou non être également consacrés au pompage de rabattement. Dans tous les cas, il s'agit d'ouvrages classiques (tranchées, puits forés ou forages), les adaptations portant essentiellement sur le diamètre (certaines pompes d'écémage imposant de grands diamètres), et sur les hauteurs crépinées (on a intérêt à prendre en compte la frange capillaire).

Les pompes d'écémage relèvent de trois grandes catégories, à adapter en fonction des débits de produit présumés et des possibilités de foration : pompes flottantes à membrane, tapis oléophiles, éjecteurs pneumatiques. Il est souvent souhaitable d'asservir le fonctionnement de la pompe aux épaisseurs de produit flottant.

Le produit écémé pourra être sommairement décanté en surface avant l'envoi en destruction ou en récupération.

Les coûts de l'écémage peuvent rarement être dissociés de ceux des opérations de pompage-traitement. Néanmoins, on peut estimer, pour une galette flottante d'extension "habituelle" (quelques centaines de m²) le coût de l'écémage dans la fourchette 150 à 500 kF.

2.2.4. Commentaires

L'écémage constitue une opération courante habituellement bien maîtrisée dans sa mise en oeuvre.

Le seul point véritablement délicat dans la pratique consiste à déterminer **quand arrêter une opération d'écémage**. Il est très courant en effet de voir les rendements d'écémage chuter très vite à quelques litres par jour, voire par semaine, **mais sans qu'ils ne s'annulent totalement**. Le plus souvent d'ailleurs ces afflux limités correspondent à des puits bien déterminés, situés dans des zones peu perméables. Dans ces conditions, il faut choisir entre :

- * maintenir un dispositif coûteux sur des durées très longues ;
- * arrêter l'écémage et replier l'équipement alors que la source n'est pas tarie, et que persistent donc les conditions d'une contamination future.

En pratique, il est recommandable de n'arrêter l'écémage que quand l'une des deux conditions suivantes est remplie :

- * si les rendements d'écémage se sont annulés sur une durée suffisante ;

ou

- * dans le cas où les rendements ne se sont pas annulés, si la source de l'afflux de produit en phase peut être identifiée et traitée par une autre méthode : mise en dépression, double extraction sous vide, traitement biologique, ajout de tensio-actifs...

Ecémage

Voir fiches d'opération (Tome III) :

détaillées : n° I, VIII

résumées : n° vi

2.3. La bio-lixiviation

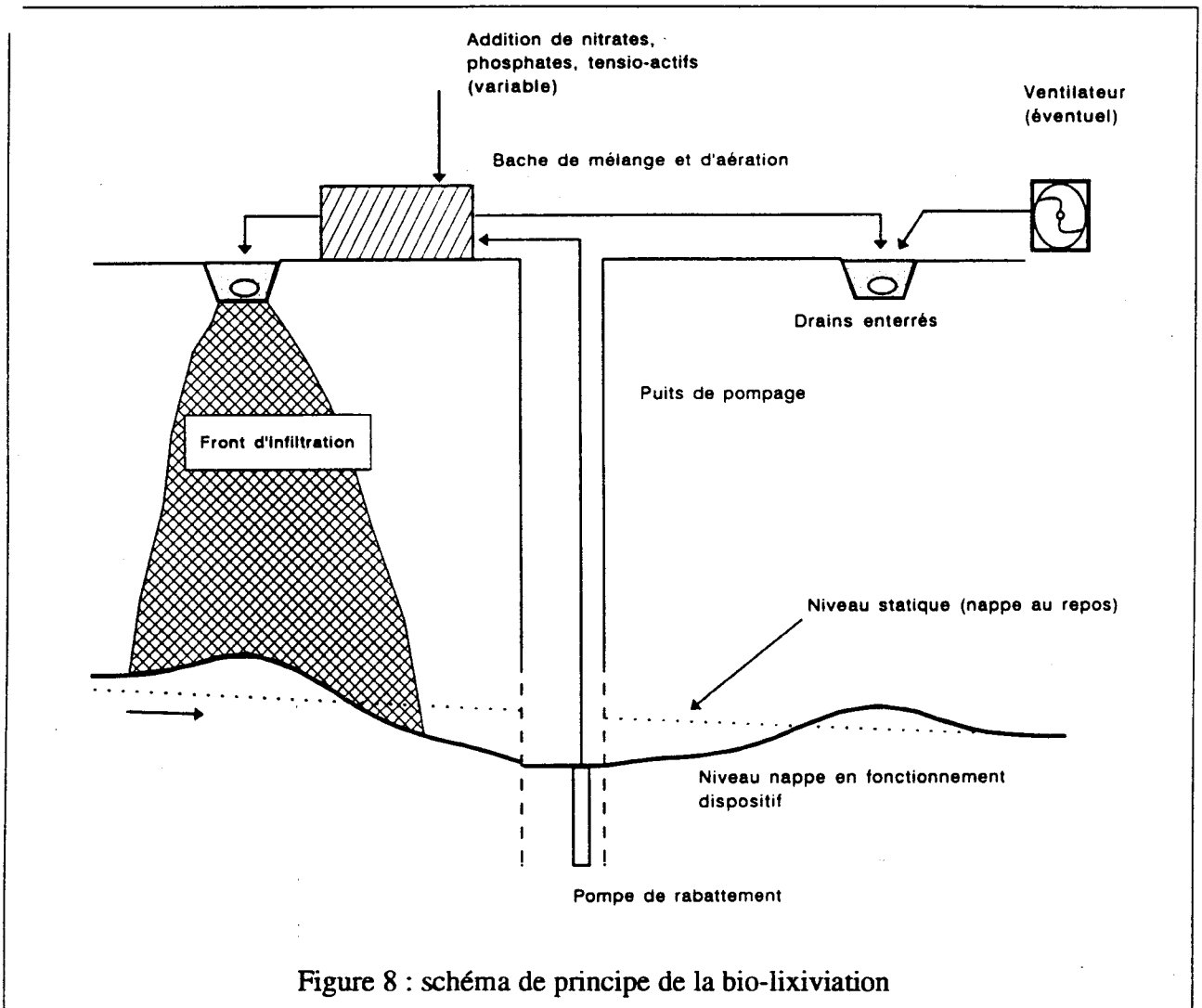
2.3.1. Principes

La bio-lixiviation est un procédé à dominante biologique s'adressant à l'ensemble du milieu souterrain, saturé et non-saturé, concerné par une contamination bio-dégradable en conditions aérobies. Les phénomènes mis en jeu sont les suivants :

- activation de la bio-dégradation aérobie au toit de la nappe et dans la frange capillaire, par amélioration de l'oxygénation, ajout de nutriments, et éventuellement bio-augmentation (ajout de bactéries) au moyen de souches endogènes ou exogènes ;
- activation de la désorption des produits piégés dans la frange capillaire, dans la zone de battement de la nappe et dans la zone non-saturée, par lessivage à l'eau, éventuellement assisté par tensio-actifs ;
- récupération par pompage du polluant et de ses résidus de bio-dégradation au toit de la nappe.

La méthode est en général utilisée en complément de dispositifs comportant par ailleurs un pompage de rabattement et un écrémage des produits en phase flottant. Elle a alors pour objectifs :

- d'améliorer le rendement d'extraction de l'écumage par désorption et lixiviation de produits bloqués dans la frange capillaire ;
- d'activer la bio-dégradation du produit dans la zone non-saturée, dans la frange capillaire et la zone de battement, et au toit de la nappe ;
- accessoirement, d'accroître, du fait de l'infiltration, le gradient hydraulique vers le point de rabattement.



2.3.2. Conditions d'application

La méthode s'adresse aux produits bio-dégradables, essentiellement hydrocarbures pétroliers, notamment carburants (fuel, gazole, essences, kérosène), et éventuellement hydrocarbures oxygénés (cétones, éthers, etc...). Elle n'est pas directement applicable aux produits halogénés, peu bio-dégradables, ni à des hydrocarbures pétroliers lourds.

Elle présente un intérêt tout particulier vis-à-vis de la décontamination de la frange capillaire, et est également applicable à la zone non-saturée, sous réserve, en général, de la coupler avec une méthode plus spécifique, telle que la ventilation forcée.

Les principaux facteurs de faisabilité et de dimensionnement sont les suivants :

- la perméabilité et l'homogénéité de l'aquifère, qui conditionnent la répartition de l'eau d'injection enrichie en nutriments et éventuellement en bactéries ; dans des situations de perméabilité médiocre, des ouvrages d'injection adaptées doivent être prévus (tranchées, pointes filtrantes) ; en pratique, la prudence s'impose quand la perméabilité à l'eau est inférieure à 10^{-6} m/s ;
- les risques de colmatage de l'aquifère par la bio-masse bactérienne au voisinage des ouvrages d'injection doivent être évalués.

2.3.3. Mise en oeuvre

Les ouvrages souterrains destinés à introduire les fluides de circulation (eau et air) dans le milieu souterrain peuvent être de natures variées, ils doivent évidemment être adaptés (en conception, en profondeur, en diamètre, en type d'équipement) aux caractéristiques lithologiques et dynamiques (hydrauliques et aéroliques) du terrain.

Compte tenu de la mise en oeuvre assez fréquente dans des terrains de perméabilité moyenne, mais aussi pour limiter les vitesses d'écoulement au travers des crépines (et donc les risques de colmatage), des ouvrages horizontaux sont souvent mis en oeuvre pour les circulations d'eau, couplés avec des ouvrages verticaux plus ou moins sommaires pour l'injection ou l'aspiration de gaz.

La préparation en surface des mélanges injectés nécessite des bassins adaptés, dotés le cas échéant de dispositifs de dosage, d'aération ou de mélange.

Différents adjuvants sont utilisés, en fonction des caractéristiques chimiques et biologiques de l'eau de la nappe :

- des tensio-actifs ;
- en général, Azote et Phosphore (apportés par exemple sous forme d'engrais agricoles) ;
- parfois, en situation de risque de colmatage, de l'eau oxygénée, destinée à la fois à détruire la bio-masse accumulée au voisinage immédiat des ouvrages d'injection, et à fournir de l'Oxygène.

Certains experts ou opérateurs mettent fortement l'accent sur l'intérêt de "séquencer" les opérations, en alternant des périodes plus ou moins longues de circulation d'eau, d'injection ou d'extraction de gaz, ainsi qu'en "séquençant" les adjonctions d'additifs divers. A l'extrême, seules des chasses ponctuelles sont pratiquées.

Il est souhaitable que ce type d'opération fasse l'objet d'un suivi portant sur les paramètres suivants :

- activité microbienne (teneurs en O₂ et en CO₂ de l'atmosphère du sous-sol, comptages microbiens) ;
- teneurs en nitrates et en phosphates des eaux souterraines, et éventuellement de l'eau interstitielle dans la zone non saturée ;
- bien sûr, des teneurs en polluant.

Ces méthodes sont de mieux en mieux maîtrisées, en France comme ailleurs, et sont devenues l'un des procédés de base applicables aux situations de contaminations d'envergure moyenne, consécutives par exemple à des incidents sur stations-service. Elles restent dans la majorité des cas appliquées en complément (ou en finition) d'opérations plus intensives, notamment pompage-traitement-écrémage pour la nappe, et ventilation forcée (ou procédés analogues) pour la zone non-saturée.

Dans ce type de contexte, le coût d'opérations de biolixiviation est situé dans la gamme 500 à 1.000 kF.

2.3.4. Commentaires

- ① L'on peut admettre, compte tenu de l'expérience acquise, que la mise en oeuvre de ce type de procédé ne requiert plus de pilote pour les contaminations par hydrocarbures courants, sauf conditions particulières (mauvaises perméabilités notamment, ou aquifères dont le toit est profond de plus de 8 m, ou ambiances chimiques particulières). Par contre, le stade pilote reste indispensable dans les autres cas.
- ② Dans l'ensemble, compte tenu notamment de la tendance à l'automatisation du fonctionnement et à la télé-surveillance, les coûts sont assez peu dépendants de la durée. En fait, les consultants et les entrepreneurs maîtrisant mal la prévision des durées de dépollution, et donc ne prenant pas d'engagement sur les résultats, la réduction du coût de fonctionnement au delà de la phase d'installation est un impératif.

Les durées évoquées par la littérature sont extrêmement variables : de quelques semaines à dix-huit mois. En fait, tout dépend de la place faite au procédé dans l'enchaînement de procédés qui sera appliqué au site : la bio-lixiviation est en effet souvent utilisée comme traitement de finition, après un traitement physique par pompage ou extraction de vapeurs.

③ Une question assez controversée est celle de la stratégie à adopter vis-à-vis des apports de flore microbienne ; trois options sont possibles :

- pas d'apport, seule l'activation (par les différents additifs) de la flore présente est recherchée ;
- apport de flore prélevée sur le site, sélectionnée et cultivée en fermenteur, puis réintroduite ;
- apport de flore exogène, fournie par un laboratoire spécialisé dans la production de souches adaptées au type de contaminant.

De l'enquête auprès des experts et des opérateurs, il se dégage, sur cet aspect, les conclusions suivantes :

- * dans le cas de contaminations fraîches, où la flore adaptée à sa dégradation n'est pas encore présente dans le milieu souterrain, l'apport de flore exogène peut être utile ;
- * à l'inverse, sur des contaminations anciennes, l'approche faisant appel à la flore endogène est en général préférable.

④ La clé du succès de ce type d'opération réside dans l'accès effectif des micro-organismes au contaminant et dans la disponibilité des adjuvants pour les micro-organismes : c'est dire l'importance qu'a une conception rationnelle des ouvrages souterrains. Vis-à-vis de l'apport de nutriments, un phénomène courant est la consommation par la micro-flore de la zone non-saturée de la totalité de l'Azote apporté en début d'opération ; des modalités d'apport ciblées doivent également être recherchées pour faire réellement parvenir les nutriments à la zone à décontaminer.

Biolixiviation

Voir fiches d'opération (Tome III) :

détaillées : n° 1

résumées : n° 1

2.4. Le sparging ou stripping in situ

NB : les vocables anglais sont utilisés faute de terme simple équivalent en français.

2.4.1. Principes

L'air-sparging consiste à injecter des bulles d'air dans la nappe pour activer le passage en phase gazeuse du polluant dissous. Les vapeurs contaminées issues de ce dégazage sont récupérées par un dispositif d'extraction des vapeurs dans la zone non saturée.

Un effet secondaire intéressant du procédé est l'activation de l'activité bactérienne aérobie par l'augmentation des concentrations en oxygène dans le milieu.

En pratique, l'air-sparging est en général couplé à un pompage de fixation et éventuellement à un écrémage, ou leur succède.

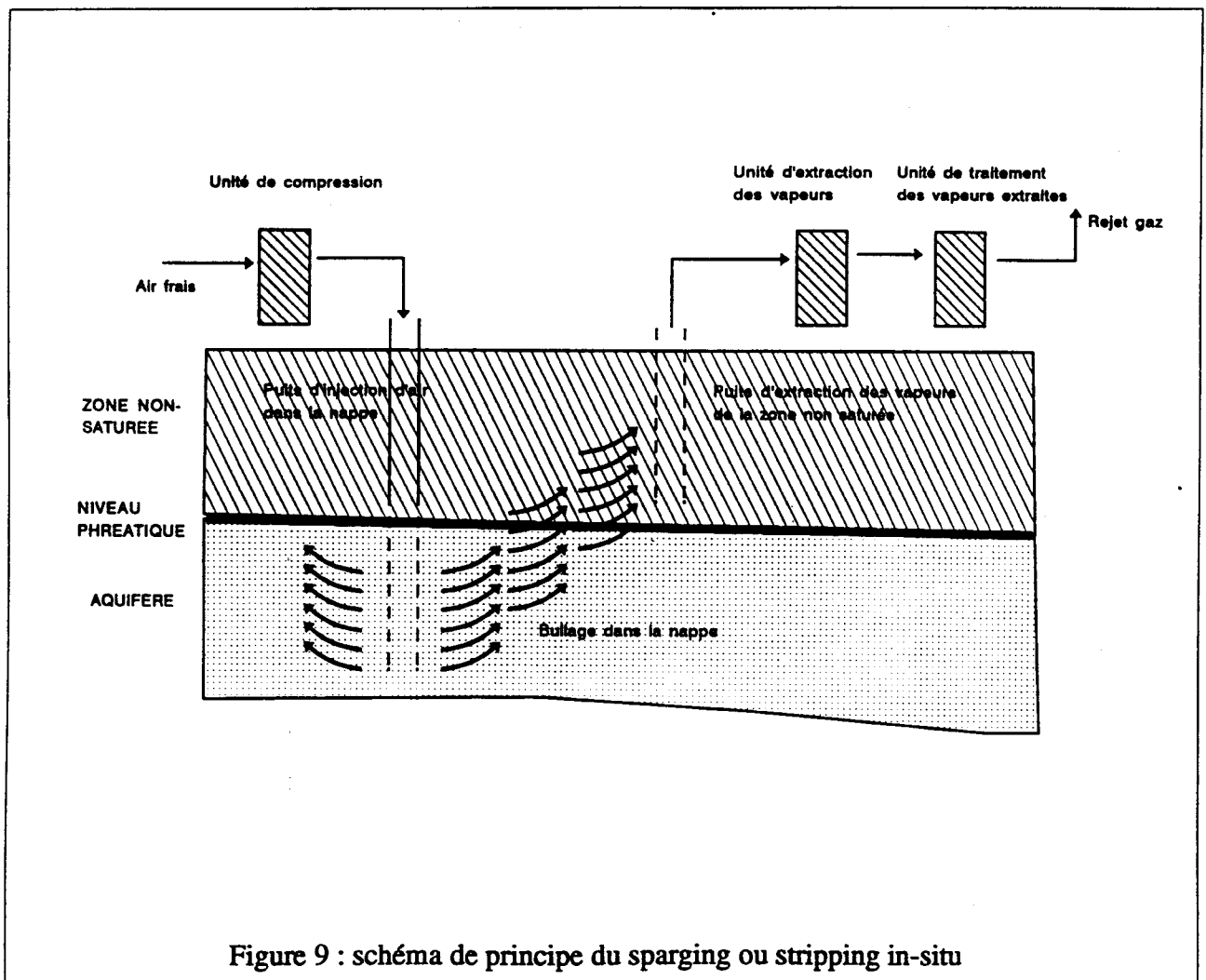


Figure 9 : schéma de principe du sparging ou stripping in-situ

2.4.2. Conditions d'application

Le procédé s'adresse aux organiques volatils. Il est à exclure pour des molécules très solubles (notamment hydrocarbures oxygénés : cétones, alcools). Son efficacité peut être prévue pour chaque composant à travers la constante de Henry et la solubilité dans l'eau. En pratique, les contaminants auxquels le procédé s'adapte le mieux sont les organo-halogénés aliphatiques (solvants chlorés) et les carburants légers, dont la fraction BTEX peut notamment être abattue par ce procédé.

Le risque de colmatage de l'aquifère doit être évalué au préalable. Cette technique est généralement à écarter toutes les fois que ces risques sont importants, en particulier en milieu réducteur quand le passage en conditions oxygénées est de nature à entraîner soit une précipitation de composés métalliques soit le développement d'une micro-flore colmatante, soit les deux. L'adéquation chimie de l'eau - chimie de l'air injecté mérite également attention pour éviter une précipitation massive de carbonate de Calcium du fait de la présence de gaz carbonique dans l'air d'injection.

On peut cependant parer au moins partiellement à ces phénomènes :

- lutter contre le colmatage microbien par l'injection régulière de peroxyde d'hydrogène H_2O_2 , permettant de décolmater le voisinage des ouvrages d'injection (mais risquant également d'annihiler l'activité microbienne, donc préjudiciable à la bio-dégradation) ;
- recourir à des rythmes d'injection alternés, censés limiter le colmatage (?) ;
- injecter des gaz autres que l'air, en particulier l'Azote.

Au niveau des conditions hydrogéologiques, la technique paraît inapplicable en conditions de mauvaise perméabilité ($< 10^{-6}$ m/s) ; en effet, le relèvement piézométrique qu'elle induit est alors trop important. D'autre part, la présence dans la zone non saturée ou au toit de la nappe de strates horizontales peu perméables est défavorable, car elle peut empêcher la remontée des gaz contaminés vers le dispositif d'extraction. C'est en tout cas un point qui doit être examiné lors de la conception de l'opération, afin d'adapter en conséquence les caractéristiques des ouvrages destinés à l'extraction.

La technique présente un intérêt notable pour la décontamination de la frange capillaire. En outre, l'extraction des vapeurs appliquée à la zone non-saturée permet d'éliminer les composés volatils qui y sont présents.

La profondeur de l'aquifère ne peut vraisemblablement pas excéder 20 m ; par ailleurs, elle ne peut être inférieure à 5 m (en dessous, des problèmes de captage des vapeurs émises se posent).

2.4.3. Mise en oeuvre

Le stade pilote est en général considéré comme indispensable pour les opérations d'une certaine envergure, pour apprécier les risques de colmatage, la perméabilité à l'air et les rayons d'action des ouvrages. Les reconnaissances doivent inclure une détermination convenable de la distribution horizontale et verticale des perméabilités, dans la nappe et dans la zone non-saturée.

Les ouvrages souterrains sont en général classiques, de type puits verticaux, tant dans la nappe que dans la zone non-saturée. Cependant, l'accent est parfois mis sur la réalisation d'ouvrages horizontaux, pour l'injection et pour la récupération, ou seulement pour l'une de ces opérations.

En surface, les dispositifs suivants sont installés :

- centrale de production d'air comprimé pour injection de l'air dans les ouvrages atteignant la nappe ;
- dispositif d'extraction d'air (type "venting" ou extraction sous dépression) appliqué aux ouvrages de récupération dans la zone non-saturée, avec traitement des gaz extraits ou non selon les cas ;
- dispositifs permettant l'injection dans la nappe d'adjuvants : peroxyde pour lutter contre le colmatage, nutriments de l'activité bactérienne.

Diverses variantes commerciales de ce principe sont proposées :

- * bullage et récupération des vapeurs sont effectués dans le même ouvrage ;
- * un autre fluide que l'air est utilisé (Azote) ;
- * un tensio-actif est utilisé pour réduire la taille des bulles et faciliter leur diffusion dans le milieu souterrain ;
- * quand la réglementation ou l'évaluation de l'impact sur l'atmosphère le permettent, on s'abstient d'installer un système de captage et d'extraction des émissions de vapeur dans la zone non saturée ;
- * on injecte de la vapeur chaude au lieu d'air ambiant ; l'effet sur le coût est notable, et de telles techniques ne semblent se justifier que dans des situations où il est indispensable de mener l'opération très rapidement.

Pour une opération du type décontamination d'une station service, sur la base d'une durée d'opération d'un an, le coût de l'application de cette méthode peut être estimé entre 700 et 1.200 kF, pour une dizaine de petits ouvrages d'injection, une dizaine d'ouvrages d'extraction, une dizaine de piézomètres de suivi. Dans le cas où un traitement des vapeurs extraites est à prévoir, le surcoût correspondant serait de l'ordre de 200 à 500 kF selon les exigences de rejet, et la nature de la contamination à éliminer (présence ou non d'halogénés). Le confinement hydraulique éventuellement nécessaire en sus n'est pas pris en compte ici.

2.4.4. Commentaires

Au delà de ses limites d'application, détaillées plus haut, **cette technique présente un indéniable intérêt pour les contaminations volatiles, car elle intègre le traitement de la nappe et celui de la zone non-saturée, avec des moyens communs.**

Le sparging n'exonère pas l'opérateur de prévoir un dispositif de confinement, toutes les fois que la propagation de la contamination est génératrice de risques.

La maîtrise du risque de colmatage et de la diffusion des bulles dans le milieu sont les clés de la réussite : en l'état actuel de l'expérience, le passage par le pilote préalable reste le seul garant d'une conception adéquate.

Sparging ou stripping in-situ

Voir fiche d'opération (Tome III) :

détaillée : n° V

2.5. Le procédé UVB

2.5.1. Principes

Le procédé UVB (Unterdruck Verdampfer Brünnen) est breveté par la société IEG mbH, D-7410 Reutlingen, RFA. Il constitue une évolution du sparging décrit plus haut :

- ① le puits UVB, base du dispositif, comporte deux zones crépinées : une en haut, au niveau du toit de la nappe et de la frange capillaire, et une en bas de l'ouvrage, au fond de la formation aquifère ; les deux parties de l'ouvrage sont isolées l'une de l'autre au niveau de l'espace annulaire ;
- ② la méthode consiste à injecter de l'air comprimé à la partie haute de l'ouvrage ; dans la partie supérieure de l'ouvrage, l'eau souterraine est poussée vers l'extérieur de l'ouvrage par la pression d'air, dans la partie inférieure, elle est aspirée vers le haut par effet "air-lift" ;
- ③ l'effet obtenu est donc double :
 - un effet de stripping, analogue à celui du sparging décrit plus haut, par bullage d'air au sein du puits, et par introduction d'air dans la zone de l'aquifère située au droit des crépines supérieures ; les contaminants ainsi volatilisés sont récupérés par aspiration et traités à l'extérieur du puits, par exemple par adsorption sur charbon actif ;
 - un effet de circulation, permettant de renouveler l'eau traitée, en la captant en bas de l'ouvrage, en la traitant au sein du puits UVB, puis en la repoussant hors de l'ouvrage par le haut. Cet effet de circulation peut être renforcé par la mise en oeuvre d'une pompe immergée à cette fin.

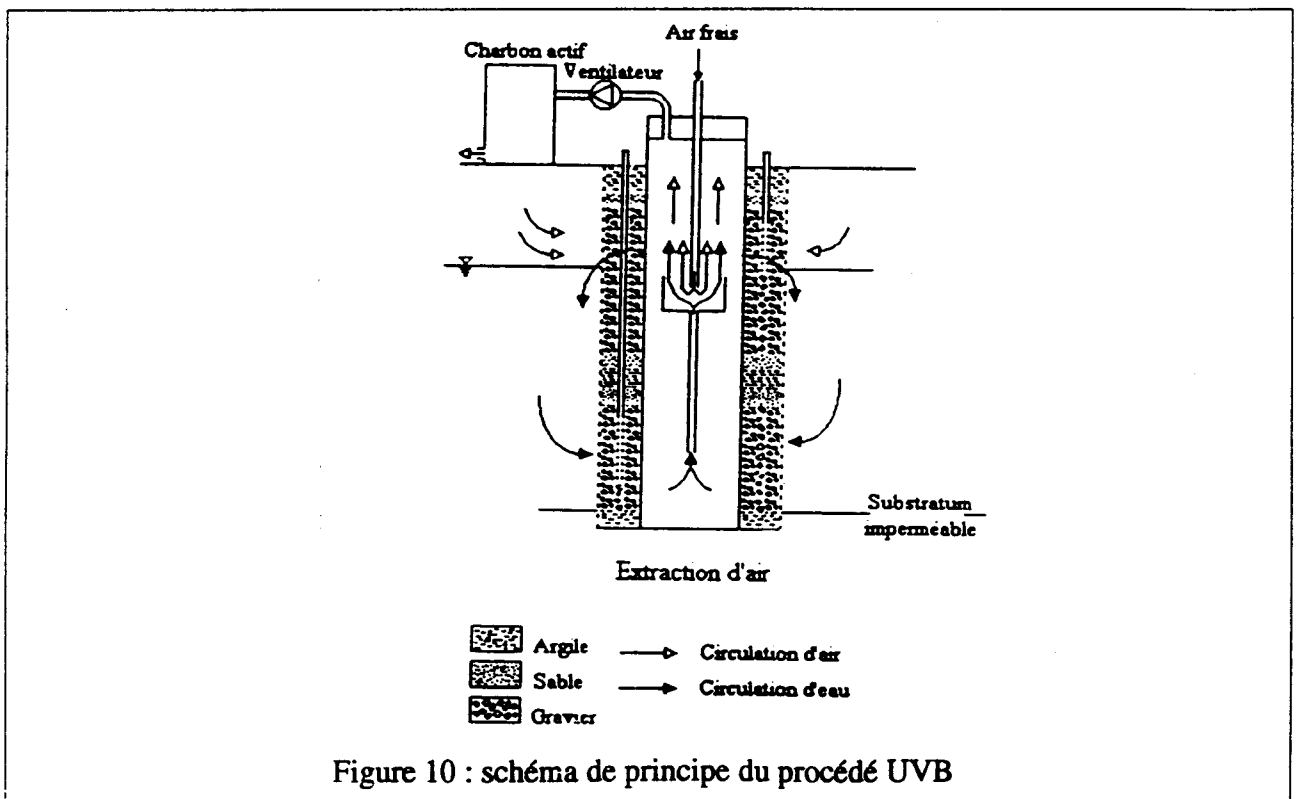


Figure 10 : schéma de principe du procédé UVB

2.5.2. Conditions d'application

Selon ses concepteurs, le procédé peut traiter les hydrocarbures pétroliers courants, les halogénés aliphatiques, voire des pesticides (triazines). De fait, les principes mis en oeuvre (stripping et injection d'air) sont adaptés aux produits volatils. Cette méthode appelle les mêmes observations que l'air-sparging quant au risque de colmatage lié à la modification de l'ambiance chimique de l'aquifère sous l'effet de l'injection d'oxygène.

Un point essentiel de la conception et du dimensionnement est la relation entre les paramètres hydrodynamiques et le rayon d'influence : le procédé paraît a priori peu adapté à des aquifères transmissifs dans lesquels les rayons d'influence sont probablement trop faibles.

2.5.3. Mise en oeuvre

Le nombre d'ouvrages à créer dépend de la largeur du panache contaminé à traiter et des paramètres de l'aquifère. Chaque puits UVB est foré en grand diamètre (500 mm ou plus) et équipé selon le principe exposé ci-dessus. Sont en outre nécessaires un dispositif d'injection d'air (compresseur) et une centrale d'extraction des vapeurs contaminées, connectée le cas échéant à un système de traitement, par exemple par charbon actif.

Les promoteurs de la technique en présentent plusieurs variantes, notamment une fondée sur l'insertion d'un bioréacteur dans le dispositif.

Le coût d'une opération comportant un seul ouvrage est compris dans la gamme 800 - 1.500 kF.

2.5.4. Commentaires

Ce procédé appelle plusieurs observations :

- * son intérêt réside notamment dans le fait qu'il n'occasionne aucun rejet liquide ; un tel avantage peut être déterminant dans certains cas ;
- * il ne permet pas le confinement de la contamination, en particulier dans des situations d'aquifère transmissif ;
- * l'effet de l'UVB seul sur la zone non-saturée est significatif, sans pour autant avoir l'efficacité d'un dispositif concernant spécifiquement la zone non-saturée tel que l'extraction des vapeurs (venting) ; du coup, si la zone non-saturée doit également être traitée, l'UVB devra être complété.

Il paraît donc souhaitable que cette technique, qui présente un intérêt certain, puisse être testée en France par un organisme habilité à en certifier les performances. En effet, elle n'a pas fait l'objet à notre connaissance d'une telle certification aux Etats-Unis dans le cadre du programme SITE, dont c'est l'une des vocations. Plusieurs cas français de contaminations par solvants chlorés pourraient se prêter à un tel test.

UVB : Voir fiches d'opération (Tome III) :

détaillée : n° VI
résumée : n° VII

2.6. L'extraction double

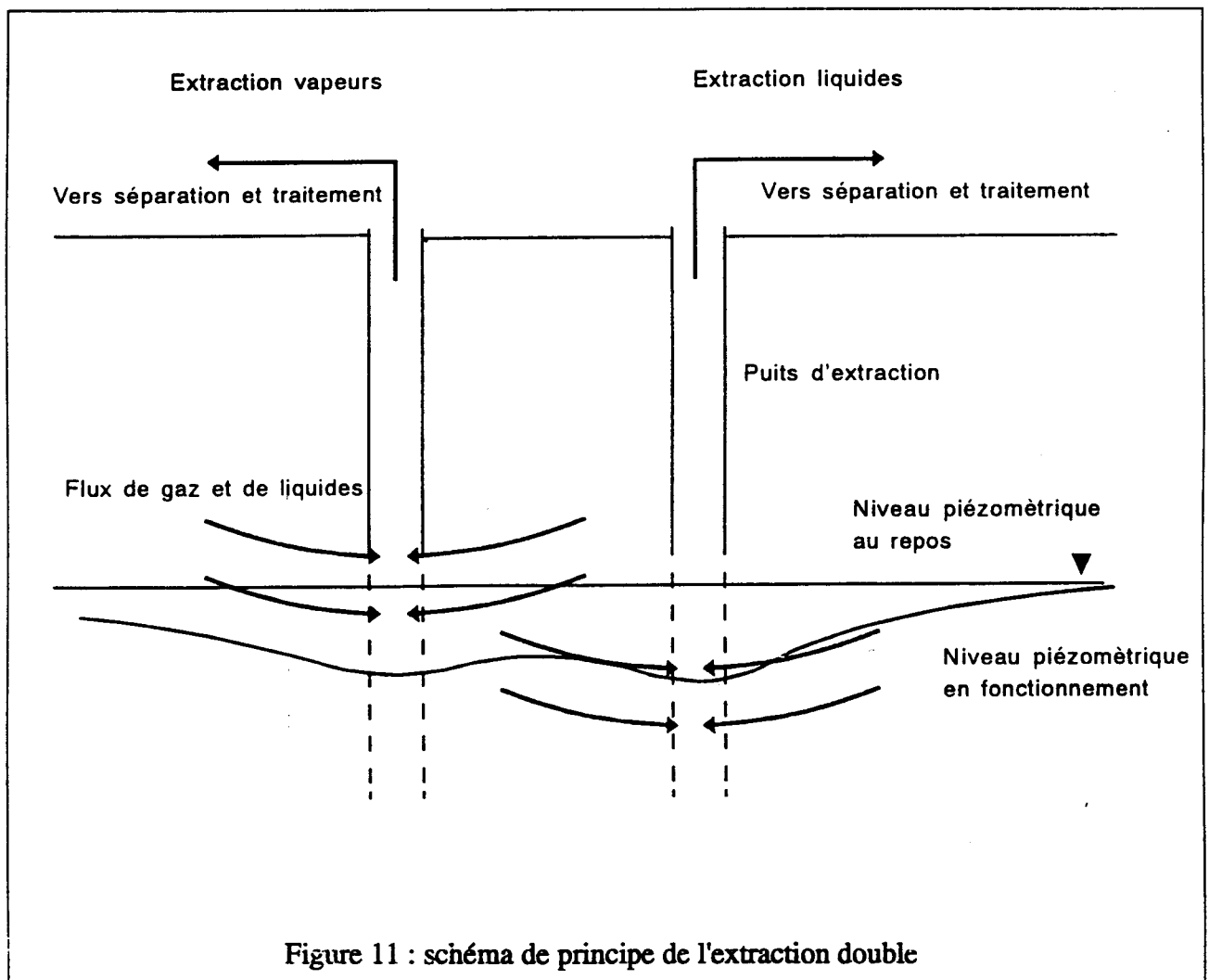
2.6.1. Principes

Ce procédé est breveté aux Etats-Unis par la société Terra-Vac, et exploité en France par la société Géovac-Géoclean.

Il comporte l'application à la zone non-saturée et à la zone saturée d'une dépression, visant essentiellement à déplacer l'équilibre de phases liquide-gaz, pour augmenter la volatilisation des composés organiques adsorbés ou dissous.

La dépression est appliquée par le biais de puits crépinés dans la zone non-saturée et au toit de la nappe. Ceux-ci sont reliés à une centrale d'extraction, les produits extraits faisant l'objet d'une séparation gaz-liquide. Les effluents gazeux et liquides peuvent ensuite faire l'objet d'un traitement par des méthodes classiques avant rejet :

- gaz : oxydation catalytique, incinération, adsorption sur charbon actif, voire traitement biologique ;
- liquide : déshuilage par décantation et récupération ou incinération de la phase huile, et traitement de la phase eau.



2.6.2. Conditions d'application

La technique s'applique aux contaminants organiques volatils, dont la constante de Henry mesurée à 10 °C est supérieure à 0,01 (voir valeurs de la constante de Henry pour certains contaminants courants en Annexe 4). Ceci englobe la plupart des organo-chlorés aliphatiques courants, les plus légers des organo-chlorés aromatiques, les aromatiques légers (BTEX), certains hydrocarbures oxygénés, et la fraction paraffinique légère des carburants.

Avec ce procédé, il est possible de concerner :

- * le produit flottant en phase au toit de la nappe,
- * le produit adsorbé dans la frange capillaire,
- * le produit en phase gazeuse ou liquide adsorbé dans la zone non-saturée.

Par contre, sauf à l'associer à un système de pompage-traitement, le système ne s'adresse pas à une contamination dissoute. Il ne permet pas non plus le confinement hydraulique de la pollution.

2.6.3. Mise en oeuvre

Des essais préalables sont indispensables : reconnaissances géologiques et hydrogéologiques, estimation des perméabilités et des porosités, localisation horizontale et verticale de la contamination, connaissance précise de sa nature.

La mise en oeuvre est fondée sur la réalisation d'ouvrages souterrains spécifiques d'extraction. En moyenne, leur rayon d'influence d'un puits est situé dans la gamme 5 - 30 mètres, le nombre d'ouvrages à prévoir est donc important. Les ouvrages seront crépinés en fonction du profil vertical de contamination, de sorte à concerner à la fois la zone non-saturée et le toit de nappe.

Les équipements nécessaires en surface sont ceux classiquement utilisés en extraction de vapeurs (venting), à savoir :

- séparateur liquide-gaz, dont le dimensionnement doit être effectué soigneusement en fonction notamment des possibilités de remontée de la nappe ;
- l'unité d'extraction elle-même ;
- un dispositif de traitement des effluents gazeux : différentes possibilités sont mises en pratique (oxydation catalytique ou incinération pour des vapeurs exemptes de composés chlorés, adsorption sur charbon actif).

Pour une opération classique concernant en priorité la zone non-saturée et secondairement la nappe, les coûts, rapportés à la tonne de terrain non-saturé traité, sont évalués dans la gamme 150 à 750 F, selon :

- la durée de l'opération, liée aux objectifs de teneur résiduelle, à la nature de la contamination (plus ou moins volatile) et à la nature des terrains (plus ou moins perméables et poreux) ;
- la nécessité ou non d'un traitement des effluents avant rejet, qui peut contribuer pour 25 à 50 % au coût total.

2.6.4. Commentaires

Moyennant des ouvrages souterrains spécifiques, le procédé d'extraction double constitue une adaptation au toit de nappe et à la frange capillaire de techniques bien connues et bien maîtrisées pour la zone non-saturée (venting ou extraction des vapeurs). Il en a à la fois l'intérêt (rapidité, bon rendement, relative simplicité, prévision des durées), et les limites :

- * il s'applique aux produits organiques volatils, c'est à dire solvants chlorés ou carburants légers ;
- * il ne permet pas le confinement hydraulique, qui doit être prévu par ailleurs ;
- * son application peut poser des problèmes en terrain peu perméable.

Extraction double :

Voir fiches d'opération (Tome III) :

détaillée : n° V

Extraction simple :

Voir fiches d'opération (Tome III) :

détaillée : n° VIII

résumée : n° vi

2.7. Les procédés d'oxydo-réduction in situ

2.7.1. Principes

Différentes techniques s'inspirent d'un même principe : l'injection dans le milieu souterrain d'un agent oxydant agissant sur le contaminant pour le transformer en une forme moins toxique ou moins soluble.

Dans la version la plus simple (exemple du procédé Vyrédox au tome II), cet agent oxydant est de l'eau aérée en surface, dont l'injection est destinée à induire l'oxydation du Fer ferreux soluble en Fer ferrique qui précipite, ou du Manganèse manganéux en Manganèse manganique.

D'autres oxydants plus puissants sont cependant utilisés, en particulier le peroxyde d'hydrogène H_2O_2 , mais sa vocation est en général plutôt d'augmenter les concentrations du milieu souterrain en Oxygène moléculaire quand celui-ci est jugé limitant pour le développement de l'activité microbienne. Des essais sont également pratiqués avec de l'Ozone O_3 .

2.7.2. Conditions d'application

Ces techniques misent sur une modification radicale de l'ambiance chimique du milieu souterrain, et posent de ce fait de nombreux problèmes d'application. En particulier, la précipitation de métaux et le développement bactérien explosif que peut induire l'apport d'agents oxydants dans un milieu préalablement réducteur sont de nature à occasionner un colmatage, non seulement des ouvrages d'injection mais aussi du terrain lui-même.

2.7.3. Mise en oeuvre

L'injection dans l'aquifère d'eau aérée ou d'un oxydant plus puissant peut se faire à travers des couronnes de piézomètres répartis dans la zone à décontaminer. En général, l'injection doit être menée par chasses successives, en alternant éventuellement avec l'usage d'un agent décolmatant.

2.7.4. Commentaires

Dans l'état actuel des connaissances, les techniques fondées sur l'injection dans le sol d'oxydants ont un domaine d'application limité aux contaminations par certains métaux moins toxiques ou moins mobiles dans leur forme la plus oxydée (1). Même au sein de ce domaine, les problèmes de colmatage que peuvent poser ces méthodes doivent être examinés avant toute mise en oeuvre.

2.8. Les procédés biologiques

En dehors de la bio-lixiviation et de ses variantes qui constitue un "procédé" à part entière, les opérations destinées à activer la bio-dégradation sont généralement associées à l'une des techniques précédentes. Ce sont ces différentes actions, complémentaires d'autres techniques, qui sont décrites ici. Trois grandes stratégies d'action seront évoquées :

- ① les techniques fondées sur des modifications physiques ou chimiques de l'environnement souterrain, destinées à le rendre plus propice à la bio-dégradation du contaminant par la microflore endogène ;
- ② les techniques visant à accroître numériquement par culture en réacteur les populations de micro-organismes endogènes ;
- ③ les techniques de bio-augmentation, visant à introduire dans le milieu une flore de micro-organismes exogènes.

2.8.1. Modifications physiques dans l'environnement souterrain

Il s'agit essentiellement de faciliter l'accès des micro-organismes au contaminant, donc de parvenir à une répartition aussi homogène que possible de la micro-flore et des nutriments dans la zone contaminée.

(1) *Ce qui n'est d'ailleurs pas absolument général, puisque par exemple, le Chrome hexavalent Cr⁶⁺ est généralement plus toxique et plus mobile que le Chrome trivalent Cr³⁺.*

La technique de fracturation hydraulique préalable est proposée à cet effet par certaines entreprises aux Etats Unis. Elle consiste à appliquer une forte pression d'eau sur des forages, afin d'accroître la porosité et la perméabilité du milieu. L'objectif est d'accroître les volumes accessibles aux nutriments, à l'oxygène, et aux bactéries, qui seront ensuite injectés par ces ouvrages.

Le champ d'application de cette technique semble en réalité assez limité. En particulier, il paraît peu indiqué de l'utiliser en terrain argileux peu poreux : le gain de perméabilité et de porosité qui en résulterait serait immanquablement temporaire, et d'autre part seuls des chemins préférentiels de passage seraient créés ou élargis, sans pour autant que le milieu soit réellement affecté dans son ensemble.

Plus prometteuse semble la réalisation d'ouvrages orientés en fonction des hétérogénéités du milieu souterrain, en particulier de forages dirigés horizontaux ou sub-horizontaux. Cette technique permet en effet de s'affranchir partiellement des problèmes liés à des anisotropies dans la répartition horizontale des perméabilités, quitte éventuellement à l'associer avec des ouvrages classiques verticaux.

2.8.2. Modifications chimiques dans l'environnement souterrain

L'Oxygène devient très rapidement limitant au cours d'une opération de bio-dégradation aérobie. L'injection d'air dans l'aquifère par "air-sparging" (cf ci-dessus) constitue donc une technique d'activation très courante. Les termes de "bio-sparging" ou "bio-stripping" sont alors utilisés. Vis-à-vis des problèmes, évoqués plus haut, posés par le sparging (colmatage, maîtrise de la diffusion des bulles), différentes solutions sont proposées :

- * l'injection de peroxyde d'hydrogène H_2O_2 , qui décolmate le pourtour des ouvrages d'injection et augmente les concentrations en Oxygène ; les dosages doivent cependant être maîtrisés (essais pilotes in situ indispensables) pour éviter que l'effet antiseptique du peroxyde ne devienne excessif ;
- * le remplacement de l'Oxygène par un autre agent oxydant, nitrates en particulier : il n'existe pas à notre connaissance d'opération en vraie grandeur de ce type, l'apport de nitrates étant en général conçu comme un apport de nutriments et non comme un apport d'agent oxydant.

Par ailleurs, il est admis que l'Azote et le Phosphore constituent habituellement un facteur limitant du développement bactérien dans le sous-sol. Ces éléments sont donc souvent apportés par dilution d'engrais agricoles dans l'eau d'injection.

Les apports de tensio-actifs visent à améliorer la répartition du contaminant dans le milieu en facilitant sa désorption. Le tensio-actif (nonyl-phénols, ...) est ajouté à l'eau d'injection.

2.8.3. Problèmes de mise en oeuvre

Une opération de bio-dégradation activée comporte l'apport de différents fluides au milieu : air et eau enrichie en nutriments, tensio-actifs, bactéries. La conception et la réalisation des ouvrages souterrains d'injection sont donc essentielles dans une telle opération.

L'air est habituellement injecté par des ouvrages verticaux crépinés au toit de la nappe, disposant d'un espace annulaire étanché à la bentonite par exemple. Le diamètre de ces ouvrages peut être faible.

De façon générale, l'expérience tend à la réduction des diamètres des ouvrages et à leur multiplication, en rapport avec la réduction des débits injectés. L'objectif est d'éviter des perturbations trop importantes dans le milieu qui se traduiraient par la création de chemins préférentiels, laissant des zones non traitées. Des ouvrages horizontaux réalisés dans la nappe peuvent être intéressants, en particulier pour faciliter la répartition des bulles.

L'eau peut être apportée depuis des drains ou tranchées très peu profonds sous la surface (cf bio-lixiviation) : cette technique présente l'inconvénient que les nutriments apportés seront consommés par la microflore de la zone non saturée sans parvenir à la nappe. Elle est cependant intéressante pour obtenir un effet biologique sur cette zone non-saturée.

Cependant, l'apport de liquides à la nappe gagne à être réalisé à partir d'ouvrages crépinés dans l'aquifère. Les mêmes ouvrages peuvent servir à l'injection d'air et de liquides.

2.8.4. Multiplication de micro-organismes endogènes

La technique consiste à prélever la micro-flore endogène active sur le contaminant, à la transporter vers un site industriel spécialisé, à la multiplier par culture dans un réacteur, puis à la réinjecter dans le milieu.

Elle s'applique dans le cas d'une contamination déjà relativement ancienne (plusieurs semaines à plusieurs mois), afin que la microflore prélevée soit effectivement celle qui est spécifique de la dégradation du ou des produits en cause. Les problèmes posés par cette approche sont de deux ordres :

- ① l'évolution génétique de la population pendant la culture où les conditions s'écarteront de celles du milieu d'origine, peut la rendre non compétitive lors de la réinoculation, avec risque de disparition précoce ;
- ② l'obtention d'une répartition homogène de la population inoculée pose les problèmes mentionnés plus haut aux paragraphes 2.1. et 2.2.4.

2.8.5. Apport de flore exogène

Celle-ci est généralement d'origine industrielle. Les différentes enquêtes auprès d'experts et l'analyse de la littérature conduisent à penser que l'intérêt de ces apports est en pratique limité à trois types de situation :

- ① contamination très fraîche ;
- ② produit difficilement bio-dégradable (hydrocarbures lourds, polyaromatiques, pesticides par exemple) ;
- ③ milieu stérile ou quasiment stérile, par exemple aquifère situé à une profondeur de plusieurs dizaines de mètres.

En effet, sur des contaminations par carburants datant de plusieurs semaines, la simple observation macroscopique (aspect, odeur) montre presque toujours clairement que la flore endogène est active. L'apport de flore exogène ne semble pas s'imposer dans ces cas courants, car la compétition entre souches dans le milieu ne peut qu'être défavorable aux espèces exogènes.

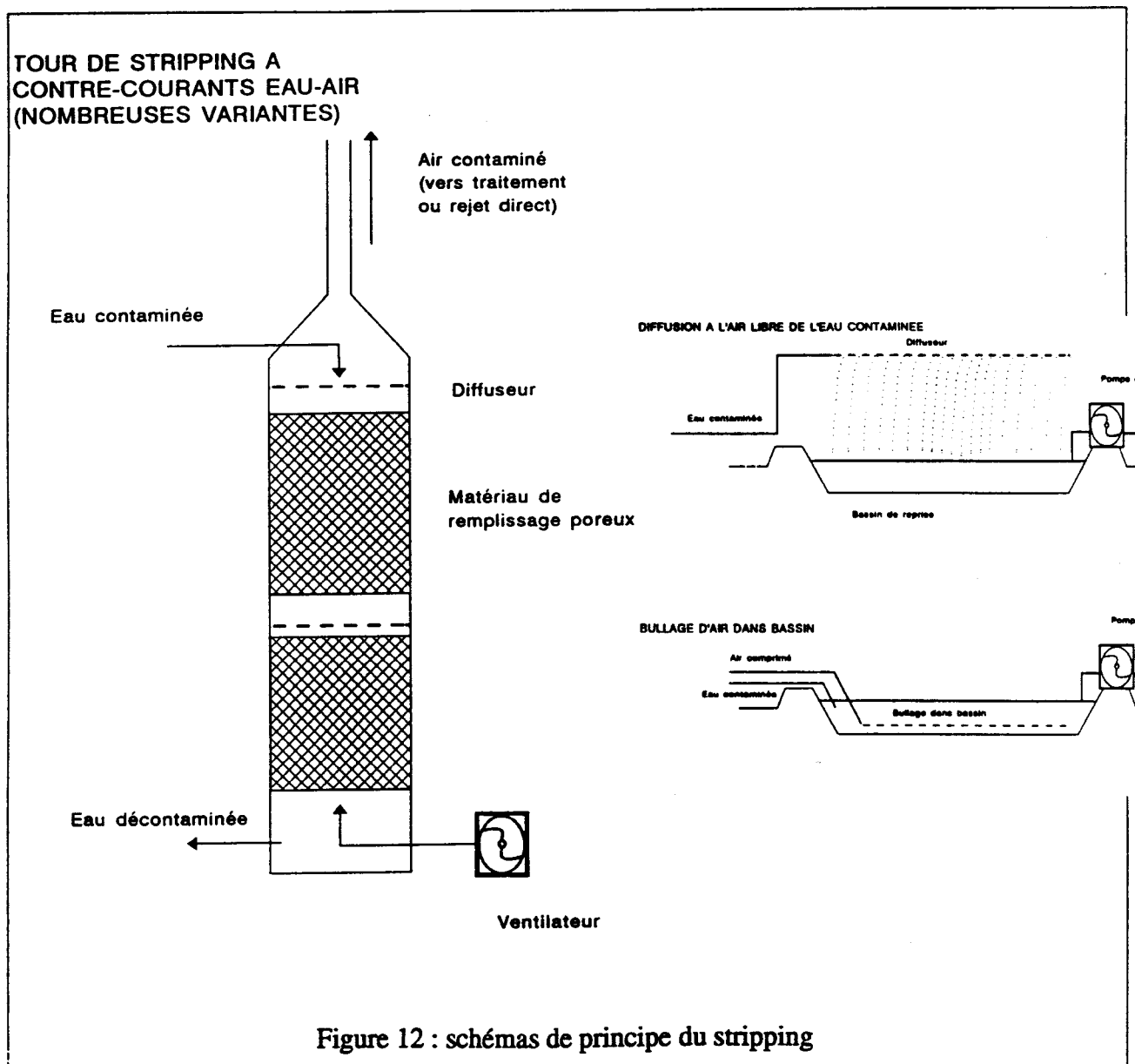
Il est souvent difficile de disposer auprès des fournisseurs de micro-organismes d'informations précises et scientifiquement convaincantes sur la nature des souches utilisées et sur leur efficacité réelle. Ceci est vrai tant en France qu'à l'étranger.

3. ANALYSE DES PRINCIPAUX PROCÉDES EX SITU

3.1. Le stripping

3.1.1. Principes

Procédé très classique en traitement d'eau potable, et dans l'industrie en général, le stripping mise sur les équilibres de transfert entre substance en solution dans l'eau et substance en une solution dans l'air : le transfert de la phase aqueuse vers la phase gazeuse est activé par mélange intime de l'air avec la solution contaminée, le contaminant étant récupéré sous forme gazeuse. D'innombrables solutions techniques sont proposées sur cette base, les trois croquis ci-dessous ne prétendent donc pas décrire tous les cas.



3.1.2. Conditions d'application

Le procédé s'adresse aux organiques volatils. Il doit être exclus pour des molécules très solubles (notamment cétones, alcools). Son efficacité peut être prévue à travers la constante de Henry et la solubilité dans l'eau. En pratique, les contaminants auxquels le procédé s'adapte le mieux sont les solvants chlorés et les carburants légers, dont la fraction BTEX peut notamment être éliminée par stripping (mais pas les additifs solubles tels que le MTBE).

3.1.3. Mise en oeuvre

De plus en plus, les entreprises de dépollution disposent de matériel mobile, adapté aux cas courants, c'est à dire à des débits de l'ordre de 10 à 20 m³/h. Cependant, les cas plus difficiles nécessitent une conception *ad hoc*, et pour des débits supérieurs à 50 m³/h, le recours aux unités mobiles devient problématique pour des raisons d'encombrement.

Dans certains cas particuliers, le colmatage du matériau de garnissage des tours de stripping peut poser des problèmes (précipitation d'oxyde ferrique).

En situation d'urgence, ou si un traitement sommaire suffit, par exemple avant réinjection dans le sol, des systèmes peu élaborés peuvent être utiles (cf figure 12 plus haut).

Le traitement des gaz issus du stripping relève de procédés classiques : charbon actif souvent, parfois procédés plus lourds (oxydation thermique ou catalytique), mais aussi procédés biologiques (filtre à compost) quand la nature du gaz le permet (pas de chlorés).

Pour des cas standards, les coûts de traitement sont les plus faibles de tous les procédés si le traitement des effluents gazeux ne s'impose pas, c'est à dire dans la gamme 0,5 à 3 F par m³. Par contre, s'il faut traiter les effluents gazeux pour des raisons liées à leur impact, la compétitivité du stripping s'amenuise : 5 à 10 F/m³.

3.1.4. Commentaires

De par son coût limité et sa mise en oeuvre aisée, le stripping est un procédé très intéressant pour le traitement d'eau contaminée par des aromatiques légers (BTEX) ou des solvants chlorés, notamment s'il peut être utilisé sans traitement des rejets gazeux. Pour des contaminations complexes, ou si un niveau de dépollution très contraignant doit être atteint, il peut être utilisé en pré-traitement avant finition par charbon actif, et permet alors de réduire le coût d'exploitation du traitement de finition, notamment pour des opérations longues où le coût du charbon ou de sa régénération devient vite prohibitif. Les unités mobiles disponibles sur le marché sont adaptées aux situations courantes (10 à 20 m³/h). Au delà, des dispositifs spécifiques sont nécessaires, et des études précises de dimensionnement recommandables. S'il est nécessaire, le traitement des effluents gazeux grève considérablement le coût du stripping.

Stripping : Voir fiches d'opération (Tome III) :

détaillée : n° II
résumée : n° ii

3.2. L'adsorption sur charbon actif

3.2.1. Principe

Les filtres à charbon actif constituent également des matériels très classiques utilisés dans de nombreux domaines. Ils fonctionnent en adsorbant les molécules de polluant en solution, ou les colloïdes en suspension, qui sont retenus sur la surface du charbon actif par des forces physiques ou/et chimiques. L'intérêt du charbon actif réside dans sa très grande surface spécifique. Secondairement, pour les produits bio-dégradables, le charbon actif constitue un support pour des bactéries spécifiques de la dégradation du polluant adsorbé.

3.2.2. Conditions d'application

Le procédé s'adapte à tous les produits organiques dissous, sauf molécules à la fois fortement polaires, légères et non aromatiques (alcools, glycols, amines). L'efficacité est particulièrement intéressante pour la plupart des organo-chlorés et des aromatiques. Certains métaux peuvent également être adsorbés, le Chrome 6 notamment.

Pour ces produits, il s'agit d'une technique qui permet d'atteindre, sous réserve d'un dimensionnement adéquat, les normes de potabilité. En décontamination de nappes :

- * la technique est adaptée à des situations où un traitement terminal fin est nécessaire pour satisfaire à des exigences de rejet contraignantes ;
- * elle est souvent utilisée à l'aval d'un premier étage de traitement par stripping ou par voie biologique, notamment dans le cas où la pollution est constituée d'un mélange de produits de volatilités différentes ;
- * dans des situations où l'on ne cherche pas à abattre fortement les teneurs, le procédé peut s'avérer d'un coût prohibitif (ou inefficace si le charbon actif n'est pas renouvelé ou régénéré), car il est difficile de ne traiter que partiellement.

3.2.3. Mise en oeuvre

Des essais préalables en laboratoire peuvent être utiles dans certains cas particuliers, mais en général, notamment pour de petites unités mobiles traitant des débits limités (moins de 10 m³/h), ils ne sont pas indispensables.

La technique est bien maîtrisée et très couramment appliquée. En général, dans ce type d'application, on recourt à des lits fixes plutôt qu'à des lits fluidisés, deux à quatre filtres étant placés en parallèle et/ou en série selon l'objectif de traitement recherché.

La contrainte essentielle est la saturation progressive des sites d'adsorption, qui nécessite le remplacement régulier du charbon actif et sa régénération ou son élimination. La régénération sur site n'est pas pratiquée en décontamination de nappes.

Les coûts de traitement sont élevés quand le charbon actif est utilisé seul : de 5 à 15 F/m³. Sur des opérations importantes ou longues, ils peuvent être réduits par recours à un pré-traitement (cf ci-dessus).

L'adsorption sur charbon actif constitue également un procédé de base pour traiter les effluents gazeux de certains procédés de décontamination d'eau, notamment le stripping, le sparging, le procédé UVB ou l'extraction double.

3.2.4. Commentaires

Ce procédé très efficace constitue l'un des "standards" de la décontamination des eaux souterraines. Il est le seul traitement hors site à disposer d'un spectre très large de contaminants traités, et à offrir des résultats proches des normes de potabilité. En contrepartie, son coût élevé impose de réserver le charbon actif soit à des opérations d'envergure limitée où la mise en oeuvre aisée compense le coût du traitement, soit à des traitements de finition après pré-traitement par un autre procédé.

3.3. Les réacteurs biologiques

3.3.1. Principe

Les réacteurs de traitement biologique appliqués en décontamination d'eaux souterraines relèvent de deux grandes catégories

- des systèmes à cultures libres ;
- des systèmes à cultures fixées dans un matériau poreux très perméable de grande surface spécifique, qui sont les plus courants.

Dans tous les cas, l'activité bactérienne est stimulée, de façon variable selon les procédés (apport de nutriments, apport d'oxygène par injection d'air ou/et agitation, apport de chaleur), et le plus souvent une souche sélectionnée de micro-organismes est ajoutée.

3.3.2. Conditions d'application

En décontamination d'eaux souterraines, le domaine d'élection de ces dispositifs est constitué par la fraction BTEX des produits pétroliers courants, à la fois soluble et bio-dégradable. Cependant, des exemples concluants existent pour le traitement de produits pétroliers plus lourds : PAH, créosotes, fuels lourds. La documentation commerciale de certaines sociétés évoque également des produits moins bio-dégradables encore (pentachlorophénol ou solvants chlorés par exemple).

Dans certains cas, un pré-traitement (rectification pH, oxygénation, décantation, etc...) peut être utile avant admission dans le bio-réacteur. Ce pré-traitement est en particulier nécessaire en aquifère réducteur quand il y a teneurs élevées en Fer ou Manganèse. Il peut également servir à ajouter des nutriments de l'activité bactérienne.

3.3.3. Mise en oeuvre

Il est souhaitable, hormis des cas très classiques, de procéder au préalable à un essai pilote.

Les méthodes de traitement biologique restent assez peu courantes en France dans ce domaine d'application ; elles sont par contre très répandues aux Etats Unis ou aux Pays-Bas.

Dans ces pays, il existe de nombreuses variantes commerciales, différant les unes des autres par l'association des techniques de base les unes avec les autres : par exemple les combinaisons suivantes sont proposées, d'amont en aval

- bio-réacteur à cultures libres / finition par adsorption sur charbon actif ;
- bio-réacteur à cultures libres avec adjonction de charbon actif en poudre (lit granulaire mobile du type lit fluidisé) / décantation-floculation avec adjonction de flocculant / épaissement des boues / recirculation des boues et du charbon actif ;
- bio-réacteur à cultures fixées sur un matériau de remplissage poreux (analogue à un lit bactérien) / chauffage de l'influent / oxygénation forcée par ventilation et diffusion dans le lit / addition en continu de nutriments / finition par adsorption sur charbon actif.

La mise en oeuvre fait souvent appel à des unités mobiles et compactes susceptibles de traiter un débit situé dans la gamme 5 - 15 m³/h.

Des coûts de traitement de l'ordre de 5 à 10 F par m³ sont admis en général. Ils couvrent la mise à disposition de l'unité, et son coût de fonctionnement (essentiellement énergie, réactifs, suivi).

3.3.4. Commentaires

Ce type de dispositif devrait être précieux dans de nombreux cas. Des efforts simples de développement devraient permettre aux opérateurs français d'acquérir une expérience dans ce domaine, les procédés mis en oeuvre étant très voisins de ceux couramment utilisés en traitement d'eaux usées.

**Réacteurs biologiques : Voir fiches d'opération (Tome III) :
détaillées : n° II, VII**

4. ANALYSE DES PRINCIPAUX PROCÉDES EN DÉVELOPPEMENT

NB : le présent chapitre ne prétend pas inventorier de façon exhaustive l'ensemble des voies de recherche défrichées actuellement. On a par contre cherché à mettre en exergue les actions de recherche-développement qui d'une part semblent promises à un aboutissement prochain, qui d'autre part apporteraient des réponses à des problèmes actuellement sans guère de solutions.

4.1. La recherche-développement sur la bio-dégradation des produits halogénés

D'intenses efforts de recherche portent actuellement sur les mécanismes de la bio-dégradation des organo-halogénés aliphatiques ou aromatiques, en relation avec la prise de conscience des problèmes de santé publique que pose la présence de ces contaminants dans les eaux souterraines.

C'est ainsi que tant aux Etats Unis qu'au Canada, aux Pays-Bas ou en Allemagne, la recherche en laboratoire progresse fortement depuis quelques années, au point que plusieurs équipes scientifiques ont déjà mis en oeuvre des pilotes de terrain.

Deux voies principales sont explorées actuellement :

- * la déhalogénéation par cométabolisme de bactéries méthanotrophes : dans certaines conditions, des souches de micro-organismes méthanotrophes, c'est à dire utilisant le méthane comme substrat primaire, sont capables de générer des enzymes catalysant l'oxydation des composés mono- ou di-subsstitués en CO₂ et HCl ; les mécanismes commencent à en être précisés ;
- * la déhalogénéation réductrice en conditions anaérobies : des souches (*Dehalobacter restrictus*) ont été mises en évidence qui sont susceptibles de réduire les composés tri- ou tétra substitués (perchloréthylène ou trichloroéthylène par exemple) en composés moins halogénés (dichloroéthylène, chlorure de vinyle) ; les conditions nécessaires au développement in situ de ces souches commencent également à être éclaircies (adjonction de glucose ou d'acides gras).

D'autres auteurs explorent les possibilités offertes par des champignons microscopiques.

Il est probable que des aboutissements commerciaux voient le jour dans les dix années qui viennent.

Bio-dégradation de produits chlorés : Voir fiches d'opération (Tome III) :
détaillée : n° IX (pilote)

4.2. Les procédés passifs : parois traitantes

L'idée de base est simple : le panache de contamination dissoute traverse une paroi poreuse au sein de laquelle le contaminant est éliminé par voie chimique ou biologique. Il n'y a pas de pompage.

Deux types de procédés sont envisagés :

- * la paroi catalytique, tranchée interceptant l'ensemble du panache et remplie d'un matériau poreux dopé d'un catalyseur susceptible de faciliter l'oxydation du polluant ;
- * la paroi biologique (voir schéma ci-dessous) : dans ce dispositif, les deux phénomènes de bio-dégradation des produits halogénés seraient couplés : la première paroi, anaérobie, permettrait la déhalogénéation réductrice du perchloréthylène, les résidus de dégradation (dichloéthylène) étant oxydés dans la seconde paroi, aérobie.

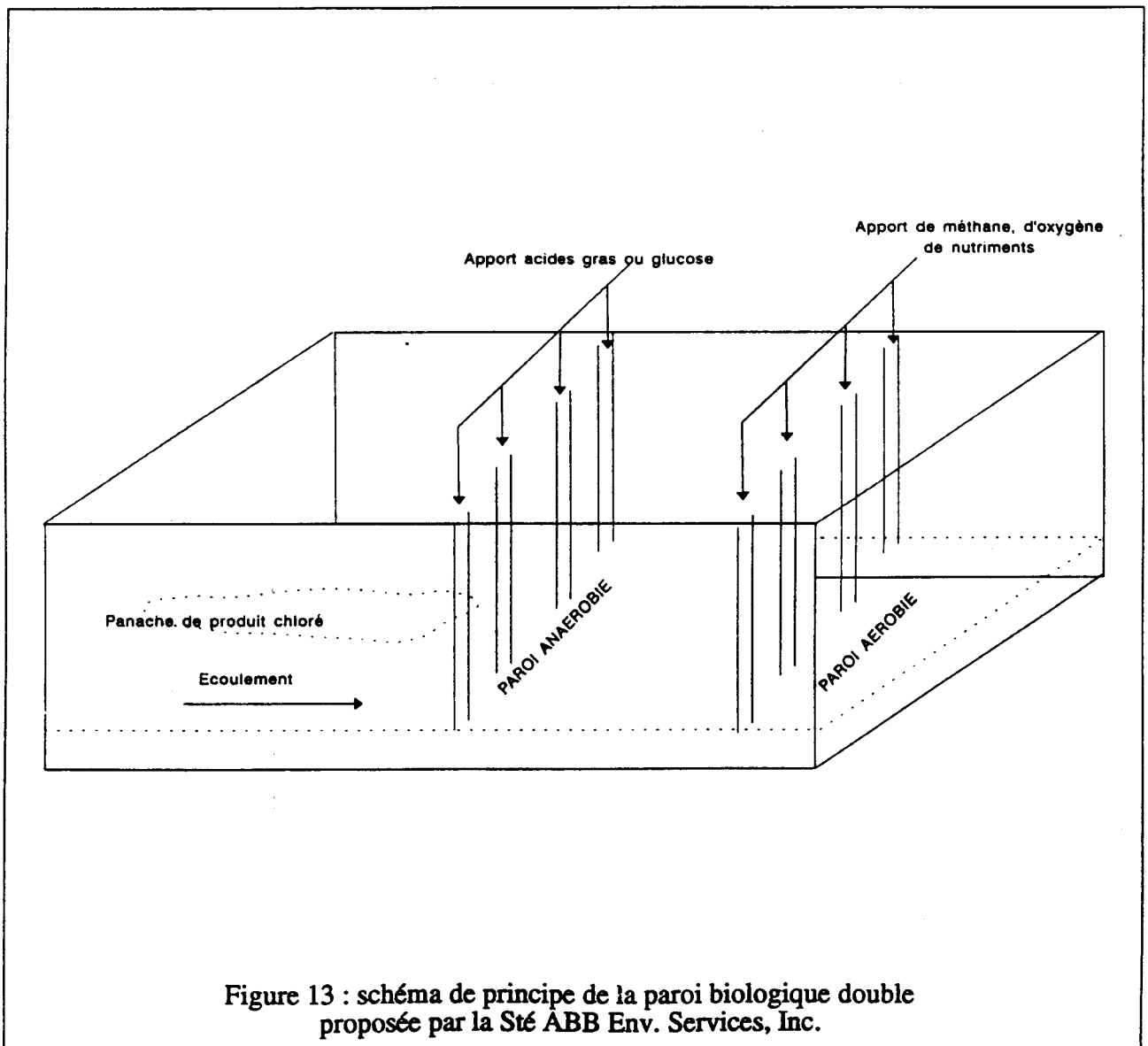


Figure 13 : schéma de principe de la paroi biologique double proposée par la Sté ABB Env. Services, Inc.

4.3. Les procédés électriques

Ces procédés misent sur le caractère polaire ou chargé de la plupart des contaminants pour les déplacer sous l'effet d'un champ électrique continu appliqué au milieu souterrain par des électrodes. La récupération est assurée par pompage au voisinage de l'électrode vers laquelle se déplace le contaminant recherché.

Ils sont testés aussi bien dans la zone non-saturée que dans la nappe. Des programmes pilotes existent aux Etats-Unis et aux Pays-Bas.

Ces techniques pourraient être précieuses pour certains métaux. Cependant, en l'état actuel de développement du procédé, les dépenses d'énergie nécessaires paraissent encore prohibitives.

Le présent chapitre vise à dégager l'adéquation entre certaines situations de contamination, répandues ou préoccupantes, et des procédés adaptés à leur traitement. Cet exercice est effectué à la lumière de l'analyse des procédés qui précède et de celle, plus concrète, des opérations de décontamination, reportée au Tome III.

Pour établir une typologie des situations de contamination, on a croisé des critères hydrogéologiques simples, avec la typologie des contaminations telle qu'elle ressort de l'exposé de la seconde partie, chapitre 2, qui n'est repris ici que brièvement.

1. TYPOLOGIE HYDROGEOLOGIQUE

1.1. Critères de classification

1.1.1. Epaisseur et nature de la zone non-saturée

Elle conditionne :

- * la forme (extension latérale et verticale) des corps d'imprégnation constituant la source de la contamination des eaux souterraines, ainsi que l'intensité de l'adsorption du contaminant dans le non-saturé, et donc les opérations d'élimination de la source que constitue pour la pollution de la nappe la contamination de la zone non-saturée ;
- * les conditions d'accès à la nappe (faisabilité, conception, dimensionnement et coût des ouvrages souterrains de décontamination).

Secondairement, on notera que dans le cas d'une nappe profonde sous une épaisseur importante de non-saturé, le milieu biologique sera en général très pauvre, avec des implications évidentes sur la conception d'une opération faisant appel à un procédé biologique.

Cependant, pour des raisons évidentes de protection, la quasi-totalité des situations de nappes contaminées sont observées sous des épaisseurs de zone non-saturée inférieures à 20 mètres, avec des risques maximaux pour des épaisseurs inférieures à 5 - 8 mètres.

1.1.2. Vitesse de déplacement de l'aquifère

Liée aux paramètres hydrodynamiques classiques (cf seconde partie, chapitres 1 et 3), elle constitue un facteur fondamental de la conception des opérations de décontamination, tout particulièrement :

- * parce qu'elle détermine l'extension des zones contaminées (panache de pollution dissoute), et les teneurs au sein de ce panache par effet de dilution ;
- * parce qu'elle constitue le premier facteur de risque qui déterminera la priorité accordée à l'intervention ;
- * parce qu'elle détermine la faisabilité et le dimensionnement du confinement hydraulique qui seront mis en oeuvre dans la majorité des cas.

1.1.3. Chimie des eaux

Il s'agit d'un critère important pour la conception des opérations faisant appel à la bio-dégradation : en simplifiant, il faut distinguer :

- * des milieux oxygénés, où la flore existante développe des métabolismes aérobies, dont la stimulation peut faire appel sans inconvénient à l'apport de l'oxydant le plus courant, l'oxygène de l'air ;
- * des milieux réducteurs, où la flore existante développe des métabolismes anaérobies, et où de plus, certains métaux (Fer en particulier) se trouvent sous forme réduite soluble ; la stimulation artificielle de ces métabolismes est délicate ; en effet :
 - le passage à des conditions aérobies peut entraîner des inconvénients graves (colmatage), et n'active pas forcément la biodégradation, du fait de l'absence d'une flore adaptée pré-existante ;
 - si l'on maintient des conditions réductrices, la stimulation des mécanismes anaérobies demeure mal maîtrisée, et les processus sont de toute façon plus lents et moins complets.

Cependant, les conditions d'anaérobiose au sein d'un aquifère contaminé constituent des cas relativement rares, en France en tout cas. En effet, l'anaérobiose suppose en général que l'aquifère est protégé de la surface par un niveau plus ou moins étanche, et donc protégé des contaminations.

On rappellera par ailleurs que la présence ou l'absence dans l'eau souterraine de nutriments de l'activité microbienne est un facteur à examiner dans la conception d'une opération faisant appel à un procédé biologique.

1.1.4. Hétérogénéité du milieu souterrain

Elle peut conditionner la combinaison de procédés de décontamination à associer pour s'adresser à des zones distinctes du sous-sol. On citera à titre d'exemples :

- * les variations de perméabilité, verticales ou horizontales, à l'origine de nombreux échecs d'opérations de pompage-traitement, qui conduiront à modifier localement le maillage, voire la conception des ouvrages souterrains, ou à prévoir des opérations phasées ; les aquifères karstiques constituent l'exemple extrême de ce type d'anisotropie ; ces contrastes sont très fréquents en milieu urbain ou industriel du fait du remaniement des premiers mètres de terrain ;
- * les variations, liées aux précédentes, dans l'ambiance physico-chimique (milieu réducteur ou oxygéné), verticales (aquifères superposés par exemple, un superficiel libre et oxygéné en surmontant un autre captif et réducteur), mais parfois aussi horizontales ;
- * la présence, fréquente en contexte industriel ou urbain, d'ouvrages souterrains (drains, égouts, fondations, etc...) permettant des cheminements préférentiels de la contamination, ou au contraire leur présentant un obstacle.

De nombreux exemples témoignent de l'importance de ces hétérogénéités dans le succès ou l'échec d'opérations de décontamination. Elles sont d'ailleurs souvent repérées trop tard, quand l'échec de premières actions de dépollution amène à s'interroger sur la validité des investigations initiales.

1.1.5. Autres facteurs

Les facteurs suivants sont également à considérer :

- * les variations saisonnières des flux d'alimentation de la nappe, qui se traduisent par des fluctuations piézométriques, et par des modifications dans les directions ou les pentes d'écoulement ;
- * les conditions de réinjection dans la nappe d'eaux de rabattement ou de circulation.

1.2. Proposition de typologie des situations hydrogéologiques

1.2.1. Critères de base

En ne considérant que les quatre facteurs les plus "lourds" pour la conception et la mise en oeuvre d'opérations de décontamination des eaux souterraines, on parvient au découpage suivant :

① profondeur de la nappe contaminée :

- a- inférieure à 10 mètres (le plus courant) :
la plupart des procédés peuvent être mis en oeuvre sans difficultés ;
- b- comprise entre 10 et 20 mètres (peu courant) :
certains procédés doivent subir des adaptations importantes, avec des implications notables sur les coûts, voire deviennent infaisables ;
- c- supérieure à 20 mètres (rare) :
de nombreux procédés deviennent infaisables, ou n'ont jamais été testés.

② vitesse d'écoulement de l'eau dans le milieu souterrain

- a- de l'ordre du cm/jour ou moins (perméabilités de l'ordre de 1.10^{-6} m/s) :

la mise en oeuvre des procédés faisant appel à l'extraction de l'eau souterraine ou à la circulation de fluides se heurte à des difficultés considérables (1) ; la fixation hydraulique de la pollution est en général secondaire car les risques liés au transfert vers l'aval sont souvent limités, mais si elle est nécessaire, elle est également de mise en oeuvre difficile ;

- b- de l'ordre du m/jour (perméabilités de l'ordre de 1.10^{-4} m/s) :

ce sont les situations les plus courantes ; la majorité des procédés trouvent leur zone habituelle d'application ; la fixation hydraulique de la contamination est souvent nécessaire, et aisément réalisable ;

(1) *Si le milieu est peu perméable, il pourrait sembler que l'aquifère est protégé. Cependant, en milieu industriel ou urbain, du fait de "l'anthropisation" des 2 à 4 premiers mètres de terrain, il est fréquent de détecter de petites nappes perchées contaminées, circulant dans des réservoirs de perméabilité médiocre non exploitées pour l'AEP mais pouvant représenter un risque explosif ou de désordre aux bâtiments.*

c- de l'ordre de la centaine de m/jour ou plus (perméabilités de l'ordre de 1.10^{-2} m/s) :

la difficulté essentielle réside dans la maîtrise de l'écoulement vers l'aval de la contamination ; la création de barrières hydrauliques de confinement par les méthodes classiques devient aléatoire ou d'un coût prohibitif ; par contre, l'effet de dilution peut rendre les risques moindres ; il est impératif de prévoir où la contamination peut aller, et le cas échéant de prendre des mesures sur les points de captage eux-mêmes.

③ **ambiance chimique du milieu contaminé :**

a- milieu oxygéné : favorable dans la majorité des cas à l'application de procédés biologiques ;

b- milieu réducteur : défavorable, sauf exception, aux procédés biologiques.

④ **anisotropies :**

a- milieu isotrope sur le plan des perméabilités aux fluides : les modalités de traitement prévues concernent l'ensemble du milieu contaminé sans adaptation particulière ;

b- milieu anisotrope sur le plan des perméabilités : des modalités adaptées de traitement doivent être prévues selon les zones.

1.2.2. Association de ces critères en fonction des conditions hydrogéologiques françaises et des contaminations connues

Il n'y aurait guère de sens pratique à rechercher toutes les combinaisons possibles entre les critères énumérés ci-dessus. On préférera donc ici revenir aux grands domaines hydrogéologiques français (1), et aux situations de contamination observées, pour tenter de dégager, au regard de ces critères de base, quelques classes hydrogéologiques pertinentes en termes d'analyse des situations de contamination et de lignes directrices pour le choix des techniques à leur appliquer.

① **Les grands aquifères alluviaux :**

Localisées dans les plaines et vallées des principaux fleuves, ces nappes sont en général superficielles (moins de 20 m dans tous les cas, le plus souvent moins de 10 m), et circulent dans des terrains souvent perméables, avec des vitesses généralement situées dans la gamme du m/jour, atteignant parfois la centaine de m/jour ;

En dehors de l'exception notable des zones de delta ou d'estuaire, ces aquifères sont à surface libre, et ne présentent que rarement des conditions réductrices.

(1) *Dans ce chapitre, on s'est dans une large mesure fondé sur la synthèse publiée par le BRGM dans le document "Pollution des nappes d'eau souterraine en France", rapport n° 29 de l'Académie des Sciences, Novembre 1991, sous la direction de Cl. Guillemin.*

L'alluvionnement étagé ou lenticulaire de certains cours d'eau rend la distribution des perméabilités au sein de l'aquifère souvent très hétérogène, avec des cheminements préférentiels très rapides, et des lentilles de perméabilité médiocre.

Fortement urbanisées et industrialisées, les vallées alluviales des grands cours d'eau recèlent des aquifères particulièrement vulnérables à tous les types de contamination. Leur forte exploitation pour l'AEP rend généralement prioritaire la dépollution quand une contamination y est observée.

② Les aquifères à nappes libres des grands bassins sédimentaires

Un exemple typique est constitué par l'aquifère de la craie du bassin parisien. Il s'agit de nappes circulantes dans des réservoirs assez perméables (gamme du m/jour, ou quand le calcaire est fissuré, de la centaine de m/jour), surmontés par plus de 10 mètres d'épaisseur de terrains non-saturés, parfois par plus de 20 mètres. Ces aquifères sont en général exempts de zones réductrices. Liés à une sédimentation marine, ils sont homogènes.

Certes moins fréquentes qu'en aquifère alluvial, des contaminations variées affectent néanmoins ces formations.

③ Les aquifères captifs

Il s'agit par exemple des aquifères profonds de la région parisienne, ou en général de l'aquifère des grès du Trias dans l'Est de la France.

Ces nappes profondes (toujours plus de 20 mètres) présentent des caractéristiques hydrodynamiques variables selon les formations. Sauf exception, elles sont le siège de conditions réductrices.

Isolées par des niveaux supérieurs peu perméables, ces formations sont bien protégées de contaminations issues de la surface. On connaît cependant des cas de pollution des grès du Trias, la contamination ayant pu cheminer dans le terrain à la faveur d'ouvrages souterrains profonds.

④ Les aquifères karstiques

Il s'agit par exemple des systèmes aquifères du Jura. Souvent profonds, ces systèmes sont marqués par des circulations localisées extrêmement rapides et une alimentation par engouffrement direct n'autorisant aucune des caractéristiques "épuration" liées au transfert préalable de la contamination à travers la zone non saturée (1).

Du coup, ces aquifères peuvent être très vulnérables. Cependant, situés pour la plupart dans des régions très peu industrialisées et peu urbanisées, ils ne semblent pas sujets à de fréquentes contaminations (2).

(1) *Le rapport du BRGM déjà cité indique par exemple le cas des résurgences de la Loue contaminées au début du siècle, par le biais des pertes du Doubs qui les alimentent, à la suite d'un déversement d'absinthe lors de l'incendie des usines Pernod de Pontarlier.*

(2) *S'agissant du moins des contaminations d'origine accidentelle ou industrielle ; il n'en va pas de même pour les pollutions bactériologiques, très fréquentes en aquifère karstique.*

⑤ Les aquifères fissurés des massifs anciens

Correspondant à la Bretagne ou à l'essentiel du Massif Central, les terrains cristallins anciens sont aquifères :

- de par les altérites plus ou moins perméables qui les surmontent ;
- de par la circulation d'eau dans les fractures perméables du substratum, souvent profondes et bien protégées de la surface.

Ici encore, l'hétérogénéité constitue la règle. Ce type d'aquifère apparaît très peu sujet à des contaminations importantes d'origine accidentelle ou industrielle.

⑥ Les terrains "anthropiques"

Au delà des catégories de l'hydrogéologue, la pratique de terrain montre que dans nombre de situations de pollution, le milieu souterrain a été bouleversé par l'activité. Remblais, excavations, ouvrages souterrains de toutes natures (1) sont la règle sur les terrains industriels et en zone urbaine. En outre, l'alimentation des aquifères "anthropiques" est souvent constituée pour une bonne part par les fuites de réseaux véhiculant des eaux propres ou usées (2). Ces réseaux peuvent ailleurs drainer les écoulements souterrains les plus superficiels.

Seule la reconnaissance détaillée du site peut permettre de localiser ces caractéristiques. On notera cependant les traits suivants :

- sans que cela soit systématique, il est fréquent d'observer un niveau aquifère au contact entre un remblai relativement perméable et l'ancien terrain naturel moins perméable ; ces nappes perchées véhiculent souvent la contamination vers un exutoire qui peut être une nappe sous-jacente, un réseau d'égout, un cours d'eau... ; localisées dans des terrains hétérogènes, mais généralement de perméabilité faible (gamme du cm/jour), elles peuvent s'avérer difficiles à localiser et à capter et justiciables d'ouvrages spécifiques, horizontaux par exemple ;
- ici encore, l'hétérogénéité est la règle : parois, fondations, ou au contraire excavations non remblayées peuvent constituer autant d'obstacles ou à l'inverse de cheminements préférentiels difficiles à prévoir ;
- l'ambiance chimique régnant dans ces nappes perchées peut être réductrice.

(1) *Connus et repérés, ou parfois inconnus...*

(2) *Les fuites de ces réseaux d'eaux usées industrielles sont à l'origine d'une fraction importante des contaminations.*

1.3. Synthèse

On retiendra en définitive les grands types hydrogéologiques suivants :

- ① *aquifère très perméable (100 m/jour) sous moins de 10 mètres de terrain non-saturé ;*
- ② *aquifère moyennement perméable (1 m/j) sous moins de 10 m de terrain non-saturé ;*
- ③ *aquifère moyennement perméable (1 m/j) sous 10 à 20 m de terrain non-saturé ;*
- ④ *aquifère peu perméable (1 cm/jour) très superficiel ;*
- ⑤ *aquifère peu perméable (1 cm/jour) très superficiel, conditions réductrices.*

2. TYPOLOGIE DES CONTAMINATIONS

On pourra se reporter à la seconde partie, chapitre 2, à l'Annexe 3 qui présente les caractéristiques des coupes pétrolières courantes, et à l'Annexe 4 qui indique les principales caractéristiques physiques des contaminants organiques.

2.1. Cas particulier des contaminations minérales

Vis-à-vis des procédés de décontamination connus, ils présentent deux particularités :

- ils sont inaccessibles à tous les procédés fondés sur la volatilisation ;
- ils ne sont pas dégradables par voie biologique, sauf exceptions (sulfates...).

Les seuls procédés applicables aux contaminations minérales sont fondés :

- * sur des réactions d'oxydo-réduction se traduisant par le passage d'une forme soluble à une forme insoluble ;
- * sur l'adsorption dans certains cas ;
- * sur l'application d'un champ électrique.

2.2. Contaminants organiques

Elle résulte du croisement de l'ensemble des propriétés mentionnées ci-dessus. Le tableau page suivante récapitule, en fourchettes, les caractéristiques essentielles des principaux contaminants les plus courants.

**CLASSIFICATION DES CONTAMINANTS ORGANIQUES LES PLUS COURANTS
EN FONCTION DE LEURS PRINCIPALES PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES**

Contaminant	Densité	Solubilité	Volatilité	Biodégradabilité
<u>Hydrocarbures pétroliers</u>				
Aromatiques légers (BTEX) (carburants automobiles, naphta, solvants de peinture)	Inférieure à 1	10 ² à 10 ⁴ mg/l	Importante	Très bonne
Aliphatiques légers (carburants automobiles)	Inférieure à 1	10 ⁻³ à 1 mg/l	Importante	Très bonne
Aromatiques lourds (PAH des goudrons)	1 ou supérieure à 1	10 ⁻² à 1 mg/l	Faible	Médiocre
Aliphatiques lourds (huiles minérales)	1 ou supérieure à 1	10 ⁻⁴ à 10 ⁻¹ mg/l	Faible	Notable
<u>Hydrocarbures oxygénés</u> (phénols, cétones, esters, éthers, alcools, acides, etc...)	Voisine de 1	10 à 10 ⁴ mg/l	Faible à moyenne Exception : éthers	Très bonne
<u>Hydrocarbures halogénés</u>				
Aliphatiques mono ou di- substitués	Supérieure à 1	10 ³ à 10 ⁴ mg/l	Forte	Très faible (sauf cométabolisme)
Aliphatiques tri- ou tétra- substitués	Supérieure à 1	10 ³ à 10 ⁴ mg/l	Forte	Très faible (sauf déhal. réductrice en cond. anaérobies)
Aromatiques et polyaromatiques	Supérieure à 1	Variable selon masse mol.	Variable selon masse mol.	Très faible à faible

En simplifiant, on distinguera, produits minéraux mis à part :

① des composés solubles et bio-dégradables :

- * soit à la fois plus légers que l'eau et volatils : **BTEX** des hydrocarbures pétroliers, qui constituent la fraction des carburants généralement détectée dans les eaux souterraines à la suite de contaminations par ce type de produit ;
- * soit plus ou moins volatils et plus ou moins denses : **hydrocarbures oxygénés courants** (cétones, furanes, alcools, esters, acides...);

② des composés solubles, volatils, mais peu ou très peu bio-dégradables en conditions aérobies normales :

- * **aliphatiques halogénés (solvants chlorés)**, qui présentent en outre la caractéristique générique importante d'être plus denses que l'eau ;

③ des composés peu solubles, peu volatils, peu bio-dégradables :

- * **hydrocarbures pétroliers lourds**, essentiellement aliphatiques (huiles minérales), ou polyaromatiques issus des goudrons, tous généralement denses ;
- * **aromatiques halogénés**, aux propriétés relativement variables.

2.3. Contaminations complexes

La nature des activités génératrices conduit souvent à la présence de produits en mélange, qui, dans certains cas, peuvent présenter des propriétés trop différentes pour qu'un seul procédé puisse être appliqué :

- * une simple station-service peut entraîner à la fois une contamination par BTEX et par huiles minérales ;
- * au droit des anciennes usines à gaz, on détecte des phénols, des hydrocarbures polyaromatiques et des cyanures issus de l'activité et du lessivage des goudrons ;
- * l'industrie des métaux (traitement de surface) est susceptible d'occasionner à la fois une pollution par solvants halogénés et par métaux lourds ;
- * les sites militaires (bases aériennes) peuvent engendrer des contaminations par carburants et par produits de dégraissage du type des solvants chlorés.

3. ADEQUATIONS PROCÉDES - SITUATIONS HYDROGÉOLOGIQUES

Le tableau ci-après résume pour chacun des types hydrogéologiques identifiés ci-dessus les procédés qui y sont adaptés.

NB : la mise entre parenthèses signifie que la faisabilité n'est pas définitivement attestée ou que des adaptations importantes doivent être prévues

Pompage traitement : Principales contraintes	Extraction gros débits : d'où ouvrages adaptés et problèmes de rejet Confinement aléatoire Dimensionnement du traitement problématique	Pas de problèmes insurmontables	Pas de problèmes insurmontables	Captage délicat (prévoit pointes filtrantes ou drains horizontaux par ex.) Stripping délicat : risque de colmatage	
Faisabilité des principaux procédés in situ		Air-sparging UVB Extraction double Procédés biologiques	(Air-sparging) UVB Extraction double (Procédés biologiques)	Air-sparging UVB Extraction double Procédés biologiques Extraction double	
Vitesse d'écoulement	100 m/jour	1 m/jour	1 m/jour	0,01 m/jour	0,01 m/jour
Epaisseur zone non-saturée	< 10 mètres	< 10 mètres	10 à 20 mètres	< 5 mètres	< 5 mètres
Ambiance chimique	Aérobie	Aérobie	Aérobie	Aérobie	Anaérobie
	1	2	3	4	5

CONDITIONS HYDROGÉOLOGIQUES

4. ADEQUATIONS PROCEDES - CONTAMINANTS

Le tableau ci-après résume pour chacune des grandes classes de contaminants organiques les procédés qui y sont adaptés. Les contaminations minérales font l'objet d'un développement spécifique ci-après (5.2.).

		Coût et performances croissants				Coût et performances croissants	
PROCEDES EX-SITU	Charbon actif			Charbon actif	Charbon actif	Charbon actif	PROCEDES EX-SITU
	Bio-réacteurs	Charbon actif			Bio-réacteurs		
	Stripping	Bio-réacteurs	Stripping				
PROCEDES IN-SITU	Air-sparging			Air-sparging			PROCEDES IN-SITU
	UVB	(Extraction double)		UVB			
	Extraction double	(UVB)		Extraction double			
	Procédés biologiques	Procédés biologiques		Procédés biologiques			
	Pompage traitement	Pompage traitement	Pompage traitement	Pompage traitement	Pompage traitement	Pompage traitement	
	BTEX	HYDROCARBURES OXYGENES	SOLVANTS CHLORES	HYDROCARBURES LOURDS NON HALOGENES	HYDROCARBURES LOURDS ET HALOGENES		
TYPES DE CONTAMINANTS							

NB 1 : La mise entre parenthèses signifie que les résultats du procédé ne sont pas définitivement attestés dans ce cas

NB 2 : Les procédés ex-situ sont classés par ordre de coût et performances croissant de bas en haut
Les procédés in-situ ne sont pas classés

5. SYNTHÈSE

5.1. Situations "faciles"

La juxtaposition des deux tableaux ci-dessus met en évidence certaines situations auxquelles plusieurs techniques peuvent apporter des solutions éprouvées :

dans des conditions hydrogéologiques habituelles (classes 2, 3 et 4) :

- * *les contaminations par BTEX dissous* issues par exemple de dépôts pétroliers ou de stations-service peuvent être traitées de différentes façons : le choix des techniques relèvera alors de critères tels que :
 - les impératifs de durée d'opération, qui pourront conduire à écarter des techniques à dominante biologique, sauf en finition ;
 - les impératifs liés à la limitation des effluents, qui, à l'inverse peuvent conduire à donner la faveur aux procédés biologiques, ou à un procédé comme le système UVB ;
 - les impératifs de coût, chaque projet devant donner lieu à une comparaison, en fonction du cas d'espèce, des coûts dans chacune des options possibles.
- * *les contaminations par hydrocarbures oxygénés* constituent le domaine d'élection des procédés biologiques, ces contaminants étant à la fois fortement bio-dégradables, et réfractaires aux techniques fondées sur la volatilisation ;
- * *les contaminations par solvants chlorés* représentent le cas inverse de produits non biodégradables et par contre accessibles aux procédés fondés sur la volatilisation (air-sparging, extraction double, UVB).

5.2. Situations "difficiles"

Ce sont les cas où le champ des procédés faisables se rétrécit fortement, ou les contraintes de mise en oeuvre deviennent très importantes. Il s'agit notamment :

① *de situations d'aquifères très transmissifs :*

non seulement les procédés in situ ne sont plus adaptés, mais le pompage-traitement pose de gros problèmes : débits de pompage considérables, dimensionnement des captages et du traitement, rejet ;

cependant, l'effet de dilution permet souvent de limiter l'impact de la contamination ;

dans ce type de situation, il peut s'avérer plus intéressant de prendre des mesures de potabilisation sur les captages publics menacés ou atteints plutôt que de chercher à confiner la contamination, ce qui serait à la fois très coûteux et d'une efficacité aléatoire.

② **de situations d'aquifères réducteurs :**

les risques de colmatage empêchent le recours à tous les procédés nécessitant l'injection ou la circulation d'air, voire d'eau aérée ; les procédés biologiques ne conviennent pas en général ; les débits de fluides doivent être réduits, les ouvrages de captage adaptés.

③ **de contaminations par produits lourds, non volatils :**

réfractaires aux procédés fondés sur la volatilisation, ces contaminations, certes rares, ne permettent que deux solutions :

- le pompage-traitement quand il est possible, les options de traitement devant être déterminées en fonction de la nature des produits en cause ;
- les procédés biologiques (pilote indispensable), dans le cas de produits biodégradables, c'est à dire, pour simplifier, de produits non halogénés.

5.3. Contaminations minérales

Au stade actuel, il n'y pas d'alternative éprouvée au pompage-traitement. Du coup, dans les situations où celui-ci n'est pas envisageable, la décontamination est impossible.

Les techniques électriques ou les parois passives peuvent à moyen terme constituer des solutions de remplacement, mais leur champ d'application sera vraisemblablement limité.

CINQUIEME PARTIE :
STRATEGIES DE DECONTAMINATION
QUELQUES PRINCIPES GENERAUX

① *Identifier et traiter la source de la contamination*

La plupart des échecs recensés sont liés à la persistance de l'alimentation de la contamination de la nappe par une "source" non identifiée ou non traitée.

Selon les cas, cette source peut être :

- * l'origine même de la contamination, fuite sur stockage ou sur réseau d'eaux usées par exemple ; il est évidemment vain de lancer une décontamination de la nappe si cette source ne tarit pas ;
- * une aire polluée dans la zone non-saturée, qui alimentera la contamination de la nappe par lessivage sous l'effet des pluies (voir fiche d'opération n° iv à titre d'exemple) ;
- * une poche de produit en phase, galette d'hydrocarbures flottants ou accumulation de solvants chlorés au fond de l'aquifère, qui alimentera également la contamination par dissolution ;
- * enfin, une zone contaminée dans la frange capillaire, au sein de laquelle le produit sera remobilisé sous l'effet des fluctuations de la nappe.

Dans les régions industrialisées, les contaminations par solvants chlorés sont particulièrement pernicieuses sur ce plan :

- de nombreux établissements industriels peuvent en être à l'origine ; or on se contente le plus souvent d'identifier un "fautif" sans vérifier qu'il est réellement seul fautif ;
- si la pollution est détectée alors que le panache est déjà étendu, la contamination "s'auto-alimente" sous l'effet des fluctuations piézométriques : lors des baisses du niveau d'eau, le produit s'adsorbe dans la frange capillaire, puis se désorbe lors de la remontée, ce qui se traduit par une "bouffée" de pollution ; le traitement devient alors pratiquement impossible, et seule la protection des usages de l'eau peut être envisagée ;
- les reconnaissances qui permettraient de disposer d'un profil vertical de teneurs jusqu'au fond de l'aquifère ne sont que très rarement menées, du coup d'éventuelles accumulations profondes de produit pur ne sont pas détectées (voir fiche d'opération n° III) ;
- la bio-dégradation naturelle des solvants chlorés est extrêmement lente, et ne concourt donc que de façon tout à fait marginale à leur élimination.

Pour les contaminations par produits pétroliers, dont il est d'ailleurs plus facile en général de définir précisément l'extension, le traitement de la contamination présente dans la zone non-saturée et la frange capillaire constitue presque toujours une condition sine qua non de la réussite de la dépollution de la nappe elle-même. C'est ce qui fait tout l'intérêt des diverses techniques qui permettent avec des moyens communs de solliciter conjointement ces deux milieux.

Dans certains cas, on peut cependant se refuser délibérément à traiter la source de la contamination, même si elle est identifiée, en particulier quand le coût de ce traitement est disproportionné par rapport à celui du maintien des pompages sur des durées très longues, ou quand les techniques d'élimination font défaut.

② **Assigner des objectifs clairs à la décontamination**

Assigner un objectif, ce n'est pas seulement fixer des teneurs à atteindre en fin d'opération, sur une base normative ou plus ou moins arbitraire. C'est avant cela se poser aussi les questions suivantes :

- * quel risque veut-on éliminer :
 - lié à la propagation future de la contamination vers l'aval, ou lié à la contamination là où elle est déjà ?
 - un risque de quelle nature : toxique, explosif, de désordre à des bâtiments ?
- * veut-on restaurer un usage de la nappe, et si oui, lequel : industriel, AEP, agricole..., ou veut-on décontaminer indépendamment d'une perspective d'usage ?
- * à quel(s) critère(s) donne-t-on la priorité : rapidité, coût, niveau de traitement, nuisances aux alentours, transfert de pollution ?

En ce qui concerne les teneurs résiduelles à atteindre, pour des micropolluants d'origine anthropique (solvants, hydrocarbures, etc...), la restauration de l'alimentation en eau potable est un objectif souvent irréaliste à l'aplomb de la source de pollution, et dans des délais raisonnables de quelques mois à quelques années. Il est donc impératif de prévoir des confinements si l'on souhaite protéger un captage rapproché. Il est également possible de traiter l'eau au point de captage lui-même à un coût acceptable. Cette solution, synonyme d'échec au moins temporaire, est souvent la mieux adaptée pour les solvants chlorés du fait de l'ubiquité des sources mentionnée plus haut.

Pour les hydrocarbures pétroliers, on peut cependant compter sur la biodégradation naturelle, mais à l'échelle de la dizaine d'années.

③ **Concevoir le pompage-traitement comme un moyen de confinement, souvent indispensable mais pas suffisant pour la décontamination**

De nombreux échecs sont là pour le rappeler : le pompage-traitement, longtemps la seule solution disponible et encore souvent considérée comme la plus fiable ou la moins coûteuse, n'est pas une véritable technique de décontamination.

Certes des cas existent-ils où aucune alternative ne s'offre encore. Certes le pompage-traitement est-il irremplaçable, et très souvent indispensable, pour empêcher la propagation de la contamination vers l'aval.

Mais, toutes les fois qu'elle est techniquement possible, la mise en oeuvre, après des reconnaissances détaillées, d'un procédé in situ est seule de nature à garantir un effet de décontamination fiable et durable.

④ ***Concevoir les opérations en phases successives répondant chacune à des objectifs bien identifiés***

Un phasage-type se dégage de l'analyse d'opérations réussies :

- a- Détection de la contamination - Mesures conservatoires de fixation ;
- b- Reconnaissances détaillées, localisation de la ou des sources, définition de l'extension du panache contaminé ;
- c- Traitement de la source ;
- d- Décontamination des eaux souterraines, pouvant relever de plusieurs procédés mis en oeuvre successivement ou conjointement ;
- e- Suivi.

⑤ ***Comparer les procédés applicables sur le plan des performances et des coûts, mais aussi sur le plan de l'impact et des transferts de pollution***

En France, la comparaison des différents procédés applicables à une situation de contamination ne prend en compte pour l'instant que des considérations relatives aux performances et aux coûts. Il serait utile de systématiser, à l'instar des procédures appliquées dans certains autres pays, une comparaison plus globale prenant en compte les transferts de pollution, en particulier sous forme gazeuse, impliqués par certains procédés ou certaines modalités d'application.

De la même façon, l'impact hydraulique des opérations de pompage-traitement n'est évalué, au mieux, que quand des usages peuvent être remis en cause au voisinage, mais pas de façon systématique.

Enfin, l'impact sur les eaux superficielles par transfert de pollution doit également être étudié avec soin lors du choix du procédé de traitement.

⑥ ***Prévoir des durées de suivi suffisantes au delà de la fin des opérations de décontamination proprement dites***

En France, la décontamination n'est en général assortie que d'un suivi bref, voire d'aucun suivi, de l'évolution des teneurs en fin d'opération.

Pourtant, de nombreux cas rappellent qu'une décroissance rapide jusqu'à l'objectif de concentration résiduelle ne garantit pas forcément le succès de l'opération. Les phénomènes cités plus haut (page 79) peuvent concourir à l'augmentation des teneurs après la fin de l'opération, en particulier sous l'effet des fluctuations piézométriques.

Il serait donc bon, pour toutes les opérations d'une certaine envergure et quand ces risques existent, de systématiser des procédures de suivi se déroulant sur plusieurs mois au delà de l'arrêt des pompes, et si possible sur un cycle hydrologique d'une année.

SIXIEME PARTIE :
DEVELOPPEMENTS A ENVISAGER EN FRANCE

Il n'est pas question d'aborder ici les problèmes liés à la recherche fondamentale, en particulier dans le domaine de la microbiologie. Tout au plus se bornera-t-on à identifier quelques actions qui pourraient faire l'objet d'une incitation de la part des pouvoirs publics.

① *Tester les méthodes de biodégradation des solvants chlorés*

Il ne saurait être question de rattraper le retard en matière de recherche en laboratoire dans ce domaine.

Par contre, afin de faciliter l'accès des entreprises françaises à ces technologies prometteuses, des efforts pourraient être axés sur la réalisation de pilotes, par exemple, pour prendre modèle sur l'exemple américain, sur des sites "orphelins".

Ceci suppose cependant que des entreprises françaises trouvent des modalités d'association avec les équipes, publiques ou privées, qui développent ces procédés.

Les sociétés de dépollution ou les consultants désireux de procéder à ce type de transfert de technologies et de s'engager dans une certification pourraient ainsi se voir encouragés selon des modalités à définir.

② *Tester les procédés passifs*

Ces techniques fondées sur des puits ou des barrières catalytiques ou biologiques, sont très prometteuses, notamment parce qu'elles ouvrent des perspectives de réduction des coûts en permettant de s'affranchir, au moins dans certains cas, de pompes de confinement.

Plusieurs sociétés nord-américaines sont certainement en mesure de mettre en place des dispositifs-pilotes, moyennant des modalités d'association à trouver avec des entreprises françaises.

③ *Tester les procédés électriques*

Ces techniques pourraient à terme apporter des réponses à des situations actuellement sans solution autre que le pompage-traitement, avec toutes ses limites, les contaminations minérales. Ici encore, le transfert de technologie et la réalisation de pilotes pourraient être encouragés.

ANNEXES

ANNEXE 1
INSTITUTIONS, SOCIETES ET PERSONNES CONSULTEES

Participants à l'étude :

Agence de l'Eau Rhin-Meuse, MM. Pignet, Eugène, Ramon, Mlle Riou

Burgéap, MM. Béraud et Giovannetti ;

Anjou Recherche, MM. Pottecher, de Ménibus et Schmitz-Kohlitz ;

Institut français du Pétrole, M. Gatellier ;

IWACO, M. Satijn, Mme Canter-Cremers, M. Doelman ;

Université de Karlsruhe, Dr. B. Herrling.

Institutions ayant fourni des informations :

Agence de l'Eau Seine Normandie, MM. Feuillet et Merlet ;

Ministère de l'Environnement, Service de l'Environnement Industriel,
Mme Esculpavit ;

Institut de l'Environnement International, Mlle Martin.

Bureau de Recherches Géologiques et Minières, M. Roux et Mme Lallemand-Barrès.

Opérateurs français de dépollution membres de l'UPDS, ayant coopéré à l'étude :

A.T.E., MM. Seguin et Chapuis ;

Géoclean-Géovac, M. Leclerc ;

Géostock, M. Colin ;

G.R.S., M. Genneviève ;

Pollution Service, MM. Ponchon et Muth ;

Serpol, MM. Briglia et Bernardi ;

Socotec-Environnement, M. Kunz ;

Spie ICF, M. Marceau.

ANNEXE 2
BIBLIOGRAPHIE

DOCUMENTS A CARACTERE GENERAL

J.F. BERAUD (Burgéap) : Evolution des polluants organiques dans le milieu souterrain - Aspect hydrogéologique. Journée AFES du 22/05/1990.

I. CANTER-CREMERS et al. (Iwaco) : Milieu-impact vergelijking voor beter resultaat. Ontgraven of in situ saneren ? Land + Water, 1/1994.

I. CANTER-CREMERS et al. (Iwaco) : A new strategy for managing the environmental risks of abandoned landfills. Eurosol 1992, Maastricht, NL, 6-12/09/1992.

M. CHAN : La pollution du sous-sol par les solvants. Particularité : les solvants chlorés. I.R.T.D., 1993.

CONCAWE : Manuel révisé de nettoyage des sites pollués à la suite d'épandages terrestres accidentels de produits pétroliers. La Haye, 1982.

JM. DESTRIKATS et E. PREZ : La dépollution des sols en place. Mémoire de l'ENPC, 1993.

P. DOELMAN (Iwaco) : Bodemsaneringstechnieken - Syllabus. Iwaco, 10.3739.0, 1993.

EPA : In situ bioremediation of contaminated vadose zone soil. EPA/540/S-93/502.

EPA : The Superfund Innovative Technology evaluation program : technology profiles, 5th edition. SITE program, EPA/540/R-92/077, 1992.

EPA : In situ treatment of contaminated groundwater / an inventory of research and field démonstrations and strategies for improving ground water remediation. EPA/500/K-93/001, 1993.

EPA : Attic user manual. EPA/600/R-92/130.

EPA : CLU-IN user manual (pre-publication handbook). EPA/542/B-93/002.

EPA : Visitt user manual. EPA/542/R-93/003.

EPA : Accessing federal data bases for contaminated site clean-up technologies. EPA/542/B-92/002.

EPA : Synopsis of Federal Demonstrations of Innovative Site remediation Technologies. EPA/542/B-92/003.

EPA, RREL : Nineteenth Annual RREL Hazardous Waste research Symposium. EPA/500/K-93/001, 1993.

Cl. GATELLIER, J.F. BERAUD : Pollution accidentelle des eaux intérieures : les eaux souterraines. Institut français du Pétrole, Burgéap, CEDRE, N° 37137, Mai 1989.

S.M. GORELICK, R.A. FREEZE, D. DONOHUE, J.F. KEELY : Groundwater contamination : optimal capture and containment. Lewis Publishers, 1993.

Cl. GUILLEMIN : Pollution des nappes d'eau souterraine en France. Rapport de l'Académie des Sciences n° 29, 1991.

B. HERRLING : Literaturstudie zu Verfahren der Grundwassersanierung in Deutschland. Anjou Recherche, Institut für Hydromechanik - Universität Karlsruhe, 1993.

Institut de l'Environnement International : Gestion des sites pollués. Référentiels de pollution, évaluation de dangers, objectifs de qualité. Août 1993.

R.M. KHANBILVARDI, J. FILLOS : Groundwater hydrology, contamination and remediation. Washington Sci. Public, 1986.

H.E. KOBUS, W. KINZELBACH : Contaminant transport in groundwater. Proceedings of the international symposium on contaminant transport in groundwater. Stuttgart (RFA), 4-6/04/1989.

A. LALLEMAND-BARRES, M. BARRES (BRGM) : Dépollution des captages pollués par déversements occasionnels d'hydrocarbures. Hydrogéologie, 1988, n° 1.

H. LEGRAND (Ministère de l'Environnement, DPPR) : La nouvelle politique de traitement des sites et sols pollués. Pollutec 1993, Colloque ADEME "Maladies en sous-sol".

A.B.M. LENNAERTS et al. (Iwaco, Vituki, Envimark) : Tools and methods for safeguarding of groundwater withdrawals in Hungary.

Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten - Anwendbarkeit und Beurteilung. 1991.

A. SCHMITZ-KOHLITZ : Les procédés innovants de traitement physico-chimique et biologique des eaux souterraines. Etude théorique. Mémoire Ecole Centrale de Paris, 1993.

R. YONG (Université Mc Gill, Montréal) : Dépollution des sols : l'évaluation des procédés. 6èmes entretiens du Centre Jacques Cartier, Lyon, 8-10 Décembre 1993.

L. ZILLIOX, Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg : Pollution des eaux souterraines par les hydrocarbures, C.N.R.S., 1986

DESCRIPTION ET EVALUATION DE PROCEDES DE DECONTAMINATION

W. BURMANN, Institute for Hydromechanics, Univ. of Karlsruhe : Groundwater remediation in situ using the vacuum vaporizer well (UVB) technology : basics, case studies - Colloque de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 1993.

P. DESCROIX : La méthode Vyrédox pour l'enlèvement du fer et du manganèse des eaux souterraines. T.S.M. l'eau, Août 1978.

EPA, RREL : Terra Vac In Situ vacuum extraction system. Applications analysis Report. SITE program, EPA/540/A5-89/003, 1989.

EPA, RREL : Toxic treatments, In Situ steam/hot air stripping technology. Applications analysis Report. SITE program, EPA/540/A5-90/008, 1990.

EPA, RREL : Bio Recovery Systems Removal and recovery of metal ions from groundwater. Emerging technologies. SITE program, EPA/540/5-90/005a, 1990.

EPA, RREL : Ultrox International, Ultraviolet radiation, Oxidation technology. EPA/540/A5-89/012.

EPA, RREL : Biological treatment of wood preservative site groundwater by Biotrol, Inc. EPA/540/A5-91/002.

EPA, RREL : AWD Technologies Integrated Aqua Detox/SVE Technology. EPA/540/A5-91/002.

EPA, RREL : Demonstration of a trial excavation at the McColl Superfund site. EPA/540/A5-92/015.

EPA, RREL : E.I. Du Pont de Nemours/Oberlin microfiltration Technology. EPA/540/A5-90/007.

EPA : Destruction of organic contaminants in air using advanced ultraviolet flashlamps. EPA/540/SR-93/516.

EPA : A technology assessment of soil vapor extraction and air sparging. EPA/600/SR-92/173.

EPA : Basics of pump-and-treat groundwater remediation. Ada, OK, 1990.

R.E. HINCHEE et al. : Enhancing biodegradation of petroleum hydrocarbons through soil venting. Journal of Hazardous Materials, 27 (1991), 315-325.

R. LAGEMAN : Elektrosanierung : Neue Technik für in-situ und on/off-site Bodensanierung. Geokinetiks, Delft, NL.

B.E. RITTMANN et al., National Research Council : In situ bioremediation, when does it work ? National Academy Press, Washington, D.C. 1993.

R. SPEECE : Nomograph for air-stripping of VOC from water. Jour. of Envir. Engin., vol.113, n° 2, 1987.

DESCRIPTION D'OPERATIONS DE DECONTAMINATION

G. ANTOINE et al. : Sinistre de Chavanay (42). Les grandes étapes de la décontamination. T.S.M. Septembre 1993.

G. ANTOINE et al. : Sinistre ferroviaire de la Voulte (07) du 13 Janvier 1993. Mise en oeuvre immédiate des opérations de dépollution. T.S.M. Septembre 1993.

N. ATHENS et al. : Application and design of in situ UVB (Vacuum Vapor Well) remediation systems in Europe and the United States - Ground Water Management, Proceedings of the 7th national outdoor action conference and exposition, Las Vegas 1993.

G.BATTERMANN, P. WERNER : Beseitigung einer Untergrundkontamination mit Kohlenwasserstoffen durch mikrobiellen Abbau. Wasser - Abwasser 125 (1984), 366-373.

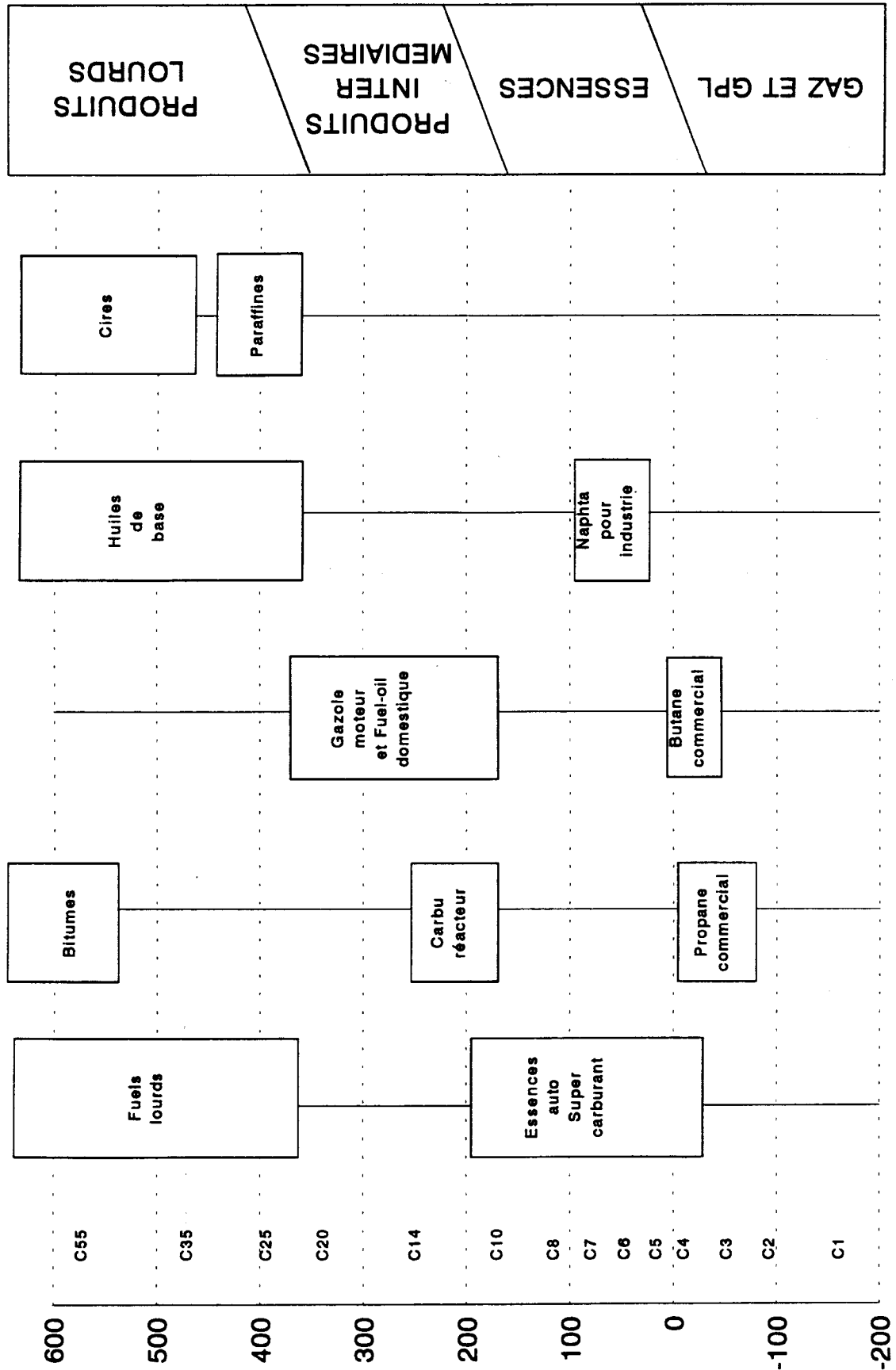
P. BOERSMA et al. : Décontamination par aération à l'azote et par extraction de la phase gazeuse d'un site pollué par des solvants organiques - Colloque de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 1993.

P.A. de BOKS, H.M.C. SATIJN, A.G. VELTKAMP : Bioremediation of a subsoil on an industrial site. IWACO internal paper.

- P. BRINNEL, F. HIRSCHBERGER : Groundwater and soil remediation using the UVB technique without separating plate and additional pump at site in Berlin - Ground Water Management, Proceedings of the 7th national outdoor action conference and exposition, Las Vegas 1993.
- J. DUCREUX : Développement d'une technologie nouvelle pour décontaminer un sous-sol pollué par des hydrocarbures et réduire les risques vis-à-vis d'un ouvrage. Institut français du Pétrole, N° 36102, Sept. 1988.
- J. KLEIN et al. : Hydraulische Sanierung eines mit BTX-Aromaten verunreinigten Kokereigelandes. Wasser - Abwasser, 133 (1992), 293-297.
- R. MODOLO, Geoclean : Décontamination des sols pollués par des composés organiques volatils et semi-volatils. 5èmes entretiens du centre Jacques Cartier - Institut de l'Environnement International, Montreal, 1992.
- R. PINIEWSKI, D. OBERLE (Terra Vac), P. BOERSMA (CH2M Hill) : Vacuum extraction / groundwater sparging for in situ remediation of soil and groundwater. Vapor Extraction Control.
- S. RAMON, MC. WAHL (Agence de l'Eau Rhin-Meuse) : Dépollution des nappes souterraines. 1991.
- B. E. TROWBRIDGE, P.E. and D.E. OTT, Terra Vac : The use of in situ dual extraction for remediation of soil and groundwater. National groundwater Association, Dublin, Ohio.
- A.G. VELTKAMP : Monitoring systems at industrial sites : the Uiterboren case. Subsurface contamination by immiscible fluids, Rotterdam, 1992.
- A.F. ZECH, Serpol : Dépollution de nappe contaminée par des solvants chlorés 5èmes entretiens du centre Jacques Cartier - Institut de l'Environnement International, Montreal, 1992.

ANNEXE 3
CARACTERISTIQUES DES COUPES PETROLIERES COURANTES

Intervalles de température d'ébullition normale des hydrocarbures composant les principaux produits pétroliers



Températures d'ébullition et nombre d'atomes de Carbone dans les hydrocarbures

SOURCE : ENSPM

ANNEXE 4
CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES
DE QUELQUES CONTAMINANTS ORGANIQUES COURANTS

Produit	Densité	Solubilité à 20 °C (mg/l)	Constante de Henry à 10 °C	DBO ₅ / DCO
Hydrocarbures pétroliers				
Benzène	0,85	1 750	0,14	0,3
Ethylbenzène	0,89	150	0,14	< 1.10 ⁻²
Toluène	0,86	530	0,16	0,12
méta-Xylène	0,86	130	0,18	< 1.10 ⁻²
ortho-Xylène	0,88	175	0,12	< 1.10 ⁻²
para-Xylène	0,86	198	0,18	0,11
n-Hexane	0,66	10	10,2	0
Cyclohexane	0,7	40 à 50	4,4	0
Naphtalène	1,16	30 à 40		0,2
Essence	0,75			0,02
Gazole	0,8			0,02
Naphta	0,85			
Organo-halogénés aliphatiques				
Trichlorométhane (chloroforme)	1,50	8 200	0,07	0
Tétrachlorométhane	1,58	760	0,64	0
Tribromométhane (bromoforme)	2,90	3 000	0,14	0
Trichlorofluoro- méthane (Fréon 11)	1,49	1 100	2,31	0
Trichloroéthylène	1,47	1 100	0,23	0
Tétrachloroéthylène (Perchloroéthylène)	1,63	150	0,40	0
111 Trichloroéthane	1,35	1 500	0,41	0
Dichlorométhane	1,33	20 000	0,35	0

Produit	Densité	Solubilité à 20 °C (mg/l)	Constante de Henry à 10 °C	DBO ₅ / DCO
Autres organiques				
PCB	1,2 à 1,5	0,03	0,02	0
Crésol	1,05	31 000	3.10 ⁻⁵	0,6
Phénol	1,07	100 000	3.10 ⁻⁵	0,8
Méthyl-éthyl cétone	0,81	100 000	0,01	0,9
Acétone	0,80	> 100 000		0,55
Nitrobenzène		1 900	5.10 ⁻⁴	0
Aniline		37 000	2.10 ⁻⁵	0,6
Butyl-benzyl	1,2	40	2.10 ⁻⁵	0,1
Phtalate				

ANNEXE 5
NOUVELLES VALEURS DES SEUILS DE REFERENCE "C" NEERLANDAIS
(Proposition publiée, mais non encore officielle)

Substance	Sols (mg/kg de terre sèche)	Eau souterraine (µg/l)
METAUX		
Chrome	380	30
Cobalt	240	100
Nickel	210	75
Cuivre	190	75
Zinc	720	800
Arsenic	55	60
Molybdène	200	300
Cadmium	12	6
Baryum	625	625
Mercure	10	0,3
Plomb	530	75
AUTRES CONTAMINANTS MINERAUX		
Cyanure libre	20	1500
Cyanure complexé (pH <5)	650	1500
Cyanure complexé (pH >5)	50	1500
Thiocyanate	20	1500
CONTAMINANTS AROMATIQUES		
Benzène	1	30
Ethylbenzène	50	150
Phénol	40	2000
Crésols	5	200
Toluène	130	1000
Xylène	25	70
Catéchol	20	1250
Résorcinol	10	600
Hydroquinone	10	800
HYDROCARBURES POLYCYCLIQUES AROMATIQUES (HPA)		
HPA totaux (somme des 10)	40	-
Naphtalène	-	70
Anthracène	-	5
Phénanthrène	-	5
Fluoranthène	-	1
Benzo-(a) anthracène	-	0,5
Chrysène	-	0,05
Benzo-(a) pyrène	-	0,05
Benzo-(ghi) pérylène	-	0,05
Benzo-(k)fluoranthène	-	0,05
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	-	0,05

Substance	Sols (mg/kg de terre sèche)	Eau souterraine (µg/l)
ORGANO-HALOGENES		
1.2. Dichloroéthane	4	400
Dichlorométhane	20	1000
Tétrachlorométhane	1	10
Tétrachloroéthylène	4	40
Trichlorométhane	10	400
Trichloroéthylène	60	500
Chlorure de vinyle	0,1	0,7
Chlorobenzènes (somme)	30	-
Monochlorobenzène	-	180
Dichlorobenzène	-	50
Trichlorobenzène	-	10
Tétrachlorobenzène	-	2,5
Pentachlorobenzène	-	1
Hexachlorobenzène	-	0,5
Chlorophénols (somme)	10	-
Monochlorophénol	-	100
Dichlorophénol	-	30
Trichlorophénol	-	10
Tétrachlorophénol	-	10
Pentachlorophénol	5	3
Chloronaphtalène	10	6
PCB (somme)	1	0,01
PESTICIDES		
DDT/DDD/DDE	4	0,01
Aldrine + Dieldrine + Endrine	4	0,1
HCH ($\alpha + \beta + \gamma + \delta$)	2	1
Carbaryl	5	0,1
Carbofuran	2	0,1
Manèbe	35	0,1
Atrazine	6	150
AUTRES PRODUITS		
Cyclohexanone	270	15 000
Phtalates (somme)	60	5
Huiles minérales	5 000	600
Pyridine	1	3
Styrène	100	300
Tétrahydrofurane	0,4	1
Tétrahydrothiophène	90	30

ANNEXE 6
LISTE NON EXHAUSTIVE D'ENTREPRISES
POUVANT METTRE EN OEUVRE LES TECHNIQUES PRESENTEES

1. LISTE DES OPERATEURS FRANCAIS DE DEPOLLUTION MEMBRES DE L'U.P.D.S.

Antéa
Avenue de Concyr, BP 6009, 45060 Orléans Cédex 2

A.T.E.
17, Rue du Périgord, 69330 Meyzieu

Bachy
4, Rue Ste Claire Deville, 92563 Rueil Malmaison Cédex

Bureau Veritas
Cedex 44, 92077 Paris la Défense

BURGEAP
70 Rue Mademoiselle, 75015 Paris

CH2M Hill
104, Avenue Albert 1er, 92563 Rueil Malmaison Cédex

EnviroMax
Miniparc du Verger, bât. C, 1 Rue de Terreneuve, Coutarboeuf 1, 91967 Les Ulis Cédex

E.S.Int.
BP 189, 57104 THIONVILLE

Générale de Réhabilitation des Sites
13, Villa Croix Nivert, 75015 Paris

Géoclean
5, Rue Pascal, BP 170, 69686 Chassieu

Géostock
7, Rue Peugeot 92563 Rueil Malmaison Cédex

HPC Envirotec
43, Rue des Garennes, 57157 Marly

Pollution Service
Impasse des Plâtriers, 108, Rue du Bourbonnais, 69009 Lyon

SERPOL
2, Chemin du Génie, 69200 Vénissieux

S.G.N.
1, Rue des Hérons, Montigny le Bretonneux, 78182 St Quentin en Yvelines Cédex

SIMECSOL
8, Avenue Newton, 92350 Le Plessis Robinson

Socotec Environnement
11, Rue St Maximin, 69416 Lyon Cédex 03

Solétanche
6, Rue de Watford, 92000 Nanterre

Sondalp
90, Route de Paris, 69860 La Tour de Salvagny

SPIE ICF Environnement
Parc St Christophe, 10, Avenue de l'Entreprise, Pôle Galilée, 95865 Cergy
Pontoise Cédex

TRIAS
Parc d'Entreprises de Villefontaine, 29, Rue Condorcet, 38090 Vaulx-Milieu

Valtech Industry
327, Rue des Mercières, 69140 Rillieux la Pape

WCI Ecoaudit
14, Boulevard St Michel, 69006 Paris

2. LISTE NON EXHAUSTIVE D'ENTREPRISES POUVANT METTRE EN OEUVRE LES PROCÉDES PRESENTES

NB : La présente liste, établie mi-94, n'évoque les sociétés étrangères que pour certains procédés où il n'existe encore que peu d'entreprises françaises susceptibles de les mettre en oeuvre.

2.1. Procédés in situ

Pompage-traitement

- * Ouvrages de rabattement : très nombreuses entreprises de dépollution, de forage ou de rabattement de nappe
- * Dispositifs de traitement : voir ci-après rubriques "Procédés ex-situ"

Ecrémage

A.T.E., E.S. Int, G.R.S., Geoclean, Pollution Service, Serpol, Spie ICF,
Valtech Industry

Fourniture de matériel : E.S. Int, Lamson Environnement

Bio-lixiviation et techniques assimilées

A.T.E., G.R.S., Geoclean, Pollution Service, Serpol, Valtech Industry

Sparging

A.T.E., Geoclean, Valtech Industry

Extraction double

Geoclean

UVB et procédés assimilés

G.R.S., Spie ICF Environnement

Procédés d'oxydo-réduction in situ

Envirometal technologies, Inc (Canada)

Tel : (1) 519 824 0432

Fax : (1) 519 763 2378

Geochem, Inc (Etats Unis)

Tel : (1) 303 988 8902

Fax : (1) 303 988 0288

2.2. Procédés ex-situ

Stripping

A.T.E., Degrémont, G.R.S., Geoclean, O.T.V., Pollution Service, Serpol,
Spie ICF Environnement, Valtech Industry

Fourniture de matériel : Degrémont, Lamson Environnement, O.T.V.

Adsorption sur charbon actif

Atochem-CECA, A.T.E., Geoclean, Serpol, et nombreux fournisseurs de
charbon actif

Réacteurs biologiques

Pollution Service, Serpol

Biotrol (Etats Unis)

Fax : (1) 505 523 1638

2.3. Procédés en développement

Parois traitantes

Asea Brown Boveri Environmental Engineering, Inc (Etats Unis)

Tel : (1) 617 245 6606

Fax : (1) 617 246 5060

Battelle Pacific Northwest Laboratories (Etats Unis)

Tel : (1) 509 376 7855

Envirometal technologies, Inc (Canada)

Tel : (1) 519 824 0432

Fax : (1) 519 763 2378

Procédés électriques

Electrokinetics, Inc (Etats Unis)

Tel : (1) 504 388 3992

(représentation aux Pays-Bas : Geokinetics, Delft, NL)

Biodégradation de solvants chlorés

Westinghouse Remediation Services, Inc. (Etats Unis)

Fax : (1) 803 725 7673

**PROGRAMMES D'ÉTUDES ET DE RECHERCHES
AGENCES DE L'EAU-DIRECTION DE L'EAU
DU MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT**

Collection des cahiers techniques inter-Agences

N°	TITRE	PRIX
1	Les élus locaux et l'assainissement (1991)	160 F
2	L'épuration par biofiltration. Premiers constats (1991). Epuisé	100 F
3	Réduction de l'azote et du phosphore contenus dans les eaux résiduaires urbaines (1993)	150 F
4	Épuration par infiltration - percolation. Aspects réglementaires liés aux rejets dans le milieu souterrain (réédition 1993)	100 F
5	Dégradation des ouvrages en béton utilisés en assainissement autonome (réédition 1993)	100 F
6	Épuration par bassin d'infiltration : suivi des performances de la station de Fontelle (Aube). (réédition 1993)	100 F
7	Études préliminaires à l'implantation des dispositifs d'épuration par infiltration-percolation (1993)	100 F
8	Influence de la granulométrie du matériau filtrant en épuration par infiltration-percolation (1993)	100 F
9	Épuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation. Etat de l'art et études de cas (1993)	100 F
10	Études qualitatives et quantitatives des sources diffuses de solvants chlorés (1993)	120 F
11	ARCHIMED : aide à la rationalisation du choix d'installation de mesures de débits (1993)	250 F
12	IVème Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992 - 1996. Orientations et organisation (1993)	100 F
13	IVème Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992-1996. Plaquette de présentation et contenu (1993)	Gratuit
14	IVème Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992-1996. Bilan technique et financier. Année 1992 (1993).	100 F
15	IVème Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992-1996. Programme prévisionnel technique et financier. Années 1993-1994 (1993).	100 F
16	Fiches descriptives des méthodes d'analyses de l'eau normalisée AFNOR (1993)	100 F
17	Bio essais et bio indicateurs de toxicité dans les milieux naturels (1993)	120 F
18	Évaluation de banques de données relatives aux substances toxiques (1993)	160 F
19	Fonctionnement des filtres biologiques de la station d'épuration de Bouc-Bel-Air (1993)	100 F
20	Fonctionnement des filtres biologiques de la station d'épuration de Gréoux-les-Bains (1993)	100 F
21	Fonctionnement des filtres biologiques de la station d'épuration de Grimaud (1993)	100 F
22	Étude qualitative et quantitative des sources diffuses de mercure (1993)	100 F
23	Recherche et quantification des paramètres caractéristiques de l'Equivalent-Habitant : étude bibliographique (1993)	150 F
24	Étude bibliographique de l'impact des aménagements sur les capacités auto-épuratrices des cours d'eau (1993)	150 F

25	Régulation hydraulique des stations d'épuration : recherche bibliographique et études de cas (1993)	150 F
26	Enquête sur les investissements dans le domaine de l'eau (1993)	150 F
27	L'assainissement des agglomérations - Techniques d'épuration actuelles et évolutions (1994)	450 F
28	Evaluation des flux polluants dans les rivières ; pourquoi, comment et à quel prix ? (1993)	150 F
29	Evaluation de la génotoxicité des effluents. Etude comparative des tests d'ames et micronoyaux tritons (1994)	150 F
30	Evaluation des investissements, de leurs financements et de l'endettement des collectivités locales dans le domaine de l'eau (1994)	150 F
31	Traitements statistiques et graphiques utilisés par les Agences de l'Eau dans le cadre des données physico-chimiques	150 F
32	Guide pratique pour le contrôle et l'entretien des captages d'eau souterraine	150 F
33	Traitements par procédés rustiques des usines de production d'eau potable	
34	Métaux lourds et mousses aquatiques Standardisation des aspects analytiques	150 F
35	Etude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentale	Gratuit